



HAL
open science

CARACTÉRISATION PHYSICO-CHIMIQUE ET ÉTUDE DU TRANSPORT DES PARTICULES DANS LES LOCAUX

Olivier Ramalho, Karim Limam, Marc O. Abadie, Evelyne Géhin, Hervé Guégan, Jean Danjou, Anne-Marie Laurent, Mickaël Derbez, Jean-Jacques Akoua, Jacques Riberon, et al.

► **To cite this version:**

Olivier Ramalho, Karim Limam, Marc O. Abadie, Evelyne Géhin, Hervé Guégan, et al.. CARACTÉRISATION PHYSICO-CHIMIQUE ET ÉTUDE DU TRANSPORT DES PARTICULES DANS LES LOCAUX. ESE-SB/2007-050, CSTB - Centre scientifique et technique du bâtiment, France; Université La Rochelle; Université Paris 12; Centre d'études nucléaire de Bordeaux Gradignan; Laboratoire d'hygiène de la ville de Paris. 2007, pp.631. hal-04911450

HAL Id: hal-04911450

<https://cstb.hal.science/hal-04911450v1>

Submitted on 24 Jan 2025

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

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



Open licence - etalab

CARACTÉRISATION PHYSICO-CHIMIQUE ET ÉTUDE DU TRANSPORT DES PARTICULES DANS LES LOCAUX

Rapport final

Primequal II / Predit / Particules

Convention n° 22-F/2004

Référence accord n° CV 04000151

CARACTÉRISATION PHYSICO-CHIMIQUE ET ÉTUDE DU TRANSPORT DES PARTICULES DANS LES LOCAUX

Olivier RAMALHO¹

Karim LIMAM²

Marc ABADIE²

Evelyne GEHIN³

Hervé GUEGAN⁴

Jean DANJOU⁵

Anne-Marie LAURENT⁵

Mickael DERBEZ¹

Jean-Jacques AKOUA¹

Jacques RIBÉRON¹

Séverine KIRCHNER¹

¹*Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB),*

²*Laboratoire d'études des phénomènes de transfert appliqués au bâtiment (LEPTAB, Université de La Rochelle),*

³*Centre d'études et recherche en thermique environnements et systèmes (CERTES, Université Paris XII),*

⁴*Centre d'études nucléaire de Bordeaux-Gradignan (ARCANE-ADERA CENBG, Bordeaux),*

⁵*Laboratoire d'hygiène de la ville de Paris (LHVP, Paris).*



Avec la participation de :

Elise BONNEAU¹, Céline CANNIER¹, Bernard COLLIGNAN¹, Timea DENES²,
Sakina EL HAMDANI², Julien GARRIGUE¹, Mihai GUSTIUC², Quy LE MINH⁴,
Patrick O'KELLY¹, Lelia OLEA² et Eric PILCH¹

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Les aérosols sont définis comme des suspensions de particules liquides ou solides dans l'air. La taille des particules peut varier de quelques nanomètres à quelques centaines de micromètres de diamètre. L'aérosol atmosphérique peut être décrit selon trois distributions : les particules ultrafines (diamètre $< 0,1 \mu\text{m}$) associées majoritairement aux produits de combustion, les particules du mode d'accumulation ($0,1 < \text{diamètre} < 2,5 \mu\text{m}$) qui résultent de l'agrégation de particules ultrafines et de vapeurs et les grosses particules (diamètre $> 2,5 \mu\text{m}$) générées mécaniquement.

La masse de particules est pour sa part associée aux deux derniers modes : les fines particules présentant un diamètre aérodynamique $< 2,5 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2.5}$) et les grosses particules dont le diamètre est $> 2,5 \mu\text{m}$, et limitées le plus souvent à des diamètres $< 10 \mu\text{m}$ (PM_{10}). Le mode ultrafin comprend la plus grande proportion en nombre de particules et une part appréciable de la surface totale (Hinds, 1999).

Ces trois modes présentent différentes sources et donc différentes compositions chimiques et temps de séjour dans l'atmosphère. Les grosses particules sont généralement produites par des procédés mécaniques (érosion, remise en suspension, frottements, ...). Du fait de leur taille, leur vitesse de sédimentation est importante et elles sont généralement éliminées de l'atmosphère en quelques heures. Les particules du mode d'accumulation et du mode ultrafin sont pour la plupart des particules d'origine anthropique, générées au travers de mécanismes de conversion gaz-particule, incluant la nucléation homogène et hétérogène, et par condensation sur des particules préexistantes. La vitesse de sédimentation faible des particules du mode d'accumulation favorise leur transport sur de longues distances. Leur temps de résidence dans l'atmosphère est de quelques jours. Les constituants chimiques majeurs des particules fines sont les ions sulfates, nitrates, ammonium, le carbone organique et élémentaire ainsi que de nombreux métaux à l'état de traces associés aux processus de combustion. Les particules ultrafines de part leur surface spécifique importante peuvent transporter de grandes quantités de polluants adsorbés ou condensés, susceptibles de provoquer des réactions dans l'organisme. L'exposition aux particules ultrafines est associée de manière de plus en plus évidente à des problèmes respiratoires ou cardiovasculaires (revue de Sioutas et al., 2005).

Il n'existe cependant pas suffisamment d'informations à ce jour sur les relations doses-effets de ces particules permettant d'élaborer des recommandations appropriées et de protéger la population générale et notamment les groupes les plus sensibles. La difficulté d'estimer l'exposition des populations à ces particules en est la principale raison avec notamment la complexité liée à l'instrumentation, la modélisation, la validation des modèles ainsi que l'interprétation des données.

En particulier, les environnements intérieurs (logements, écoles, bureaux, etc.) restent très peu étudiés malgré des durées d'exposition observées qui peuvent être très longs (jusqu'à 90% du temps passé dans les environnements clos pour un citoyen). Par ailleurs, trop peu de données sont actuellement disponibles sur la caractérisation des particules intérieures en termes de niveaux, caractéristiques physiques et composition chimique. Ces données sont pourtant indispensables pour identifier les facteurs qui pourraient avoir un impact sur la santé des populations exposées à ces particules. La connaissance de la spécificité des particules est également nécessaire pour identifier l'origine des émissions et donner ainsi des pistes pour la gestion des risques.

Par ailleurs le rôle des bâtiments (surfaces et revêtements) et de ses équipements (systèmes de ventilation et de climatisation) sur la nature des particules présentes est également peu étudié limitant ainsi la compréhension des conditions d'exposition des populations et les propositions de gestion.

Cette étude a pour objectif de documenter la nature et la physico-chimie de l'aérosol des environnements intérieurs, mais également de chercher à comprendre son évolution et ses interactions avec les constituants et équipements du bâtiment. Le projet est articulé autour de quatre phases complémentaires :

1. La caractérisation physico-chimique (émission en nombre, distribution en taille, teneur en éléments, espèces ioniques de la fraction soluble, hydrocarbures aromatiques polycycliques) des particules émises à l'intérieur des locaux par différentes activités domestiques simulées en enceinte expérimentale dans le but d'identifier des traceurs spécifiques et d'aider à la hiérarchisation des contributions relatives.
2. L'étude de l'interaction au sein d'une enceinte ventilée entre un polluant particulaire polydispersé et les revêtements utilisés dans le bâtiment, dans le but de comprendre l'influence des paramètres aérauliques (brassage de l'air) et des paramètres spécifiques du matériau (rugosité de surface) sur la vitesse de dépôt des particules de différents diamètres.
3. L'étude expérimentale des transferts particulaires à émission contrôlée dans un environnement réel, dans le but de comprendre l'évolution spatio-temporelle de la concentration en nombre de particules à l'échelle d'une pièce au regard du renouvellement d'air, des revêtements présents et de la nature des particules.
4. Le développement d'outils de prédiction du transfert particulaire dans les ambiances intérieures pour permettre l'étude numérique de l'influence de la stratégie de ventilation sur la dispersion des particules fines selon une approche eulérienne et lagrangienne et également son application à des environnements réels.

Chacune de ces phases fait l'objet d'un rapport à part entière. L'ensemble du projet représente ainsi 4 rapports de recherche sur la pollution particulaire intérieure rassemblés en un seul classeur. Ce travail représente à notre connaissance une des premières études françaises d'envergure sur la caractérisation physico-chimique des sources de particules dans l'environnement intérieur.

PHASE 1 :
CARACTÉRISATION PHYSIQUE ET COMPOSITION
CHIMIQUE DES PARTICULES FINES ÉMISES PAR
DIFFÉRENTES ACTIVITÉS DOMESTIQUES

Olivier RAMALHO¹

Evelyne GEHIN³

Hervé GUEGAN⁴

Jean DANJOU⁵

Anne-Marie LAURENT⁵

Mickael DERBEZ¹

Séverine KIRCHNER¹

¹Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB),

³Centre d'études et recherche en thermique environnements et systèmes (CERTES, Université Paris XII),

⁴Centre d'études nucléaire de Bordeaux-Gradignan (ARCANE-ADERA CENBG, Bordeaux),

⁵Laboratoire d'hygiène de la ville de Paris (LHVP, Paris).



Avec la participation de :

Elise BONNEAU¹, Céline CANNIER¹, Quy LE MINH⁴, Patrick O'KELLY¹ et Eric PILCH¹

Sommaire

CHAPITRE 1 : CARACTERISATION EN NOMBRE DES EMISSIONS DE PARTICULES.....	21
1. La pollution particulaire intérieure.....	21
1.1. Niveaux de particules dans les environnements intérieurs en France.....	21
1.2. Sources et puits de particules dans le logement.....	23
1.3. Activités liées à la cuisine.....	25
1.3.1. Les matières grasses.....	31
1.4. Fumée de tabac.....	32
1.5. Bougies.....	35
1.6. Encens.....	38
1.7. Spray aérosols.....	40
1.8. Imprimantes et photocopieuses.....	41
1.9. Chauffage d'appoint à pétrole.....	43
1.10. Chauffage au bois - cheminée.....	44
1.11. Convecteurs électriques.....	44
1.12. Utilisation d'un aspirateur.....	45
1.13. Morphologie des particules intérieures.....	47
2. Matériels et méthode.....	50
2.1. Choix des sources.....	50
2.2. Description de l'enceinte expérimentale.....	55
2.2.1. Description.....	55
2.2.2. Caractérisation.....	59
2.2.3. Bruit de fond en particules:.....	61
2.3. Autres équipements.....	62
2.3.1. Mesure de la température et de l'humidité.....	62
2.3.2. Mesure de la vitesse.....	62
2.3.3. Pesées.....	63
2.4. Description des instruments de mesure en nombre.....	63
2.4.1. Classifieur électrostatique DMS500 (Cambustion).....	64
2.4.2. Impacteur basse pression à détection électrique (ELPI).....	65
2.4.3. Compteur à noyaux de condensation (CNC 3007).....	67
2.4.4. Compteur optique Dust Monitor 1.108.....	68
2.5. Efficacités d'échantillonnage.....	69
2.5.1. Lignes de prélèvements.....	69
2.5.2. Efficacités d'échantillonnage.....	70
2.6. Mesures de concentrations en nombre.....	73
2.6.1. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500.....	73
2.6.2. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI.....	74
2.6.3. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC3007.....	74
2.6.4. Comparaison des concentrations mesurées avec le DMS500 et avec le CNC3007.....	76
2.6.5. Mesures avec le compteur optique Dust monitor 1.108 (GRIMM).....	77
3. Résultats des mesures de dénombrement.....	78
3.1. Fumée de cigarette.....	79
3.1.1. Mesures avec le compteur CNC3007.....	79
3.1.2. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI.....	79
3.1.3. Mesures avec le compteur optique DM1.108.....	82
3.2. Bougie blanche.....	84
3.2.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation.....	84
3.2.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500.....	85
3.2.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI.....	88
3.2.4. Mesures avec le compteur optique Dust Monitor 1.108.....	89
3.3. Bougie parfumée.....	92
3.3.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation.....	92
3.3.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500.....	93
3.3.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI.....	96
3.3.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108.....	98
3.4. Encens pin.....	99
3.4.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation.....	99

3.4.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500	100
3.4.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI.....	103
3.4.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108	104
3.5. <i>Encens fruité</i>	106
3.5.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation	106
3.5.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500	107
3.5.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI.....	109
3.5.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108	111
3.6. <i>Spray désodorisant bleu</i>	113
3.6.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation	113
3.6.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500	114
3.6.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI.....	116
3.6.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108	118
3.7. <i>Spray désodorisant jaune</i>	120
3.7.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation	120
3.7.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500	121
3.7.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI.....	123
3.7.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108	124
3.8. <i>Spray dépoussiérant</i>	126
3.8.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC	126
3.8.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500	127
3.8.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI.....	127
3.8.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108	129
3.9. <i>Spray insecticide</i>	131
3.9.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC	131
3.9.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500	132
3.9.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI.....	134
3.9.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108	136
3.10. <i>Imprimante Laser A</i>	138
3.10.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC	138
3.10.2. Mesures avec le spectromètre de mobilité électrique DMS500	139
3.10.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI.....	139
3.10.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108	139
3.11. <i>Imprimante Laser B</i>	141
3.11.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC	141
3.11.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500	142
3.11.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI.....	145
3.11.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108	147
3.12. <i>Aspirateur traineau</i>	149
3.12.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC	152
3.12.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500	152
3.12.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI.....	156
3.12.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108	157
3.13. <i>Chauffage d'appoint à pétrole</i>	159
3.13.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC	159
3.13.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500	160
3.13.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI.....	162
3.13.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108	164
3.14. <i>Plaque électrique</i>	166
3.14.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC	166
3.14.2. Mesures avec le spectromètre de mobilité électrique DMS500	167
3.14.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI.....	169
3.14.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108	171
3.15. <i>Cuisson à la poêle – Steak haché à l'huile</i>	173
3.15.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC	175
3.15.2. Mesures avec le spectromètre de mobilité électrique DMS500	175
3.15.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI.....	178
3.15.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108	180
3.16. <i>Cuisson à la poêle – Steak haché au beurre</i>	182
3.16.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC	184
3.16.2. Mesurées avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500	184
3.16.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI.....	187
3.16.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108	188
3.17. <i>Cuisson à la poêle – panés de poissons</i>	191
3.17.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC	193
3.17.2. Mesures avec le spectromètre de mobilité électrique DMS500	193

3.17.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI.....	195
3.17.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108.....	197
3.18. <i>Cuisson à l'eau - Pâtes</i>	199
3.18.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC.....	201
3.18.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500.....	202
3.18.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI.....	207
3.18.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108.....	208
3.19. <i>Four électrique</i>	211
3.19.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC.....	212
3.19.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500.....	212
3.19.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI.....	214
3.19.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108.....	216
3.20. <i>Cuisson au four - rôti de porc</i>	218
3.20.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC.....	220
3.20.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500.....	220
3.20.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI.....	224
3.20.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108.....	226
3.21. <i>Cuisson au four – pavés de saumon</i>	228
3.21.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC.....	230
3.21.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500.....	230
3.21.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI.....	234
3.21.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108.....	236
3.22. <i>Four – nettoyage par pyrolyse</i>	238
3.22.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC.....	238
3.22.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500.....	239
3.22.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI.....	241
3.22.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108.....	242
4. Analyse des résultats	245
4.1. <i>Caractérisation des sources selon la distribution en taille des particules</i>	245
4.2. <i>Détermination des facteurs d'émission moyens</i>	248
4.2.1. Méthode de calcul.....	248
4.2.2. Estimation du taux de décroissance expérimental.....	249
4.2.3. Taux moyen d'émission de particules.....	251
4.2.4. Incidence du diamètre sur la décroissance et le calcul du taux d'émission.....	263
4.3. <i>Comparaison avec d'autres études</i>	267
4.4. <i>Contribution des activités domestiques à la pollution particulaire intérieure</i>	270
4.4.1. Représentativité des scénarios utilisés.....	270
4.4.2. Estimation de la fréquence d'utilisation des différentes sources.....	270
4.4.3. Impact relatif des activités à l'échelle d'une pièce.....	274
4.4.4. Cas réel : maison individuelle – occupants non-fumeurs.....	281
5. Conclusion	285
CHAPITRE 2 : ANALYSE PHYSICO-CHIMIQUE DES EMISSIONS DE PARTICULES	286
1. Introduction	286
2. Matériel & Méthodes	286
2.1. <i>Simulation des activités en enceinte expérimentale</i>	286
2.2. <i>Prélèvements par impaction</i>	289
2.3. <i>Analyse élémentaire par méthode PIXE</i>	292
2.3.1. Principes généraux.....	292
2.3.2. Dispositif expérimental du CENBG.....	292
2.3.3. Performance et limitations.....	293
2.4. <i>Gravimétrie</i>	296
2.5. <i>Dosage des hydrocarbures polycycliques aromatiques (HAP)</i>	296
2.5.1. Pré-traitement du demi-filtre.....	296
2.5.2. Dosage des HAP en chromatographie en phase liquide avec détection par fluorescence (HPLC/FLD).....	297
2.6. <i>Dosage des anions et des cations dans la fraction soluble</i>	299
2.6.1. Pré-traitement du demi-filtre.....	299
2.6.2. Dosages des anions et des cations par électrophorèse capillaire.....	299
2.7. <i>Dosage du carbone</i>	300
2.8. <i>Caractérisation individuelle des particules au MEB</i>	301
2.8.1. Prélèvements pour la caractérisation des particules par MEB.....	301
2.8.2. Description du système de prélèvement.....	304

2.8.3. Analyse des particules prélevées par microscopie électronique a balayage.....	305
3. Résultats	307
3.1. Résultats des analyses PIXE	307
3.1.1. Résultats bruts	307
3.1.2. Analyse des résultats	314
3.2. Résultats gravimétriques.....	324
3.3. Carbone organique / carbone élémentaire	325
3.4. Anions / cations de la fraction soluble de l'aérosol	327
3.5. Hydrocarbures polycycliques aromatiques (HAP)	336
3.6. Caractérisation morphologique au MEB.....	341
3.6.1. Etude de la répartition spatiale des particules sur les membranes	341
3.6.2. Caractérisation individuelle des particules émises par les différentes sources.....	342
3.6.3. Synthèse des résultats MEB	362
4. Discussion	364
5. Conclusion.....	365
CONCLUSION GENERALE	367
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	369

Liste des figures

Figure 1-1 : Distribution des mesures en PM _{2.5} et PM ₁₀ réalisées dans les logements français (Kirchner et al., 2006).....	21
Figure 1-2 : Exemples de profils de concentration en nombre de particules fines (gauche) et ultrafine (droite), (données OQAI).....	22
Figure 1-3 : Ratios int/ext (I/O) et occupé/inoccupé (O/U) mesurés dans 8 écoles suivant le diamètre des particules (Blondeau et al., 2005).....	22
Figure 1-4 : Evolution de la distribution en taille de particules lors d'une activité de cuisson au four (Abt et al, 2000).....	26
Figure 1-5 : Granulométrie (ELPI) mesurées pour des cuissons sur brûleur gaz (gauche) ou sur plaque électrique (droite) dans une maison test pour différentes activités domestiques (Fortmann et al, 2001).....	26
Figure 1-6 : Distributions en taille de particules observés lors de la cuisson (Hussein et al, 2006).....	28
Figure 1-7 : Distributions en nombre (en haut) et en masse (bas) obtenues avec un ELPI pendant les heures de cuisson (gauche) et en dehors des heures de cuisson (droite) (See & Balasubramanian, 2006).....	29
Figure 1-8 : Evolution de la distribution en taille de particules émises durant le fonctionnement de 4 brûleurs gaz pendant 2 heures (Dennekamp et al., 2006).....	30
Figure 1-9 : Distribution en taille des particules émises lors de la cuisson d'huile de colza à différentes températures (Siegmann & Sattler, 1996).....	32
Figure 1-10 : Distribution en nombre de particules issues de la fumée de tabac (combustion passive à gauche et combustion active à droite) (Morawska et al., 1997).....	33
Figure 1-11 : Distribution en taille (SPMS) de particules présentes dans la fumée de cigarette (Morawska et al., 2005).....	33
Figure 1-12 : Suivi de la concentration en nombre des particules ultrafines, 0,4-0,5 µm, 0,5-0,6 µm et > 1 µm lors de la combustion de cigarettes dans l'enceinte (Afshari et al, 2005).....	34
Figure 1-13 : Distribution en taille des particules pour une cigarette fumée dans le séjour (Hussein et al, 2005a).....	34
Figure 1-14 : Distribution en nombre de particules de fumée de cigarettes à faible (LT) et fort niveau de goudron (Ning et al, 2006).....	34
Figure 1-15 : Distribution en taille de particules émises lors de la combustion de bougies (Fen & Zhang, 2001).....	35
Figure 1-16 : Distribution granulométrique en masse et teneur en plomb mesurées avec un ELPI pour une bougie pyramidale (d'après Wasson et al., 2002).....	36
Figure 1-17 : Emission de particules fines et ultrafines à partir d'une bougie en paraffine (Afshari et al., 2005).....	36
Figure 1-18 : Distribution en taille des particules lors de la combustion d'une bougie dans le séjour (Hussein et al, 2005a).....	36
Figure 1-19 : Distribution en taille de particules suivant 3 modes de combustion d'une bougie (Zai et al., 2006).....	37
Figure 1-20 : Profil granulométrique (SMPS) des particules émises par une bougie avec ou sans ventilateur (Wright et al., 2007).....	38
Figure 1-21 : Concentration de HAP exprimée en µg/g d'encens brûlé (Lung & Hu, 2003).....	39
Figure 1-22 : Distribution en masse suivant le diamètre aérodynamique des particules émises par 9 encens (Yan et al., 2007).....	39
Figure 1-23 : Distribution granulométrique des émissions de particules par 4 encens (See et al, 2007).....	40
Figure 1-24 : Distribution en taille des particules émises par une laque à cheveux (Halbert, 1984).....	40
Figure 1-25 : Distribution en taille de particules émises par une laque à cheveux (Hussein et al, 2005a).....	41
Figure 1-26 : Composants majeurs d'une imprimante laser.....	42
Figure 1-27 : Evolution de l'émission de particules par un photocopieur durant l'impression.....	42
Figure 1-28 : Taux d'émission de particules ultrafines (#·h ⁻¹) pour une série de 10 imprimantes laser (Wensing et al., 2006).....	43
Figure 1-29 : Influence de la charge en toner de la feuille sur les émissions et distribution de particules (Uhde et al, 2006).....	43
Figure 1-30 : Profil granulométrique d'un chauffage d'appoint à pétrole (0,1- 2 µm, Fan & Zhang, 2001).....	44

Figure 1-31 : Profil granulométrique des émissions de particules ($> 0,3 \mu\text{m}$) par un moteur d'aspirateur (Trakumas et al., 2001).....	45
Figure 1-32 : Quantité de particules [$0,3 - 20 \mu\text{m}$ diamètre optique] rejetées par 3 aspirateurs en fonctionnement sans poussières à gauche et avec poussières à droite (Ritoux & Robine, 2003).....	46
Figure 1-33 : Concentrations en particules ultrafines (P-Trak 8025) et particules fines (compteur Malvern $0,3 - 1 \mu\text{m}$) d'un aspirateur (Afshari et al., 2005).....	46
Figure 2-1 : Enceinte expérimentale utilisée pour la simulation des activités domestiques et la mesure en nombre des particules émises (adapté de Ritoux & Robine, 2003).	55
Figure 2-2 : Vues de l'enceinte expérimentale côté gants de manipulation (gauche) et côté escalier d'accès à la plate-forme (droite). 1 : Caisson de filtration (soufflage), 2 : Arrivées d'air filtré, 3 : Gants de manipulation, 4 : Caisson d'extraction, 5 : Poste de suivi des températures.	56
Figure 2-3 : Caisson de filtration (soufflage) et boîtier de commande des turbines de soufflage et d'extraction.	57
Figure 2-4 : Gants de manipulation permettant de simuler les activités sans perturber le milieu.	57
Figure 2-5 : Cône d'accélération permettant d'ajuster la position du point de prélèvement selon la vitesse du flux ascendant d'air pour se rapprocher des conditions d'isocinétisme.	58
Figure 2-6 : Ventilateur positionné dans l'enceinte destiné à homogénéiser le champ de particules en position haute, au niveau du cône.	58
Figure 2-7 : Caisson d'extraction et positionnement des instruments CNC3007 et GRIMM DM1.108.	59
Figure 2-8 : Vitesse d'air atteinte au sommet du cône ($h = 170 \text{ cm}$) en fonction du débit d'extraction (3 séries de mesures).	60
Figure 2-9 : Profil de vitesse en position centrale dans l'enceinte ($x=0, y=0$) selon le débit d'extraction.	60
Figure 2-10 : Bruit de fond moyen (± 1 écart-type) dans l'enceinte mesurée par le DMS500 ($n = 47$).	61
Figure 2-11 : Bruit de fond moyen (± 1 écart-type) dans l'enceinte mesurée par l'ELPI ($n = 47$).....	62
Figure 2-12 : Description du principe de fonctionnement du classifieur électrostatique DMS500-CAMBUSTION (documentation CAMBUSTION).	64
Figure 2-13 : Moyenne quadratique du bruit par classe de taille pour le DMS500 (source CAMBUSTION).	64
Figure 2-14 : Principe général de l'impacteur électrique basse pression (documentation DEKATI).	65
Figure 2-15 : Efficacité de charge des particules selon leur diamètre.....	65
Figure 2-16 : Etages de collecte recouverts de papier aluminium graissé.....	66
Figure 2-17 : Principe de la mesure du compteur à noyaux de condensation CNC3007 (documentation TSI).	68
Figure 2-18 : Principe de mesure du compteur optique DM1.108 (GRIMM).....	68
Figure 2-19 : Disposition des instruments sur la plate-forme de l'enceinte.....	69
Figure 2-20 : Lignes de prélèvements vues de l'intérieur de l'enceinte (détail). Une sonde de température et d'humidité est disposée en retrait du prélèvement.	69
Figure 2-21 : Courbes d'efficacité globales de prélèvement pour les différents instruments utilisés calculées par canal (D_i) ou comme une fonction continue (CNC).....	72
Figure 2-22 : Vue du Dust monitor fixé en bout de canne de prélèvement.	73
Figure 2-23 : Comparaison entre concentration réelle et concentration affichée par le CNC3007.....	75
Figure 2-24 : Comparaison des concentrations mesurées avec le DMS500 et avec le CNC3007 (Bougie blanche, essai 1 et bougie parfumée, essai 1).....	77
Figure 3-1 : Concentration des particules émises lors de la combustion de la cigarette (CNC 3007 corrigé des effets de coïncidence).	79
Figure 3-2 : Concentration des particules émises lors de la combustion de la cigarette (ELPI).	80
Figure 3-3 : Comparaison des valeurs mesurées avec le CNC3007 corrigé et l'ELPI (d_p compris entre 28 et 960 nm).	81
Figure 3-4 : Granulométrie des particules émises lors de la combustion de la cigarette (ELPI). $D(ae)$: diamètre aérodynamique.	81
Figure 3-5 : Distribution de la taille des particules lors de la combustion d'une cigarette (ELPI).	82
Figure 3-6 : Concentration totale de particules émises lors de la combustion d'une cigarette mesurée avec le compteur optique DM1.108.....	83
Figure 3-7 : Comparaison de la distribution en taille obtenue avec l'ELPI et le DM1.108 après 130 et 870 s de combustion de la cigarette.	83

Figure 3-8 : Concentration mesurées avec le CNC lors de la combustion et l'extinction de la bougie blanche.	85
Figure 3-9 : Concentration totales mesurées avec le DMS500. (Bougie blanche, essai 1).	85
Figure 3-10 : Granulométrie mesurée au DMS. (Bougie blanche, essai 1).	86
Figure 3-11 : Granulométrie mesurée au DMS. (Bougie blanche, essai 2).	86
Figure 3-12 : Distributions caractéristiques des particules émises par la bougie blanche (essai 1).	87
Figure 3-13 : Concentration totales mesurées avec l'ELPI. (Bougie blanche).	88
Figure 3-14 : Granulométrie mesurée avec l'ELPI (Bougie blanche, test 3).	88
Figure 3-15 : Granulométrie mesurée avec l'ELPI (Bougie blanche, test 4).	89
Figure 3-16 : Granulométrie mesurée avec l'ELPI (Bougie blanche, test 5).	89
Figure 3-17 : Concentrations mesurées au DUST MONITOR 1.108 pour différentes plages de granulométrie (Bougie blanche).	90
Figure 3-18 : Distribution en taille des particules émises en début de combustion de la bougie blanche (essai 1), mesurées par le DMS500 et le compteur optique DM1.108.	91
Figure 3-19 : Distribution en taille des particules émises lors de l'extinction de la bougie blanche, mesurées par le DMS500 et le compteur optique DM1.108 (essai 1) et l'ELPI et le compteur optique (essai 3).	91
Figure 3-20 : Comparaison des concentrations corrigées observées avec le CNC (Bougie parfumée).	92
Figure 3-21 : Comparaison des concentrations totales mesurées avec le DMS 500 (bougie parfumée).	93
Figure 3-22 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Bougie parfumée, essai 1).	94
Figure 3-23 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Bougie parfumée, essai 2).	94
Figure 3-24 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Bougie parfumée, essai 3).	94
Figure 3-25 : Distributions caractéristiques des particules émises par la bougie parfumée (essai 3).	96
Figure 3-26 : Comparaison des concentrations totales mesurées par l'ELPI.	96
Figure 3-27 : Granulométrie mesurée avec l'ELPI (Bougie parfumée, essai 4).	97
Figure 3-28 : Granulométrie mesurée avec l'ELPI (Bougie parfumée, essai 5).	97
Figure 3-29 : Concentrations totales mesurées avec le DM1.108 (Bougie parfumée).	98
Figure 3-30 : Distribution en taille des particules émises lors de l'extinction de la bougie parfumée, mesurées par le DMS500, l'ELPI et le compteur optique DM1.108.	98
Figure 3-31 : Mesures corrigées de particules émises lors de la combustion de l'encens avec le CNC3007.	99
Figure 3-32 : Comparaison des concentrations totales mesurées lors des tests 1 et 2 (Encens pin).	100
Figure 3-33 : Comparaison des données du CNC3007 avec le DMS500 [10-1000 nm] – encens pin (essai 1). .	101
Figure 3-34 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Encens pin, essai 1).	101
Figure 3-35 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Encens pin, essai 2).	102
Figure 3-36 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Encens pin, essai 2).	102
Figure 3-37 : Concentrations totales de particules émises lors de la combustion de l'encens pin mesurées avec l'ELPI.	103
Figure 3-38 : Evolution de la distribution en taille des particules émises lors de la combustion de l'encens pin mesurées avec l'ELPI (gamme 10^1 à 10^6 dN/dlogd _p /cm ³). D(ae) : diamètre aérodynamique. Essai 3.	103
Figure 3-39 : Evolution de la distribution en taille des particules émises lors de la combustion de l'encens pin mesurées avec l'ELPI (gamme 10^1 à 10^6 dN/dlogd _p /cm ³). D(ae) : diamètre aérodynamique. Essai 4.	104
Figure 3-40 : Concentrations totales de particules émises lors de la combustion de l'encens pin mesurées avec le compteur optique DM1.108.	105
Figure 3-41 : Distribution en taille des particules émises lors de la combustion de l'encens, mesurées par le DMS500, l'ELPI et le compteur optique DM1.108.	105
Figure 3-42 : Concentration de particules émises par la combustion de l'encens fruité (mesures CNC3007 corrigées).	107
Figure 3-43 : Comparaison des concentrations totales mesurées lors des essais 1 et 2 (Encens fruité).	107
Figure 3-44 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Encens fruité, essai 1).	108
Figure 3-45 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Encens fruité, essai 2)	108
Figure 3-46 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Encens fruité, essai 2).	109

Figure 3-47 : Concentrations totales de particules émises lors de la combustion de l'encens fruité mesurées avec l'ELPI.....	110
Figure 3-48 : Evolution de la distribution en taille des particules émises lors de la combustion de l'encens fruité mesurées avec l'ELPI (gamme 10^1 à 10^6 dN/dlog d_p /cm 3). D(ae) : diamètre aérodynamique. Essai 3.....	110
Figure 3-49 : Evolution de la distribution en taille des particules émises lors de la combustion de l'encens fruité mesurées avec l'ELPI (gamme 10^1 à 10^6 dN/dlog d_p /cm 3). D(ae) : diamètre aérodynamique. Essai 4.....	111
Figure 3-50 : Concentrations totales de particules émises lors de la combustion de l'encens fruité mesurées avec le compteur optique DM1.108.....	111
Figure 3-51 : Distribution en taille des particules émises lors de la combustion de l'encens fruité, mesurées par le DMS500, l'ELPI et le compteur optique DM1.108.....	112
Figure 3-52 : Concentrations corrigées des particules émises par le spray désodorisant bleu (CNC).	114
Figure 3-53 : Comparaison des concentrations totales mesurées avec le spray désodorisant bleu.	114
Figure 3-54 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (spray désodorisant bleu, essai 1).....	115
Figure 3-55 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (spray désodorisant bleu, essai 2).....	115
Figure 3-56 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (spray désodorisant bleu, essai 3).....	115
Figure 3-57 : Distribution observée avec le DMS500 (spray désodorisant bleu, essai 1).....	116
Figure 3-58 : Concentrations totales de particules émises par le spray désodorisant bleu mesurées avec l'ELPI.	117
Figure 3-59 : Evolution de la distribution en taille des particules émises par le spray désodorisant bleu avec l'ELPI (gamme 10^0 à 10^5 dN/dlog d_p /cm 3). D(ae) : diamètre aérodynamique. Essai 4.....	117
Figure 3-60 : Evolution de la distribution en taille des particules émises par le spray désodorisant bleu avec l'ELPI (gamme 10^0 à 10^5 dN/dlog d_p /cm 3). D(ae) : diamètre aérodynamique. Essai 5.....	118
Figure 3-61 : Concentrations totales de particules émises par le spray désodorisant bleu (DM1.108).....	118
Figure 3-62 : Distribution en taille des particules émises par le spray désodorisant bleu, mesurées par le DMS500, l'ELPI et le compteur optique DM1.108.....	119
Figure 3-63 : Concentration totale corrigée de particules libérées par le spray désodorisant jaune (données CNC).	120
Figure 3-64 : Concentrations totales de particules émises par le spray désodorisant jaune (DMS500).....	121
Figure 3-65 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Spray désodorisant jaune, test 1).....	121
Figure 3-66 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Spray désodorisant jaune, test 2).....	122
Figure 3-67 : Distribution caractéristiques mesurée avec le DMS500 (Spray désodorisant jaune, test 1).....	122
Figure 3-68 : Concentrations totales de particules émises mesurées avec l'ELPI par le spray désodorisant jaune.	123
Figure 3-69 : Evolution de la distribution en taille des particules émises par le spray désodorisant jaune avec l'ELPI (gamme 10^0 à 10^5 dN/dlog d_p /cm 3). D(ae) : diamètre aérodynamique (Essai 4).....	124
Figure 3-70 : Evolution de la distribution en taille des particules émises par le spray désodorisant jaune avec l'ELPI (gamme 10^0 à 10^5 dN/dlog d_p /cm 3). D(ae) : diamètre aérodynamique (Essai 5).....	124
Figure 3-71 : Concentration totale mesurée par le compteur optique (spray désodorisant jaune).....	125
Figure 3-72 : Distribution en taille des particules émises par le spray désodorisant jaune (jet initial), mesurées par le DMS500, l'ELPI et le compteur optique DM1.108.	125
Figure 3-73 : Concentration totale de particules émises par le spray dépoussiérant (CNC3007).	127
Figure 3-74 : Concentrations totales de particules émises par le spray dépoussiérant mesurées avec l'ELPI.....	128
Figure 3-75 : Evolution de la distribution en taille des particules émises par le spray dépoussiérant avec l'ELPI (gamme 10^0 à 10^5 dN/dlog d_p /cm 3). D(ae) : diamètre aérodynamique. Essai 3.....	128
Figure 3-76 : Evolution de la distribution en taille des particules émises par le spray dépoussiérant avec l'ELPI (gamme 10^0 à 10^5 dN/dlog d_p /cm 3). D(ae) : diamètre aérodynamique. Essai 4.....	129
Figure 3-77 : Concentrations totales de particules émises par le spray dépoussiérant (DM1.108).....	130
Figure 3-78 : Distribution en taille des particules émises par le spray dépoussiérant (jet initial), mesurées par le DMS500, l'ELPI et le compteur optique DM1.108.....	130
Figure 3-79 : Concentration totale corrigée de particules libérées par le spray insecticide (CNC3007).....	131
Figure 3-80 : Comparaison des concentrations totales mesurées lors des essais 1 et 2 (spray insecticide).	132
Figure 3-81 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Spray insecticide, essai 1).	133

Figure 3-82 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Spray insecticide, essai 2).	133
Figure 3-83 : Distributions caractéristiques mesurées avec le DMS500 (spray insecticide, essai 1).	134
Figure 3-84 : Concentrations totales de particules émises par le spray insecticide mesurées avec l'ELPI.	135
Figure 3-85 : Evolution de la distribution en taille des particules émises par le spray insecticide avec l'ELPI (gamme 10^0 à 10^5 dN/dlogd _p /cm ³). D(ae) : diamètre aérodynamique. Essai 3.	135
Figure 3-86 : Evolution de la distribution en taille des particules émises par le spray insecticide avec l'ELPI (gamme 10^0 à 10^5 dN/dlogd _p /cm ³). D(ae) : diamètre aérodynamique. Essai 4.	136
Figure 3-87 : Concentration de particules (> 0,3 µm) émises par le spray insecticide (DM1.108).	136
Figure 3-88 : Distribution en taille des particules émises par le spray insecticide (jet initial), mesurées par le DMS500, l'ELPI et le compteur optique DM1.108.	137
Figure 3-89 : Concentration de particules mesurées avec le CNC3007 (Imprimante laser A).	139
Figure 3-90 : Concentrations totales de particules (> 0,3 µm) émises par l'imprimante laser A (DM1.108).	140
Figure 3-91 : Profil granulométrique moyen associé à l'impression de papier par l'imprimante laser A.	140
Figure 3-92 : Concentration de particules mesurée avec le CNC3007 durant le fonctionnement de l'imprimante laser B.	142
Figure 3-93 : Concentrations totales de particules émises par l'imprimante laser B (DMS500).	143
Figure 3-94 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Imprimante laser B, essai 1).	143
Figure 3-95 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Imprimante laser B, essai 2).	144
Figure 3-96 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Imprimante laser B, essai 3).	144
Figure 3-97 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Imprimante laser B, essai 4).	144
Figure 3-98 : Distributions caractéristiques des particules émises par l'imprimante laser B, essai 1.	145
Figure 3-99 : Concentrations totales de particules émises par l'imprimante laser B mesurées avec l'ELPI.	146
Figure 3-100 : Evolution de la distribution en taille des particules émises par l'imprimante laser B avec l'ELPI (gamme 10^{-1} à 10^4 dN/dlogd _p /cm ³). D(ae) : diamètre aérodynamique. Essai 3.	146
Figure 3-101 : Concentration des particules émises par l'imprimante laser B mesurées par le compteur optique DM1.108.	147
Figure 3-102 : Distribution en taille des particules émises lors de la mise sous tension de l'imprimante laser B (gauche) et lors de la phase d'impression de 100 pages (droite).	148
Figure 3-103 : Aspirateur traîneau testé.	149
Figure 3-104 : Chambre d'empoussièrement.	149
Figure 3-105 : Distributeur de poussière.	150
Figure 3-106 : Schéma de principe du distributeur de poussière selon la norme NF EN 60312.	150
Figure 3-107 : Schéma du montage utilisé pour la caractérisation des émissions de particules émises par l'aspirateur.	151
Figure 3-108 : Concentrations de particules émises lors du fonctionnement de l'aspirateur mesurées avec le CNC.	152
Figure 3-109 : Concentration de particules mesurées avec le DMS500 pendant le fonctionnement de l'aspirateur.	153
Figure 3-110 : Concentration mesurées avec le DMS500 lors du deuxième essai aspirateur.	153
Figure 3-111 : Evolution du profil granulométrique des particules émises par l'aspirateur (DMS500 – essai 1).	154
Figure 3-112 : Evolution du profil granulométrique des particules émises par l'aspirateur (DMS500 – essai 2).	154
Figure 3-113 : Distributions caractéristiques des particules émises par l'aspirateur.	155
Figure 3-114 : Concentration totale de particules émises lors de fonctionnement de l'aspirateur (ELPI).	156
Figure 3-115 : Evolution de la granulométrie des particules émises par l'aspirateur- essai 1 (ELPI).	157
Figure 3-116 : Evolution de la granulométrie des particules émises par l'aspirateur – essai 2 (ELPI).	157
Figure 3-117 : Concentration de particules mesurées par le compteur optique lors du fonctionnement de l'aspirateur.	158
Figure 3-118 : Distribution en taille des particules émises lors de l'aspiration de l'air ambiant (gauche) et lors de l'aspiration de la poussière (droite).	158

Figure 3-119 : Suivi de la température et de l'humidité relative dans l'enceinte pendant le fonctionnement de l'appareil de chauffage.....	159
Figure 3-120 : Comparaison des concentrations totales de particules émises par le chauffage à pétrole (DMS500).....	160
Figure 3-121 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Chauffage à pétrole, essai 1).....	161
Figure 3-122 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Chauffage à pétrole, essai 2).....	161
Figure 3-123 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Chauffage à pétrole, essai 3).....	161
Figure 3-124 : Distributions de particules caractéristiques (Chauffage à pétrole, essai 1, DMS500).....	162
Figure 3-125 : Concentrations totales de particules émises mesurées avec l'ELPI. lors de la mise en route du chauffage à pétrole.....	163
Figure 3-126 : Evolution de la distribution en taille des particules émises par le chauffage à pétrole mesurées avec l'ELPI (gamme 10^1 à 10^6 dN/dlog _p /cm ³). D(ae) : diamètre aérodynamique. Essai 1.....	163
Figure 3-127 : Evolution de la distribution en taille des particules émises par le chauffage à pétrole mesurées avec l'ELPI (gamme 10^1 à 10^6 dN/dlog _p /cm ³). D(ae) : diamètre aérodynamique. Essai 2.....	164
Figure 3-128 : Evolution de la distribution en taille des particules émises par le chauffage à pétrole mesurées avec l'ELPI (gamme 10^1 à 10^6 dN/dlog _p /cm ³). D(ae) : diamètre aérodynamique. Essai 3.....	164
Figure 3-129 : Concentration totale de particules (> 0,3 µm) émises par le chauffage à pétrole (DM1.108).....	165
Figure 3-130 : Comparaison des distributions obtenues entre le DMS500, l'ELPI et le DM1.108 pour le chauffage à pétrole essai 1 (phase d'initiation à gauche et phase de combustion à droite).....	165
Figure 3-131 : Plaque électrique en fonte utilisée pour les scénarios de cuisson.....	166
Figure 3-132 : Variation de température et d'humidité relative dans l'enceinte au cours de l'essai.....	166
Figure 3-133 : Comparaison des concentrations totales mesurées lors de l'allumage de la plaque électrique (à 50 secondes), essais 1 et 2.....	167
Figure 3-134 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Plaque électrique, essai 1).....	168
Figure 3-135 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Plaque électrique, essai 2).....	168
Figure 3-136 : Distributions caractéristiques des particules émises par la plaque électrique (essai 1).....	169
Figure 3-137 : Comparaison des concentrations totales mesurées par l'ELPI.....	170
Figure 3-138 : Granulométrie mesurée avec l'ELPI (Plaque électrique, essai 2).....	170
Figure 3-139: Concentration totale de particules (> 0,3 µm) émises par la plaque électrique (DM1.108).....	171
Figure 3-140 : Comparaisons des différentes distributions de particules obtenues lors du fonctionnement de la plaque électrique (essai 1 à gauche, essai 2 à droite).....	172
Figure 3-141 : Températures de l'interface plaque/poêle et de la plaque pour le scénario de cuisson (Steak + huile). Les courbes en pointillés représentent des valeurs non valides (perte de contact des thermocouples).....	174
Figure 3-142 : Suivi de la température et de l'humidité relative dans l'enceinte au cours des essais.....	175
Figure 3-143 : Comparaison des concentrations totales mesurées lors de la cuisson à la plaque électrique d'un steak avec de l'huile (essais 1 et 2).....	176
Figure 3-144 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Steak+huile, essai 1).....	176
Figure 3-145 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Steak + huile, essai 2).....	177
Figure 3-146 : Distribution de particules caractéristiques lors de la cuisson électrique (Steak+huile) essai 1 (gauche) et essai 2 (droite).....	177
Figure 3-147 : Comparaison des concentrations totales de particules mesurées par l'ELPI (cuisson steak + huile).....	179
Figure 3-148 : Granulométrie mesurée avec l'ELPI (Cuisson à la poêle – steak + huile, essai 3).....	179
Figure 3-149 : Granulométrie mesurée avec l'ELPI (Cuisson à la poêle – steak + huile, essai 4).....	180
Figure 3-150 : Concentration totale de particules (>0,3 µm) émises lors de la cuisson du steak (+ huile) mesurées par le DM1.108.....	181
Figure 3-151 : Distributions en taille des particules émises lors du préchauffage de la poêle contenant l'huile (à gauche) et au moment de la cuisson du steak dans l'huile (à droite).....	181
Figure 3-152 : Températures de l'interface plaque/poêle et de la plaque pour le scénario de cuisson (Steak + beurre). Les courbes en pointillés représentent des valeurs non valides (perte de contact des thermocouples).....	183

Figure 3-153 : Suivi de la température et de l'humidité relative dans l'enceinte au cours des essais.	184
Figure 3-154 : Comparaison des concentrations totales de particules mesurées lors de la cuisson électrique du steak avec beurre, (essais 1 et 2).....	185
Figure 3-155 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Steak+beurre, essai 1).	185
Figure 3-156 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Steak + beurre, essai 2).	186
Figure 3-157 : Granulométrie mesurée lors de la cuisson. (Steak+beurre) essai 1.	186
Figure 3-158 : Concentration totale de particules mesurée avec l'ELPI pour le scénario de cuisson à la poêle (steak + beurre), essais 3 et 4.....	188
Figure 3-159 : Granulométrie mesurée avec l'ELPI (Steak + beurre, essai 3).	188
Figure 3-160 : Granulométrie mesurée avec l'ELPI (Steak + beurre, essai 4).	188
Figure 3-161 : Concentration totale de particules (> 0,3 µm) émises lors de la cuisson du steak au beurre.	189
Figure 3-162 : Comparaison des distributions obtenues lors du scénario de cuisson du steak au beurre.....	190
Figure 3-163 : Températures de l'interface plaque/poêle et de la plaque pour le scénario de cuisson (poisson pané).	192
Figure 3-164 : Suivi de la température et de l'humidité relative dans l'enceinte au cours des essais.	192
Figure 3-165 : Comparaison des concentrations totales mesurées lors de la cuisson à la poêle -Poissons panés.	193
Figure 3-166 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Cuisson poêle - poissons panés, essai 1).	194
Figure 3-167 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Cuisson poêle - poissons panés, essai 2).	194
Figure 3-168 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Cuisson poêle - poissons panés, essai 3).	194
Figure 3-169 : Granulométrie mesurée lors de la cuisson. (Cuisson poêle - poissons panés, essai 1).	195
Figure 3-170 : Concentration totale de particules émises mesurées par l'ELPI lors de la cuisson de poissons panés à la poêle.....	196
Figure 3-171 : Granulométrie des particules émises mesurées par l'ELPI lors de la cuisson de poissons panés à la poêle (Essai 4).	196
Figure 3-172 : Granulométrie des particules émises mesurées par l'ELPI lors de la cuisson de poissons panés à la poêle (Essai 5).	197
Figure 3-173 : Concentration totale de particules (> 0,3 µm) émises lors de la cuisson des panés de poisson... ..	197
Figure 3-174 : Comparaison des distributions obtenues lors du scénario de cuisson des panés de poisson.	198
Figure 3-175 : Casserole utilisée pour la cuisson des pâtes avec la plaque électrique.	199
Figure 3-176 : Températures de l'interface plaque/poêle et de la plaque pour le scénario de cuisson à l'eau des pâtes (essai 2, à gauche et essai 3, à droite).	200
Figure 3-177 : Evolution de la température et de l'humidité de l'enceinte au cours des essais de cuisson des pâtes.	200
Figure 3-178 : Mesures de particules émises par la cuisson des pâtes avec le CNC 3007 après correction des effets de coïncidence (essais 1 et 2).....	201
Figure 3-179 : Comparaison des données du DMS500 [10-1000 nm] et du CNC 3007 après correction.	202
Figure 3-180 : Comparaison des concentrations totales mesurées lors des essais 2 et 3 de cuisson des pâtes....	203
Figure 3-181 : Dépendance du profil de concentration de particules (mesurée avec le DMS500) avec la température à l'interface plaque/casserole.	204
Figure 3-182 : Relation entre la concentration totale de particules (DMS500) et la température de l'interface plaque/casserole.....	204
Figure 3-183 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (cuisson des pâtes, essai 2).	205
Figure 3-184 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (cuisson des pâtes, essai 3).	205
Figure 3-185 : Exemples de distributions en taille caractéristiques de la cuisson des pâtes essai 2.....	206
Figure 3-186 : Mesures avec l'ELPI des particules totales émises lors de la cuisson des pâtes.	207
Figure 3-187 : Granulométrie des particules émises lors de la cuisson des pâtes (essai 2 – ELPI).....	208
Figure 3-188 : Concentration totale de particules (> 0,3 µm) mesurées lors de la cuisson des pâtes.	209
Figure 3-189 : Comparaison des distributions de particules pour les différents événements de la cuisson des pâtes (essai 3).	210
Figure 3-190 : Four électrique à pyrolyse utilisé pour les scénarios de cuisson.	211

Figure 3-191 : Suivi de la température de la paroi intérieure du four.	211
Figure 3-192 : Evolution de la température et de l'humidité relative dans l'enceinte durant le fonctionnement du four électrique.....	211
Figure 3-193 : Concentration totale mesurée avec le DMS500 pendant le préchauffage du four vide.	212
Figure 3-194 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (préchauffage du four vide 200 °C).....	213
Figure 3-195 : Granulométrie mesurée lors du préchauffage du four vide 200 °C.	213
Figure 3-196 : Evolution des concentrations par taille de particules après l'arrêt du four électrique (DMS500).214	
Figure 3-197 : Concentration totale de particules émises lors du préchauffage à 200 °C du four électrique, mesurées par l'ELPI.....	215
Figure 3-198 : Granulométrie des particules émises lors du préchauffage à 200 °C du four électrique, mesurées par l'ELPI.....	215
Figure 3-199 : Concentration totale de particules (> 0,3µm) émises lors du préchauffage du four vide.	216
Figure 3-200 : Comparaison des distributions en taille des particules libérées lors du préchauffage du four vide.	217
Figure 3-201 : Evolution de la température intérieure du four pendant la cuisson du rôti de porc (les points marquent les évènement caractéristiques).	219
Figure 3-202 : Evolution de la température dans l'enceinte pendant la cuisson du rôti de porc.....	219
Figure 3-203 : Evolution de l'humidité relative dans l'enceinte pendant la cuisson du rôti de porc.....	220
Figure 3-204 : Comparaison des concentrations totales mesurées lors de la cuisson au four du rôti de porc.	221
Figure 3-205 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (cuisson au four - rôti de porc 200 °C, essai 1).	222
Figure 3-206 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (cuisson au four - rôti de porc 240 °C, essai 2).	222
Figure 3-207 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (cuisson au four - rôti de porc 240 °C, essai 3).	222
Figure 3-208 : Granulométrie mesurée lors de la cuisson. (cuisson au four - rôti de porc) essai 1.....	223
Figure 3-209 : Concentrations de particules émises lors de la cuisson du rôti de porc au four (ELPI).....	225
Figure 3-210 : Granulométrie des particules émises lors de la cuisson du rôti de porc au four (ELPI-essai3)..	225
Figure 3-211 : Concentration totale de particules (> 0,3 µm) émises lors du scénario de cuisson du rôti de porc au four.	226
Figure 3-212 : Comparaison des distributions en taille des particules obtenues lors du scénario de cuisson du rôti de porc au four à différents évènements.	227
Figure 3-213 : Evolution de la température intérieure du four pendant la cuisson des pavés de saumon durant les 3 essais (les points marquent les évènement caractéristiques : ouverture de porte).	229
Figure 3-214 : Evolution de la température dans l'enceinte pendant la cuisson des pavés de saumon.....	229
Figure 3-215 : Evolution de l'humidité relative dans l'enceinte pendant la cuisson des pavés de saumon.....	230
Figure 3-216 : Comparaison des concentrations totales mesurées lors de la cuisson du saumon au four électrique (DMS500).....	231
Figure 3-217 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Cuisson de saumon au four essai 1).	232
Figure 3-218 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Cuisson de saumon au four essai 2).	232
Figure 3-219 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Cuisson de saumon au four essai 3).	232
Figure 3-220 : Distributions caractéristiques de particules émises lors de la cuisson du saumon au four (essai2).	233
Figure 3-221 : Concentrations de particules émises lors de la cuisson du rôti de porc au four (ELPI).....	235
Figure 3-222 : Granulométrie des particules émises lors de la cuisson du rôti de porc au four (ELPI-essai3)..	235
Figure 3-223 : Concentration de particules (> 0,3 µm) émis lors de la cuisson des pavés de saumon au four. ..	236
Figure 3-224 : Distributions en taille de particules associées à la cuisson des pavés de saumon au four selon les différents évènements du scénario (essai 2).	237
Figure 3-225 : Evolution de la température du four pendant le programme de nettoyage par pyrolyse.	238
Figure 3-226 : Evolution de la température et de l'humidité relative dans l'enceinte pendant le programme de nettoyage par pyrolyse.....	238
Figure 3-227 : Comparaison des concentrations totales mesurées lors du nettoyage du four par pyrolyse (DMS500).....	239
Figure 3-228 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Nettoyage du four par pyrolyse, essai 2).....	240

Figure 3-229 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Nettoyage du four par pyrolyse, essai 3).....	240
Figure 3-230 : Distributions caractéristiques des particules émises lors du nettoyage par pyrolyse du four avec le DMS500 (essai 2 et 3 respectivement à gauche et à droite).	240
Figure 3-231 : Concentrations totales de particules émises lors du programme de nettoyage par pyrolyse du four mesurées avec l'ELPI.....	241
Figure 3-232 : Evolution de la distribution en taille des particules émises lors du nettoyage du four par pyrolyse mesurées avec l'ELPI (gamme 10^1 à 10^6 dN/dlog d_p /cm 3). D(ae) : diamètre aérodynamique. Essai 2.....	242
Figure 3-233 : Evolution de la distribution en taille des particules émises lors du nettoyage du four par pyrolyse mesurées avec l'ELPI (gamme 10^1 à 10^6 dN/dlog d_p /cm 3). D(ae) : diamètre aérodynamique. Essai 3.....	242
Figure 3-234 : Concentration de particules (> 0,3 μ m) observées durant le nettoyage du four par pyrolyse.....	243
Figure 3-235 : Représentation simultanée des distributions des particules émises durant le nettoyage du four par pyrolyse (essai 2).....	244
Figure 4-1 : Compilation des moyenne des CMD (diamètre médian en nombre) et σ_g (écart-type géométrique) moyens pour chaque source. Les dispersions représentées sont égales à ± 2 écarts types. (Données DMS-500).....	245
Figure 4-2 : Profil des taux d'émission de particules émises par la bougie blanche selon leur diamètre.	252
Figure 4-3 : Profil des taux d'émission de particules émises par la bougie parfumée selon leur diamètre.....	252
Figure 4-4 : Profil des taux d'émission de particules émises par l'encens pin selon leur diamètre.....	253
Figure 4-5 : Profil des taux d'émission de particules émises par l'encens fruité selon leur diamètre.	253
Figure 4-6 : Profil des taux d'émission de particules émises par le spray désodorisant bleu selon leur diamètre.	254
Figure 4-7 : Profil des taux d'émission de particules émises par le spray désodorisant jaune selon leur diamètre.	254
Figure 4-8 : Profil des taux d'émission de particules émises par le spray insecticide selon leur diamètre.	255
Figure 4-9 : Profil des taux d'émission de particules émises par l'aspirateur traineau selon leur diamètre.	255
Figure 4-10 : Profil des taux d'émission de particules émises par le chauffage d'appoint à pétrole selon leur diamètre.	256
Figure 4-11 : Profil des taux d'émission de particules émises par l'imprimante laser B selon leur diamètre.	256
Figure 4-12 : Profil des taux d'émission de particules émises par le four (préchauffage ou pyrolyse) selon leur diamètre.	257
Figure 4-13 : Profil des taux d'émission de particules émises par la cuisson de rôti de porc au four selon leur diamètre.	257
Figure 4-14 : Profil des taux d'émission de particules émises par la cuisson de saumon au four selon leur diamètre.	258
Figure 4-15 : Profil des taux d'émission de particules émises par la plaque électrique selon leur diamètre.	258
Figure 4-16 : Profil des taux d'émission de particules émises par la cuisson des pâtes à la casserole par plaque électrique selon leur diamètre.	259
Figure 4-17 : Profil des taux d'émission de particules émises par la cuisson à la poêle des steaks par plaque électrique selon leur diamètre.	259
Figure 4-18 : Profil des taux d'émission de particules émises par la cuisson à la poêle des panés de poisson par plaque électrique selon leur diamètre.	260
Figure 4-19 : Taux de décroissance apparent (en s $^{-1}$) déterminé expérimentalement selon le diamètre des particules (mobilité électrique) émises lors du préchauffage du four à 200 °C.	263
Figure 4-20 : Incidence du taux de décroissance apparent sur le profil d'émission moyen de particules lors du préchauffage du four à 200 °C.....	264
Figure 4-21 : Taux de décroissance apparent (en s $^{-1}$) déterminé expérimentalement selon le diamètre des particules (diamètre de mobilité électrique) émises par l'aspirateur traineau.	265
Figure 4-22 : Incidence du taux de décroissance apparent sur le profil d'émission moyen de l'aspirateur traineau.	266
Figure 4-23 : Constantes et vitesses de dépôt obtenues en petites enceintes par différentes études (Lai, 2002). 275	
Figure 4-24 : Impact relatif des différentes activités utilisant le four sur la concentration en nombre de particules dans la pièce modèle.....	277

Figure 4-25 : Impact relatif des différentes activités de cuisson utilisant la plaque électrique sur la concentration en nombre de particules dans la pièce modèle.....	277
Figure 4-26 : Impact relatif des différents sprays sur la concentration en nombre de particules dans la pièce modèle.....	278
Figure 4-27 : Impact relatif de l'utilisation de bougies ou encens comparée à une cigarette sur la concentration en nombre de particules dans la pièce modèle.....	278
Figure 4-28 : Impact relatif de l'usage de chauffage d'appoint à pétrole ou d'un aspirateur traineau sur la concentration en nombre de particules dans la pièce modèle.....	279
Figure 4-29 : Suivi de la concentration de particules dans un séjour de maison individuelle (non-fumeurs) mesurée par un CNC3007 (données corrigées des effets de coïncidence).....	281
Figure 4-30 : Suivi du profil granulométrique (diamètre optique de 0,3 à 20 µm) dans le séjour d'une maison individuelle.....	282
Figure 4-31 : Comparaison des mesures de particules par compteur optique dans deux pièces du logement....	283
Figure 4-32 : Evolution du logarithme du rapport de concentration C/Cmax en fonction du temps (données CNC3007).....	284

Figure 2-1 : Concentration en particules dans l'enceinte expérimentale lors de l'utilisation d'un spray insecticide 17 fois d'affilée (mesures CNC3007).....	288
Figure 2-2 : Suivi de la concentration en nombre de particules (> 0,3 µm) dans l'enceinte lors de la simulation de 2 scénarios de cuisson d'un rôti de porc au four électrique (données DM1.108).....	288
Figure 2-3 : Descriptif du prélèvement au sommet de l'enceinte (à gauche). Vue des 3 impacteurs PM-10 en parallèle (en haut). Banc de régulation de débitmètres massiques (en bas).....	290
Figure 2-4 : Chambre d'Analyse Rapide des Poussières Atmosphériques.....	293
Figure 2-5 : Tête de prélèvement CATHIA reliée en partie haute à une des lignes de prélèvements situées sur la plateforme de l'enceinte expérimentale et en partie basse à la pompe de prélèvement.....	304
Figure 2-6 : Pompe de prélèvement BRAVO posée au pied de l'enceinte expérimentale et reliée à la tête de prélèvement.....	304
Figure 3-1 : Plan principal issu de l'ACP des éléments (fraction 1 µm).....	317
Figure 3-2 : Représentation des activités par rapport aux analyses PIXE sur le plan principal de l'ACP (fraction 1 µm). La taille des symboles est proportionnelle à leur cosinus ² , qui définit la qualité de leur projection sur le plan.....	318
Figure 3-3 : Classification hiérarchique des activités selon leur composition en éléments (Fraction < 1 µm).....	320
Figure 3-4 : Classification hiérarchique des activités selon leur composition en éléments (fraction 1-2,5 µm).....	321
Figure 3-5 : Classification hiérarchique des activités selon leur composition en éléments (fraction 2,5-10 µm).....	322
Figure 3-6 : Classification hiérarchique des activités selon leur composition en éléments (fraction > 10 µm).....	323
Figure 3-7 – Microphotographie au MEB des particules émises par la cuisson d'un rôti de porc à l'huile au four électrique. Des particules en surbrillance (flèche blanche) et des particules plus ternes (flèche noire) apparaissent à la surface de la membrane perforée de pores (trous noirs) d'un diamètre de 0,4 µm.....	342
Figure 3-8 – Spectrogramme d'analyse chimique élémentaire par EDS de la particule n° 7 de la Figure 3-7. La superposition du spectre d'analyse chimique de la particule (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) confirme la présence de carbone dans la particule analysée.....	343
Figure 3-9 – Spectrogramme d'analyse chimique élémentaire par EDS de la particule n° 20 de la Figure 3-7. La superposition du spectre d'analyse chimique de la particule (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) confirme la présence de carbone et de silicium dans la particule analysée.....	343
Figure 3-10 – Microphotographie par MEB et spectrogramme d'analyse chimique élémentaire par EDS de la particule au centre de la photographie. La superposition du spectre d'analyse chimique de la particule (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) confirme la présence de carbone, de phosphore, de potassium, de sodium mais aussi de magnésium, de soufre et de chlore dans la particule analysée.....	343
Figure 3-11 - Microphotographie au MEB des particules émises par la cuisson d'un filet de saumon à l'huile au four électrique. Des particules sont le plus souvent isolées les unes des autres et quelques fois regroupées par deux (flèches blanches). Les pores de la membrane (diamètre de 0,4 µm) apparaissent en noir.....	344

- Figure 3-12 - Microphotographie au MEB des particules émises par la cuisson d'un filet de saumon à l'huile au four électrique. La particule (diamètre de 0,5 μm) au centre de la photographie se distingue par rapport aux autres particules plus petites (diamètre minimum à 0,1 μm) qui se confondent avec la membrane. 344
- Figure 3-13 – Spectrogramme d'analyse chimique élémentaire par EDS d'une particule. La superposition du spectre d'analyse chimique de la particule (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) confirme la présence de silicium dans la particule analysée. 345
- Figure 3-14 - Microphotographie au MEB des particules émises par la cuisson d'un steak haché à l'huile sur plaques électriques. Les particules peu nombreuses et réparties de façon hétérogène ont un diamètre supérieur à 1 μm . Les pores de la membrane sont les petits points noirs. 346
- Figure 3-15– Spectrogramme d'analyse chimique élémentaire par EDS de la particule n° 2 de la Figure 3-14. La superposition du spectre d'analyse chimique de la particule (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) confirme l'absence d'éléments chimiques dans la particule analysée. 347
- Figure 3-16– Spectrogramme d'analyse chimique élémentaire par EDS de la particule n° 3 de la Figure 3-14. La superposition du spectre d'analyse chimique de la particule (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) indique la présence de sodium, de phosphore en éléments majeurs, de magnésium et de potassium en éléments mineurs et de soufre et de chlore en traces dans la particule analysée. 347
- Figure 3-17 – Microphotographie par MEB et spectrogramme d'analyse chimique élémentaire par EDS de la particule en haut à gauche de la photographie. La superposition du spectre d'analyse chimique de la particule (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) indique la présence de sodium et de chlore et des traces de phosphore et potassium dans la particule analysée. 347
- Figure 3-18- Microphotographie au MEB des particules émises par la cuisson du poisson pané (sans matières grasses) sur plaques électriques. Les rares particules ont un diamètre supérieur ou égal à 1 μm et présentent quelques formes distinctes. 348
- Figure 3-19– Spectrogramme d'analyse chimique élémentaire par EDS de la particule n° 1 de la Figure 3-18. La superposition du spectre d'analyse chimique de la particule (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) confirme la présence de carbone dans la particule analysée. 349
- Figure 3-20– Spectrogramme d'analyse chimique élémentaire par EDS de la particule n° 3 de la Figure 3-18. La superposition du spectre d'analyse chimique de la particule (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) confirme l'absence d'éléments chimiques dans la particule analysée. 349
- Figure 3-21 - Microphotographie au MEB d'une particule hyperferrière émise par la cuisson du poisson pané (sans matières grasses) sur plaques électriques. 349
- Figure 3-22- Microphotographie au MEB de la membrane du prélèvement réalisé lors de la combustion de la bougie blanche. A gauche, partie de la membrane « exposée » au prélèvement et entièrement recouverte de particules, à droite, partie de la membrane « non exposée » car prise en sandwich entre deux anneaux du porte-membrane lors du prélèvement. 350
- Figure 3-23- Microphotographie au MEB des particules émises par la combustion de la bougie blanche. Quelques particules d'un diamètre compris entre 1 et 4 μm se distinguent au milieu d'un enchevêtrement de particules nanométriques recouvrant intégralement la membrane. 351
- Figure 3-24– Spectrogramme d'analyse chimique élémentaire par EDS d'un amas de particules nanométriques (microsuies). La superposition du spectre d'analyse chimique des particules (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) confirme la présence de carbone et des traces de silicium. Le platine provient de la métallisation. 351
- Figure 3-25– Spectrogramme d'analyse chimique élémentaire par EDS de la particule n° 13 de la Figure 3-18. La superposition du spectre d'analyse chimique de la particule (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) confirme la présence de carbone dans la particule analysée. 352
- Figure 3-26- Microphotographie au MEB à faible grandissement des particules émises par la combustion d'une bougie parfumée. 353
- Figure 3-27- Microphotographie au MEB des particules émises par la combustion d'une bougie parfumée présentant des microsuies sous forme d'amas (à gauche) et de chapelet (à droite). 353
- Figure 3-28- Microphotographie au MEB des particules émises par la combustion d'une bougie parfumée présentant en haut à gauche une particule plate aux contours géométriques pourvu d'un auréole à sa base et au centre un chapelet de microsuies. Noter la présence de multiples agglomérats de particules (de quelques micromètres) tapissant la membrane. 354
- Figure 3-29– Spectrogramme d'analyse chimique élémentaire par EDS de la particule n° 21 (microsui) de la Figure 3-26. La superposition du spectre d'analyse chimique de la particule (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) confirme la présence de carbone dans la particule analysée. 355

Figure 3-30– Spectrogramme d’analyse chimique élémentaire par EDS de la particule n° 2 de la Figure 3-26. La superposition du spectre d’analyse chimique de la particule (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) confirme la présence de carbone dans la particule analysée.	355
Figure 3-31– Spectrogramme d’analyse chimique élémentaire par EDS de la particule n° 10 de la Figure 3-26. La superposition du spectre d’analyse chimique de la particule (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) confirme la présence de carbone dans la particule analysée.	355
Figure 3-32- Microphotographie au MEB à faible grandissement des particules émises par la combustion d’un chauffage d’appoint au pétrole.	356
Figure 3-33- Microphotographie au MEB des particules émises par la combustion d’un chauffage d’appoint au pétrole et sous forme de petits chapelets composés de particules nanométriques (microsuies).	357
Figure 3-34– Spectrogramme d’analyse chimique élémentaire par EDS d’un chapelet de particules nanométriques (microsuies). La superposition du spectre d’analyse chimique des particules (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) confirme la présence de carbone et des traces de silicium... ..	357
Figure 3-35– Spectrogramme d’analyse chimique élémentaire par EDS de la particule n° 2 de la Figure 3-32. La superposition du spectre d’analyse chimique des particules (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) indique la présence de calcium (éléments majeurs), de silicium (éléments mineurs) et fer, zinc, soufre, potassium, aluminium, magnésium, sodium (éléments en traces).	357
Figure 3-36- Microphotographie au MEB des particules émises par l’utilisation d’un insecticide conditionné en aérosol. Un film continu recouvre l’intégralité de la membrane et masque les particules collectées rendant leur analyse impossible.....	358
Figure 3-37- Microphotographie au MEB de la membrane avant et après le prélèvement des particules émises par l’utilisation d’un insecticide montrant la diminution de la porosité due au colmatage des pores par le film.	358
Figure 3-38– Spectrogramme d’analyse chimique élémentaire par EDS du film de la Figure 3-36. La superposition du spectre d’analyse chimique du film continu recouvrant la membrane (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) indique la présence de sodium, phosphore et potassium.	359
Figure 3-39 - Microphotographie au MEB des particules émises par l’utilisation d’un dépoussiérant conditionné en aérosol.....	360
Figure 3-40– Spectrogramme d’analyse chimique élémentaire par EDS de la particule n°2 de la Figure 3-39. La superposition du spectre d’analyse chimique du film (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) indique la présence de carbone dans la particule analysée.	360
Figure 3-41– Microphotographie par MEB et spectrogramme d’analyse chimique élémentaire par EDS de la particule n°10. La superposition du spectre d’analyse chimique du film (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) indique l’absence d’éléments chimiques dans la particule analysée.	361

Liste des tableaux

Tableau 1-1 : Taux d'émission de différentes sources de particules (He, 2004).	27
Tableau 1-2 : Concentrations en nombre de particules mesurées selon différents scénarios de cuisson (Dennekamp et al., 2006).	30
Tableau 1-3 : Taux d'émissions de particules fines ($> 0,3 \mu\text{m}$) provenant du moteur de 11 aspirateurs en fonctionnement.	45
Tableau 2-1 : Liste des mesures réalisées selon les essais.	54
Tableau 2-2 : Concentrations ($\#\cdot\text{cm}^{-3}$) mesurées dans l'enceinte avec ou sans ventilateur en fonctionnement (données du compteur optique DM1.108).	58
Tableau 2-3 : Spécifications des instruments de mesure.	63
Tableau 2-4 : Caractéristiques propres à l'ELPI utilisé.	67
Tableau 2-5 : Paramètres concernant les lignes de prélèvement.	70
Tableau 2-6 : Facteurs de corrections x en fonction de la concentration lue sur le CNC.	75
Tableau 3-1 : Concentration totale, GMD, CMD et σ_g moyens pour la cigarette (données ELPI).	82
Tableau 3-2 : Concentration totale, GMD, CMD et σ_g moyens pour la bougie blanche (DMS-500).	87
Tableau 3-3 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens sur la bougie parfumée.	95
Tableau 3-4 : Masse initiale et pertes de matières des encens testés.	99
Tableau 3-5 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens (Encens pin).	102
Tableau 3-6 : Masse initiale et pertes de matières des bâtonnets d'encens testés.	106
Tableau 3-7 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens (Encens fruité).	109
Tableau 3-8 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens (spray désodorisant bleu).	116
Tableau 3-9 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens (spray désodorisant jaune – durant jet puis 1 min). ...	123
Tableau 3-10 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens (spray dépoussiérant – durant jet puis 1 min).	129
Tableau 3-11 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens (Spray insecticide).	134
Tableau 3-12 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens lors de la mise sous tension et lors de la phase d'impression de l'imprimante laser B.	145
Tableau 3-13 : Concentration, GMD, CMD et σ_g des particules émises par l'aspirateur.	155
Tableau 3-14 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens (Chauffage à pétrole, phase de combustion 400-2400s).	162
Tableau 3-15 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens sur les plages (5 à 1000 nm) pour la plaque électrique.	169
Tableau 3-16 : Pesées des ingrédients utilisés dans le scénario de cuisson (steak + huile).	173
Tableau 3-17 : Liste des événements du scénario et temps associés selon les essais.	174
Tableau 3-18 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens (Steak +huile).	178
Tableau 3-19 : Pesées des ingrédients utilisés dans le scénario de cuisson (steak + beurre).	182
Tableau 3-20 : Liste des événements du scénario et temps associés selon les essais.	183
Tableau 3-21 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens (Steak + beurre).	187
Tableau 3-22 : Pesées des ingrédients utilisés dans le scénario de cuisson (steak + huile).	191
Tableau 3-23 : Liste des événements du scénario et temps associés selon les essais (en secondes).	191
Tableau 3-24 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens (Cuisson poêle - poissons panés).	195
Tableau 3-25 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens (Cuisson des pâtes).	206
Tableau 3-26 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens (préchauffage du four vide $200 \text{ }^\circ\text{C}$).	213
Tableau 3-27 : Pesées des ingrédients pour la cuisson du rôti de porc au four.	218
Tableau 3-28 : Temps caractéristiques des événements du scénario (en secondes).	218
Tableau 3-29 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens (cuisson au four - rôti de porc).	224
Tableau 3-30 : Pesées des ingrédients pour la cuisson des pavés de saumon au four.	228

Tableau 3-31 : Temps caractéristiques des évènements du scénario (en secondes).....	228
Tableau 3-32 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens (Cuisson de saumon au four).....	234
Tableau 3-33 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens (Nettoyage du four par pyrolyse).....	241
Tableau 4-1 : Constantes de décroissance effectives déterminées expérimentalement selon les essais à partir des mesures du DMS500 et du CNC3007 (données corrigées).....	251
Tableau 4-2 : Taux d'émission moyens par source (coefficient de variation associé CV% et nombre d'essais n), durée de l'activité et nombre total de particules émises. (Données DMS500).....	261
Tableau 4-3 : Taux d'émission moyens par source (coefficient de variation associé CV% et nombre d'essais n), (Données CNC).....	262
Tableau 4-4 : Facteur d'émission moyen exprimé en particules totales (5-1000 nm) par seconde, en fonction du mode de calcul du taux de décroissance.....	264
Tableau 4-5 : Facteur d'émission moyen exprimé en particules totales (5-1000 nm) par seconde, en fonction du mode de calcul du taux de décroissance.....	265
Tableau 4-6 : Comparaison des diamètres médian en nombre (CMD) des activités domestiques avec d'autres études.....	268
Tableau 4-7 : Comparaison des taux d'émission en nombre de particules (données DMS500) avec d'autres études. (* : données CNC).....	269
Tableau 4-8 : Taux d'équipement des logements enquêtés en appareils de cuisson électrique (ECUEL, 1999). 271	271
Tableau 4-9 : Fréquence d'utilisation des équipements de cuisson à l'échelle du ménage (n = 567, données brutes OQAI).....	271
Tableau 4-10 : Fréquence d'utilisation des modes de cuisson sur la semaine enquêtée (n = 567, données brutes OQAI).....	272
Tableau 4-11 : Fréquence d'utilisation des activités de cuisson, entretien par aspiration mécanique et bricolage au cours du mois écoulé (n = 567, données brutes OQAI).....	272
Tableau 4-12 : Fréquence d'utilisation des activités de cuisson, entretien par aspiration mécanique et bricolage au cours de la semaine d'enquête ((n = 567, données brutes OQAI)).....	273
Tableau 4-13 : Impact relatif des activités domestiques exprimées en terme de concentration maximale atteinte et temps nécessaire pour revenir à l'état initial d'après le modèle.	280

Tableau 2-1 : Synthèse des essais réalisés pour la caractérisation chimique des particules collectées.....	287
Tableau 2-2 : Paramètres des prélèvements pour chaque essai (durée, volume de prélèvement par type de filtre FVT : fibres de verre teflonée, Polycarbonates, Quartz).	291
Tableau 2-3 : Ordre de grandeur des limites de détection selon les éléments analysés.	295
Tableau 2-4 : Structures des HAP mesurés.....	298
Tableau 2-5 : Limites de détection et niveau moyen de blancs de filtres pour les HAP.	299
Tableau 2-6 : Limites de détection et niveau moyen de blancs de filtres pour les anions et cations de la fraction soluble.	300
Tableau 2-7 – Liste des prélèvements effectués selon le type de sources en vue de leur analyse par MEB.....	303
Tableau 3-1 : Résultats des analyses PIXE (en $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$) associées aux particules prélevées dans le blanc de l'enceinte et pour les bougies blanches et parfumées.....	308
Tableau 3-2 : Résultats des analyses PIXE (en $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$) associées aux particules prélevées pour les sprays insecticide et désodorisant jaune ainsi que l'encens pin.	309
Tableau 3-3 : Résultats des analyses PIXE (en $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$) associées aux particules prélevées pour le spray dépoussiérant la cuisson à la poêle des poissons panés et steaks à l'huile d'arachide.....	310
Tableau 3-4 : Résultats des analyses PIXE (en $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$) associées aux particules prélevées pour la cuisson à la poêle des steaks au beurre et la cuisson au four électrique du pavé de saumon et rôti de porc.	311
Tableau 3-5 : Résultats des analyses PIXE (en $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$) associées aux particules prélevées lors du nettoyage du four par pyrolyse et l'utilisation du chauffage d'appoint.....	312
Tableau 3-6 : Statistiques descriptives des variables (Données sur fraction < 1 μm).	315
Tableau 3-7 : Matrice de corrélations inter-variables (fraction < 1 μm). En gras, les corrélations significatives à 5%. En rouge, les corrélations significatives à 1%.....	315
Tableau 3-8 : Tableau des valeurs propres de l'analyse en composantes principales normée (fraction < 1 μm). 316	316

Tableau 3-9 : Coordonnées des variables sur les 5 premiers axes.....	317
Tableau 3-10 : Coordonnées des sources sur les 5 premiers axes (fraction < 1 µm).	319
Tableau 3-11 : Résultats des mesures gravimétriques.....	324
Tableau 3-12 : Résultats du dosage du carbone organique (inv = invalide).....	325
Tableau 3-13 : Résultats du dosage du carbone élémentaire (inv = invalide).....	326
Tableau 3-14 : Résultats du dosage des anions dans la fraction soluble de l'aérosol émis dans l'enceinte à vide, par les bougies et l'encens.....	328
Tableau 3-15 : Résultats du dosage des cations dans la fraction soluble de l'aérosol émis dans l'enceinte à vide, par les bougies et l'encens.....	329
Tableau 3-16 : Résultats du dosage des anions dans la fraction soluble de l'aérosol émis par le chauffage d'appoint à pétrole et les sprays.	330
Tableau 3-17 : Résultats du dosage des cations dans la fraction soluble de l'aérosol émis par le chauffage d'appoint à pétrole et les sprays.	331
Tableau 3-18 : Résultats du dosage des anions dans la fraction soluble de l'aérosol émis lors des activités impliquant le four électrique.....	332
Tableau 3-19 : Résultats du dosage des cations dans la fraction soluble de l'aérosol émis lors des activités impliquant le four électrique.....	333
Tableau 3-20 : Résultats du dosage des anions dans la fraction soluble de l'aérosol impliquant la cuisson à la poêle.	334
Tableau 3-21 : Résultats du dosage des cations dans la fraction soluble de l'aérosol impliquant la cuisson à la poêle.	335
Tableau 3-22 : Résultats des mesures de HAP particulières associées au blanc d'enceinte, aux bougies et encens.	337
Tableau 3-23 : Résultats des mesures de HAP particulières associées au chauffage d'appoint et aux sprays.....	338
Tableau 3-24 : Résultats des mesures de HAP particulières associées aux activités impliquant le four électrique.	339
Tableau 3-25 : Résultats des mesures de HAP particulières associées aux activités impliquant la cuisson à la poêle	340
Tableau 3-26 – Estimation de la dispersion spatiale des particules sur les membranes de prélèvement de chaque source testée. (- = dispersion non calculée à cause de l'absence de particules, de la présence d'un film de surface ou de la présence de particules nanométriques).....	341
Tableau 3-27 – Synthèse de l'analyse individuelle par MEB des particules émises par les différentes sources intérieures liées aux activités domestiques.....	363

CHAPITRE 1 : CARACTERISATION EN NOMBRE DES EMISSIONS DE PARTICULES

1. La pollution particulaire intérieure

1.1. Niveaux de particules dans les environnements intérieurs en France

Dans le cadre d'un inventaire des données sur la qualité de l'air intérieur, les études françaises portant sur le niveau de pollution particulaire dans les environnements intérieurs (habitat, écoles, bureaux) ont été recensées depuis 1990 jusqu'en 2004 (Mosqueron & Nedellec, 2001; Mosqueron & Nedellec, 2004). Au total, 13 études majoritairement axées sur la concentration en masse des particules suivant les critères PM_{2,5}, PM₁₀ ou encore les fumées noires ont été recensées. Parmi les différents résultats observés, la présence de fumeurs augmente la concentration en masse de particules. Les niveaux sont globalement plus élevés le jour que la nuit. Les niveaux mesurés sont au moins du même ordre que ceux rencontrés dans l'air extérieur.

Dans le cadre de la campagne nationale logements menée par l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur (OQAI) de 2003 à 2005 (Kirchner et al., 2006, 2007), la concentration en masse de particules a été mesurée dans le séjour sur 7 jours suivant deux critères PM_{2,5} et PM₁₀ (diamètre aérodynamique respectivement inférieur à 2,5 et 10 µm). Les niveaux médians observés ramenés à la population nationale sont respectivement de 19 et 31 µg·m⁻³ (Figure 1-1).

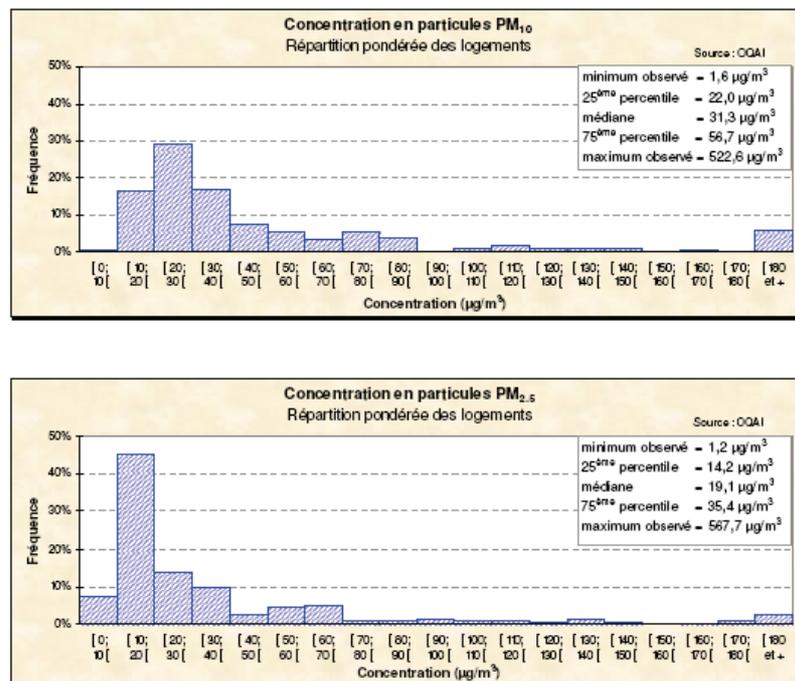


Figure 1-1 : Distribution des mesures en PM_{2.5} et PM₁₀ réalisées dans les logements français (Kirchner et al., 2006).

Certains logements enquêtés par l'OQAI lors de la campagne nationale ont fait l'objet d'un suivi de la concentration en nombre des particules fines sur une semaine (mesure avec un compteur optique, diamètre 0,3 – 20 µm) et des particules ultrafines sur une soirée (mesure avec un compteur à noyaux de condensation, diamètre 0,01 – 1 µm). Les concentrations observées en particules fines varient de 10^4 à 10^6 particules par litre (soit de 10 à 1000 particules·cm⁻³), tandis que les particules ultrafines vont de 10^4 à 10^5 particules·cm⁻³ (Figure 1-2). Des différences significatives sont observées entre les logements suivant l'occupation et les activités en cours.

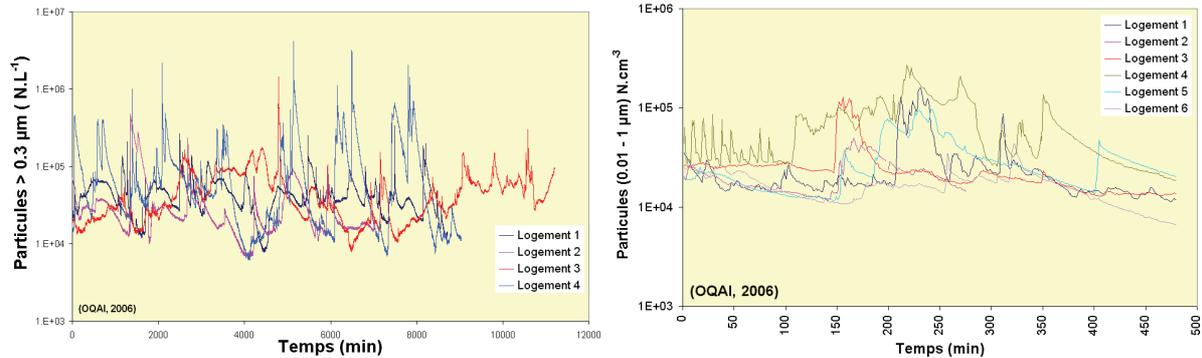


Figure 1-2 : Exemples de profils de concentration en nombre de particules fines (gauche) et ultrafine (droite), (données OQAI).

Une étude réalisée dans 8 écoles de La Rochelle (Blondeau et al., 2005) a utilisé un compteur optique (diamètre 0,3 – 20µm en 15 canaux) pour suivre l'évolution de la concentration en nombre de particules fines dans une classe de chaque école en hiver et en été. Les auteurs montrent notamment dans les ratios int/ext suivant le diamètre des particules, mais surtout l'influence de l'occupation sur la concentration en nombre de grosses particules (5 – 15 µm) par rapport à la période d'inoccupation (Figure 1-3).

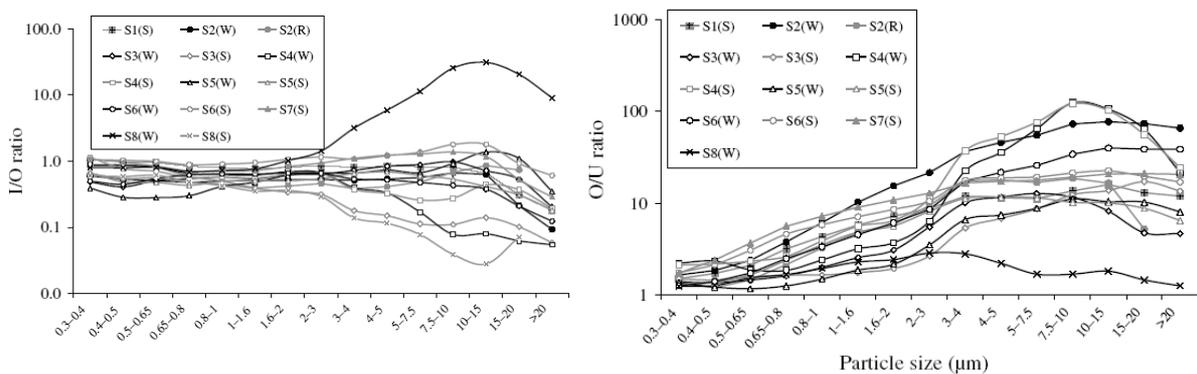


Figure 1-3 : Ratios int/ext (I/O) et occupé/inoccupé (O/U) mesurés dans 8 écoles suivant le diamètre des particules (Blondeau et al., 2005).

Les études françaises sur la pollution particulaire sont plutôt rares en règle générale. Il existe très peu d'études françaises sur les environnements intérieurs portant sur les concentrations numériques de particules. Peu d'informations sont disponibles sur les sources de particules dans l'air intérieur (hors tabac), notamment concernant les ultrafines. Aucune étude identifiée ne porte sur l'analyse physico-chimique des particules intérieures.

1.2. Sources et puits de particules dans le logement

Certaines activités ont un impact très important sur la concentration en particules à l'intérieur des habitations. Les sources les plus couramment citées et étudiées sont la fumée de cigarette, la cuisson des aliments, le chauffage à pétrole, les cheminées, les bougies, l'encens, l'utilisation d'aspirateur, de bombes aérosols (He et al., 2004 ; Hussein et al., 2005a ; Hussein et al., 2005b ; Afshari et al., 2005). Quelques autres sources sont également citées, comme l'utilisation d'imprimantes laser, les radiateurs ou convecteurs et l'utilisation de sauna.

Parmi toutes ces sources, la principale contribution en terme de concentration en masse de particules est liée à la fumée de tabac ($+37 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) et en second lieu les activités de cuisine ($+3$ à $6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) (Wallace, 1996 ; Wallace et al., 2003). Les mêmes auteurs (Wallace & Howard-Reed, 2002 ; Wallace et al, 2004) poursuivent leur évaluation de la contribution des sources intérieures en menant des mesurages en nombre (SPMS, APS) des particules (diamètre de 10 nm à 20 μm) pendant 18 mois dans une grande habitation de non-fumeurs de la banlieue de Washington afin de mieux connaître les influences :

- des fluctuations journalières et saisonnières ;
- des sources intérieures comme la cuisson et la combustion de bougies ;
- des activités humaines comme l'ouverture des fenêtres et l'utilisation de ventilateur.

De cette étude, il ressort que 22 % du temps, les concentrations en nombre des particules ultra-fines dépendent directement des sources intérieures, ces dernières contribuant alors à hauteur de 50 à 90% aux concentrations de $\text{PM}_{0,1}$ mesurées. Pour comparaison, les sources intérieures impactent les concentrations des $\text{PM}_{2,5}$ 12 % du temps et contribuent alors à hauteur de 40 à 50 % aux concentrations intérieures en $\text{PM}_{2,5}$ mesurées. Pendant ces périodes d'émission des sources intérieures, les concentrations peuvent être multipliées par 2, voire 20, par rapport à celles mesurées le reste du temps.

Une revue bibliographique a été réalisée selon le type de source :

- Cuisson et activités liées à la cuisine
- Bougies
- Encens
- Utilisation de bombes aérosols
- Imprimante
- Aspirateur
- Chauffage

La remise en suspension des particules liée à une activité de nettoyage (balayage) ou au simple passage de personnes n'est pas considérée dans notre étude. Elle représente en effet une source indirecte de particules dans l'environnement intérieur. Par ailleurs, elle est essentiellement associée à la remise en suspension de grosses particules $> 5 \mu\text{m}$ (Blondeau et al., 2005; Luoma & Batterman, 2001). Les taux d'émissions liés à la remise en suspension peuvent atteindre $0,4 \text{ mg}\cdot\text{min}^{-1}$ ($\text{PM}_{2,5}$) et $1,4 \text{ mg}\cdot\text{min}^{-1}$ (PM_5) dans le cas de 2 personnes qui marchent (Ferro et al., 2004). Notre étude quant à elle se focalise essentiellement sur les particules fines et ultrafines.

La réactivité chimique et en particulier l'oxydation des composés terpéniques par l'ozone est une source d'aérosol organique secondaire. La plupart des études ont mis en évidence la formation de particules ultrafines en simulant les réactions en chambre environnementale

(Rohr et al, 2003 ; Sarwar et al., 2004 ; Vartiainen et al., 2006 ; Zuraimi et al, 2007) A ce jour, seule une étude a mis en évidence la formation d'aérosol organique secondaire dans un logement associée à l'utilisation d'un produit d'entretien de sol contenant de l'alpha-pinène en période de pic d'ozone (Long et al., 2000). La formation d'aérosol organique secondaire constitue un projet à part entière et n'a pas fait l'objet de plus amples caractérisations dans la présente étude.

La pénétration des particules d'origine extérieure dans l'environnement intérieur varie tout autant en fonction de la taille des particules, que des caractéristiques du bâti. Dans la conclusion d'une étude menée dans 9 maisons de la banlieue de Boston (diamètre de 20 nm à 10 µm ; utilisation d'un SMPS), les auteurs concluent qu'il n'est pas possible de fournir des taux de pénétration généraux des particules, tant les caractéristiques de l'habitat (étanchéité, donc taux de renouvellement d'air notamment) et sa dynamique en fonction des saisons peuvent varier (Long et al, 2001). L'impact des particules d'origine extérieure sur l'environnement intérieur n'a pas été étudié dans le présent projet focalisé sur les sources et activités domestiques.

Les études françaises sur la caractérisation des sources intérieures de particules étant pratiquement inexistantes, le champ d'investigation des études a été étendue à la littérature internationale, malgré le fait que certains usages et activités puissent être radicalement différents d'un pays à l'autre. Parmi toutes ces études, ont été privilégiées celles qui fournissaient des éléments concrets en terme de caractérisation des émissions de particules : distribution en taille et taux ou facteurs d'émissions. Les études rapportant les niveaux de concentrations observées en fonction de telle ou telle activité ont été écartées du fait que les éléments fournis dépendent énormément des conditions d'expérimentations.

1.3. Activités liées à la cuisine

Les activités liées à la cuisson des aliments sont reconnues comme étant une source importante d'émission de particules, voire majoritaire en l'absence de fumeurs. La majorité des études réalisées sont basées sur une étude de l'influence des activités de cuisine sur la concentration ($\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$) en PM_{10} ou $\text{PM}_{2,5}$ dans des habitations ou des restaurants (Lee et al., 2001b ; Mönkkönen et al., 2005 ; Fortmann et al., 2001). Des mesures de concentration en nombre ont été réalisées par différents auteurs (Siegmann and Sattler, 1996, Afshari et al., 2005) pour différentes configurations et différentes activités de cuisson. Les mesures montrent une émission importante de particules fines et ultrafines.

A l'aide d'un impacteur en cascade associé à une microbalance à cristal de quartz (QCM), Annis & Annis (1989) ont caractérisé la distribution en taille (10 étages de 0,05 à 25 μm) de 5 aliments (bacon, poulet, steak haché, saucisse de porc et pommes de terre) cuits dans une poêle électrique. Le poulet et les pommes de terre sont frits dans de l'huile de maïs. Les essais ont été réalisés dans une chambre expérimentale (3 x 4,3 x 2,5 m) munie d'une hotte avec un soufflage au niveau du sol pour forcer l'air à travers la hotte d'extraction (entre 33 et 142 $\text{L}\cdot\text{s}^{-1}$). Les mesures ont été réalisées juste à l'entre de la hotte. L'ensemble des distributions observées présente un caractère bimodal marqué (50-200 nm) et (400-800 nm) avec dans le cas de surcuisson un mode unique autour de 400 nm. Le diamètre médian en masse observé (MMD) variait entre 9 et 70 nm (bacon), 100-160 nm (steak haché 30% matières grasses), 170-290 nm (steak haché 20% MG), 340-480 nm (pommes de terre frites), 420-580 nm (saucisse de porc) et 360-780 nm (poulet frit) selon la hauteur de la hotte et le débit de soufflage. Un débit plus élevé augmente légèrement la concentration de particules dans la chambre. Le MMD est assez peu affecté. La hauteur de la hotte 56 ou 76 cm ne modifie pas significativement les distributions.

Hildemann et al. (1991) ont déterminé la distribution en masse de particules émises lors de la cuisson de viande normale ou extra-maigre en friture ou en grillade à l'aide d'un analyseur d'aérosol électrique (EAA 3030, TSI). Le mode principal en masse des particules observées pour tous les essais se situe autour de 200 nm. L'énergie de cuisson était le gaz naturel. Peu de variations sont observées selon la teneur en matière grasse de la viande lors de la friture. La cuisson par grillade présente des taux d'émissions 20 à 80 fois plus élevés que la cuisson par friture (12 à 46 contre 0,6 g/kg de viande).

Li et al. (1993a) ont mesuré la concentration en nombre de particules associée à 3 modes de cuisson (œufs brouillés, poulet frit et soupe de légumes mijotée) sur une gazinière. La mesure a été réalisée dans une cuisine (5 x 3 x 1,5 m) à 3 m de la gazinière à l'aide d'un DMPS (Differential Mobility Particle Sizer) couplé à un compteur à noyaux de condensation permettant d'obtenir la distribution en taille des particules sur un intervalle compris entre 17 et 886 nm divisé en 33 canaux. Le CMD (diamètre médian en nombre) de fond dans la cuisine était de 70 nm avec un écart-type géométrique σ_g de 2. La préparation des œufs brouillés, du poulet frit et de la soupe est associée respectivement à des CMD de 33-47 ($\sigma_g = 2$), 60 (1,9) et 30 nm (1,8).

Dans une démarche globale d'évaluation des sources de particules dans 4 logements de la région de Boston, Abt et al. (2000) ont mis en évidence l'évolution de la distribution en taille des particules émises lors de la cuisson d'aliments au four (Figure 1-4). Lorsque la température du four augmente, vapeurs et particules sont libérées. Avec le vieillissement de l'aérosol, les vapeurs se condensent et les particules coagulent augmentant le diamètre médian en nombre (CMD).

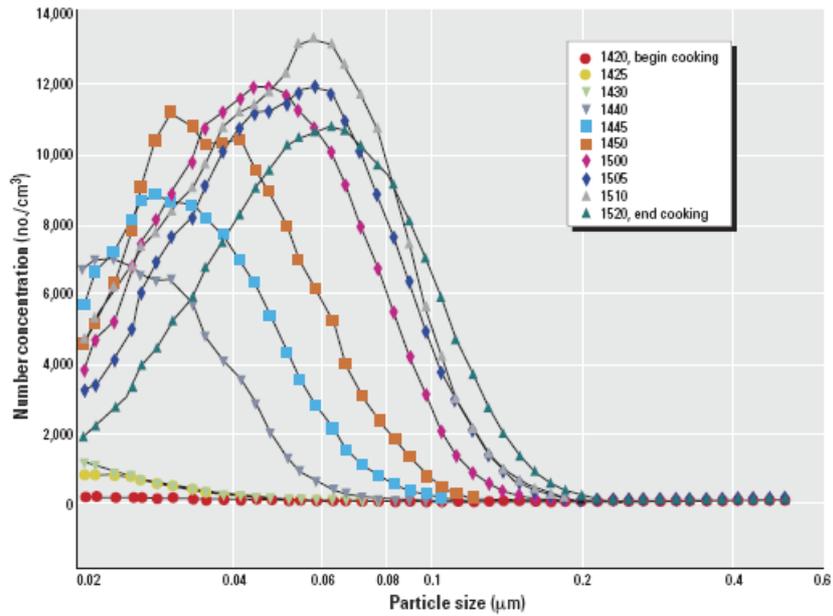


Figure 1-4 : Evolution de la distribution en taille de particules lors d'une activité de cuisson au four (Abt et al, 2000).

Fortmann et al. (2001) ont réalisé des mesures de granulométrie en nombre (40 nm à 8,4 µm) à l'aide d'un ELPI, des mesures de PM_{2.5} et PM₁₀ dans une maison test en Californie lors de 32 activités de cuisson. Des analyses de HAP et d'éléments ont également été conduites sur la fraction PM₁₀ pour quelques scénarios. Les auteurs remarques qu'une proportion (en nombre) très importante des particules émises semble de diamètre inférieur à 40 nm (Figure 1-5). Les teneurs en PM_{2,5} varient de 9 (cuisson au four gaz d'un rôti de porc à 135°C pendant 2h30 avec la hotte en fonctionnement) à 2000 µg·m⁻³ (programme de nettoyage du four gaz à 232 °C) dans la cuisine. Les teneurs en PM₁₀ varient quant à elles de 39 à 3600 µg·m⁻³ pour les mêmes scénarios respectifs.

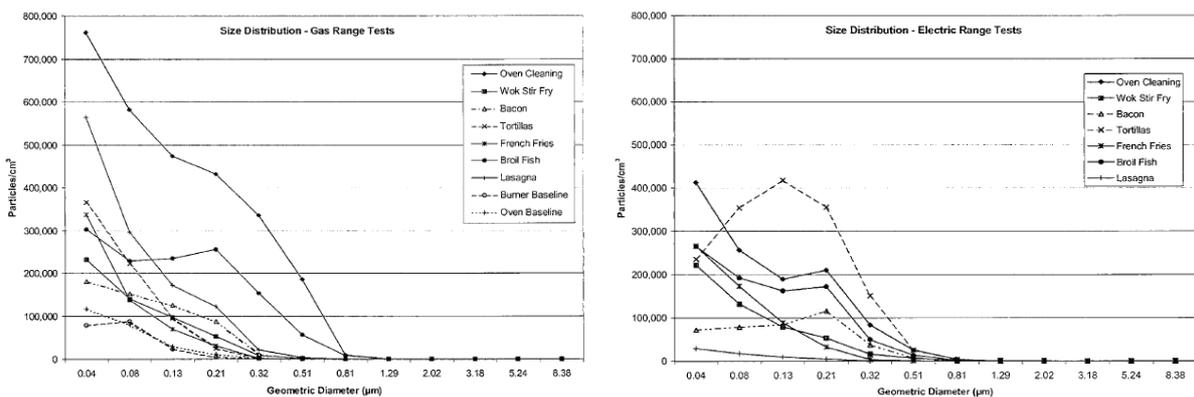


Figure 1-5 : Granulométrie (ELPI) mesurées pour des cuissons sur brûleur gaz (gauche) ou sur plaque électrique (droite) dans une maison test pour différentes activités domestiques (Fortmann et al, 2001).

Les éléments prépondérants mesurés dans cette étude sont le silicium (taux d'émission de 2700 µg·h⁻¹), le phosphore (2500 µg·h⁻¹), le chlore (2000 µg·h⁻¹), le potassium (1200 µg·h⁻¹) et le brome (1100 µg·h⁻¹) fortement associés au programme de nettoyage du four gaz. La cuisson de viande hachée à la poêle est principalement liée à l'émission de silicium (1000 µg·h⁻¹), sodium (700 µg·h⁻¹), aluminium (650 µg·h⁻¹), magnésium (540 µg·h⁻¹), calcium (400 µg·h⁻¹).

Au niveau HAP, le naphthalène est majoritaire avec un taux d'émission jusqu'à 360 ng/g/h pour la cuisson de steaks de saumon au four, également marqué par la présence de benzo(a)pyrène, fluorène, pyrène et phénanthrène.

Wallace et al. (2004) ont mesuré toutes les 5 minutes la concentration en nombre de particules de diamètre compris entre 0,01 et 2,5 μm sur 124 tranches granulométriques dans une maison occupée pendant 18 mois. A partir des données collectées avec un classifieur électrostatique couplé à un CNC (0,01-0,45 μm), un APS (aerodynamic particle sizer, 0,54 – 20 μm) et un compteur optique (0,3 – 10 μm), les auteurs ont déterminé un profil granulométrique moyen, les constantes de dépôt par taille de particules et les facteurs d'émissions associés à 44 épisodes de cuisson au gaz. Le mode de cuisson principalement représenté est la friture d'aliments dans l'huile d'arachide ou encore dans du beurre. Les mesures ont été réalisées au niveau du sous-sol de la maison et caractérisent ainsi les particules émises dans la cuisine qui ont diffusé jusqu'au point de prélèvement (un aérosol un peu plus âgé). La distribution moyenne associée aux événements de cuisson apparaît bimodale avec un mode autour de 10 nm (taux d'émission moyen de $5 \cdot 10^{12} \# \cdot \text{h}^{-1}$) et un autre prépondérant autour de 60 nm (taux d'émission de $10^{13} \# \cdot \text{h}^{-1}$). Le premier mode pourrait être associé à la contribution de la flamme des brûleurs qui émet un grand nombre de particules d'un diamètre voisin voire inférieure à 10 nm. Le taux d'émission moyen en particules ultrafines (10 – 100 nm) est estimé à $2 \cdot 10^{14} \# \cdot \text{h}^{-1}$. Le taux de décroissance le plus élevé (intégrant le renouvellement d'air) est observé pour les particules de 10 nm (entre $5\text{-}6 \text{ h}^{-1}$) et le plus faible pour un diamètre de 100 nm ($\sim 1,5 \text{ h}^{-1}$). Pour les particules de 2 μm , le taux de décroissance se situe entre 3 et 4 h^{-1} .

He et al. (2004) ont caractérisé les émissions de particules de différentes activités de cuisson à partir du croisement des données issues d'un SMPS avec un budget espace-temps activités dans 15 résidences (Brisbane, Australie). Les résultats sont rassemblés au Tableau 1-1. Les activités de cuisson présentent les taux d'émission les plus élevés (Griller : $7,34 \cdot 10^{11} \# \cdot \text{min}^{-1}$, table de cuisson (stove) : $7,33 \cdot 10^{11} \# \cdot \text{min}^{-1}$), mis à part l'utilisation d'une bouilloire (kettle) ou d'un micro-ondes, respectivement $0,35$ et $0,55 \cdot 10^{11} \# \cdot \text{min}^{-1}$.

Activity	N		Peak values ($\mu\text{g m}^{-3}$)		Ratio (mass)		Emission rate (mg min^{-1})		Peak values (particle $\text{cm}^{-3} \times 10^3$)		Ratio (number)		Emission rate (particle $\text{min}^{-1} \times 10^{11}$)	
	Median	S.D.	Median	S.D.	Median	S.D.	Median	S.D.	Median	S.D.	Median	S.D.	Median	S.D.
<i>Food preparation</i>														
Cooking	24	37	194	2.89	12.6	0.11	0.99	126	177	10.3	19.3	5.67	8.61	
Cooking pizza ^a	1	735		73.5		1.59		137.3		9.81		1.65		
Frying	4	745	352	33.6	28.3	2.68	2.18	154	21.3	10.0	6.1	4.75	2.45	
Grilling	6	718	3427	90.1	312	2.78	17.8	161	69.9	8.69	5.27	7.34	5.06	
Kettle	25	13	20	1.13	0.67	0.03	0.31	15.6	14.0	1.08	0.6	0.35	1.76	
Microwave	18	16	18	1.12	0.42	0.03	0.11	16.3	28.6	1.12	1.55	0.55	1.94	
Oven	6	24	6	1.76	0.53	0.03	0.03	61.5	31.9	2.96	0.78	1.27	2.10	
Stove	4	57	264	2.4	19.7	0.24	1.29	179	287	12.5	10.5	7.33	51.4	
Toasting	18	35	32	2.08	8.31	0.11	0.37	114	160	6.34	7.44	6.75	16.7	
<i>Other activities (multiple events)</i>														
Open door	9	21	9	1.23	0.37			22.0	14.6	2.89	1.21			
Smoking	6	79	29	4.03	1.76	0.99	0.81	26.6	13.6	1.54	0.96	1.91	1.92	
Sweep floor	3	35	4	2.04	1.3	0.05	0.01	34.9	5.86	1.05	0.01	0.12	0.02	
Vacuuming	5	16	8	1.46	0.32	0.07	0.04	41.3	17.6	1.51	1.17	0.97	1.57	
Washing	17	18	12	1.25	0.57	0.04	0.04	30.9	18.5	1.30	0.83	0.96	2.60	
<i>Other activities (single event)</i>														
CVE oil ^a	1	132		13.2		0.91		74.6		8.29		5.52		
Dusting ^a	1	22		1.69		0.09		14.1		1.00				
Fan ^a	1	20		1.67				11.0		1.00				
Fan heater ^a	1	15		1.50		0.05		87.1		27.2		4.07		
Hair dryer ^a	1	45		1.36		0.04		9.5		1.06		0.11		
Shower ^a	1	20		1.08		0.04		10.7		1.37		0.78		
Washing M ^a	1	43		2.05		0.12		11.1		1.18		0.15		

Note: N: sample number; CVE oil: candle vapour eucalypt oil; Washing M: washing machine.
^ano S.D.

Tableau 1-1 : Taux d'émission de différentes sources de particules (He, 2004).

Hussein et al. (2005a) ont mesurés la granulométrie des aérosols dans une gamme de diamètre compris entre 7 et 600 nm dans une maison et relie les pics d'émissions aux différentes activités notamment de cuisson. Leurs mesures sont reprises par Hussein et al. (2005b ; 2006) pour modéliser les facteurs d'émission en fonction des différentes activités des occupants de la maison. Ainsi, la cheminée présente un taux d'émission en particules ultrafines de $8 \cdot 10^8 \cdot \# \cdot s^{-1}$, la cuisson à l'étage $1,3 \cdot 10^8 \cdot \# \cdot s^{-1}$, les mouvements de personnes au même niveau $8,7 \cdot 10^8 \cdot \# \cdot s^{-1}$ et l'utilisation conjointe d'un sauna et la cuisson dans la cheminée un taux d'émission de $3,3 \cdot 10^9 \cdot \# \cdot s^{-1}$. Les taux d'émissions déduites des concentrations observées dans la maison prennent en compte l'interaction des particules directement émises avec les particules déjà en suspension dans l'air. Les valeurs sont donc en général plus faibles que celles déterminées à proximité de la source en enceinte expérimentale notamment.

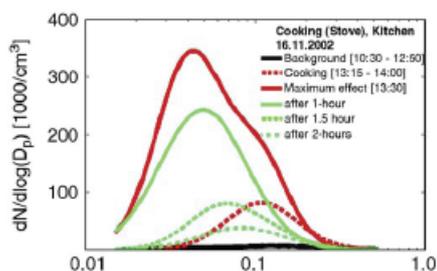


Figure 1-6 : Distributions en taille de particules observées lors de la cuisson (Hussein et al, 2006).

Afshari et al. (2005) ont caractérisé 13 activités domestiques dans une enceinte de 32 m³ en panneaux de verre montés sur une structure aluminium avec un taux de renouvellement d'air de 1,7 h⁻¹ (air filtré et brassé). Parmi les activités testées, la cuisson successive de 15 hamburgers à la poêle sur plaque électrique a été caractérisée en nombre de particules émises. Un compteur à noyaux de condensation (P-Track, gamme 0,02 – 1 µm) et un compteur optique (0,3 – 35 µm) ont été utilisés pour suivre la concentration en nombre de particules dans l'enceinte. Le taux d'émission de particules est de $8,3 \cdot 10^{11} \cdot \# \cdot \text{min}^{-1}$ (soit $1,4 \cdot 10^{10} \cdot \# \cdot s^{-1}$), principalement associé à l'huile utilisée portée à haute température. La cuisson de la viande contribuerait aux émissions de particules de diamètre > 0,3 µm. La plaque électrique seule présente un taux d'émission de $6,8 \cdot 10^{11} \cdot \# \cdot \text{min}^{-1}$ (soit $1,1 \cdot 10^{10} \cdot \# \cdot s^{-1}$), dépendante de la quantité de poussières préalablement déposée à sa surface.

Olson & Burke (2006) ont estimé la distribution des facteurs d'émissions exprimé en PM_{2,5} associés à 411 activités de cuisson dans une cohorte de 36 résidences aux Etats-Unis (Research Triangle Park PM panel study). Les facteurs d'émissions sont déduits des mesures personnelles réalisées avec un néphélomètre portable mesurant en continu les particules de diamètre compris entre 0,1 et 10 µm et exprimant le résultat en µg·m⁻³ (PM_{2,5}). Par ailleurs, un budget espace-temps-activité auto-administrés permet le recueil d'informations liés notamment au type et mode de cuisson.

La distribution des taux d'émission suit une loi log-normale. Les activités de cuisson décrites en tant qu'aliments surcuits ou grillés présentent les taux d'émission les plus élevés (moyenne de 470 mg·min⁻¹) mais sont peu nombreuses. Au contraire, la cuisson par friture représente un quart des activités de cuisson recensées (avec un taux d'émission de 60 mg·min⁻¹). Un autre quart est constitué par l'usage d'une table de cuisson, d'un four classique ou micro-ondes (de 10 à 17 mg·min⁻¹). Un tiers des événements ne sont pas spécifiés. La cuisson par appareil électrique présente des taux d'émission de particules plus élevés par rapport aux appareils utilisant du gaz (43 contre 29 mg·min⁻¹), mais la différence n'est pas significative. La comparaison des taux d'émissions suivant la saison ou le moment de la journée (petit-déjeuner, déjeuner, dîner) ne montrent pas de différences significatives. Les taux d'émission

varient par contre sensiblement pour un même occupant et surtout d'un occupant à l'autre, traduisant des habitudes de cuisine différentes. Deux groupes peuvent être finalement distingués : un premier dont les activités de cuisine ne génèrent que peu de particules (PM_{2,5}) et un second présentant des taux d'émissions extrêmement variables. Le genre, l'âge, le statut, le taux de renouvellement d'air et le type de cuisinière n'expliquent pas les différences observées.

Les durées de cuisson présentent une médiane à 7 min avec 95% des évènements durant moins de 30 min. Une différence significative est observée entre l'automne et l'été et entre le dîner et le petit-déjeuner. Le taux de décroissance comprenant l'ensemble des puits de particules y compris le renouvellement d'air est généralement compris entre 0.1 et 0.4 h⁻¹ avec une valeur médiane à 0.17 h⁻¹.

Ogulei et al. (2006) ont extrait par PMF (positive matrix factorization) 9 contributions de sources de particules à partir de mesures en continues réalisées dans une maison urbaine (Reston, USA) occupée par un couple de novembre 1999 à mars 2000. Les auteurs ont utilisé un SMPS 3077, un APS 3320 et un compteur optique. Les principales contributions en nombre de particules sont liées à des activités de cuisine notamment l'utilisation d'un grille-pain électrique (26%, mode 30 nm), la cuisson de saumon avec une cuisinière gaz (brûleur / four) (24%, mode 50 nm), frire des tortillas (21%, mode 90 nm) et bouillir de l'eau sur brûleur gaz (20%, mode 10 nm). La contribution extérieure matérialisée par les particules issues du trafic ne représente que 3% du nombre de particules dans la maison. Seulement 4% de contribution n'est pas expliqué par le modèle.

Les propriétés physico-chimiques des particules émises durant la cuisine chinoise ont été étudiées par See & Balasubramanian (2006). La cuisine chinoise augmente d'un facteur 85 le nombre et d'un facteur 10 la masse de particules (Figure 1-7). L'analyse des métaux par ICP-MS dans la fraction PM_{2,5} montre une augmentation d'un facteur 10 principalement en zinc, fer et cuivre (3500 – 5500 ng·m⁻³), mais également en plomb (480 ng·m⁻³) et en aluminium (520 ng·m⁻³). L'analyse indique également la présence significative de 4 métaux cancérigènes : arsenic, cadmium, chrome, nickel.

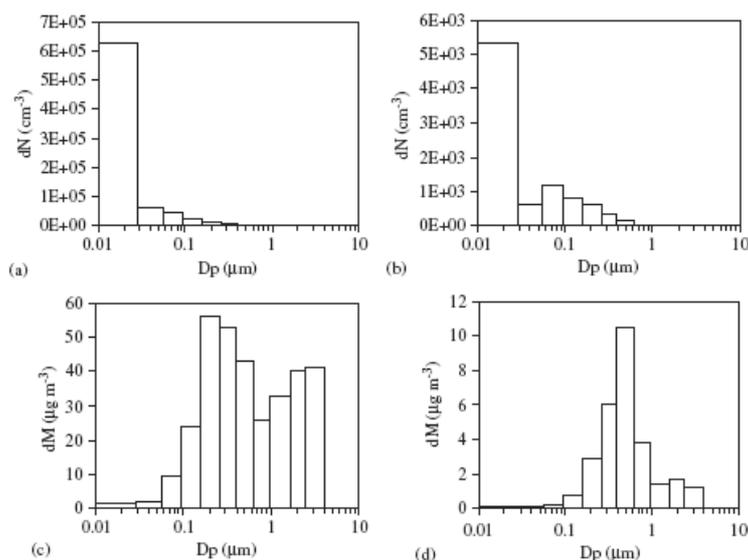


Figure 1-7 : Distributions en nombre (en haut) et en masse (bas) obtenues avec un ELPI pendant les heures de cuisson (gauche) et en dehors des heures de cuisson (droite) (See & Balasubramanian, 2006).

L'émission de particules ultrafines (mesurées avec un SMPS / CNC : 10-500 nm) à partir de différents scénarios de cuisson en utilisant soit du gaz soit de l'électricité a été déterminée dans un laboratoire de 70 m³ non ventilé par Dennekamp et al. (2006). Trois modes de cuisson ont été testés : plaques / brûleurs, four et grill. Les auteurs mettent en évidence la production de particules ultrafines de 16 à 72 nm aussi bien en utilisant le gaz ou l'électricité comme énergie de cuisson avec ou sans aliments à cuire (Tableau 1-2). La cuisson au gaz produit généralement plus de particules qu'avec l'électricité, en particulier pour les cuissons à la poêle ou au four. Porter à ébullition une casserole d'eau sur une plaque électrique n'entraîne pas de production de particules ultrafines alors que la plaque électrique seule en émet. Les auteurs font l'hypothèse que l'émission de particules par la plaque provient de matière déposée qui chauffe et / ou du métal de la plaque elle-même. Cette émission n'est observée que 3 fois sur 5 expérimentations. En présence d'une casserole d'eau, la chaleur de la plaque serait conduite vers l'eau si bien que la surface de la plaque plus froide ne conduit pas à la libération de particules. Les auteurs mettent également en évidence dans la plupart de leurs expérimentations une évolution de la distribution en taille de particules : le mode varie de 15 à 50 nm en 1 heure, supposée liée à la coagulation des plus fines particules (Figure 1-8).

Experiment	Cooking fuel	n*	Peak concentration above baseline of UFP/cm ³ mean (SD) ×10 ⁴	Particle size (nm) at peak concentration mean (SD)
Rings:				
1 Ring	Gas	4	2.6 (1.2)	16 (13)
	Electric	5	9.4 (7.2)†	32 (14)†
4 Rings	Gas	6	14.6 (8.3)	26 (12)
	Electric	6	11.1 (10.4)	37 (13)
Boil water	Gas	4	13.3 (8.1)	17 (5)
	Electric	5	—‡	—‡
Stir fry	Gas	5	13.7 (12.6)	41 (8)
	Electric	3	1.1 (0.2)	22 (2)
Fry bacon	Gas	6	59.0 (14.7)	69 (10)
	Electric	5	15.9 (5.0)	72 (20)
Oven:				
Bake cake	Gas	2	9.8 (0.9)	34 (1)
	Electric	2	3.0 (0.1)	38 (6)
Roast meat	Gas	3	12.4 (2.0)	31 (7)
	Electric	2	2.4 (1.4)	—§
Bake potatoes	Gas	3	12.5 (5.5)	39 (2)
	Electric	2	1.6 (1.2)	46 (4)
Grill:				
Grill only	Gas	5	10.3 (12.4)	24 (6)
	Electric	5	7.7 (11.1)	20 (7)
Toast	Gas	5	13.8 (13.9)	25 (6)
	Electric	4	13.4 (4.0)	27 (5)
Grill bacon	Gas	4	41.3 (10.8)	39 (7)
	Electric	3	53.0 (3.8)	53 (9)

*Fewer replicated oven experiments were able to be carried out owing to a temporary failure of the SMPS system.

†Based on three of the five experiments, as two of the experiments did not show a rise in particle numbers.

‡No change in concentration due to the cooking method.

§Not possible to give one size (multiple peaks).

Tableau 1-2 : Concentrations en nombre de particules mesurées selon différents scénarios de cuisson (Dennekamp et al., 2006).

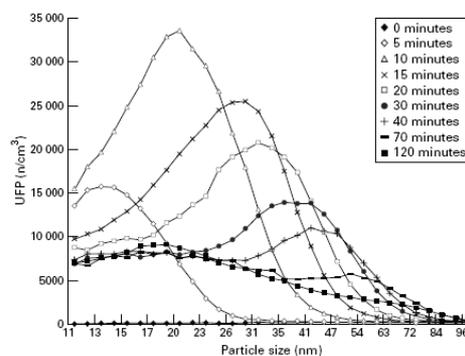


Figure 1-8 : Evolution de la distribution en taille de particules émises durant le fonctionnement de 4 brûleurs gaz pendant 2 heures (Dennekamp et al., 2006).

1.3.1. Les matières grasses

En cuisine, l'ajout de matières grasses est assez fréquent pour accommoder la cuisson d'un aliment. Huile, beurre, margarine sont les plus utilisés, mais certains aliments sont suffisamment gras pour être dispensés d'ajout de matière grasse supplémentaire.

Au cours du chauffage, les corps gras se modifient peu à peu sous l'action conjuguée de l'oxygène de l'air et de la température. Les signes les plus évidents de cette modification sont l'augmentation de la coloration de l'huile, de sa viscosité et l'apparition de mousses. A partir d'un certain seuil critique, appelé "point de fumée", les acides gras se transforment en glycérol. Ce point varie en fonction de la composition des corps gras. Cette transformation en glycérol donne de l'acroléine, produit qui se dégage en fumée. Il a une odeur âcre et provient de la décomposition du glycérol par déshydratation lors du chauffage. Si ce seuil critique varie en fonction de la composition des huiles, il reste pourtant à noter que, plus un corps gras aura une teneur en acides gras insaturés, et plus le point critique sera bas.

Pour la cuisson, notamment la friture, il est généralement préférable d'utiliser des huiles ayant un point de formation de fumée élevée.

Point de formation de fumées de quelques huiles de cuisine (valeurs approchées, variables selon les fabricants) :

- Olive - (191 °C)
- Graine de coton - (215 °C)
- Sésame - (216 °C)
- Tournesol - (225°C)
- Arachide - (227 °C)
- Maïs - (246 °C)
- Soja - (257 °C)
- Carthame (266 °C)

Cette valeur décroît après une première utilisation en cuisson. En comparaison, le beurre présente un point de formation de fumée compris entre 130 et 150 °C.

La température de la matière grasse est importante, insuffisamment chaude, les aliments vont l'absorber et devenir gras. La température normale pour faire frire est de 160 à 190 °C. Il est probable que de plus fortes températures de l'ordre de 190 à 200 °C sont également utilisées au quotidien.

L'usage et le comportement (utilisation ou non de matière grasse, choix appropriée de la matière grasse, température de cuisson utilisée) vont forcément induire des variations dans les émissions de particules liées à la cuisson des aliments.

Ainsi, Siegmann & Sattler (1996) ont mis en évidence par l'intermédiaire d'un SMPS l'émission de particules à partir d'huile de colza portée à différentes températures (Figure 1-9). L'augmentation de la température de 223 à 256 °C entraînant une augmentation du mode de particules de 30 à 100 nm. La mesure des HAP effectuée en parallèle montre des niveaux 1000 fois plus élevés dans l'aérosol par rapport à la quantité initiale présente dans l'huile liquide. Parmi les 20 HAPs mesurés, le phénanthrène est dominant jusqu'à 37 ng·g⁻¹ dans la fraction particulaire associée à l'huile d'arachide. La concentration totale des HAP dans la fumée varie entre 1 (huile de colza) et 23 µg·m⁻³ (huile d'arachide).

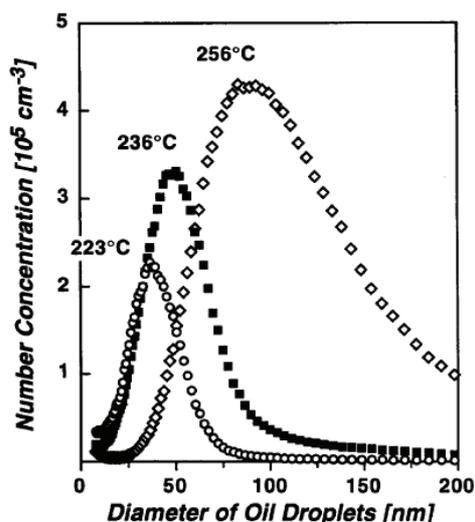


Figure 1-9 : Distribution en taille des particules émises lors de la cuisson d'huile de colza à différentes températures (Siegmann & Sattler, 1996).

Les émissions de Benzo(a)pyrene (BaP) et de Dibenzo(a,h)anthracene (DbahA) ont été caractérisées dans les fumées de cuisson d'huile de soja et d'huile végétale commerciales portées à 265 °C (Shuguang et al., 1994). Les valeurs obtenues sont respectivement de 341 et 305 ng/g (BaP) et de 3725 et 4565 ng/g (DbahA).

1.4. Fumée de tabac

Li et al. (1993b) ont mesuré la concentration en nombre de particules associée à la fumée de cigarette lorsqu'elle est fumée et lorsqu'elle se consume lentement. La mesure a été réalisée dans une maison à l'aide d'un DMPS (Differential Mobility Particle Sizer) couplé à un compteur à noyaux de condensation permettant d'obtenir la distribution en taille des particules sur un intervalle compris entre 17 et 886 nm divisé en 33 canaux. Les CMD (diamètre médian en nombre) étaient de 90 nm avec un écart-type géométrique σ_g de 1,98 (cigarette fumée) et de 85 nm ($\sigma_g = 1,89$). La concentration de particules étaient plus importantes dans le cas où la cigarette se consumait lentement.

Morawska et al. (1997) ont déterminé en enceinte de 3 m³, à l'aide d'un SMPS et d'un APS, la distribution en nombre de particules de la fumée de tabac issue de la combustion passive de (cigarette qui se consume lentement) et active d'une cigarette (combustion activée par un fumeur) (Figure 1-10). Le diamètre médian en nombre (CMD) associé au domaine submicronique était de 135 nm ($\sigma_g = 1,75$) pour la combustion passive et de 238 nm ($\sigma_g = 1,65$) lors de la combustion active d'une cigarette. Des mesures réalisées en environnement réel indiquent toutefois un CMD plus faible de 60 à 90 nm variable suivant la façon de fumer.

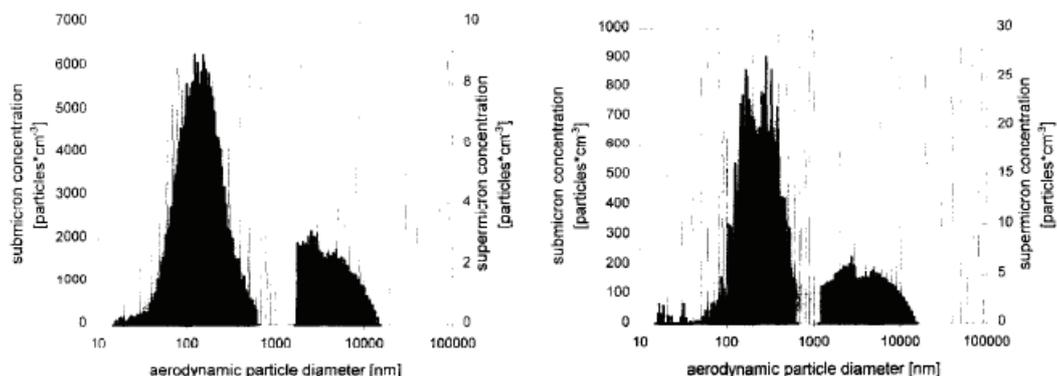


Figure 1-10 : Distribution en nombre de particules issues de la fumée de tabac (combustion passive à gauche et combustion active à droite) (Morawska et al., 1997).

Klepeis et al. (2003) ont déterminé les taux d'émissions de particules issues de la fumée de tabac environnementale à hauteur de $0,2 - 0,7 \text{ mg}\cdot\text{min}^{-1}$ (cigares) et $0,7 - 0,9 \text{ mg}\cdot\text{min}^{-1}$ (cigarettes). Le diamètre médian en masse (MMD) de la distribution se situait autour de 200 nm avec un écart-type géométrique de 2,3, que ce soit pour les cigares ou les cigarettes.

Morawska et al. (2005) ont déterminé le profil granulométrique de la fumée de cigarette générée dans une enceinte de 3 m^3 à l'aide d'un SMPS (Figure 1-11). Le diamètre médian en nombre était de 183 nm ($\sigma_g = 1,7$).

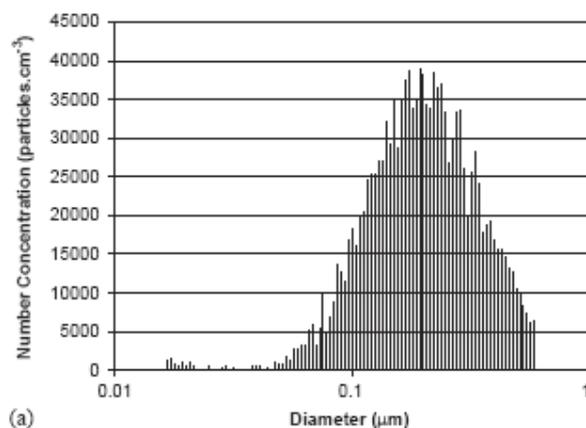


Figure 1-11 : Distribution en taille (SPMS) de particules présentes dans la fumée de cigarette (Morawska et al., 2005).

Afshari et al (2005) ont déterminé un taux d'émission de particules de $6,3\cdot 10^9 \text{ \#}\cdot\text{s}^{-1}$ associé à la fumée de tabac obtenue en laissant successivement se consumer 3 cigarettes dans une enceinte de 32 m^3 (Figure 1-12). Des phénomènes de condensation et coagulation augmentent le nombre de particules de diamètre 0,4 à 0,6 μm dans l'enceinte après que la dernière cigarette soit éteinte.

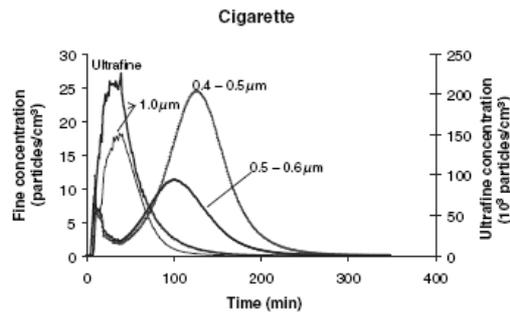


Figure 1-12 : Suivi de la concentration en nombre des particules ultrafines, 0,4-0,5 μm , 0,5-0,6 μm et $> 1 \mu\text{m}$ lors de la combustion de cigarettes dans l'enceinte (Afshari et al, 2005).

Hussein et al (2006) a caractérisé dans une maison les émissions de différentes activités et parmi celles-ci, la fumée de tabac (Figure 1-13). Le taux d'émission déterminé est de $1,4 \cdot 10^9 \text{ \#} \cdot \text{s}^{-1}$.

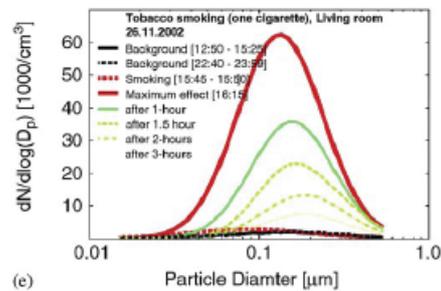


Figure 1-13 : Distribution en taille des particules pour une cigarette fumée dans le séjour (Hussein et al, 2005a).

Ning et al (2006) ont déterminé la distribution en taille de particules de fumée de tabac dans une pièce de 30 m^3 à l'aide d'un SMPS (domaine $14 - 749 \text{ nm}$). Le diamètre géométrique médian (GMD) augmente tout d'abord de 150 à 165 nm par les effets combinés de la coagulation et du dépôt diffusionnel. Fumer 2 cigarettes en même temps augmente la concentration initiale et également le GMD. Le GMD varie suivant la teneur en goudrons de la cigarette mais pas le niveau de concentration (Figure 1-14). Des taux de renouvellement importants diminuent le GMD.

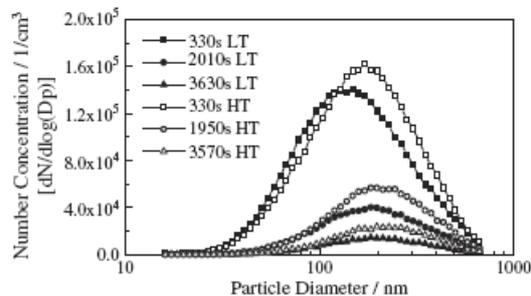


Figure 1-14 : Distribution en nombre de particules de fumée de cigarettes à faible (LT) et fort niveau de goudron (Ning et al, 2006).

1.5. Bougies

Fine et al. (1999) ont déterminé les émissions de particules en masse, en carbone organique et élémentaire de 6 bougies en paraffine et 5 à base de cire d'abeille dans une enceinte de 0,64 m³ alimentée par de l'air pur filtré à 100 L/min. Les facteurs d'émissions respectifs variaient de 520 à 3720 µg/g brûlé, de 195 à 2380 µg C_{org}/g brûlé et de <LD jusqu'à 3370 µg C_{elem}/g brûlé. Par ailleurs, un DMA (Differential Mobility Analyzer) relié à un CNC a permis d'établir une granulométrie en masse des particules < 200 nm selon 3 phases de combustion d'une bougie :

- combustion normale avec une flamme régulière (mode en masse ~ 50 nm)
- combustion avec une flamme instable et une fumée noire visible (2 modes : 50 et > 200 nm)
- combustion lente après l'extinction de la flamme (2 modes : 50 et ~600 nm).

Les auteurs mettent également l'accent sur le fait qu'un débit d'air forcé autour de la bougie ou encore le positionnement de la mèche favorise l'instabilité de la flamme et la présence d'une fumée noire. Dans une atmosphère calme, une bougie tend à avoir une combustion régulière stable. Ils soulignent par ailleurs que la présence de particules ambiantes dans des conditions réelles peut modifier la distribution en taille des particules en fournissant des sites de condensation pour les substances semi-volatiles émises par la flamme de la bougie.

Fan & Zhang (2001) ont caractérisé les émissions de 4 bougies dans une petite enceinte de 0,15 m³ à l'aide d'un compteur optique (8 canaux de 0,1 à > 2 µm). Le profil granulométrique obtenue est présentée à la Figure 1-15. Le taux d'émission total de particules était de 13,3 ± 7,6 mg·h⁻¹ (soit 0,9 ± 0,6 mg·g⁻¹).

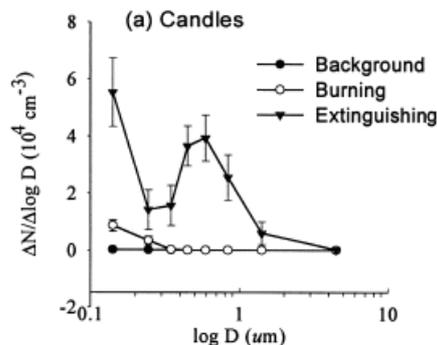


Figure 1-15 : Distribution en taille de particules émises lors de la combustion de bougies (Fen & Zhang, 2001).

La distribution granulométrique en masse de l'aérosol a été mesurée pour des bougies par Wasson et al. (2002). Une granulométrie mesurée à l'ELPI est présentée pour une des bougies testées montrant qu'une forte proportion des particules présente des diamètres aérodynamiques inférieurs à 1 µm (Figure 1-16).

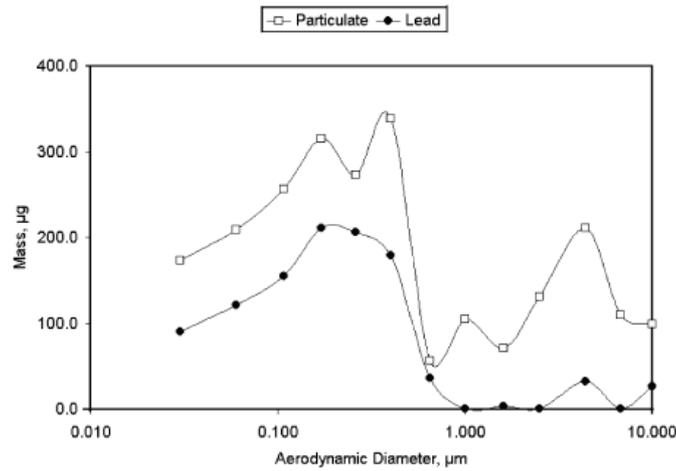


Figure 1-16 : Distribution granulométrique en masse et teneur en plomb mesurées avec un ELPI pour une bougie pyramidale (d'après Wasson et al., 2002).

Afshari et al. (2005) ont mesuré les concentrations en particules lors de l'utilisation d'une bougie dans une enceinte. Ils montrent que la concentration en particule dont le diamètre est supérieur à $0,3 \mu\text{m}$ est négligeable sauf au moment de l'extinction de la bougie tandis que la concentration en particules fines reste sensiblement constante (Figure 1-17). Les auteurs notent également une grande différence entre les taux d'émission des deux bougies testées : $1,5 \cdot 10^{10} \# \cdot \text{s}^{-1}$ (bougie parfumée) et $6 \cdot 10^{10} \# \cdot \text{s}^{-1}$ (bougie simple en pure paraffine).

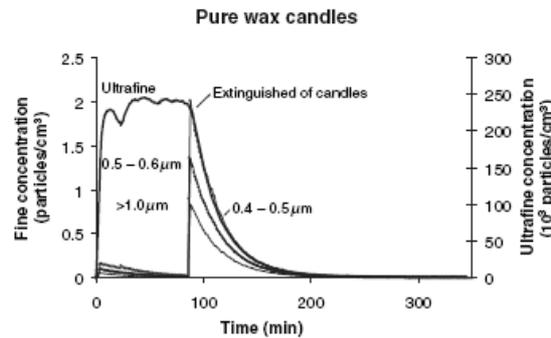


Figure 1-17 : Emission de particules fines et ultrafines à partir d'une bougie en paraffine (Afshari et al., 2005).

Hussein et al (2006) a caractérisé dans une maison les émissions de différentes activités et parmi celles-ci, la combustion d'une bougie (Figure 1-13). Le taux d'émission déterminé est de $1,4 \cdot 10^8 \# \cdot \text{s}^{-1}$.

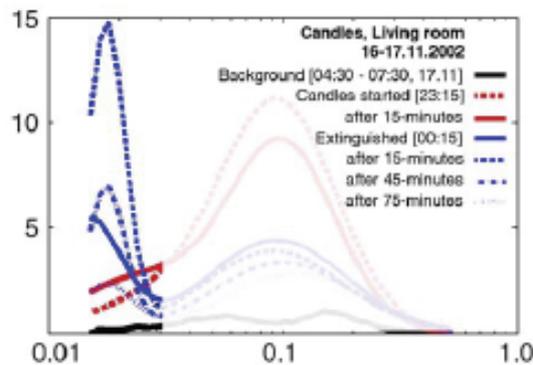


Figure 1-18 : Distribution en taille des particules lors de la combustion d'une bougie dans le séjour (Hussein et al., 2005a).

Une bougie à la citronnelle caractérisée à l'aide d'un SMPS dans une maison urbaine émet des particules avec un mode en nombre de 200 nm (Ogulei et al., 2006). La contribution de la bougie par rapport aux autres sources domestiques ne représente que 1,3% du nombre de particules présent dans l'environnement intérieur.

Zai et al. (2006) ont déterminé les facteurs d'émissions de particules d'une bougie suivant 3 modes de combustion dans une enceinte de 1 m³ à l'aide d'un SMPS couvrant la gamme comprise entre 10 et 500 nm (Figure 1-19) :

- Combustion régulière : Emission = $2,5 \pm 0,6$ ($\times 10^{13}$ #·h⁻¹),
CMD = 31 ± 6 nm ($\sigma_g = 1,77 \pm 0,15$ nm)
- Combustion irrégulière : Emission = $1 \pm 0,2$ ($\times 10^{13}$ #·h⁻¹),
CMD = 38 ± 5 nm ($\sigma_g = 2,05 \pm 0,32$ nm)
- Extinction de flamme : Emission = $1,6 \pm 0,2$ ($\times 10^{11}$ #·h⁻¹),
CMD = 46 ± 1 nm ($\sigma_g = 2,3 \pm 0,09$ nm)

Les taux d'émission calculés prennent en compte le dépôt sur les surfaces, mais également les phénomènes de coagulation. Leur modèle est en accord avec les mesures observées.

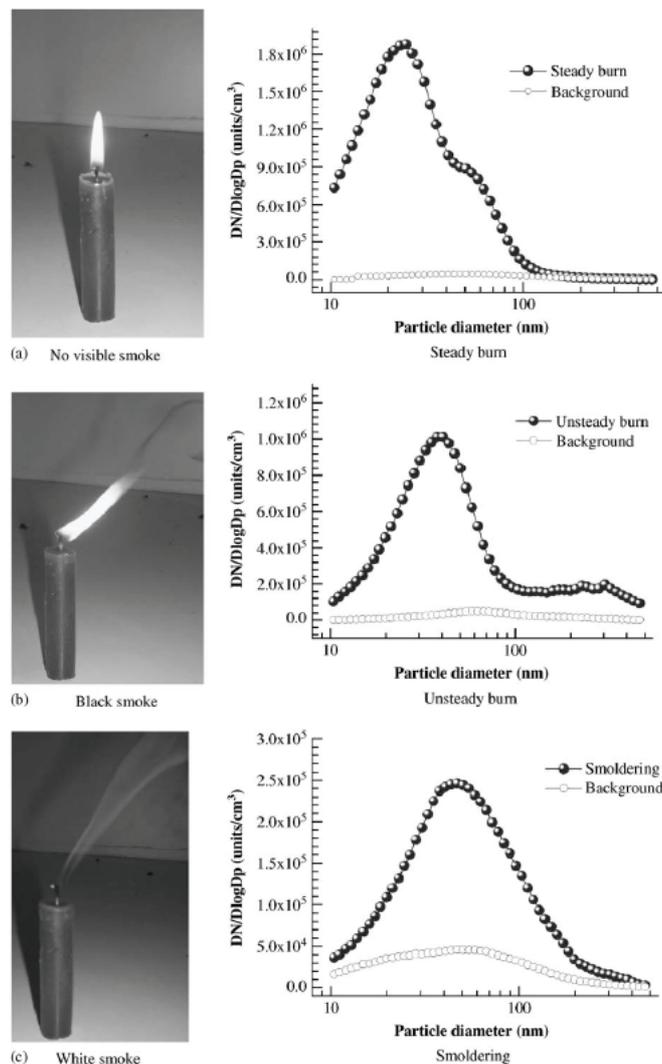


Figure 1-19 : Distribution en taille de particules suivant 3 modes de combustion d'une bougie (Zai et al., 2006).

En couplant des mesures avec un ACIMS (aspiration condenser ion mobility spectrometer) et un SMPS (sequential mobility particle sizer), Wright et al. (2007) ont caractérisé 3 modes lors de la combustion d'une bougie en paraffine dans une pièce de 54 m³ dans la gamme 0,0004 à 1,1 µm. Un mode en nombre autour de 10-30 nm correspondant à une combustion normale, un mode compris entre 100 et 300 nm (combustion incomplète) et un mode minoritaire entre 2,5 – 9 nm supposé représenter des espèces particulières précurseurs de suies (Figure 1-20). Par ailleurs, la présence d'un ventilateur perturbant la flamme serait à l'origine d'espèces ioniques de très faible diamètre (1,1 - 2 nm).

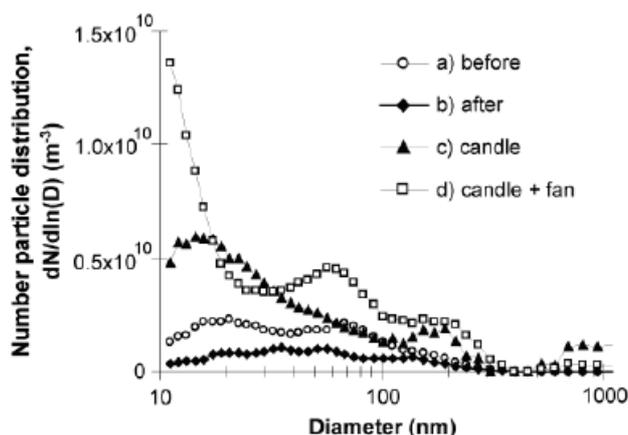


Figure 1-20 : Profil granulométrique (SMPS) des particules émises par une bougie avec ou sans ventilateur (Wright et al., 2007).

1.6. Encens

Jetter et al. (2002) ont caractérisé les émissions (exprimées en PM_{2,5}) de particules de 23 encens de forme variable. Les taux d'émission sont compris entre 7 et 200 mg PM_{2,5} par heure (5 à 56 mg·g⁻¹).

Des mesures de PM_{2,5} et PM₁₀ émises lors de la combustion de 2 bâtonnets d'encens ont été réalisées par Lung et Hu (2003). Les auteurs signalent que la production de particules pour des diamètres compris entre 2,5 et 10 µm est négligeable. Ils obtiennent une production de particules comprises entre 19,8 mg et 43,6 mg par gramme d'encens brûlé. Le taux d'émission est en moyenne de 584 et de 647 µg·min⁻¹ respectivement pour PM_{2,5} et PM₁₀. Des mesures de 13 hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ont été également effectuées. Les HAP mesurés sont le naphthalene (Nap), acenaphthylene (Acy), acenaphthene (Acp), fluorene (Flu), phenanthrene (Phe), anthracene (Ant), fluoranthene (Fl), pyrene (Pyr), benzo[a]anthracene (B[a]A), chrysene (Chry), benzo[b]fluoranthene (B[b]F), benzo[k]fluoranthene (B[k]F), benzo[a]pyrene (B[a]P), indeno[1,2,3-c,d]pyrene (Ind), dibenz[a,h]anthracene (DBA), et le benzo[g,h,i]perylene (B[ghi]P). Les résultats (Figure 1-21) montrent une forte production de HAP de 618 à 963 µg/g selon le type d'encens dominée à près de 40% par le phénanthrène et 20% par le fluorène avec des taux d'émission en HAP totaux de 0,5-0,6 µg/min.

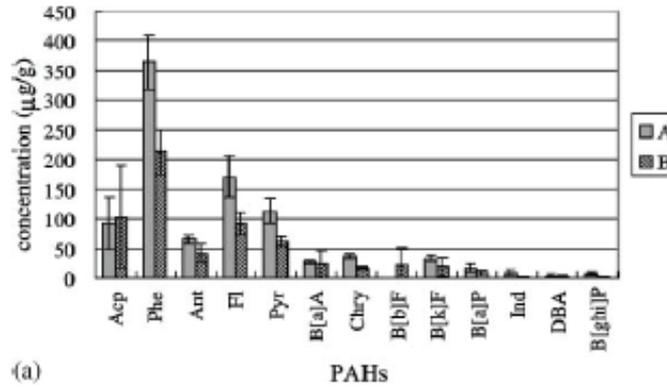


Figure 1-21 : Concentration de HAP exprimée en $\mu\text{g/g}$ d'encens brûlé (Lung & Hu, 2003).

Les émissions en terme de $\text{PM}_{2.5}$ de 10 encens ont été déterminées dans une enceinte en acier inoxydable de $18,3 \text{ m}^3$ avec un renouvellement d'air de $0,5 \text{ h}^{-1}$ (Lee & Wang, 2004). Les valeurs variaient de 10 à $2160 \text{ mg}\cdot\text{h}^{-1}$ (soit de 8 à $205 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ respectivement).

Le taux d'émission de particules par un bâtonnet d'encens consommé dans un salon est de $3,8 \cdot 10^8 \text{ \#}\cdot\text{s}^{-1}$ (Hussein et al, 2005a). La distribution en taille des particules était similaire à celle obtenue pour la fumée de tabac (mode autour de $0,1\text{-}0,2 \mu\text{m}$).

Yang et al. (2007) ont déterminé la distribution en taille des particules émises par 9 bâtonnets d'encens dans une chambre de combustion à l'aide d'un impacteur 8 étages. Le diamètre médian en masse (MMAD) était de $262 \pm 49 \text{ nm}$ pour un taux d'émission moyen de $34,6 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ($\pm 30\%$) avec des profils variables suivant l'encens (Figure 1-22). Des mesures de HAP complémentaires donnent une production moyenne de $6 \pm 0,7 \mu\text{g/g}$ de HAP particulaires (dominés par le chrysène, le benzo(a)pyrène et le benzo(a)anthracène et de $18 \pm 6 \mu\text{g/g}$ d'encens brûlé de HAP gazeux (dominé à plus de 80% par le naphthalène).

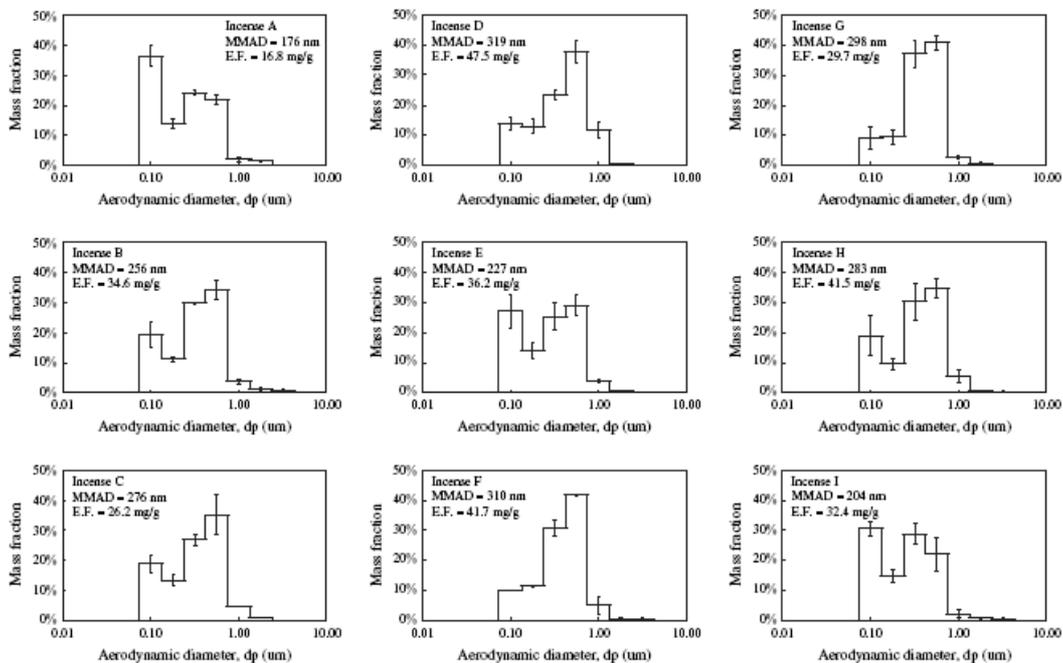


Figure 1-22 : Distribution en masse suivant le diamètre aérodynamique des particules émises par 9 encens (Yan et al., 2007).

See et al. (2007) ont trouvé des taux d'émission compris entre $5 \cdot 10^{12}$ et $1,4 \cdot 10^{13}$ particules par heure pour 4 types d'encens avec des modes de diamètres compris entre 93 et 143 nm dans une enceinte de 1 m^3 à l'aide d'un FMPS (Fast mobility Particle Sizer). Les distributions granulométriques observées sont présentées à la Figure 1-23.

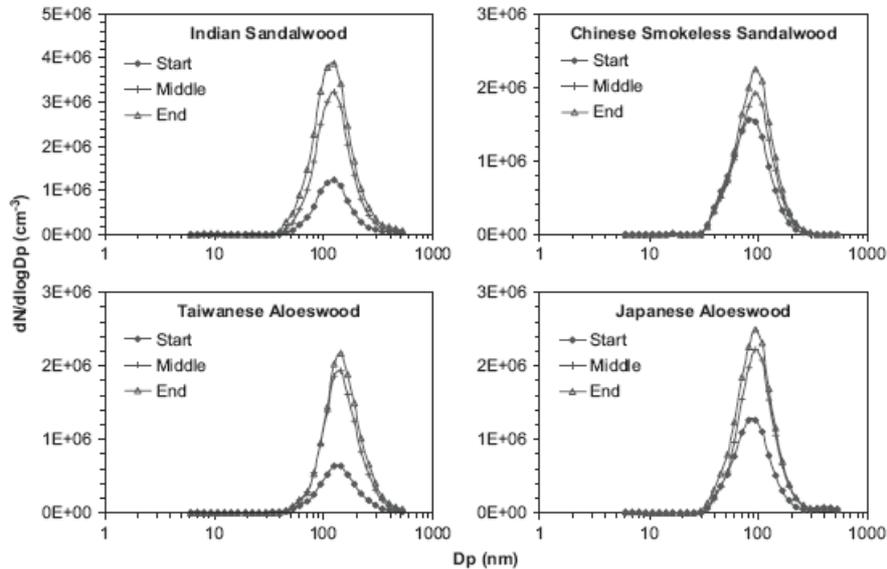


Figure 1-23 : Distribution granulométrique des émissions de particules par 4 encens (See et al, 2007).

1.7. Spray aérosols

Halbert et al (1981a, 1981b, 1982, 1984) ont caractérisé la distribution en taille des particules libérées par différents sprays à l'aide d'un analyseur SPART (Single Particle Aerodynamic relaxation Time, gamme 0,1 – 10 μm). Pour une laque à cheveux (Figure 1-24), le CMD était de 0,8 μm ($\sigma_g = 1,7$), pour les déodorants de 0,7 à 1,2 ($\sigma_g = 1,7$, pour un désodorisant de 0,9 ($\sigma_g = 1,8$), pour un insecticide de 0,8 μm ($\sigma_g = 1,7$) et pour un nettoyant ménager de 0,7 μm ($\sigma_g = 1,7$).

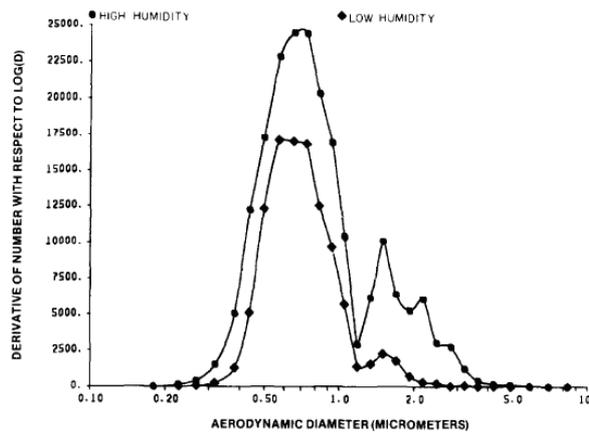


Figure 1-24 : Distribution en taille des particules émises par une laque à cheveux (Halbert, 1984).

Li & Hopke (1994) et Dua & Hopke (1996) ont mis en évidence le caractère hygroscopique des particules libérées par les sprays. Le facteur de croissance hygroscopique est très variable suivant la nature du spray de 1,5 à 3,3.

Afshari et al. (2005) ont mesuré les concentrations en particules fines lors de l'utilisation d'une bombe de parfum d'ambiance durant 20s dans une enceinte de 32 m³, de fines particules sont détectées (<1µm) à un taux d'émission de l'ordre de 4·10⁹ #·s⁻¹.

Hussein et al (2006) a déterminé la distribution en taille de particules associée à l'utilisation d'une laque à cheveux (Figure 1-25).

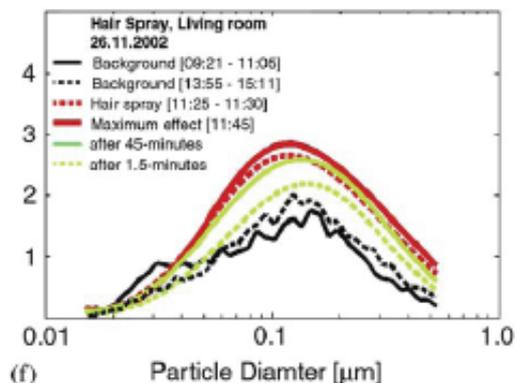


Figure 1-25 : Distribution en taille de particules émises par une laque à cheveux (Hussein et al, 2005a).

1.8. Imprimantes et photocopieuses

D'après Lee et al. (2001a), les imprimantes laser émettent des particules de noir de carbone qui disparaissent à l'arrêt de l'impression. Cette émission est due selon les auteurs aux particules qui n'adhèrent pas au tambour et qui sont mises en suspension. Les concentrations en PM₁₀ mesurées dans une enceinte en acier inoxydable de 2,38 m³ pour des imprimantes laser (65 µg/m³) sont environ trois fois supérieures à celles mesurées pour des imprimantes à jet d'encre (entre 20 et 38 µg/m³).

Seeger et al. (2006) ont cherché à caractériser les émissions de particules par les photocopieurs et imprimantes laser dans une enceinte en acier inoxydable de 1 m³. Ils se sont notamment penché sur le mécanisme d'émission des particules en regardant en détail le principe de fonctionnement des appareils (Figure 1-26). Le composant principal est le tambour photorécepteur recouvert d'un matériau hautement photoconducteur qui peut être déchargé électriquement à la lumière. Le tambour est chargé positivement par un fil corona. Lorsque le tambour est en rotation, un rayon laser fin (imprimantes laser) ou la lumière réfléchie de l'image à copier (photocopieurs) brille sur illuminent et par conséquent déchargent certaines parties de la surface du tambour. De cette façon, un motif de charges électriques est créé à la surface du tambour, correspondant exactement à l'image à imprimer ou copier. Dans l'étape suivante, le rouleau de développement recouvre le tambour avec une poudre positivement chargée provenant de la cartouche Toner et qui vient se fixer sur les zones préalablement déchargées. Le tambour vient ensuite rouler sur une feuille de papier préalablement chargée négativement. Cette forte charge attire les particules de toner vers la feuille. Comme la vitesse de défilement de la feuille et la vitesse de rotation sont identiques, ce processus permet de reproduire intégralement le motif à copier. La feuille de papier est ensuite déchargée pour pouvoir la détacher du tambour. Elle passe ensuite entre deux rouleaux chauffés à 180 °C (fuser) qui vient faire fondre les particules de toner et les fusionner aux fibres de la feuille.

Le toner est constitué à 90% de résine plastique, d'agent de contrôle de charge, cire et pour 10% de noir de carbone (pigment) et oxyde de fer. Les particules de toner sont de l'ordre de quelques μm en diamètre.

Le mécanisme de formation des particules durant l'impression n'est pas clairement élucidé. L'abrasion mécanique des fibres de la feuille durant son transport dans le système ou encore la présence de poussières à sa surface qui seraient portées à haute température peuvent contribuer à expliquer les émissions de particules ($< 150 \text{ nm}$) observées. Les émissions de particules caractérisées à l'aide d'un SMPS/CNC atteignent un maximum après 3 minutes et chutent rapidement ensuite (Figure 1-27).

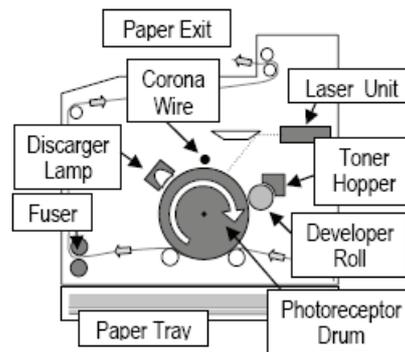


Figure 1-26 : Composants majeurs d'une imprimante laser.

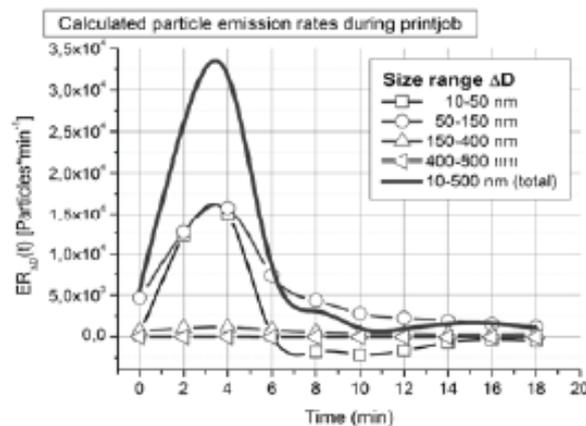


Figure 1-27 : Evolution de l'émission de particules par un photocopieur durant l'impression

Wensing et al (2006) ont déterminé les taux d'émissions de particules ultrafines ($> 7 \text{ nm}$) d'une série d'imprimantes laser ou multifonctions dans une enceinte en verre de 1 m^3 (Figure 1-28). L'émission de particules débute dès le démarrage de l'impression, mais elle décroît rapidement avant même la fin du cycle d'impression. Les émissions ne sont pas associées aux particules de toner de $5 \text{ à } 10 \mu\text{m}$ de diamètre. Les auteurs mettent en avant l'influence d'une longue période de repos qui contribuerait à des émissions plus importantes observées lors de la première mise en route. La durée d'impression et le nombre de pages imprimées n'a pas d'effet significatif sur les émissions. Les auteurs avancent l'hypothèse que les particules ultrafines proviennent de la condensation de composés organiques émis par l'instrument (notamment de la structure plastique de l'instrument). Cette condensation serait initiée par les processus de chauffe du système. Des composés oligomères de siloxane provenant des rouleaux de chauffe seraient les principaux contributeurs.

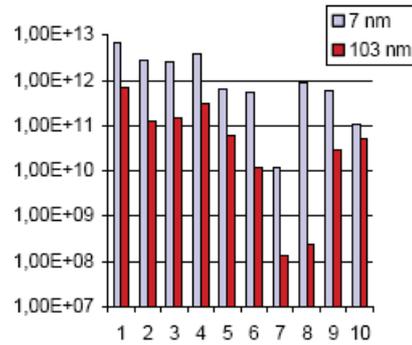


Figure 1-28 : Taux d'émission de particules ultrafines ($\# \cdot h^{-1}$) pour une série de 10 imprimantes laser (Wensing et al., 2006).

Uhde et al (2006) ont caractérisé les émissions d'une imprimante laser noir et blanc en fonction du type de papier, du nombre de pages imprimé et le niveau de charge en toner de la page dans une enceinte en verre de 270 litres. Le nombre de pages imprimées n'affecte pas significativement les émissions de particules ultrafines, tout comme le type de papier (standard ou 100% recyclé). Par contre, les auteurs ont observé des différences significatives en fonction du niveau de charge en toner de la page (Figure 1-29). L'impression d'une page noire (charge 92%) émet plus de particules que l'impression d'une page blanche (charge 0%).

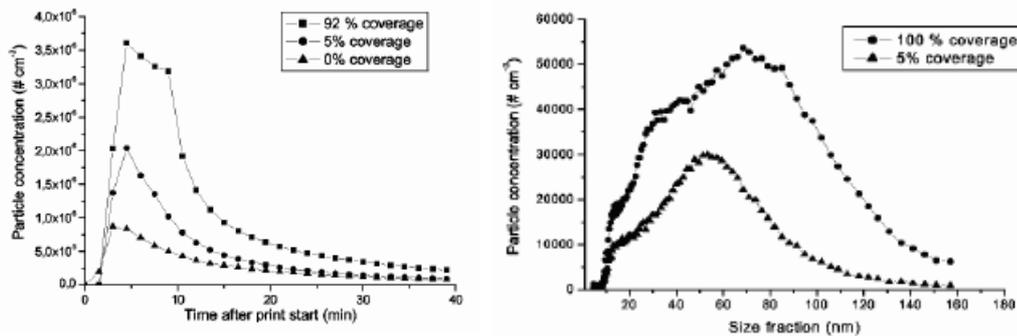


Figure 1-29 : Influence de la charge en toner de la feuille sur les émissions et distribution de particules (Uhde et al, 2006).

Lee et Hsu (2007) ont mis en évidence l'émission de particules ultrafines ($< 50 \text{ nm}$) durant la première heure de fonctionnement de photocopieuses dans 12 centres de copies à Taiwan. Les concentrations observées atteignaient $10^8 \# \cdot \text{cm}^{-3}$. La formation de particules ultrafines pourrait être associée à 3 mécanismes selon les auteurs : (i) la nucléation / condensation de substances à faible pression de vapeur vaporisées à partir du toner ou du papier chauffé, (ii) l'oxydation de composés organiques volatils de l'air intérieur dans le photocopieur par irradiation UV et la présence d'espèces réactives (ozone) dans ce microenvironnement, (iii) l'ionisation des vapeurs organiques dans le photocopieur induisant un phénomène de nucléation.

1.9. Chauffage d'appoint à pétrole

Traynor et al. (1983) ont caractérisé les émissions polluantes de 4 chauffages d'appoint au pétrole de type radiant ou convectif dans une enceinte de 27 m^3 . Les taux d'émissions de particules de diamètre compris entre 5 et 400 nm étaient de l'ordre de 19-31 ng/kJ pour les modèles de type radiant et compris entre < 4 et 6 ng/kJ pour les modèles convectifs.

Les facteurs d'émissions en masse de particules émises lors du fonctionnement de 4 sortes de chauffage d'appoint au pétrole dans une enceinte de 34 m³ sont autour de 30-40 µg/g de combustible, mis à part dans un des cas (certainement mal réglé selon les auteurs) où le taux d'émission avoisine 400 µg/g de combustible (Leaderer et al., 1990). Les facteurs d'émissions en sulfates (15-20 µg/g de combustible), nitrates (0,3-0,5 µg/g) et ammonium (6-7 µg/g) ont également été déterminés dans l'aérosol (hors appareil mal réglé dont les niveaux sont 10 fois plus élevés).

Fan & Zhang (2001) ont mesuré les émissions de particules à partir d'un chauffage d'appoint à pétrole dans une pièce de 19 m³ à l'aide d'un compteur optique (8 canaux de 0,1 à 2 µm). Les résultats montrent une faible quantité de particules émises essentiellement au niveau du canal 0,1-0,2 µm. Par ailleurs, la caractérisation en masse est restée négligeable.

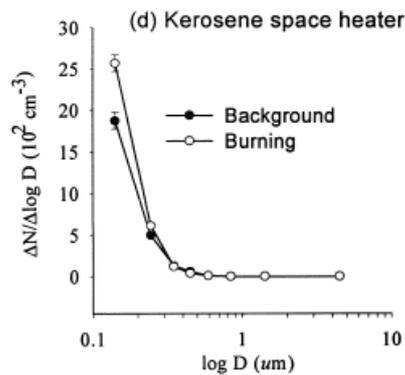


Figure 1-30 : Profil granulométrique d'un chauffage d'appoint à pétrole (0,1- 2 µm, Fan & Zhang, 2001).

1.10. Chauffage au bois - cheminée

La distribution de la fraction submicronique liée à la combustion de bois en cheminée résidentielle a été évaluée par un analyseur électrique (Electrical Aerosol Analyzer, TSI model 3030) selon la nature du bois : pin (mode en masse autour de 100 – 200 nm) et chêne (mode en masse à 100 nm). Les facteurs d'émissions de particules submicroniques variaient de 1,3 à 14 g/kg de pin brûlé selon l'intensité du feu, l'agitation des braises et l'ajout de bois neuf (Hildemann et al., 1991). Les émissions de particules < 1 µm à partir de la combustion du chêne étaient plus faibles : 0,3 – 4,8 g/kg de bois brûlé.

Hays et al (2003) ont déterminé la répartition de HAPS selon la fraction granulométrique collectée sur différents étages d'un ELPI pour 5 poêles à bois et une cheminée. Les facteurs d'émissions en PM_{2,5} variaient entre 2 et 10 g/kg. Les HAPs sont préférentiellement associés avec une taille de particules comprises entre 200 et 400 nm, mais se retrouvent sur une gamme allant de 50 à 1000 nm.

1.11. Convecteurs électriques

Des convecteurs électriques testés dans une enceinte de 32 m³ émettent des particules ultrafines de l'ordre de 1,5·10¹⁰ #·s⁻¹ (Afshari et al, 2005). Parmi les 13 activités testées par les auteurs, l'utilisation d'un convecteur électrique présente le taux d'émission le plus élevé. Les particules émises proviennent vraisemblablement de poussières déposées sur les résistances chauffantes du convecteur. Les taux d'émissions peuvent ainsi varier en fonction de la charge de poussière du convecteur.

1.12. Utilisation d'un aspirateur

Une étude menée par Lioy et al. (1999) a montré que les turbines des aspirateurs génèrent, du fait de phénomènes d'abrasion, des particules de carbone et diverses impuretés métalliques voire certains liants chimiques. Les émissions de particules fines ($0,3 - 3 \mu\text{m}$) issues du moteur de 11 aspirateurs en fonctionnement normal dans une enceinte métallique ont été déterminées (Tableau 2).

Vacuum Cleaners	Total Number of Fine Particles/min	Total Number of Particles $\frac{0.3 - 0.5 \mu\text{m}}{\text{min}}$	Total Fine Mass ($\mu\text{g}/\text{min}$) (estimated) 0.3–3.0 μm Diameter
A	3.34×10^8	2.83×10^8	68.2
B	1.87×10^8	1.61×10^8	74.7
C	0.48×10^8	0.34×10^8	18.7
D	0.61×10^8	0.50×10^8	6.2
E	0.12×10^8	0.079×10^8	6.5
F	0.29×10^8	0.26×10^8	3.6
G	2.88×10^8	2.18×10^8	176
H	0.48×10^8	0.40×10^8	127.1
I	0.38×10^8	0.29×10^8	128.8
J _N ^a	0.91×10^8	0.74×10^8	31.3
J _H ^b	0.00096×10^8	0.00081×10^8	0.028

^aHEPA filter, ^bNo HEPA filter: Not recommended operating condition.

Tableau 1-3 : Taux d'émissions de particules fines ($> 0,3 \mu\text{m}$) provenant du moteur de 11 aspirateurs en fonctionnement.

L'équipe de Willeke (Willeke et al., 2001; Trakumas et al., 2001) a confirmé que les turbines des aspirateurs génèrent des particules et montré l'importance de la présence d'un filtre HEPA terminal (Figure 1-31).

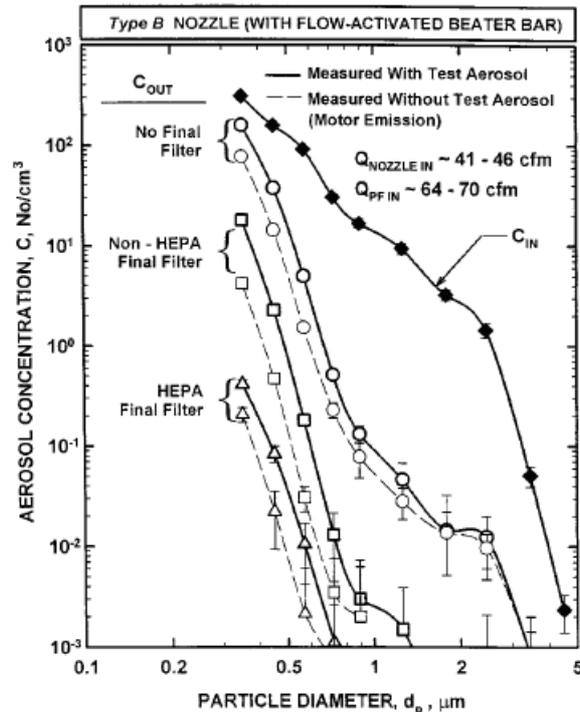


Figure 1-31 : Profil granulométrique des émissions de particules ($> 0,3 \mu\text{m}$) par un moteur d'aspirateur (Trakumas et al., 2001).

Ritoux & Robine (2003) ont montré une émission non négligeable de particules fines ($\geq 0,3 \mu\text{m}$) sur 3 aspirateurs en fonctionnement sans poussières (Figure 1-32). L'air en entrée étant filtré par un filtre HEPA, ces particules sont générées par l'aspirateur en lui-même. Les émissions de particules lors de l'aspiration de poussières sont largement influencées par la nature des sacs de collecte et les dispositifs de filtration présents en aval du système pour éviter la remise en suspension.

Pour retenir efficacement les poussières, l'aspirateur doit tout d'abord être parfaitement étanche (jonction tuyau flexible-corps de l'appareil), de plus il doit être équipé d'un sac à poussières double épaisseur et d'un système de filtres.

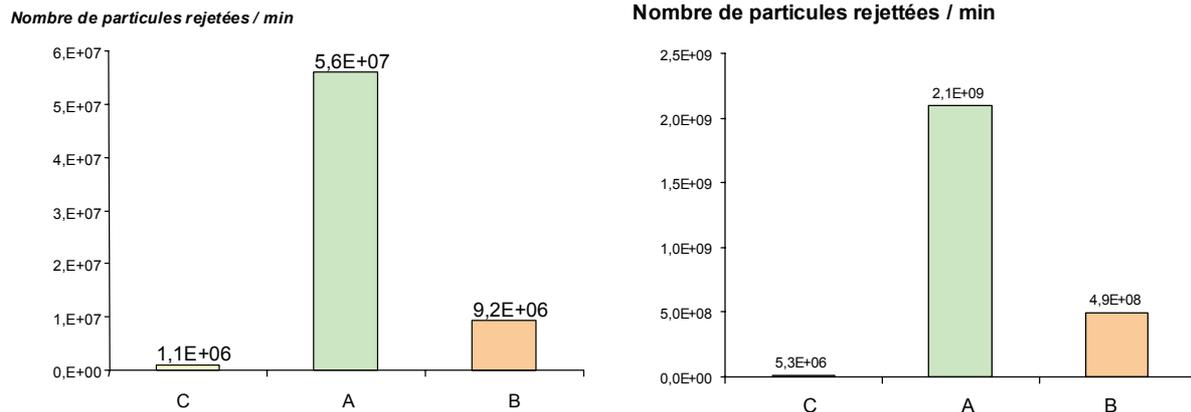


Figure 1-32 : Quantité de particules $[0,3 - 20 \mu\text{m}$ diamètre optique] rejetées par 3 aspirateurs en fonctionnement sans poussières à gauche et avec poussières à droite (Ritoux & Robine, 2003).

Afshari et al. (2005) ont mesuré la concentration en particules (diamètre compris entre 20 nm et $1 \mu\text{m}$) lors de l'utilisation d'un aspirateur, ils obtiennent une concentration de $2,1 \times 10^4 \text{ \#} \cdot \text{cm}^{-3}$ dans une enceinte de 32 m^3 (taux de renouvellement égal à $1,7 \pm 0,1 \text{ h}^{-1}$). Le taux d'émission de particules correspondant se situe autour de $6 \cdot 10^8 \text{ \#} \cdot \text{s}^{-1}$. D'après les auteurs, les émissions proviendraient de particules émises par le moteur de l'aspirateur, du fait de contacts ou d'étincelles entre différentes parties dans le moteur.

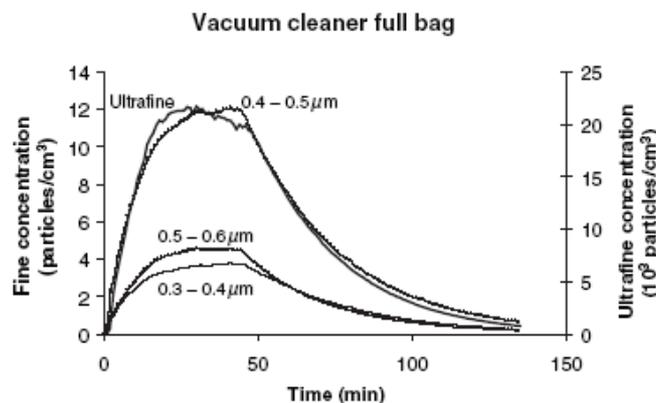


Figure 1-33 : Concentrations en particules ultrafines (P-Trak 8025) et particules fines (compteur Malvern 0,3 - $1 \mu\text{m}$) d'un aspirateur (Afshari et al., 2005).

Balayer et passer l'aspirateur ne contribue qu'à hauteur de 0,1% de la concentration en nombre de particules dans une maison urbaine (Ogulei et al., 2006). Une distribution bimodale est observée (modes 25 et 85 nm) avec un troisième mode moins prononcé autour de 900 nm.

1.13. Morphologie des particules intérieures

Une recherche bibliographique sur ce sujet a été réalisée à partir de la base d'articles scientifiques **ScienceDirect** sur la période 1987-2007 et des actes des conférences internationales sur la qualité de l'air intérieur (Indoor Air et Healthy Buildings) organisées ces dernières années (entre 1999 et 2006).

La recherche bibliographique s'est focalisée dans un premier temps sur la caractérisation par microscopie électronique des particules émises pour chaque source intérieure retenue. En l'absence de résultat, la recherche a été élargie à la caractérisation des particules présentes dans les environnements intérieurs.

Les principaux mots-clés utilisés ont été les suivants :

- « scanning electron microscopy » ou « transmission electron microscopy »

combinés à :

- « indoor air sources » ou « indoor particle »

ou bien à :

- « individual particle » ou « particle morphology » ou « particle characterization ».

Parmi les différents environnements intérieurs étudiés dans ces articles, figurent en première position, les logements puis loin derrière, les immeubles du secteur tertiaire (bureau, laboratoire universitaire). Ces études se sont focalisées sur la caractérisation par microscopie électronique de la pollution particulaire de l'habitat selon :

- son implantation par rapport au milieu géographique (urbain, suburbain, rural),
- sa proximité immédiate par rapport à des sources extérieures de pollution (industrie, cimenterie),
- le type de pièces (séjour, cuisine, chambre),
- la présence ou pas de fumeurs.

Parmi les grandes catégories de particules identifiées de façon systématique, figurent :

- les **suies (ou micro-suies) (soot ou soot aggregate en anglais)** présentant une morphologie caractéristique de particules inframicroscopiques rondes disposées en chapelet ou agglomérées en grappe de raisin ou sous la forme d'amas cotonneux. Ces microsphérules stables sous le faisceau électronique ont un diamètre variant de 0,02 à 0,05 μm mais leurs agglomérations peuvent atteindre une dimension d'une dizaine de microns. Elles représentent la majeure partie de la fraction fine des aérosols et du fait de l'extrême abondance et de leur petite taille, il est impossible à les dénombrer individuellement. Ces suies principalement composées de carbone sont émises lors de la combustion des combustibles fossiles dérivés du pétrole (Feugier et Gateau, 1989) ou de biomasse végétale (Cachier et al., 1991). Les suies émises par cette source sont caractérisées par la présence systématique de potassium sur les spectres d'analyse chimique (Cachier et al., 1991, Gaudichet et al. 1995) alors que celles émises dans les gaz d'échappement des véhicules sont caractérisées par de fortes teneurs en silicium et en calcium (Kocbach et al., 2005). Ces suies se retrouvent dans les environnements intérieurs par transfert de la pollution extérieure vers l'intérieur mais également par la présence d'activités émettrices de ce type de particule : la fumée de tabac

environnementale ou FTE (Ormstad et al., 1997 ; Bérubé et al., 2004, Zhao et al., 2005), l'utilisation de grille pain ou d'une cuisinière électrique (Kamens et al., 1991). Les suies émises par la FTE comportent des métaux lourds (Ni, Co, Zn, Cd, As) qui ne sont pas identifiés au moment de l'analyse chimique individuelle des particules à cause de la limite de détection du système de microanalyse par dispersion d'énergie X utilisé en microscopie électronique (Paoletti et al., 2006). Les suies peuvent également portées des allergènes de chats, chiens et de bouleau (Ormstad, 2000).

- Les **cendres volantes (fly ash en anglais)** d'une taille généralement supérieure au micromètre et possédant deux types morphologiques différents selon leur origine. Issues de la combustion du charbon, les cendres volantes sont sphériques, à surface lisse et leur composition chimique peut varier. Certaines sont alumino-silicatées avec des traces non négligeables en potassium, titane, fer et d'autres sont métallifères (titane, fer,...) (Cheng et al., 1976; Fisher et al., 1978; Ramsden et Shibaoka, 1982; Del Monte et Sabbioni, 1984; Mamane et al., 1986; Furuya et al., 1987; Mamane et Dzubay, 1988). Les cendres volantes issues de la combustion du fioul lourd (ou cénosphères) sont généralement spongieuses et essentiellement carbonées (Feugier et Gateau, 1989). Les cendres volantes de la combustion du charbon ont été identifiés dans l'habitat (Bérubé et al., 2004, Zhao et al., 2005, Shao et al., 2007) sans qu'aucune source intérieure spécifique n'ait été identifiée.

- Les **particules minérales** d'une taille généralement supérieure au micromètre qu'il est possible de classer en plusieurs familles selon un des systèmes de classement utilisés par les minéralogistes et les grandes collections de minéraux. Basé sur leur composition chimique et leur nature cristallographique supposée et selon la classification de Dana, il est possible de distinguer par ordre d'importance :
 - Les sulfates principalement représentés par des particules microniques soufrées représentant la majeure partie de la fraction fine des aérosols (tout comme les micro-suies). Ces particules soufrées se présentent sous forme de microparticules sphériques isolées ayant la particularité d'être instables sous le faisceau électronique essentiellement en microscopie électronique à transmission. Ces particules sont abondantes dans l'air extérieur des sites urbains (Post et Buseck, 1984, Mamane et Dzubay, 1988, Van Borm et Adams, 1989, Eltayeb et al., 1993, Derbez et Lefèvre, 2003), des sites ruraux (Heard et Wiffen, 1969, Thomas et Buseck, 1983, Mamane et Dzubay, 1986) et au dessus des mers et des océans (Sheridan et Musselman, 1985, Posfai et al., 1994, Ganor et al., 1998; Chabas et Lefevre, 1999). En se basant sur des comparaisons morphologiques effectuées en microscopie électronique entre ces particules et des aérosols synthétiques générés en laboratoire, certains de ces auteurs montrent que ces particules sont probablement du sulfate d'ammonium (principalement sous forme de mascagnite ((NH₄)₂SO₄)). Ce minéral serait issu de la neutralisation complète de l'acide sulfurique (H₂SO₄) par l'ammonium (NH₄⁺) selon Charlson et al. (1978). Dans les environnements intérieurs, plusieurs auteurs ont relevé la présence de ce type de particules (Kamens et al., 1991, Ormstad et al., 1997). En moindre proportion, d'autres types de sulfates ont également été observés dans ces lieux intérieurs mais sont différents par la forme (particules non sphériques) et la composition chimique (présence constante de calcium). Les auteurs s'accordent à penser qu'il s'agit

de gypse ($\text{CaSO}_4, 2\text{H}_2\text{O}$) (Ormstad et al., 1997, Bérubé et al., 2004 ; Zhao et al., 2005, Paoletti et al., 2006, Shao et al., 2007) produit par réaction chimique entre des composés soufrés et des particules de carbonate de calcium provenant de l'érosion des matériaux calcaires.

- Les silicates regroupent une très grande variété de minéraux dont la principale caractéristique est d'être constituée d'un squelette essentiellement formé par des tétraèdres de silicium et d'oxygène additionnés d'aluminium et d'autres éléments. Parmi les principaux silicates identifiés, figurent le quartz, des argiles, des feldspaths (Karmens et al., 1991, Ormstad et al., 1997, Zhao et al., 2005, Paoletti et al., 2006) dont l'origine est vraisemblablement géologique. Certains auteurs ont décelé la présence de talc $\text{Mg}_3\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2$ et ont émis l'hypothèse (sans pouvoir la vérifier) que ce minéral pouvait être émis par des sources intérieures car il est utilisé dans les produits cosmétiques et les poudres notamment celles pour bébé (Conner et al., 2001, Conner et Williams, 2004).
 - Les carbonates les plus souvent identifiés sont la calcite (CaCO_3) et la dolomite ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) dont l'origine peut être terrigène et liée à l'érosion des sols, des affleurements rocheux calcaires (Zhao et al., 2005, Paoletti et al., 2006) ou à la proximité d'une source industrielle spécifique telle qu'une cimenterie (Abdul-Wahab et al., 2005).
 - Les haloïdes dont le principal minéral identifié est la halite (NaCl) vraisemblablement formé par évaporation de gouttelettes d'eau de mer ou par chimie atmosphérique (Bérubé et al., 2004).
- Les **particules métalliques** dont la composition chimique est très variable. Les auteurs ont ainsi pu mettre en évidence des particules riches en :
- fer (Ormstad et al., 1997) avec d'autres éléments chimiques à l'état de trace (Paoletti et al., 2006)
 - aluminium-zirconium-chlore probablement émises par des produits d'hygiène corporelle tels que les déodorants ou anti-transpirants (Conner et al., 2001 et Conner et Williams, 2004),
 - cadmium qui pourraient indiquer l'utilisation de pigments de peinture ou de glaçures céramique (Conner et Williams., 2004)
 - bismuth qui est un élément utilisé dans le formulation des cosmétiques permettant de donner une brillance nacrée (Conner et al., 2001).
- Les **particules organiques** d'une taille supérieure au micromètre qui présentent un spectrogramme d'analyse chimique obtenu à partir d'un système d'analyse classique (détectant les éléments dont le numéro atomique est supérieur à celui du fluor) avec un important fond continu (Kamens et al., 1991 ; Ormstad et al., 1997) indiquant une matrice carbonée. Ces particules se présentent sous la forme de pollens ou de spores (Bérubé et al., 2004) et peuvent contenir des traces de potassium et de soufre (Zhao et al., 2005).

2. Matériels et méthode

2.1. Choix des sources

La représentativité des activités potentiellement sources de particules a été le point central de nos réflexions. Dans le cadre du projet, il est impossible d'être exhaustif dans le choix des sources à caractériser. Par exemple, une bougie n'est pas représentative de l'ensemble des bougies existantes. Toutes les sources de particules de l'air intérieur ne pourront pas être caractérisées dans le cadre de ce projet. La littérature existante est encore très peu fournie pour les sources intérieures, qui de plus reste le plus souvent focalisée sur un ou quelques aspects de caractérisation (profil granulométrique, composition élémentaire,...). Ce qui peut s'expliquer compte tenu de la complexité des différentes techniques de mesures à mettre en œuvre.

L'approche retenue est de fournir un premier état des connaissances au niveau français le plus exhaustif possible en terme de caractérisations sur quelques activités domestiques prises arbitrairement. Ce choix s'appuie sur l'analyse bibliographique des sources potentielles et leur fréquence d'utilisation dans les habitations.

Les résultats pourront difficilement être étendus aux autres sources d'une même famille (bougies, encens, aspirateurs,...), étant donné que les différences au sein d'une même famille ne sont pas connues. La composition même de chaque source va influencer sur la nature des particules (nature de la cire et de la mèche de bougies, des ingrédients alimentaires utilisés, énergie de cuisson utilisée,...). Néanmoins, différents mécanismes d'émissions de particules devraient être mis en évidence par ce biais.

Globalement, il est possible de classer les sources testées en 5 catégories :

- **Sources de combustion :**
 - Bougies de fabricants différents:
 - Bougie blanche en en pure paraffine
 - Bougie d'ambiance parfumée
 - Encens en bâtonnet de fabricants différents:
 - Encens pin
 - Encens fruité
 - Chauffage d'appoint à combustible liquide (au pétrole)
- **Activités de cuisson (ou apparentés)**
 - Cuisson d'aliments au four électrique :
 - Aliment gras : rôti de porc
 - Aliment peu gras : pavé de saumon
 - Cuisson d'aliments sur plaque électrique en fonte
 - Cuisson à l'eau : cuisson de pâtes dans une casserole
 - Cuisson à la poêle : panés de poisson surgelés sans ajout de matière grasse
 - Cuisson à la poêle : steak haché au beurre
 - Cuisson à la poêle : steak haché à l'huile d'arachide

- Nettoyage d'un four électrique par pyrolyse
- **Utilisation de sprays aérosol :**
 - Spray désodorisant : 2 marques différentes avec parfum différent
 - Spray dépolluant
 - Spray insecticide
- **Activités de bureautique :** 2 modèles d'imprimantes laser de même marque
- **Activités d'entretien :** Utilisation d'un aspirateur traîneau

D'autres sources intérieures de particules auraient également mérité notre attention. Elles n'ont pas été prises en compte à la fois pour des questions pratiques mais aussi par manque de temps :

- La fumée de tabac, sans doute la source la plus étudiée. Elle n'a pas fait l'objet d'une attention particulière dans notre étude pour cette même raison. Un essai de dénombrement a néanmoins été réalisé dans nos conditions en tant que référence positive.
- Le chauffage (poêle à bois) n'a pas été retenu pour des raisons pratiques. La combustion du bois est bien connue, mais pratiquement aucune donnée n'est disponible sur ces appareils qui retrouvent un essor commercial. Ces appareils sont bien sûr raccordés, mais l'émission de particules directement dans la pièce n'a jamais été étudiée.
- Les cheminées à foyer ouvert ou fermé sont fréquentes dans les maisons individuelles. La combustion du bois est bien documentée, mais comme pour les poêles à bois, les données d'exposition sont rares.
- La cuisson au gaz est reconnue comme l'une des sources de particules majoritaires en l'absence d'activité tabagique. C'est l'énergie de cuisson la plus étudiée pour l'émission de particules.
- Autres énergies de cuisson : table vitrocéramique, halogène, à induction. Il existe très peu d'éléments sur ces sources.

Le choix des sources a été réalisé en concertation avec l'ensemble des équipes impliquées dans le projet. Ce choix s'appuie sur une analyse bibliographique des sources potentielles et leur fréquence d'utilisation dans les logements. Globalement, il est possible de classer les sources testées en 5 catégories :

- Sources de combustion (bougies, encens, chauffage à pétrole)
- Cuisson (au four ou sur plaque électrique) ou nettoyage d'un four par pyrolyse
- Utilisation de sprays aérosol (désodorisant, dépolluant, insecticide)
- Activités de bureautique : Imprimantes laser
- Activités d'entretien : Aspirateur

Le scénario d'utilisation de chaque source (durée, événements typiques lors de l'activité, ingrédients) a été choisi selon l'expérience d'un ou plusieurs partenaires et sa représentation de l'usage commun, de façon à se situer dans des conditions les plus représentatives d'utilisation.

Pour certaines sources (aspirateur), le scénario s'est inspiré de protocoles d'évaluation pré-existants. La description détaillée des différentes sources testées et le déroulement du scénario sont présentées dans la partie résultats.

Pour des raisons de disponibilité (certains appareils sont en location) les différents instruments de mesures ne sont pas toujours utilisés simultanément, en revanche toutes les sources ont été testées au moins deux fois avec chacun des dispositifs. Le Tableau 2-1 donne le détail des systèmes de mesures utilisés pour chacun des essais.

<i>Source</i>	<i>N° essai</i>	<i>DMI.108</i>	<i>CNC3007</i>	<i>DMS500</i>	<i>ELPI</i>
Bougie blanche	1	x	x	x	-
Bougie blanche	2	x	x	x	-
Bougie blanche	3	x	x	-	x
Bougie blanche	4	x	x	-	x
Bougie blanche	5	x	x	-	x
Bougie parfumée	1	x	x	x	-
Bougie parfumée	2	x	x	x	-
Bougie parfumée	3	x	x	x	-
Bougie parfumée	4	x	x	-	x
Bougie parfumée	5	x	x	-	x
Préchauffage Plaque électrique	1	x	x	x	-
Préchauffage Plaque électrique	2	x	x	x	x
Cuisson poêle : Steak haché + huile	1	x	x	x	-
Cuisson poêle : Steak haché + huile	2	x	x	x	-
Cuisson poêle : Steak haché + huile	3	x	x	-	x
Cuisson poêle : Steak haché + huile	4	x	x	-	x
Cuisson poêle : Steak haché + beurre	1	x	x	x	-
Cuisson poêle : Steak haché + beurre	2	x	x	x	-
Cuisson poêle : Steak haché + beurre	3	x	x	-	x
Cuisson poêle : Steak haché + beurre	4	x	x	-	x
Cuisson poêle : Poisson pané	1	x	x	x	-
Cuisson poêle : Poisson pané	2	x	x	x	-
Cuisson poêle : Poisson pané	3	x	x	x	-
Cuisson poêle : Poisson pané	4	x	x	x	x
Cuisson poêle : Poisson pané	5	x	x	-	x
Cuisson à l'eau : Pâtes	1	x	x	x	-
Cuisson à l'eau : Pâtes	2	x	x	x	-
Cuisson à l'eau : Pâtes	3	x	x	x	x
Préchauffage du four	1	x	x	x	x
cuisson au four - rôti de porc	1	x	x	x	x
cuisson au four - rôti de porc	2	x	x	x	x
cuisson au four - rôti de porc	3	x	x	x	x
cuisson au four - Saumon	1	x	x	x	x
cuisson au four - Saumon	2	x	x	x	x
cuisson au four - Saumon	3	x	x	x	x
Nettoyage du four par Pyrolyse	1	x	x	x	x
Nettoyage du four par Pyrolyse	2	x	x	x	x
Nettoyage du four par Pyrolyse	3	x	x	x	x
Encens pin	1	x	x	x	-
Encens pin	2	x	x	x	-
Encens pin	3	x	x	-	x
Encens pin	4	x	x	-	x

<i>Source</i>	<i>N° essai</i>	<i>DML108</i>	<i>CNC3007</i>	<i>DMS500</i>	<i>ELPI</i>
Encens fruité	1	x	x	x	-
Encens fruité	2	x	x	x	-
Encens fruité	3	x	x	-	x
Encens fruité	4	x	x	-	x
Chauffage à pétrole	1	x	x	x	x
Chauffage à pétrole	2	x	x	x	x
Chauffage à pétrole	3	x	x	x	x
Spray Désodorisant bleu	1	x	x	x	-
Spray Désodorisant bleu	2	x	x	x	-
Spray Désodorisant bleu	3	x	x	x	x
Spray Désodorisant bleu	4	x	x	-	x
Spray Désodorisant bleu	5	x	x	-	x
Spray Désodorisant jaune	1	x	x	x	-
Spray Désodorisant jaune	2	x	x	x	-
Spray Désodorisant jaune	3	x	x	-	x
Spray Désodorisant jaune	4	x	x	x	x
Spray dépoussiérant	1	x	x	x	-
Spray dépoussiérant	2	x	x	x	-
Spray dépoussiérant	3	x	x	-	x
Spray dépoussiérant	4	x	x	-	x
Spray Insecticide	1	x	x	x	-
Spray Insecticide	2	x	x	x	-
Spray Insecticide	3	x	x	-	x
Spray Insecticide	4	x	x	-	x
Imprimante laser A	1	x	x	x	-
Imprimante laser A	2	x	x	x	-
Imprimante laser A	3	x	x	x	-
Imprimante laser A	4	x	x	-	x
Imprimante laser A	5	x	x	-	x
Imprimante laser B	1	x	x	x	-
Imprimante laser B	2	x	x	x	-
Imprimante laser B	3	x	x	x	x
Imprimante laser B	4	x	x	x	x
Imprimante laser B	5	x	x	-	x
Imprimante laser B	6	x	x	-	x
Aspirateur traîneau	1	x	x	x	x
Aspirateur traîneau	2	x	x	x	x

Tableau 2-1 : Liste des mesures réalisées selon les essais.

2.2. Description de l'enceinte expérimentale

La caractérisation des sources était initialement prévue dans une pièce de la maison expérimentale. La discussion entre les partenaires du projet a soulevé plusieurs questions relatives à l'objectif de la phase de caractérisation qui se décline soit en terme de comparaison de sources entre elles (conditions identiques entre les essais) ou d'enrichissement de données d'exposition (conditions réalistes pour chaque essai). La spéciation des sources reste l'objectif principal. Les mêmes conditions sont appliquées pour chaque source. L'enceinte expérimentale apparaît donc mieux adaptée à cet objectif. Elle permettra notamment de déterminer les taux d'émission de particules pour chaque source sous réserve de quelques hypothèses. Avec les taux d'émission, différents scénarios d'exposition peuvent être ensuite appliqués, permettant de renforcer la connaissance des relations dose-effets.

2.2.1. Description

L'enceinte d'essais a été élaborée au CSTB dans le cadre d'une étude sur les performances des aspirateurs traîneaux (Ritoux & Robine, 2003). Une plateforme est montée autour de l'enceinte afin de pouvoir effectuer les différentes manipulations et notamment les prélèvements dans la partie haute du montage. L'enceinte expérimentale est de forme hexagonale dans laquelle est acheminé un flux d'air filtré ascendant (Figure 2-1, Figure 2-2). Elle est constituée d'éléments en PVC transparent de 5 mm d'épaisseur, avec traitement antistatique pour minimiser les pertes. Le volume total de l'enceinte est de $2,36 \text{ m}^3$ avec une surface disponible intérieure de $1,9 \text{ m}^2$.

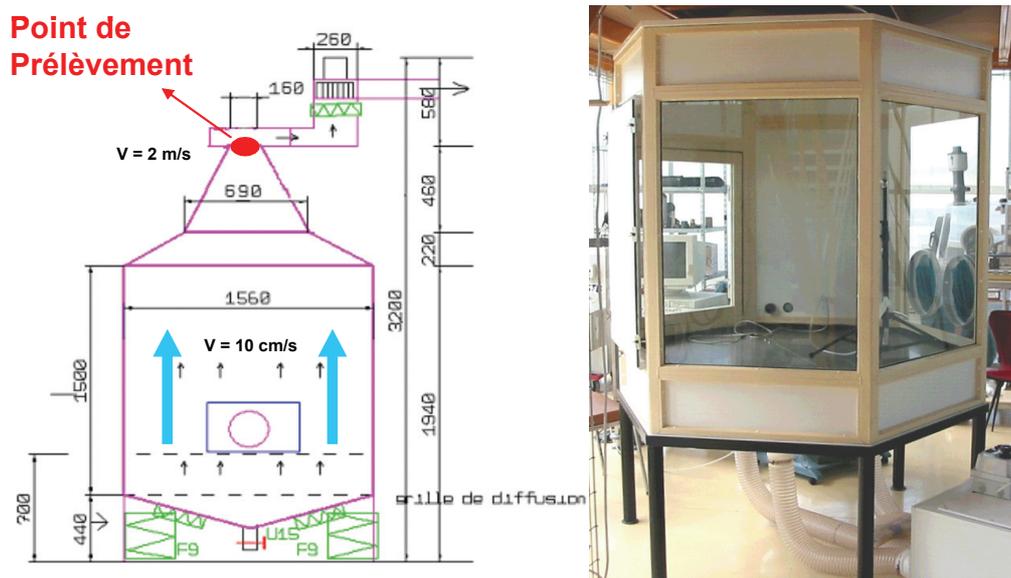


Figure 2-1 : Enceinte expérimentale utilisée pour la simulation des activités domestiques et la mesure en nombre des particules émises (adapté de Ritoux & Robine, 2003).



Figure 2-2 : Vues de l'enceinte expérimentale côté gants de manipulation (gauche) et côté escalier d'accès à la plate-forme (droite). 1 : Caisson de filtration (soufflage), 2 : Arrivées d'air filtré, 3 : Gants de manipulation, 4 : Caisson d'extraction, 5 : Poste de suivi des températures.

Les caractéristiques de l'enceinte expérimentale sont les suivantes :

- Forme symétrique selon l'axe vertical et sans angles vifs (forme hexagonale)
- Hauteur totale : 3,3 m
- Largeur (diamètre) : 1,56 m
- Surface de la base : 1,9 m²
- Volume intérieur : 2,36 m³ (calculé de la grille de diffusion sur laquelle repose les sources étudiées jusqu'au sommet du cône d'accélération).
- Rapport surface totale / volume : 4,16 m²·m⁻³
- Enceinte étanche de classe 2 selon la norme NF M62-211, AFNOR (1984).

Le circuit aéraulique fonctionne en dynamique. Le flux d'air ascendant est induit par 2 turbines situées en entrée (soufflage) et en sortie (extraction) de l'enceinte, chacune étant régulée par un variateur de tension. Les variateurs de tension permettent d'adapter les débits et donc les vitesses d'air dans l'enceinte. L'air ambiant est aspiré au travers d'un double système de filtration installé dans un caisson (Figure 2-3). Un premier filtre gravimétrique F9 (pré-filtre) est destiné à protéger la turbine centrifuge aspirant l'air de la halle expérimentale où se situe l'enceinte. Le second filtre en aval de la turbine est un filtre absolu HEPA interchangeable (CAMFIL Farr - MEGALAM MDA 3P3 H14) avec une efficacité supérieure à 99,995% pour des particules de 0,18 µm (efficacité MPPS selon la norme NF EN 1822-1, AFNOR, 1998). L'air neuf arrive ensuite au niveau d'un plénum d'expansion (la partie basse de l'enceinte) permettant une répartition homogène des pressions et s'adaptant parfaitement et de façon étanche à un boîtier de diffusion, constitué d'une cascade de grilles de diffusion, créant ainsi une distribution stable des vitesses. Le plénum est le volume permettant une répartition homogène des pressions dans la partie amont de la chambre. Le boîtier de

diffusion est constitué d'une cascade de grilles de diffusion avec des diamètres et des positionnements (espacements) différents permettant de créer un flux d'air, de vitesse stable, non perturbé.

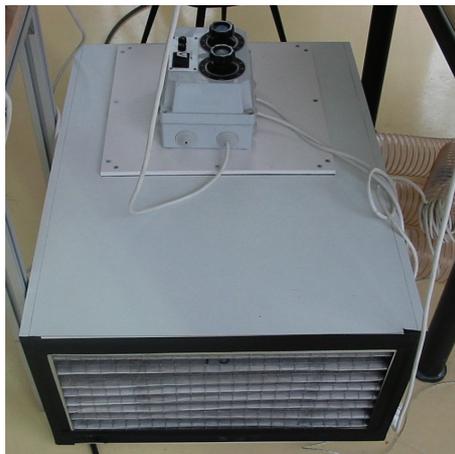


Figure 2-3 : Caisson de filtration (soufflage) et boîtier de commande des turbines de soufflage et d'extraction.

L'enceinte dispose de gants permettant la manipulation des sources depuis l'extérieur sans perturber le milieu (Figure 2-4). Par ailleurs, une porte étanche permet l'accès à l'intérieur de l'enceinte et une disposition pratique des sources à caractériser, en général en position centrale.



Figure 2-4 : Gants de manipulation permettant de simuler les activités sans perturber le milieu.

Le prélèvement des particules est réalisé à l'aide de sondes verticales placées en partie haute de l'enceinte dans un cône d'accélération permettant le réglage du rapport d'isocinétisme (Figure 2-5). Un ventilateur indépendant est installé en entrée du cône d'accélération (partie haute de l'enceinte) afin d'homogénéiser la concentration dans la section (Figure 2-6). Le positionnement excentré et l'orientation du ventilateur ne modifie pas la vitesse du flux d'air au niveau du point de prélèvement. Le ventilateur en fonctionnement ne modifie quasiment pas le bruit de fond en particules de l'enceinte. Les variations ne sont mesurables qu'avec le compteur optique DM1.108 et restent extrêmement faibles (Tableau 2-2). Elles sont inférieures à la limite de détection de tous les autres appareils.



Figure 2-5 : Cône d'accélération permettant d'ajuster la position du point de prélèvement selon la vitesse du flux ascendant d'air pour se rapprocher des conditions d'isocinétisme.



Figure 2-6 : Ventilateur positionné dans l'enceinte destiné à homogénéiser le champ de particules en position haute, au niveau du cône.

Diamètre D_i (μm)	Concentration moyenne ($\#\cdot\text{cm}^{-3}$)	
	Enceinte sans ventilateur	Enceinte avec ventilateur
0.35	--	0.075 ± 0.089
0.45	--	0.030 ± 0.044
0.58	--	0.028 ± 0.040
0.73	--	0.022 ± 0.035
0.90	--	0.009 ± 0.025
1.30	--	0.001 ± 0.008
1.80	--	0.0004 ± 0.0030
2.50	--	0.0007 ± 0.0045
3.50	--	--
4.50	--	--
6.25	--	--
8.75	--	--
12.5	--	--
17.5	--	--

Tableau 2-2 : Concentrations ($\#\cdot\text{cm}^{-3}$) mesurées dans l'enceinte avec ou sans ventilateur en fonctionnement (données du compteur optique DM1.108).

2.2.2. Caractérisation

L'enceinte a été caractérisée en termes de vitesses d'air et débits. La caractérisation des sources a été réalisée en dynamique sous un débit d'air filtré de $107 \pm 2 \text{ m}^3/\text{h}$ selon les essais. L'ajustement du débit de soufflage et du débit d'extraction permet de maintenir l'enceinte dans des conditions de pression atmosphérique. Le débit total de prélèvement des instruments variait selon les essais entre 0,6 et $1,2 \text{ m}^3/\text{h}$ en fonction de la présence ou non de tous les appareils. Il a été pris en compte dans le calcul du renouvellement d'air. Le taux de renouvellement d'air résultant est alors de $45,5 \pm 1 \text{ h}^{-1}$. Le taux de renouvellement d'air est relativement élevé pour permettre de limiter les interactions des particules avec les parois de l'enceinte. La vitesse d'air ascensionnelle dans l'enceinte est de l'ordre de $10 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ suffisante pour palier à la vitesse de sédimentation des plus grosses particules ($1 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ pour une particule de $20 \mu\text{m}$ de densité 1). La vitesse ascensionnelle au point de prélèvement est de $2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Le débit d'extraction d'air est mesuré en sortie de l'enceinte pour chaque essai à l'aide d'un capteur de débit muni d'un réseau de fils chaud (Swemaflow 233, Swema, Suède, incertitude de 6%).

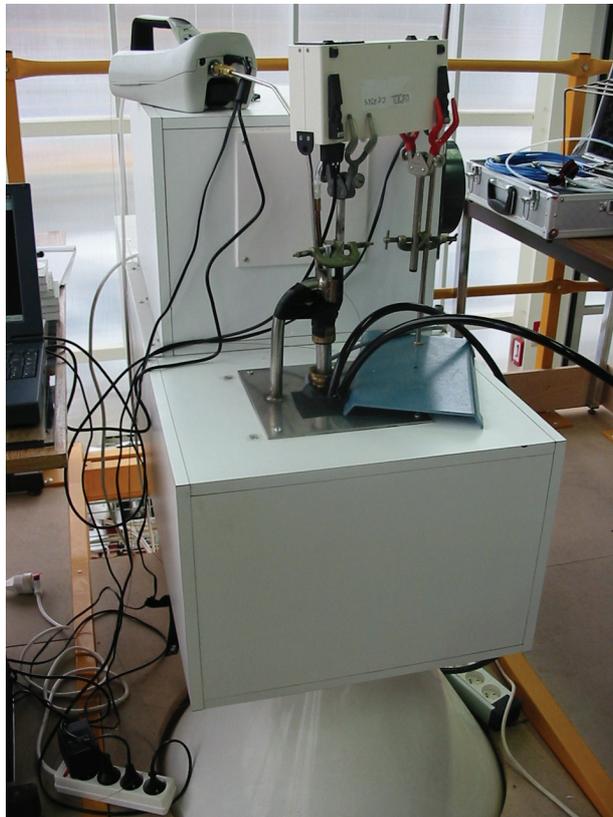


Figure 2-7 : Caisson d'extraction et positionnement des instruments CNC3007 et GRIMM DM1.108.

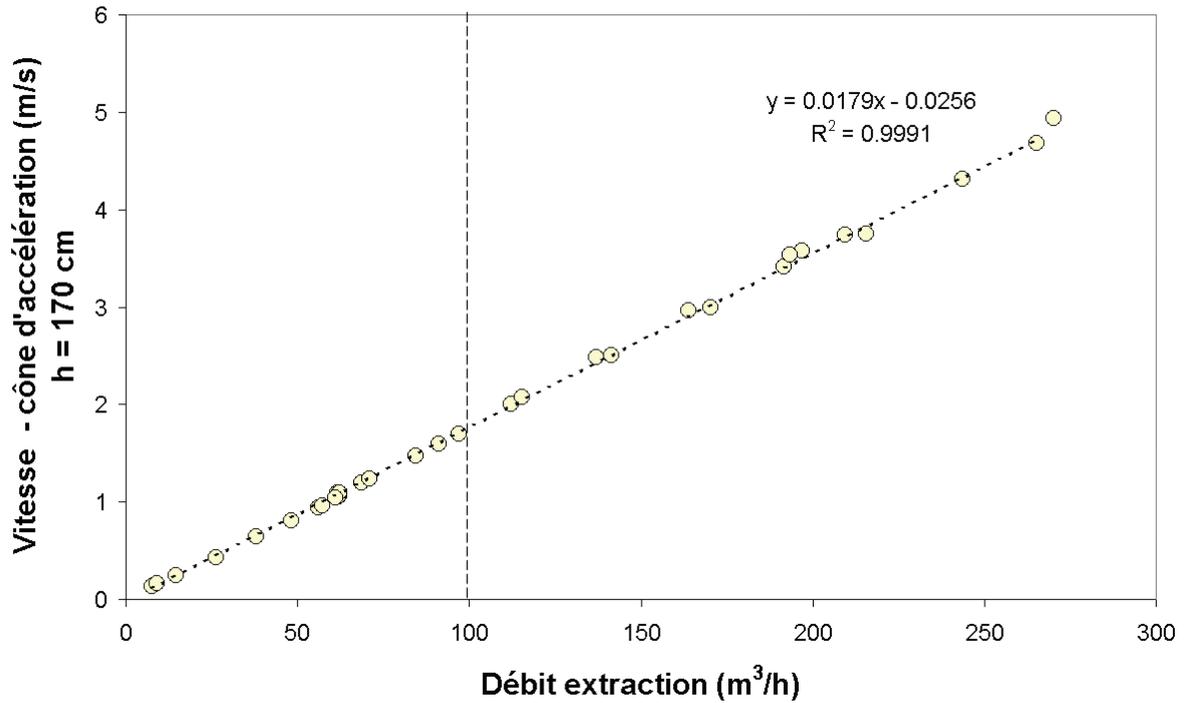


Figure 2-8 : Vitesse d'air atteinte au sommet du cône (h = 170 cm) en fonction du débit d'extraction (3 séries de mesures).

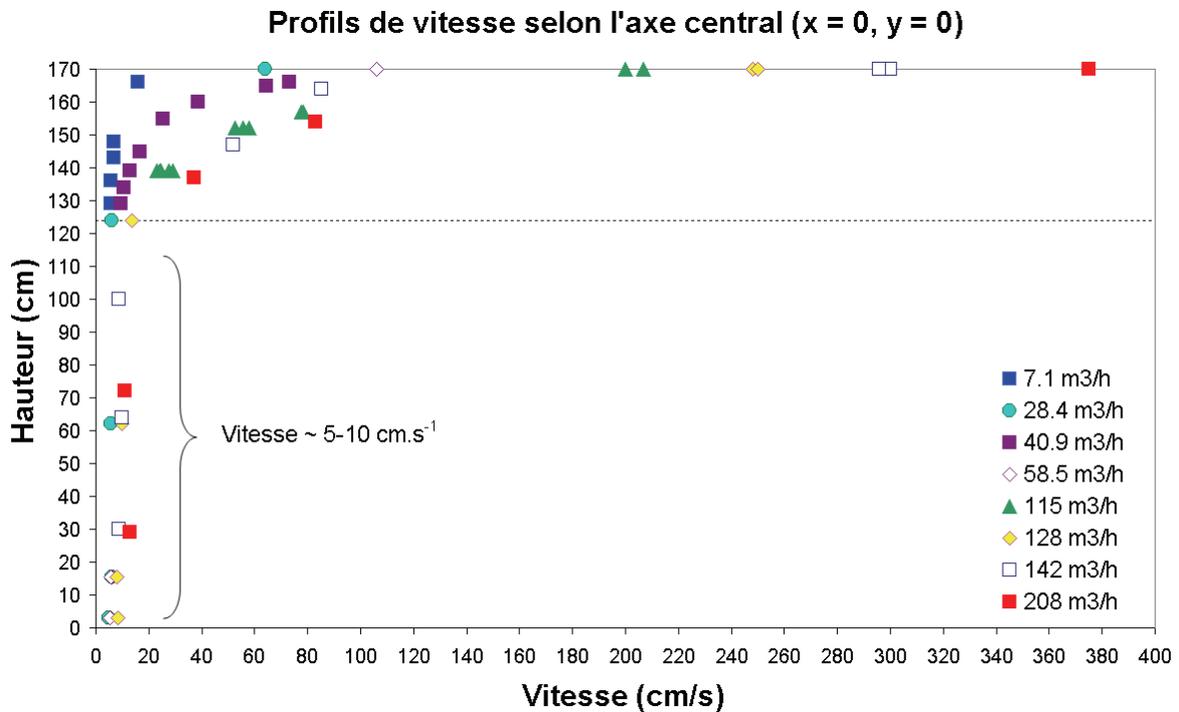


Figure 2-9 : Profil de vitesse en position centrale dans l'enceinte (x=0, y=0) selon le débit d'extraction.

2.2.3. Bruit de fond en particules:

Le bruit de fond de l'enceinte est enregistré par chaque appareil avant la mise en fonctionnement de la source à étudier. Il est systématiquement soustrait de nos résultats car même s'il reste faible, son impact sur les particules les plus grosses peut ne pas être négligeable.

Le spectromètre à mobilité électrique mesure un bruit de fond en particules (Figure 2-10) dans l'enceinte du même ordre que le bruit électrique propre à l'appareil (voir Figure 2-13) et qui se traduit par un bruit moyen en concentration de particules de l'ordre de $125 \text{ \#}\cdot\text{cm}^{-3}$ (à 5 nm) et de $3 \text{ \#}\cdot\text{cm}^{-3}$ à 1000 nm. Le bruit de fond de l'enceinte est par conséquent négligeable au regard de la limite de détection du DMS500.

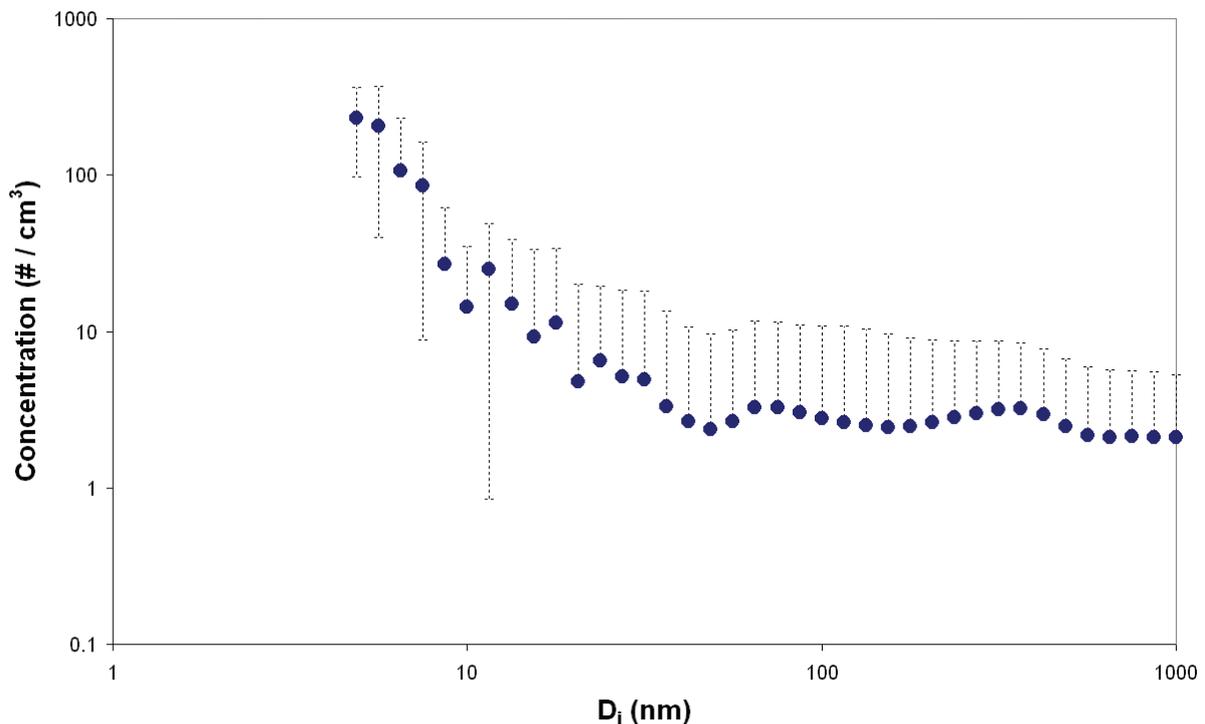


Figure 2-10 : Bruit de fond moyen (± 1 écart-type) dans l'enceinte mesurée par le DMS500 ($n = 47$).

Le bruit de fond moyen de l'enceinte mesuré par l'impacteur électrique ELPI est présenté à la Figure 2-11. Les valeurs sont faibles et du même ordre que la concentration minimale détectable par étage (voir Tableau 2-4) : $90 \text{ \#}\cdot\text{cm}^{-3}$ (40 nm) à $0,08 \text{ \#}\cdot\text{cm}^{-3}$ (8,2 μm). Le bruit de fond de l'enceinte est par conséquent négligeable au regard de la limite de détection de l'ELPI.

Les mesures réalisées avec le CNC dans l'enceinte expérimentale vide sont le plus souvent à 0. Mais dans de rares cas, la concentration initiale peut varier entre 0 et $5 \text{ \#}\cdot\text{cm}^{-3}$. La soustraction du bruit permet de tenir compte de ces écarts.

Le compteur optique est l'instrument le plus sensible et lui seul indique la présence d'un bruit de fond très faible surtout lié à l'utilisation du ventilateur (voir Tableau 2-2).

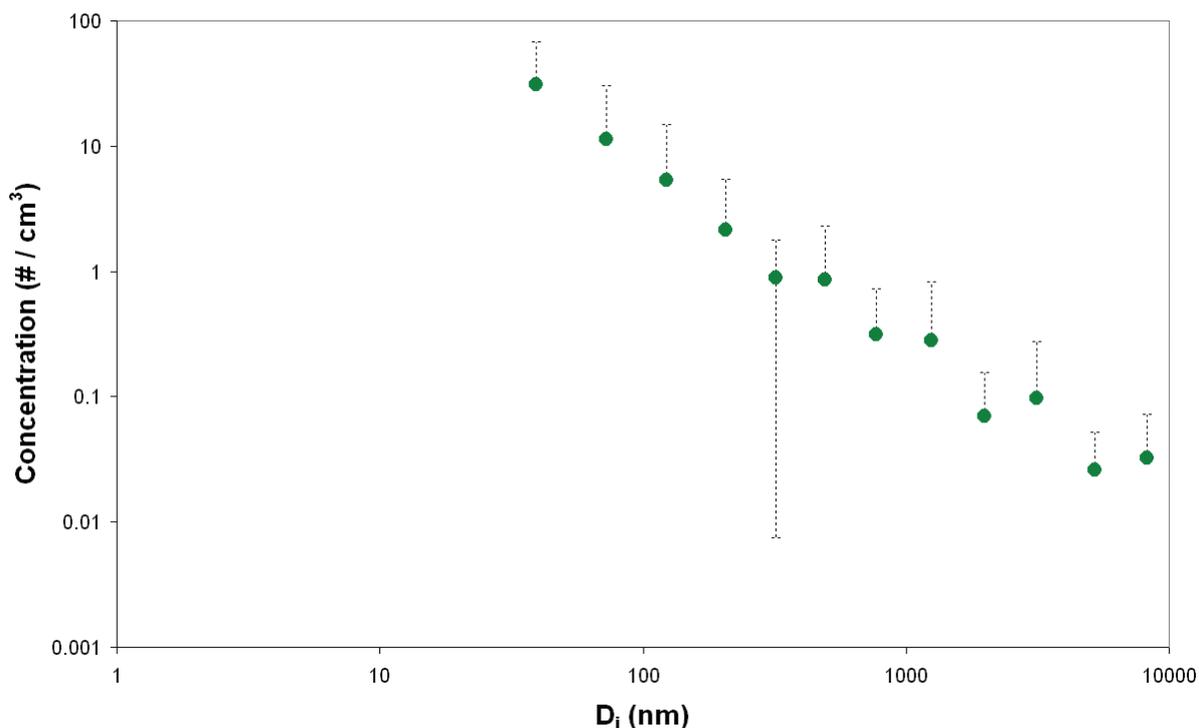


Figure 2-11 : Bruit de fond moyen (± 1 écart-type) dans l'enceinte mesurée par l'ELPI ($n = 47$).

2.3. Autres équipements

2.3.1. Mesure de la température et de l'humidité

Les sondes utilisées pour les mesures de température de paroi sont des sondes plates type K raccordées sur un module NATIONAL INSTRUMENT type FP-RTD-124. Ce module est un module 16 bits qui convertit la mesure des sondes K en signal numérique, lequel est enregistré sur un PC. Le même système est utilisé pour la sonde de température/humidité ROTRONIC (mesure de la température de l'enceinte). La différence est que la sonde ROTRONIC envoie directement un signal 0-1V au module NATIONAL INSTRUMENT. Là, il s'agit d'un module FP-AI 100.

2.3.2. Mesure de la vitesse

La mesure de vitesse a été réalisée à l'aide d'un thermoanémomètre DANTEC (modèle 54N10, sondes de type 54R10) conçu pour les mesures de vitesse d'air intérieure qui ne dépassent pas 5 m/s. La précision est de $\pm 0,01$ m/s (0-1 m/s) ou de $\pm 5\%$ de la lecture (gamme 0-5 m/s). Il s'agit d'un appareil multivoies (9 voies au maximum) mesurant sur chaque voie une vitesse d'air omnidirectionnelle et la température. Le système de mesure est constitué d'un analyseur et de sondes de vitesse d'air. L'analyseur permet l'alimentation des sondes et reçoit le signal qu'il convertit ensuite pour la restitution des vitesses d'air, de la température et de la turbulence. Le principe de la mesure est le fil chaud (ici deux petites sphères chauffées).

2.3.3. Pesées

Pour estimer les pertes de matières propres à chaque source, deux balances ont été utilisées selon la masse à mesurer :

- Sartorius ME 2545, gamme 0,01 – 250 g (résolution 0,0001 g).
- Sartorius BL 1500, gamme 10 – 1500 g (résolution 0,1 g).

2.4. Description des instruments de mesure en nombre

La granulométrie des aérosols émis par les différentes sources est mesurée à l'aide d'un compteur optique (Dust Monitor 1.108, GRIMM AEROSOL Technik), d'un classifieur électrostatique (DMS500, CMBUSTION) et d'un impacteur en cascade (ELPI, DEKATI). Un Compteur à noyaux de condensation (CNC 3007, TSI) est utilisé pour mesurer la concentration totale en particules. Les spécificités générales de chacun des appareils sont listées dans le Tableau 2-3. Leur disposition au niveau de l'enceinte est listé

	GRIMM DUST MONITOR 1.108 	CAMBUSTION DMS500 	DEKATI ELPI 	TSI CNC 3007 
Paramètres mesurés	Concentration en nombre/Diamètre optique (d_o)	Concentration en nombre/Diamètre de mobilité électrique équivalente (d_{me})	Concentration en nombre/Diamètre aérodynamique (d_{ae})	Concentration totale en nombre
Plage de mesure	0,3 à 20 μm	5 nm à 1 μm	30 nm à 10 μm	10 nm à 1 μm
Débit	1,2 $\text{L}\cdot\text{mn}^{-1}$	8 $\text{L}\cdot\text{mn}^{-1}$	10 $\text{L}\cdot\text{mn}^{-1}$	0,7 $\text{L}\cdot\text{mn}^{-1}$ (total)
Résolution en diamètre	16 plages	16/décades	12 plages	--
Temps de réponse	1 distribution / 6s	200 ms (1 distribution/s pour nos mesures)	Variable selon sensibilité 20 s (à $4\cdot 10^5$ fA) 2 s (à $1\cdot 10^4$ fA)	< 9 s à 95 % échelon
Concentration minimum	10^{-3} cm^{-3}	Variable suivant diamètre Voir Figure 2-13	Variable suivant diamètre Voir Tableau 2-4	0 cm^{-3}
Concentration maximum	> 2000 cm^{-3}		Variable suivant diamètre Voir Tableau 2-4	10^5 cm^{-3}

Tableau 2-3 : Spécifications des instruments de mesure.

2.4.1. Classifieur électrostatique DMS500 (Combustion)

Le spectromètre à mobilité différentielle DMS500 fournit un spectre en nombre de particules selon leur diamètre de mobilité électrique compris entre 5 et 1000 nm réparti sur 38 canaux. L'instrument dispose d'un cyclone en entrée récupérant toute particule supérieure à 1000 nm. L'échantillon passe ensuite au travers d'un chargeur à effet couronne vers la colonne de classification. Les particules chargées circulent dans une colonne d'air cylindrique uniforme et laminaire. Une électrode haute tension au centre de la colonne repousse les particules vers les électromètres en forme d'anneaux (22 au total disposés le long de la colonne). Le point d'arrivée des particules est fonction de leur charge et de leur trainée aérodynamique. Les courants mesurés sont alors convertis en données en nombre et diamètre de particules.

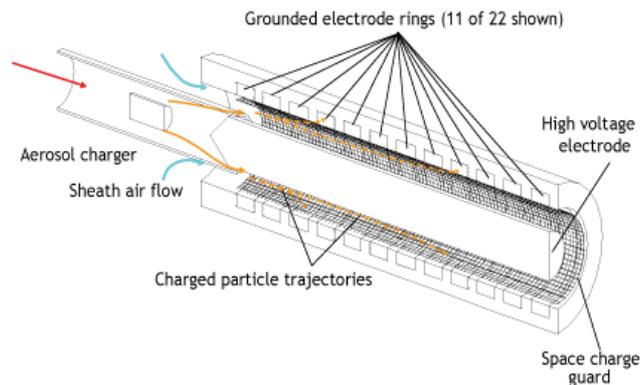


Figure 2-12 : Description du principe de fonctionnement du classifieur électrostatique DMS500-CAMBUSTION (documentation CAMBUSTION).

Le temps de réponse de l'appareil est relativement court, de l'ordre de 200 ms permettant de recueillir des informations sur la distribution en taille des particules très rapidement. Le bruit de fond est fonction du temps d'acquisition. Pour cette étude, un enregistrement toutes les secondes a été réalisé, représentant la moyenne de 10 scans. De plus, le niveau de sensibilité était élevé permettant de réduire encore le niveau de bruit (Figure 2-13).

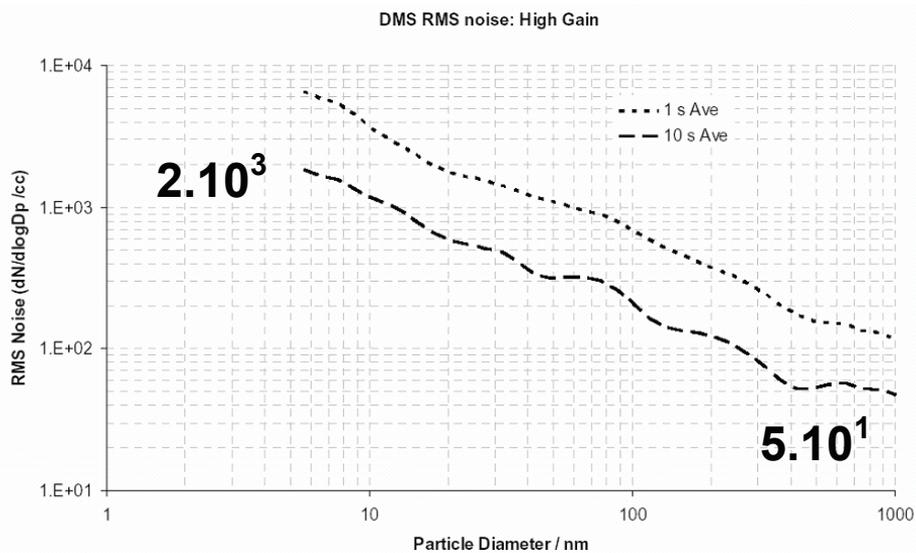


Figure 2-13 : Moyenne quadratique du bruit par classe de taille pour le DMS500 (source CAMBUSTION).

2.4.2. Impacteur basse pression à détection électrique (ELPI)

L'ELPI (impacteur électrique basse pression) est un spectromètre de particules en temps réel. Il mesure la distribution granulométrique selon une plage comprise entre 0,03 et 10 μm (diamètre aérodynamique) répartie sur 12 canaux. Le principe réside dans le chargement électrique des particules (chargeur corona), leur classification inertielle dans un impacteur en cascade (selon le diamètre aérodynamique des particules) et une détection électrique lors de l'impaction (électromètre multicanaux). En effet, lors de l'impaction des particules chargées, un courant proportionnel à la concentration en nombre de particules collectées est créé et enregistré par l'électromètre associé à l'étage de collecte. Les valeurs de courant sont alors converties en distribution en taille des particules (diamètre aérodynamique) selon des vecteurs de conversion basés sur les propriétés électriques du chargeur et des propriétés physiques des étages d'impaction.

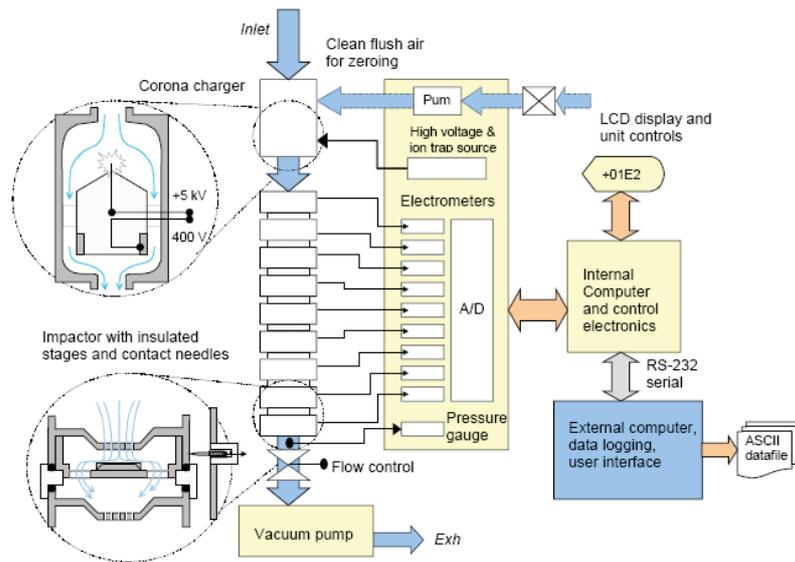


Figure 2-14 : Principe général de l'impacteur électrique basse pression (documentation DEKATI).

Une tension de piégeage est appliquée au niveau du chargeur pour enlever toute particule ou groupes de molécules dont le diamètre est inférieur au seuil de coupure du dernier étage (ici $< 28 \text{ nm}$). Le piège provoque la perte de particules plus grandes, mais cette perte est compensée au niveau de la courbe d'efficacité du chargeur (Figure 2-15).

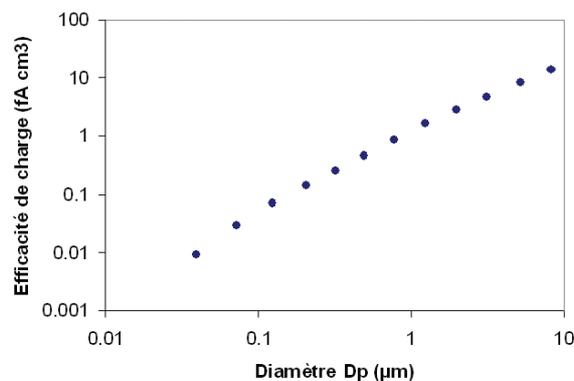


Figure 2-15 : Efficacité de charge des particules selon leur diamètre

Le bruit électrique enregistré par l'appareil est fonction de la gamme de sensibilité préalablement sélectionné :

- 10 000 fA ± 5 fA (temps de réponse 20 s)
- 40 000 fA ± 10 fA
- 100 000 fA ± 15 fA
- 400 000 fA ± 25 fA (temps de réponse 2 s)

Les étages de collecte ont été recouverts de papier aluminium graissé (graisse silicone Dow Corning[®] high-vacuum) pour limiter le rebond des particules (Figure 2-16).



Figure 2-16 : Etages de collecte recouverts de papier aluminium graissé.

La conversion des mesures de courant en distributions en taille de particules se fait en 2 étapes :

- Les valeurs de courant sont converties en distributions en taille de particules selon l'efficacité du chargeur et selon l'hypothèse que les particules ont une forme sphérique et une densité constante connue.
- Du fait des phénomènes de diffusion et de charge spatiale, certaines particules sont collectés au niveau des impacteurs plus tôt que prévu. En conséquence, les valeurs de courant mesurées sont corrigées à l'aide d'un algorithme de correction pour les particules fines.

Le logiciel ELPIVI calcule à la fois la distribution en taille de particules corrigée et brute. La macro ELPXLS crée un vecteur de conversion à partir de la distribution corrigée et calcule les valeurs de courant correctes en divisant la distribution par le vecteur de conversion d'origine. A partir des valeurs de courant corrigées, le logiciel recalcule les distributions en taille corrigées. Les données de l'ELPI obtenues après recalcul par la feuille de calcul ELPXLS4.01.xls (correction activée, densité 1, dilution 1) sont corrigées de l'efficacité d'échantillonnage et du bruit de fond (mesures dans l'enceinte précédant la mise en route de chaque source).

Impacteur basse pression à détection électrique ELPI
13 étages 0.030 à 10 µm
Papier alu graissé 25 mm – 9.67 L / min
1 pt / sec



Stage	D50% [µm]	DI [µm]	Number min [1/cm³]	Number max [1/cm³]	Mass min [µg/m³]	Mass max [mg/m³]
13	10.03					
12	6.76	8.23	0.08	8E+03	22	2100
11	4.04	5.23	0.16	2E+04	12	1200
10	2.42	3.13	0.36	4E+04	6.3	630
9	1.62	1.98	0.8	8E+04	3.5	350
8	0.96	1.25	1.6	2E+05	2	200
7	0.622	0.773	3	3E+05	1	90
6	0.388	0.491	5	5E+05	0.4	40
5	0.266	0.321	9	9E+05	0.17	17
4	0.159	0.206	15	2E+06	0.078	7.8
3	0.095	0.123	26	3E+06	0.035	3.5
2	0.055	0.072	50	5E+06	0.015	1.5
1	0.028	0.040	90	9E+06	0.005	0.5

Tableau 2-4 : Caractéristiques propres à l'ELPI utilisé.

2.4.3. Compteur à noyaux de condensation (CNC 3007)

Le compteur à noyaux de condensation (CNC3007) est l'instrument de référence pour la mesure quantitative en nombre de particules. Il permet de mesurer la concentration en nombre de particules de diamètre compris entre 0,01 et 1 µm jusqu'à $10^5 \text{ \#}\cdot\text{cm}^{-3}$ (sans effets de coïncidence) avec une précision de 20%. Le CNC3007 consomme de l'isopropanol à un rythme de 1mL/h qui lui sert à grossir les particules en gouttelettes plus facile à détecter et mesurer. L'isopropanol imprègne une mèche qui est introduit dans le CNC.

Le débit de prélèvement est de 0,7 L/min, sur lesquels seuls 0,1 L/min servent à la mesure. L'air chargé en particules passe au travers d'un saturateur chauffé, dans lequel l'isopropanol vaporisé diffuse dans l'échantillon. La vapeur d'isopropanol mélangé à l'échantillon passe ensuite dans une chambre de condensation froide. L'alcool devient supersaturé et prêt à condenser. Les particules présentes servent alors de support à la condensation. Le processus de grossissement est très rapide et conduit à la formation de gouttelettes d'alcool qui passent par un détecteur optique pour être facilement comptées. Le temps de réponse de l'instrument est de 5 à 10 secondes (déterminé comme le temps nécessaire pour atteindre la valeur de zéro avec un filtre absolu).

Les effets de coïncidence surviennent lorsque deux particules ou plus se trouvent simultanément dans le volume de détection et se retrouvent alors comptabilisées comme une seule grosse particule. L'importance des effets de coïncidence augmente avec la concentration en nombre de particules. Il est possible de corriger la valeur obtenue (voir 2.6.3).

Le pas de temps de mesure est de 1 seconde (moyenne glissante).

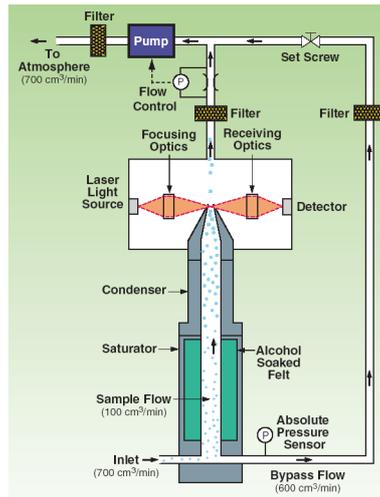


Figure 2-17 : Principe de la mesure du compteur à noyaux de condensation CNC3007 (documentation TSI).

2.4.4. Compteur optique Dust Monitor 1.108

L'appareil mesure en continu le nombre de particules par tranche de taille (diamètre) et par litre d'air prélevé. Le Dust Monitor modèle 1.108 (GRIMM) utilise la diffraction lumineuse pour compter les particules présentes dans l'échantillon d'air prélevé qui traversent le faisceau lumineux (diode laser monochromatique). La distribution en taille (15 classes de tailles entre 0,3 et 20 μm) des particules prélevées est obtenue en quantifiant la dispersion angulaire causée par le passage de particules de taille variable au travers d'un rayon lumineux produit par une diode laser monochromatique sur un angle de 60-120°. Le débit de l'appareil est de 1,2 L/min. L'instrument permet de compter les particules jusqu'à 2000 $\#\cdot\text{cm}^{-3}$ sans effets de coïncidence avec une sensibilité de $10^{-3} \#\cdot\text{cm}^{-3}$ et une reproductibilité de 2%.

Un point de mesure est réalisée toutes les 6 secondes.

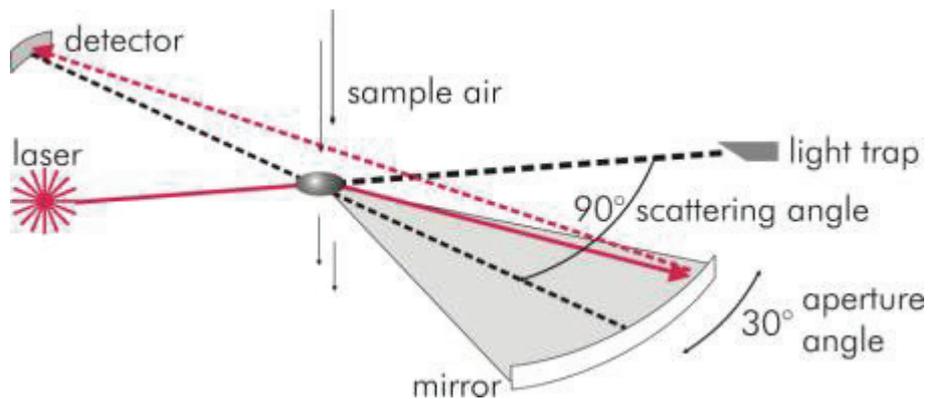


Figure 2-18 : Principe de mesure du compteur optique DM1.108 (GRIMM).

2.5. Efficacités d'échantillonnage

La disposition des instruments au niveau de l'enceinte est indiquée sur la Figure 2-19. Tous les instruments mesurent dans le volume au travers de lignes de prélèvement. L'utilisation de lignes de prélèvement peut entraîner des pertes qu'il est nécessaire de prendre en compte pour que la mesure soit représentative.

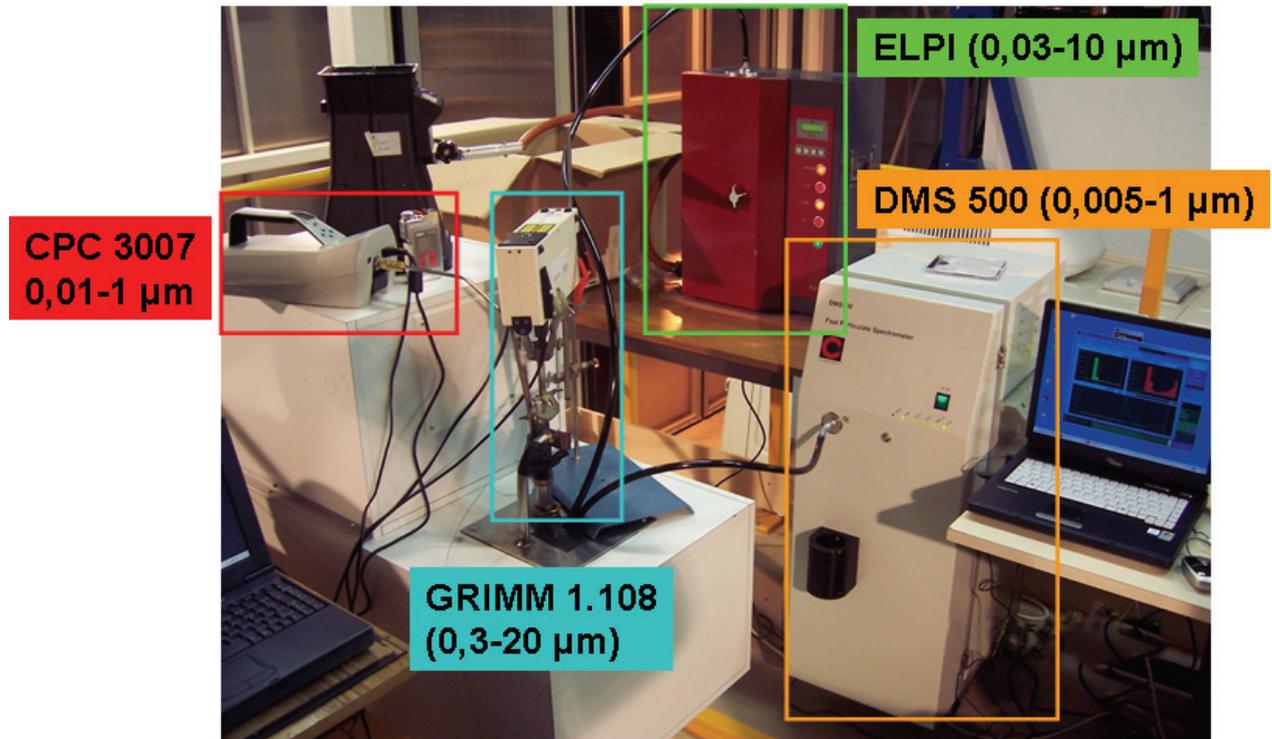


Figure 2-19 : Disposition des instruments sur la plate-forme de l'enceinte.

2.5.1. Lignes de prélèvements

Les lignes de prélèvement des appareils de mesures sont disposés verticalement, parallèlement au flux d'air principal dans l'enceinte (prélèvement isoaxial,). Les paramètres concernant le prélèvement sont listés dans le tableau 3-2.



Figure 2-20 : Lignes de prélèvements vues de l'intérieur de l'enceinte (détail). Une sonde de température et d'humidité est disposée en retrait du prélèvement.

	Dust Monitor 1.108	DMS500	ELPI	CNC 3007
Nature des tubes de prélèvement	Acier inoxydable	Bev-A-line XX (Hytrel)	Bev-A-line XX (Hytrel)	Acier inoxydable
Diamètre (m)	0,005	0,0095	0,0095	0,004
Longueur totale (m)	0,778	1,042	2,015	0,947
Longueur verticale (m)	0,778	0,342	1,515	0,9325
Longueur horizontale (m)	0	0,7	0,5	0,0145
Débit (L.min ⁻¹)	1,2	8,0	9,67	0,7
V moyenne en entrée de tube (m.s ⁻¹)	1,02	1,86	2,25	0,93
Vitesse du fluide au point de prélèvement	1,00	1,88	1,88	1,67
Rapport d'isocinétisme	0,98	1,01	0,84	1,80

Tableau 2-5 : Paramètres concernant les lignes de prélèvement.

Les extrémités de chaque tube de prélèvement sont placées de telle manière que le rapport d'isocinétisme, rapport entre la vitesse moyenne d'entrée et la vitesse du fluide à la position du prélèvement soit le plus proche possible de 1, compte tenu des contraintes expérimentales. Ces paramètres ont été pris en compte pour corriger les résultats. De plus, les tubes sont constitués de matériaux conducteurs pour éviter les pertes dues aux effets électrostatiques.

Le temps de réponse des instruments lié au volume mort des lignes de prélèvements varie de 0,6 s pour le DMS500 jusqu'à 1 s pour le CNC3007.

Etant donné la nature courbe des lignes de prélèvement (Bev-A-Line XX) et le positionnement variables des entrées au niveau des appareils (au-dessus pour l'ELPI sur la face avant pour le DMS500), les longueurs horizontales ont été estimées en considérant comme horizontale tout partie s'écartant de plus de 45° de la verticale. Le nombre total de courbures le long de la ligne de prélèvement est de 0 pour le GRIMM, 1 pour le DMS500 et le CNC 3007 et de 2 pour l'ELPI. Les angles de courbures sont supérieurs à 90°. Aucun coude n'est présent.

2.5.2. Efficacités d'échantillonnage

L'efficacité de captage reste constante pour l'ensemble du domaine de mesure (variation de 0,3 % de 5 nm à 1 µm). En revanche, il convient de prendre en compte les pertes par diffusion dans la ligne de prélèvement. L'efficacité de transmission de la ligne (E_T) dépend du coefficient de diffusion de la particule (D), de la longueur (L) de la ligne de prélèvement et du débit (Q) dans la ligne. Il est donné par (Baron & Willeke, 2001) pour un écoulement laminaire :

$$E_T = \exp(-\xi.sh) \quad \text{Equ. 2-1}$$

Avec :

$$Sh = 3,66 + \frac{0,2672}{\xi + 0,10079.\xi^{1/3}} \quad \text{Equ. 2-2}$$

et :

$$\xi = \frac{\pi DL}{Q} \quad \text{Equ. 2-3}$$

Efficacité d'aspiration :

$$E_{asp} = 1 + \left[\frac{U_0}{U} - 1 \right] \left[1 - \frac{1}{1 + k \cdot Stk} \right]$$

Avec $k = 2 + 0.617 \left[\frac{U_0}{U} \right]^{-1}$ et $Stk = \frac{\tau U_0}{d}$

U_0 : Vitesse du flux d'air, U : vitesse de prélèvement, τ : temps de relaxation, d : diamètre de la particule.

Efficacité de transmission (pertes par inertie) :

$$E_{in} = \frac{1 + \left[\frac{U_0}{U} - 1 \right] \left/ \left[1 + \frac{2.66}{Stk^{2/3}} \right] \right.}{1 + \left[\frac{U_0}{U} - 1 \right] \left/ \left[1 + \frac{0.418}{Stk} \right] \right.}$$
 pour prélèvement sub-isocinétique ($U_0 / U < 1$)

$$E_{in} = \exp[-75I_v^2]$$
 pour prélèvement super-isocinétique ($U_0 / U > 1$)

avec I_v pertes par inertie dans la vena contracta : $I_v = 0.09 \left[Stk \frac{U - U_0}{U_0} \right]^{0.3}$

Efficacité de transmission (pertes par sédimentation) :

$$E_{sed} = \exp(-4.7 \cdot K_\theta^{0.75})$$

Avec K_θ , paramètre fonction du paramètre de dépôt lié à la sédimentation, du nombre de Stokes, du nombre Reynolds et de l'angle θ . Il est considéré comme nul pour un prélèvement vertical (Baron & Willeke, 2001). Il n'affectera que les parties horizontales des lignes de prélèvements.

L'efficacité finale est le produit de toutes les efficacités calculées précédemment liées aux pertes associées à la diffusion, l'aspiration, l'inertie et la sédimentation (pour les parties horizontales).

Les mesures réalisées avec le DMS500 sont corrigées en tenant compte de cette efficacité de transmission (Figure 2-21). Les pertes par sédimentation sont négligeables pour les particules de diamètre inférieur à 1 μm dans nos conditions de prélèvement (les parties non verticales du tube de prélèvement ont été réduites au maximum). Attention, le diamètre correspondant aux corrections des pertes par diffusion est un diamètre de diffusion équivalent qui ne peut être assimilé au diamètre de mobilité électrique équivalent que sous certaines conditions. La correction proposée suppose donc que cette égalité est vérifiée.

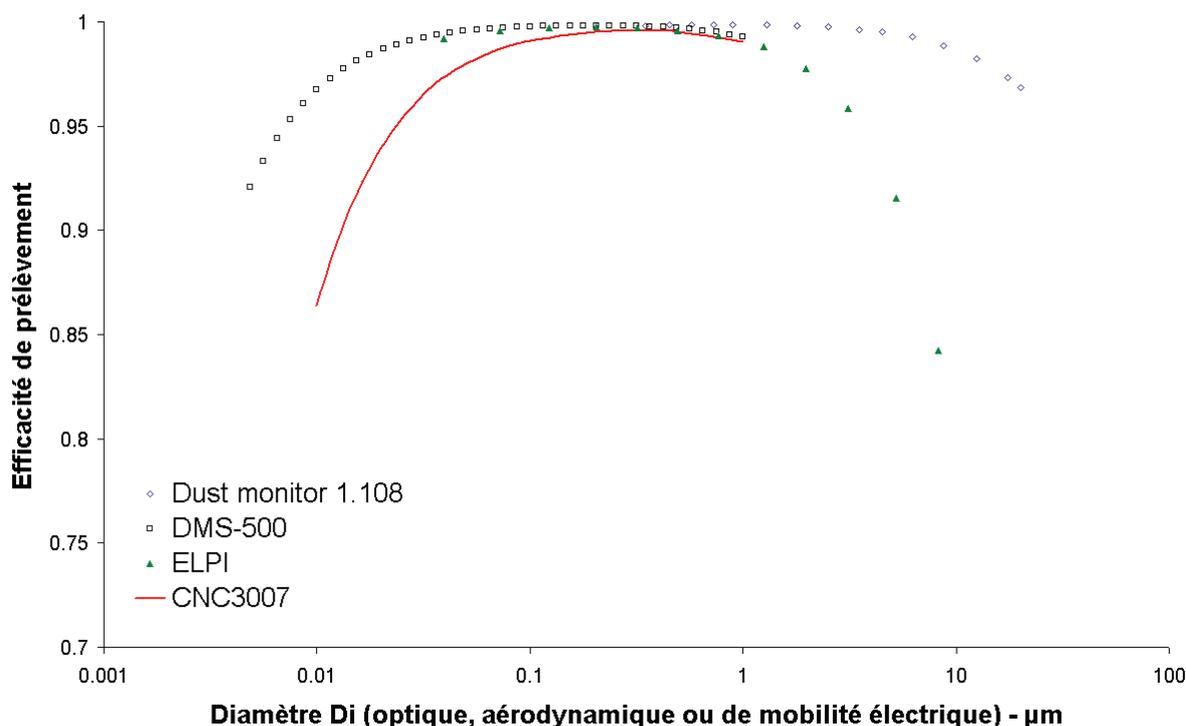


Figure 2-21 : Courbes d'efficacité globales de prélèvement pour les différents instruments utilisés calculées par canal (D_i) ou comme une fonction continue (CNC).

L'efficacité de captage pour le CNC 3007 est constante pour toute la gamme de mesure. Les pertes par diffusion dans le tube ne peuvent être corrigées car il faudrait supposer une distribution granulométrique de l'aérosol prélevé. Cependant il faut noter que ces pertes restent inférieures à 15 %.

Les pertes par sédimentation sont négligeables pour les particules de diamètre inférieur à 1 μm dans nos conditions de prélèvement (les parties non verticales du tube de prélèvement ont été réduites au maximum).

L'efficacité de captage est supérieure à 99 % sur toute la gamme de mesure.

Afin de supprimer les pertes dans la ligne de prélèvement du Dust Monitor 1.108. Le prélèvement est réalisé à l'aide d'un tube ne comportant aucun coude et placé verticalement. Le compteur optique a été placé en bout de tube sans intermédiaire (Figure 2-22). La vitesse dans le tube ($102 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$) est supérieure à la vitesse limite de chute des particules de diamètre 20 μm ($1,2 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ pour une particule de densité 1 dans l'air à pression et température normale). Les pertes par diffusion sont négligeables.

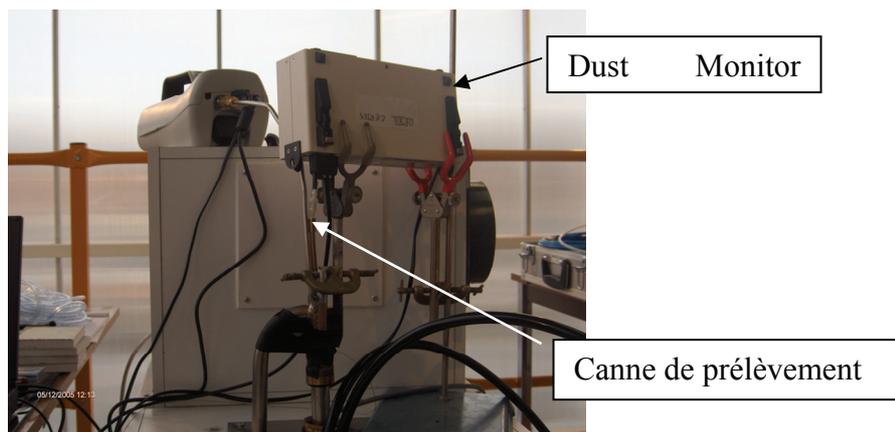


Figure 2-22 : Vue du Dust monitor fixé en bout de canne de prélèvement.

2.6. Mesures de concentrations en nombre

Les mesures de concentrations ont été réalisées sur différentes plages de diamètre :

- CNC3007 sur une plage de diamètre de 10 nm à environ 1000 nm.
- DMS500 sur une plage comprise entre 5 nm et 1000 nm en diamètre de mobilité électrique équivalente.
- DM1.108 sur sur une plage comprise entre 0,3 et 20 μm en diamètre optique.
- ELPI sur une plage comprise entre 0,03 et 10 μm en diamètre aérodynamique.

L'utilisation de ces quatre appareils de mesures permet de couvrir une gamme étendue en diamètre et en concentration.

L'évolution de la granulométrie est mesurée à l'aide du DMS500, de l'ELPI et du Dust Monitor 1.108, valeurs par ailleurs corrigées des pertes dans les lignes de prélèvement. La caractérisation en taille des particules est définie par le principe de mesure des instruments résultant dans la définition de diamètre équivalent propre à chaque système :

- diamètre de mobilité électrique équivalent (DMS500)
- diamètre aérodynamique équivalent (ELPI)
- diamètre optique équivalent

2.6.1. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500

La concentration totale est calculée en tenant compte des pertes dans la ligne de prélèvement. Le DMS500 ne permet pas de mesurer les faibles concentrations d'aérosols en revanche il permet de mesurer les concentrations les plus élevées qui sont en dehors du domaine de mesure du CNC3007 ($> 10^5 \text{ \#}\cdot\text{cm}^{-3}$). Le niveau de bruit moyen par classe de taille de particules précédant l'activation de la source est soustrait des mesures.

2.6.2. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI

La concentration totale est calculée en tenant compte des pertes dans la ligne de prélèvement. Le niveau de bruit moyen par classe de taille de particules précédant l'activation de la source est soustrait des mesures. Toutes les mesures ont été réalisées en considérant un densité de 1. L'algorithme de correction pour les particules < 28 nm est actif.

2.6.3. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC3007

Le CNC3007 permet de mesurer les concentrations les plus faibles non mesurables avec le DMS500 et il est également pris comme référence dans la plage commune de mesure avec le DMS500. En effet, le DMS500 utilise une méthode beaucoup moins directe (inversion de données, loi de charge des particules ...) pour la mesure de concentration et la confrontation des deux résultats permet de valider pour différentes sources l'utilisation du DMS500 pour la mesure de concentration.

Les valeurs mesurées à haute concentration avec le CNC3007 ($C_L > 10^5 \text{ \#.cm}^{-3}$) doivent être corrigées de l'effet de coïncidence dû à la présence de plusieurs particules simultanément dans le volume de mesure (données fournies par TSI):

$$C_a = C_L \exp(C_a Q \tau) \quad \text{Equ. 2-4}$$

Avec :

C_a = concentration réelle en aérosol.

C_L = concentration affichée par le CNC3007.

τ = temps de résidence des particules dans le volume de mesure = 0,75 μs

Q = débit dans le volume de mesure = 1,66 $\text{cm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$

Le facteur de correction ($x = \frac{C_a}{C_L}$) est donc dépendant de la concentration réelle (C_a) :

$$x = \frac{C_a}{C_L} = \exp(C_a Q \tau) \quad \text{Equ. 2-5}$$

La correction est réalisée grâce à une approximation polynomiale de x pour des concentrations C_L comprises entre 10^4 et $2,5 \times 10^5 \text{ \#.cm}^{-3}$:

$$x = 0,1145 \cdot C_{Lnorm}^4 + 0,0187 \cdot C_{Lnorm}^3 - 0,0835 \cdot C_{Lnorm}^2 + 0,2193 \cdot C_{Lnorm} + 1,2317 \quad \text{Equ. 2-6}$$

$$\text{Avec } C_{Lnorm} = \left(\frac{C_L - 1,222 \times 10^5}{1,0242 \times 10^5} \right) \quad \text{Equ. 2-7}$$

L'écart entre la correction calculée à l'aide de l'équation 3-5 et celle calculée à l'aide de l'équation 3-6 est inférieur à 3 % (Tableau 2-6/Figure 2-23).

C _L	x (équ. 3-5)	x (équ. 3-6)
9,88E+03	1,01	1,03
1,95E+04	1,03	1,02
2,89E+04	1,04	1,03
3,81E+04	1,05	1,04
4,70E+04	1,06	1,05
5,57E+04	1,08	1,07
6,42E+04	1,09	1,09
7,24E+04	1,10	1,11
8,05E+04	1,12	1,13
8,83E+04	1,13	1,15
1,56E+05	1,28	1,30
2,06E+05	1,45	1,42
2,43E+05	1,65	1,63

Tableau 2-6 : Facteurs de corrections x en fonction de la concentration lue sur le CNC.

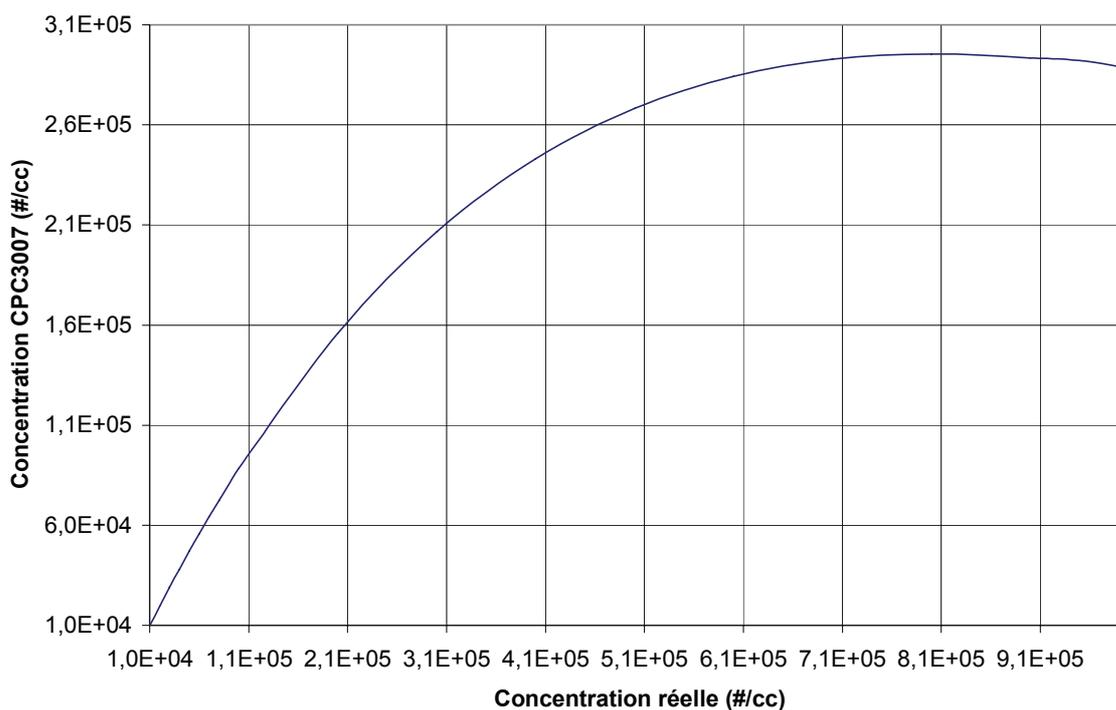
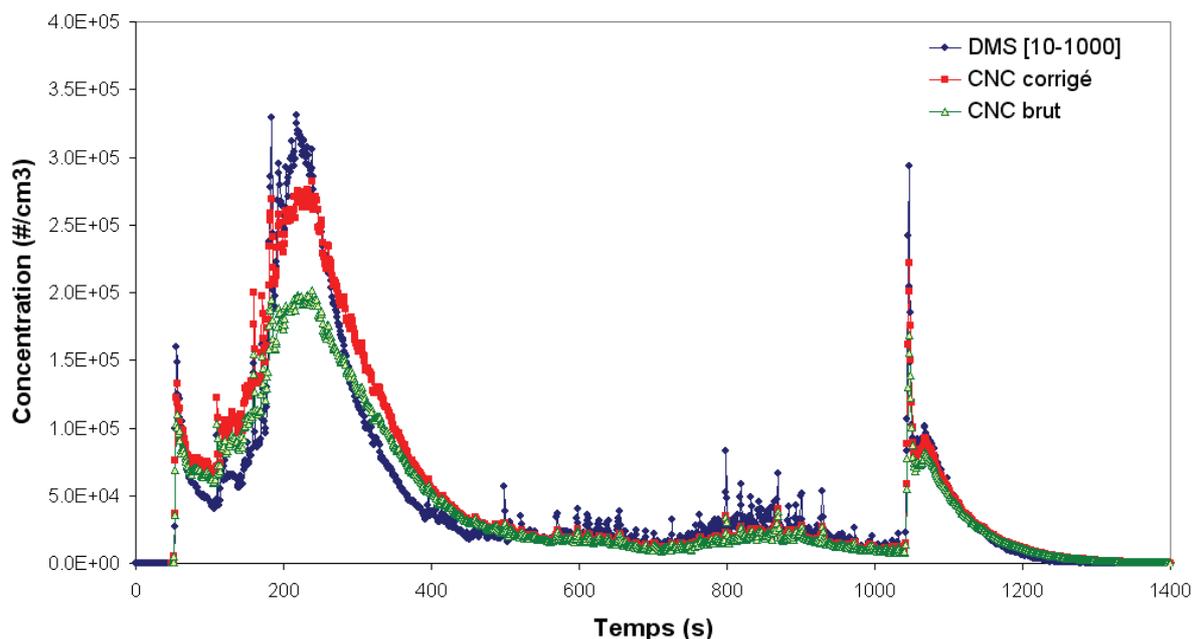


Figure 2-23 : Comparaison entre concentration réelle et concentration affichée par le CNC3007.

La correction de l'effet de coïncidence ne reste valable que pour des niveaux réels de concentration inférieurs à $6 \cdot 10^5$ particules par cm^3 . Au-delà de cette limite, la mesure n'est plus du tout exploitable. L'application de cette correction induit tout de même une incertitude de mesure plus importante.

2.6.4. Comparaison des concentrations mesurées avec le DMS500 et avec le CNC3007

Afin de valider l'utilisation du DMS500 pour les mesures de concentration des comparaisons ont été réalisées entre les concentrations mesurées avec le DMS500 et avec le CNC3007. Les deux mesures ont été comparées pour l'essai 1 concernant la bougie blanche qui présente l'avantage d'avoir une granulométrie évolutive au cours du temps. En effet, dans la première partie du test (les 6 premières minutes) le mode principal de l'aérosol émis est $d_{me} = (7 \pm 1.)$ nm avec un écart type géométrique $\sigma_g = (1,4 \pm 0,1)$ tandis que dans la deuxième partie le mode des particules fines s'atténue au profit d'un deuxième mode à $(170 \pm 20.)$ nm avec un écart type géométrique $\sigma_g = (1,6 \pm 0,4)$). Une comparaison des concentrations brutes mesurées sans aucune correction montre sur certaines périodes des écarts relatifs supérieurs à 300% alors que sur d'autres plages horaires les concentrations mesurées présentent un écart relatif moyen inférieur à 50 %. Ces écarts sont principalement dus à la différence de plage de diamètre prise en compte dans le calcul de la concentration totale. Lorsque la concentration mesurée à l'aide du DMS500 est calculée sur un domaine comparable à celle du CNC les écarts se réduisent considérablement et l'écart relatif moyen $(C_{CNC} - C_{DMS})/C_{CNC}$ tombe à 43% (Figure 2-24). Lorsque la correction de coïncidence est appliquée aux concentrations mesurées avec le CNC3007 les écarts constatés se réduisent encore. Dans la suite de l'étude les mesures de concentrations réalisées avec le DMS500 sont systématiquement comparées aux mesures du CNC3007 afin de détecter d'éventuels problèmes de fonctionnement.



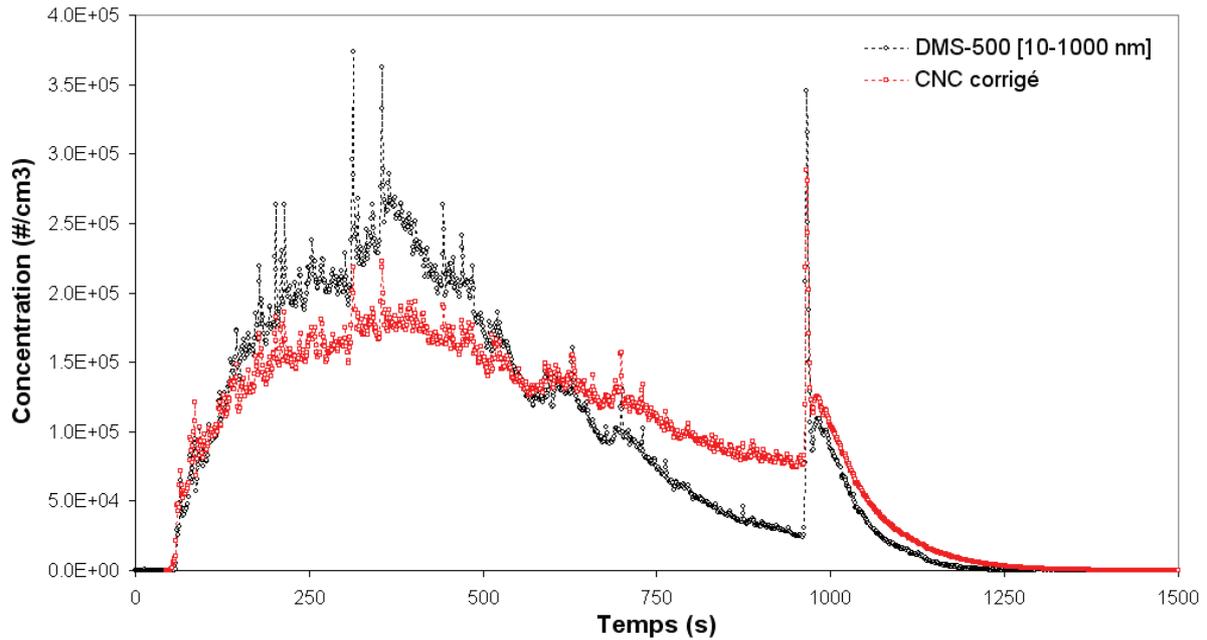


Figure 2-24 : Comparaison des concentrations mesurées avec le DMS500 et avec le CNC3007 (Bougie blanche, essai 1 et bougie parfumée, essai 1).

2.6.5. Mesures avec le compteur optique Dust monitor 1.108 (GRIMM)

Les mesures de concentration pour les particules les plus grosses sont réalisées à l'aide d'un compteur optique. La plage de granulométrie mesurée est comprise entre 0,3 et 20 μm en diamètre optique. La comparaison des concentrations mesurées sur la plage commune au DMS500, à l'ELPI et au Dust Monitor 1.108 est souvent impossible car les concentrations mesurées dans le domaine de diamètre compris entre 0,3 μm et 1 μm sont souvent dans la limite de détection du DMS500 et de l'ELPI. De plus les bornes en diamètre optique, diamètre aérodynamique et en diamètre de mobilité électrique équivalente peuvent être différentes si les particules ne sont pas sphériques et si l'indice de la particule ne correspond pas à l'indice des particules utilisées pour l'étalonnage du Dust Monitor 1.108.

Le diamètre optique équivalent est défini comme le diamètre d'une particule PSL (polystyrene latex) qui diffracte la même quantité de lumière que la particule mesurée. Si l'indice de réfraction est inférieur à celui de la particule PSL (1,59), le diamètre optique équivalent est alors plus petit que le diamètre vrai de la particule.

Aucune correction des effets de coïncidence n'a été apportée aux données.

3. Résultats des mesures de dénombrement

Pour l'ensemble des essais, le bruit de fond initial de l'enceinte a été enregistré. Et même si ce bruit était relativement faible, soit du même ordre que le bruit inhérent à l'instrument ou uniquement décelable par le compteur optique présentant la meilleure sensibilité, le bruit de fond moyen a été soustrait de la mesure. L'impact était faible mais pas forcément négligeable pour les plus grosses tailles de particules.

Les résultats sont présentés pour une densité standard de $1 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$. Aucun ajustement lié au facteur de forme n'a été apporté. Les seules corrections apportées sont la soustraction du bruit de fond moyen mentionnée plus haut, la prise en compte de l'efficacité de prélèvement et la correction des effets de coïncidence lorsqu'elle est possible pour le compteur à noyaux de condensation.

Dans les résultats qui vont suivre, la durée d'enregistrement du bruit de fond a été fixé à 50 secondes sur tous les graphiques pour des raisons d'homogénéisation de l'affichage. Autrement dit, pour l'ensemble des résultats présentés, la mise en route de la source a été réalisée après cette durée de 50 secondes et correspond au t_0 . Les différents événements d'une source sont déterminés à partir du t_0 .

Compte tenu de la disponibilité des appareils, il n'a pas été possible de les rassembler systématiquement pour un essai. Ce qui a conduit à répéter les essais dans la mesure du possible de façon à avoir l'ensemble des enregistrements pour une source donnée. Notamment, l'ELPI et le DMS-500 n'ont pu être utilisés en parallèle que sur certaines sources.

Les distributions en taille des particules mesurées par l'ELPI, le DMS-500 et le compteur optique DM1.108 sont représentées simultanément pour chaque source. Cette représentation permet d'élargir la distribution de l'aérosol à une gamme de diamètre couvrant les particules ultrafines ($> 5 \text{ nm}$) jusqu'aux grosses particules ($< 20 \text{ }\mu\text{m}$). Etant donné que chaque appareil se base sur un principe de mesure différent, donc sur un diamètre équivalent différent (aérodynamique, mobilité électrique et optique), la comparaison des distributions est toute relative. Pour chaque source, la densité de l'aérosol, le facteur de forme et l'indice de réfraction peuvent s'écarter des valeurs standard (densité de 1) ou de référence (indice de réfraction des particules d'étalonnage). Pour une comparaison adéquate des données, ces différents paramètres doivent être déterminés et ajustés. Cela n'a pas été possible dans le temps imparti pour l'étude. Cet ajustement fera l'objet d'exploitation ultérieure des données. La distribution fournie par le spectromètre de mobilité électrique est prise comme référence. Les distributions fournies par l'impacteur électrique et le compteur optique sont sujettes à ajustement et doivent donc être traitées avec précaution.

3.1. Fumée de cigarette

Un test avec fumée de cigarette a été réalisé pour permettre de situer les sources domestiques testées par rapport à cette source de particules bien connue, contribuant majeur de la pollution particulaire intérieure, représentée par la fumée de tabac. Le DMS-500 n'était malheureusement pas disponible au moment du test. Ainsi, seules les mesures réalisées avec le CNC3007, l'ELPI et le Dust Monitor 1.108 sont disponibles pour cette source.

La combustion d'une seule cigarette avec filtre a été réalisée dans l'enceinte expérimentale. Après avoir activé le briquet pendant 5 secondes, la cigarette est allumée. L'oxygène nécessaire à son allumage est obtenue en inspirant l'air au travers d'un tuyau en silicone relié au filtre de la cigarette. La cigarette est ensuite disposée dans un cendrier où elle se consume progressivement pendant 13 minutes et 40 secondes avant d'être éteinte. La perte de matière obtenue par différence de pesée est de 0,5 grammes.

3.1.1. Mesures avec le compteur CNC3007

L'émission de particules présente un pic lors de l'inspiration et se stabilise au bout de 10 minutes dès lors qu'elle est disposée dans le cendrier pour se consumer lentement (Figure 3-1).

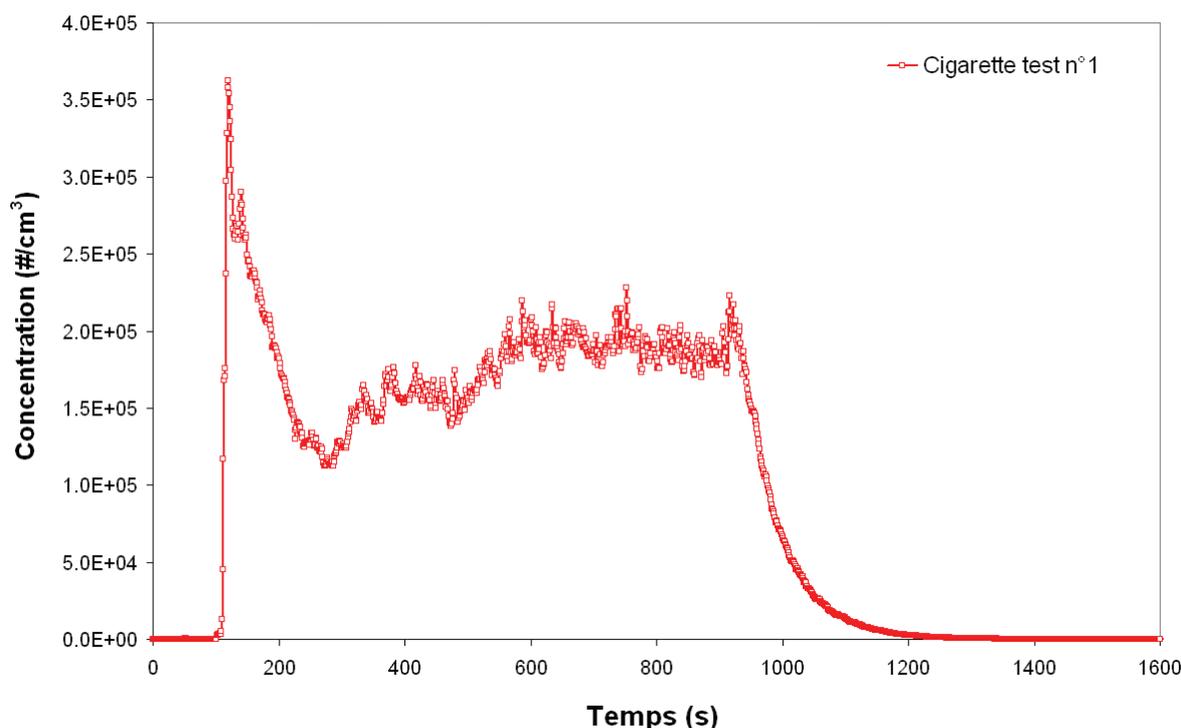


Figure 3-1 : Concentration des particules émises lors de la combustion de la cigarette (CNC 3007 corrigé des effets de coïncidence).

3.1.2. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI

Le pic observé avec le CNC lors de l'inspiration d'air au travers de la cigarette est moins marqué sur l'ELPI du fait de la non prise en compte des particules < 28 nm (Figure 3-2). L'inspiration active la combustion ce qui conduit à la formation de particules plus fines mesurables avec le CNC mais pas avec l'ELPI dans notre configuration.

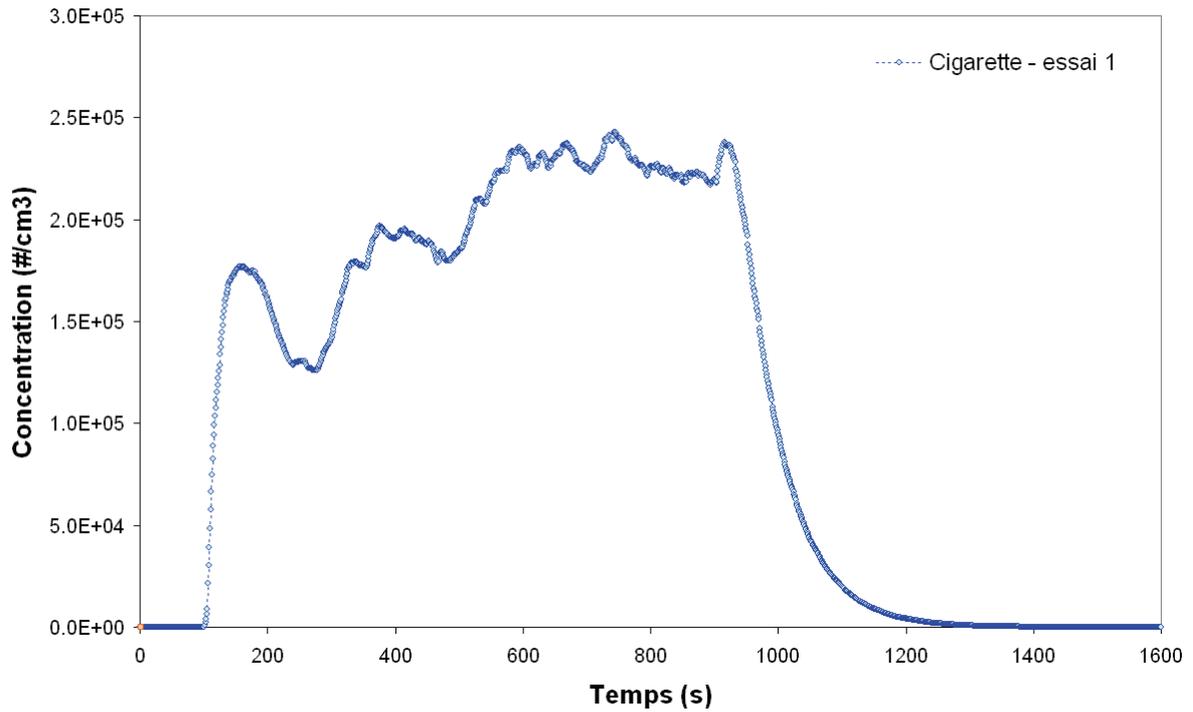


Figure 3-2 : Concentration des particules émises lors de la combustion de la cigarette (ELPI).

Les différences observées entre la mesure du CNC et de l'ELPI sont illustrées à la Figure 3-3. En dehors du premier pic, les concentrations mesurées sont en accord entre les deux instruments en prenant en compte la correction des effets de coïncidence du CNC. Ce qui implique que la distribution en taille des particules émises est bien couverte par les deux instruments. L'ELPI permet d'obtenir l'évolution de la distribution en taille de particules émises au cours de la combustion de la cigarette (Figure 3-4 et Figure 3-5). La distribution est relativement constante (CMD et GMD autour de 53 et 56 nm respectivement) et peu étendue ($\sigma_g = 1,32$ nm) (Tableau 3-1).

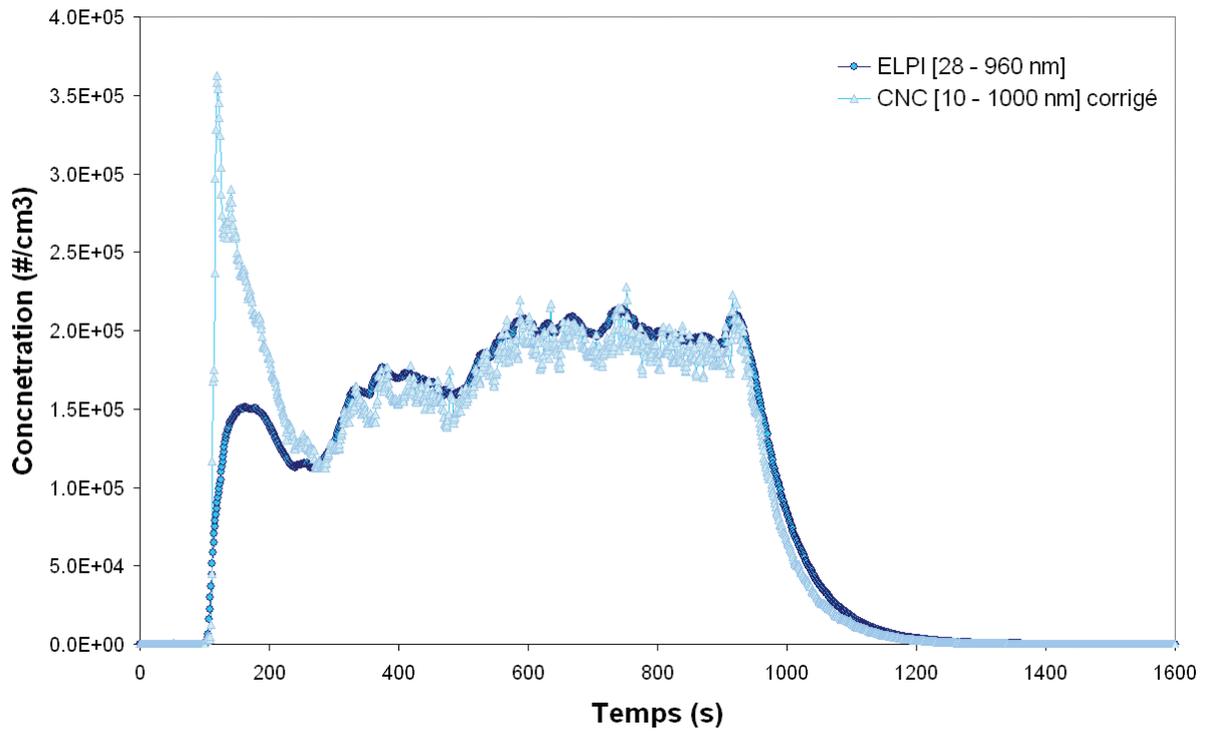


Figure 3-3 : Comparaison des valeurs mesurées avec le CNC3007 corrigé et l'ELPI (d_p compris entre 28 et 960 nm).

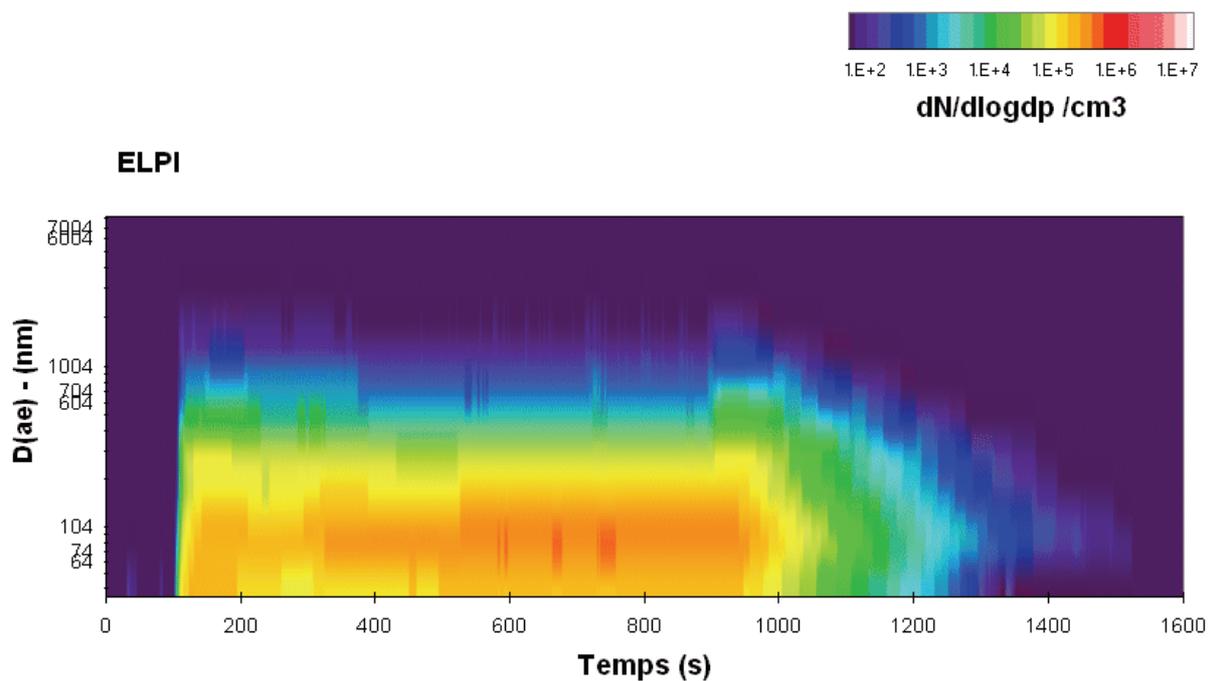


Figure 3-4 : Granulométrie des particules émises lors de la combustion de la cigarette (ELPI). $D(ae)$: diamètre aérodynamique.

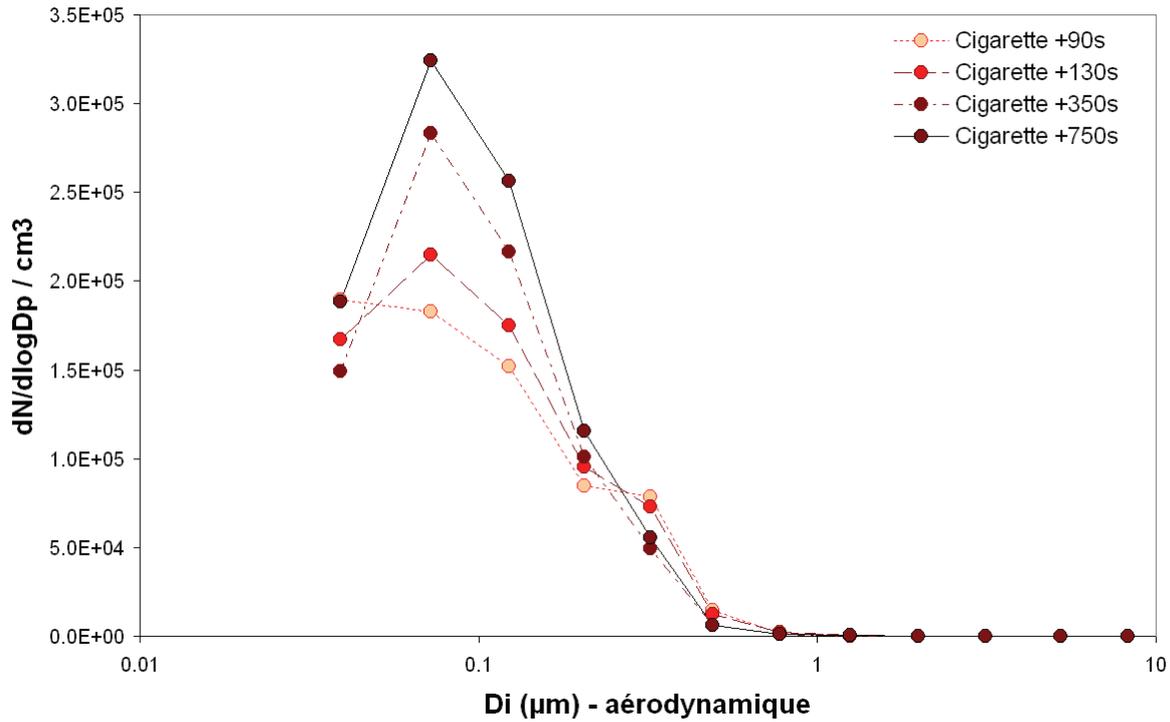


Figure 3-5 : Distribution de la taille des particules lors de la combustion d'une cigarette (ELPI).

	(39 à 8000 nm)			
	N/cc	GMD(nm)	CMD(nm)	σ_g (nm)
Combustion cigarette	5.84E+04	55.97	53.27	1.32

Tableau 3-1 : Concentration totale, GMD, CMD et σ_g moyens pour la cigarette (données ELPI).

3.1.3. Mesures avec le compteur optique DM1.108

La mesure réalisée au compteur optique permet de mettre en avant l'émission des particules fines et grosses le plus souvent noyées dans le nombre de particules ultrafines émises. Deux pics d'émission se distinguent à l'allumage de la cigarette (par inspiration) et à l'extinction de la cigarette (Figure 3-6). Le nombre de particules fines émises est alors jusqu'à 4 fois plus important par rapport à la combustion lente de la cigarette sur le cendrier, bien que le nombre de particules ultrafines lui ne varie pas au moment de l'extinction.

La distribution des particules fines et grosses obtenue avec le compteur optique comparée à la distribution obtenue avec l'ELPI montre une bonne adéquation des résultats jusqu'à une taille de 1 μm . Il faut toutefois prêter attention au fait que les deux instruments caractérisent les particules selon des diamètres différents, optique et aérodynamique. Et par conséquent, ils ne sont pas directement transposables de l'un à l'autre. Les écarts entre les deux distributions s'accroissent fortement à partir d'un diamètre de 1 μm . Une des raisons possible réside dans le fait que les valeurs faibles mesurées avec l'ELPI sont très proches du bruit de l'appareil. Mais les valeurs observées avant l'activation de la source restent significativement autour de 0. La mesure de l'ELPI n'est vraisemblablement pas significative pour une concentration totale de particules $< 100 \text{ \#}\cdot\text{cm}^{-3}$.

Une autre hypothèse est liée à la perte par diffusion des particules ultrafines au niveau des étages supérieurs de l'ELPI, induisant un signal électrique perturbant la mesure (augmentation du bruit de fond) et du même coup une sous-estimation de la concentration de particules ultrafines au niveau des étages inférieurs. Ce phénomène est en partie pris en considération à la fois par le piégeage en amont des particules ayant un diamètre inférieur au seuil de coupure du dernier étage (< 28 nm) et par l'application d'un algorithme de correction a posteriori (au niveau de la macro utilisée pour faire les calculs, Moisio et al., 1999).

Ce comportement de l'ELPI pour les particules > 1 µm est observé sur la quasi-totalité des sources testées.

Dans ce domaine de taille (> 1000 nm), le compteur optique paraît plus fiable en terme de détection analytique avec une résolution minimale de $10^{-2} \text{ \#}\cdot\text{cm}^{-3}$.

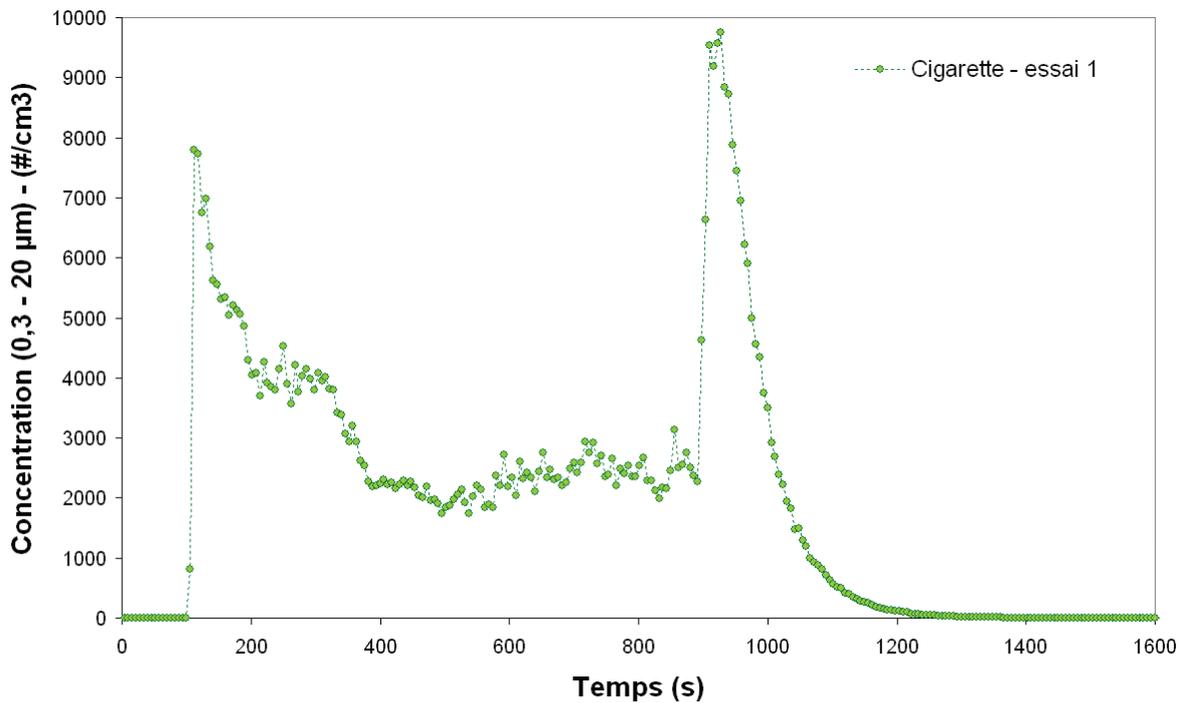


Figure 3-6 : Concentration totale de particules émises lors de la combustion d'une cigarette mesurée avec le compteur optique DM1.108.

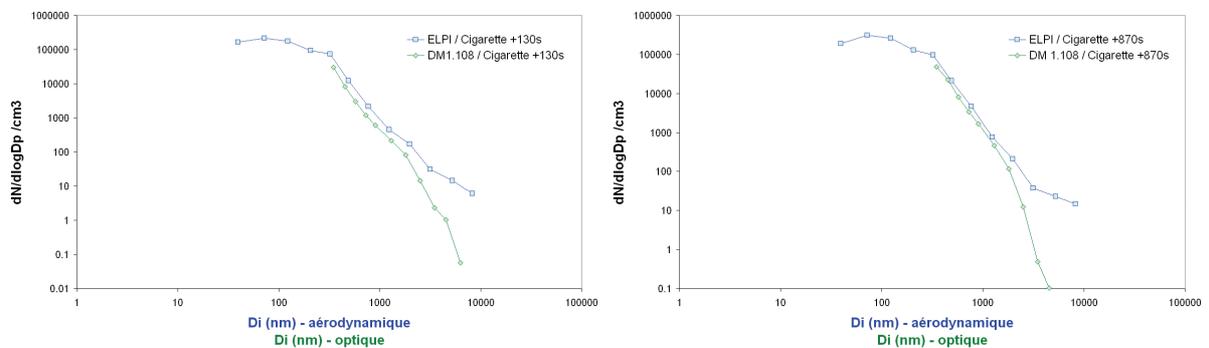


Figure 3-7 : Comparaison de la distribution en taille obtenue avec l'ELPI et le DM1.108 après 130 et 870 s de combustion de la cigarette.

3.2. Bougie blanche

Les bougies testées sont des batonnets de pure paraffine d'environ 2 cm de diamètre et 45 grammes fabriquées en chine. Cinq tests ont été réalisés. Une seule bougie est étudiée par essai. La bougie est disposée dans un portoir en verre. Un briquet de cuisine est activé pendant 3 secondes avant d'allumer la mèche de la bougie. La bougie se consume pendant 15 minutes avant de l'éteindre en appliquant un mouvement d'air brusque qui souffle la flamme. Cette technique n'a pas immédiatement fonctionné lors du premier essai, expliquant le retard à l'extinction de la flamme. Les 4 premiers essais ont été réalisés avec la même bougie. Le cinquième utilise une bougie neuve. Une pesée des différents éléments avant et après l'essai permet d'obtenir une évaluation de la masse convertie lors de l'essai.



	Masse brûlée (g)	Durée briquet (s)	Température enceinte (°C)
Test 1	1.9	3	16.7
Test 2	1.6	3	16.7
Test 3	1.1	3	13.5
Test 4	0.9	3	13.5
Test 5	1.2	9	16.1

La masse brûlée tend à décroître à chaque essai sur la même bougie.

3.2.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation

L'évolution des concentrations corrigées des effets de coïncidence varie fortement selon les essais à la fois durant la phase de combustion de la bougie que la phase d'extinction (Figure 3-8). Il faut noter que les quatre premiers essais sont réalisés à l'aide de la même bougie qui est éteinte à la fin de chaque essai et rallumée au début de l'essai suivant. Le dernier essai a été réalisé avec une bougie neuve.

L'essai 3 présente deux phases successives d'émission de particules quasi identiques pendant la combustion de la bougie. Cette deuxième émission est liée au rallumage de la bougie pendant la combustion alors que la flamme menaçait de s'éteindre. Au regard des mesures réalisées par l'ELPI, cette deuxième émission n'est pas apparente. Ce qui implique que les particules émises sont très certainement < 28 nm, diamètre de coupure du dernier étage d'impaction de l'ELPI, ce qui est conforme à la taille des particules émises par la flamme du briquet < 10 nm.

Le pic observé lors de l'extinction est caractérisé par une première augmentation importante de particules liée directement au filet de fumée (jet initial) qui chute rapidement après quelques secondes pour réaugmenter à nouveau du fait de la diffusion rapide des particules dans le volume de l'enceinte. Ce comportement va se retrouver pour l'ensemble des sources testées présentant un jet fugace de particules (notamment les sprays).

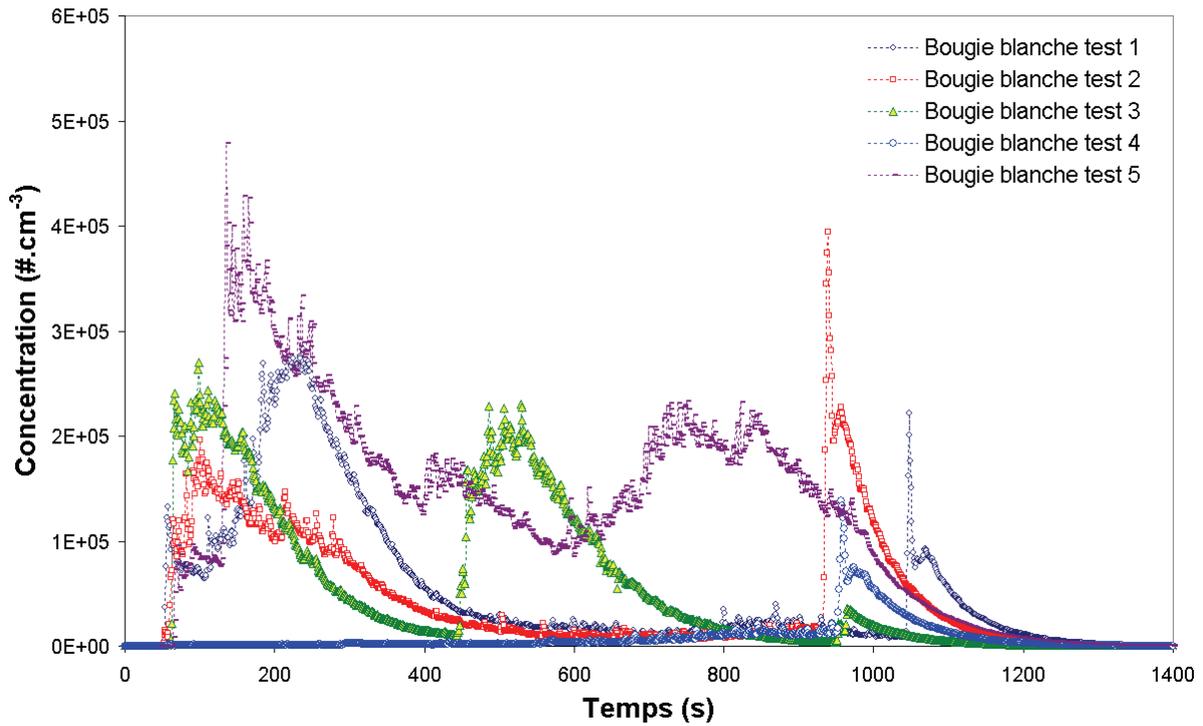


Figure 3-8 : Concentration mesurées avec le CNC lors de la combustion et l'extinction de la bougie blanche.

3.2.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500

Les mesures de concentration et de granulométrie avec le DMS500 ont été réalisées sur les essais 1 et 2 (Figure 3-8). Comme pour les mesures avec le CNC, les 10 premières minutes sont marquées par une émission de particules ultrafines variable et un pic d'émission à l'extinction de la bougie.

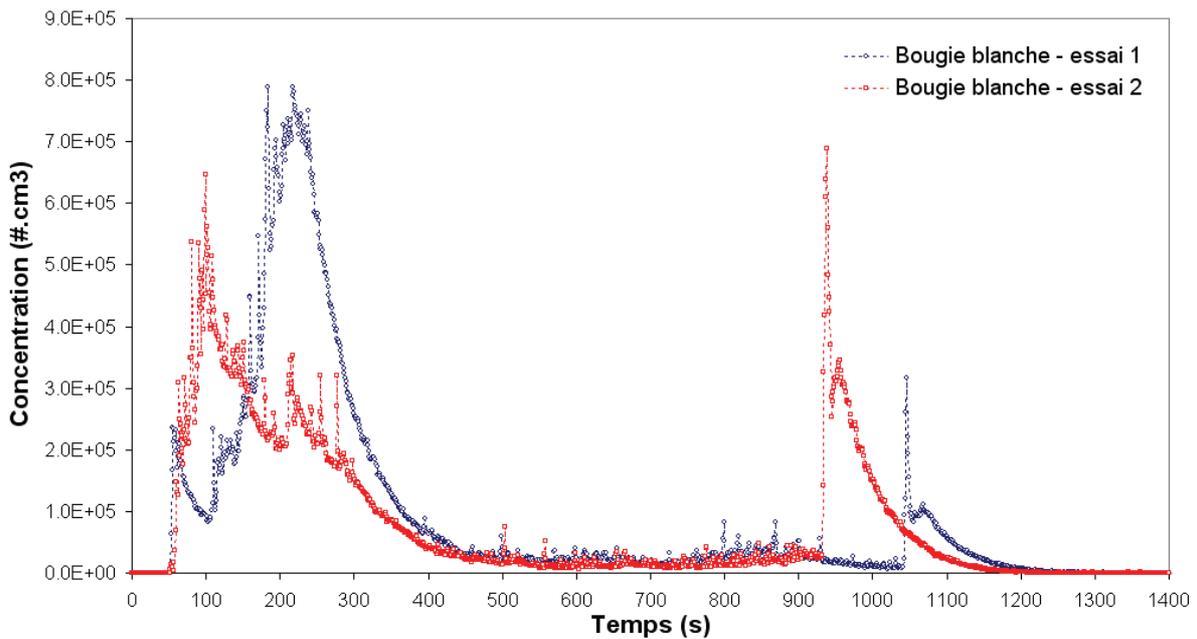


Figure 3-9 : Concentration totales mesurées avec le DMS500. (Bougie blanche, essai 1).

La granulométrie mesurée avec le DMS500 permet d'identifier très distinctement trois phases (Figure 3-10, Figure 3-11) :

- 1^{ère} phase : juste après l'allumage du briquet et l'allumage de la bougie (jusqu'à 7 minutes après l'allumage du briquet).
- 2^{ème} phase : entre 7 minutes après l'allumage du briquet et l'extinction de la bougie
- 3^{ème} phase : après l'extinction de la bougie.

Dans la première phase on observe un mode prépondérant de particules ultrafines aux alentours de 7 nm et l'apparition progressive d'un deuxième mode proche de 170 nm.

Dans la deuxième phase le mode des particules ultrafines disparaît presque totalement tandis que le deuxième mode s'amplifie. Puis dans la dernière phase, deux modes apparaissent simultanément autour de 15 nm et 130 nm. Les résultats obtenus sont synthétisés dans le tableaux 4-1.

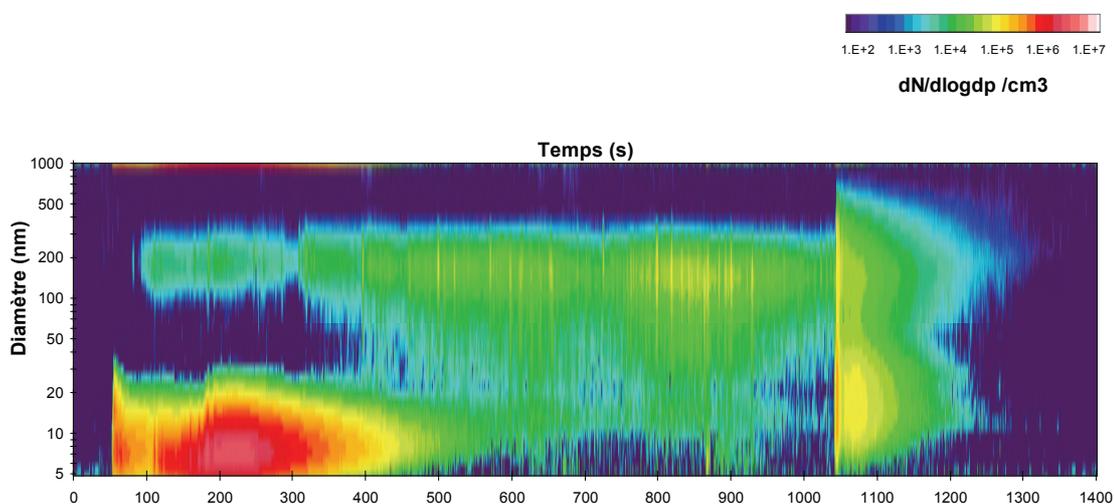


Figure 3-10 : Granulométrie mesurée au DMS. (Bougie blanche, essai 1).

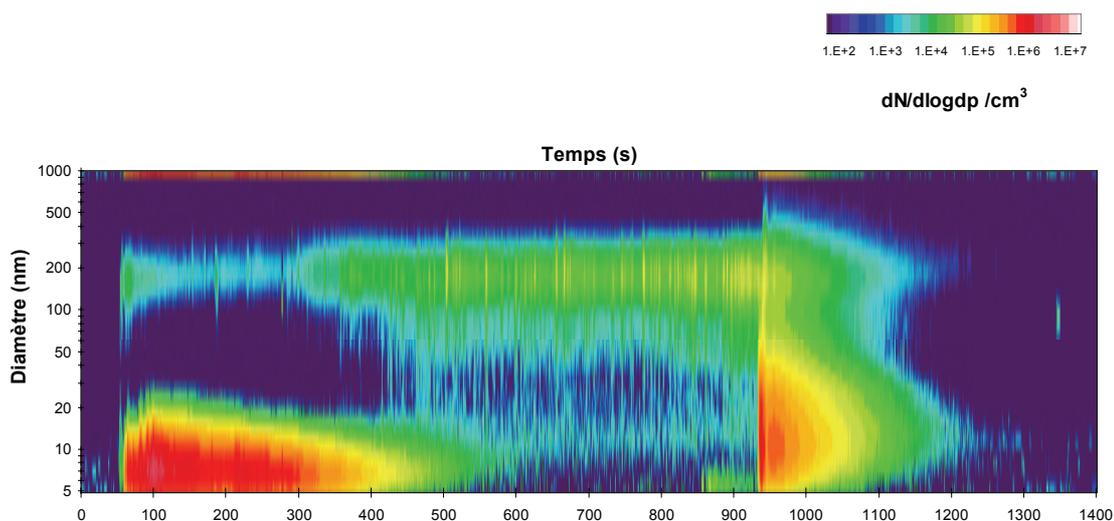


Figure 3-11 : Granulométrie mesurée au DMS. (Bougie blanche, essai 2).

L'émission la plus importante de particules est liée à la phase de combustion initiale avec un mode à 8 nm.

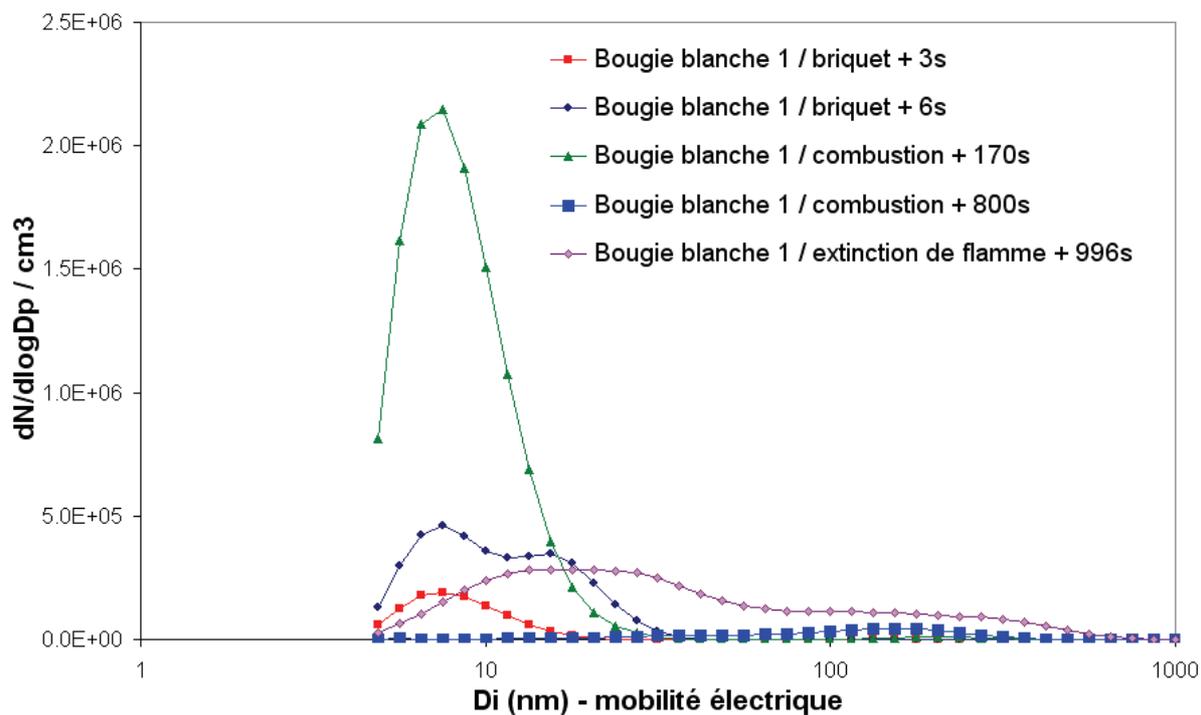


Figure 3-12 : Distributions caractéristiques des particules émises par la bougie blanche (essai 1).

	Essai 1							
	(5 - 50 nm)				(50 - 1000 nm)			
	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)
1 ^{ère} phase : combustion initiale	2.43E+05	8.42	1.39	8.04	4.55E+03	171.72	1.55	181.79
2 ^{ème} phase : combustion	7.32E+03	18.16	1.90	17.77	1.57E+04	137.59	1.62	143.80
3 ^{ème} phase : extinction	(5 - 80 nm)				(80 - 1000 nm)			
	3.78E+04	20.32	1.90	19.54	1.47E+04	185.24	1.67	176.82
	Essai 2							
	(5 - 50 nm)				(50 - 1000 nm)			
	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)
1 ^{ère} phase : combustion initiale	1.70E+05	7.99	1.35	7.66	3.05E+03	172.78	1.51	182.15
2 ^{ème} phase : combustion	3.62E+03	13.51	2.01	12.04	1.38E+04	164.75	1.58	176.04
3 ^{ème} phase : extinction	(5 - 80 nm)				(80 - 1000 nm)			
	9.37E+04	14.94	1.86	13.90	8.64E+03	168.61	1.56	166.85

Tableau 3-2 : Concentration totale, GMD, CMD et σ_g moyens pour la bougie blanche (DMS-500).

3.2.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI

La concentration totale mesurée avec l'ELPI reste relativement stable durant la combustion avec un pic d'émission qui se démarque lors de l'extinction de la bougie (Figure 3-13). L'essai 4 se différencie des autres essais en termes de concentrations totales en particules émises lors de la combustion. Les granulométries des essais 3, 4 et 5 ne montrent qu'une partie de la distribution (Figure 3-14, Figure 3-15 et Figure 3-16). Du fait que l'instrument ne mesure qu'à partir de 28 nm. Le mode principal de particules associée à la combustion initiale de la bougie est donc peu représenté.

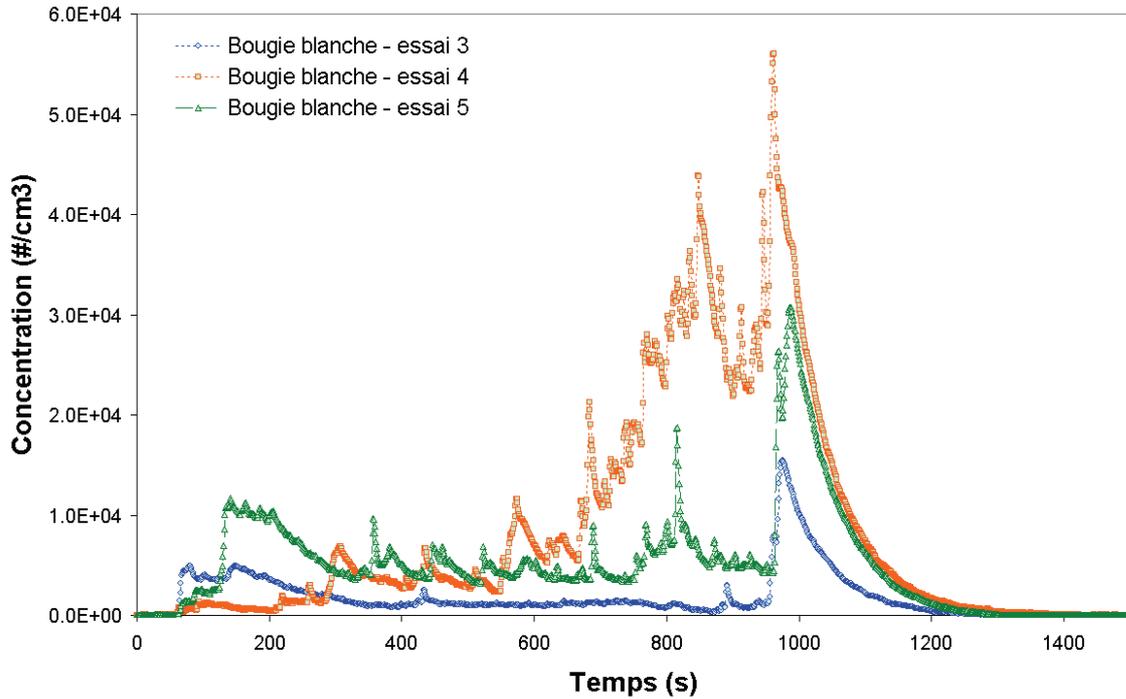


Figure 3-13 : Concentration totales mesurées avec l'ELPI. (Bougie blanche).

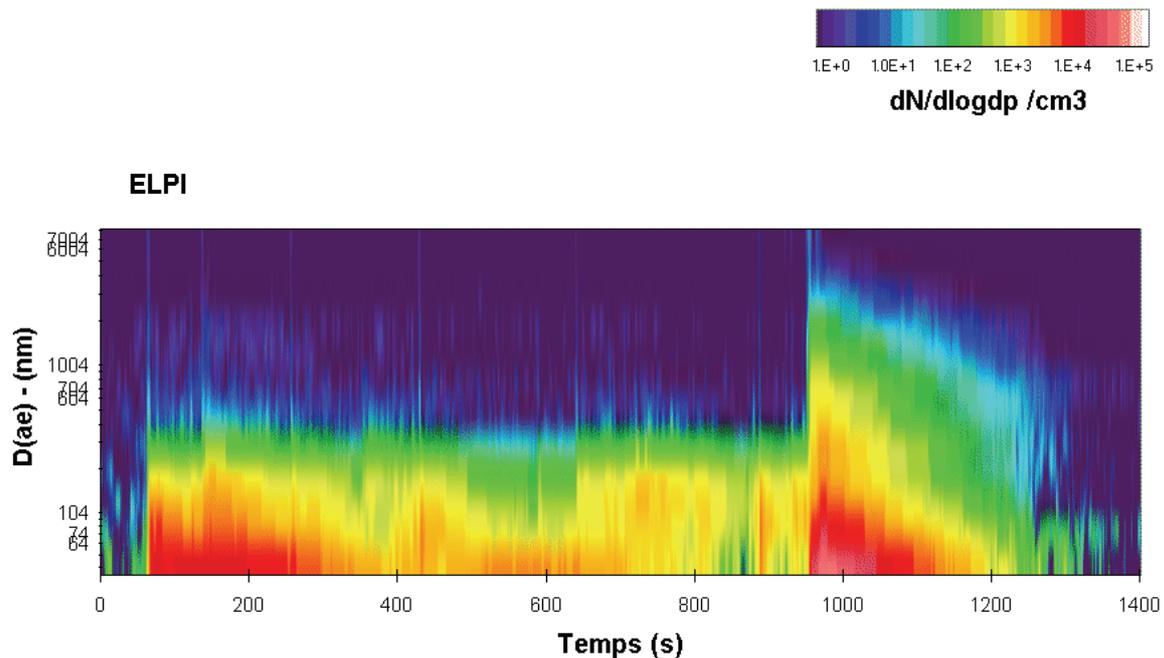


Figure 3-14 : Granulométrie mesurée avec l'ELPI (Bougie blanche, test 3).

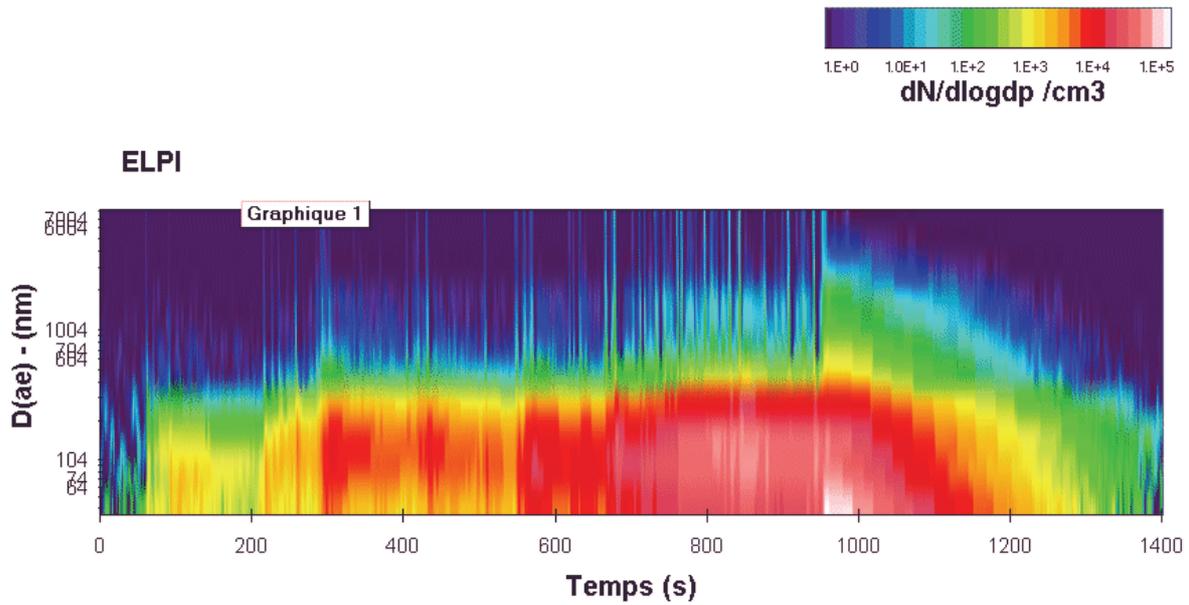


Figure 3-15 : Granulométrie mesurée avec l'ELPI (Bougie blanche, test 4).

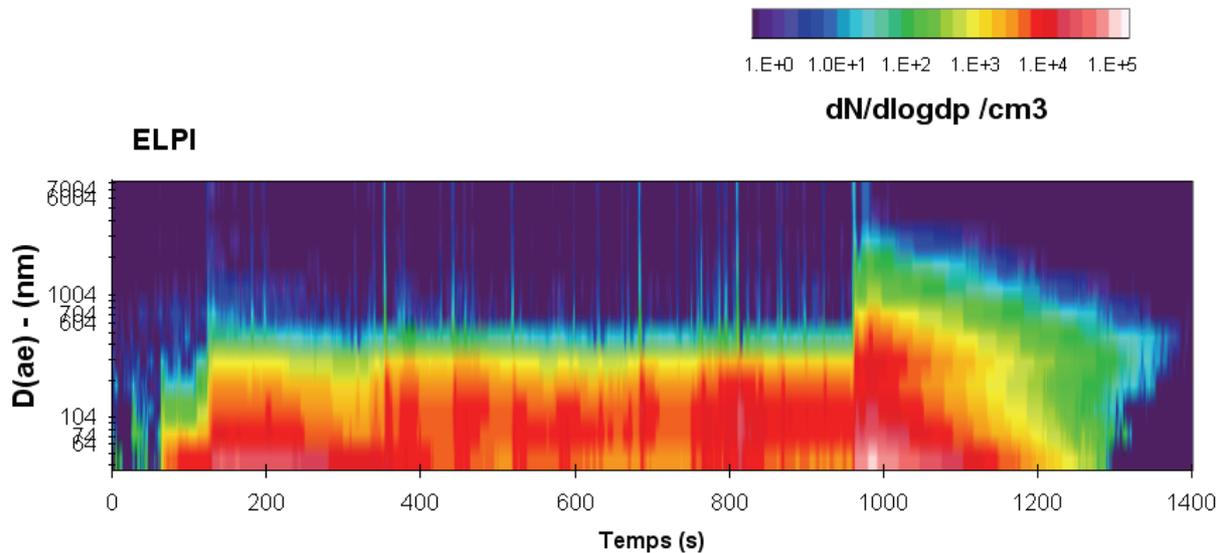


Figure 3-16 : Granulométrie mesurée avec l'ELPI (Bougie blanche, test 5).

3.2.4. Mesures avec le compteur optique Dust Monitor 1.108

La bougie émet très peu de particules supérieures à $0,3 \mu m$ avant sont extinction (en moyenne $20 \# \cdot cm^{-3}$). Au moment de l'extinction un pic est observé à $10^3 - 10^4 \# \cdot cm^{-3}$ (Figure 3-17). La distribution en taille lors de la combustion est dominée par les particules les plus fines ($0,3 \mu m$ optique) avec très peu de particules supérieures à $1 \mu m$ (Figure 3-18). Cette distribution complète bien les données de l'analyseur à mobilité électrique DMS500. Lors de l'extinction de la flamme, les niveaux de concentrations sont proches de ceux trouvés dans les tailles correspondantes par le DMS500 (essai 1) ou l'ELPI (essai 2). Le compteur optique permet par contre de mettre en évidence un autre mode de particules associée à l'extinction autour de 1300 nm . La concentration de particules associée est faible et ce mode est très peu marqué au niveau de l'ELPI.

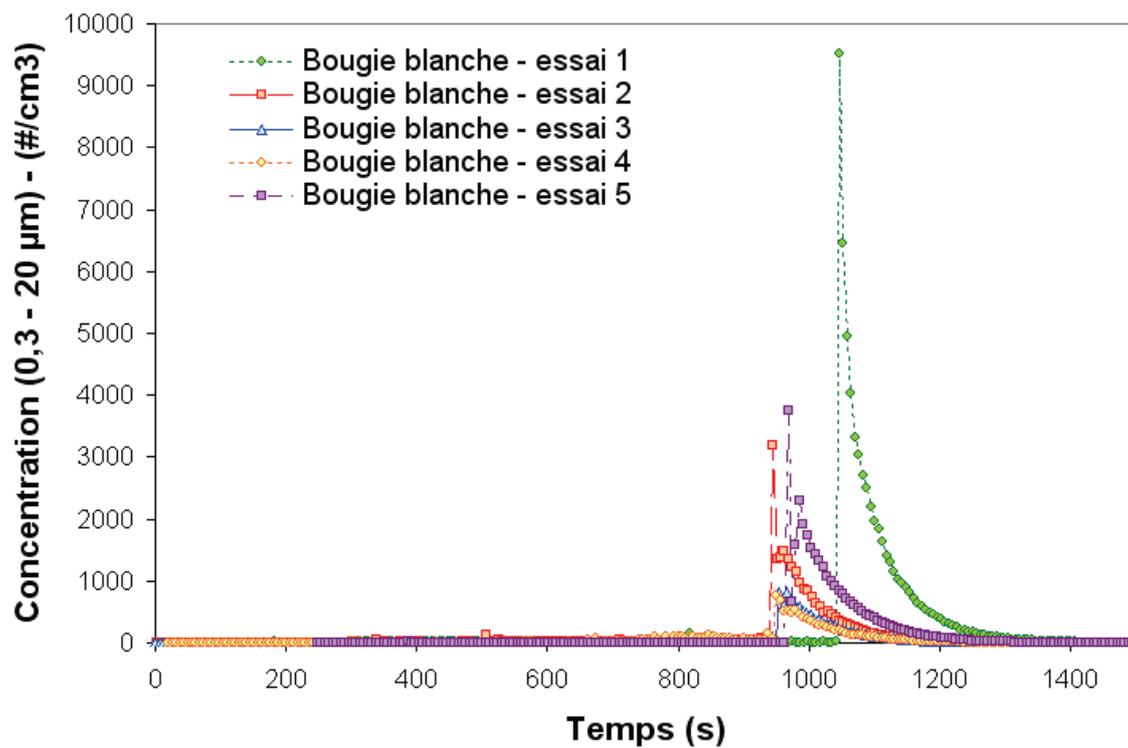


Figure 3-17 : Concentrations mesurées au DUST MONITOR 1.108 pour différentes plages de granulométrie (Bougie blanche).

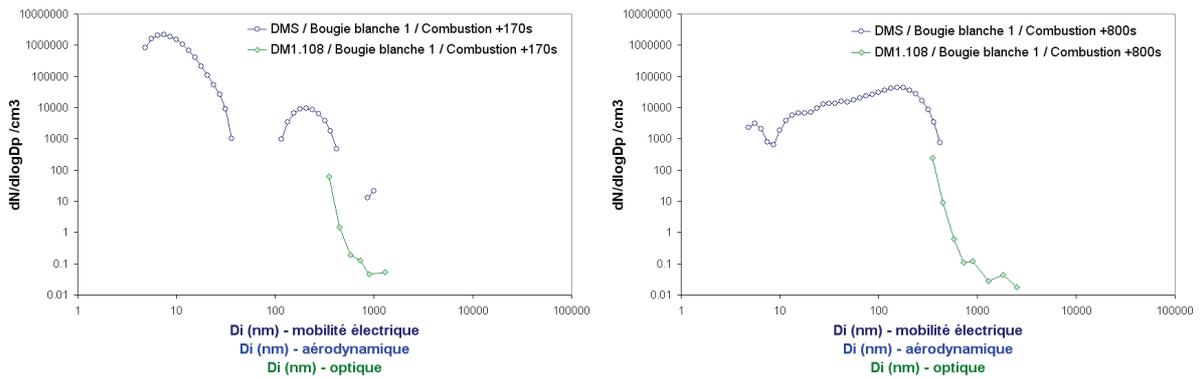


Figure 3-18 : Distribution en taille des particules émises en début de combustion de la bougie blanche (essai 1), mesurées par le DMS500 et le compteur optique DM1.108.

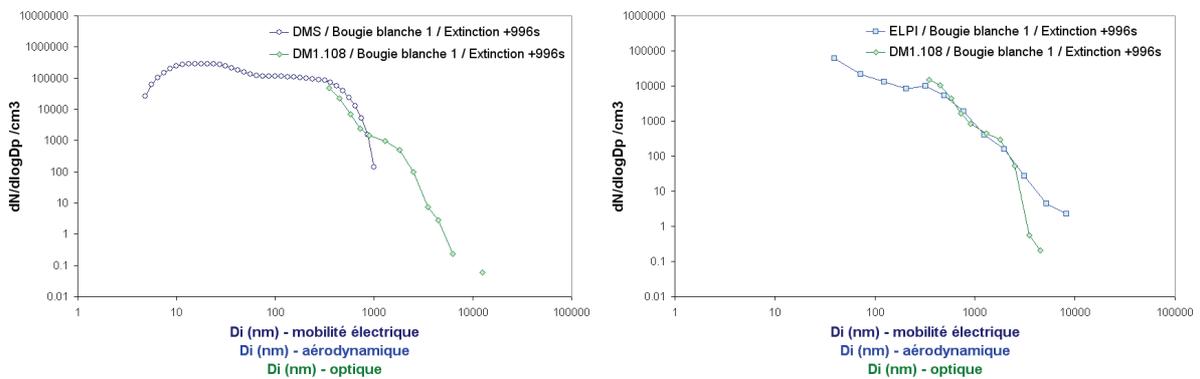


Figure 3-19 : Distribution en taille des particules émises lors de l'extinction de la bougie blanche, mesurées par le DMS500 et le compteur optique DM1.108 (essai 1) et l'ELPI et le compteur optique (essai 3).

3.3. Bougie parfumée

Les bougies testées sont des bougies parfumées "Mûres et épices" fabriquées au Pays Bas. La cire solide comprenant de 1 à 5% en poids de parfum est contenue dans un récipient en verre en forme de bol. Le tout pèse initialement 245 grammes. Cinq tests ont été réalisés. Une seule bougie est étudiée par essai. Un briquet de cuisine est activé pendant 3 secondes avant d'allumer la mèche de la bougie. La bougie se consume pendant 15 minutes avant de l'éteindre en appliquant un mouvement d'air brusque qui souffle la flamme. Les 5 essais ont été réalisés avec la même bougie. Une pesée avant et après l'essai permet d'obtenir une évaluation de la masse convertie lors de l'essai.



	Masse brûlée (g)	Durée briquet (s)	Température enceinte (°C)
Test 1	1.1	3	18.6
Test 2	1.1	3	18.6
Test 3	1.1	3	18.6
Test 4	1.5	8	16.1
Test 5	1.1	8	16.1

La masse brûlée est à peu près constante à chaque essai successif.

3.3.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation

Les concentrations ont été mesurées avec le CNC pour les 5 tests (Figure 3-20). Un pic d'émission de particules est observée dès les premières minutes de la combustion. Cette émission décroît plus la combustion avance. Lors de l'extinction, le pic d'émission de particules est peu ou très marqué selon les essais.

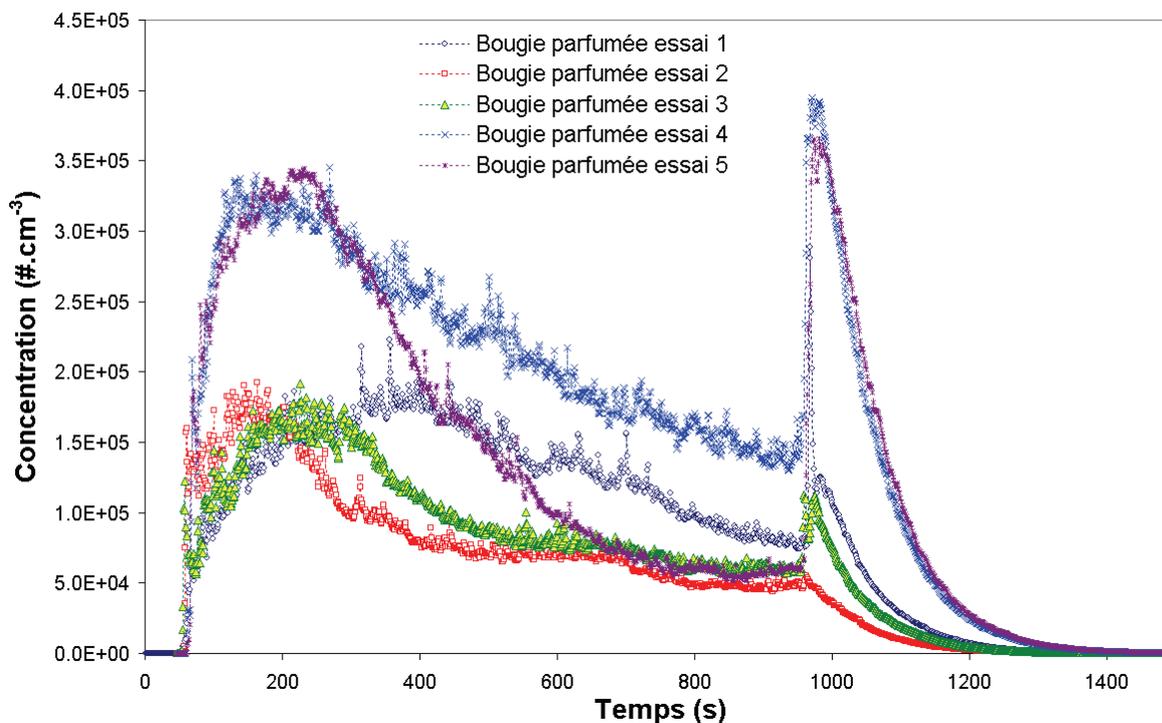


Figure 3-20 : Comparaison des concentrations corrigées observées avec le CNC (Bougie parfumée).

3.3.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500

Les mesures de concentration et de granulométrie avec le DMS500 ont été réalisées sur les 3 premiers essais. La Figure 3-21 montre la concentration totale mesurée avec le DMS500 (5 nm à 1000nm) pour les trois essais. Le premier essai émet plus de particules que les deux autres qui restent bien reproductibles entre eux.

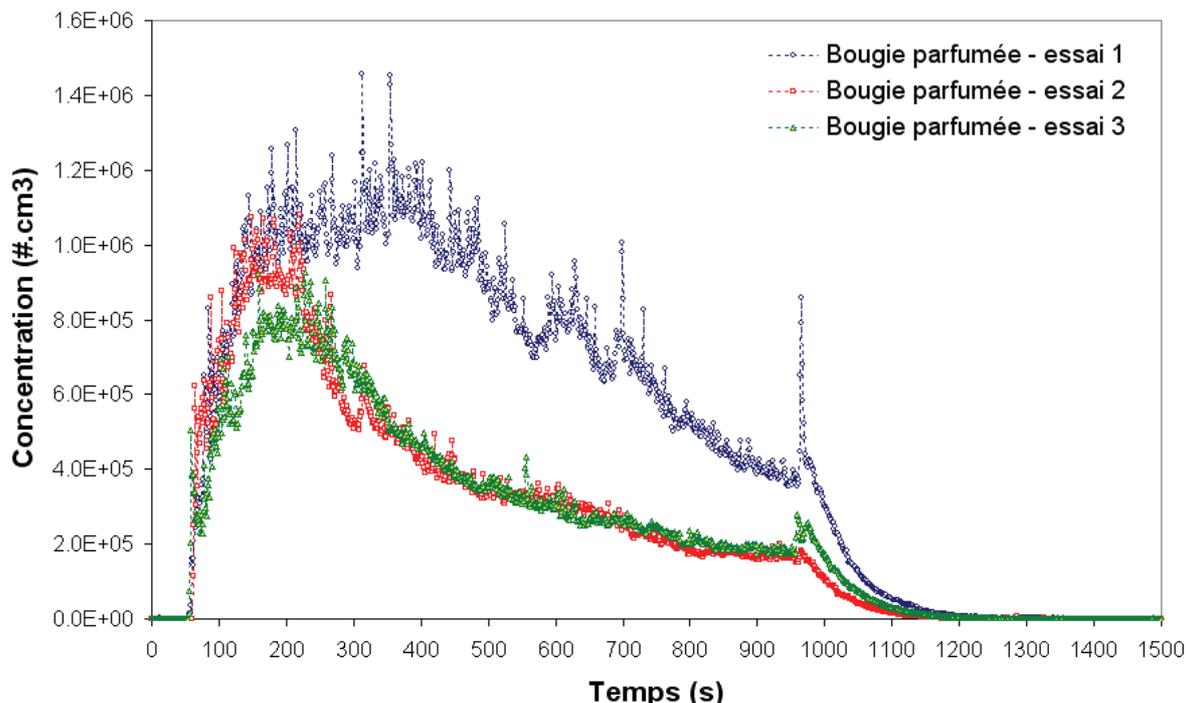


Figure 3-21 : Comparaison des concentrations totales mesurées avec le DMS 500 (bougie parfumée).

Les mesures de granulométrie avec le DMS500 montrent très clairement deux phases (Figure 3-22, Figure 3-23 et Figure 3-24) :

- 1^{ère} phase : entre l'allumage du briquet et l'extinction de la bougie.
- 2^{ème} phase : après l'extinction de la bougie.

Dans la première phase on observe un mode prépondérant de fines particules aux alentours de 8 nm. Dans la deuxième phase, trois modes apparaissent simultanément autour de 8, 25 et 280 nm. Les résultats obtenus sont synthétisés dans le tableau 4-3.

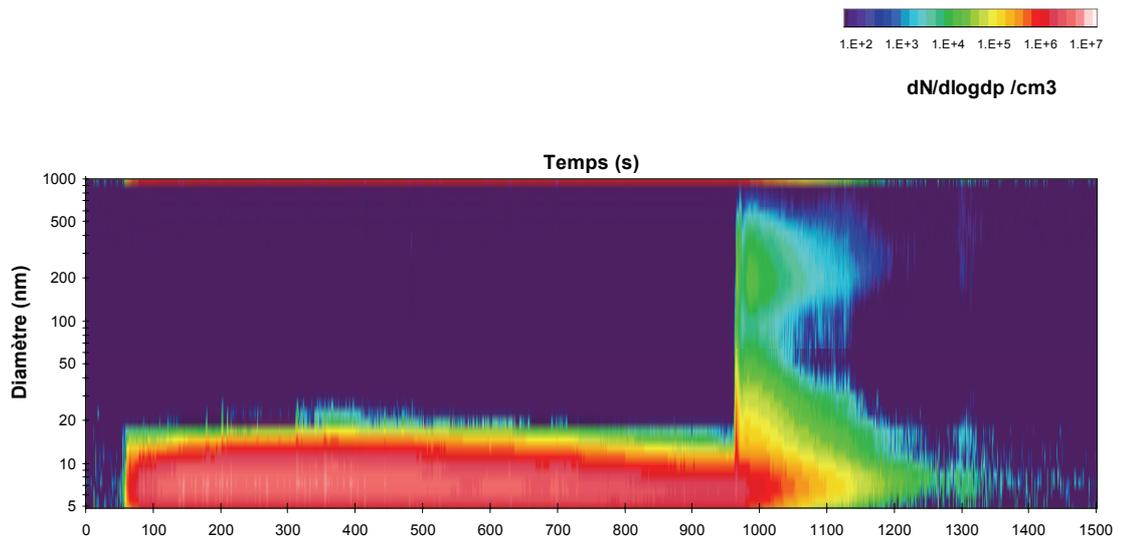


Figure 3-22 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Bougie parfumée, essai 1).

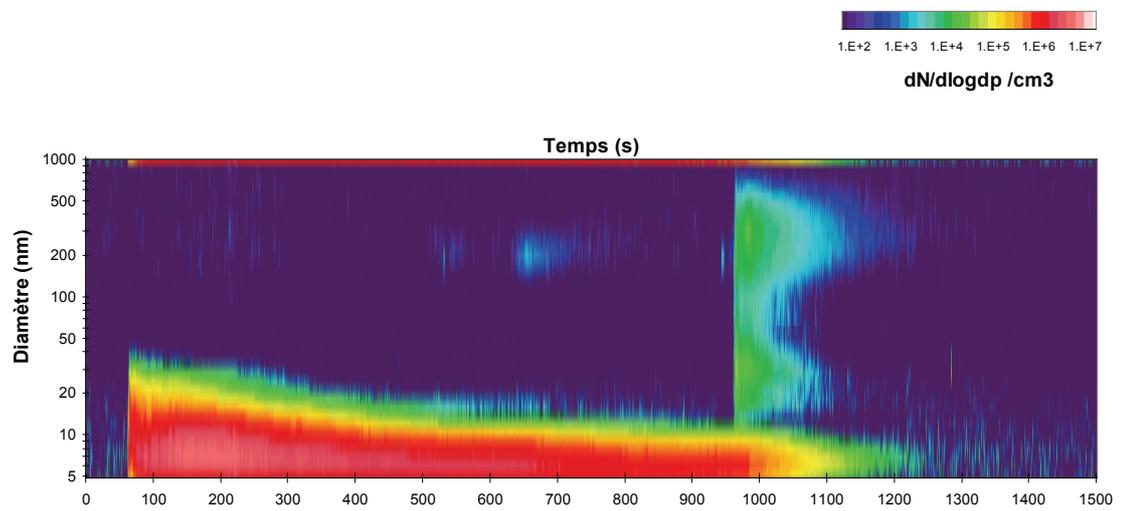


Figure 3-23 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Bougie parfumée, essai 2).

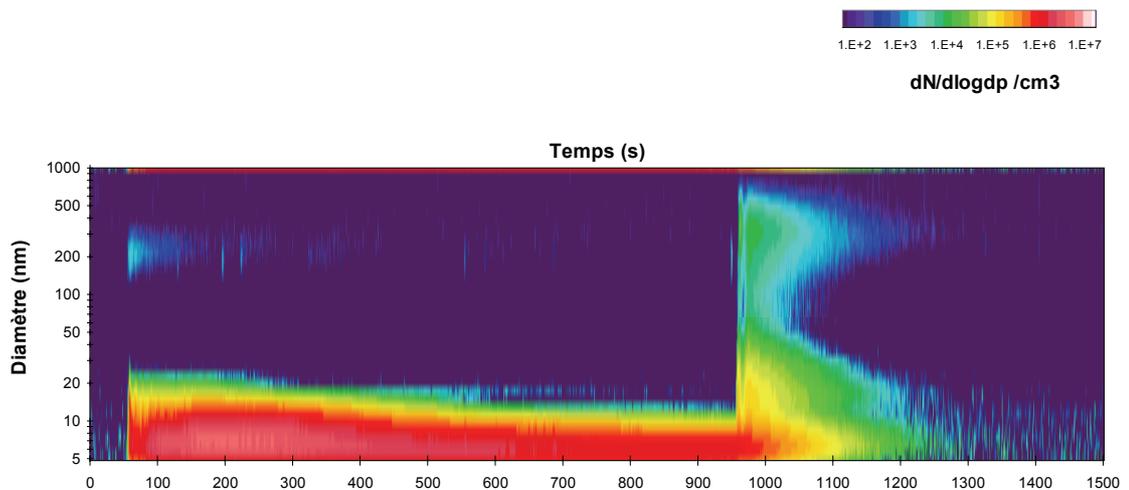


Figure 3-24 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Bougie parfumée, essai 3).

		Essai 1							
		(5 - 50 nm)				(50 - 1000 nm)			
		N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)
1 ^{ère} phase : combustion		8.15E+05	7.78	1.29	7.59	1.16E-01	542.13	1.38	492.85
2 ^{ème} phase : extinction		(5 - 15 nm)				(15 - 100 nm)			
		3.15E+05	7.60	1.30	7.33	4.37E+04	25.01	1.53	22.49
		(100- 1000 nm)							
		8.09E+03	241.79	1.62	235.37				
		Essai 2							
		(5 - 50 nm)				(50 - 1000 nm)			
		N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)
1 ^{ère} phase : combustion		4.29E+05	7.63	1.33	7.28	3.53E+01	264.08	1.46	243.93
2 ^{ème} phase : extinction		(5 - 15 nm)				(15 - 100 nm)			
		1.06E+05	6.71	1.21	6.53	8.11E+03	34.12	1.60	32.54
		(100- 1000 nm)							
		6.85E+03	271.30	1.64	276.20				
		Essai 3							
		(5 - 50 nm)				(50 - 1000 nm)			
		N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)
1 ^{ère} phase : combustion		4.13E+05	7.40	1.29	7.15	4.01E+01	257.15	1.35	249.42
2 ^{ème} phase : extinction		(5 - 15 nm)				(15 - 100 nm)			
		1.73E+05	7.35	1.30	7.00	3.54E+04	24.69	1.49	22.54
		(100- 1000 nm)							
		6.40E+03	278.05	1.66	291.57				

Tableau 3-3 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens sur la bougie parfumée.

Les particules issues du mode de nucléation homogène (7-8 nm) restent prépondérantes durant l'ensemble de l'essai (Figure 3-25).

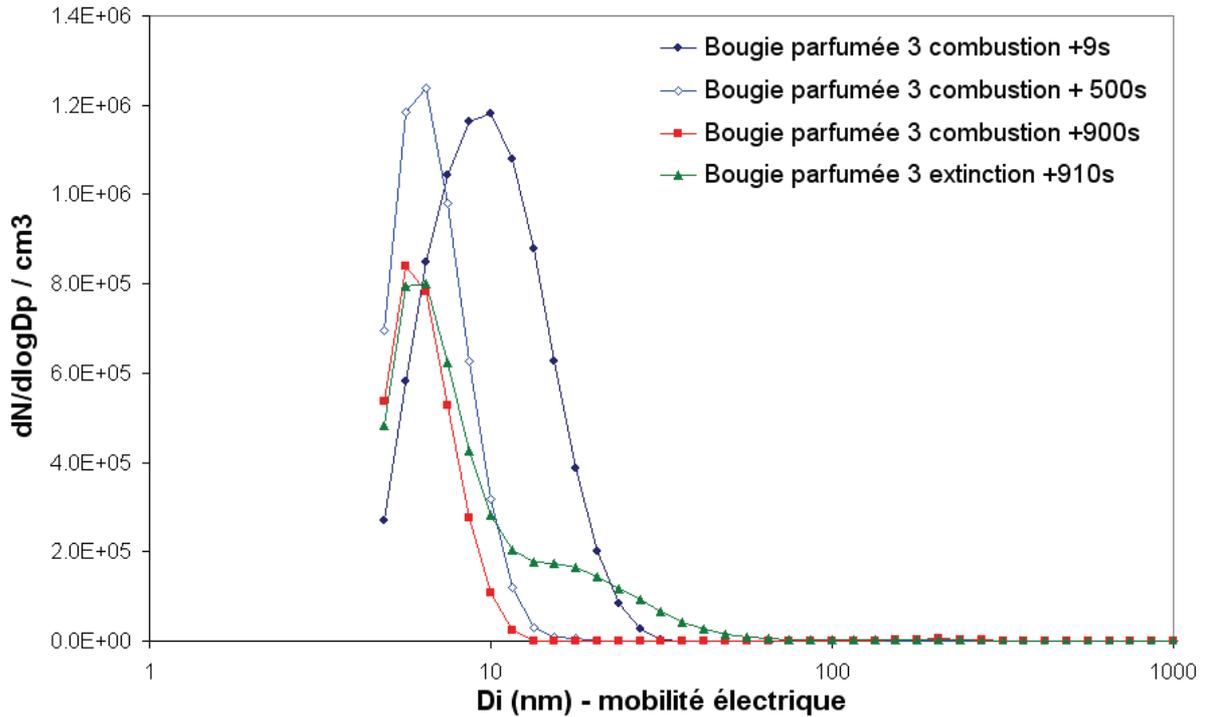


Figure 3-25 : Distributions caractéristiques des particules émises par la bougie parfumée (essai 3).

3.3.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI

L'ELPI a été utilisé sur les essais 4 et 5. Les concentrations totales obtenues sont dominées par un pic d'émission lors de l'extinction de la flamme 10 fois plus élevée que la concentration mesurée lors de la combustion (Figure 3-26).

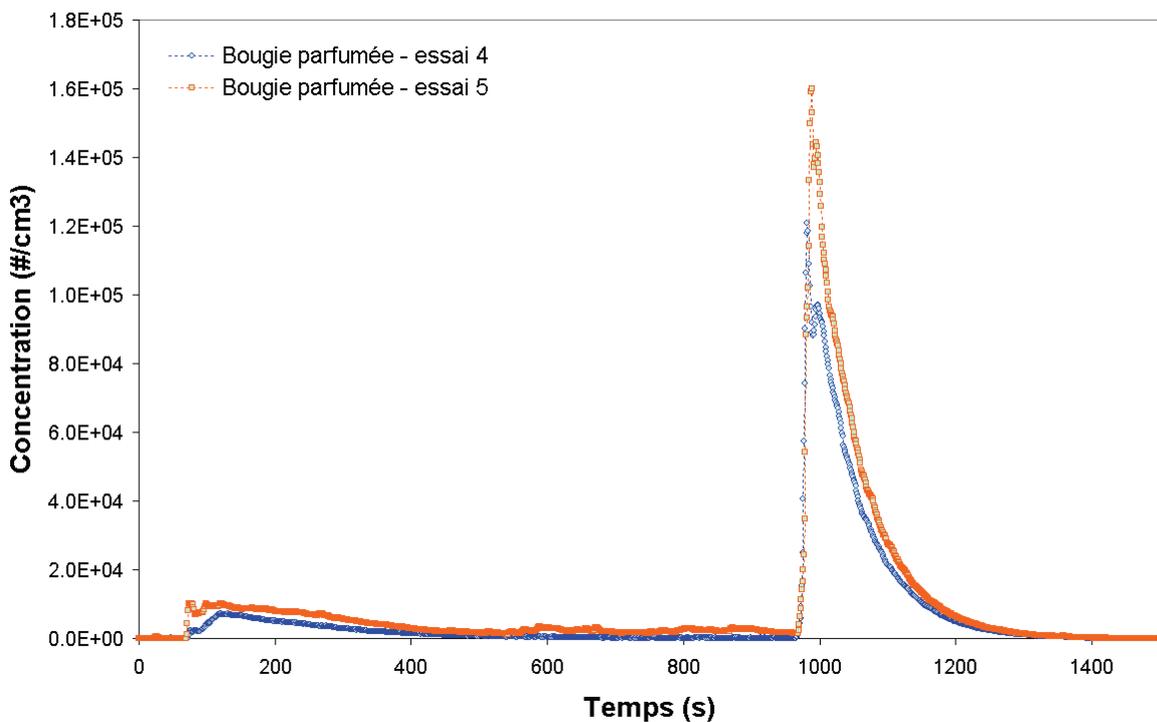


Figure 3-26 : Comparaison des concentrations totales mesurées par l'ELPI.

Comme avec la bougie blanche, le mode prépondérant de particules émis par la bougie parfumée n'est pas ou peu visible avec l'ELPI. Les deux autres modes associés à l'extinction de la flamme sont mesurées par l'ELPI (Figure 3-27, Figure 3-28).

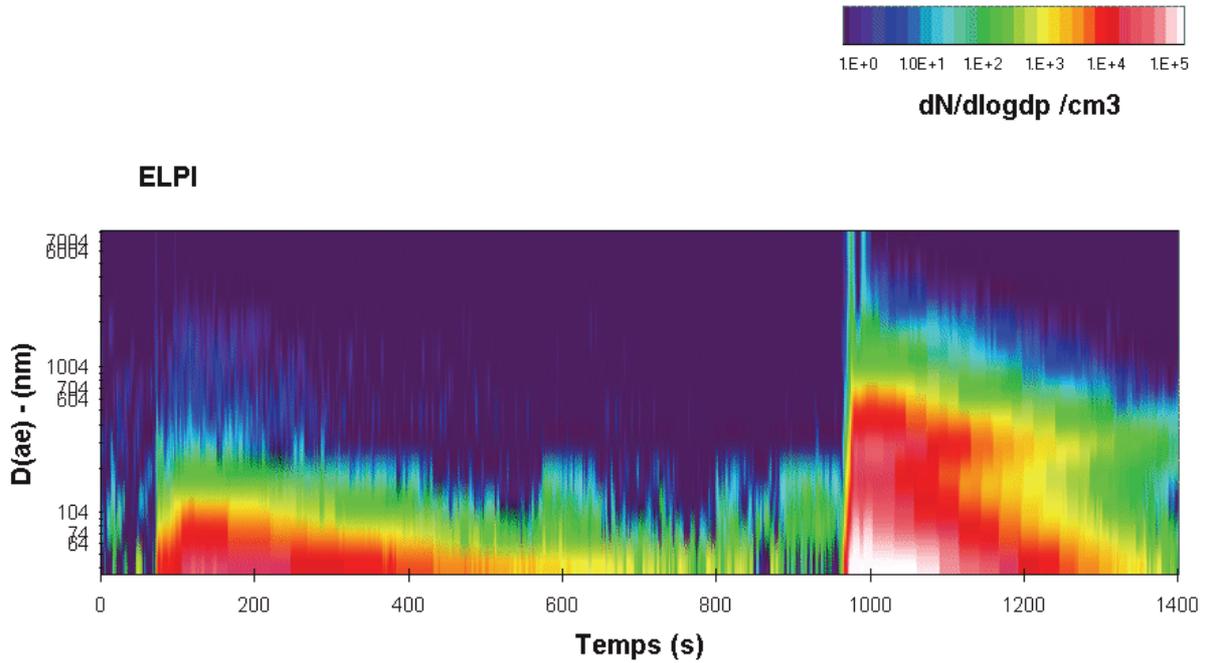


Figure 3-27 : Granulométrie mesurée avec l'ELPI (Bougie parfumée, essai 4).

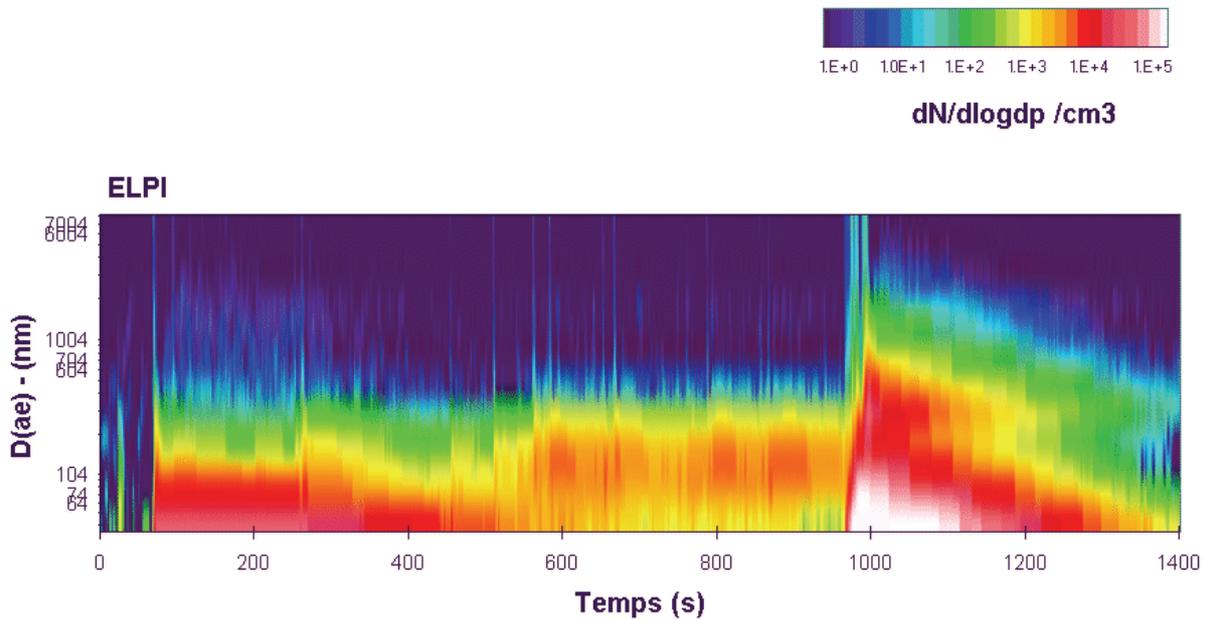


Figure 3-28 : Granulométrie mesurée avec l'ELPI (Bougie parfumée, essai 5).

3.3.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108

Le compteur optique ne détecte quasiment aucune particule lors de la combustion (concentration totale < $0,1 \text{ \#}\cdot\text{cm}^{-3}$). Un pic de concentration est observé lors de l'extinction avec une valeur maximale comprise entre $3\cdot 10^3$ à $7\cdot 10^3 \text{ \#}\cdot\text{cm}^{-3}$ (Figure 3-29). La distribution en taille des particules reste assez homogène d'un instrument à l'autre malgré les différents diamètres considérés (mobilité électrique, aérodynamique et optique). Un autre mode de particules centré autour de 1300 nm apparaît également lors de l'extinction de la bougie parfumée (Figure 3-30).

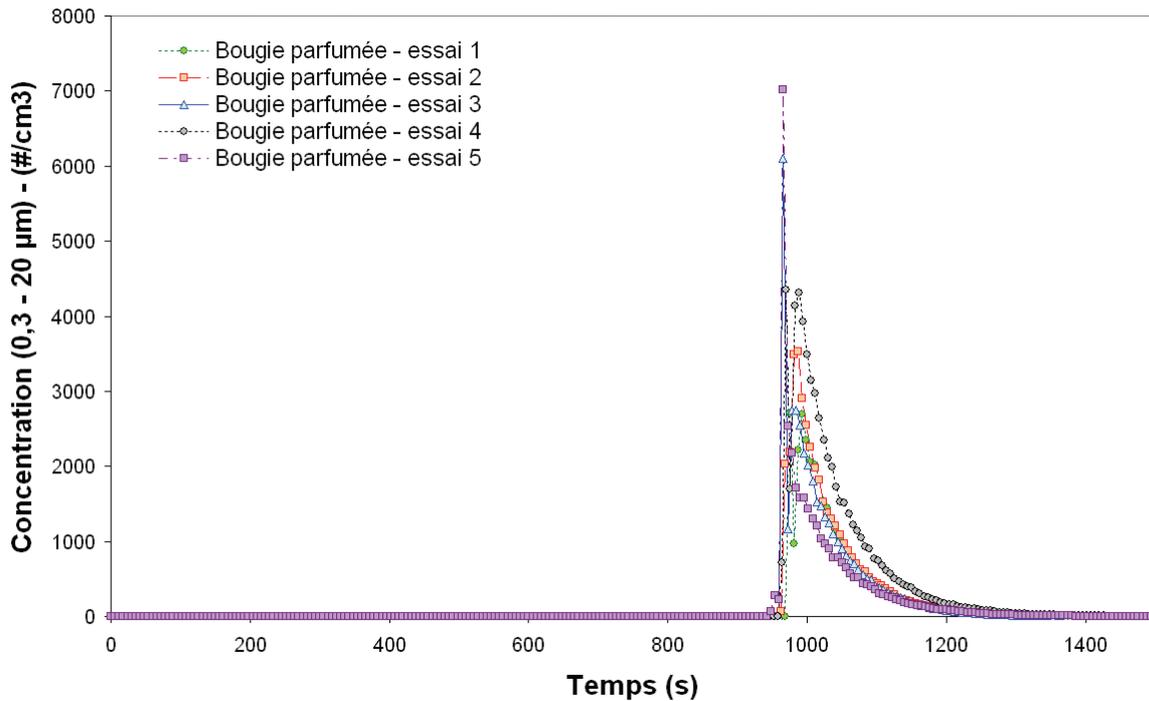


Figure 3-29 : Concentrations totales mesurées avec le DM1.108 (Bougie parfumée).

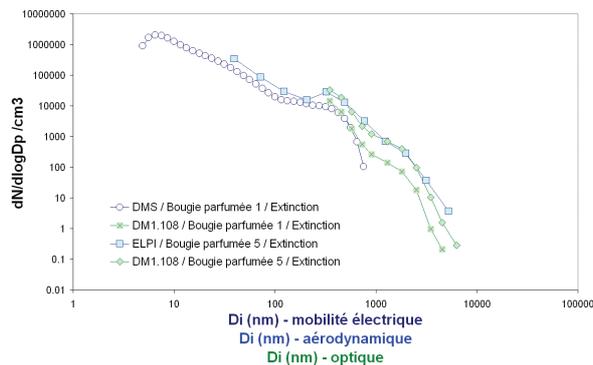


Figure 3-30 : Distribution en taille des particules émises lors de l'extinction de la bougie parfumée, mesurées par le DMS500, l'ELPI et le compteur optique DM1.108.

3.4. Encens pin

La combustion d'un bâtonnet d'encens aromatisé au pin fabriqué en France a été testée quatre fois. Le bâtonnet est disposé dans un portoir adapté au milieu de l'enceinte. Un briquet de cuisine permet d'initier la combustion de l'encens. La flamme est rapidement soufflée pour permettre la combustion lente de l'encens générant la fumée caractéristique. L'essai dure jusqu'à la combustion complète (environ 50 minutes). L'encens est pesé avant et après (cendres comprises) pour déterminer la perte de matière (Tableau 3-4). La combustion de l'encens n'a pas induit de modification de la température de l'enceinte.



	Température de l'enceinte (°C)	Masse initiale du bâtonnet (g)	Perte de matière (g)
Essai 1	19,4	1.3	1.1
Essai 2	19,1	1.3	1.1
Essai 3	16,2	1.5	1.3
Essai 4	15,8	1.4	1.2

Tableau 3-4 : Masse initiale et pertes de matières des encens testés.

3.4.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation

Les concentrations mesurées, corrigées des effets de coïncidence restent constantes et reproductibles d'un essai à l'autre quelques minutes après l'initiation de la combustion du bâtonnet (Figure 3-31). Selon les bâtonnets, le temps de combustion peut légèrement varier.

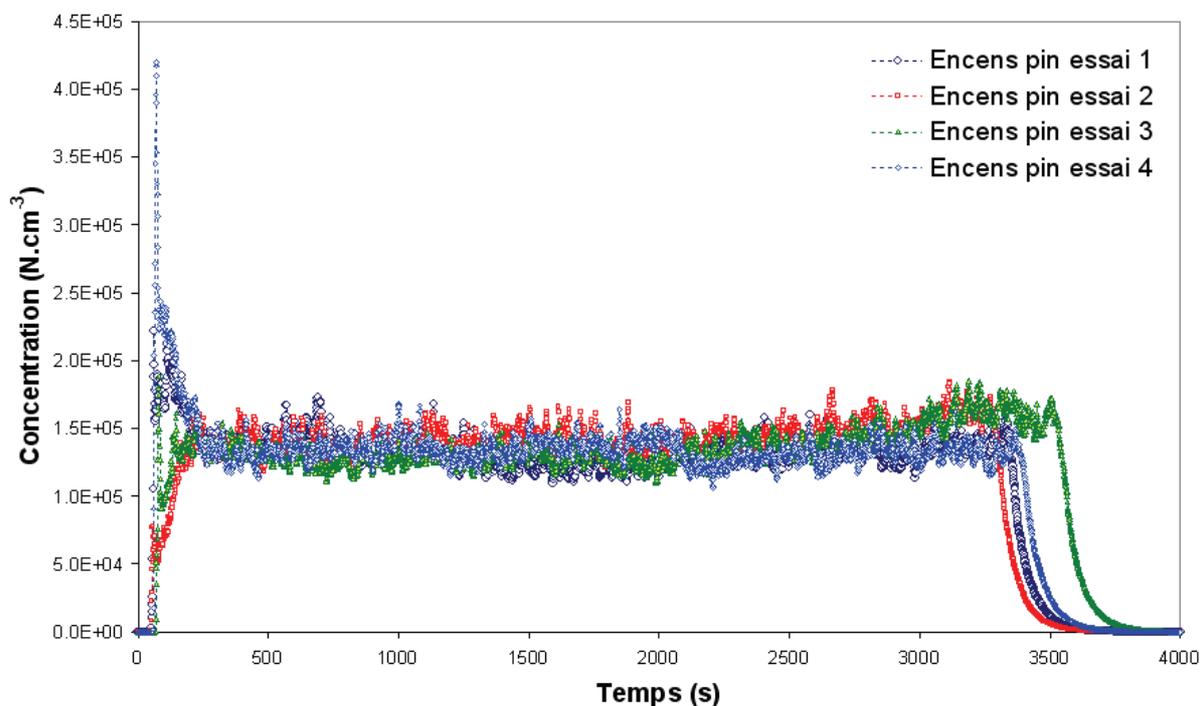


Figure 3-31: Mesures corrigées de particules émises lors de la combustion de l'encens avec le CNC3007.

3.4.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500

La Figure 3-32 montrent la concentration totale mesurée avec le DMS500 (5 nm à 1000 nm) pour les deux premiers essais. Comme pour le CNC, la concentration mesurée reste stable durant la combustion de l'encens. L'écart moyen entre les concentrations est de 14 % pour des temps compris entre 200 et 3500 s. L'écart observé entre le CNC corrigé des effets de coïncidence et le DMS500 dans la plage 10-1000 nm est de l'ordre de 30% pour les essais encens (Figure 3-33).

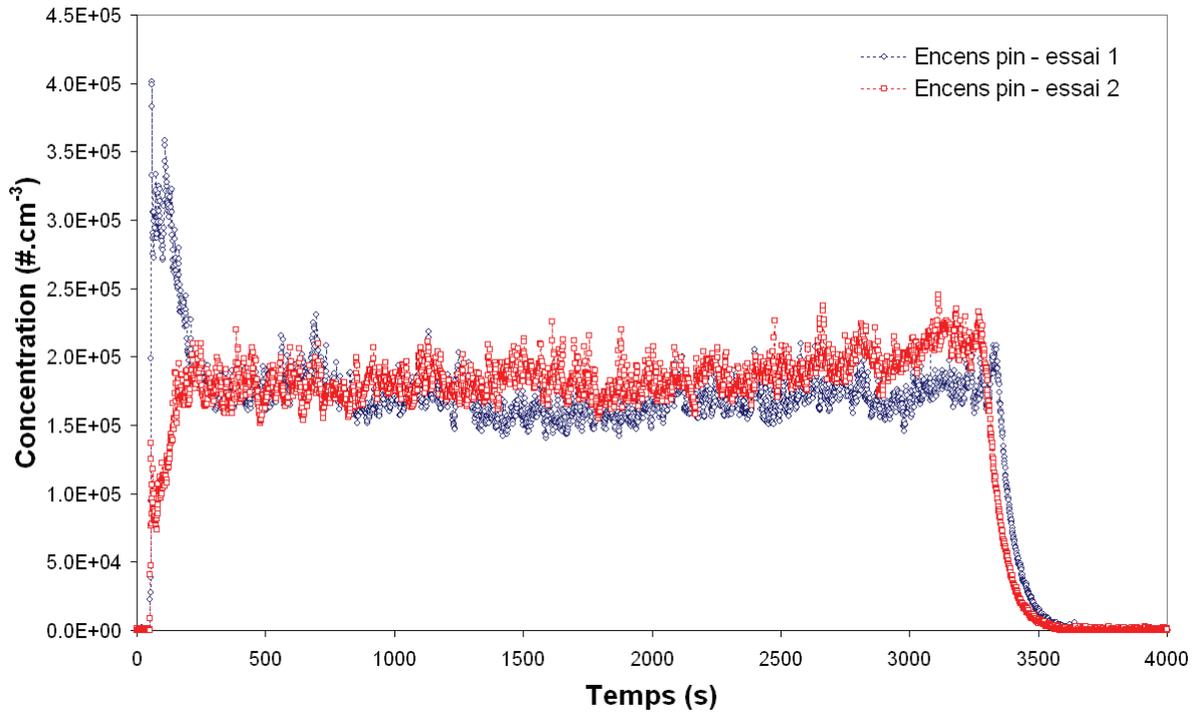


Figure 3-32 : Comparaison des concentrations totales mesurées lors des tests 1 et 2 (Encens pin).

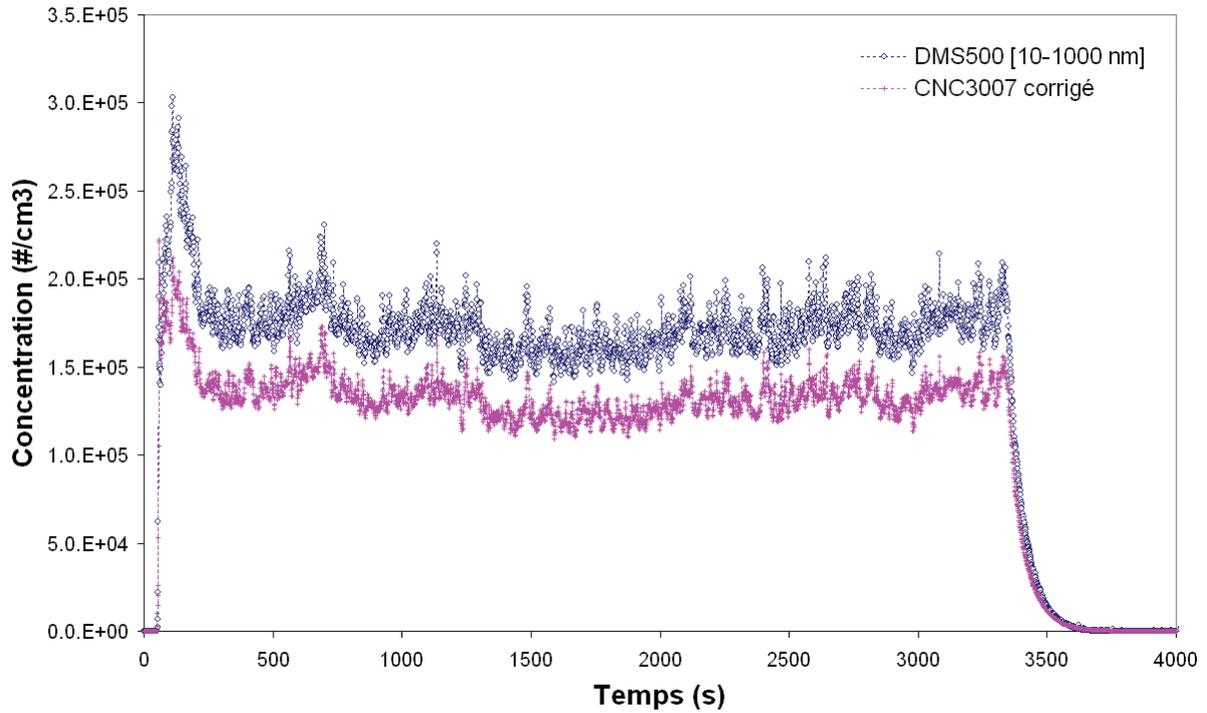


Figure 3-33: Comparaison des données du CNC3007 avec le DMS500 [10-1000 nm] – encens pin (essai 1).

Les mesures de granulométrie avec le DMS500 sont présentées pour les tests 2 et 3 (Figure 3-34/Figure 3-35/Figure 3-36). Les résultats obtenus sont synthétisés dans le Tableau 3-5. La combustion de l'encens produit un aérosol bimodal autour de 45-50 nm et autour de 160 nm (prépondérant)

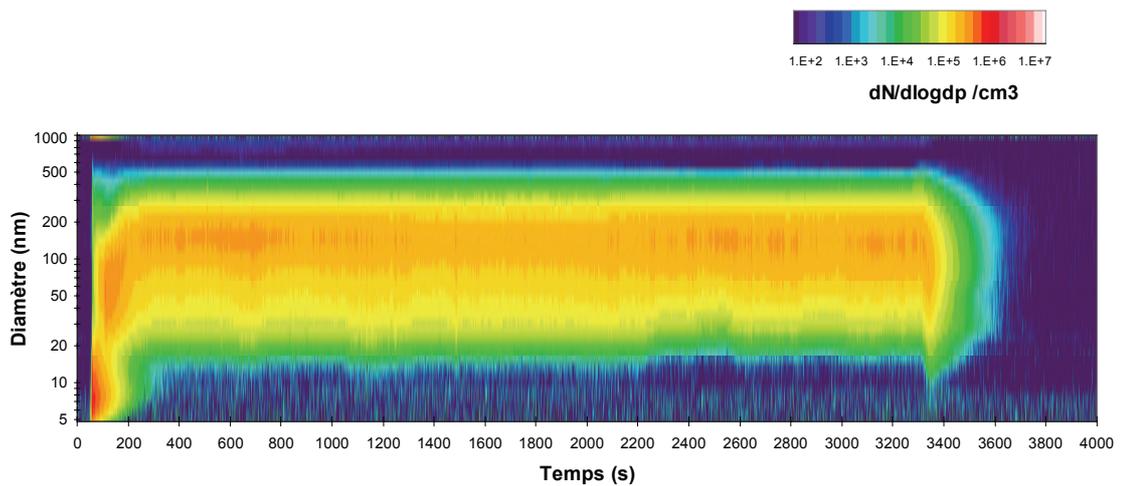


Figure 3-34 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Encens pin, essai 1).

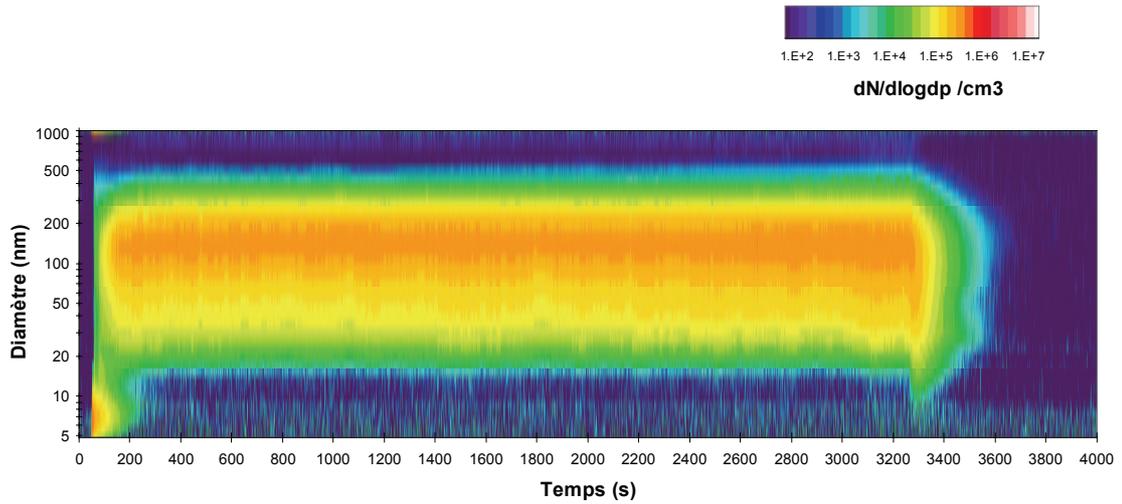


Figure 3-35 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Encens pin, essai 2).

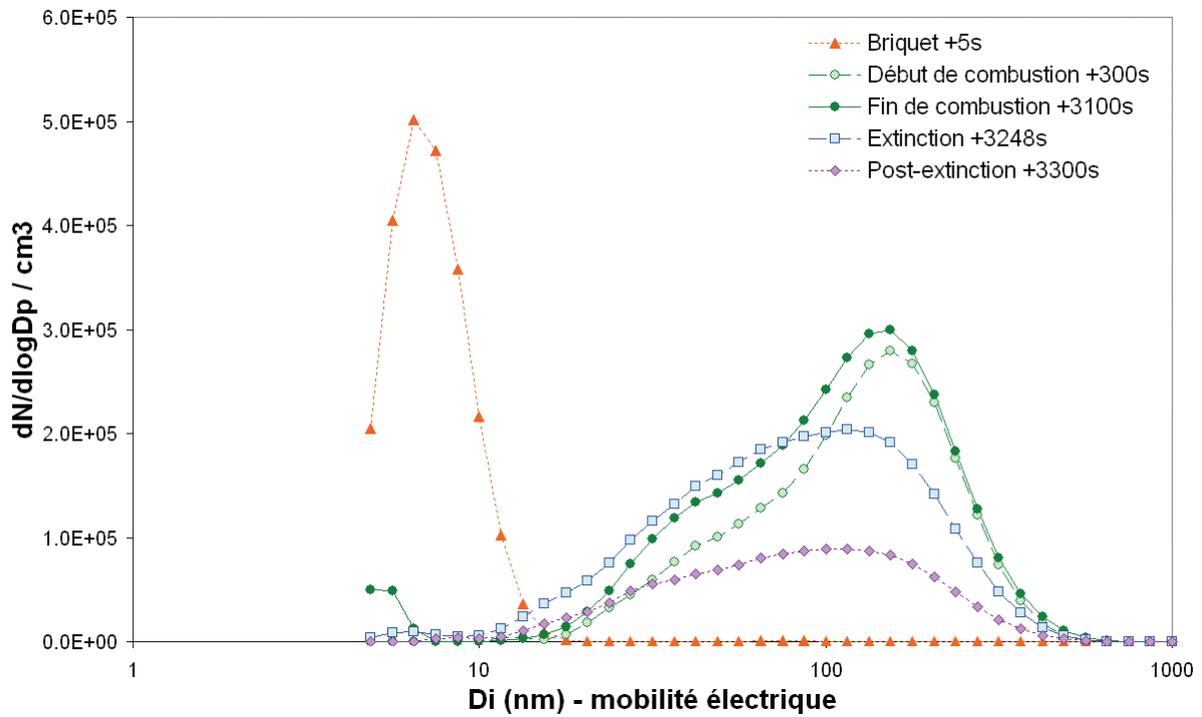


Figure 3-36 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Encens pin, essai 2).

	(5 - 80 nm)			(80 - 1000 nm)				
	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)
Combustion encens 1	5.49E+04	45.15	1.55	49.01	1.16E+05	163.79	1.52	159.82
Combustion encens 2	5.47E+04	46.37	1.52	49.89	1.31E+05	159.62	1.48	156.24

Tableau 3-5 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens (Encens pin).

3.4.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI

La concentration totale mesurée lors de la combustion de l'encens reste stable tout au long de l'essai et reproductible d'un essai à l'autre (Figure 3-37). Les particules émises sont dans le domaine de taille de l'ELPI (Figure 3-38, Figure 3-39). Si bien que la concentration totale observée est proche des données du DMS500 ou du CNC3700.

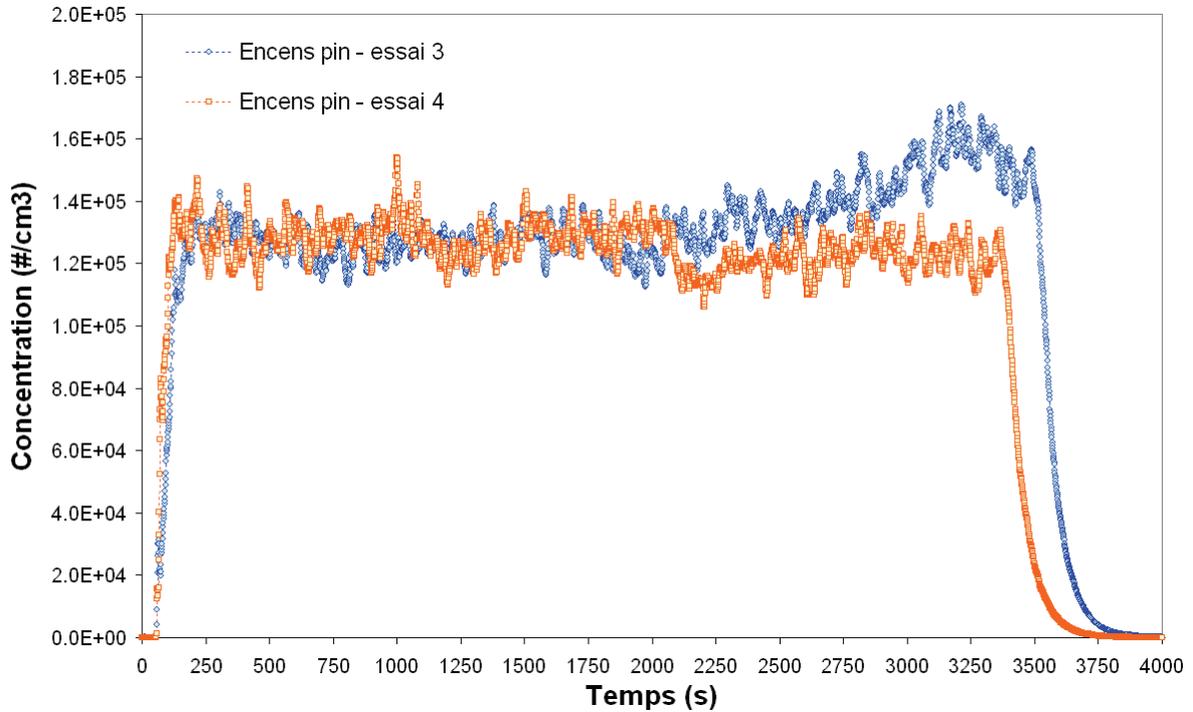


Figure 3-37 : Concentrations totales de particules émises lors de la combustion de l'encens pin mesurées avec l'ELPI.

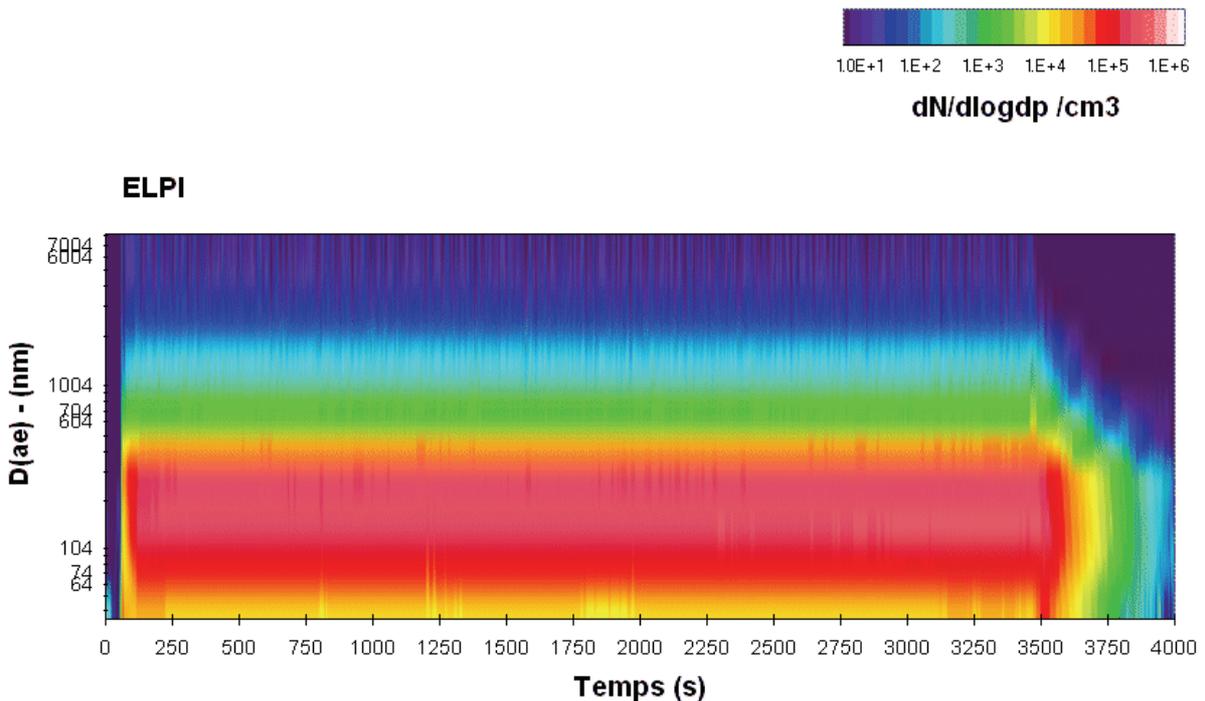


Figure 3-38 : Evolution de la distribution en taille des particules émises lors de la combustion de l'encens pin mesurées avec l'ELPI (gamme 10^1 à 10^6 $dN/dlogd_p/cm^3$). $D(ae)$: diamètre aérodynamique. Essai 3.

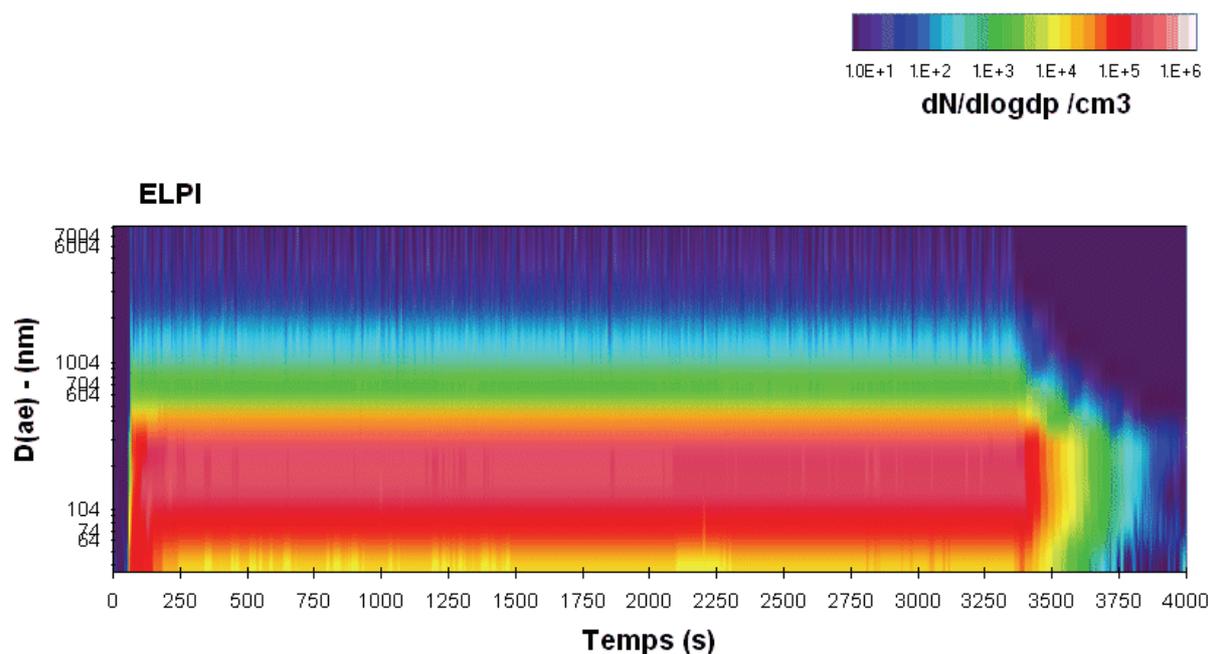


Figure 3-39 : Evolution de la distribution en taille des particules émises lors de la combustion de l'encens pin mesurées avec l'ELPI (gamme 10^1 à 10^6 $dN/d\log d_p /cm^3$). $D(ae)$: diamètre aérodynamique. Essai 4.

3.4.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108

Le compteur optique présente plus de variation selon les essais, mais c'est aussi une question d'échelle par rapport aux autres instruments. Les concentrations totales restent stables et comprises entre 6000 et $10000 \# \cdot cm^{-3}$ (Figure 3-40).

La comparaison des granulométries mesurées avec le DMS500, l'ELPI et le compteur optique DM1.108 est satisfaisante dans le domaine compris entre 100 et 800 nm (Figure 3-41). Au-dessous, l'ELPI sous-estime les concentrations observées avec le DMS500 pris comme référence. Au-dessus de 800 nm, les limites du DMS500 sont atteintes. Les valeurs mesurées dans le domaine $800 - 1000$ ne sont pas fiables et très voisines du bruit de fond de l'instrument. Au-dessus de 1000 nm, les données fournies par l'ELPI sont systématiquement surestimées pour les raisons évoqués précédemment et de ce fait peu fiables. La seule référence possible dans ce domaine est le compteur optique. Ce dernier permet de mettre en évidence un autre mode centré sur 1000 nm mais qui ne représente que très peu de particules par rapport à l'émission prépondérante.

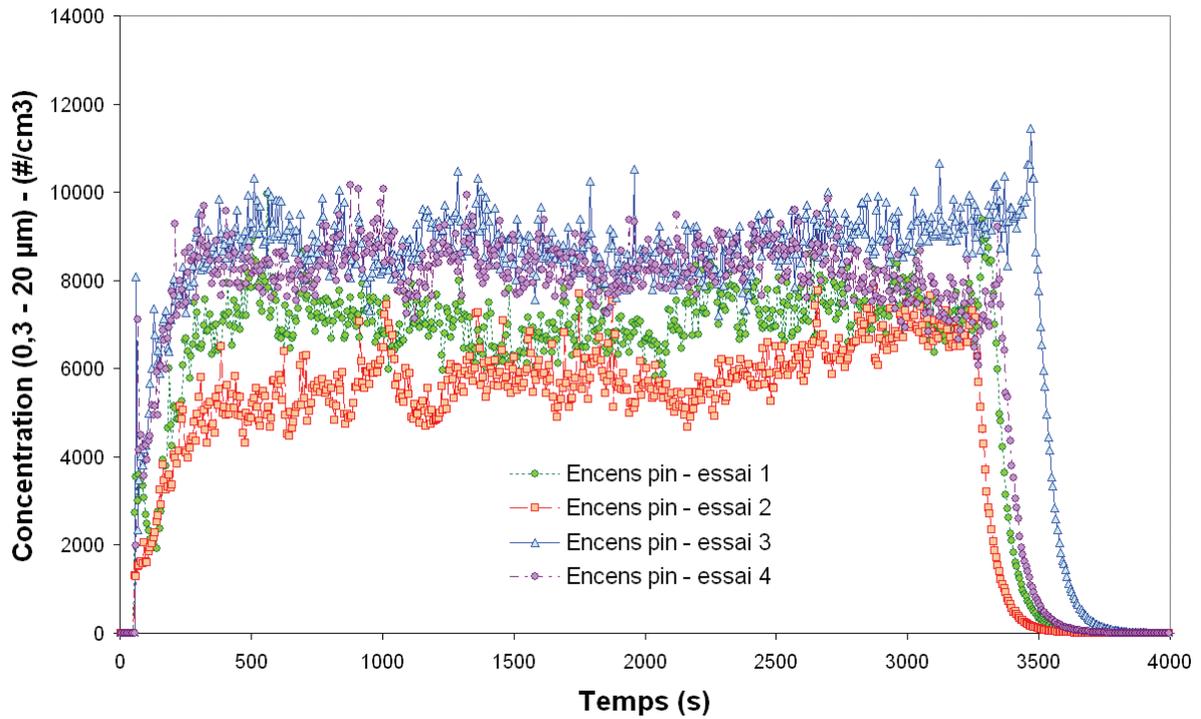


Figure 3-40 : Concentrations totales de particules émises lors de la combustion de l'encens pin mesurées avec le compteur optique DM1.108.

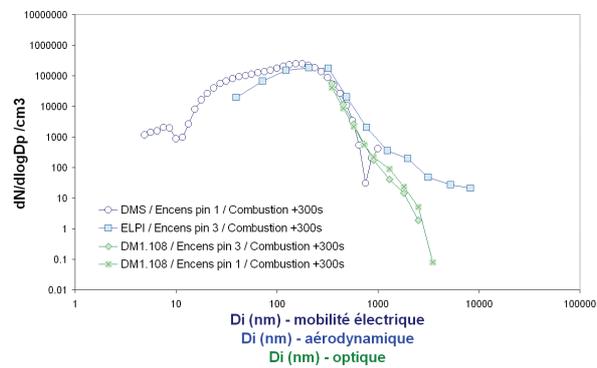


Figure 3-41 : Distribution en taille des particules émises lors de la combustion de l'encens, mesurées par le DMS500, l'ELPI et le compteur optique DM1.108.

3.5. Encens fruité

Un autre bâtonnet d'encens senteur "*fruits des sentiers*" (parfum de synthèse fabriqué en Thaïlande) est testé quatre fois. Comme précédemment, le bâtonnet est disposé dans un portoir adapté au milieu de l'enceinte. Un briquet de cuisine permet d'initier la combustion de l'encens (environ 5 s). La flamme est rapidement soufflée pour permettre la combustion lente de l'encens générant la fumée caractéristique. L'essai dure jusqu'à la combustion complète (environ 50 minutes). L'encens est pesé avant et après (cendres comprises) pour déterminer la perte de matière. La combustion de l'encens n'a pas induit de modification de la température de l'enceinte.



	Température de l'enceinte (°C)	Masse initiale du bâtonnet (g)	Perte de matière (g)
Essai 1	19,2	1.1	1.0
Essai 2	20,0	1.4	1.2
Essai 3	13,4	1	0.9
Essai 4	14,2	1	0.9

Tableau 3-6 : Masse initiale et pertes de matières des bâtonnets d'encens testés.

3.5.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation

De façon similaire à l'encens pin, le niveau de concentration mesuré dans l'enceinte demeure stable tout au long de la combustion de l'encens fruité (Figure 3-42). La variabilité du temps de combustion en fonction du bâtonnet est plus marquée pour cette qualité d'encens.

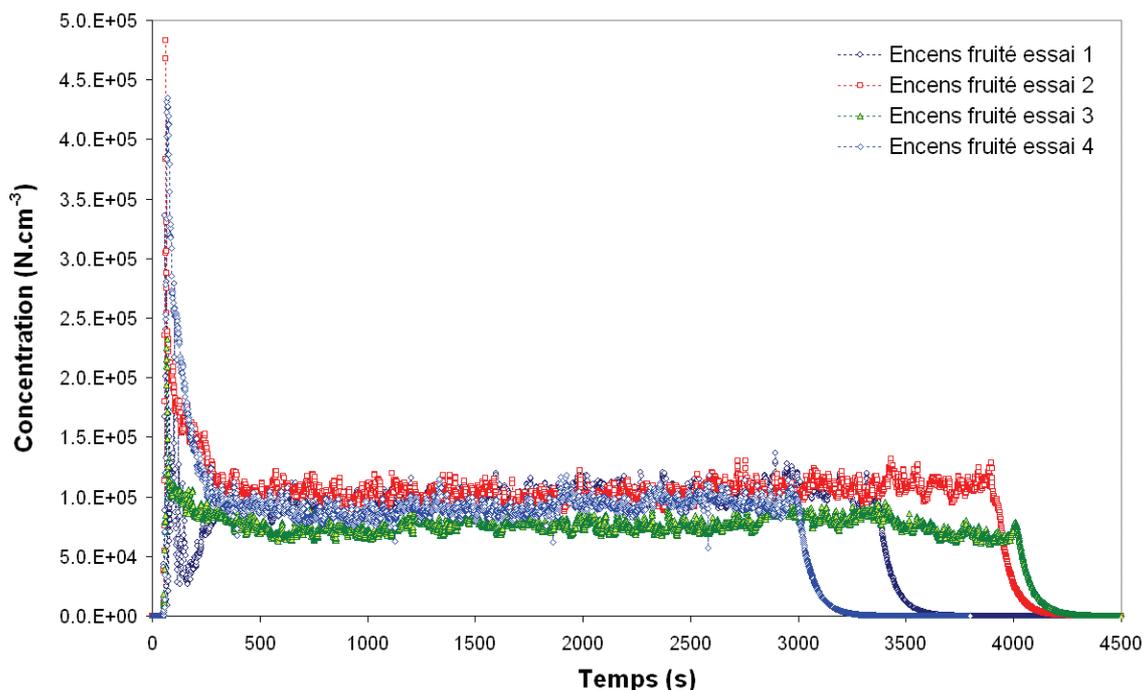


Figure 3-42 : Concentration de particules émises par la combustion de l'encens fruité (mesures CNC3007 corrigées).

3.5.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500

La Figure 3-43 montre la concentration totale mesurée avec le DMS500 (5 nm à 1000 nm) pour les deux premiers essais. L'écart moyen entre les concentrations est de 7% pour des temps compris entre 500 et 3000 s.

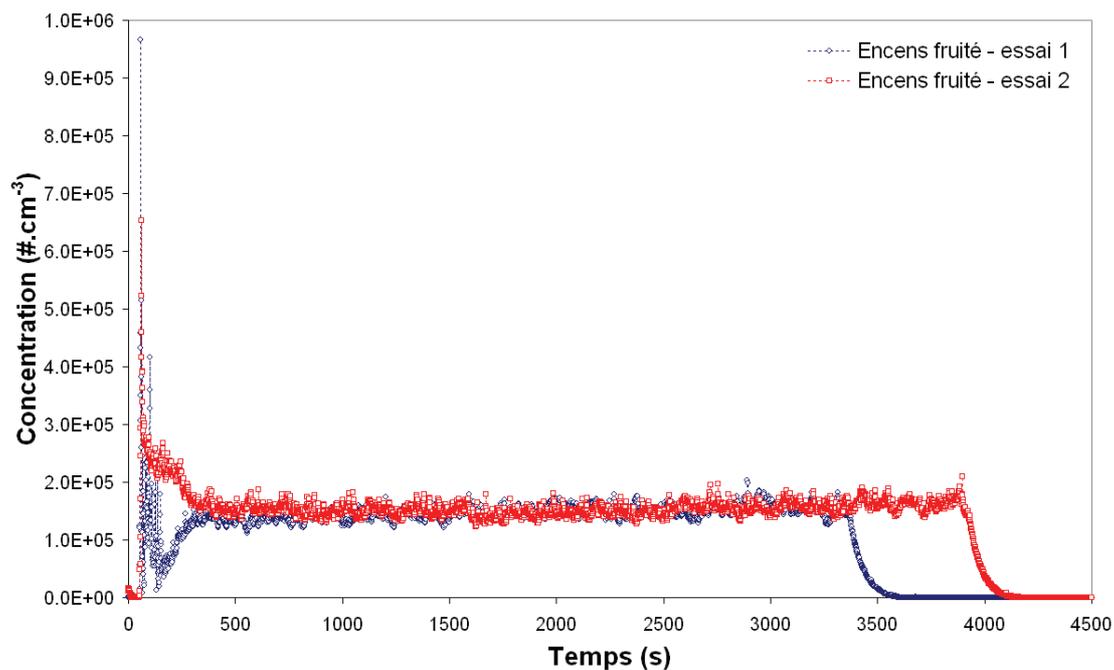


Figure 3-43 : Comparaison des concentrations totales mesurées lors des essais 1 et 2 (Encens fruité).

Les résultats obtenus exprimés en granulométrie sont synthétisés dans les Figure 3-44, Figure 3-45, Figure 3-46 et le Tableau 3-7. Hormis les premières minutes, la distribution en taille des particules ne varie pas tout au long de la combustion de l'encens. La distribution apparaît être monomodale centrée sur un diamètre autour de 100 nm.

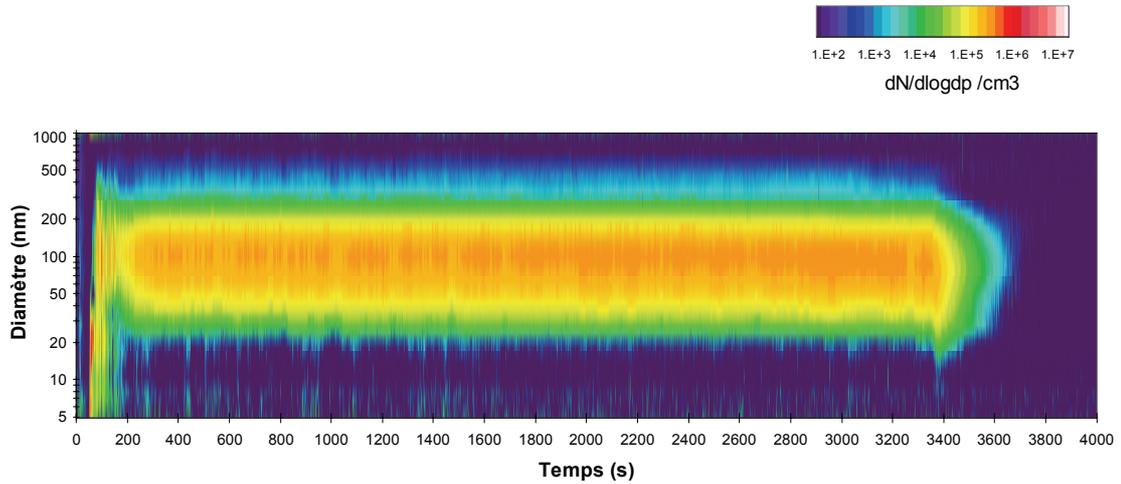


Figure 3-44 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Encens fruité, essai 1).

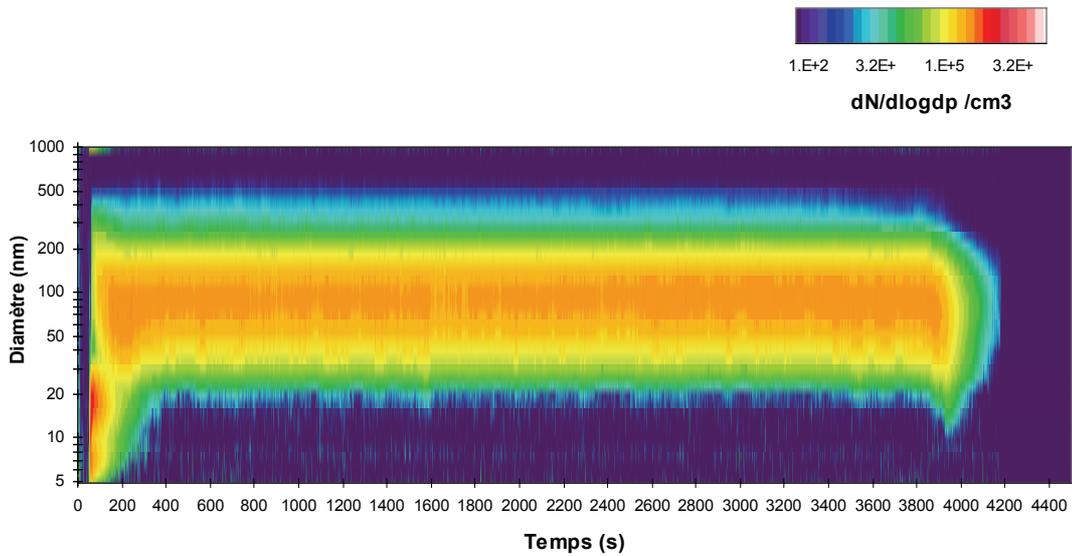


Figure 3-45 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Encens fruité, essai 2)

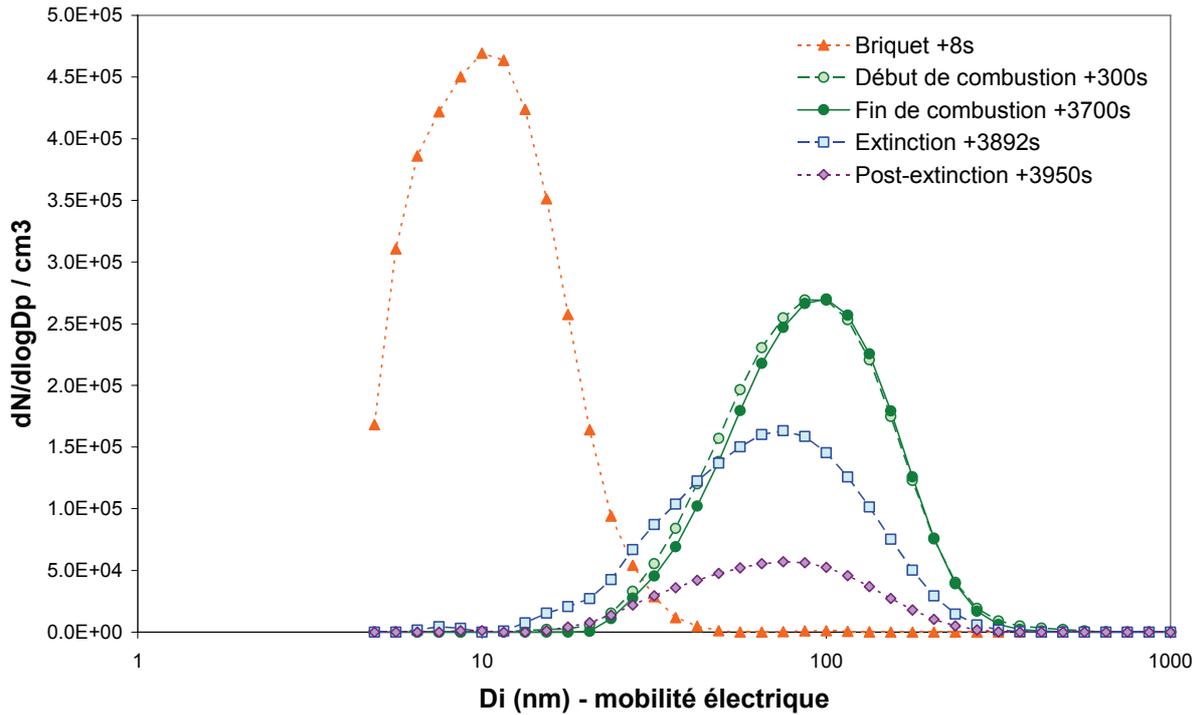


Figure 3-46 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Encens fruité, essai 2).

	(5 - 1000 nm)			
	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)
Combustion encens 1	1.47E+05	94.92	1.70	97.60
Combustion encens 2	1.55E+05	89.27	1.69	91.09

Tableau 3-7 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens (Encens fruité).

3.5.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI

Les essais 3 et 4 présentent des écarts importants en concentrations totales de particules mesurées par l'ELPI (Figure 3-47). L'essai 4 présente des niveaux de particules fines ($> 0,3 \mu\text{m}$) plus élevée que l'ensemble des autres essais (voir les données du compteur optique Figure 3-50) bien que le CNC montre des niveaux comparables (Figure 3-42).

En terme de distribution en taille des particules, l'ELPI couvre l'essentiel des particules émises hormis les plus fines ($< 28 \text{ nm}$) lesquelles ne sont pas complètement négligeables pour cet encens (Figure 3-48, Figure 3-49).

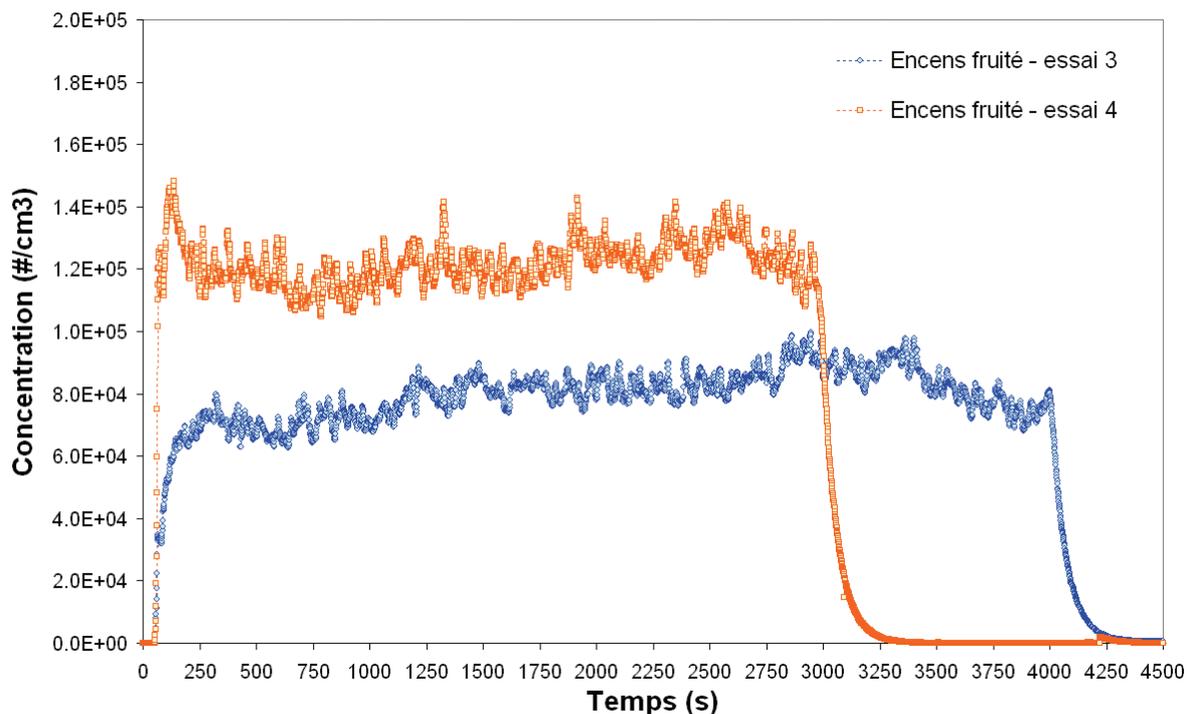


Figure 3-47 : Concentrations totales de particules émises lors de la combustion de l'encens fruité mesurées avec l'ELPI.

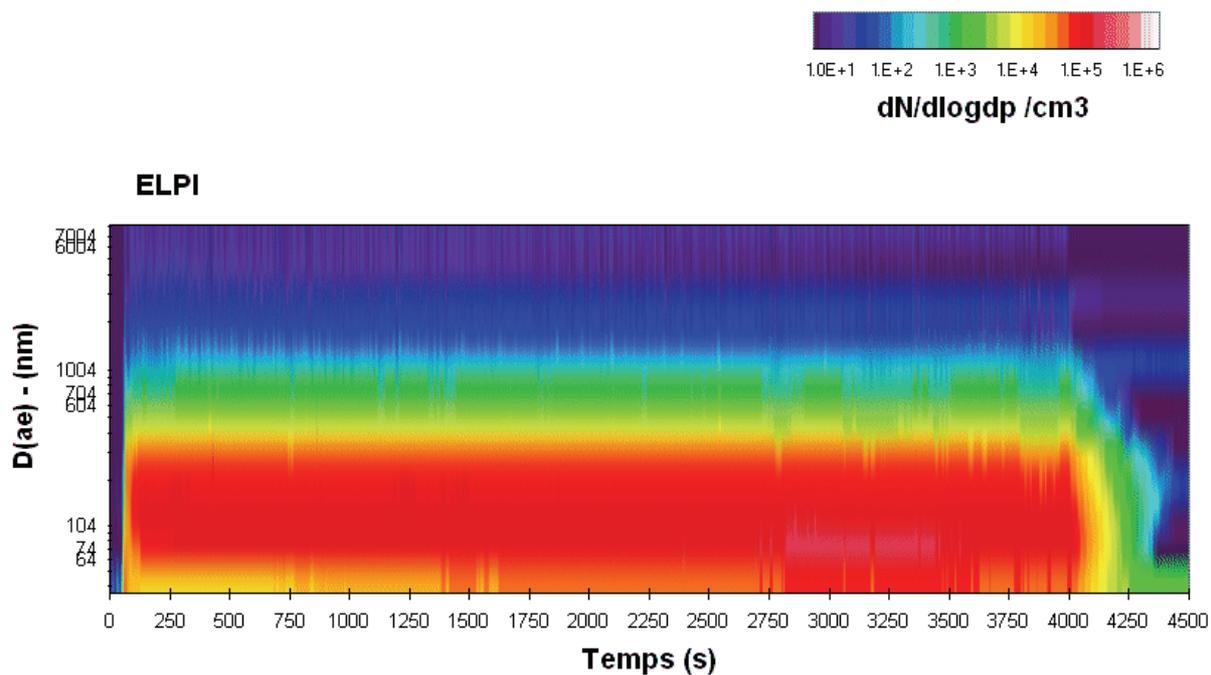


Figure 3-48 : Evolution de la distribution en taille des particules émises lors de la combustion de l'encens fruité mesurées avec l'ELPI (gamme 10^1 à 10^6 $dN/dlogdp /cm^3$). D(ae) : diamètre aérodynamique. Essai 3.

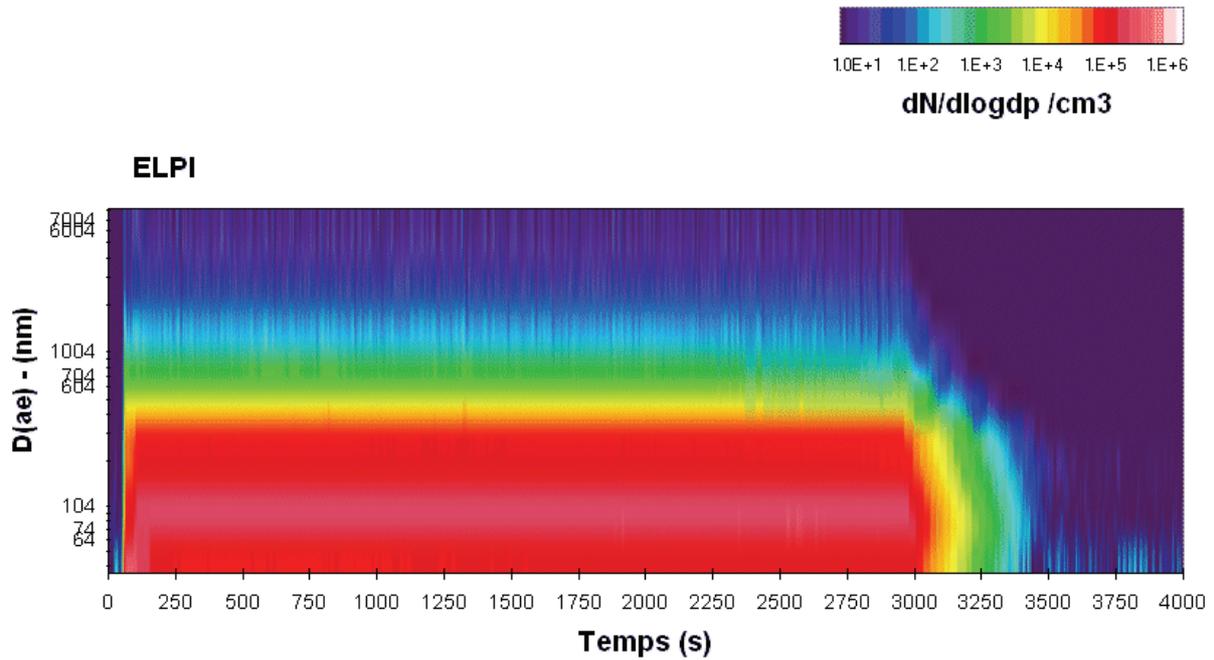


Figure 3-49 : Evolution de la distribution en taille des particules émises lors de la combustion de l'encens fruité mesurées avec l'ELPI (gamme 10^1 à 10^6 $dN/dlogdp$ / cm^3). $D(ae)$: diamètre aérodynamique. Essai 4.

3.5.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108

Mis à part l'essai 4, le compteur optique mesure un niveau de concentrations en particules comprises entre 0,3 et 20 μm stable autour de 1800 $\# \cdot cm^{-3}$ lors de la combustion de l'encens fruité (Figure 3-50).

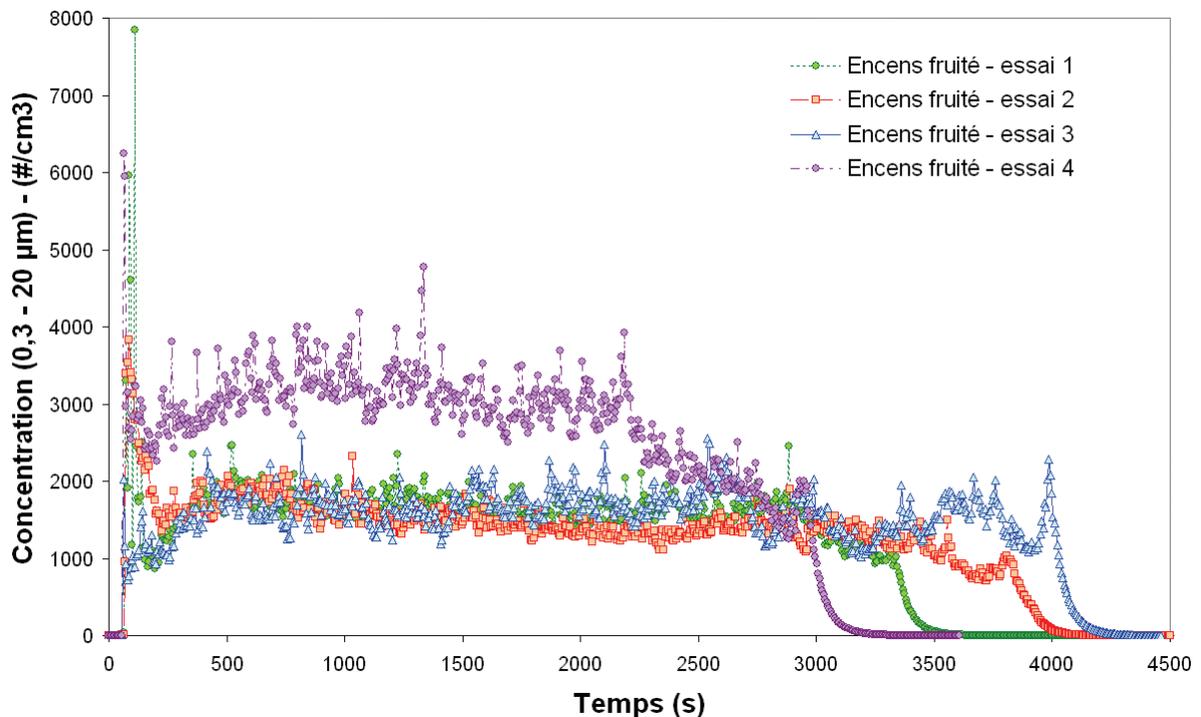


Figure 3-50 : Concentrations totales de particules émises lors de la combustion de l'encens fruité mesurées avec le compteur optique DM1.108.

En associant les distributions en taille de particules issues du DMS500, de l'ELPI et du DM1.108, l'étendue complète de l'aérosol associé à la combustion de l'encens fruité peut être visualisée (Figure 3-51), sous réserve des différentes hypothèses liées à la densité de l'aérosol et à la différence physique dans les diamètres considérés selon les instruments. Les particules émises sont comprises entre 12 nm (mobilité électrique) et 2,5 µm (optique).

Contrairement à l'encens pin, aucun autre mode n'apparaît au-delà de 1 µm de diamètre.

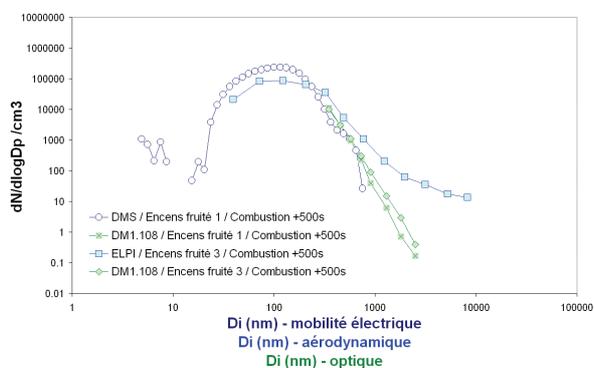


Figure 3-51 : Distribution en taille des particules émises lors de la combustion de l'encens fruité, mesurées par le DMS500, l'ELPI et le compteur optique DM1.108.

3.6. Spray désodorisant bleu

Les sprays ou bombes aérosols sont des solutions liquides maintenues à haute pression dans des récipients métalliques. Un gaz propulseur sous forme liquide est présent avec la solution à nébuliser. Actionner l'enclencheur diminue la pression et libère le gaz qui s'évapore entraînant la solution à nébuliser.

Un spray désodorisant d'intérieur grand public, action 2 en 1 (désodorise et parfume), a été testé dans l'enceinte expérimentale comme source émettrice de particules. Peu d'informations sont disponibles à son sujet, mis à part la présence de parfum de synthèse senteur "cascade".



Le scénario d'utilisation comprend une phase d'agitation du spray d'environ 3 secondes, et une phase d'émission de l'aérosol en exerçant une pression maximale sur l'enclencheur pendant 3 secondes. Le jet est dirigé vers le haut. La durée de pression a été jugée représentative d'un usage non exhaustif du spray. En pratique, cette durée est fonction de l'utilisateur. Toutefois, l'hypothèse que le taux d'émission de particules reste constant quelque soit la durée du jet reste plausible. Le spray est pesé systématiquement avant et après utilisation pour déterminer la masse de matière libérée.

Masse initiale (g)	Essai 1	Essai 2	Essai 3	Essai 4	Essai 5
Bombe aérosol	312.8	311.8	310.5	308.2	303.5
Perte de matière (g)	1.0	1.3	2.3	4.7	4.2

3.6.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation

Actionner l'enclencheur libère immédiatement un jet de particules dont la concentration varie de $1,5$ à $3,5 \cdot 10^5 \text{ \#} \cdot \text{cm}^{-3}$ (Figure 3-52). Le pic initial de concentration correspond à la concentration de particules dans le jet. Dans le même temps, des particules diffusent du jet vers le volume libre de l'enceinte et alors que le jet s'arrête et que la concentration mesurée chute, les particules ayant diffusées dans l'enceinte parviennent au point de prélèvement entraînant à nouveau un second pic modéré de concentrations en particules. Ce phénomène est d'autant plus marqué que le pas d'échantillonnage est rapide. Il est présent sur tous les instruments et pour tous les essais sprays.

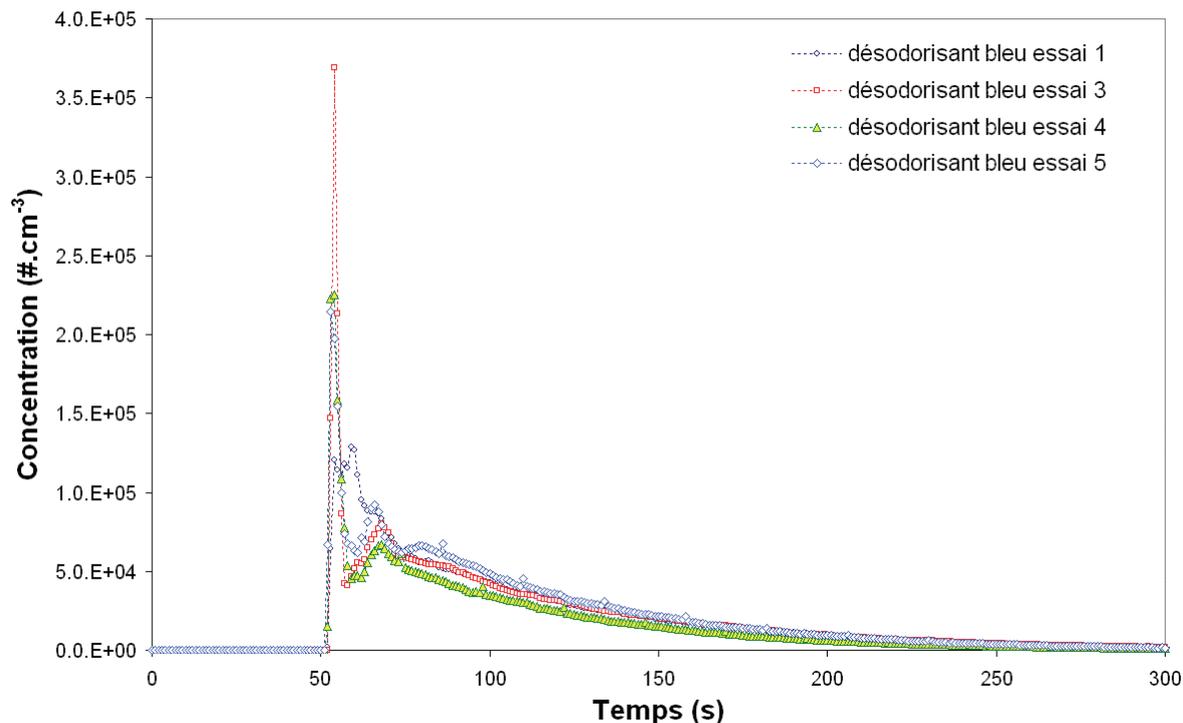


Figure 3-52 : Concentrations corrigées des particules émises par le spray désodorisant bleu (CNC).

3.6.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500

La Figure 3-53 montre la concentration totale de particules mesurées avec le DMS500 (5 nm à 1000 nm) pour les trois premiers essais. La concentration au pic initial est variable de 2 à 7·10⁵ #·cm⁻³ et dépend surtout de l'intensité et l'orientation de la pression exercée sur l'enclencheur, comme en témoigne la masse libérée selon les essais (page précédente).

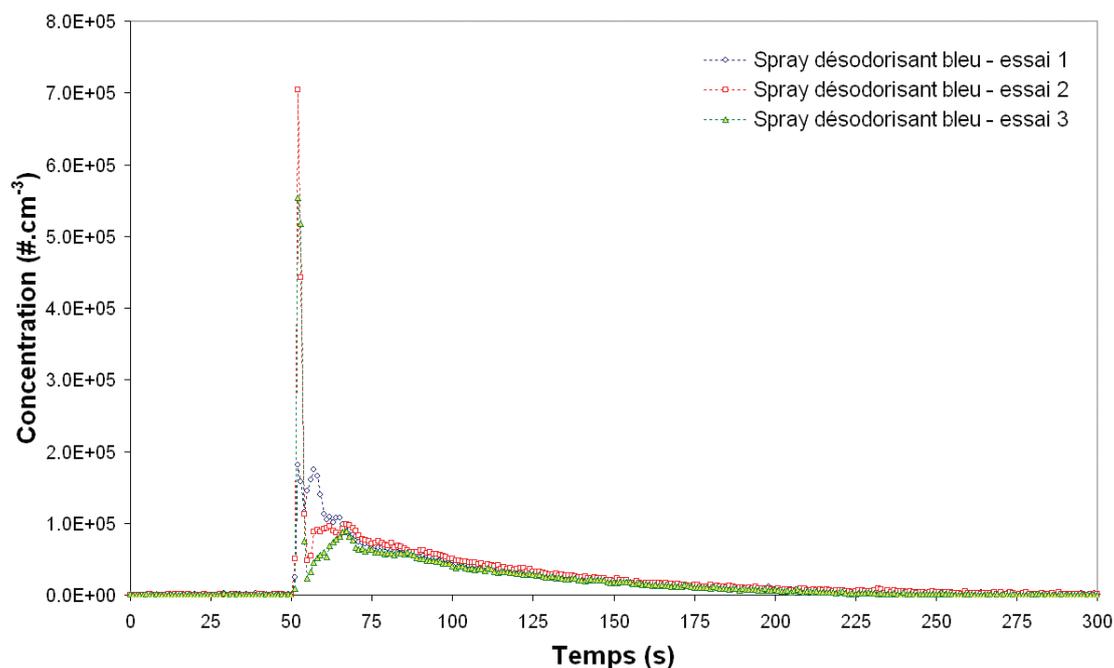


Figure 3-53 : Comparaison des concentrations totales mesurées avec le spray désodorisant bleu.

Les mesures de granulométrie avec le DMS500 sont présentées pour les essais 1, 2 et 3 (Figure 3-54, Figure 3-55, Figure 3-56, Figure 3-57). Les résultats obtenus sont synthétisés dans le Tableau 3-8. La distribution est plutôt bimodale avec un mode prépondérant centré sur 15 nm et un mode autour de 100 nm.

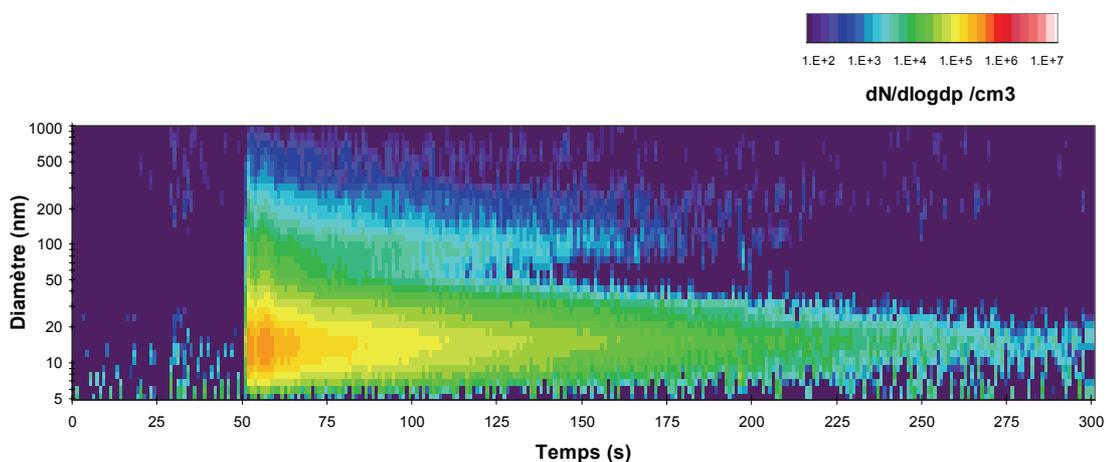


Figure 3-54 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (spray désodorisant bleu, essai 1).

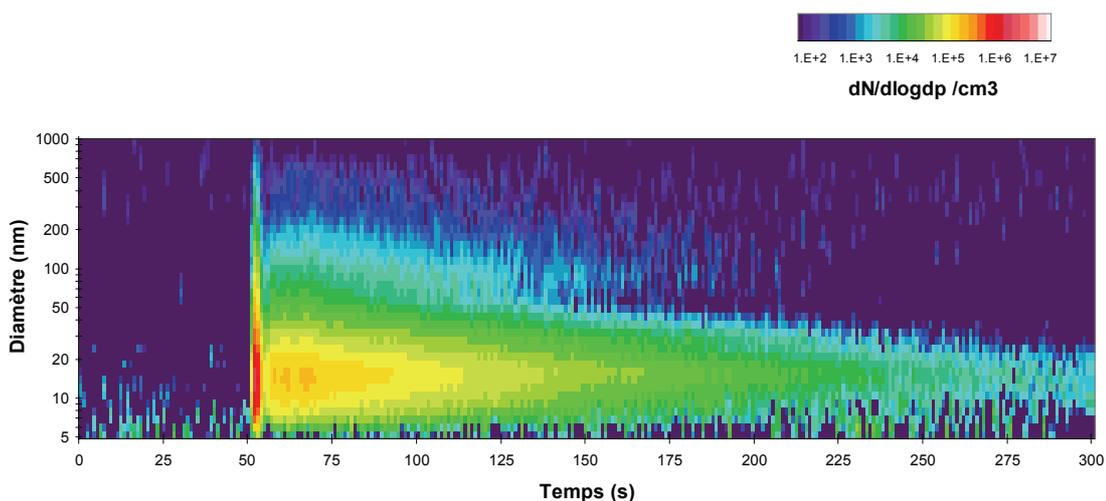


Figure 3-55 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (spray désodorisant bleu, essai 2).

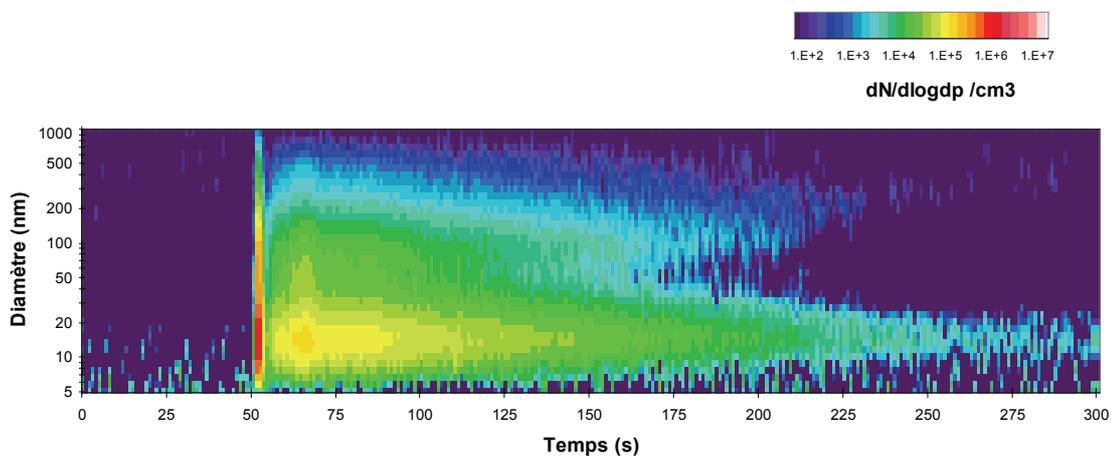


Figure 3-56 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (spray désodorisant bleu, essai 3).

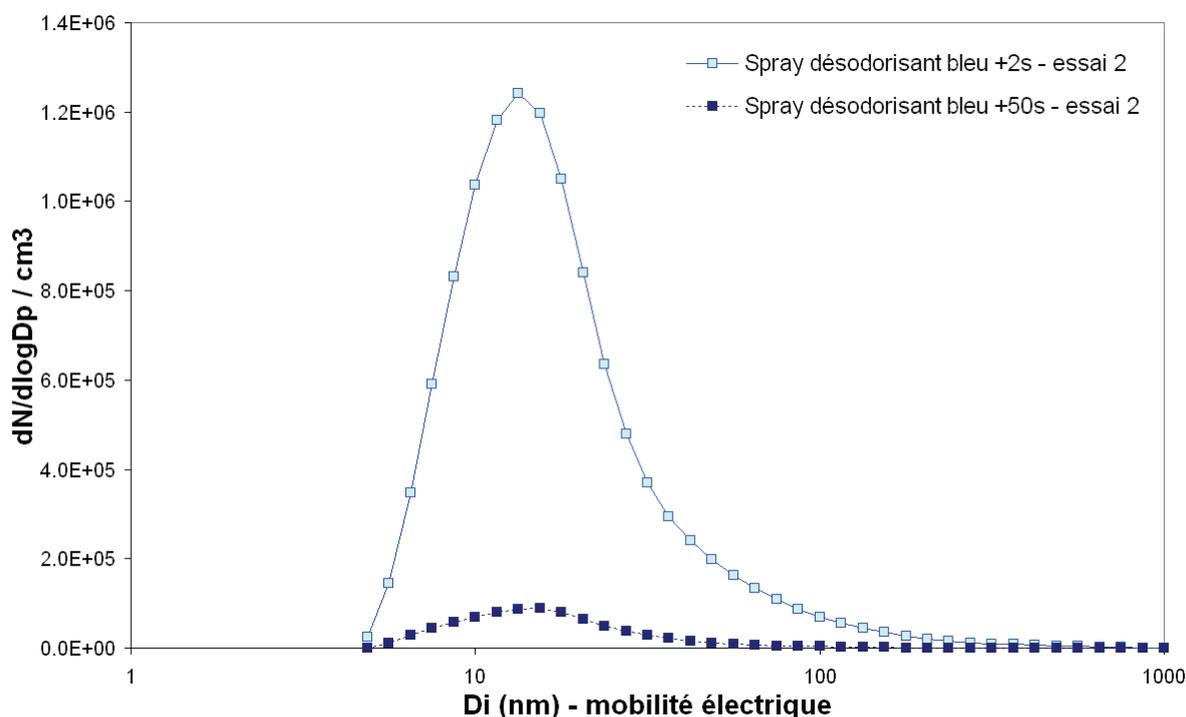


Figure 3-57 : Distribution observée avec le DMS500 (spray désodorisant bleu, essai 1).

	(5 - 60 nm)				(60 - 1000 nm)			
	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)
Spray désodorisant bleu 1	7.27E+04	15.08	1.66	14.48	4.31E+03	111.33	1.68	97.83
Spray désodorisant bleu 2	8.21E+04	15.17	1.67	14.60	3.91E+03	104.64	1.65	90.90
Spray désodorisant bleu 3	5.91E+04	16.65	1.76	15.67	1.15E+04	114.86	1.69	101.34

Tableau 3-8 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens (spray désodorisant bleu).

3.6.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI

Les mesures avec l'ELPI ont été réalisées avec les essais 4 et 5 et sont reproductibles (Figure 3-58). Les granulométries observées ne prennent pas en considération le mode prépondérant autour de 15 nm (Figure 3-59, Figure 3-60), ce qui explique le niveau moindre observé en concentration totale.

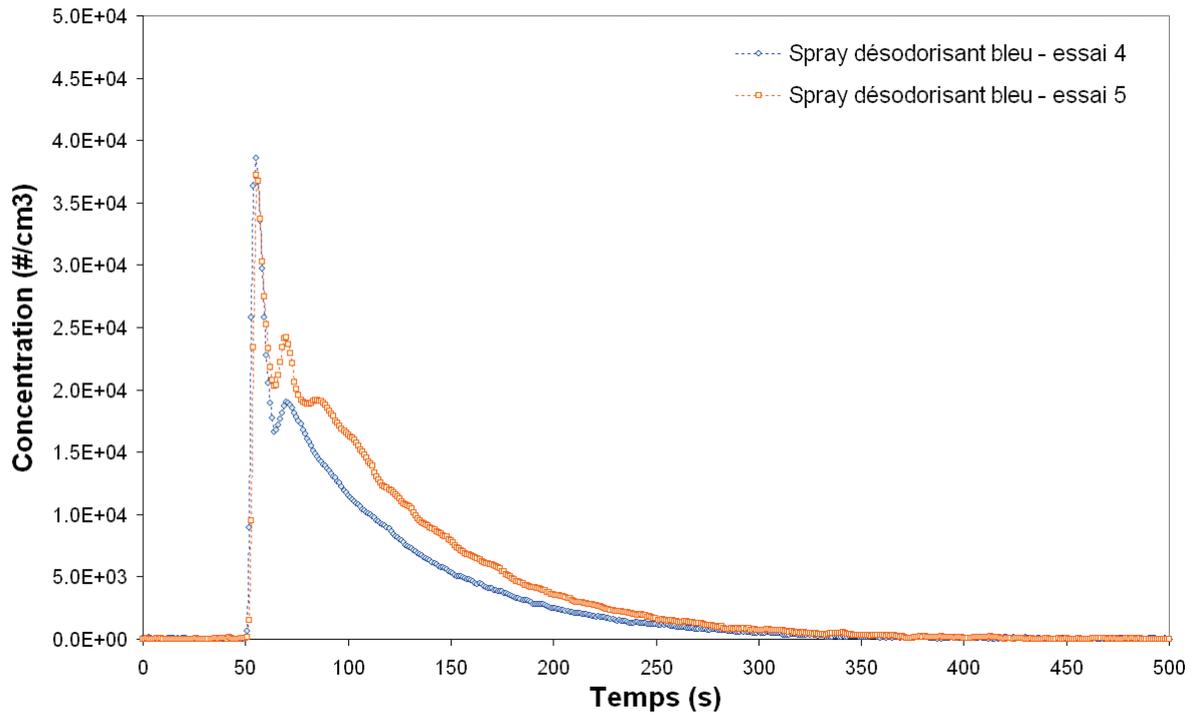


Figure 3-58 : Concentrations totales de particules émises par le spray désodorisant bleu mesurées avec l'ELPI.

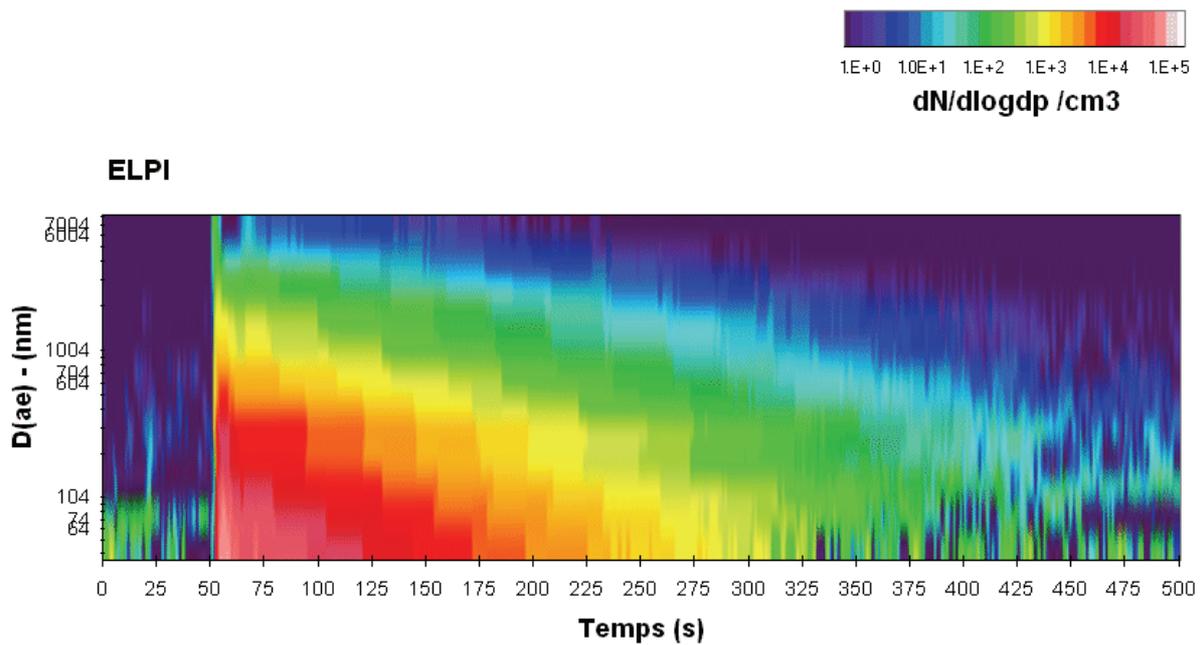


Figure 3-59 : Evolution de la distribution en taille des particules émises par le spray désodorisant bleu avec l'ELPI (gamme 10^0 à 10^5 $dN/d\log dp / cm^3$). $D(ae)$: diamètre aérodynamique. Essai 4.

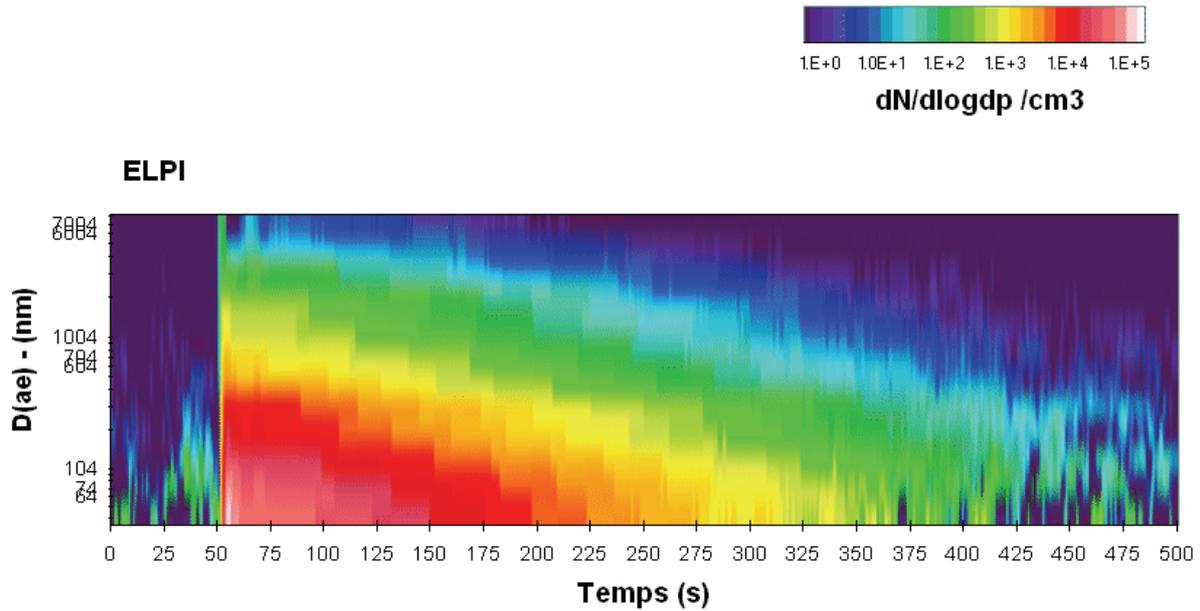


Figure 3-60 : Evolution de la distribution en taille des particules émises par le spray désodorisant bleu avec l'ELPI (gamme 10^0 à 10^5 $dN/d\log d_p /cm^3$). $D(ae)$: diamètre aérodynamique. Essai 5.

3.6.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108

Le compteur optique présente les mêmes profils de concentration que les autres instruments mais avec des niveaux de concentration compris entre 500 à 3500 $\# \cdot cm^{-3}$ (Figure 3-61). Cette variabilité est également liée au pas d'échantillonnage de 6 secondes pour le DM1.108, mal adapté pour la caractérisation du jet.

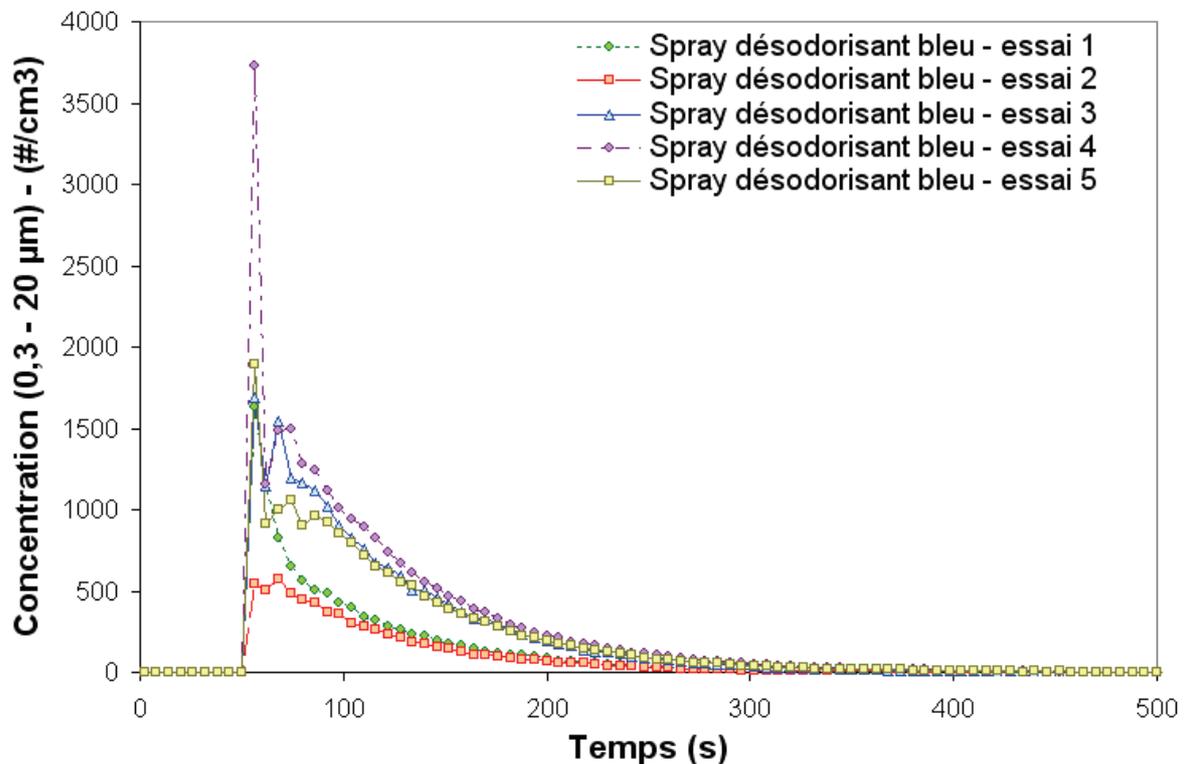


Figure 3-61 : Concentrations totales de particules émises par le spray désodorisant bleu (DM1.108).

La gamme de particules émis par le spray désodorisant bleu s'étend de 5 nm à 10 µm en associant les granulométries du DMS500, de l'ELPI et du compteur optique DM1.108 (Figure 3-62). En effet, le compteur optique permet de mettre en évidence un autre mode autour de 2500 nm.

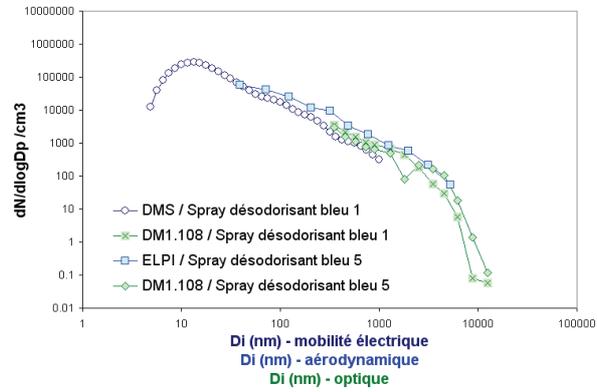


Figure 3-62 : Distribution en taille des particules émises par le spray désodorisant bleu, mesurées par le DMS500, l'ELPI et le compteur optique DM1.108.

3.7. Spray désodorisant jaune

Un autre spray désodorisant d'intérieur grand public, action 2 en 1 (neutralise et parfume), a été testé dans l'enceinte expérimentale comme source émettrice de particules. Outre la part de parfum partiellement de synthèse senteur "zeste d'agrumes", le spray utilise comme gaz propulseur un mélange d'isobutane 20-30% et de propane 1-10%.



Le scénario d'utilisation comprend une phase d'agitation du spray d'environ 3 secondes, et une phase d'émission de l'aérosol en exerçant une pression maximale sur l'enclencheur pendant 3 secondes. Le jet est dirigé vers le haut. La durée de pression a été jugée représentative d'un usage non exhaustif du spray. En pratique, cette durée est fonction de l'utilisateur. Toutefois, l'hypothèse que le taux d'émission de particules reste constant quelque soit la durée du jet reste plausible. Le spray est pesé systématiquement avant et après utilisation pour déterminer la masse de matière libérée.

Masse initiale (g)	Essai 1	Essai 2	Essai 3	Essai 4
Bombe aérosol	303.9	299.6	295.3	291.2
Perte de matière (g)	4.3	4.3	4.1	4.5

3.7.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation

Les 4 essais réalisés sont bien répétables (Figure 3-63). Trois d'entre eux présentent des pics de concentration compris entre 4 et $4,5 \cdot 10^5 \text{ \#}\cdot\text{cm}^{-3}$. L'essai 3 quant à lui n'atteint qu'une concentration maximale de $2 \cdot 10^5 \text{ \#}\cdot\text{cm}^{-3}$. Le même phénomène que celui observé pour le spray désodorisant bleu, à savoir présence d'un pic initial et secondaire, est également présent. Le pic secondaire se retrouve à un niveau proche de $1 \cdot 10^5 \text{ \#}\cdot\text{cm}^{-3}$ et suit la même décroissance quelque soit l'essai.

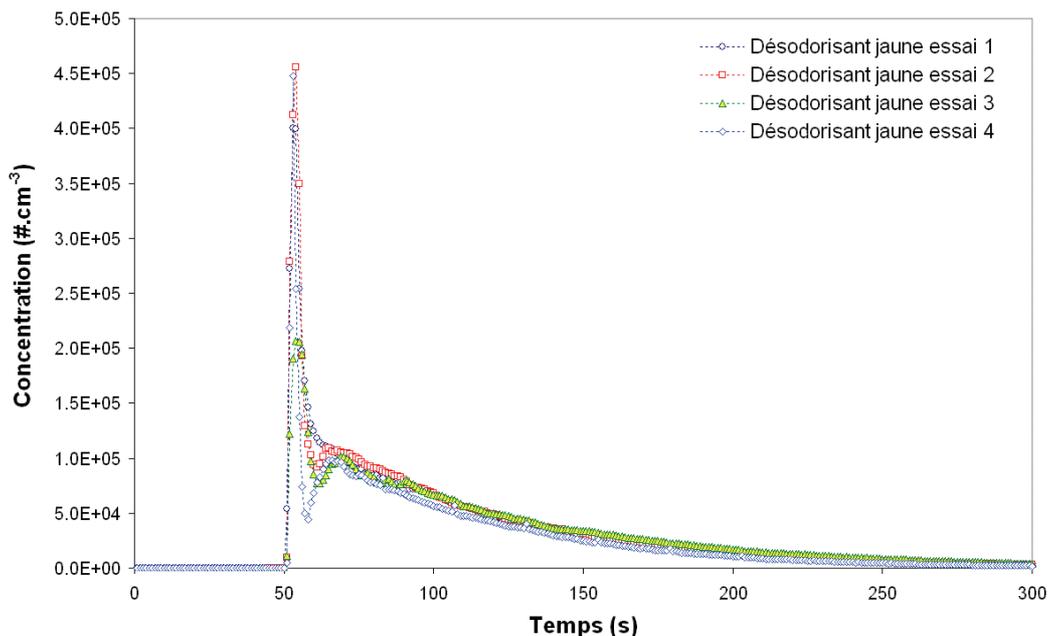


Figure 3-63 : Concentration totale corrigée de particules libérées par le spray désodorisant jaune (données CNC).

3.7.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500

Le spectromètre à mobilité électrique a été utilisé sur les deux premiers essais et montre des niveaux maximum compris entre 7 et $9 \cdot 10^5 \text{ \#} \cdot \text{cm}^{-3}$ (Figure 3-64).

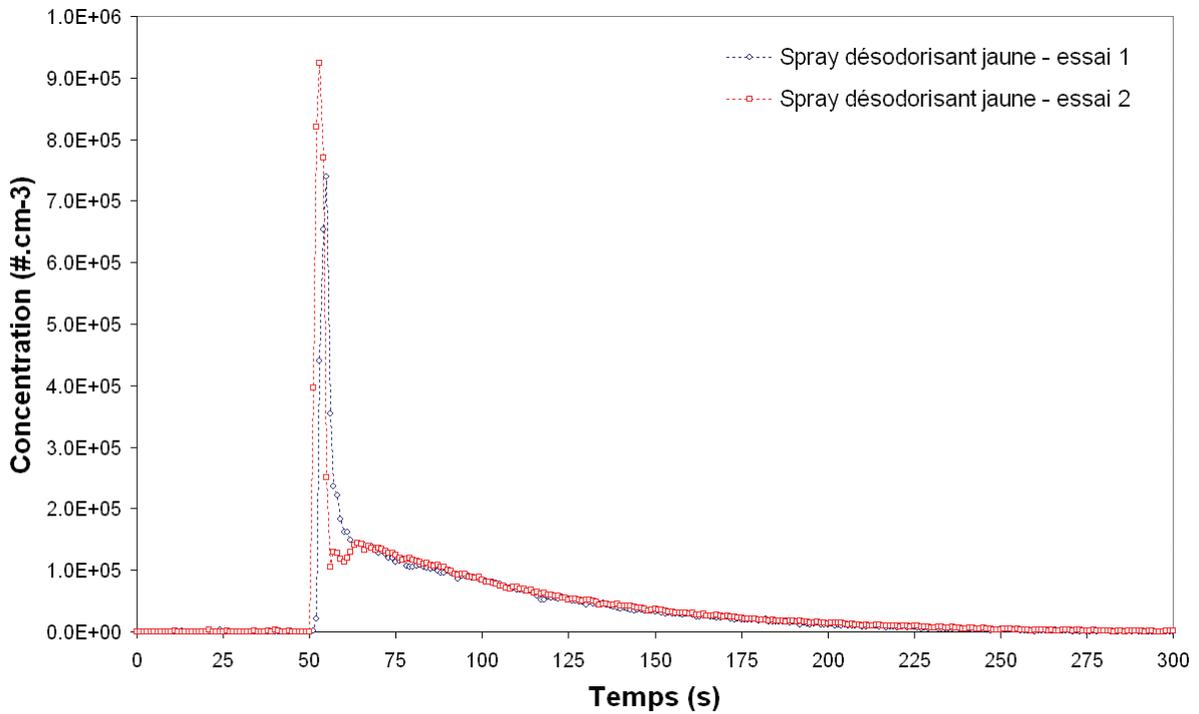


Figure 3-64 : Concentrations totales de particules émises par le spray désodorisant jaune (DMS500).

Les mesures de granulométrie avec le DMS500 sont présentées pour les essais 1 et 2 (Figure 3-65, Figure 3-66, Figure 3-67). Les résultats obtenus sont synthétisés dans le Tableau 3-9. La distribution est trimodale avec deux modes principaux très proches (13 et 35 nm) et le dernier autour de 90-100 nm.

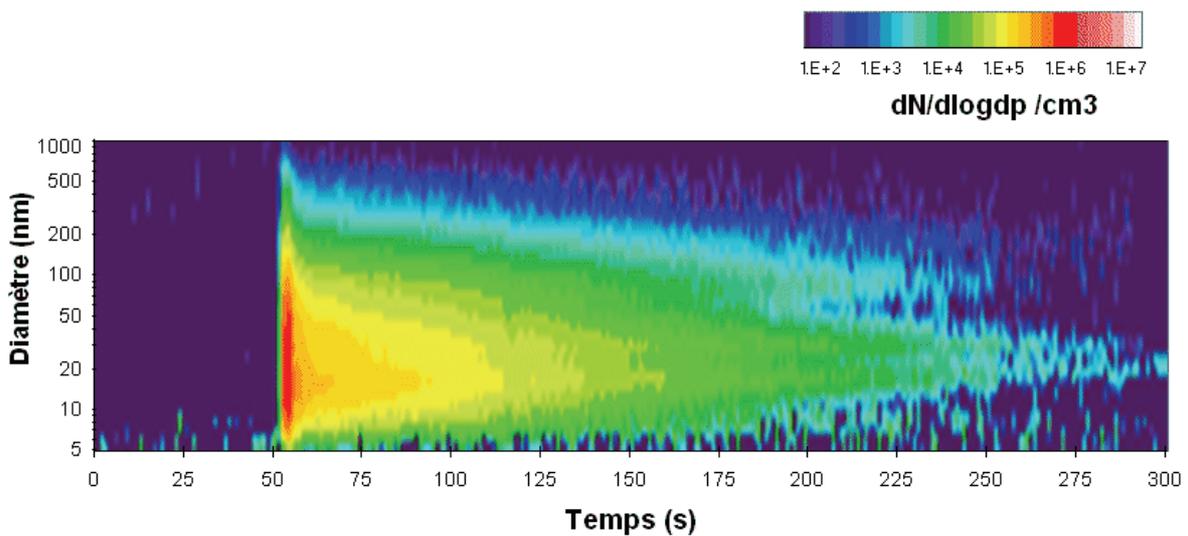


Figure 3-65 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Spray désodorisant jaune, test 1).

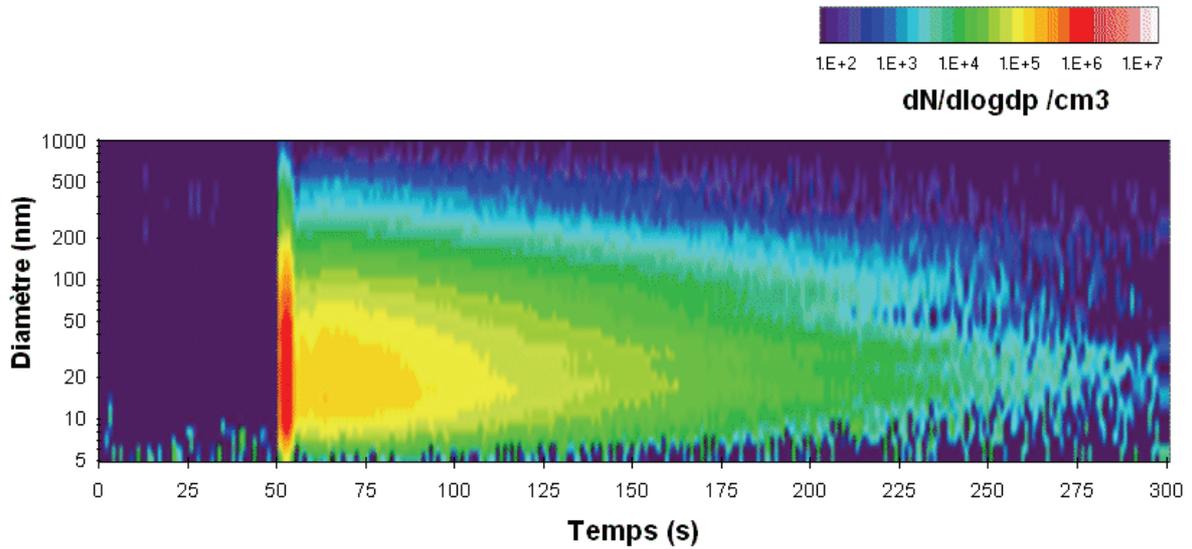


Figure 3-66 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Spray désodorisant jaune, test 2).

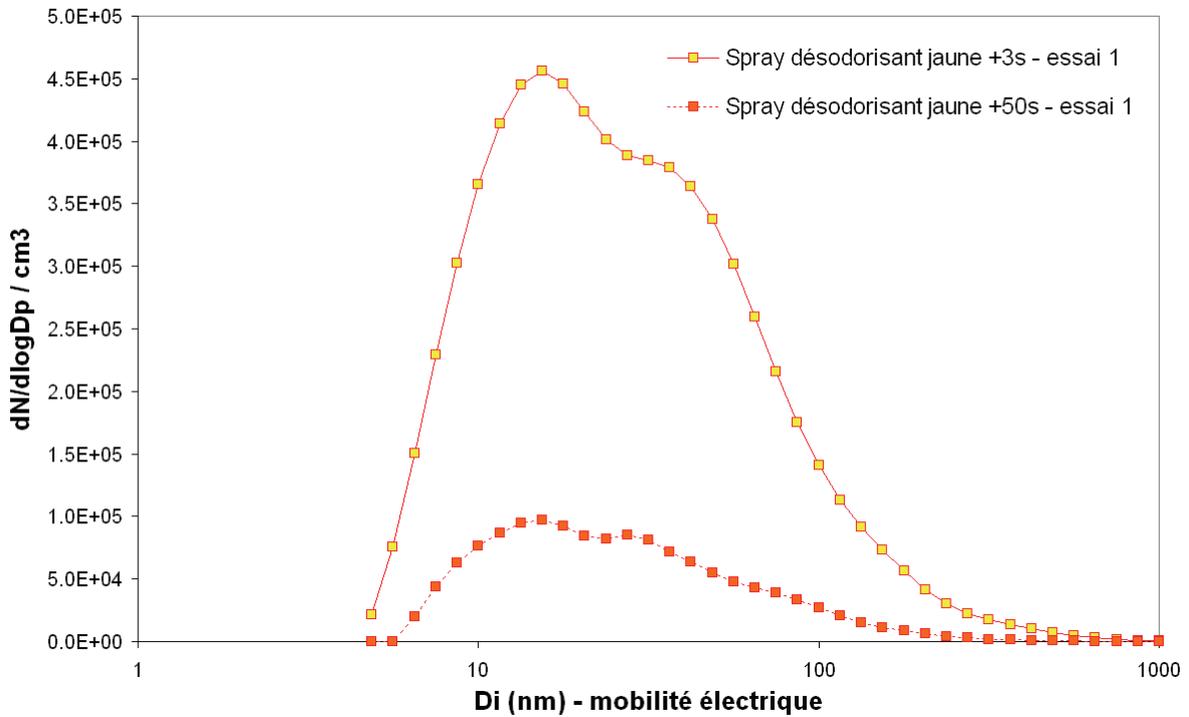


Figure 3-67 : Distribution caractéristiques mesurée avec le DMS500 (Spray désodorisant jaune, test 1).

	(5 - 25 nm)				(25 - 55 nm)			
	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)
Spray désodorisant jaune 1	7.54E+04	13.18	1.47	13.55	3.83E+04	35.99	1.25	35.52
Spray désodorisant jaune 2	8.23E+04	13.23	1.47	13.58	4.47E+03	35.25	1.25	34.48
	(55 - 1000 nm)							
	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)				
Spray désodorisant jaune 1	2.54E+04	94.16	1.57	84.15				
Spray désodorisant jaune 2	2.98E+03	98.41	1.61	87.74				

Tableau 3-9 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens (spray désodorisant jaune – durant jet puis 1 min).

3.7.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI

L'impacteur électrique a été utilisé sur les essais 3 et 4. Les résultats obtenus sont présentés à la Figure 3-68. La gamme de particules détectée par l'instrument ne s'étend pas aux particules ultrafines et de ce fait les concentrations totales observées sont sensiblement inférieures à celles mesurées par la CNC3007 ou le DMS500.

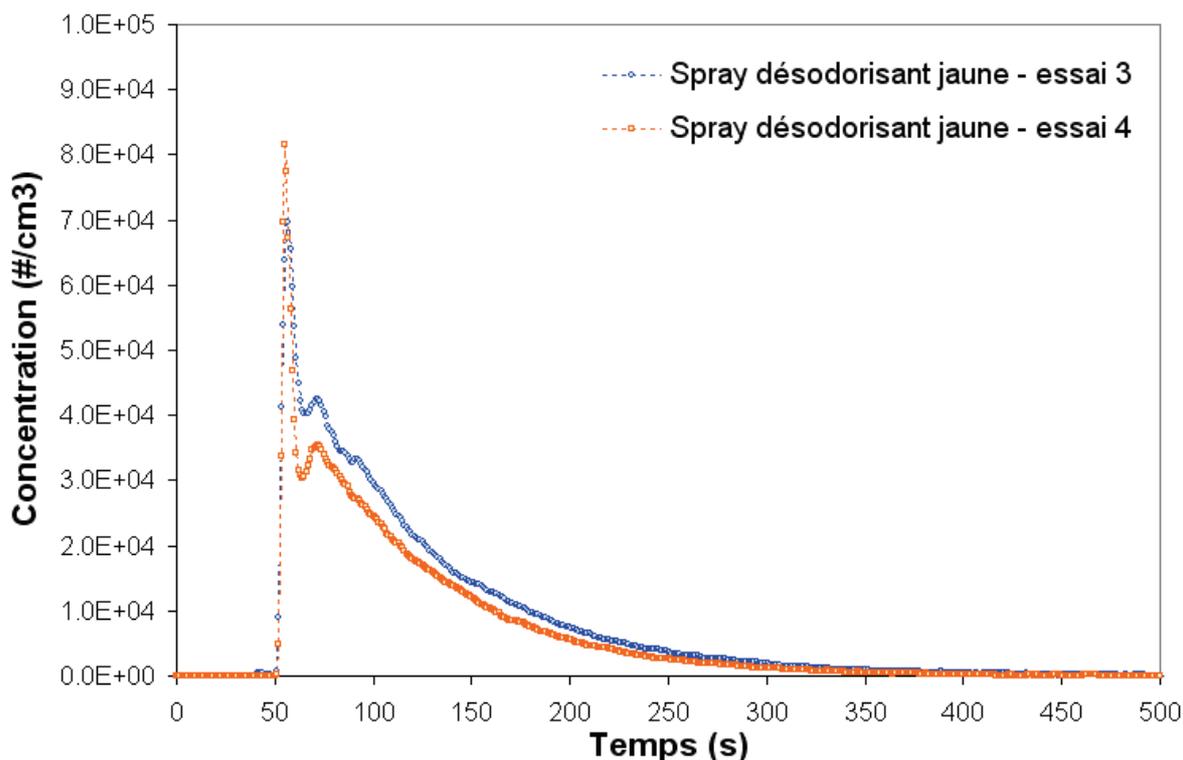


Figure 3-68 : Concentrations totales de particules émises mesurées avec l'ELPI par le spray désodorisant jaune.

Les granulométries observées (Figure 3-69, Figure 3-70) montrent que l'ELPI n'est pas adapté pour ce type de source. En effet, seul le dernier mode (autour de 90-100 nm) est bien représenté. Les deux modes ultrafins principaux ne sont pas pris en considération.

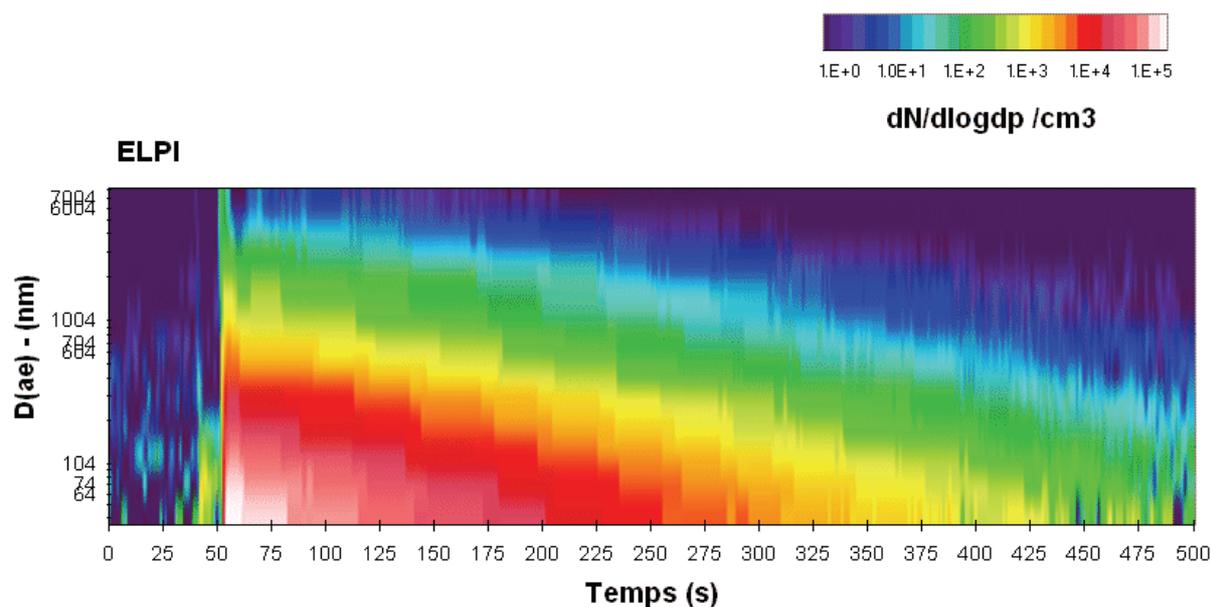


Figure 3-69 : Evolution de la distribution en taille des particules émises par le spray désodorisant jaune avec l'ELPI (gamme 10^0 à 10^5 $dN/d\log dp /cm^3$). $D(ae)$: diamètre aérodynamique (Essai 4).

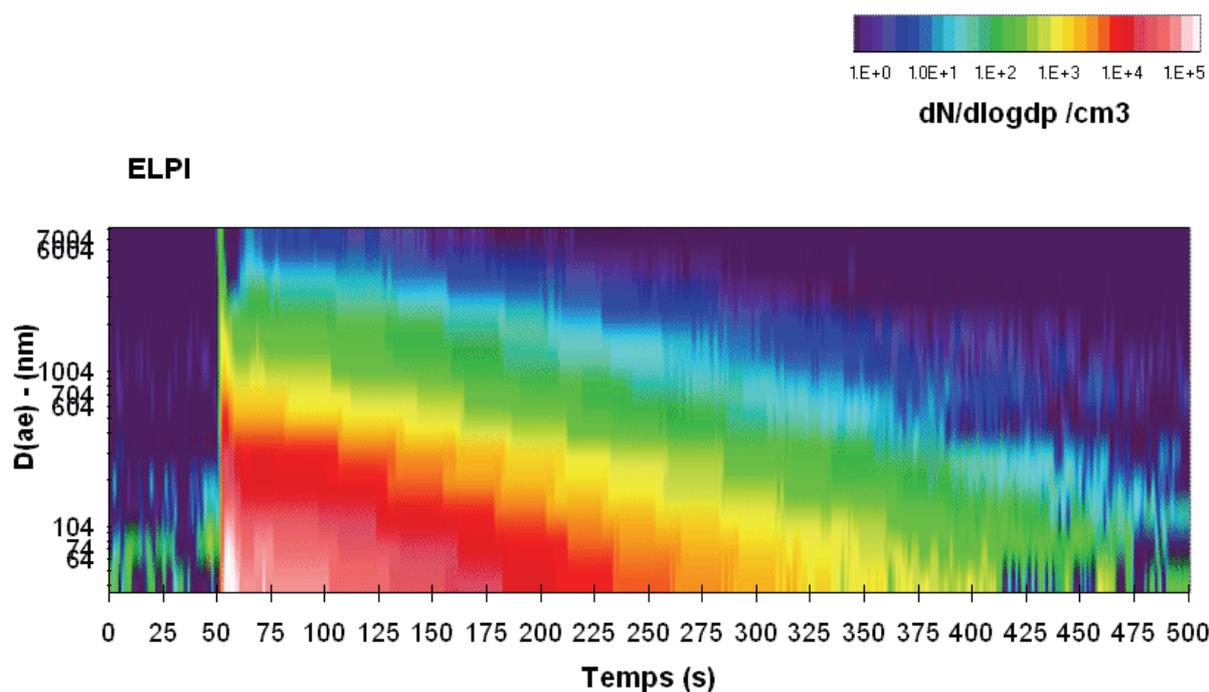


Figure 3-70 : Evolution de la distribution en taille des particules émises par le spray désodorisant jaune avec l'ELPI (gamme 10^0 à 10^5 $dN/d\log dp /cm^3$). $D(ae)$: diamètre aérodynamique (Essai 5).

3.7.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108

La Figure 3-71 présente le niveau de concentration des particules émises par le spray désodorisant jaune et mesurées par le compteur optique. Le même profil de concentration est observée par rapport aux autres instruments avec toutefois un niveau maximum plus faible jusqu'à $4500 \# \cdot cm^{-3}$ du fait de la prise en compte des particules $> 0,3 \mu m$.

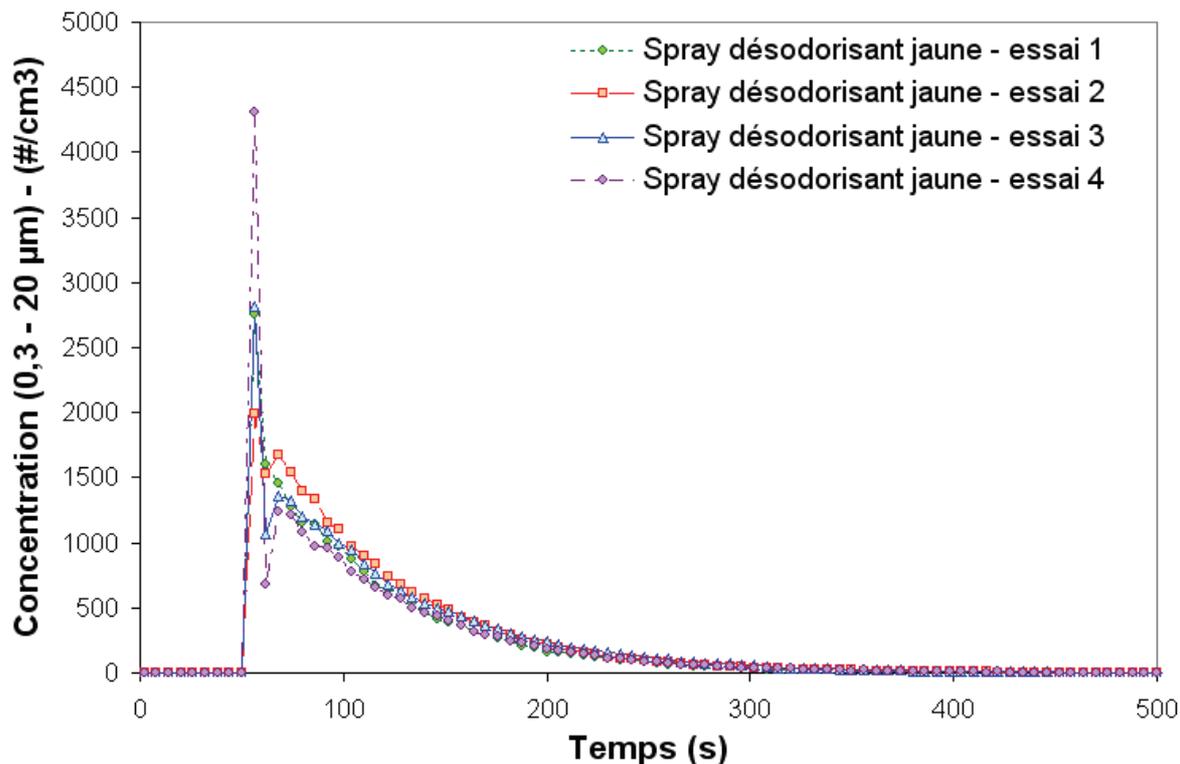


Figure 3-71 : Concentration totale mesurée par le compteur optique (spray désodorisant jaune).

La granulométrie du compteur optique associée à celle obtenue avec l'ELPI et le DMS500 permet d'élargir la gamme de particules considérées de 5 nm à 20 µm pour obtenir une vision globale de la distribution des particules libérées par le spray désodorisant jaune (Figure 3-73). Lorsqu'elles se recoupent les distributions des 3 instruments sont en accord l'une avec l'autre, bien que l'ELPI sous-estime les concentrations observées dans le domaine 30-100 nm.

Le compteur optique met en évidence un nouveau mode autour de 1000 nm.

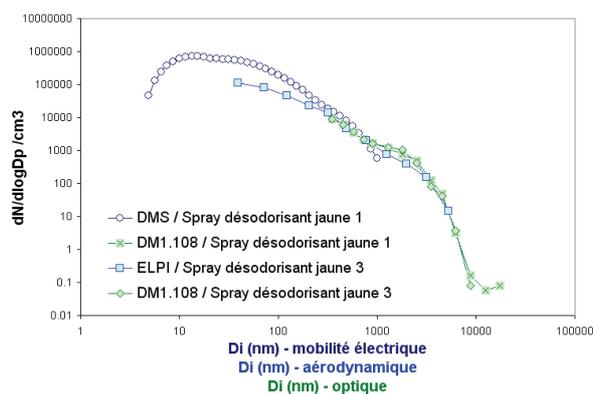


Figure 3-72 : Distribution en taille des particules émises par le spray désodorisant jaune (jet initial), mesurées par le DMS500, l'ELPI et le compteur optique DM1.108.

3.8. Spray dépoussiérant

Un spray dépoussiérant grand public a été testé dans l'enceinte expérimentale comme source émettrice de particules. Ce nettoyant antistatique contient entre autres des distillats de pétrole pour 1 à 5 % en poids et du parfum (< 0,5%). Le produit est susceptible de former une mousse plus ou moins liquide en sortie du nébuliseur rendant difficile la propagation de l'aérosol. Les deux premiers essais ont notamment souffert de ce phénomène et ne sont pas exploitables.



Le scénario d'utilisation comprend une phase d'agitation du spray d'environ 3 secondes, et une phase d'émission de l'aérosol en exerçant une pression maximale sur l'enclencheur pendant 3 secondes. Le jet est dirigé vers le haut. La durée de pression a été jugée représentative d'un usage non exhaustif du spray. En pratique, cette durée est fonction de l'utilisateur. Toutefois, l'hypothèse que le taux d'émission de particules reste constant quelque soit la durée du jet reste plausible. Le spray est pesé systématiquement avant et après utilisation pour déterminer la masse de matière libérée.

Masse initiale (g)	Essai 1	Essai 2	Essai 3	Essai 4
Bombe aérosol	327	322.5	312.7	311.1
Perte de matière (g)	4.5	5.5	1.6	0.7

3.8.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC

Les concentrations mesurées avec le CNC pour le spray dépoussiérant sont présentées à la Figure 3-73. La quantité de matière libérée lors des deux premiers essais ne s'est pas traduite par l'émission conséquente de particules. Ceci est dû au caractère moussant du produit qui ne formait pas un jet uniforme, mais qui avait tendance à couler au niveau du nébuliseur. Les deux derniers essais ont permis d'obtenir un jet bien individualisé et par conséquent un pic d'émission de particules associé.

Le fait de ne pas générer systématiquement un jet est une caractéristique propre du produit et de la conception du nébuliseur. Ce type de spray présente un nébuliseur orienté vers le bas, autrement dit vers les surfaces à dépoussiérer, contrairement aux autres sprays (désodorisants, insecticides) destinés à être pulvérisés dans l'atmosphère. L'impact du spray dépoussiérant en terme de sources de particules semble par conséquent plus limité au regard des autres sprays.

Sur les deux derniers essais, la concentration maximale de particules émises atteint $8 \cdot 10^4 \text{ \#} \cdot \text{cm}^{-3}$ et revient au niveau initial au bout de 250 s.

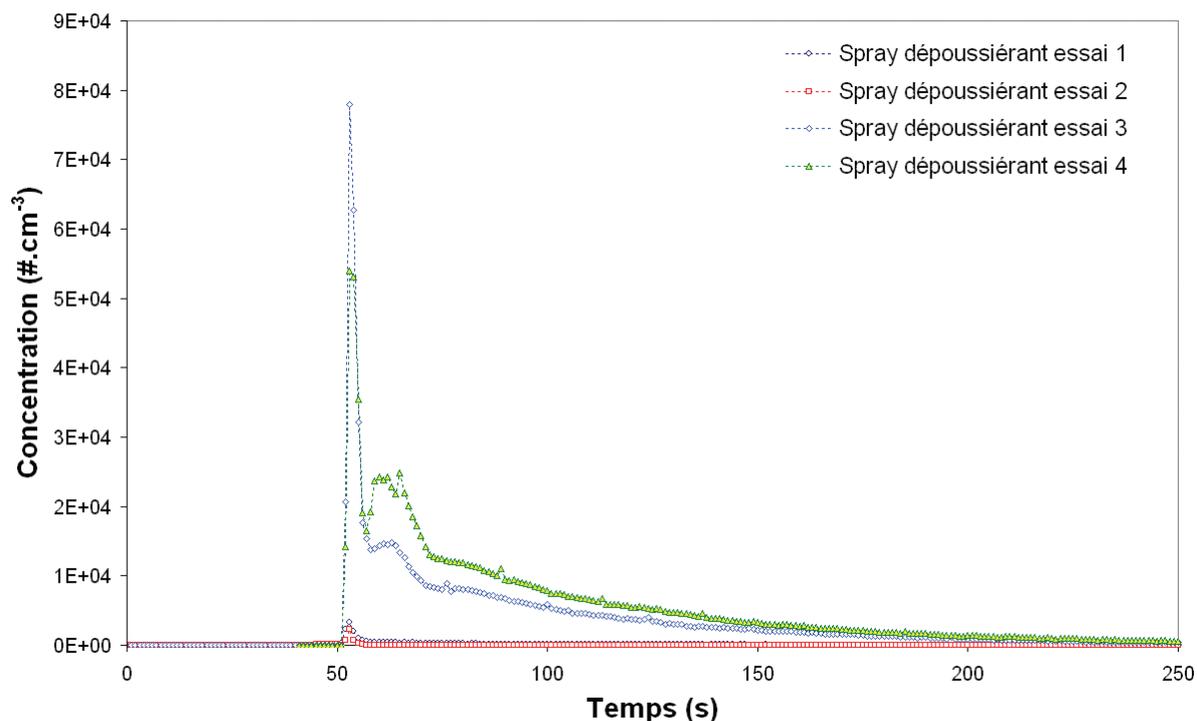


Figure 3-73 : Concentration totale de particules émises par le spray dépolluant (CNC3007).

3.8.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500

Le DMS500 a été utilisé sur les deux premiers essais. Du fait de la qualité médiocre du jet, les concentrations mesurées avec le DMS500 sont à la limite de fonctionnement de l'appareil. Le spray dépolluant n'émet pas suffisamment de particules pour entraîner une réponse significative du DMS500.

3.8.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI

L'impacteur électrique a été utilisé sur les deux derniers essais. Ces deux essais ont engendrer un pic d'émission de particules atteignant $2 \cdot 10^4 \# \cdot \text{cm}^{-3}$. Cette concentration est plus faible que celle mesurée avec le CNC3007. Le spray dépolluant produit par conséquent des particules visibles par le CNC3007 ($> 10 \text{ nm}$) mais non prises en compte par l'ELPI ($< 28 \text{ nm}$). Il apparaît vraisemblable que le spray dépolluant présente un mode principal dans cette intervalle (10-28 nm), à l'instar des autres types de spray testés, malgré le fait qu'il n'est pu être clairement caractérisé dans cette étude.

Les granulométries associées (Figure 3-75, Figure 3-76) ne montrent qu'une partie des émissions. Deux modes secondaires peuvent être identifiés avec les données ELPI (Tableau 3-10) : un mode autour de 70 nm et un autre à 260 nm.

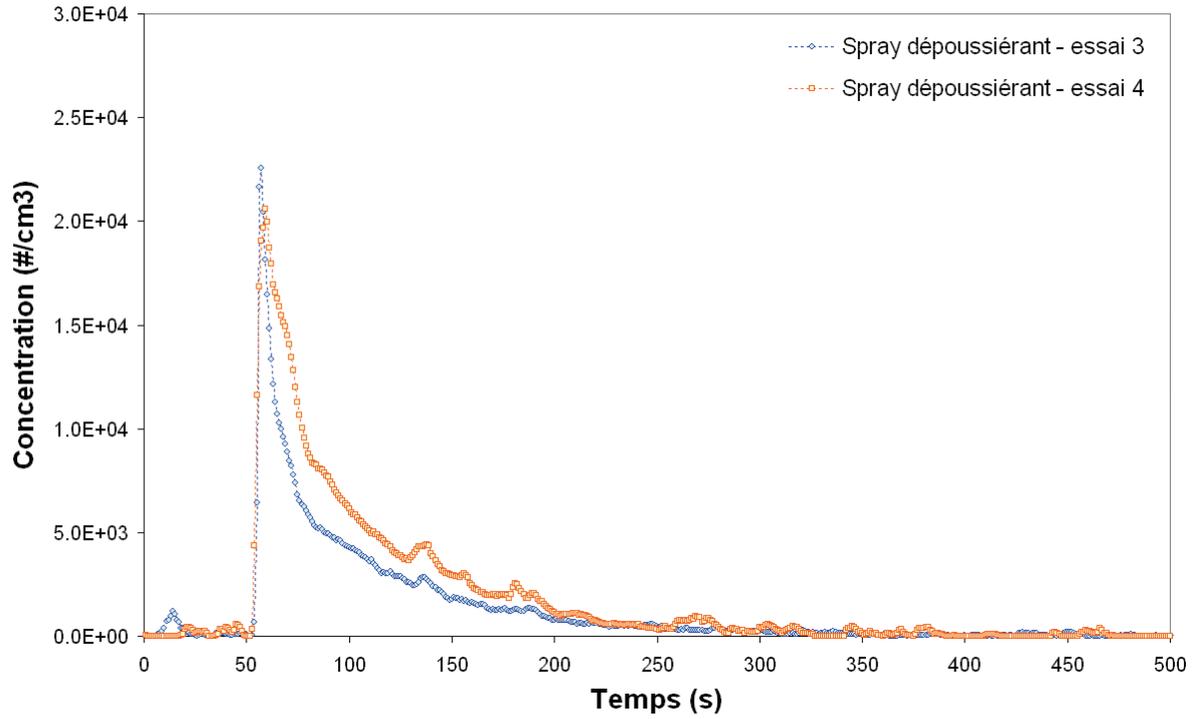


Figure 3-74 : Concentrations totales de particules émises par le spray dépoussiérant mesurées avec l'ELPI.

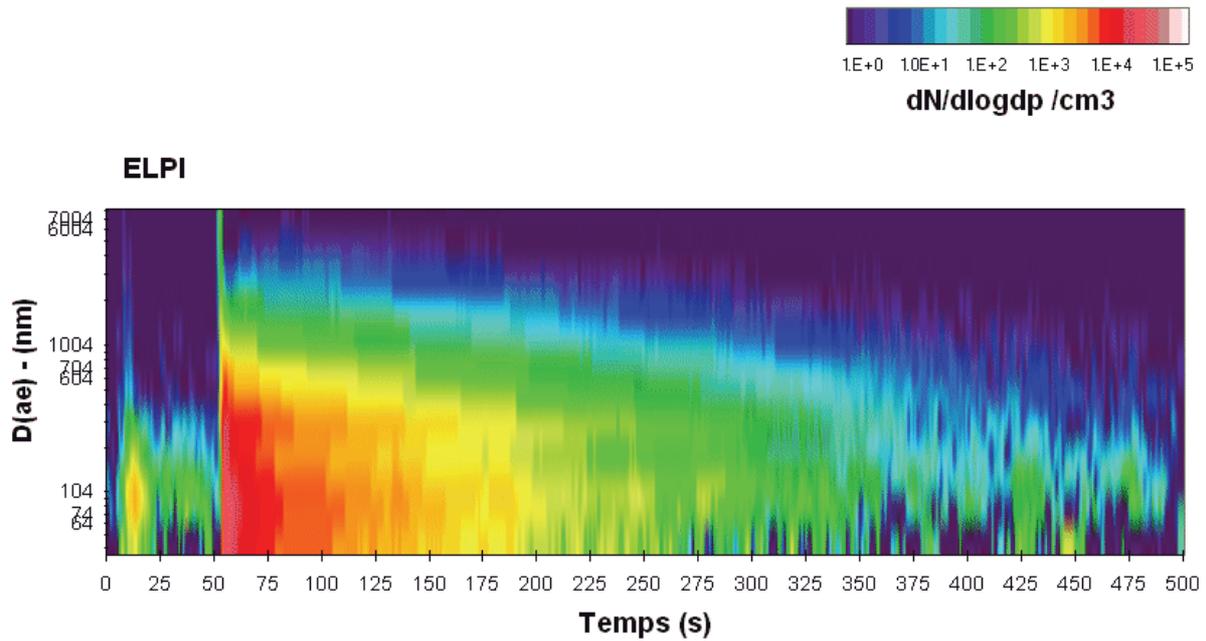


Figure 3-75 : Evolution de la distribution en taille des particules émises par le spray dépoussiérant avec l'ELPI (gamme 10^0 à 10^5 $dN/dlogd_p/cm^3$). $D(ae)$: diamètre aérodynamique. Essai 3.

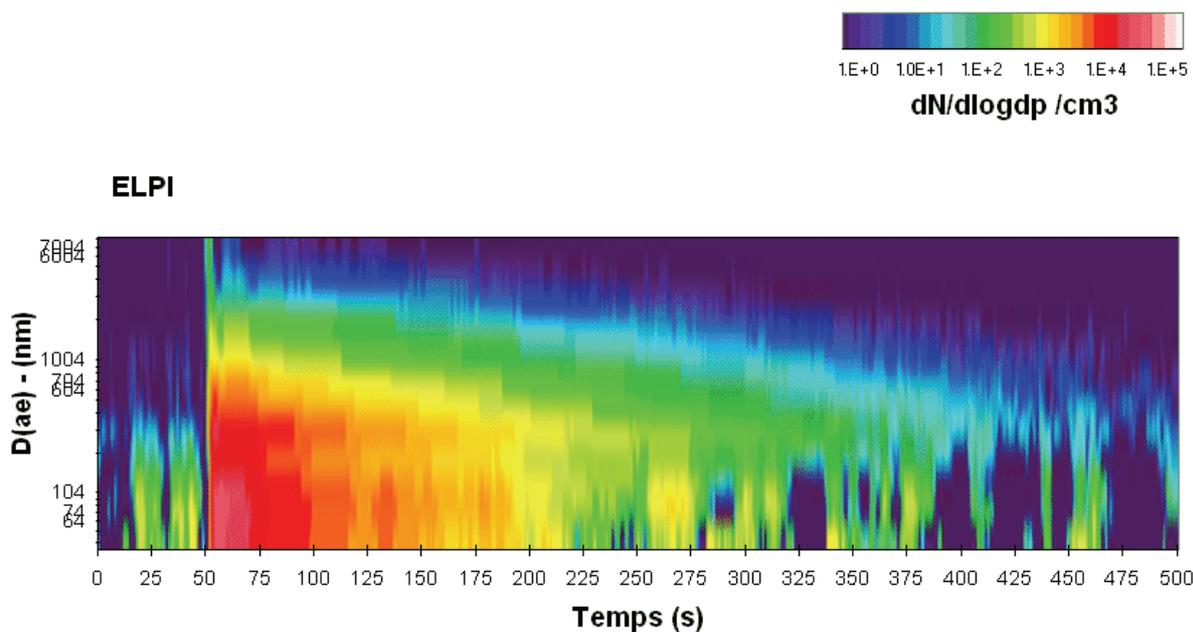


Figure 3-76 : Evolution de la distribution en taille des particules émises par le spray dépoussiérant avec l'ELPI (gamme 10^0 à 10^5 $dN/d\log d_p/cm^3$). $D(ae)$: diamètre aérodynamique. Essai 4.

	(39 - 200 nm)			(200 - 8234 nm)				
	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)
Spray dépoussiérant 3	2.48E+03	68.61	1.47	65.33	4.15E+01	257.31	1.27	248.59
Spray dépoussiérant 4	3.55E+03	70.72	1.49	67.71	9.10E+01	258.49	1.26	250.50

Tableau 3-10 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens (spray dépoussiérant – durant jet puis 1 min).

3.8.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108

La Figure 3-77 présente la concentration totale de particules libérées par le spray dépoussiérant et détectées par le compteur optique. Les deux premiers essais ne donnent aucune réponse de l'instrument. Les deux derniers conduisent à des pics de particules ($> 0,3 \mu m$) compris entre $1500 - 3500 \# \cdot cm^{-3}$.

Les granulométries associées au jeu initial concordent parfaitement entre l'ELPI et le compteur optique DM1.108 (Figure 3-78). Un mode aux alentours de 1800 nm semble également se dessiner.

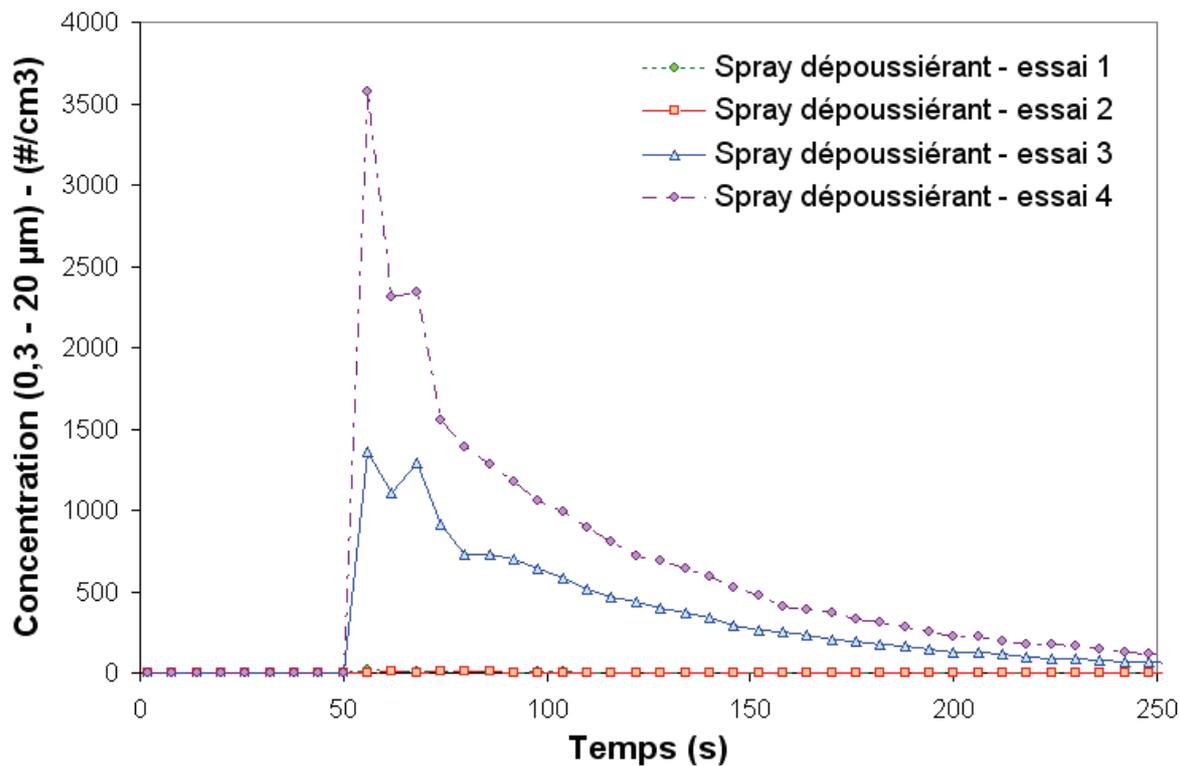


Figure 3-77 : Concentrations totales de particules émises par le spray dépoussiérant (DM1.108).

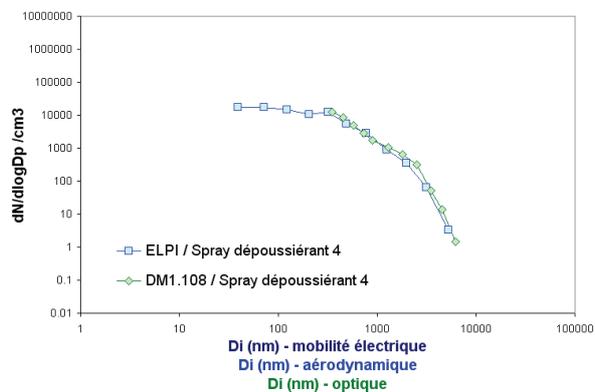


Figure 3-78 : Distribution en taille des particules émises par le spray dépoussiérant (jet initial), mesurées par le DMS500, l'ELPI et le compteur optique DM1.108.

3.9. Spray insecticide

Un spray insecticide grand public destiné à lutter contre les insectes volants a été testé dans l'enceinte expérimentale comme source émettrice de particules. Outre les agents actifs tétraméthrine (0,30%) et perméthrine (0,10%), le spray utilise comme gaz propulseur du butane (30-40% en masse). Par ailleurs, le spray contient également du naphta lourd hydrotraité pour 5-10%.



Le scénario d'utilisation comprend une phase d'agitation du spray d'environ 3 secondes, et une phase d'émission de l'aérosol en exerçant une pression maximale sur l'enclencheur pendant 3 secondes. Le jet est dirigé vers le haut. La durée de pression a été jugée représentative d'un usage non exhaustif du spray. En pratique, cette durée est fonction de l'utilisateur. Toutefois, l'hypothèse que le taux d'émission de particules reste constant quelque soit la durée du jet reste plausible. Le spray est pesé systématiquement avant et après utilisation pour déterminer la masse de matière libérée.

Masse initiale (g)	Essai 1	Essai 2	Essai 3	Essai 4
Bombe aérosol	406.2	400.7	395.5	389.5
Perte de matière (g)	5.5	5.2	6.0	3.9

3.9.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC

Le spray insecticide présente un niveau de concentration maximum reproductible autour de $5 \cdot 10^5 \# \cdot \text{cm}^{-3}$ au niveau du jet initial (Figure 3-79). Un pic secondaire de l'ordre de $10^5 \# \cdot \text{cm}^{-3}$ est observé 10 secondes plus tard. Environ 250 secondes sont nécessaires pour que la concentration de particules dans l'enceinte revienne au niveau initial (0).

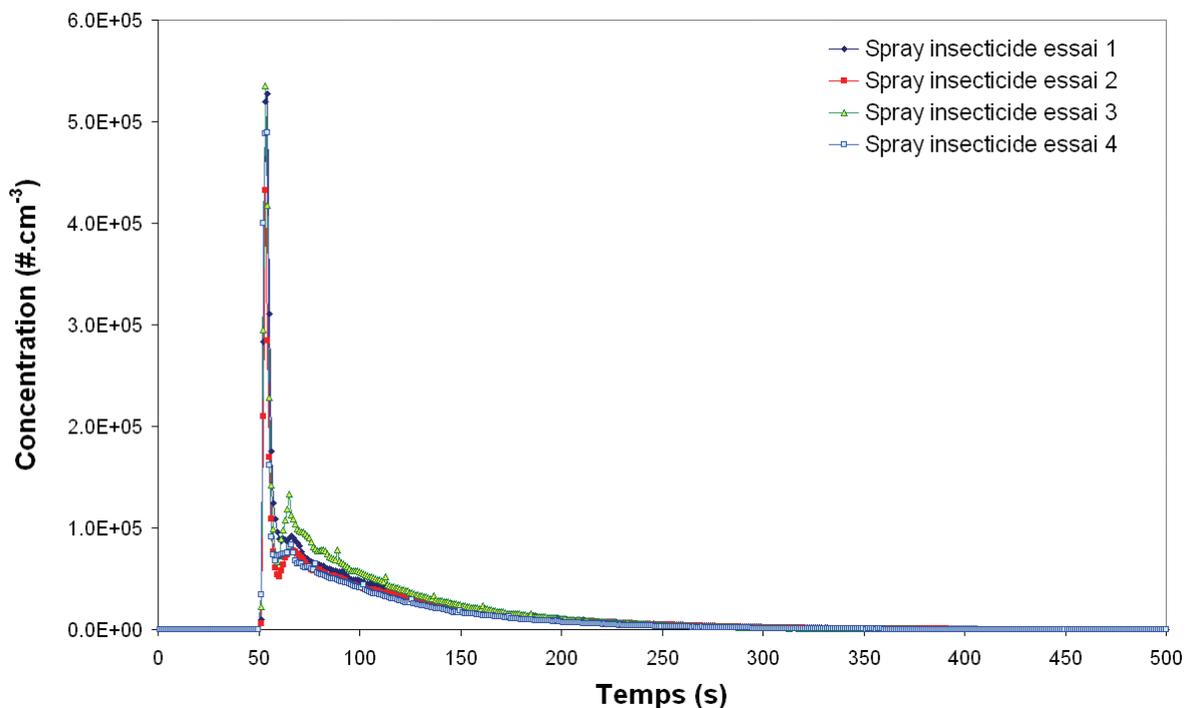


Figure 3-79 : Concentration totale corrigée de particules libérées par le spray insecticide (CNC3007).

3.9.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500

La Figure 3-80 montre la concentration totale mesurée avec le DMS500 (5 nm à 1000 nm) pour les deux premiers essais. Le niveau maximum atteint $8 \cdot 10^5 \# \cdot \text{cm}^3$, supérieur au niveau relevé par le CNC3007. Une différence qui laisse supposer la présence en quantité non négligeable de particules < 10 nm, par ailleurs confirmée par les granulométries présentées ci-après.

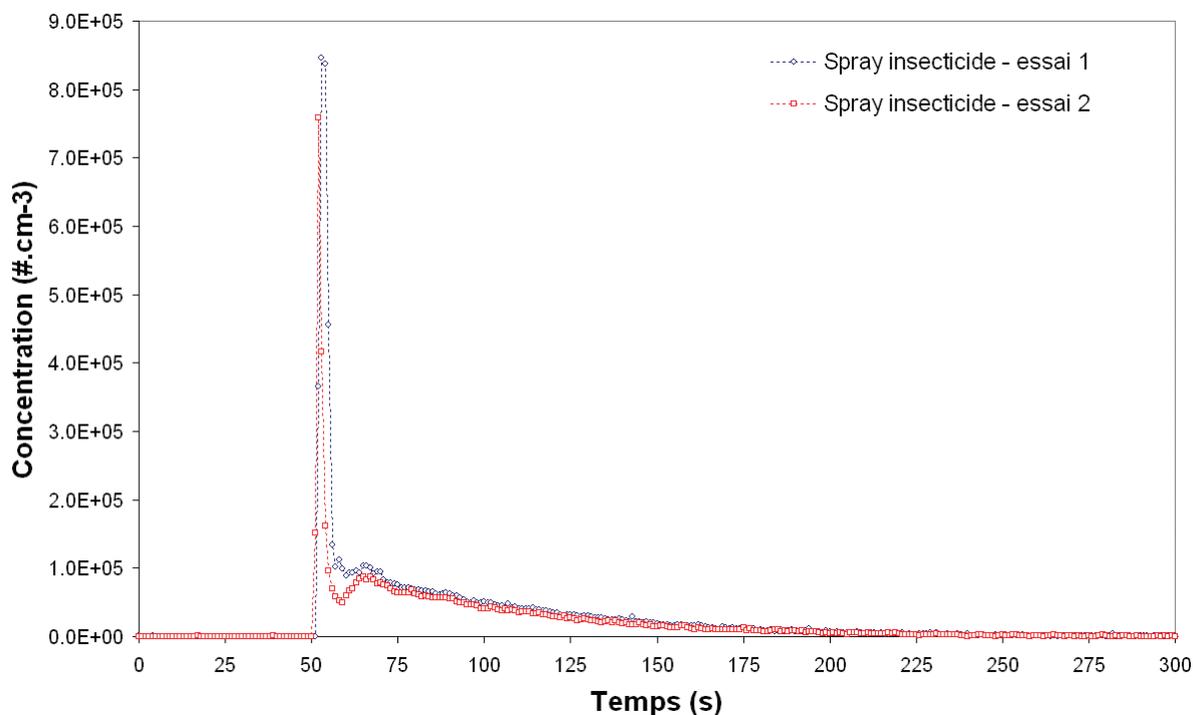


Figure 3-80 : Comparaison des concentrations totales mesurées lors des essais 1 et 2 (spray insecticide).

Les mesures de granulométrie avec le DMS500 sont présentées pour les essais 1 et 2 (Figure 3-81, Figure 3-82, Figure 3-83). Les résultats obtenus sont synthétisés au Tableau 3-11. La distribution est trimodale avec un mode dominant centré sur 15 nm, un mode intermédiaire vers 70 nm et un mode autour de 250-270 nm.

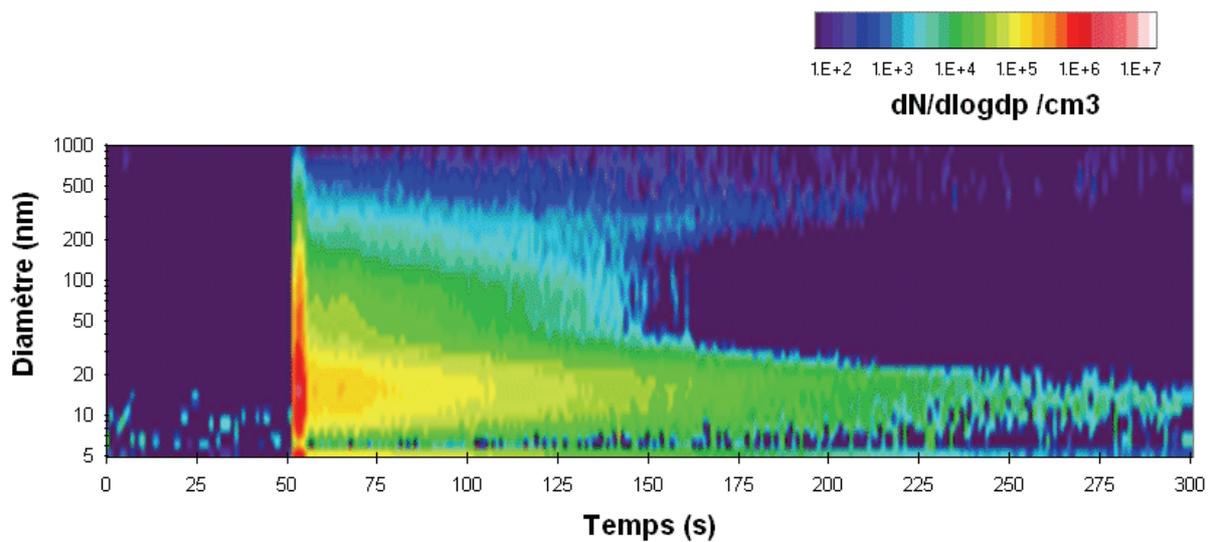


Figure 3-81 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Spray insecticide, essai 1).

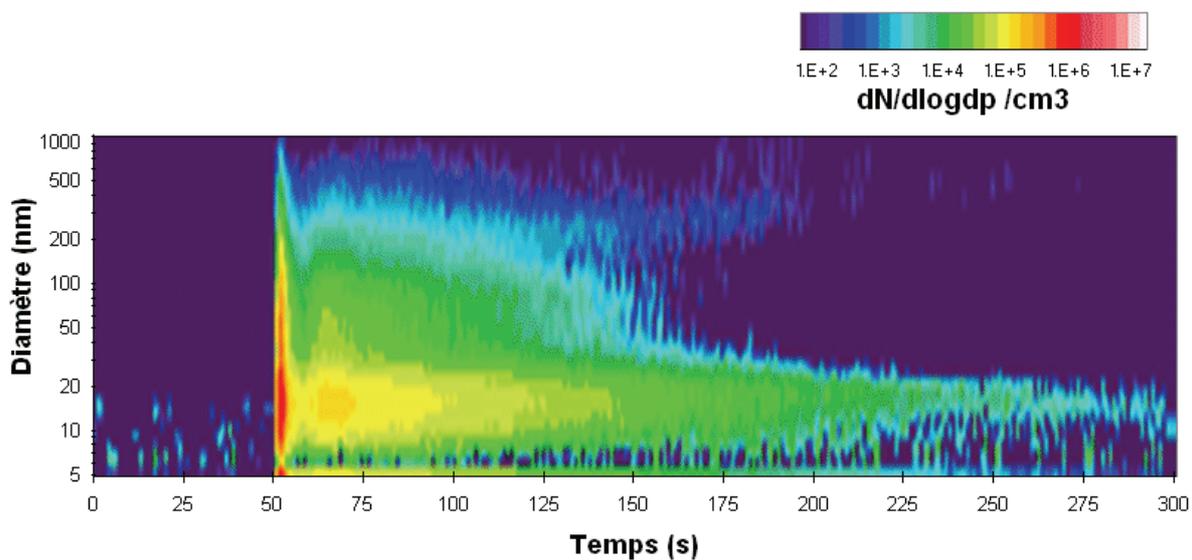


Figure 3-82 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Spray insecticide, essai 2).

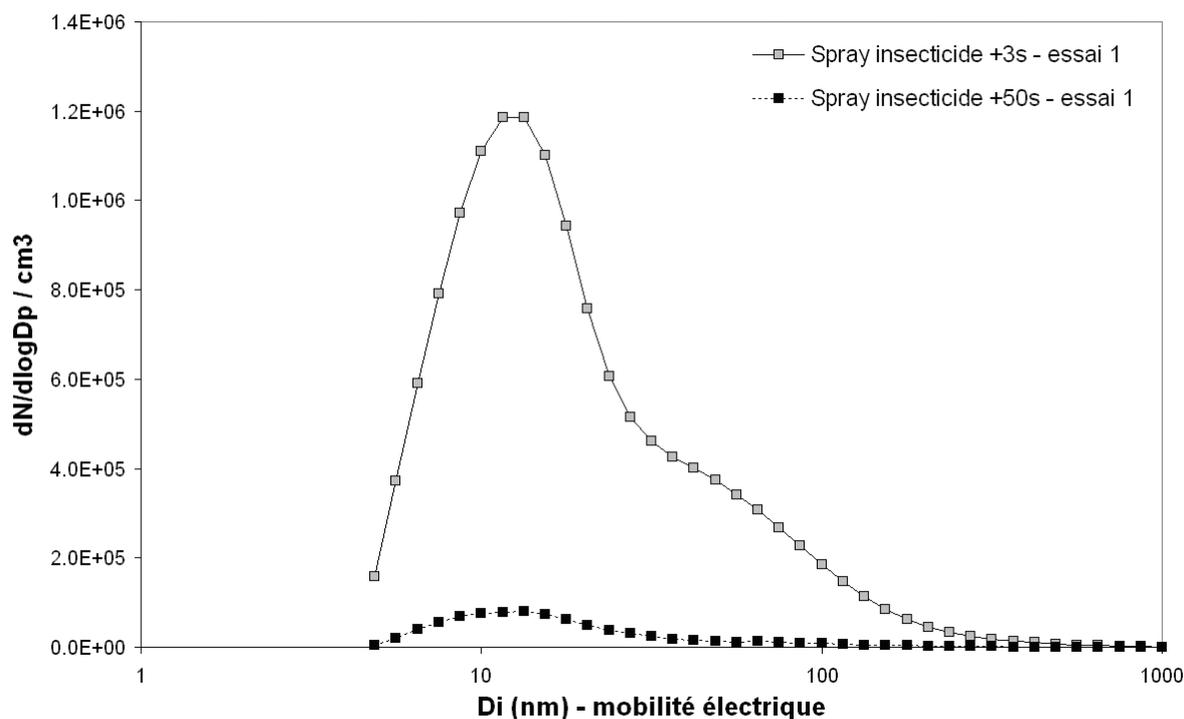


Figure 3-83 : Distributions caractéristiques mesurées avec le DMS500 (spray insecticide, essai 1).

	(5 - 40 nm)				(40 - 180 nm)			
	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)
Spray insecticide bleu 1	8.91E+04	14.59	1.62	14.57	1.94E+04	71.35	1.48	67.44
Spray insecticide bleu 2	6.60E+04	14.50	1.61	14.48	1.52E+04	72.32	1.48	68.73
	(180 - 1000 nm)							
	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)				
Spray insecticide bleu 1	2.25E+03	279.65	1.45	253.45				
Spray insecticide bleu 2	1.78E+03	273.82	1.43	249.38				

Tableau 3-11 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens (Spray insecticide).

3.9.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI

Comme pour les autres sprays, la gamme de mesure de l'ELPI ne correspond pas au mode principal d'émission et les concentrations observées ne concernent que la partie secondaire de l'aérosol (Figure 3-84). Les granulométries associées (Figure 3-85, Figure 3-86) mettent en évidence le mode autour de 270 nm qui persiste jusqu'à 500 secondes.

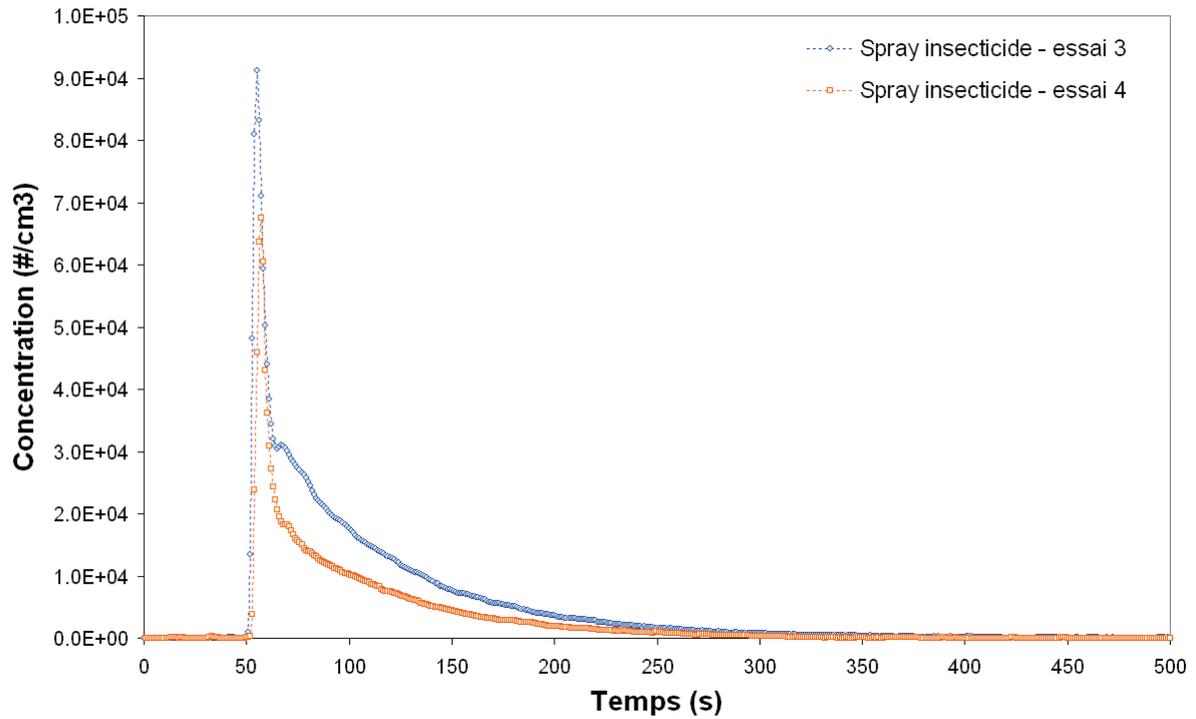


Figure 3-84 : Concentrations totales de particules émises par le spray insecticide mesurées avec l'ELPI.

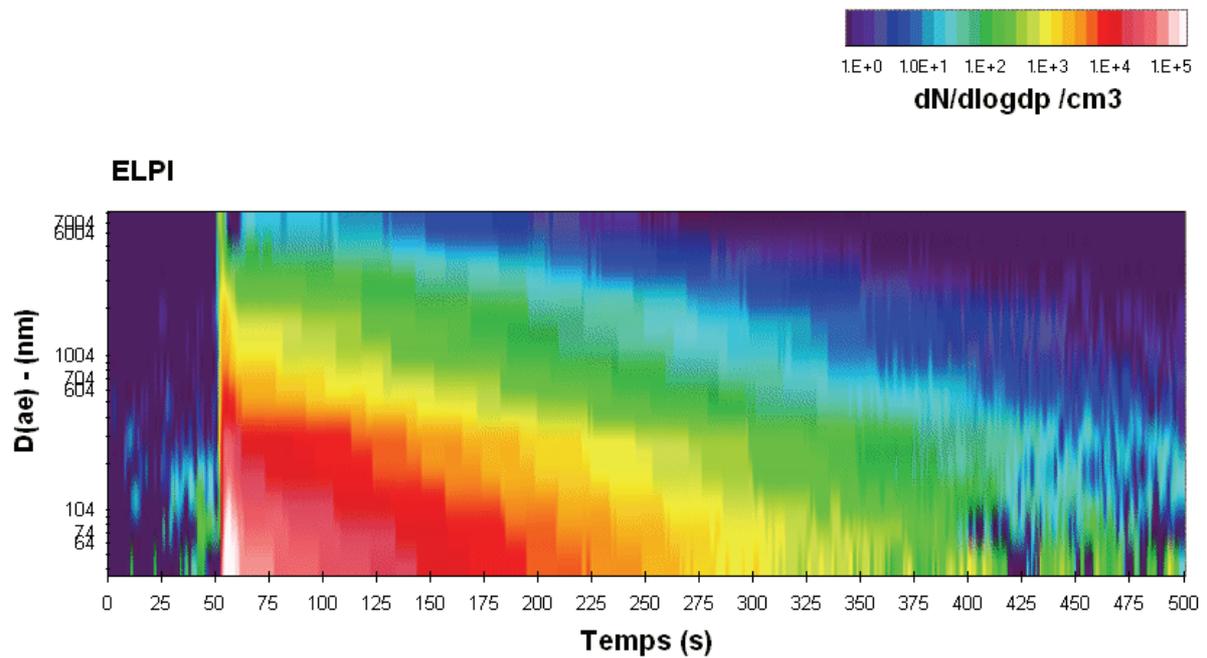


Figure 3-85 : Evolution de la distribution en taille des particules émises par le spray insecticide avec l'ELPI (gamme 10^0 à 10^5 $dN/d\log d_p /cm^3$). $D(ae)$: diamètre aérodynamique. Essai 3.

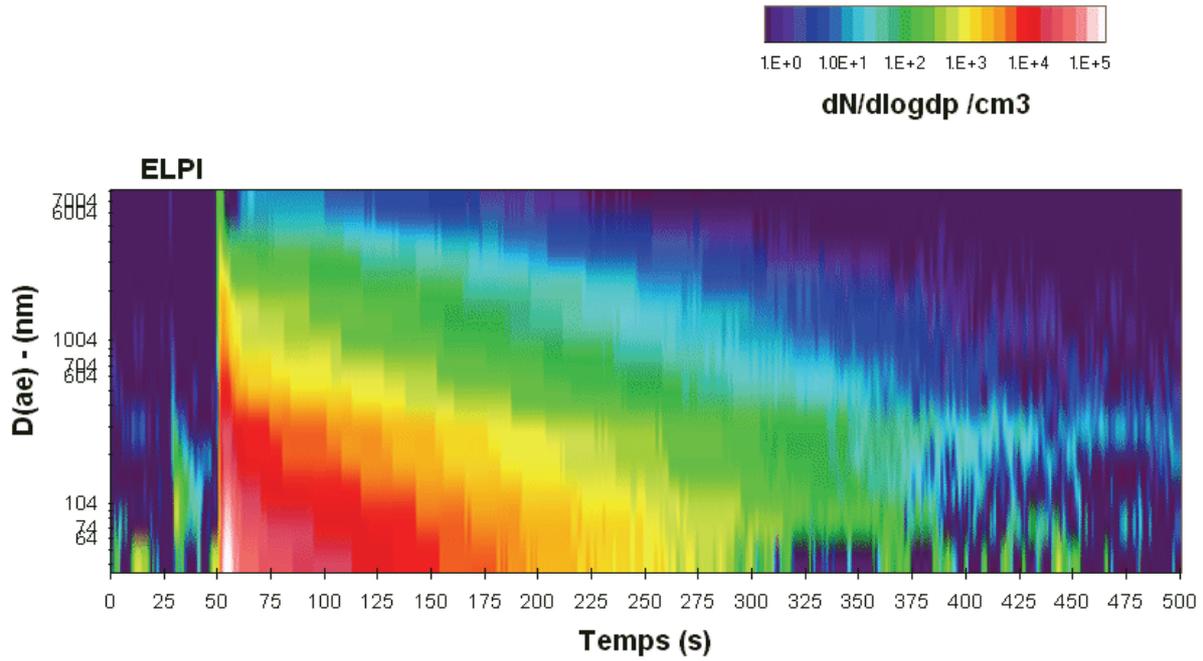


Figure 3-86 : Evolution de la distribution en taille des particules émises par le spray insecticide avec l'ELPI (gamme 10^0 à 10^5 $dN/d\log d_p/cm^3$). $D(ae)$: diamètre aérodynamique. Essai 4.

3.9.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108

L'émission de particules par le spray insecticide est également visible au niveau du compteur optique avec des concentrations maximales pouvant atteindre $5500 \# \cdot cm^{-3}$ (Figure 3-87).

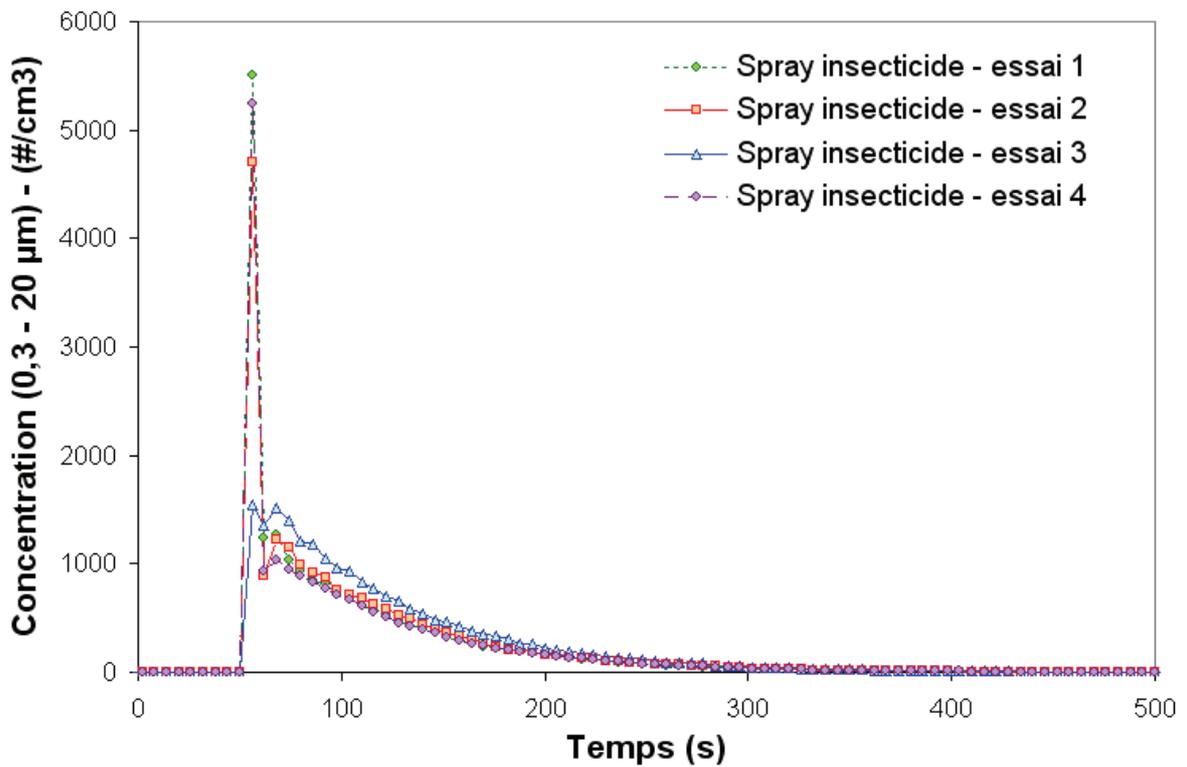


Figure 3-87 : Concentration de particules ($> 0,3 \mu m$) émises par le spray insecticide (DM1.108).

La comparaison des granulométries du DMS500, de l'ELPI et du DM1.108 est présentée à la Figure 3-88. La distribution de l'ELPI correspond assez bien avec celle du compteur optique par contre assez peu avec celle du DMS500, sous-estimant notamment le niveau de particules < 100 nm. Un mode à 1800 nm et un autre très faible autour de 4 µm sont perceptibles sur la distribution du compteur optique.

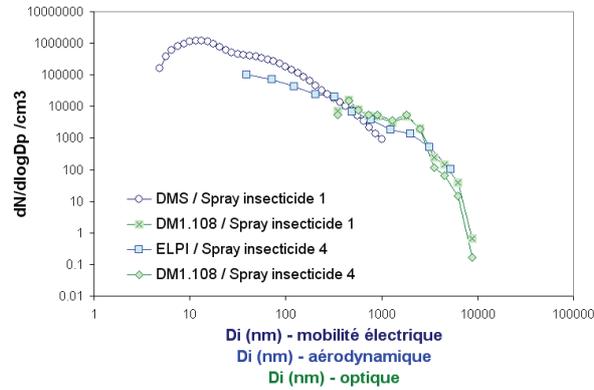


Figure 3-88 : Distribution en taille des particules émises par le spray insecticide (jet initial), mesurées par le DMS500, l'ELPI et le compteur optique DM1.108.

3.10. Imprimante Laser A

L'imprimante laser A est placée dans l'enceinte et relié à un ordinateur se situant à l'extérieur de l'enceinte. Cinq essais ont été réalisés.



Pour tester le potentiel d'émission de particules de l'imprimante laser A, deux scénarios ont été testés : l'impression de 100 pages test comprenant du texte, une photo couvrant la moitié de la page et un graphique et 10 impressions successives de 10 pages. Le toner utilisé était neuf avant le premier essai. L'impression est lancée 5 minutes après la mise sous tension de l'imprimante. Le démarrage effectif de l'impression est réalisée environ 1 minute plus tard et dure 12 minutes (pour 100 pages) ou 2 minutes (pour 10 pages). L'imprimante est mise hors tension 5 minutes après la fin de l'impression.

Aucune différence n'ayant été observé entre les 2 scénarios. Une seule impression de 100 pages a été utilisée par la suite.

3.10.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC

Les concentrations de particules émises lors du fonctionnement de l'imprimante laser et mesurées avec le CNC sont présentées à la Figure 3-89. Les niveaux de particules sont très faibles et pas reproductibles d'un essai à l'autre. La première impression de 100 pages présente un pic d'émission de particules qui ne se retrouve plus pour tous les autres essais. Une très faible émission de particules (jusqu'à $200 \text{ \#}\cdot\text{cm}^{-3}$) est observable dès la mise sous tension de l'imprimante. Le profil est bruitée par des événements brefs (moins de 10 secondes) tout au long de l'essai.

Au regard de ces mesures, l'imprimante laser A n'est pas une source prépondérante de particules dans les conditions d'essais. Le caractère non reproductible des faibles émissions observées et pas forcément relié à un événement particulier permet difficilement de caractériser cette source plus avant. Elle apparaît toutefois clairement comme une des sources testées les moins émettrices de particules ultrafines.

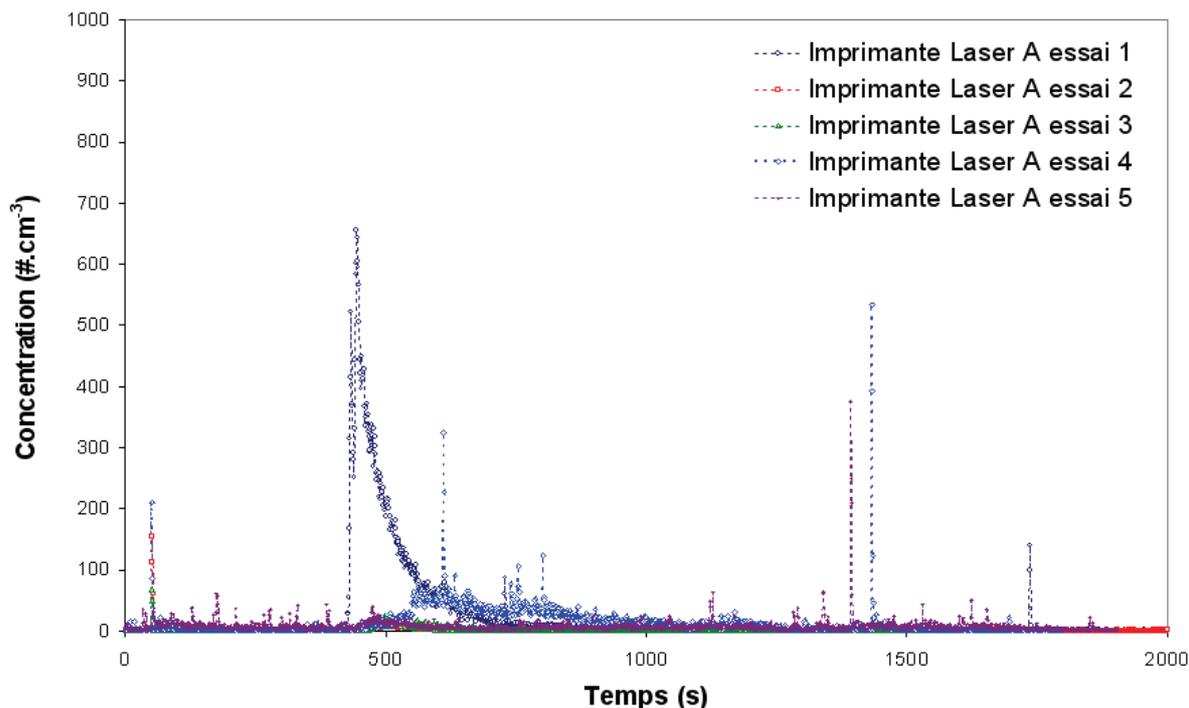


Figure 3-89 : Concentration de particules mesurées avec le CNC3007 (Imprimante laser A).

3.10.2. Mesures avec le spectromètre de mobilité électrique DMS500

Les concentrations mesurées avec le DMS500 sont inférieures à la limite de fonctionnement de l'appareil. L'imprimante laser A n'émet pas de particules susceptibles de générer un signal au niveau du DMS500. Aucune granulométrie ne peut y être associée.

3.10.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI

Les concentrations mesurées avec l'ELPI sont inférieures à la limite de fonctionnement de l'appareil. Les granulométries ne sont pas significatives.

3.10.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108

Au niveau du compteur optique, les mesures réalisées montrent des niveaux significatifs de concentration autour de 0,5 - 1 $\# \cdot \text{cm}^{-3}$ lors de l'impression de papier par l'imprimante laser A. Ce très faible niveau de particules émis (principalement de diamètre compris entre 0,3 et 0,4 μm) explique en partie le fait que les autres instruments moins sensibles ne présentent pas de mesure significatives. Le profil moyen obtenu est présenté à la Figure 3-91. Compte tenu des niveaux, son interprétation semble délicate.

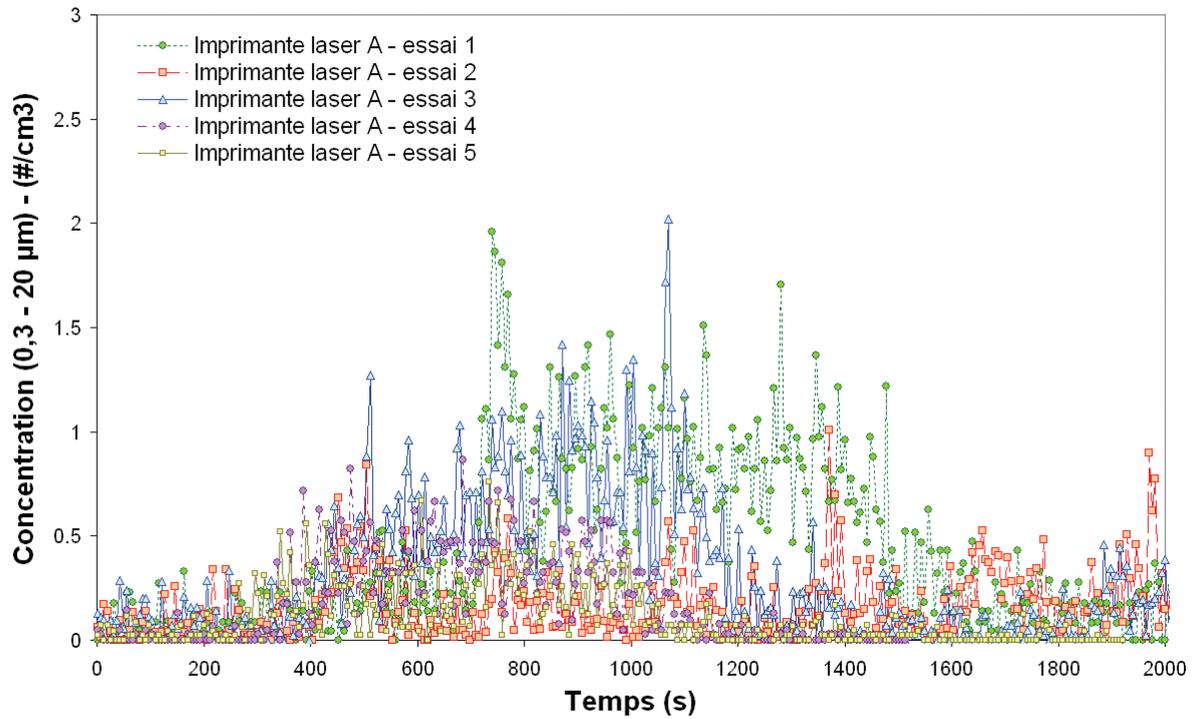


Figure 3-90 : Concentrations totales de particules ($> 0,3 \mu\text{m}$) émises par l'imprimante laser A (DM1.108).

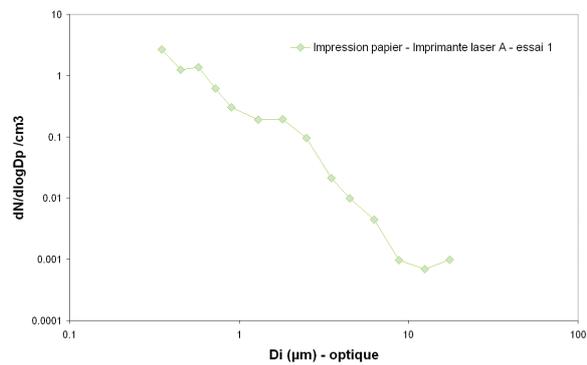


Figure 3-91 : Profil granulométrique moyen associé à l'impression de papier par l'imprimante laser A.

3.11. Imprimante Laser B

L'imprimante laser B est placée dans l'enceinte et relié à un ordinateur se situant à l'extérieur de l'enceinte. Six essais ont été réalisés.



Le scénario d'utilisation est basé sur une impression de 100 pages test comprenant du texte, une photo couvrant la moitié de la page et un graphique et 10 impressions successives de 10 pages. Le toner utilisé était neuf avant le premier essai. L'impression est lancée 5 minutes après la mise sous tension de l'imprimante. Le démarrage effectif de l'impression est réalisée 20 secondes plus tard et dure 6 minutes et 10 secondes. L'imprimante est mise hors tension 5 minutes après la fin de l'impression.

3.11.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC

Les concentrations de particules émises durant le fonctionnement de l'imprimante laser B et mesurées avec le CNC3007 sont présentées à la Figure 3-92. Deux évènements marquent l'émission de particules par l'imprimante laser B :

- la mise sous tension, liée à la mise en chauffe du toner,
- l'impression de papier.

Ces émissions ne sont pas reproductibles d'un essai à l'autre. Le premier essai présente les niveaux les plus élevés et le cinquième essai le second niveau le plus élevé lors de la mise sous tension. Il n'y a donc pas d'effet chronologique clairement établi. L'utilisation d'un toner neuf peut expliquer les concentrations élevées du premier essai. Mais au vu de l'ensemble des autres essais, il semble difficile de prédire le niveau de production de particules à la fois lors de la mise sous tension tout comme durant une phase d'impression. En effet, des évènements comme la manipulation, transport de l'imprimante, ou encore de la cartouche toner entre deux essais sont susceptibles de venir modifier l'état initial de l'imprimante laser B avant le prochain essai.

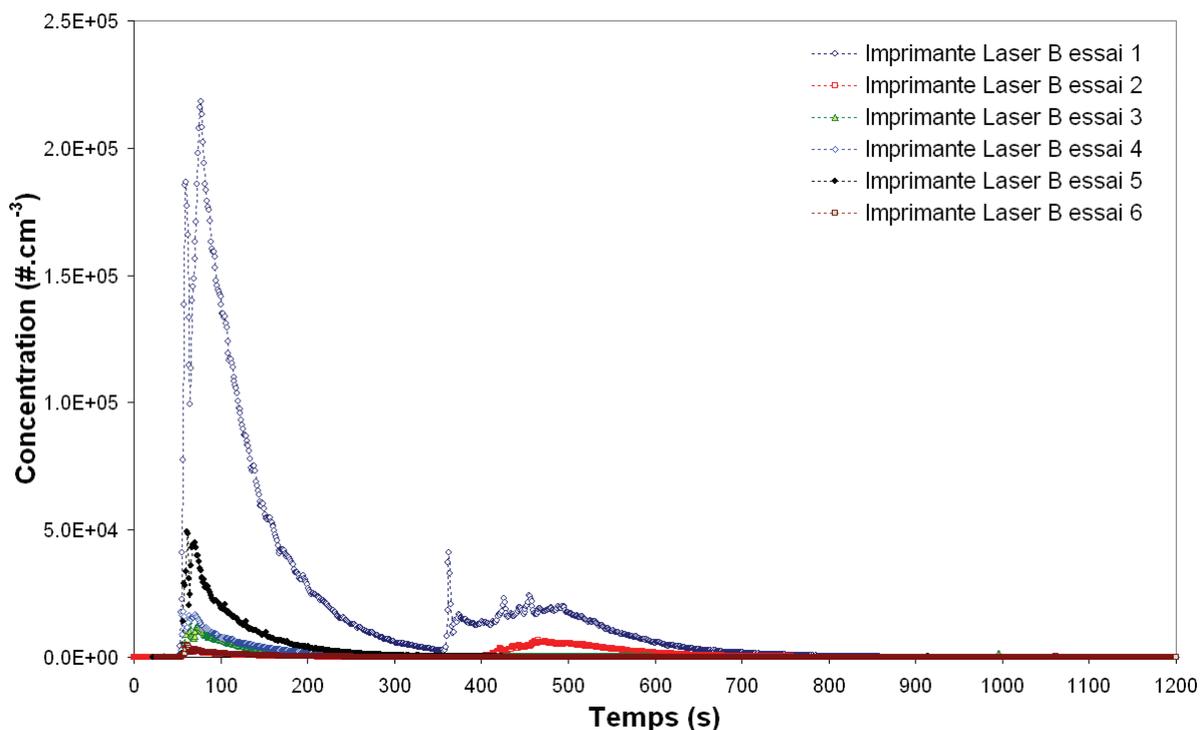


Figure 3-92 : Concentration de particules mesurée avec le CNC3007 durant le fonctionnement de l'imprimante laser B.

3.11.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500

Les résultats de mesures réalisées par le spectromètre à mobilité électrique sur les 4 premiers essais sont présentés à la Figure 3-93. Les mêmes conclusions que celles données pour les résultats obtenus avec le CNC peuvent être effectuées. Le premier essai écrase tous les autres.

Les mesures de granulométrie associées sont présentées (Figure 3-94, Figure 3-95, Figure 3-96, Figure 3-97, Figure 3-98). Les résultats obtenus sont synthétisés au Tableau 3-12.

La mise sous tension se caractérise par un mode de particules émis entre 18 et 24 nm. La phase d'impression est caractérisée par un mode autour de 35-40 nm.

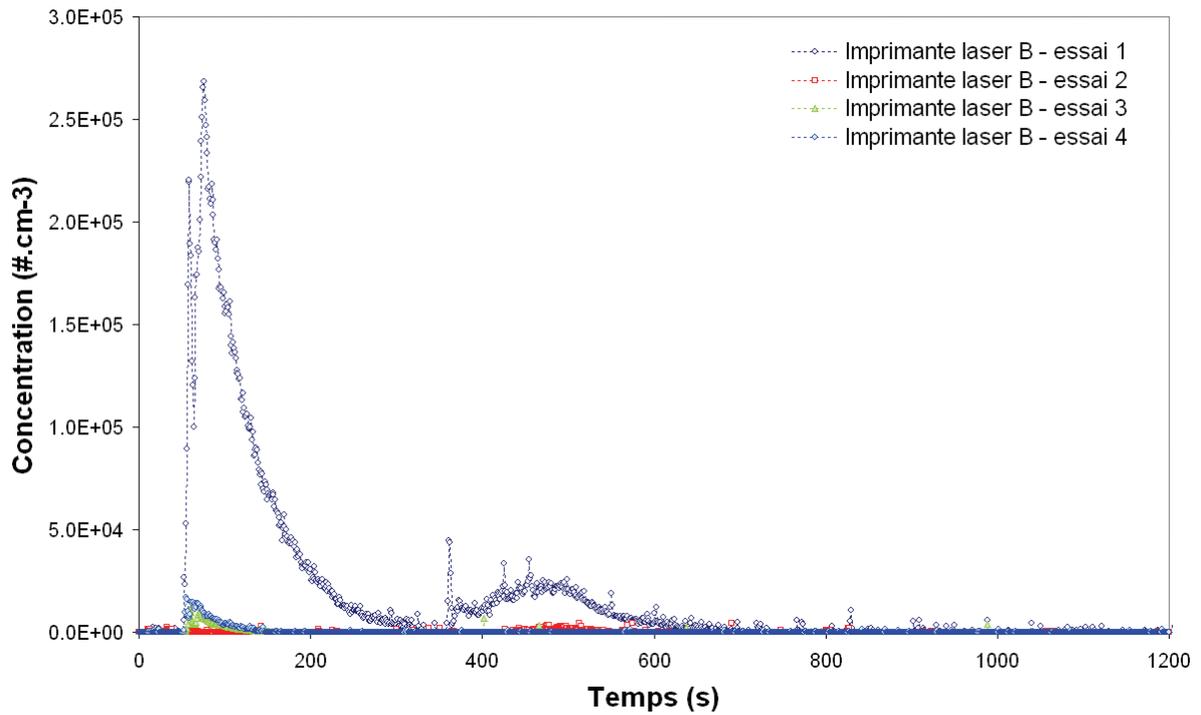


Figure 3-93 : Concentrations totales de particules émises par l'imprimante laser B (DMS500).

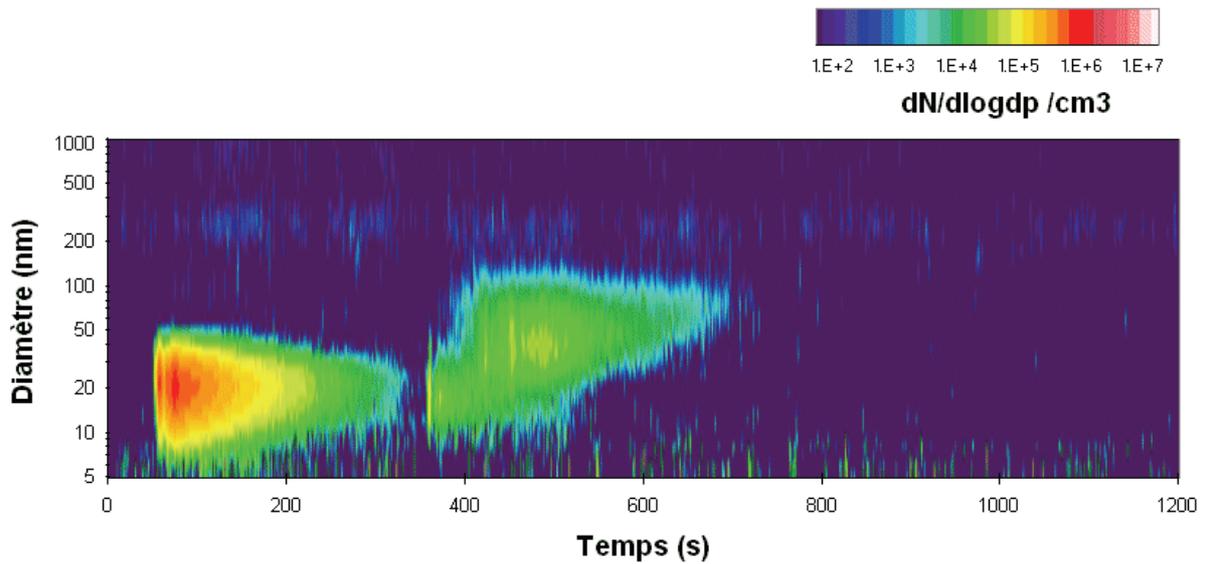


Figure 3-94 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Imprimante laser B, essai 1).

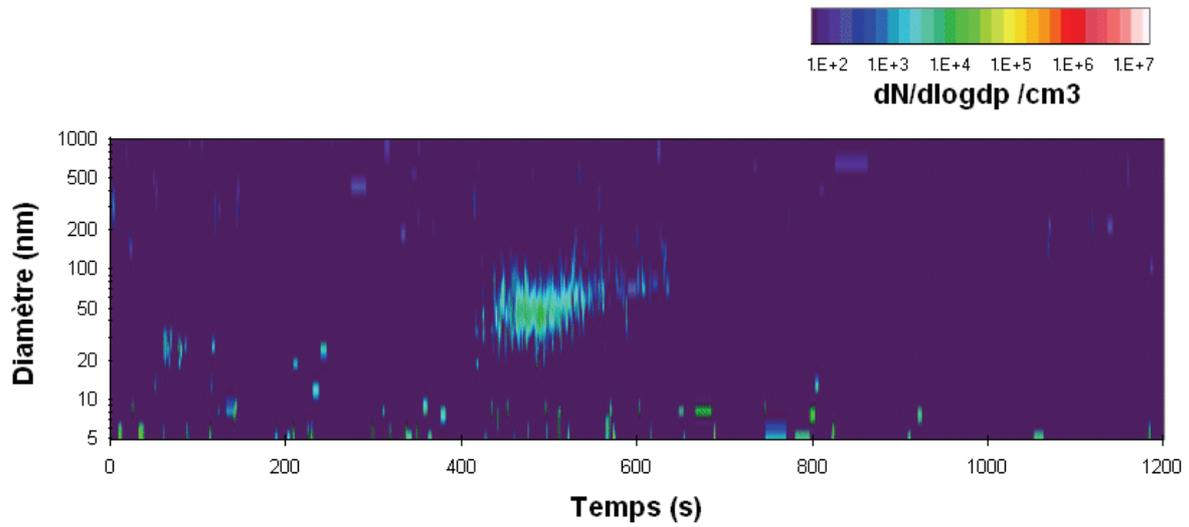


Figure 3-95 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Imprimante laser B, essai 2).

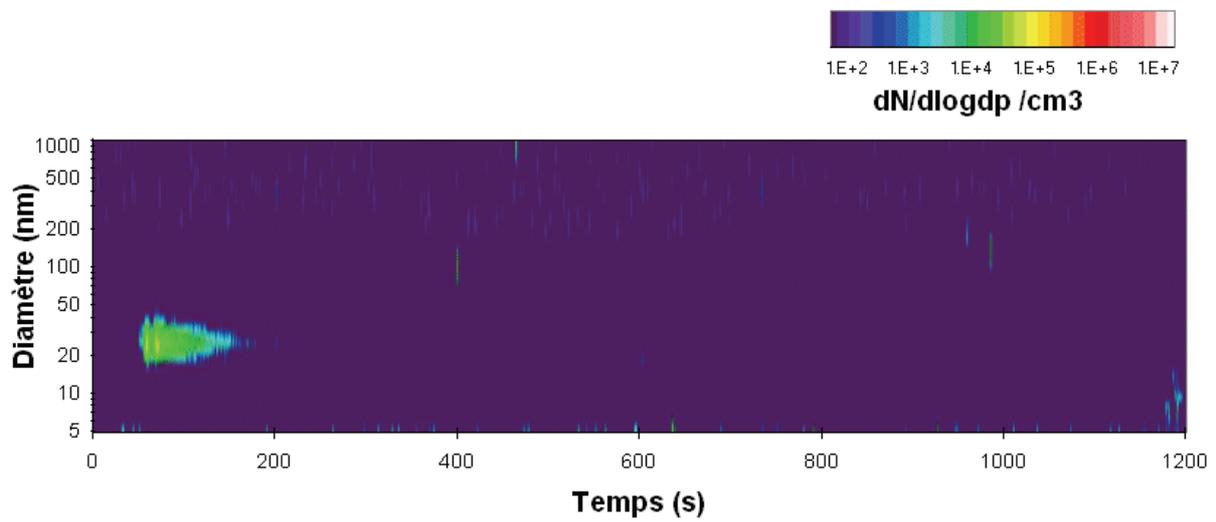


Figure 3-96 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Imprimante laser B, essai 3).

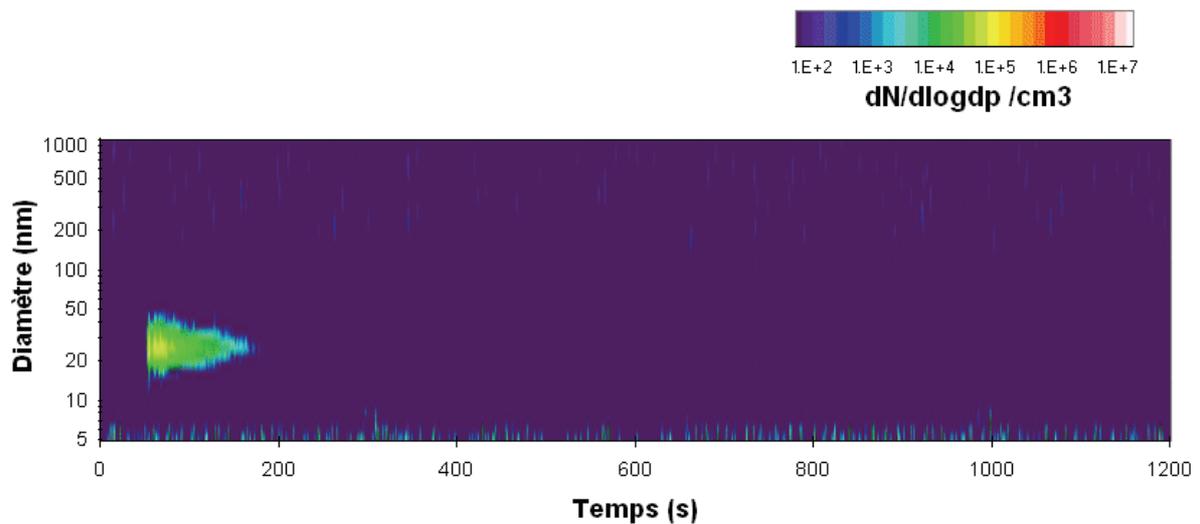


Figure 3-97 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Imprimante laser B, essai 4).

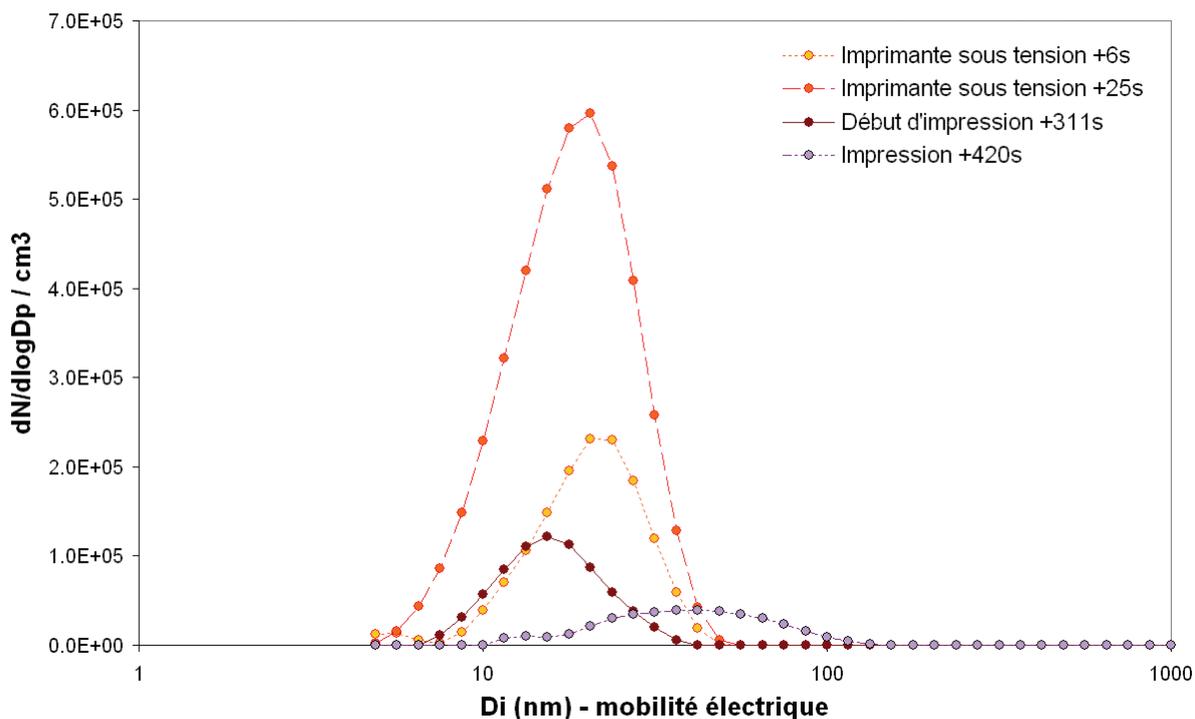


Figure 3-98 : Distributions caractéristiques des particules émises par l'imprimante laser B, essai 1.

	(5 - 1000 nm)			
	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)
Mise sous tension 1	5.38E+04	17.73	1.54	18.23
Mise sous tension 2	--	--	--	--
Mise sous tension 3	1.68E+03	24.19	1.33	23.89
Mise sous tension 4	3.93E+03	24.08	1.33	24.34

	(5 - 1000 nm)			
	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)
Impression 1	1.14E+04	32.35	1.99	34.35
Impression 2	7.18E+02	33.65	2.32	43.72
Impression 3	--	--	--	--
Impression 4	--	--	--	--

Tableau 3-12 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens lors de la mise sous tension et lors de la phase d'impression de l'imprimante laser B.

3.11.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI

L'impacteur électrique a été utilisé sur les 4 derniers essais (4 à 6). Les résultats obtenus sont présentés à la Figure 3-99. Comme pour les autres mesures, les concentrations sont peu reproductibles d'un essai à l'autre.

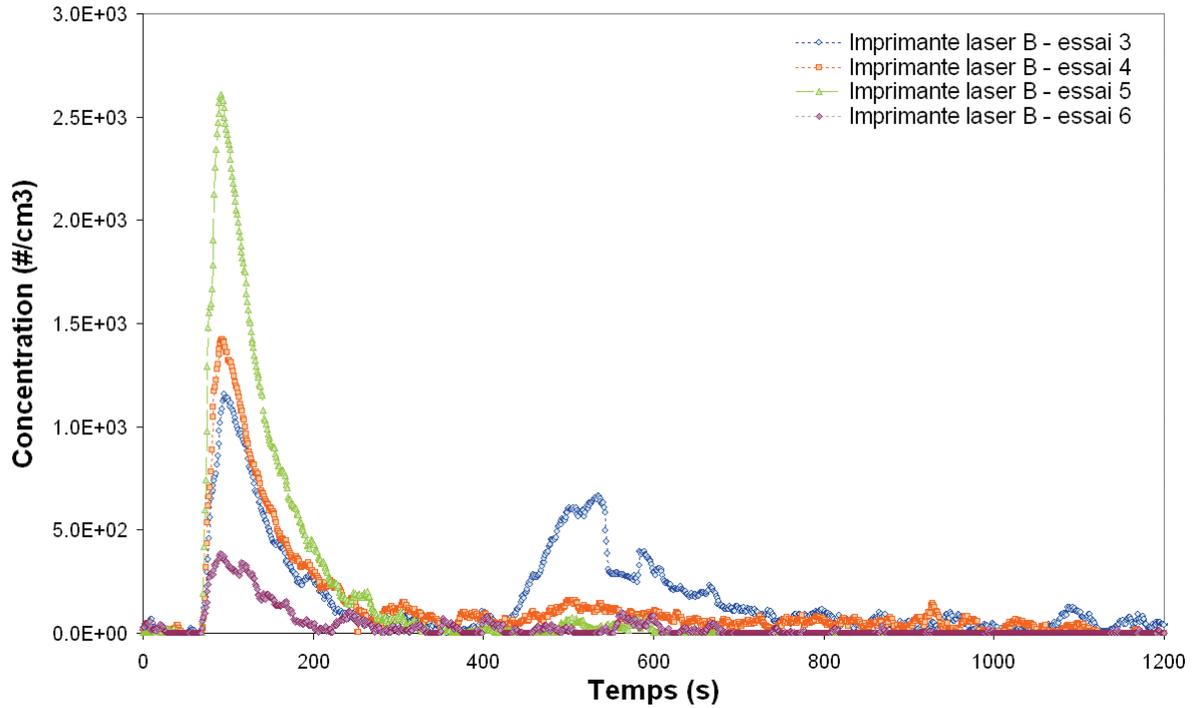


Figure 3-99 : Concentrations totales de particules émises par l'imprimante laser B mesurées avec l'ELPI.

La granulométrie mesurée par l'ELPI pour l'essai 3 est présentée à la Figure 3-100. La granulométrie des 3 autres essais est peu exploitable.

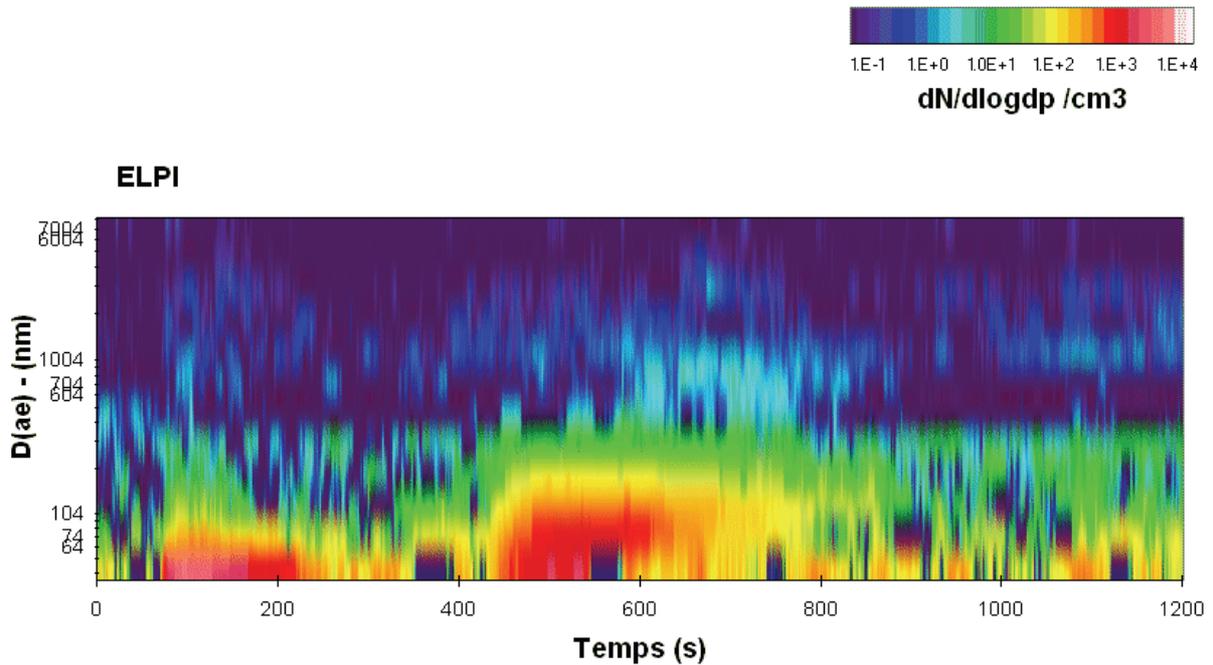


Figure 3-100 : Evolution de la distribution en taille des particules émises par l'imprimante laser B avec l'ELPI (gamme 10^{-1} à 10^4 $dN/dlogd_p /cm^3$). $D(ae)$: diamètre aérodynamique. Essai 3.

3.11.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108

Les mesures réalisées avec le compteur optique mettent en évidence un niveau de particules ($> 0,3 \mu\text{m}$) de 3 à 5 $\#\cdot\text{cm}^{-3}$ bien reproductible d'un essai à l'autre (Figure 3-101). Cette concentration est 4 fois plus élevée que celle mesurée avec l'imprimante laser A. Peu de particules ($< 1 \#\cdot\text{cm}^{-3}$) sont associées à la mise sous tension de l'imprimante. Ce faible niveau de particules explique en partie la difficulté rencontrée par les autres instruments moins sensibles pour caractériser la phase d'impression.

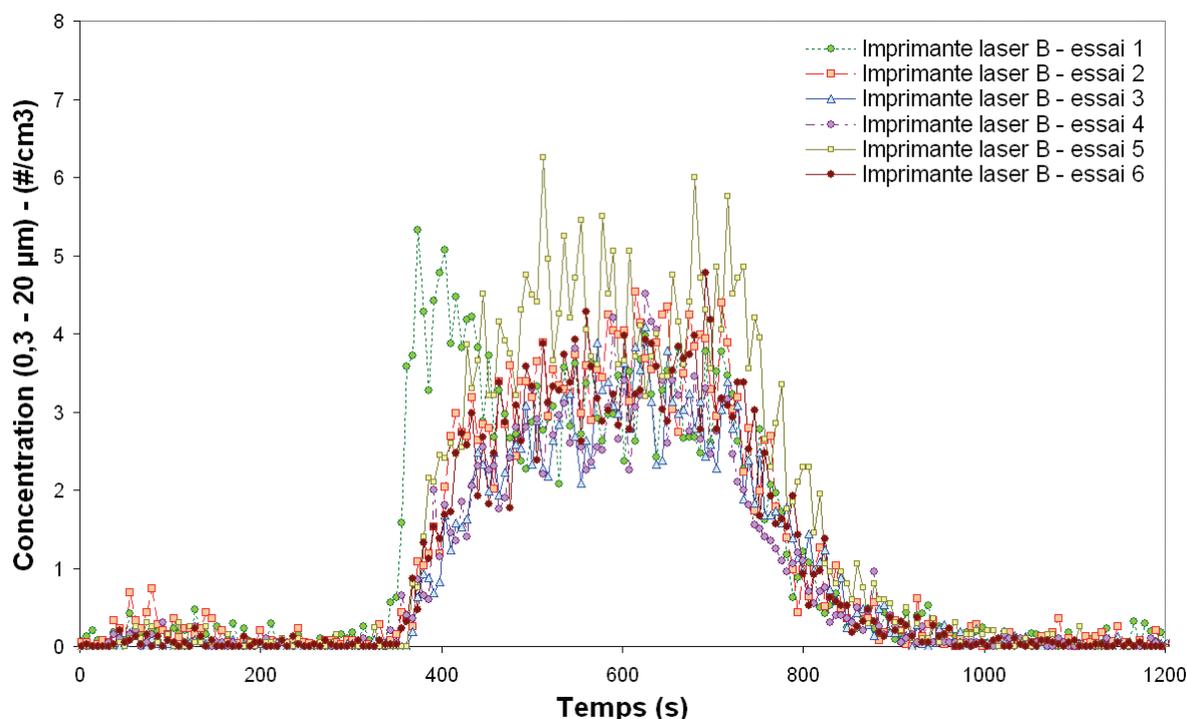


Figure 3-101 : Concentration des particules émises par l'imprimante laser B mesurées par le compteur optique DM1.108.

Les granulométries associées des 3 instruments (DMS500, ELPI, DM1.108) permettent de représenter (avec les réserves liées aux différents diamètres) la distribution globale des particules émises lors de la mise sous tension de l'imprimante laser B et durant la phase d'impression (Figure 3-102).

La mise sous tension de l'imprimante est largement dominée par les particules ultrafines d'un diamètre voisin de 20 nm dont l'émission est peu reproductible d'un essai à l'autre.

La phase d'impression est plutôt liée à l'émission reproductibles en faibles quantités de particules fines voisines de $0,35 \mu\text{m}$.

Phase 1 : Caractérisation physico-chimique des émissions de particules

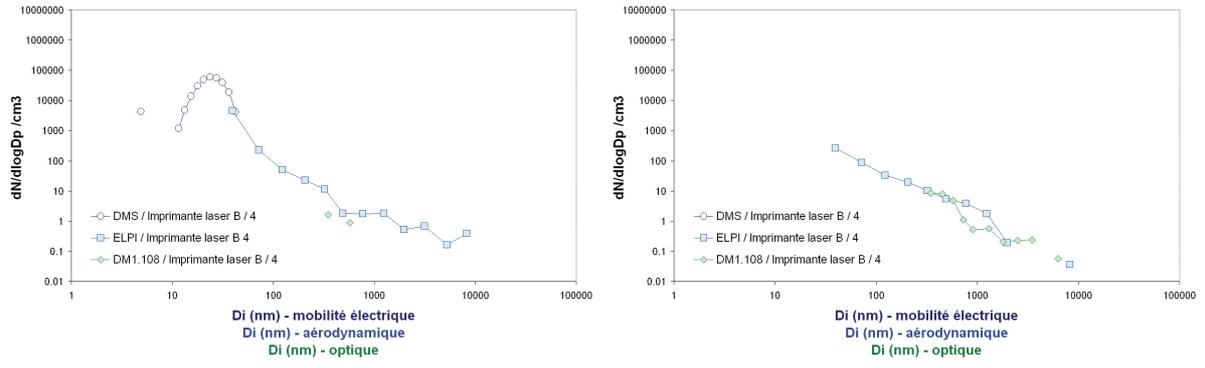


Figure 3-102 : Distribution en taille des particules émises lors de la mise sous tension de l'imprimante laser B (gauche) et lors de la phase d'impression de 100 pages (droite).

3.12. Aspirateur traineau

Un aspirateur traineau de 2000 W (Figure 3-103) a été testé dans l'enceinte. L'appareil est équipé d'un microfiltre en sortie d'air. Son débit d'aspiration est de 40 L/s avec une dépression de 32 kPa. Dans le but d'évaluer à la fois le potentiel d'émission propre à l'aspirateur et le relargage des poussières aspirées, l'aspirateur est relié à une chambre d'empoussièrement située à l'extérieur de l'enceinte (Figure 3-104) contenant de la poussière préalablement prélevée dans un logement standard (Figure 3-105). Les sacs aspirateurs utilisés sont des sacs en papier standard double paroi.



Figure 3-103 : Aspirateur traineau testé.

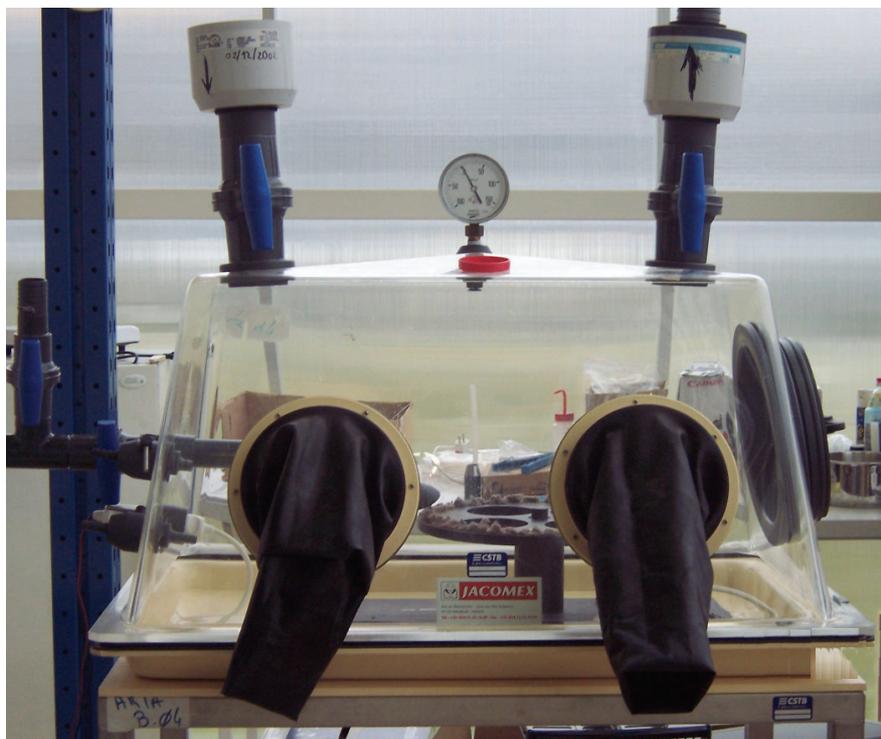


Figure 3-104 : Chambre d'empoussièrement

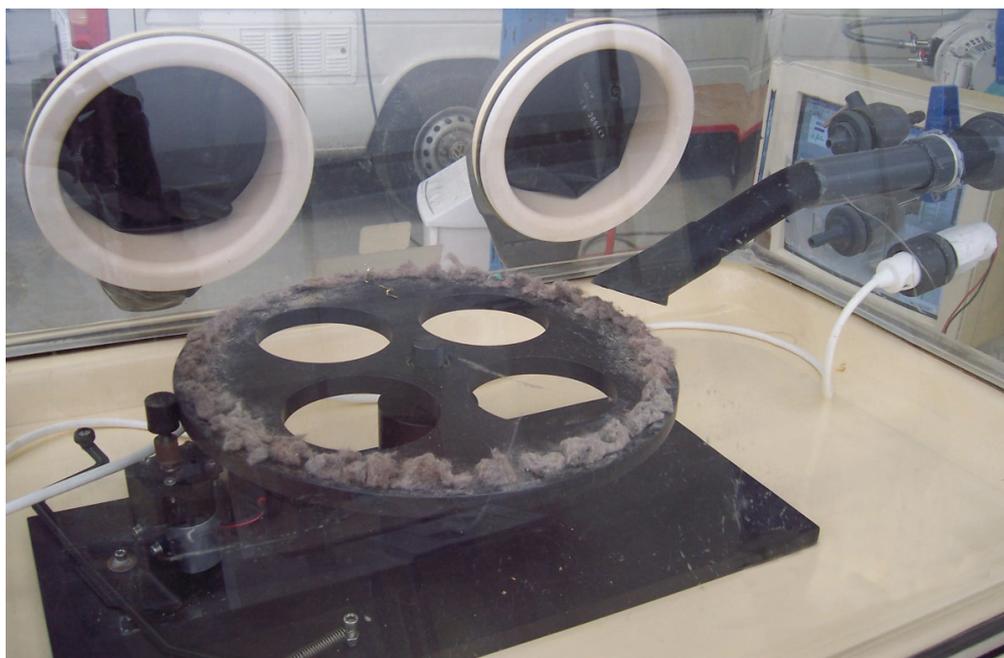


Figure 3-105 : Distributeur de poussière.

Le distributeur de poussière inspiré de la norme NF EN 60312 est constitué d'un disque horizontal comportant une rainure (Figure 3-106). La poussière est déposée à l'intérieur de celle-ci avant d'être aspirée par un tube coudé. Le distributeur de poussière est constitué d'un plateau dont la rotation est assurée par deux galets d'entraînement (diamètre de 21,25 mm ou 43 mm). Le choix du galet et la tension appliquée au moteur déterminent la vitesse de rotation du plateau. Le disque en rotation permet d'alimenter de manière constante l'aspirateur en fonctionnement. La vitesse de rotation est variable.

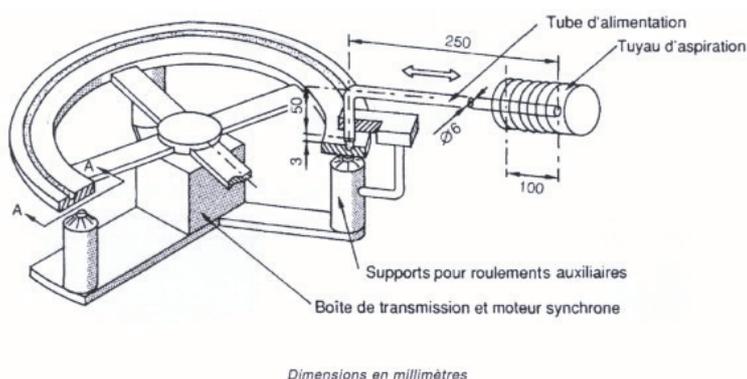


Figure 3-106 : Schéma de principe du distributeur de poussière selon la norme NF EN 60312.

La rotation du plateau est assurée par un moteur électrique de 12 V relié à un générateur modulable (permettant d'obtenir différentes vitesses de rotation). Afin de permettre une manipulation en toute sécurité, l'ensemble du système de distribution de la poussière est confiné dans une boîte à gants. En fonctionnement, l'air neuf qui arrive dans l'isolateur est filtré (HEPA, CAMFIL 320 10 100). Ainsi les seules particules introduites dans l'aspirateur sont celles contenues dans la poussière.

Le distributeur de poussière est raccordé à un dispositif à double voie (2 vannes), placée à l'extérieur de la chambre d'essais. La voie 1 permet à l'aspirateur de prélever l'air de

l'ambiance (halle expérimentale). La seconde est directement connectée à la chambre d'empoussièremment (Figure 3-107).

Le scénario d'utilisation comprend une phase d'aspiration de l'air ambiant pendant 5 minutes, suivie d'une phase d'aspiration de la poussière déposée sur le distributeur qui dure 4-5 minutes et se termine à nouveau par une phase d'aspiration de l'air ambiant pendant 5 minutes.

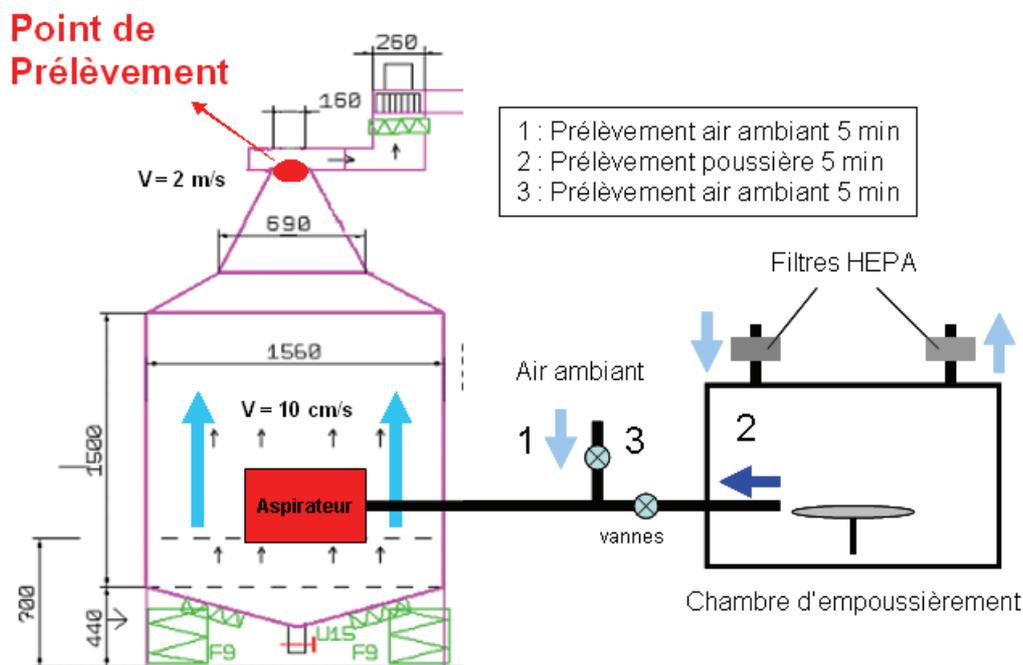


Figure 3-107 : Schéma du montage utilisé pour la caractérisation des émissions de particules émises par l'aspirateur.

	Essai 1	Essai 2
Masse de poussière initiale (g)	4.6	7
Masse de poussière aspirée (g)	4.1	6.4

Durée des évènements (s)	Essai 1	Essai 2
Aspiration air ambiant initiale	425	300
Aspiration poussière	235	290
Aspiration air ambiant finale	240	250

3.12.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC

La Figure 3-108 montre l'évolution de la concentration de particules émises par l'aspirateur en fonctionnement et mesurées par le CNC3007. Dès la mise en route de l'aspirateur, la concentration de particules augmente pour atteindre un maximum ($1,5 - 2 \text{ #}\cdot\text{cm}^{-3}$) dans l'enceinte au bout de 2 min. Cette concentration décroît lentement jusqu'à l'arrêt de l'aspirateur. Les deux phases d'aspiration (aspiration de l'air ambiant ou aspiration de la poussière) ne viennent pas modifier la concentration totale de particules mesurées par le CNC.

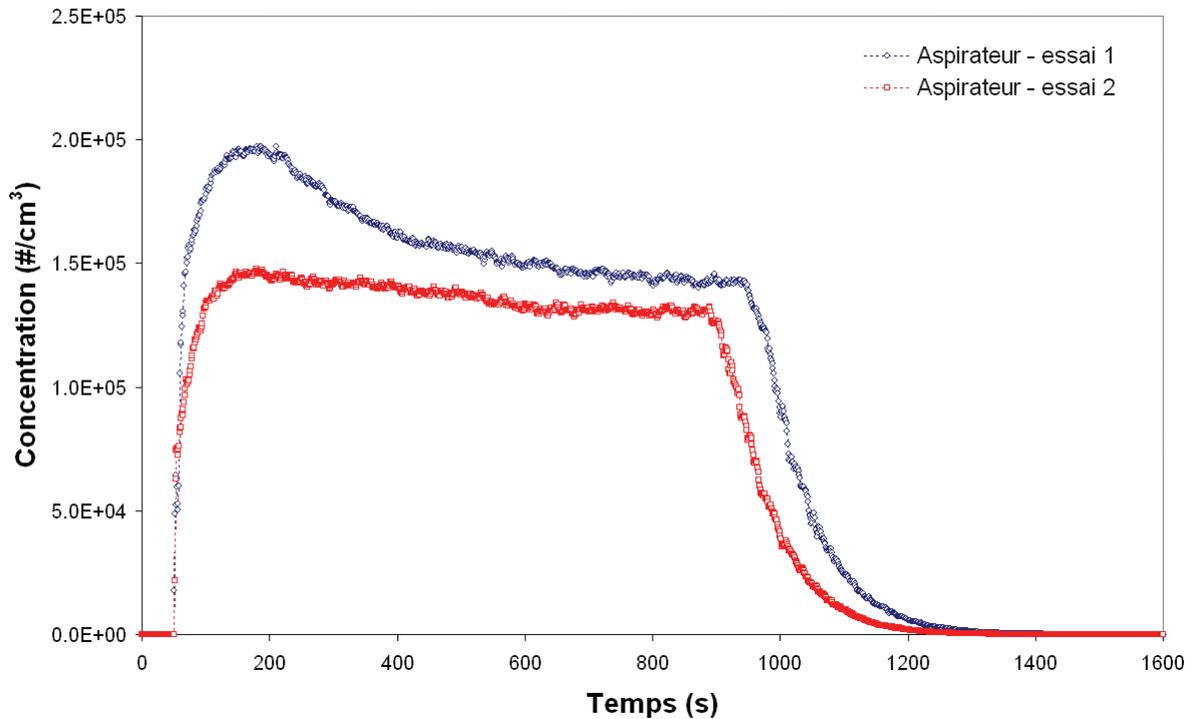


Figure 3-108 : Concentrations de particules émises lors du fonctionnement de l'aspirateur mesurées avec le CNC.

3.12.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500

Les mesures de concentration avec le DMS500 présentent les mêmes profils que ceux obtenus avec le CNC (Figure 3-109). Les niveaux sont par contre 4 fois plus élevés. Une comparaison a été effectuée sur le domaine de taille commun aux deux instruments (Figure 3-110). Les mesures du CNC-3007 et du DMS500 (fraction 10-1000 nm) présentent le même profil de courbe. Le CNC sous-estime la concentration réelle mesurée malgré la correction due aux effets de coïncidence. L'efficacité de prélèvement n'est pas pris en compte pour le CNC. L'aspirateur émet majoritairement des particules de 10 nm (diamètre de mobilité électrique). L'efficacité du CNC pour un diamètre optique équivalent est de 0,86. Appliquer cette efficacité aux mesures réduirait l'écart entre le CNC et le DMS500 de 30% à 20%.

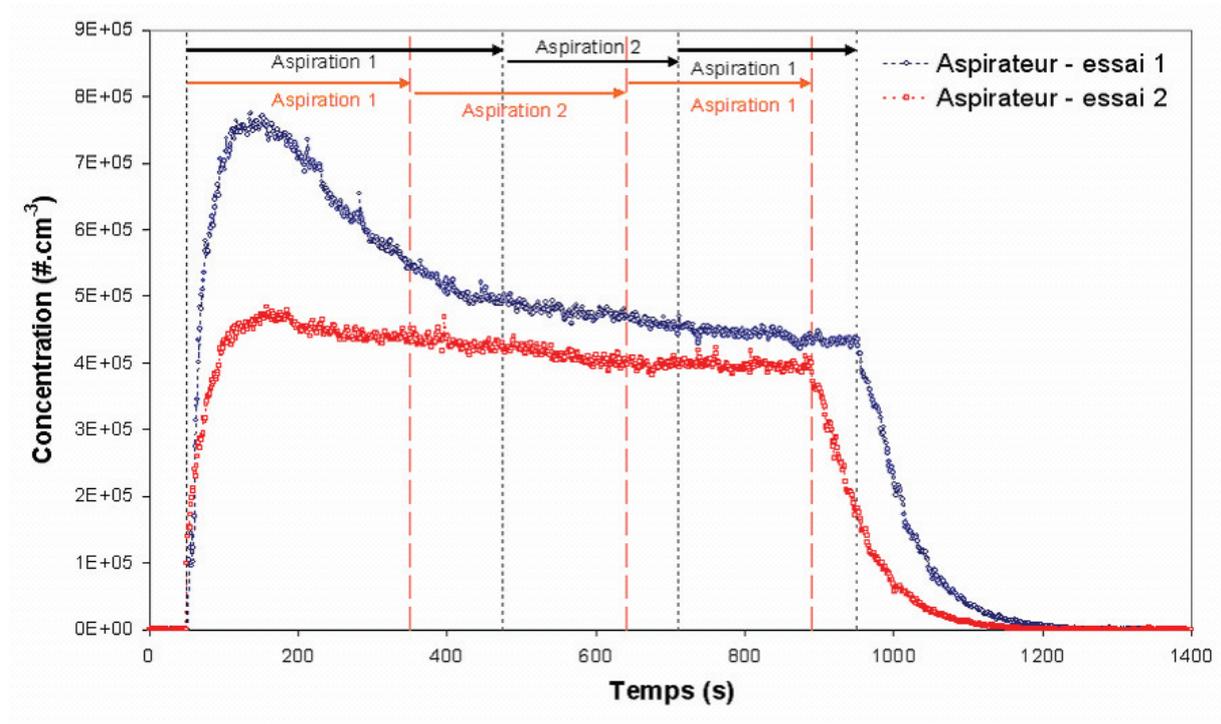


Figure 3-109 : Concentration de particules mesurées avec le DMS500 pendant le fonctionnement de l'aspirateur.

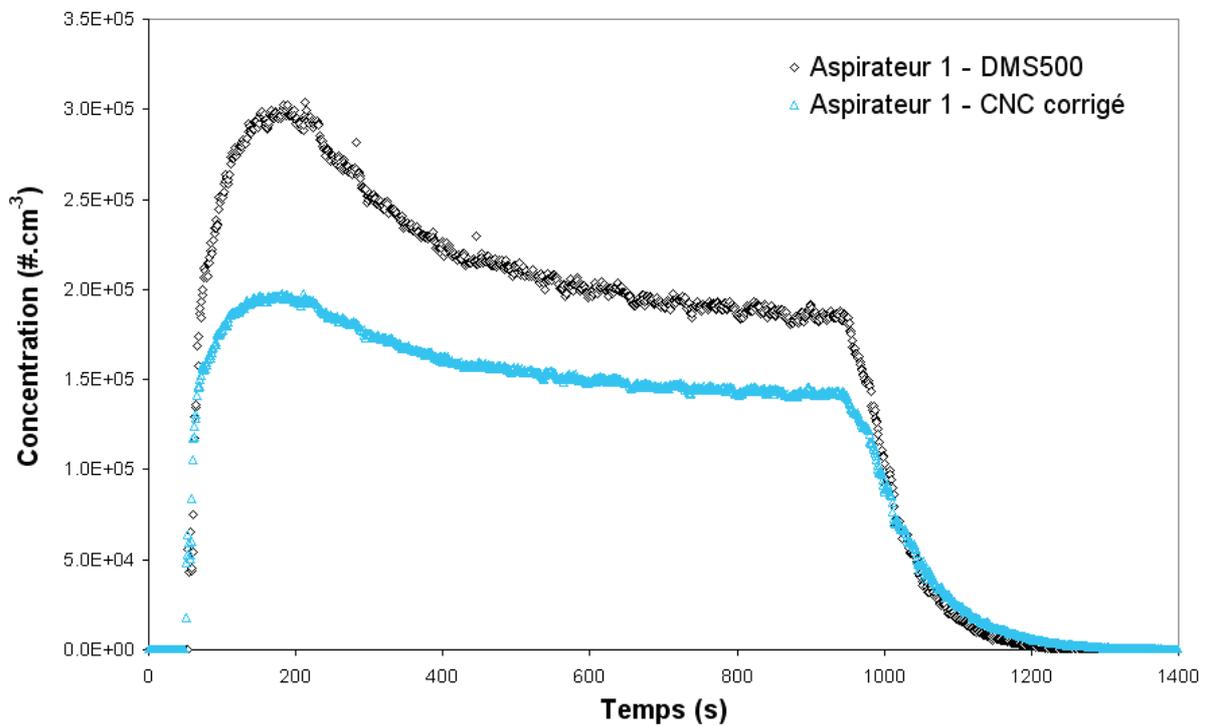


Figure 3-110 : Concentration mesurées avec le DMS500 lors du deuxième essai aspirateur.

La distribution en taille des particules reste quasiment constante tout au long de l'essai (Figure 3-111, Figure 3-112, Figure 3-113). Le mode principal se situe autour de 10 nm. Deux autres modes moindres en concentration sont également présents à 70 et 700 nm (synthèse Tableau 3-13). Les modes varient très peu selon l'aspiration de l'air ambiant ou de la poussière.

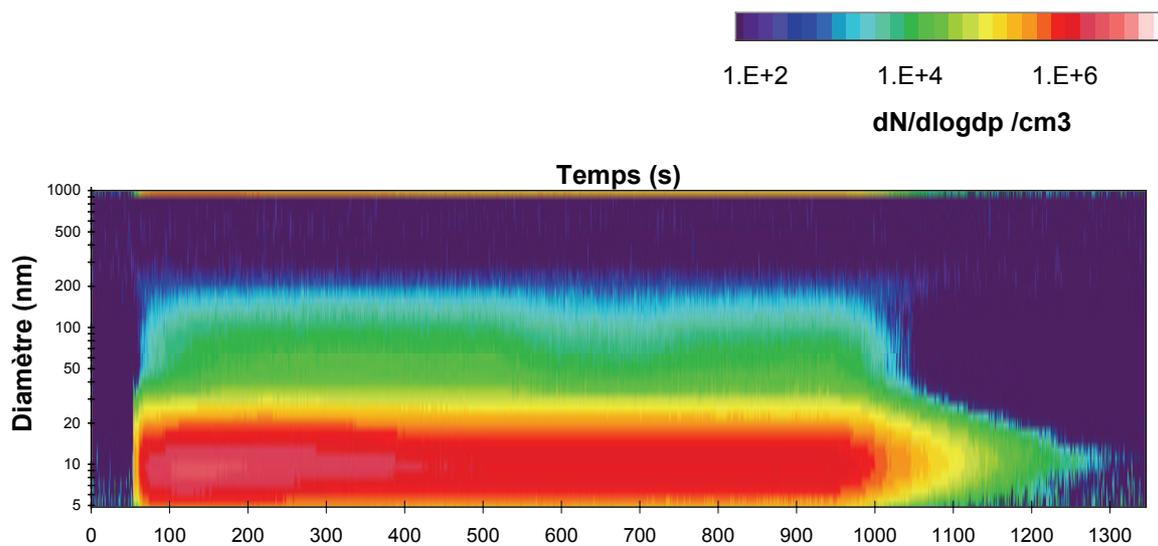


Figure 3-111 : Evolution du profil granulométrique des particules émises par l'aspirateur (DMS500 – essai 1).

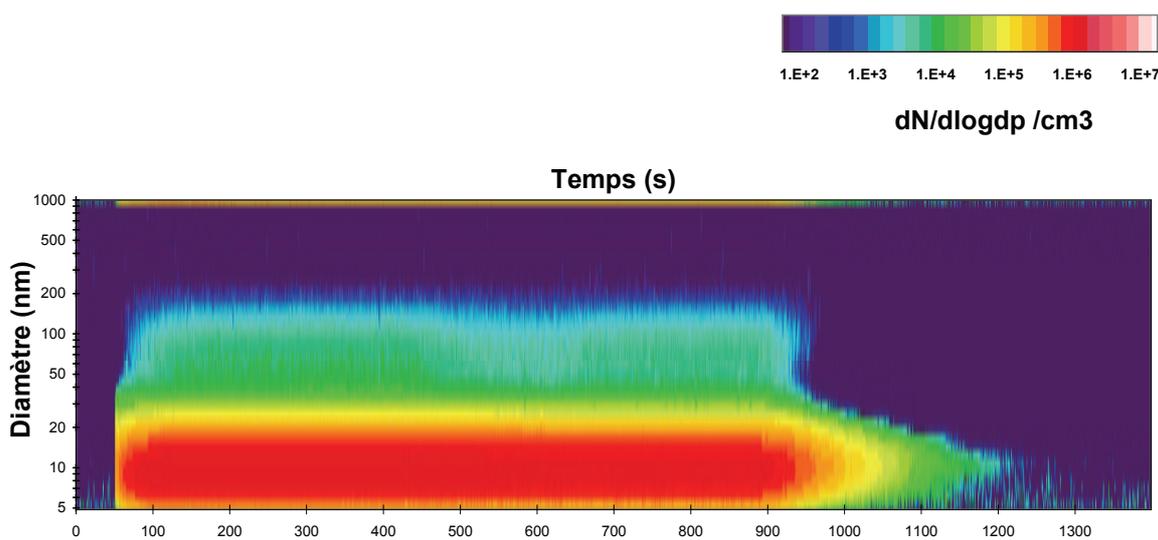


Figure 3-112 : Evolution du profil granulométrique des particules émises par l'aspirateur (DMS500 – essai 2).

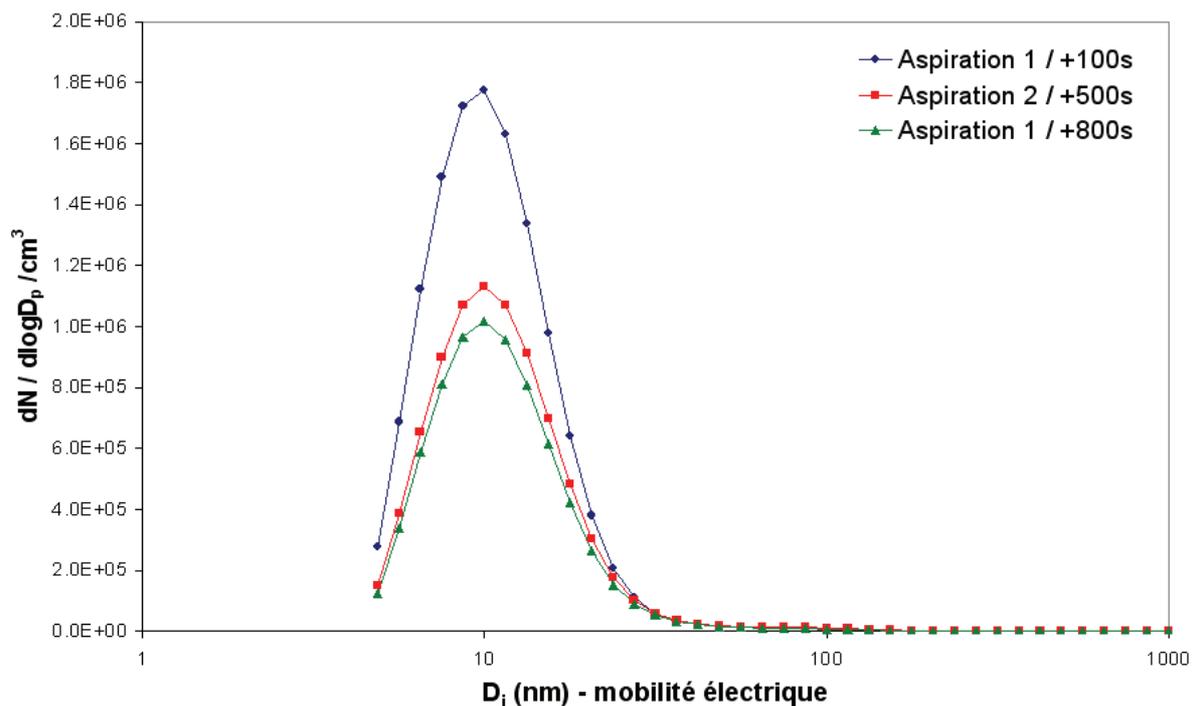


Figure 3-113 : Distributions caractéristiques des particules émises par l'aspirateur.

Essai 1	(5 - 40 nm)				(40 - 400 nm)			
	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)
Aspirateur / ambiant	6.05E+05	10.65	1.48	10.36	7.44E+03	70.70	1.54	65.18
Aspirateur / poussière	4.77E+05	10.80	1.49	10.50	6.32E+03	69.04	1.54	62.90
Aspirateur / ambiant	4.45E+05	10.79	1.49	10.50	6.47E+03	68.85	1.52	63.13
	(400 - 1000 nm)							
	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)				
Aspirateur / ambiant	9.72E+00	647.15	1.27	652.21				
Aspirateur / poussière	8.04E+00	688.33	1.25	700.98				
Aspirateur / ambiant	7.89E+00	698.52	1.23	708.85				

Essai 2	(5 - 40 nm)				(40 - 400 nm)			
	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)
Aspirateur / ambiant	4.30E+05	10.58	1.48	10.29	4.39E+03	71.10	1.51	67.07
Aspirateur / poussière	4.24E+05	10.63	1.48	10.36	4.03E+03	71.35	1.52	67.35
Aspirateur / ambiant	4.01E+05	10.58	1.47	10.30	3.93E+03	72.90	1.52	69.77
	(400 - 1000 nm)							
	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)				
Aspirateur / ambiant	1.43E+00	677.21	1.27	687.81				
Aspirateur / poussière	1.23E+00	714.00	1.28	751.97				
Aspirateur / ambiant	9.67E-01	676.10	1.31	707.49				

Tableau 3-13 : Concentration, GMD, CMD et σ_g des particules émises par l'aspirateur.

3.12.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI

Contrairement au CNC, ou au DMS500, l'ELPI montre des différences significatives dans la concentration totale de particules ($> 28 \text{ nm}$) selon la phase d'aspiration (air ambiant ou distributeur de poussière). Dans le dernier cas, la concentration totale diminue de 20 à 40% selon l'essai. Les granulométries associées (Figure 3-115, Figure 3-116) montrent une distribution de particules relativement stables tout au long de l'essai mais qui ne prend pas en compte le mode principal révélé par le DMS500.

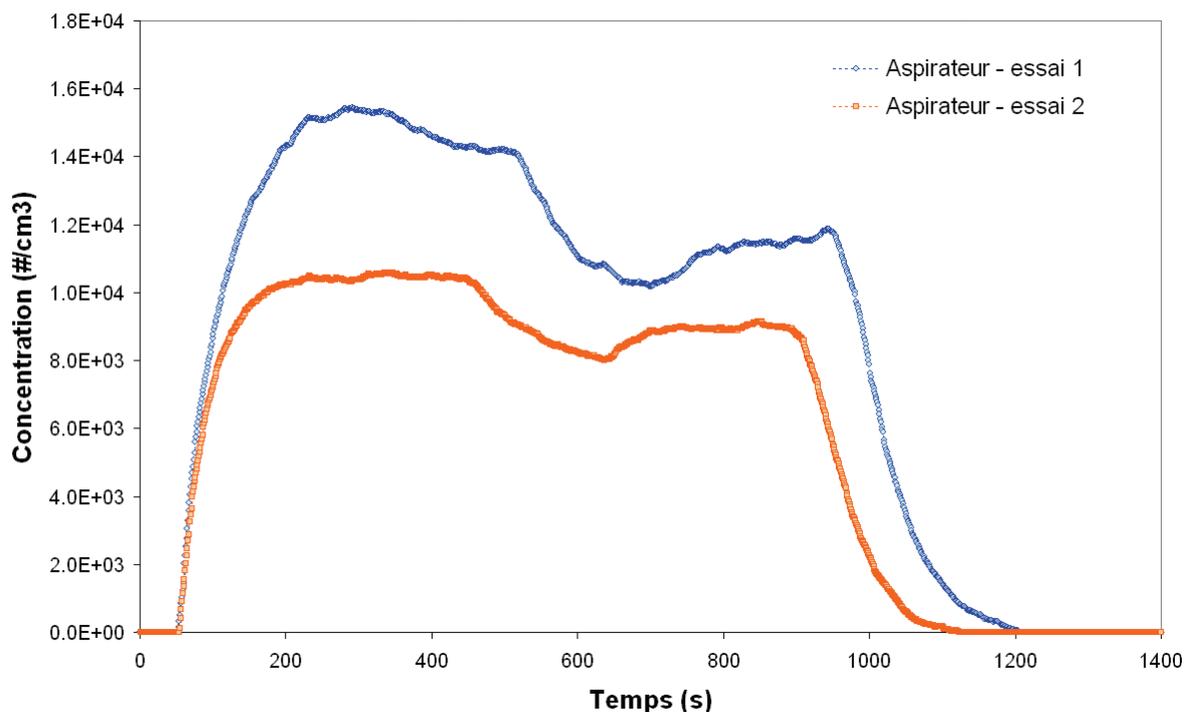


Figure 3-114 : Concentration totale de particules émises lors de fonctionnement de l'aspirateur (ELPI).

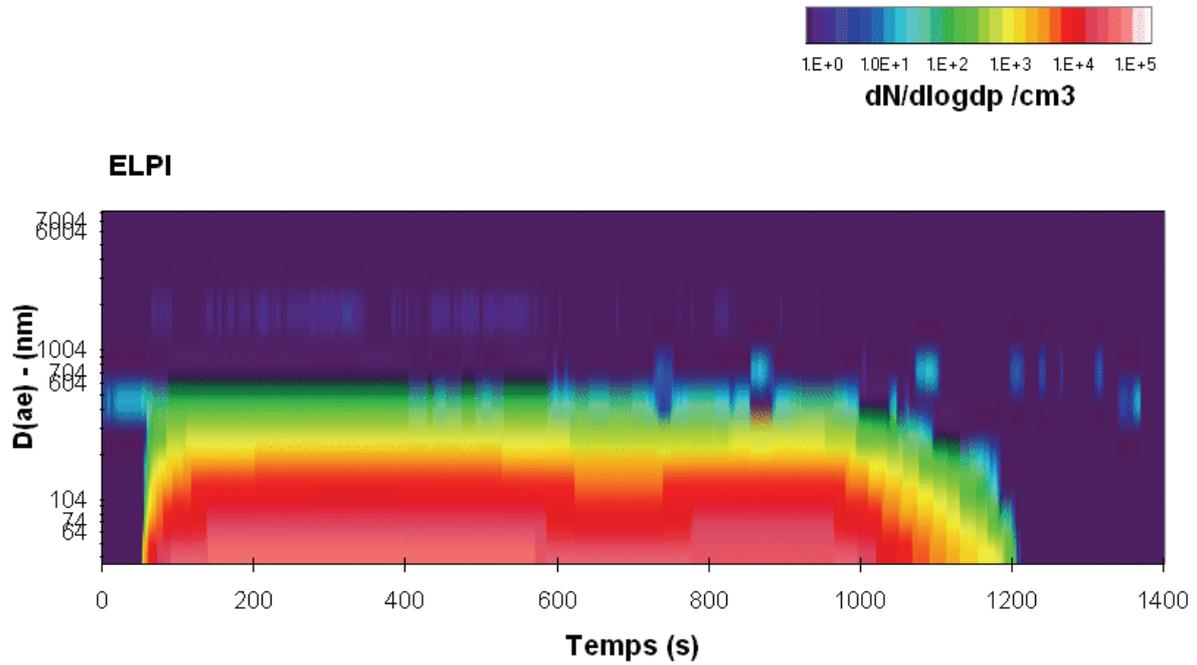


Figure 3-115 : Evolution de la granulométrie des particules émises par l'aspirateur- essai 1 (ELPI).

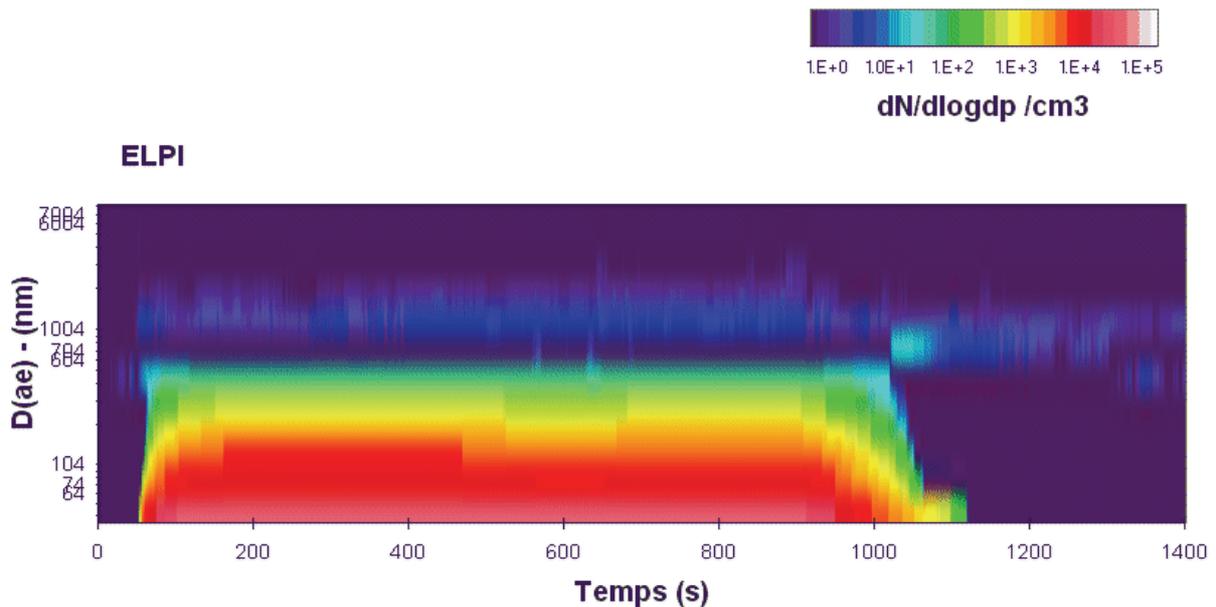


Figure 3-116 : Evolution de la granulométrie des particules émises par l'aspirateur – essai 2 (ELPI).

3.12.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108

Les niveaux mesurés par le compteur optique sont compris entre 8 et $18 \text{ \#}\cdot\text{cm}^{-3}$ (Figure 3-117). L'aspiration de la poussière provoque une faible augmentation de la concentration de +2 à +4 $\text{\#}\cdot\text{cm}^{-3}$.

La comparaison des distributions obtenues avec le DM1.108, l'ELPI et le DMS500 est présentée à la pour les deux phases d'aspiration : aspiration de l'air ambiant (aspiration 1) et aspiration de la poussière (aspiration 2) (Figure 3-118). L'ELPI est en accord avec le DMS500 jusqu'à 200 nm. Le troisième mode (680 nm) identifié par le DMS500 n'est pas du tout

retrouvé que ce soit au niveau de l'ELPI ou du compteur optique. Etant donné les niveaux associés qui sont à la limite du fonctionnement du DMS500, il est fort probable que ce mode observé soit un artefact de mesure. Par contre, un très faible mode est identifié par le compteur optique autour de 1800 nm. Dans ce domaine de taille, un facteur 100 sépare les données de l'ELPI et du compteur optique.

Les différences observées entre les deux phases d'aspiration sont insignifiantes. L'essentiel du nombre de particules émis provient du fonctionnement de l'aspirateur lui-même et non du milieu aspiré.

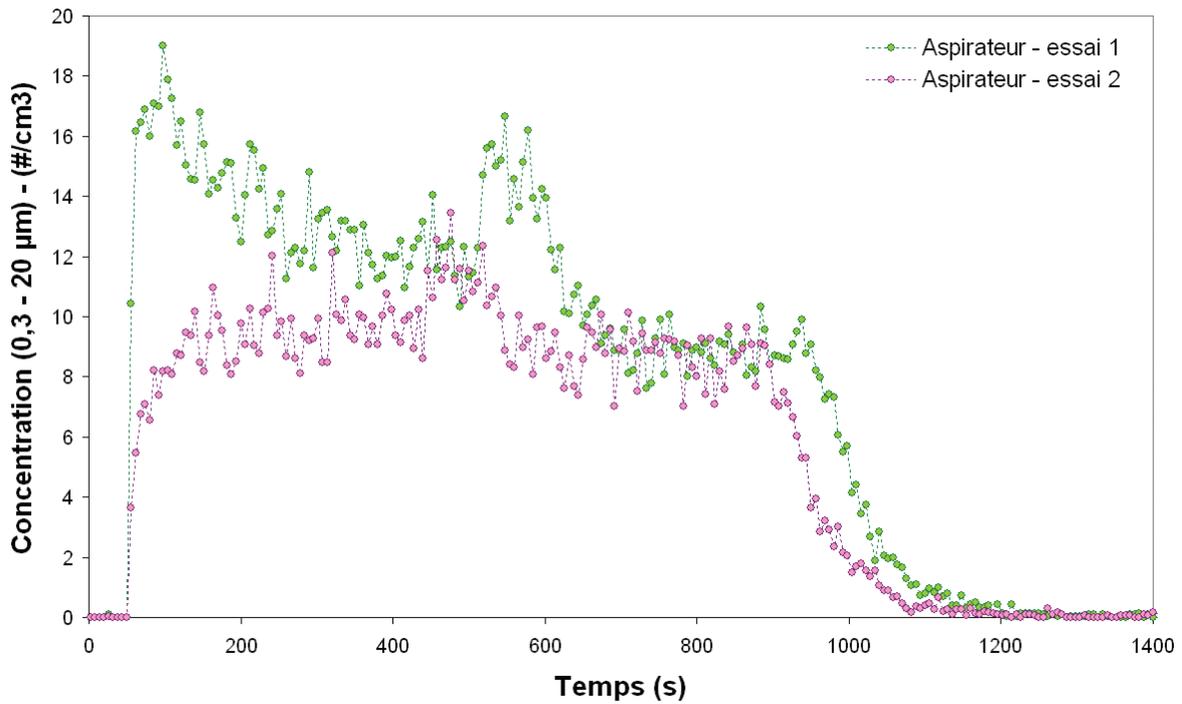


Figure 3-117 : Concentration de particules mesurées par le compteur optique lors du fonctionnement de l'aspirateur.

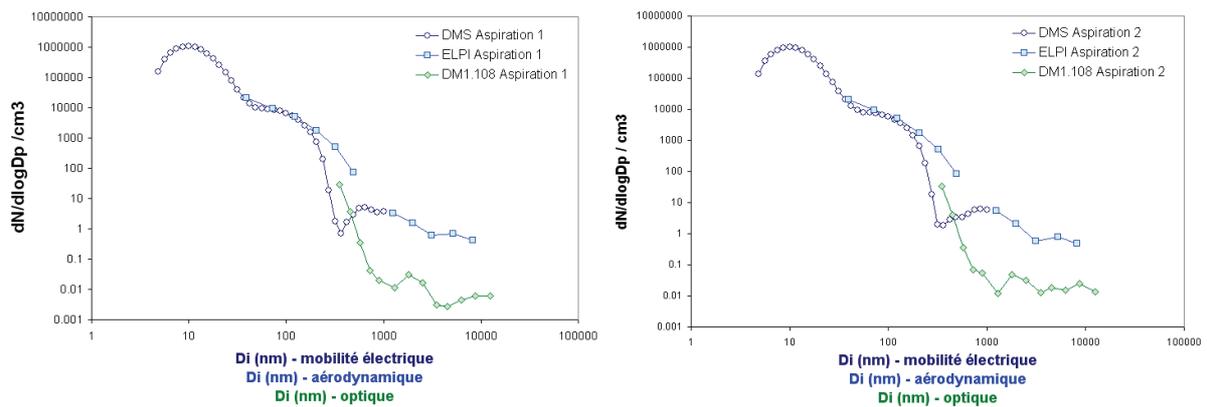


Figure 3-118 : Distribution en taille des particules émises lors de l'aspiration de l'air ambiant (gauche) et lors de l'aspiration de la poussière (droite).

3.13. Chauffage d'appoint à pétrole

Un appareil mobile de chauffage à combustible liquide (chauffage d'appoint à pétrole ou poêle à mèche) destiné au grand public a été testé dans l'enceinte expérimentale. Sa puissance est de 2700 W et est conseillé pour des pièces d'une surface comprise entre 75 et 95 m². La consommation de combustible est de 225 g/h en position maximale. L'allumage est électrique. Le combustible liquide utilisé est un solvant organique (isoalcanes en C11-C15) sans odeur à faible teneur en aromatiques (< 0,003%), en soufre (< 5 mg/kg) et en benzène (< 0,1% m/m). Le point éclair est supérieur à 61 °C. La densité du combustible se situe entre 0,755 et 0,775 kg/m³ à 15 °C. Etant donné ses caractéristiques, le combustible est préconisé pour le chauffage des pièces à vivre.

L'appareil est mis en route à la puissance maximale pendant 10 minutes. Selon les préconisations du fabricant, la hauteur de flamme est vérifiée à ce moment là et diminuée ou augmentée selon les cas. L'appareil continue à chauffer ensuite pendant 30 min. Ce type d'appareil ne permet pas un contrôle précis de la puissance de chauffe.



La variation de température (et d'humidité relative) a été enregistrée tout au long de l'essai. L'influence du chauffage est sensible : la température a augmentée de 20 à 50 °C, soit une augmentation de +30 °C. L'humidité relative décroît compte tenu de la hausse de température. Toutefois, entre 200 et 300 secondes, une remontée d'humidité de l'ordre de +5% est observée avant de décroître à nouveau.

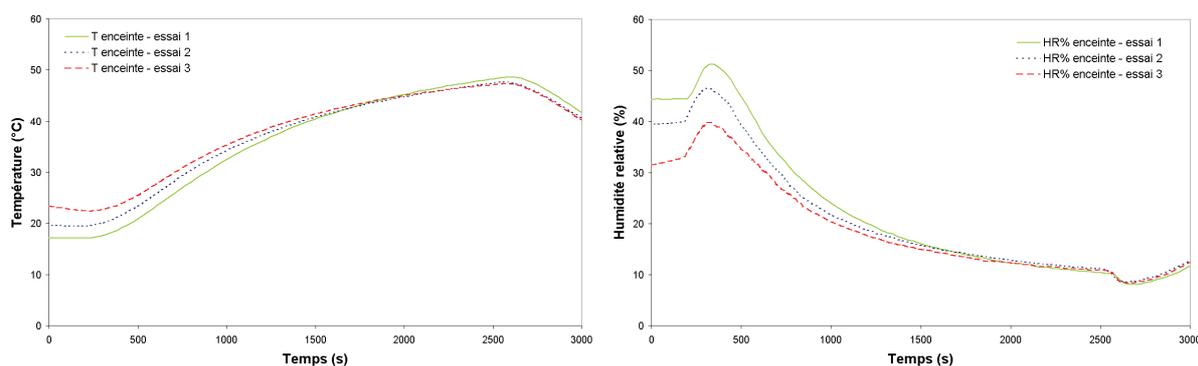


Figure 3-119 : Suivi de la température et de l'humidité relative dans l'enceinte pendant le fonctionnement de l'appareil de chauffage.

3.13.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC

Les concentrations mesurées avec le CNC sont faussées par les effets de coïncidence à haute concentration, malgré la correction apportée (la concentration réelle est trop élevée, supérieure à la limite de correction applicable). Les mesures du CNC ne sont pas exploitables sur ces essais.

3.13.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500

La Figure 3-120 montre la concentration totale mesurée avec le DMS500 (5 nm à 1000 nm). Les profils de concentration sont reproductibles d'un essai à l'autre avec un maximum obtenu après 5 min à hauteur de $3,5\text{-}5\cdot 10^6 \text{ \#}\cdot\text{cm}^{-3}$ qui décroît lentement pour atteindre $3\cdot 10^6 \text{ \#}\cdot\text{cm}^{-3}$ à la fin de l'essai.

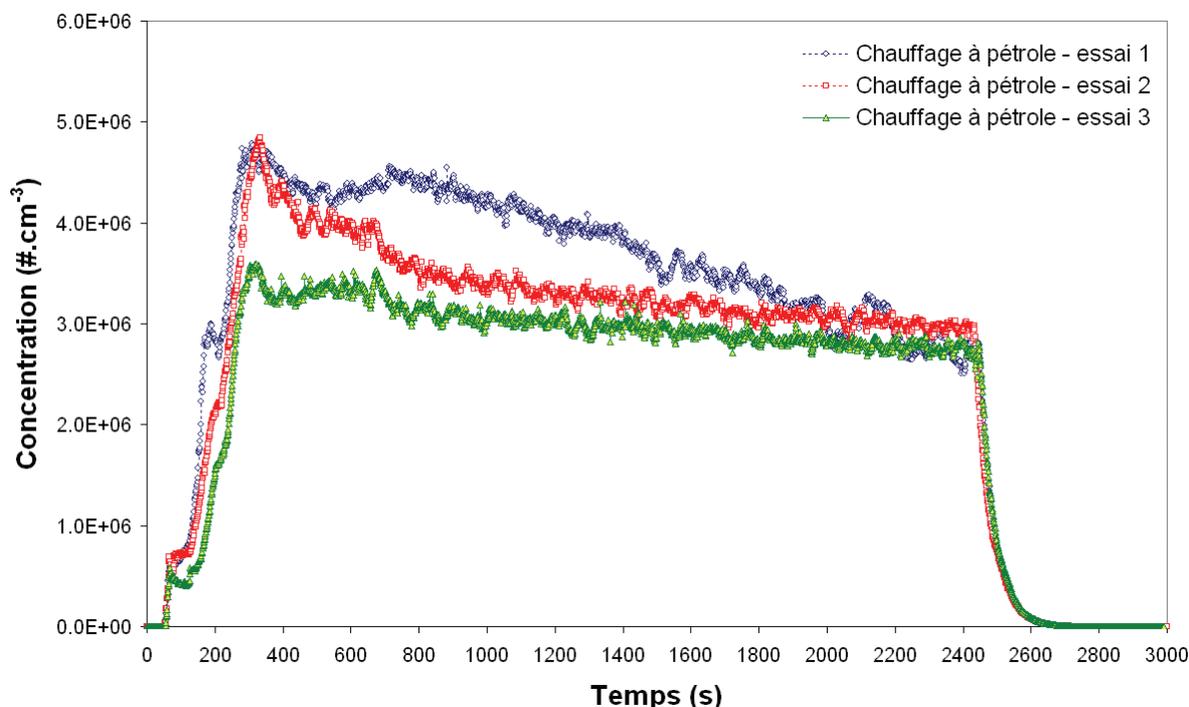


Figure 3-120 : Comparaison des concentrations totales de particules émises par le chauffage à pétrole (DMS500).

Les mesures de granulométrie avec le DMS500 sont présentées (Figure 3-121, Figure 3-122, Figure 3-123, Figure 3-124). Les résultats obtenus sont synthétisés dans le Tableau 3-14. Le premier essai montre un profil différent des deux autres par l'apparition de particules comprises entre 40 et 100 nm à partir de 15 min de chauffe. Lors du premier essai, la hauteur de flamme n'était pas bien maîtrisée résultant en une combustion imparfaite. La flamme était trop haute par rapport à la préconisation.

Pour les 3 essais, une phase d'initiation de la combustion durant 3 à 4 minutes est visible et résulte en l'émission de particules de taille comprises entre 5 et 200 nm. La phase de combustion plus stable (notamment pour les essais 2 et 3) se traduit par une distribution constante de particules entre 5 et 40 nm avec un mode à 10 nm.

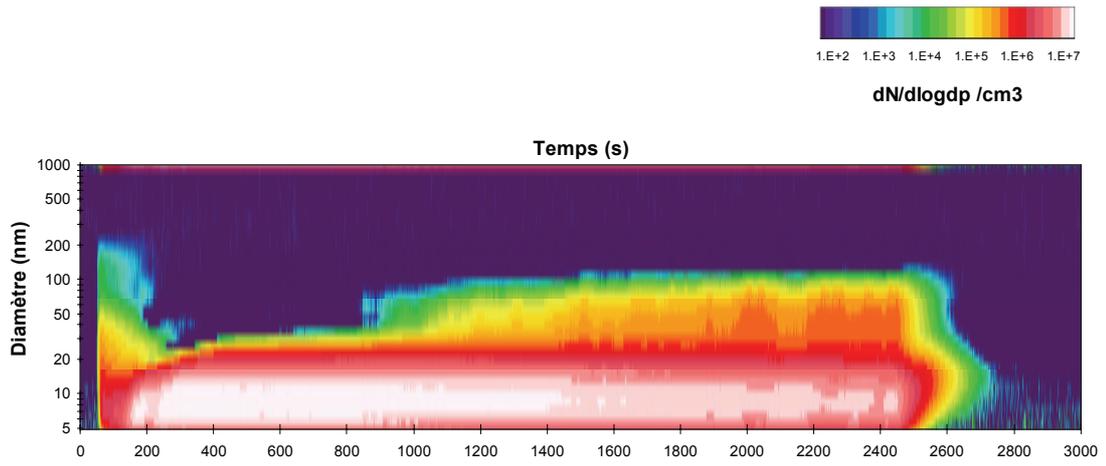


Figure 3-121 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Chauffage à pétrole, essai 1).

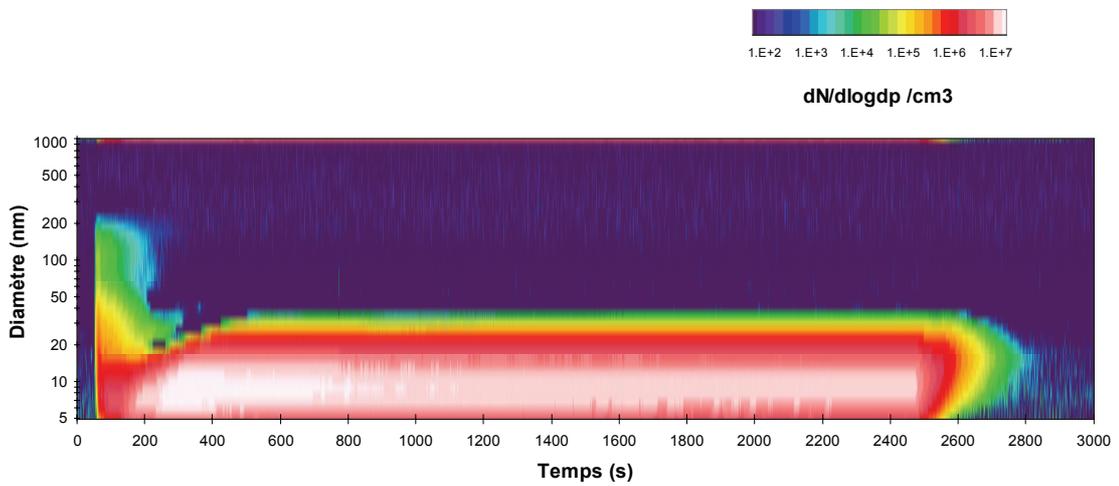


Figure 3-122 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Chauffage à pétrole, essai 2).

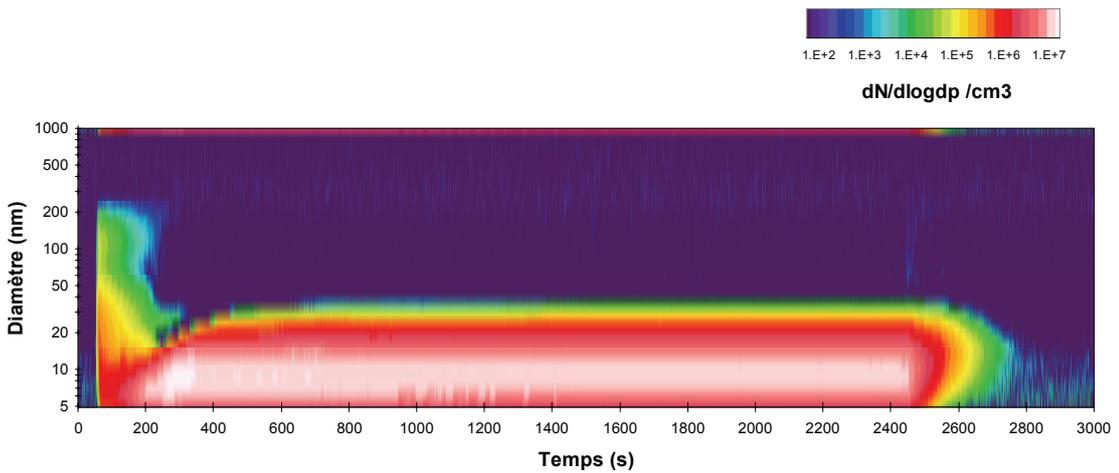


Figure 3-123 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Chauffage à pétrole, essai 3).

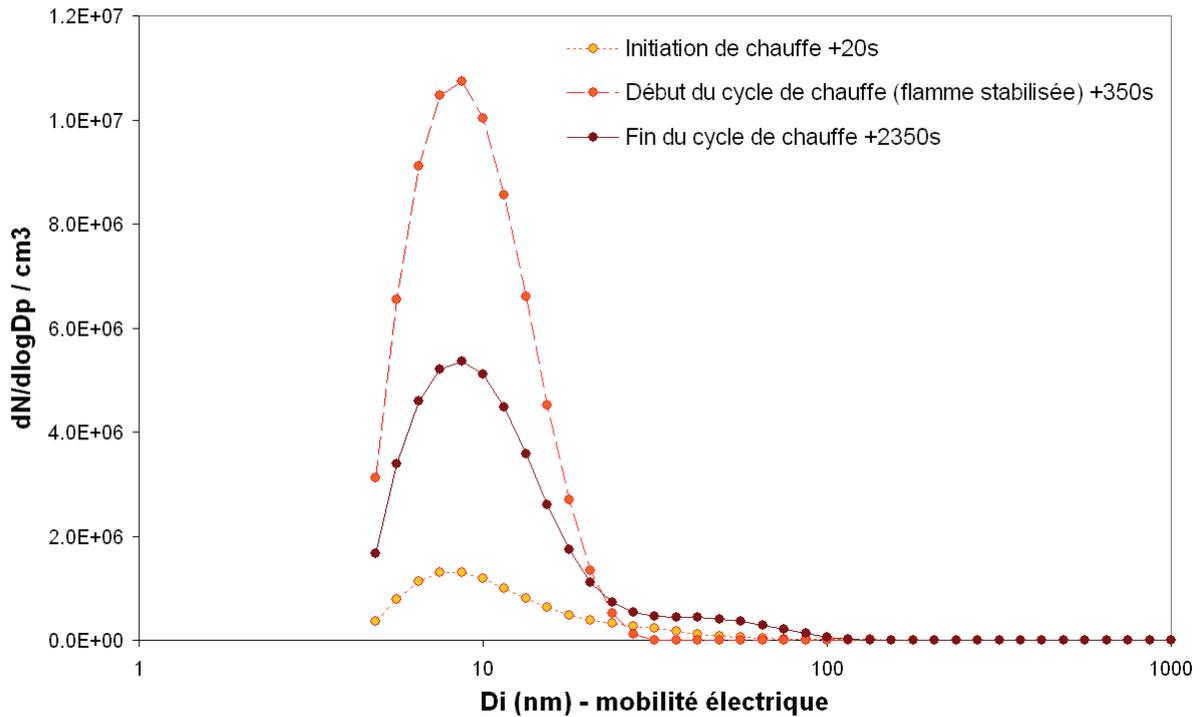


Figure 3-124 : Distributions de particules caractéristiques (Chauffage à pétrole, essai 1, DMS500).

	(5 - 1000 nm)			
	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)
Chauffage à pétrole 1	3.76E+06	10.02	1.54	9.50
Chauffage à pétrole 2	3.31E+06	9.80	1.45	9.53
Chauffage à pétrole 3	3.05E+06	9.81	1.44	9.55

Tableau 3-14 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens (Chauffage à pétrole, phase de combustion 400-2400s).

3.13.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI

L'ELPI ne prenant pas en considération le mode principal d'émission de particules par la chauffage à pétrole, met en exergue les différences observées entre l'essai 1 (dont la phase de combustion n'est pas maîtrisée) et les deux autres essais (Figure 3-125). En effet, durant la phase de combustion de l'essai 1, la concentration augmente de manière continue jusqu'à l'arrêt du chauffage ce qui n'est pas le cas pour les autres essais pour lesquels la concentration reste stable.

Les trois essais mettent par contre en évidence la phase d'initiation de la combustion qui se traduit par un pic bien individualisé couvrant la période les 200 secondes après la mise en marche du chauffage.

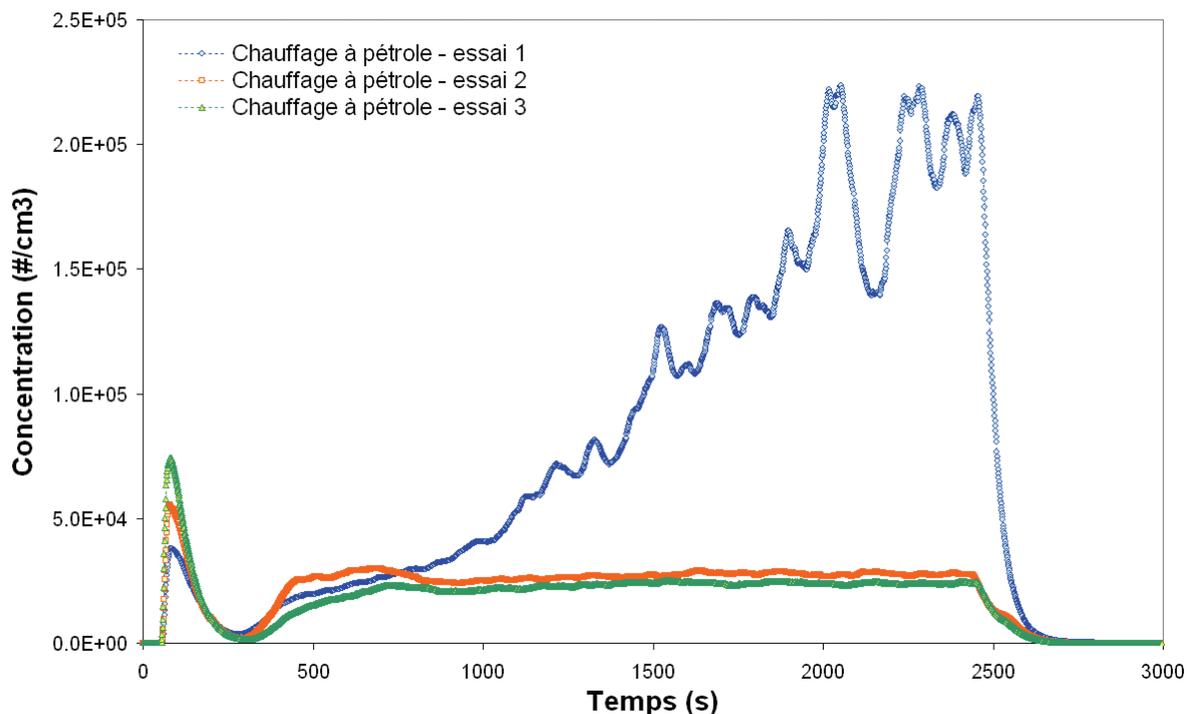


Figure 3-125 : Concentrations totales de particules émises mesurées avec l'ELPI. lors de la mise en route du chauffage à pétrole.

Les granulométries associées sont présentées aux Figure 3-126, Figure 3-127 et Figure 3-128. L'ELPI ne couvre pas complètement la gamme de particules émises par le chauffage à pétrole. Il met toutefois en évidence la présence de particules atteignant 2000 nm.

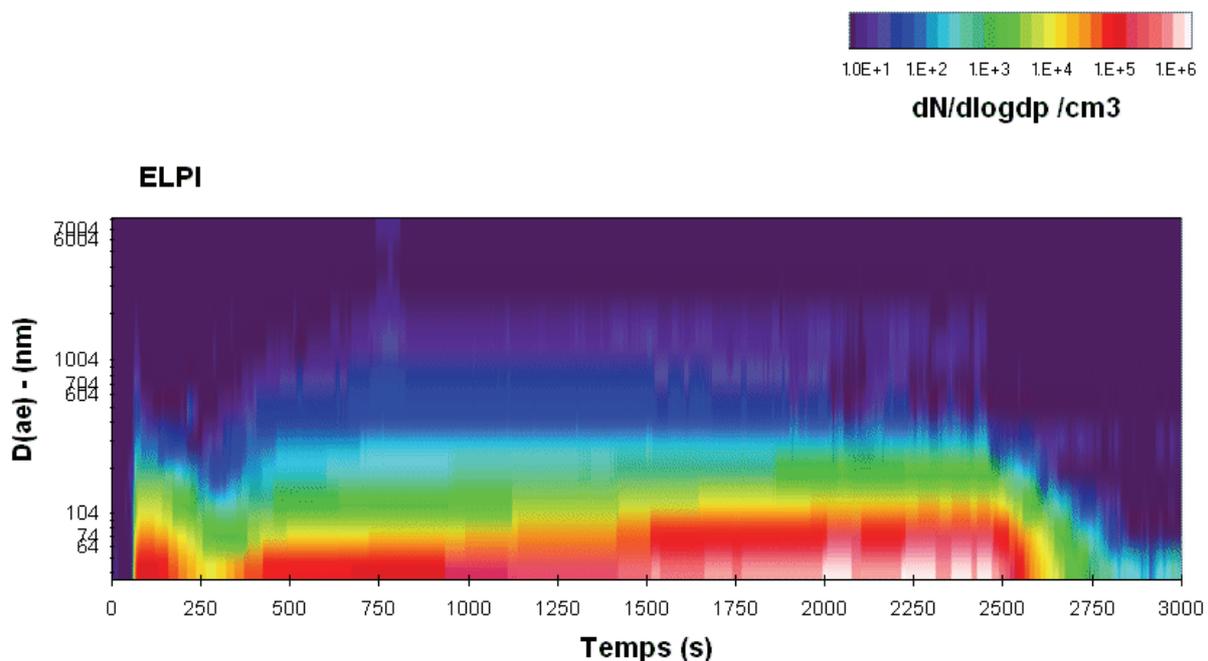


Figure 3-126 : Evolution de la distribution en taille des particules émises par le chauffage à pétrole mesurées avec l'ELPI (gamme 10^1 à 10^6 $dN/d\log dp /cm^3$). D(ae) : diamètre aérodynamique. Essai 1.

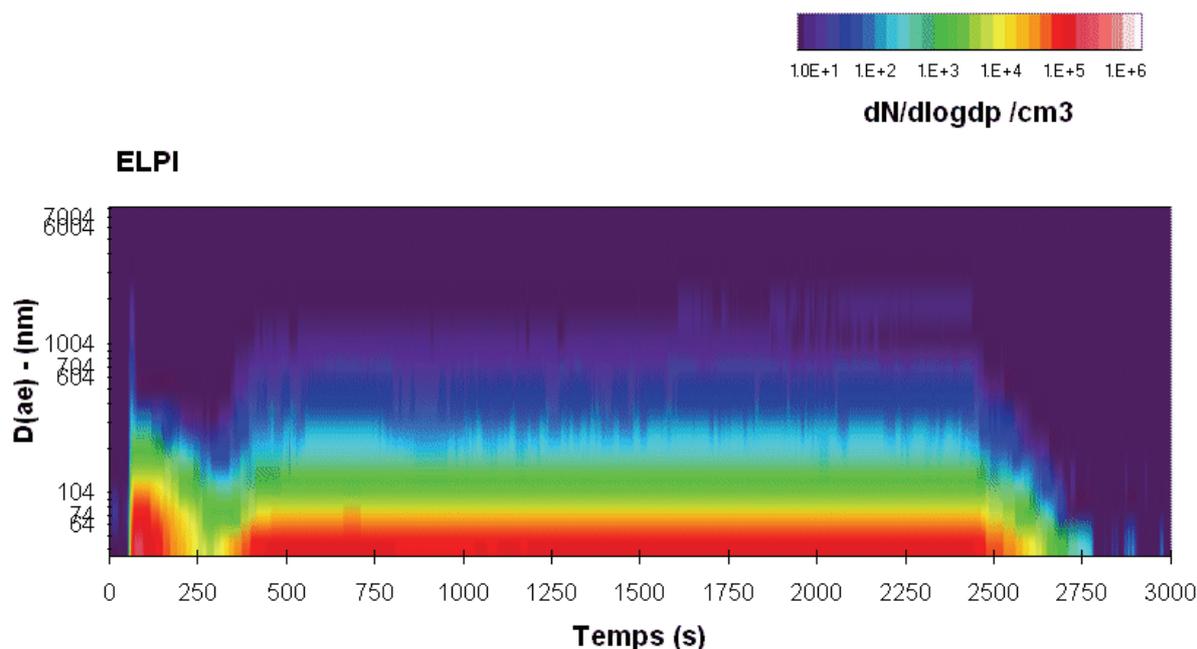


Figure 3-127 : Evolution de la distribution en taille des particules émises par le chauffage à pétrole mesurées avec l'ELPI (gamme 10^1 à 10^6 $dN/dlogdp$ / cm^3). $D(ae)$: diamètre aérodynamique. Essai 2.

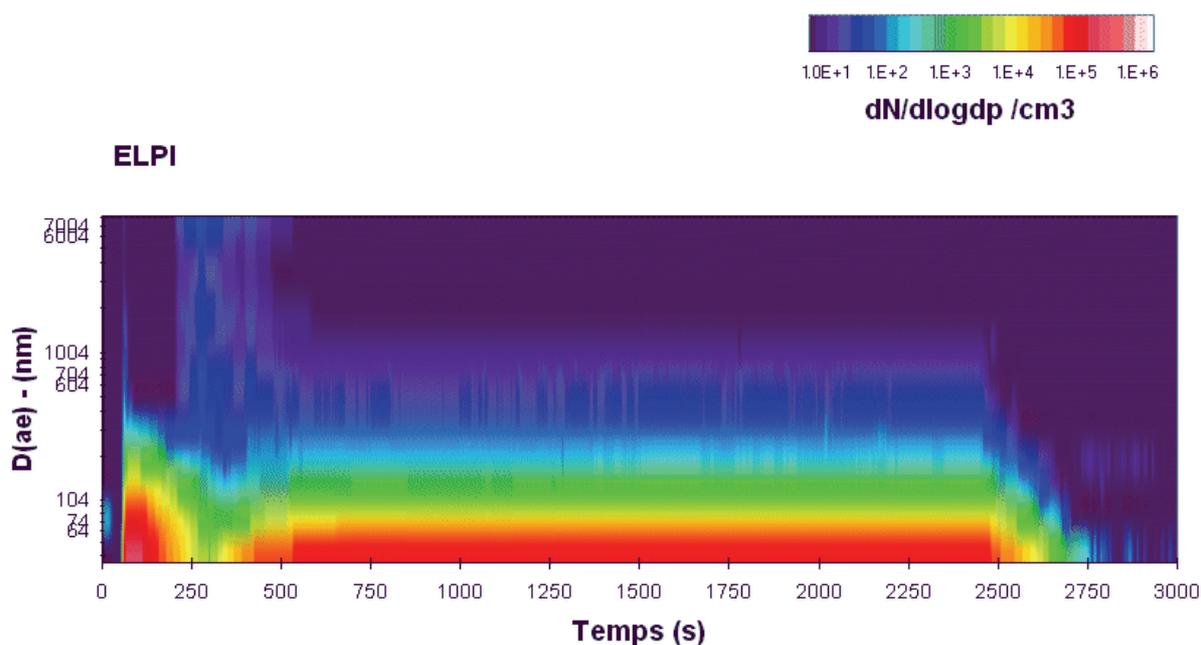


Figure 3-128 : Evolution de la distribution en taille des particules émises par le chauffage à pétrole mesurées avec l'ELPI (gamme 10^1 à 10^6 $dN/dlogdp$ / cm^3). $D(ae)$: diamètre aérodynamique. Essai 3.

3.13.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108

Le compteur optique reste muet à l'émission de particules ultrafines par le chauffage à pétrole, mis à part un pic de 2-3 $\# \cdot cm^{-3}$ à la mise en route du chauffage (Figure 3-129).

La comparaison des distributions obtenues entre les 3 appareils est présentée à la Figure 3-130. Durant la phase d'initiation, les mesures de l'ELPI sont en accord avec le DMS500 jusqu'à 200 nm. Le DMS 500 présente une remontée à partir de ce diamètre qui n'est pas

observée par les autres instruments. Etant donné les niveaux associés, il s'agit très certainement d'un artefact de mesure. Le même phénomène se produit mais à partir de 100 nm. Au-delà de ce diamètre, l'information fournie par le DMS500 n'est plus exploitable. Néanmoins, un mode semble se profiler autour de 30-40 nm.

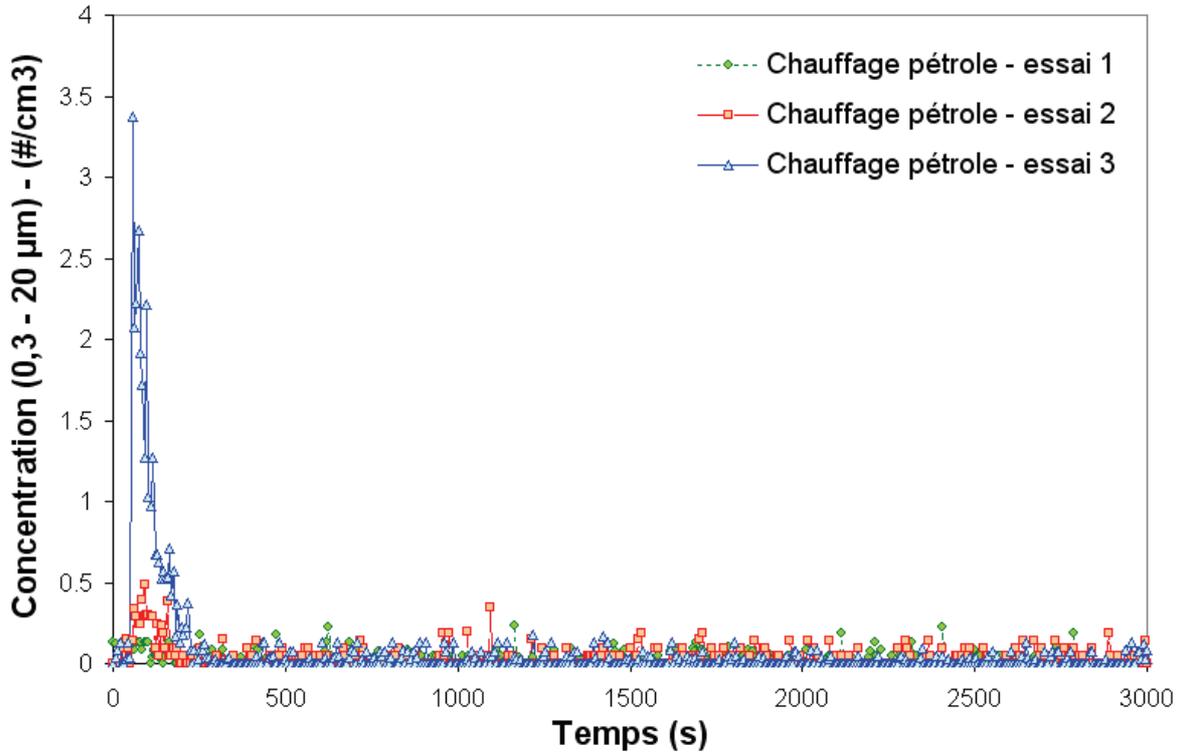


Figure 3-129 : Concentration totale de particules (> 0,3 µm) émises par le chauffage à pétrole (DM1.108).

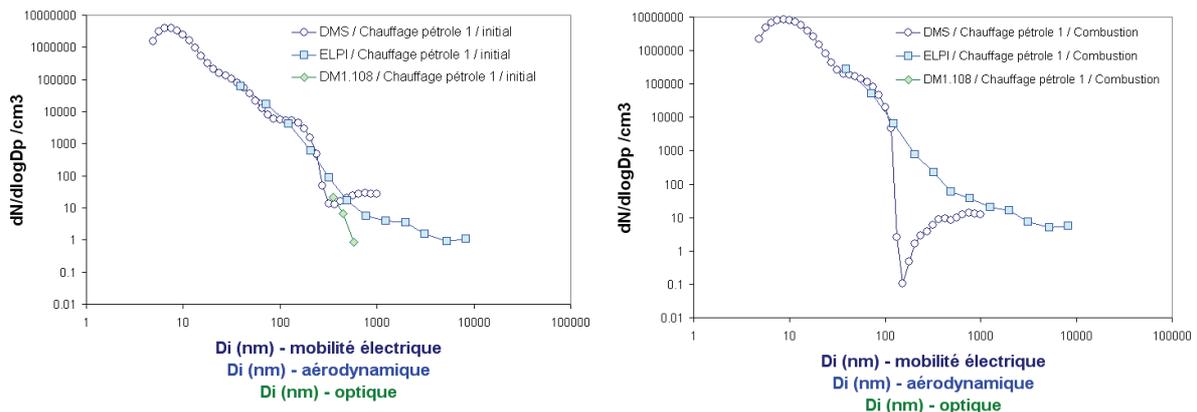


Figure 3-130 : Comparaison des distributions obtenues entre le DMS500, l'ELPI et le DM1.108 pour le chauffage à pétrole essai 1 (phase d'initiation à gauche et phase de combustion à droite).

3.14. Plaque électrique

La plaque électrique utilisée est une plaque en fonte d'un diamètre de 185 mm qui développe une puissance maximum de 1000 W (Figure 3-131). Les foyers en fonte (alliage Fer / Carbone à teneur > 2,5%) correspondent à la technologie la plus ancienne utilisée pour la cuisson électrique. Une spire chauffante noyée dans une plaque en fonte annulaire est alimentée en électricité. La chaleur se diffuse alors sur toute la surface de la plaque et se transmet au récipient qu'elle supporte. Son principal défaut est l'inertie qui rend difficile le réglage de la cuisson.



Figure 3-131 : Plaque électrique en fonte utilisée pour les scénarios de cuisson.

La plaque électrique est mise en marche au maximum de la puissance puis éteinte 20 minutes plus tard. Deux tests ont été réalisés. La température de surface de la plaque n'a pas été mesurée lors de ces essais. La variation de température et d'humidité induite dans l'enceinte par le fonctionnement de la plaque est présentée à la Figure 3-132.

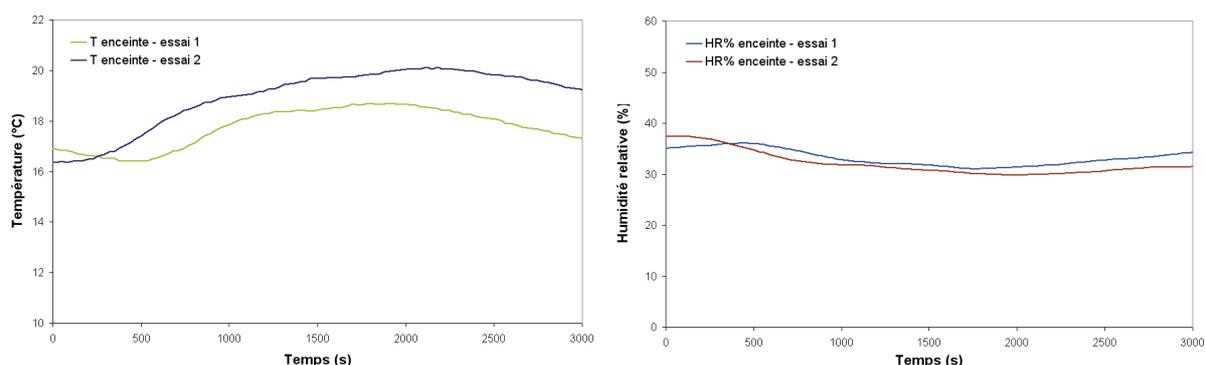


Figure 3-132 : Variation de température et d'humidité relative dans l'enceinte au cours de l'essai

3.14.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC

Les concentrations mesurées avec le CNC sont faussées par les effets de coïncidence à haute concentration, malgré la correction apportée (la concentration réelle est trop élevée). Les mesures du CNC ne sont pas exploitables sur ces essais. Un autre essai avec une poêle Tefal® vide posée sur la plaque conduit aux mêmes observations.

Ce constat s'étend à l'ensemble des essais de cuisson utilisant la plaque électrique pour lesquels les résultats du CNC 3007 ne sont pas du tout exploitables.

3.14.2. Mesures avec le spectromètre de mobilité électrique DMS500

La Figure 3-133 montre la concentration totale mesurée avec le DMS500 (5 nm à 1000nm) pour les deux essais. L'écart relatif moyen entre les deux essais est de 90%. Cet écart montre que l'émission de particules n'est pas systématique à la mise en marche de la plaque. L'hypothèse la plus vraisemblable serait que l'émission observée est associée à une remise en suspension de particules ultrafines préalablement déposées sur les surfaces. L'émission de particules serait alors sujette non seulement à la quantité, nature et taille de particules initialement déposées et liées à la surface de façon plus ou moins forte mais également à la température de surface qui viendrait rompre ces interactions. Les travaux de Pedersen et al. (2001) semblent abondés dans ce sens.

Les mesures de granulométrie avec le DMS500 ont été réalisées sur les essais 1 et 2 (Figure 3-134, Figure 3-135, Figure 3-136). Ces figures montrent que lors de la montée en température de la plaque, une émission de particules est observée avec un mode moyen proche de 20 nm. Ensuite la plaque électrique régule la température et des bouffées apparaissent en fonction de la régulation. Les résultats obtenus sont synthétisés dans le Tableau 3-15.

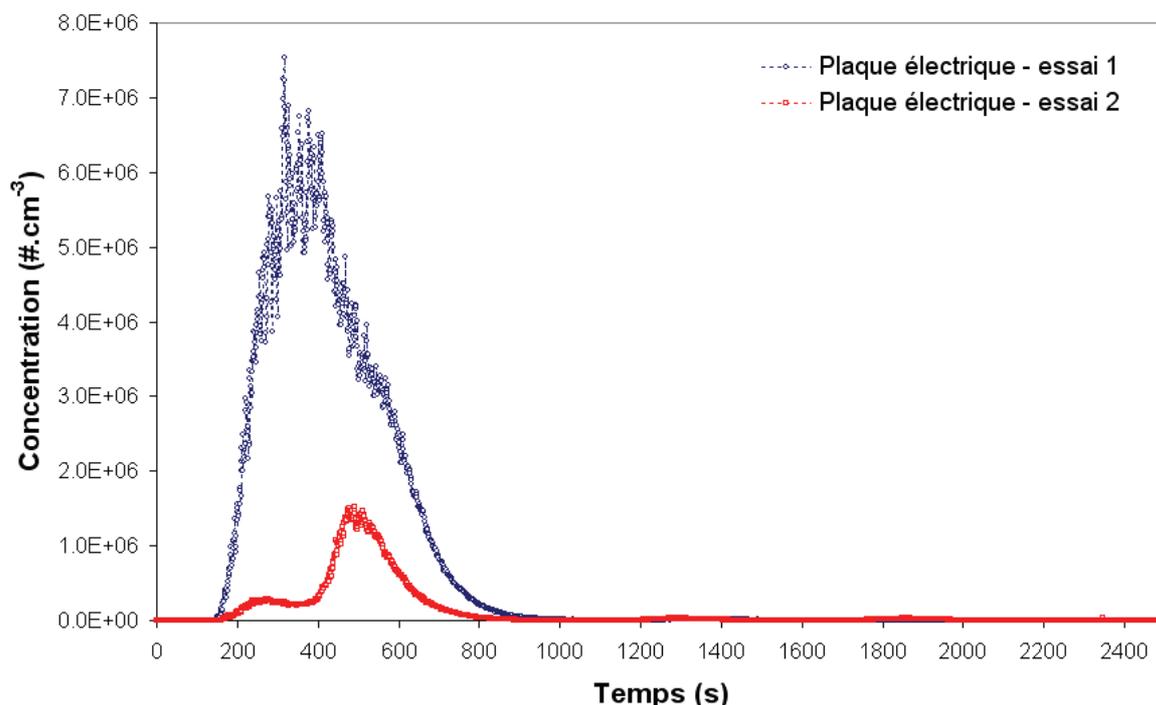


Figure 3-133 : Comparaison des concentrations totales mesurées lors de l'allumage de la plaque électrique (à 50 secondes), essais 1 et 2.

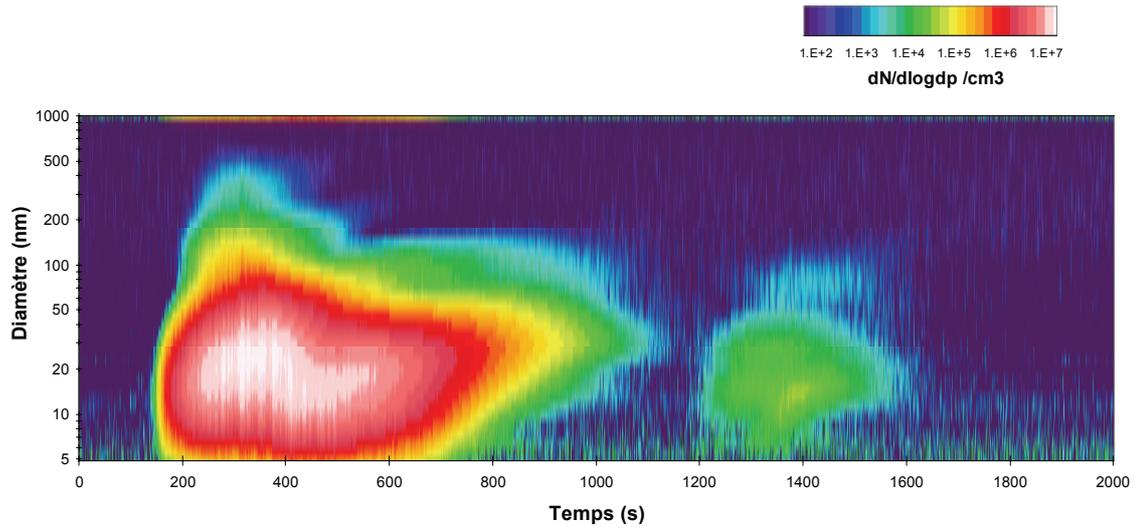


Figure 3-134 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Plaque électrique, essai 1).

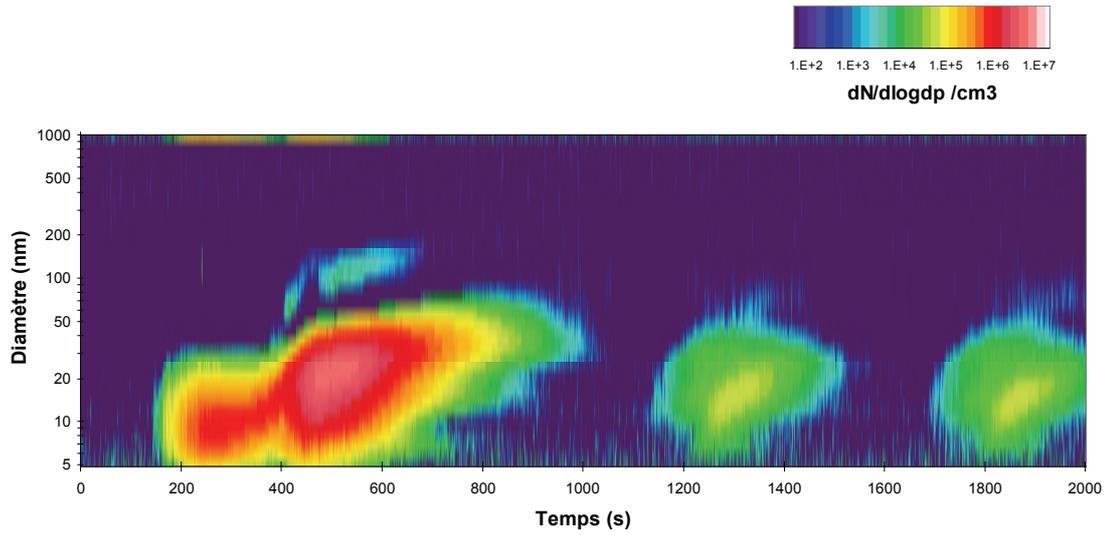


Figure 3-135 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Plaque électrique, essai 2).

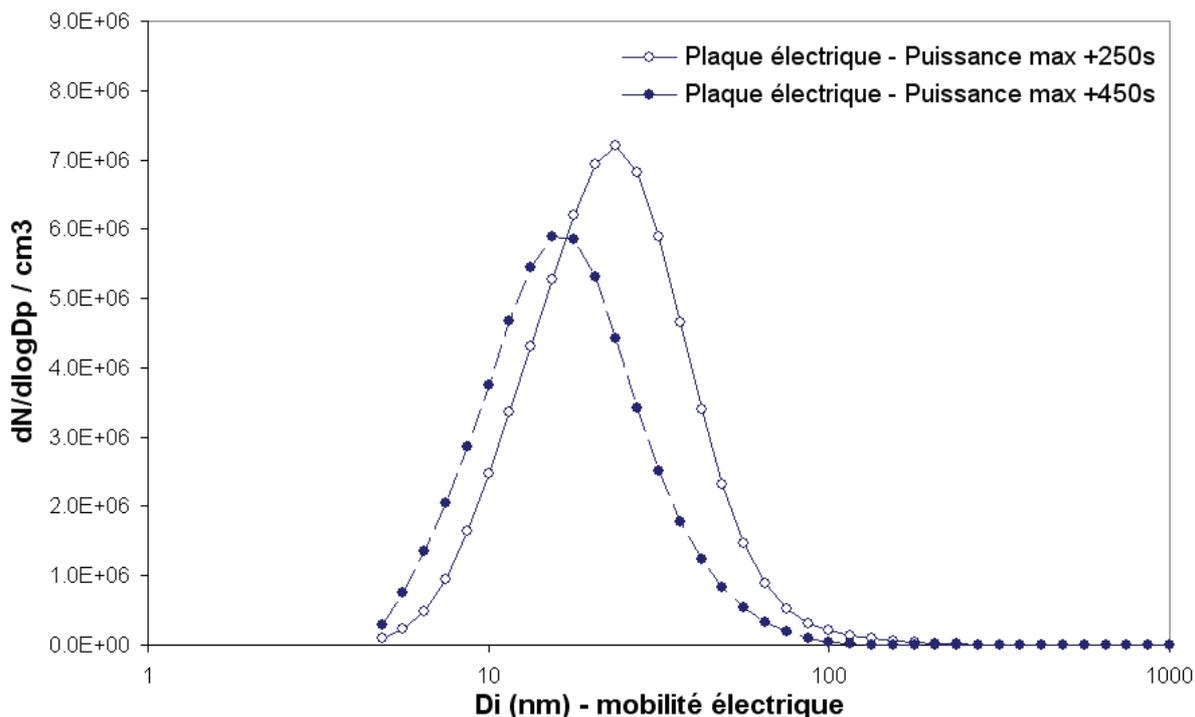


Figure 3-136 : Distributions caractéristiques des particules émises par la plaque électrique (essai 1).

	(5 - 1000 nm)			
	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)
Plaque seule 1	2.10E+06	19.61	1.75	19.43
Plaque seule 2	3.15E+05	18.74	1.69	19.53

Tableau 3-15 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens sur les plages (5 à 1000 nm) pour la plaque électrique.

3.14.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI

L'ELPI a été utilisé avec l'essai 2 uniquement. Les résultats obtenus sont présentés à la Figure 3-137. Une émission importante est observée à 500s, correspondant avec le maximum mesuré par le DMS500. Deux autres émissions de moindre envergure sont observées respectivement à 1250 et 1750 s. La granulométrie associée (Figure 3-138) ne permet pas d'identifier le mode principal (20 nm). Toutefois, le premier pic d'émission est liée à des tailles de particules atteignant 8 μm . Les autres pics se limitant à des tailles de 200 nm.

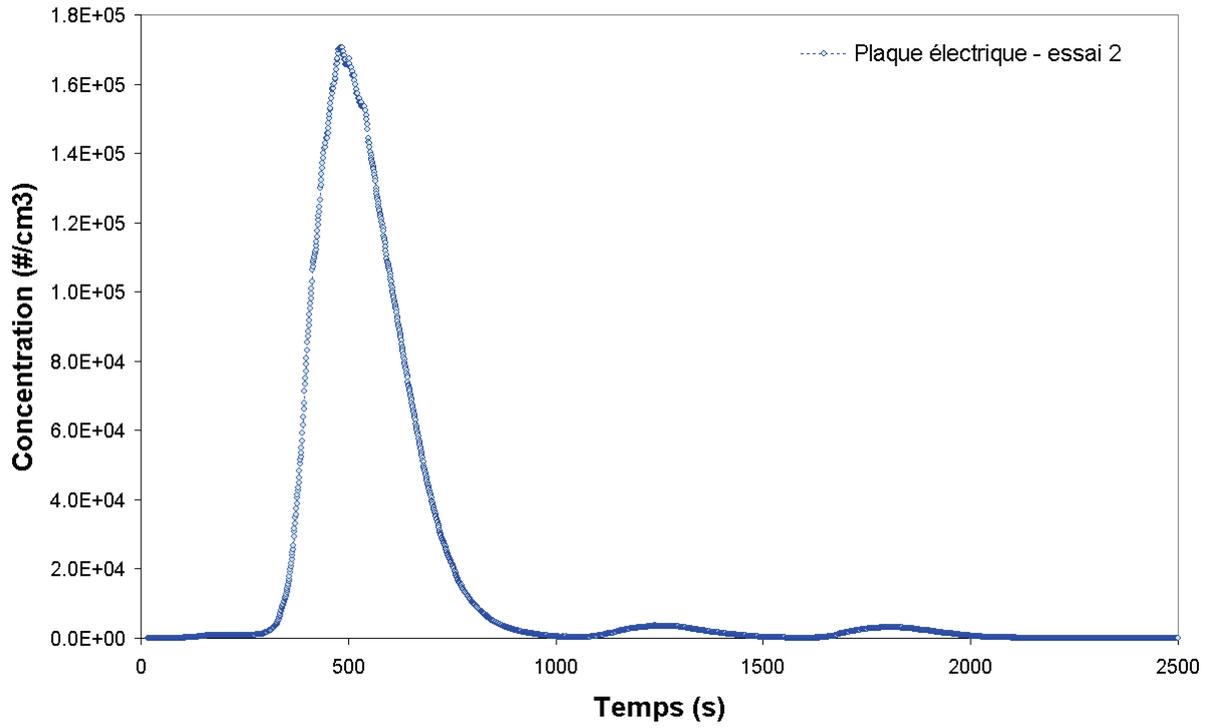


Figure 3-137 : Comparaison des concentrations totales mesurées par l'ELPI.

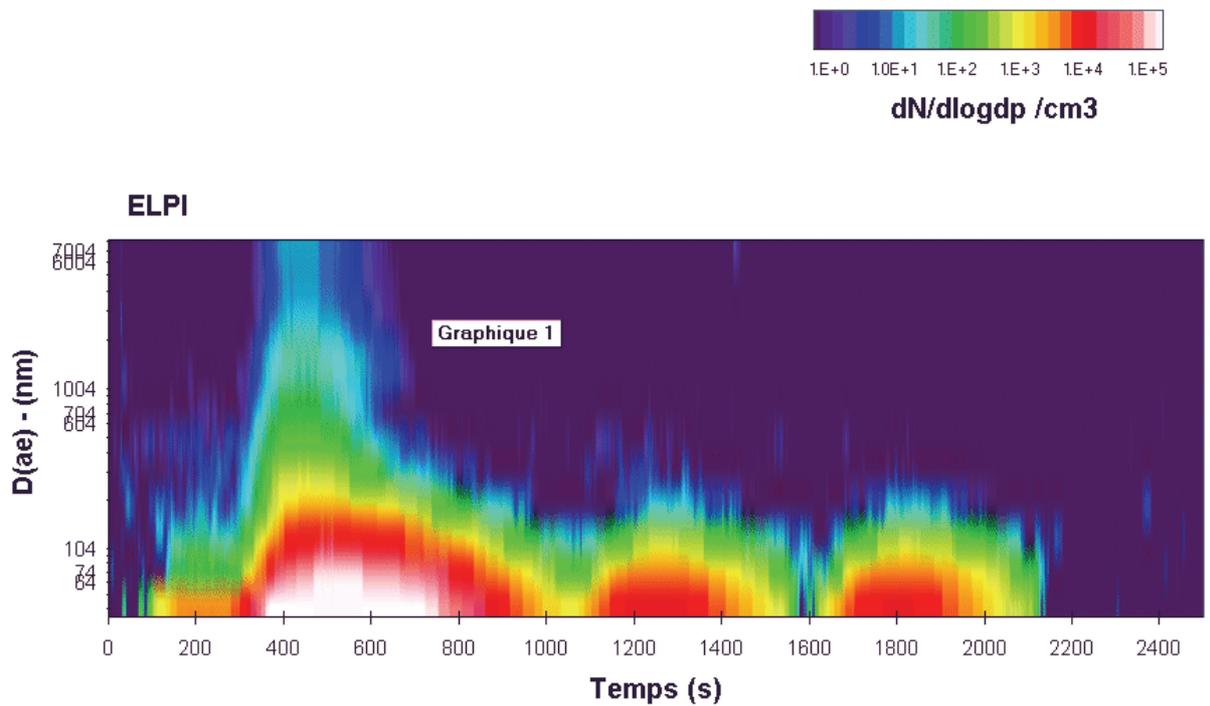


Figure 3-138 : Granulométrie mesurée avec l'ELPI (Plaque électrique, essai 2).

3.14.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108

Le caractère non reproductible de l'émission de particules par la plaque électrique est encore plus flagrant avec les mesures du compteur optique (Figure 3-139). Le compteur optique a réalisée 3 mesures : les deux essais préalablement cités et un autre essai associant la plaque électrique avec la poêle qui sera utilisé dans les scénarios cuisson. Le premier essai conduit à un niveau maximum de $700 \text{ \#}\cdot\text{cm}^{-3}$, tandis que le second essai enregistre des niveaux insignifiants. L'essai avec la poêle induit une concentration maximale de particules ($> 0,3 \mu\text{m}$) dans l'enceinte de l'ordre de $2500 \text{ \#}\cdot\text{cm}^{-3}$.

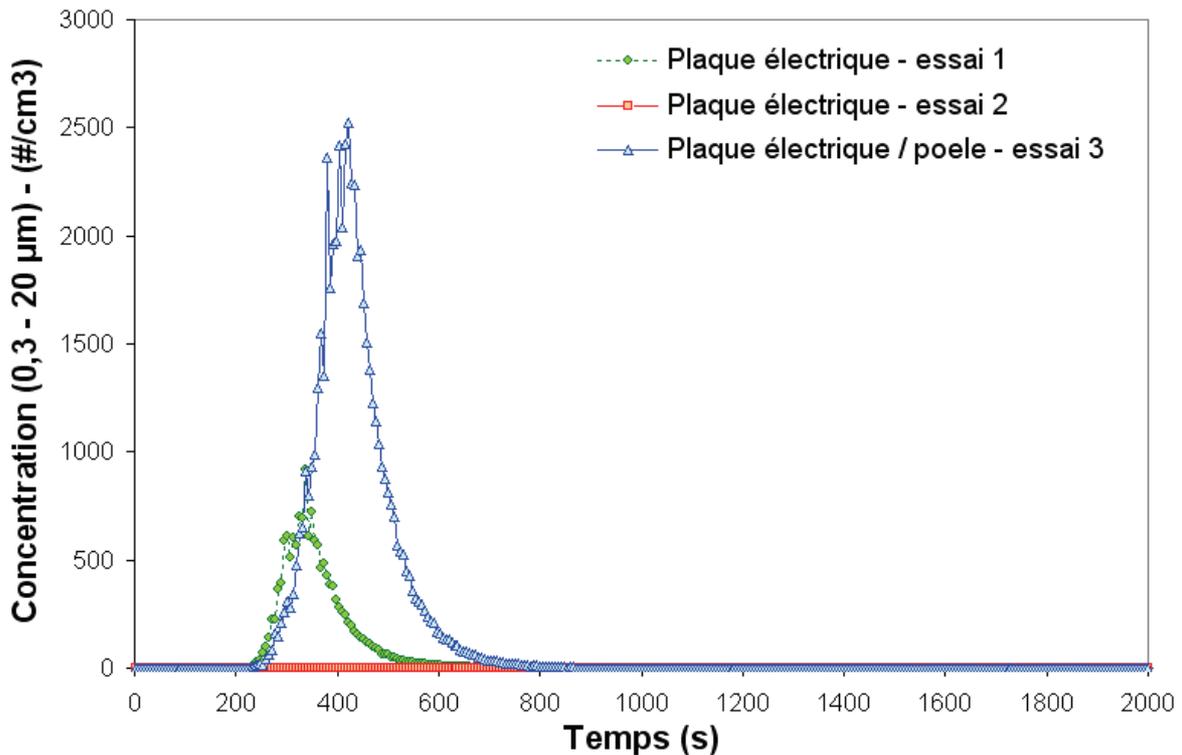


Figure 3-139: Concentration totale de particules ($> 0,3 \mu\text{m}$) émises par la plaque électrique (DM1.108).

La comparaison des distributions des différents instruments est présentée à la Figure 3-140. Pour l'essai 1, la distribution du compteur optique est en accord avec le DMS500 (hormis sur les deux derniers canaux). Pour le deuxième essai, les distributions du DMS500 et de l'ELPI sont comparées à deux instants : au maximum du premier pic d'émission et 6 minutes plus tard. Les 2 distributions présentent des écarts, notamment lié au fait que l'ELPI présente des niveaux de concentration là où le DMS500 n'en présente pas. Par ailleurs, le mode principal n'est pas stable évoluant rapidement vers de plus gros diamètres lors du refroidissement de la plaque.

Phase 1 : Caractérisation physico-chimique des émissions de particules

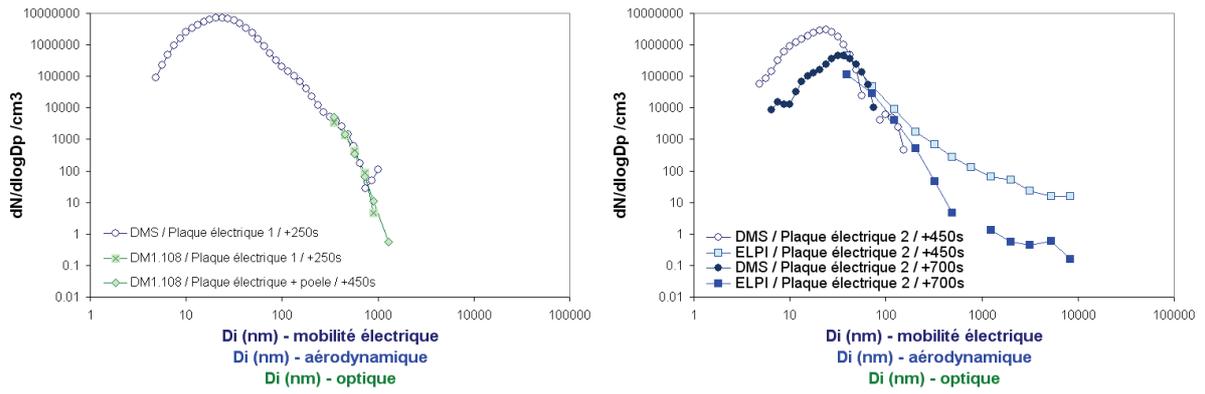


Figure 3-140 : Comparaisons des différentes distributions de particules obtenues lors du fonctionnement de la plaque électrique (essai 1 à gauche, essai 2 à droite).

3.15. Cuisson à la poêle – Steak haché à l'huile

Un steak haché frais (15% de matière grasse) conditionné en emballage individuel est cuit avec un peu d'huile d'arachide et de sel dans une poêle sur une plaque électrique. La poêle de 24 cm de diamètre est dotée d'un revêtement anti-adhésif Tefal[®], d'un fond thermo-conducteur avec des paillettes de cuivre pour une diffusion optimale de la chaleur ainsi que d'un thermo-spot (disque rouge central indicateur de chaleur). L'huile végétale utilisée, 100% arachide est préconisée pour l'assaisonnement et la friture. Le fabricant indique une température maximum conseillée de 180 °C. Chaque ingrédient est pesé avant et après cuisson en prenant en compte les résidus restant sur la poêle (Tableau 3-16). Les temps spécifiques liés aux événements du scénario (voir le déroulement dans l'encadré) sont présentés au Tableau 3-17. La température de l'interface entre la plaque et la poêle, ainsi que celle de la paroi intérieure de la poêle ont été enregistrés grâce à des thermocouples reliés à un système d'acquisition (pas de temps 15 s). Les résultats sont présentés à la Figure 3-141. Les thermocouples étaient soit fixés à l'aide de pinces, soit coincés entre la plaque et la poêle. Dans certains scénarios, l'agitation du steak lorsqu'il est placé dans la poêle a conduit à un déplacement des thermocouples entraînant une perte de contact avec la surface à caractériser. Ces valeurs ne peuvent alors plus être exploitées.



Déroulement du scénario de cuisson :

1. Mise en marche de la plaque électrique avec la poêle au dessus (position max),
2. L'huile d'arachide est disposée dans la poêle,
3. Au bout de 10 min de préchauffage de la poêle, le steak salé est placé dans la poêle,
4. Le Steak est retourné dans la poêle à mi-cuisson à l'aide d'une cuillère en bois (3 min),
5. Arrêt de la plaque au bout d'environ 6 min de cuisson. L'ensemble (steak haché et poêle) est retiré de la plaque électrique et placé à côté.

Masse initiale (g)	Essai 1	Essai 2	Essai 3	Essai 4
- Steak	100.4	100.4	128.6	129.9
- Huile d'arachide	3.1	3.1	4.9	3.7
- Sel	0.9	0.2	0.6	0.7
Steak cuit + matière grasse restante	90	86.4	105.9	116.5
Perte de matière (g)	14.4	17.3	28.2	17.8

Tableau 3-16 : Pesées des ingrédients utilisés dans le scénario de cuisson (steak + huile).

La perte de matière inhérente à la cuisson est relativement constante en fonction des essais (hormis l'essai 3 dont le temps de cuisson était plus long voir ci-après).

Evènements du scénario	Temps (s)			
	Essai 1	Essai 2	Essai 3	Essai 4
Mise en marche de la plaque : préchauffage poêle et huile (position MAX)	50	50	50	50
Le steak est placé dans la poêle	770	770	650	650
Retournement du steak	950	950	950	830
Arrêt de la cuisson + retrait de la poêle	1130	1130	1250 "Essai 3</td <td>1130</td>	1130

Tableau 3-17 : Liste des évènements du scénario et temps associés selon les essais.

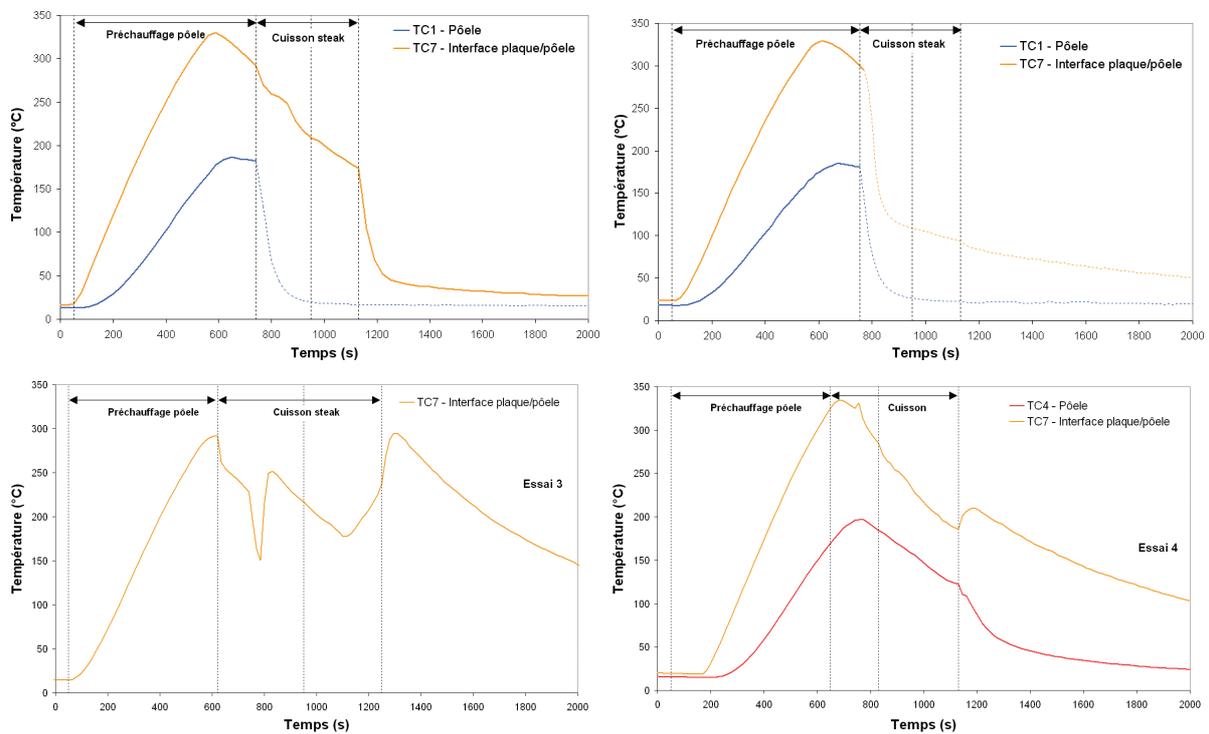


Figure 3-141 : Températures de l'interface plaque/poêle et de la plaque pour le scénario de cuisson (Steak + huile). Les courbes en pointillés représentent des valeurs non valides (perte de contact des thermocouples).

Lors du préchauffage, la plaque monte progressivement en température jusqu'à atteindre une valeur autour de 330 °C pour décroître ensuite selon la régulation propre à l'appareil. La poêle quant à elle est chauffée jusqu'à 190 °C et suit la régulation de température de la plaque. La cuisson du steak avec de l'huile est réalisée dans la phase descendante du 1^{er} cycle de température et se termine avant le 2^{ème} cycle (sauf pour le troisième essai, la cuisson ayant duré plus longtemps).

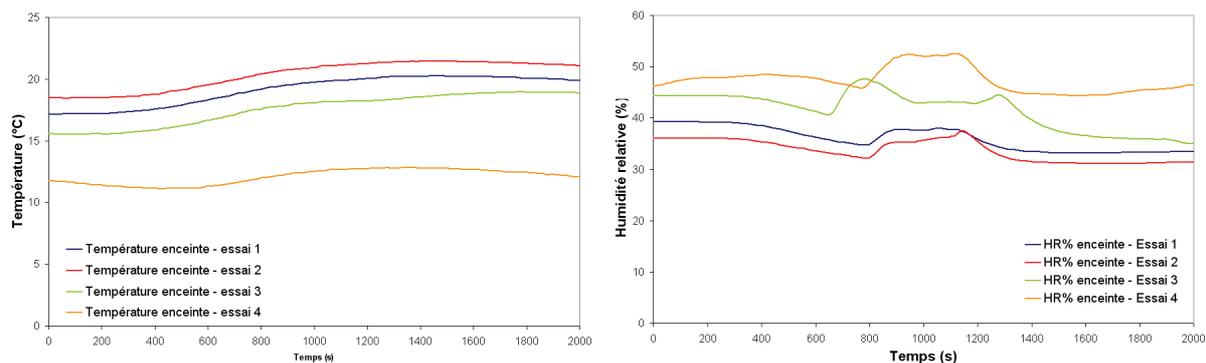


Figure 3-142 : Suivi de la température et de l'humidité relative dans l'enceinte au cours des essais.

L'utilisation de la plaque électrique réchauffe légèrement l'enceinte (+3 °C en fin de cuisson). Une variation nette d'humidité (entre +3 et +7%) survient dès que le steak est au contact de la poêle (début effectif de cuisson).

3.15.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC

Les concentrations mesurées avec le CNC sont faussées par les effets de coïncidence à haute concentration, malgré la correction apportée (la concentration réelle est trop élevée). Les mesures du CNC ne sont pas exploitables sur ces essais.

3.15.2. Mesures avec le spectromètre de mobilité électrique DMS500

La Figure 3-143 montre la concentration totale mesurée avec le DMS500 (5 nm à 1000 nm) pour les deux essais de cuisson du steak haché avec huile d'arachide. Le préchauffage de la plaque avec l'huile domine les émissions de particules avant même la mise en place du steak. Cet évènement ne provoque qu'une très légère augmentation de la concentration totale de particules. Le premier essai présente des niveaux deux fois plus élevés que le second dans les mêmes conditions. Ce qui met en avant le caractère prépondérant de la plaque, source peu reproductible, par rapport au scénario de cuisson comme source de particules. L'incidence du retournement du steak est négligeable.

Les mesures de granulométrie avec le DMS500 ont été réalisées sur les essais 1 et 2 (Figure 3-144, Figure 3-145, Figure 3-146). Les résultats obtenus sont synthétisés dans le Tableau 3-18. Le préchauffage de la plaque électrique, de la poêle et de l'huile entraîne une émission de particules dont le mode est compris entre 25 et 30 nm (légèrement supérieur à celui trouvé pour la plaque seule – 20 nm). En fin de préchauffage, la concentration totale augmente légèrement. C'est la contribution de l'huile qui débute avec l'émission de particules légèrement plus grosses 26 et 35 nm contre 25 et 30 respectivement.

L'introduction du steak dans la poêle modifie complètement le profil granulométrique, de monomodal, il devient bimodal avec un mode autour de 15-17 nm et l'autre autour de 45-55 nm.

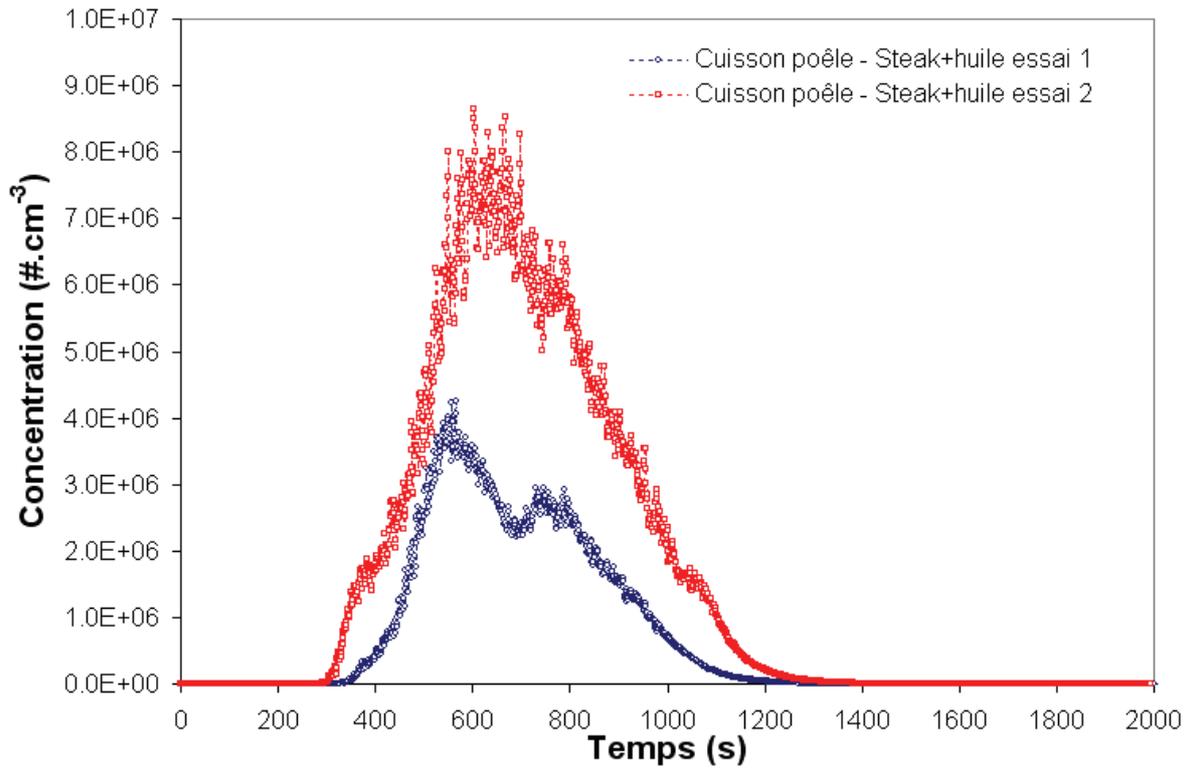


Figure 3-143 : Comparaison des concentrations totales mesurées lors de la cuisson à la plaque électrique d'un steak avec de l'huile (essais 1 et 2).

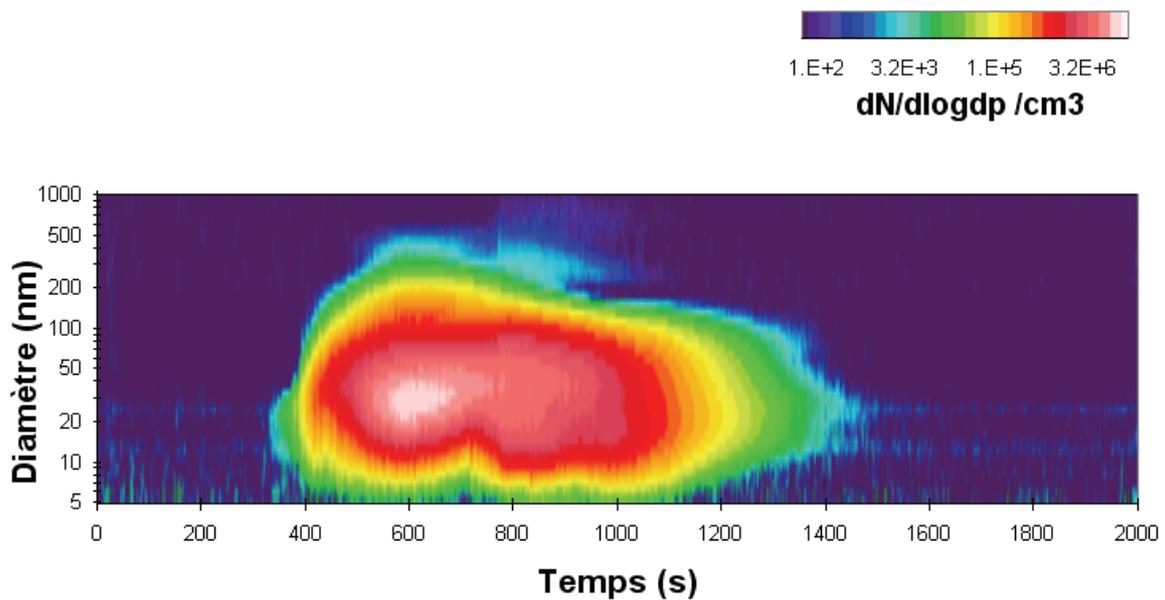


Figure 3-144 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Steak+huile, essai 1).

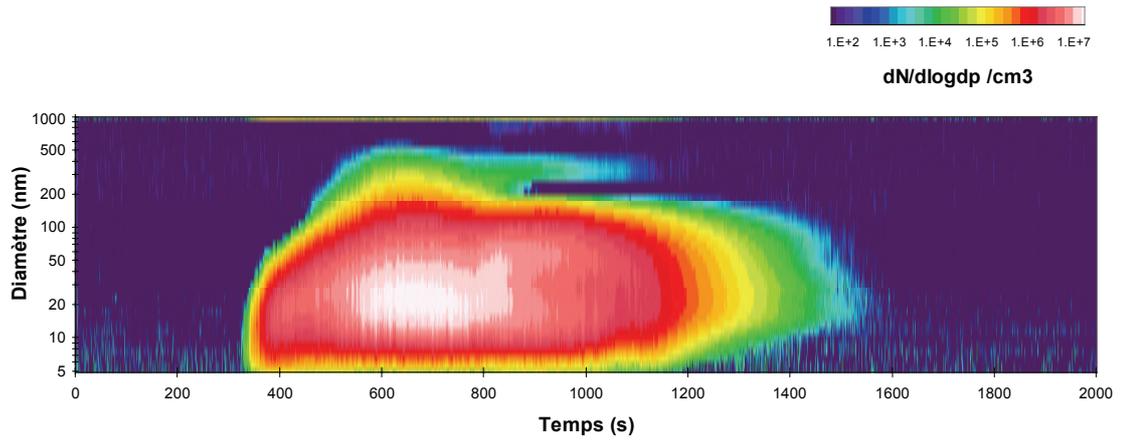


Figure 3-145 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Steak + huile, essai 2).

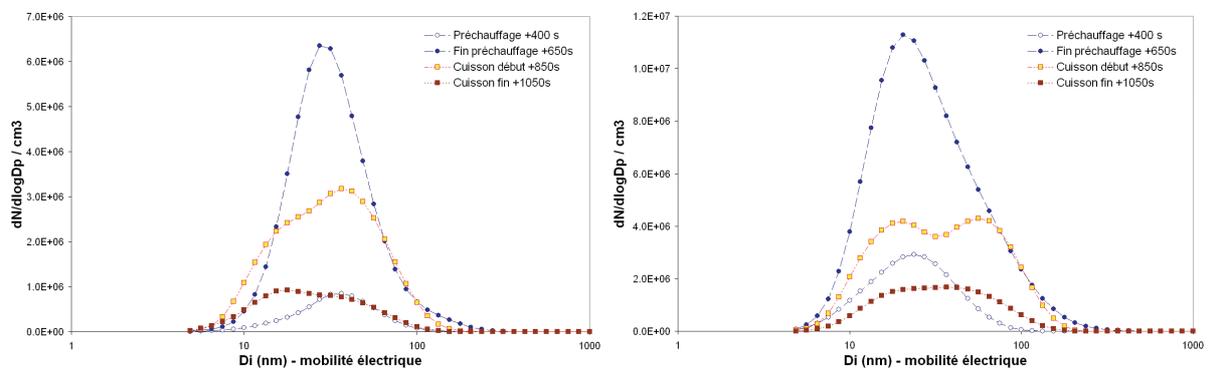


Figure 3-146 : Distribution de particules caractéristiques lors de la cuisson électrique (Steak+huile) essai 1 (gauche) et essai 2 (droite).

Essai 1	(5 - 1000 nm)							
	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)				
Préchauffage plaque + poêle + huile	8.22E+05	31.13	1.76	30.11				
Fin de préchauffage (contribution huile)	2.55E+06	35.66	1.74	35.11				
	(5 - 25 nm)				(25 - 1000 nm)			
Cuisson steak	8.57E+05	15.73	1.38	16.52	1.44E+06	46.24	1.50	44.02
Après retournement	4.05E+05	14.85	1.41	15.51	4.34E+05	44.00	1.46	41.86

Essai 2	(5 - 1000 nm)							
	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)				
Préchauffage plaque + poêle + huile	1.76E+06	26.51	1.95	25.31				
Fin de préchauffage (contribution huile)	6.86E+06	28.40	2.00	26.31				
	(5 - 30 nm)				(30 - 1000 nm)			
Cuisson steak	2.49E+06	17.04	1.45	17.83	2.59E+06	56.87	1.52	54.38
Après retournement	1.04E+06	16.39	1.46	16.94	1.23E+06	58.33	1.50	56.50

Tableau 3-18 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens (Steak +huile).

3.15.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI

L'impacteur électrique a été utilisé sur les essais 3 et 4 (Figure 3-147). Le préchauffage de la plaque domine les émissions. Les niveaux sont 10 fois plus élevés que ceux relevés lors de l'essai avec la plaque seule. L'influence de la cuisson du steak se manifeste par une augmentation de la concentration totale, essentiellement liées aux particules ultrafines, mais également aux particules fines de 1 à 2 μm (Figure 3-148, Figure 3-149).

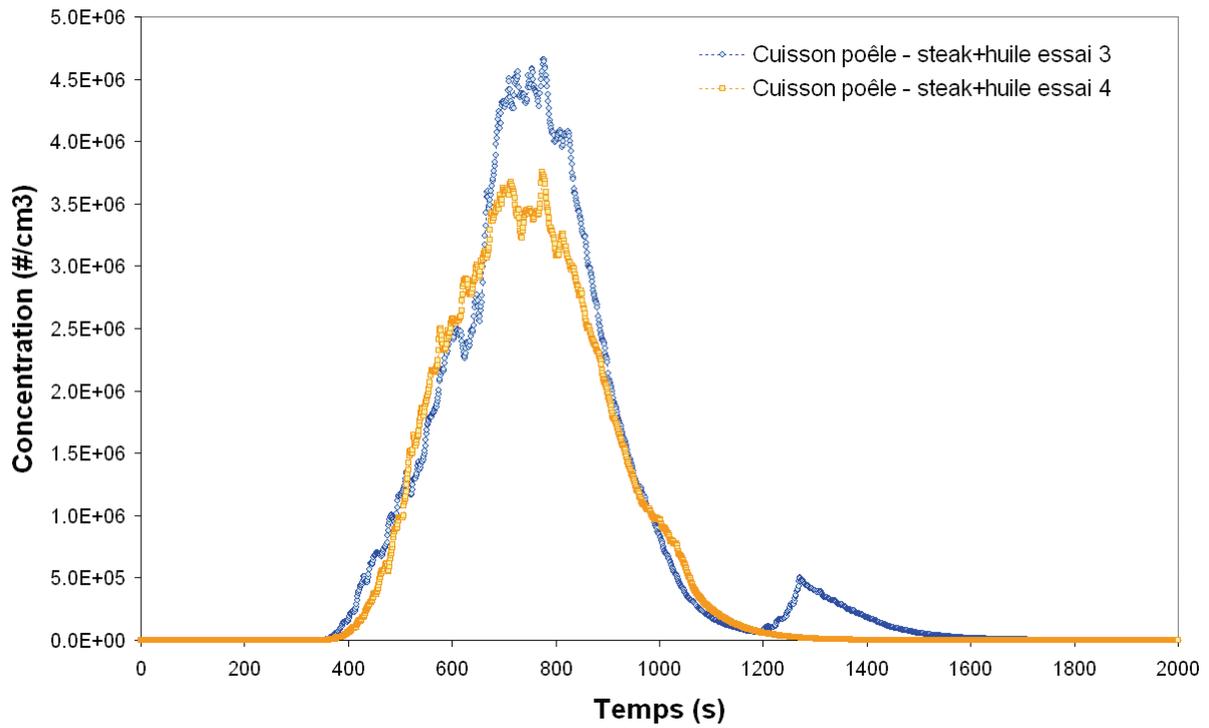


Figure 3-147 : Comparaison des concentrations totales de particules mesurées par l'ELPI (cuisson steak + huile).

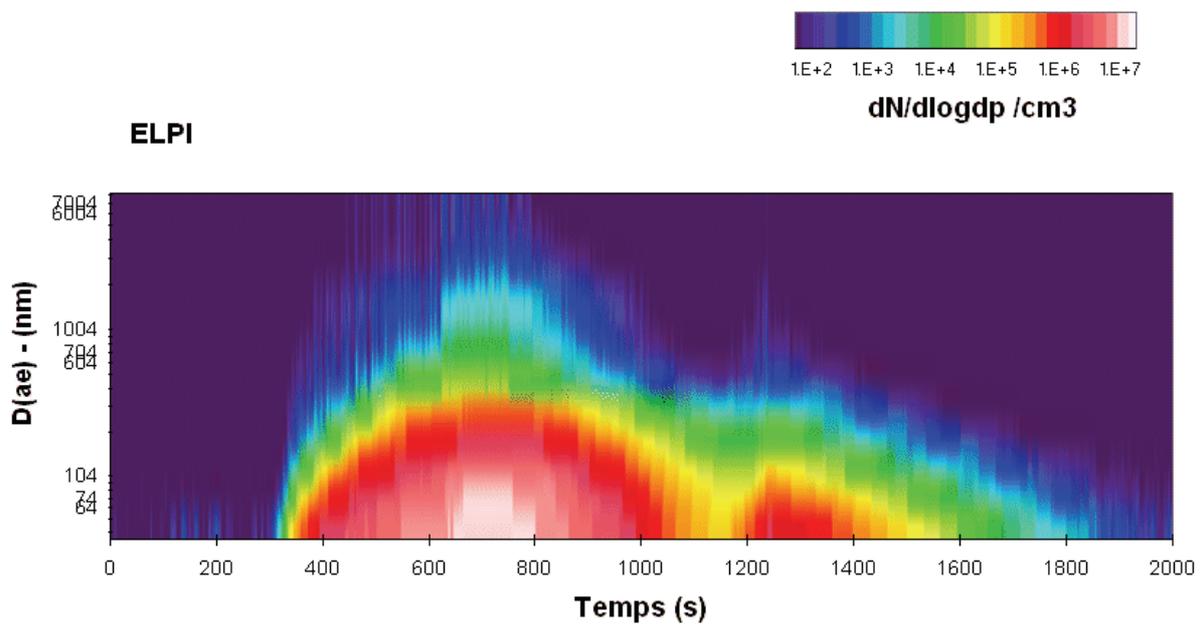


Figure 3-148 : Granulométrie mesurée avec l'ELPI (Cuisson à la poêle – steak + huile, essai 3).

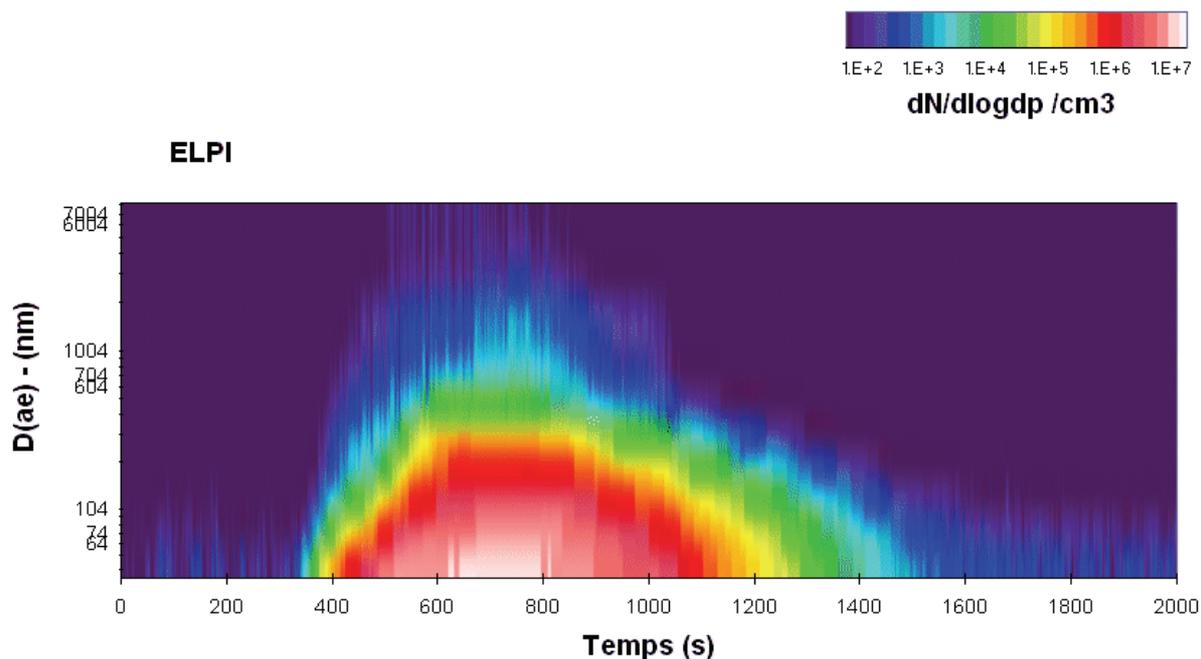


Figure 3-149 : Granulométrie mesurée avec l'ELPI (Cuisson à la poêle – steak + huile, essai 4).

3.15.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108

Hormis le premier essai, la concentration maximum atteinte est comprise entre 8000 et 10000 $\# \cdot \text{cm}^{-3}$, ce qui est nettement plus élevé que pour l'essai réalisé avec la plaque seule (Figure 3-150). Cela pourrait traduire l'influence de l'huile d'arachide. Mais au regard des autres essais cuisson réalisés et détaillés plus loin dans le chapitre, cette hypothèse ne peut être retenue.

Les mesures du compteur optique mettent plus en valeur l'incidence de la cuisson du steak par rapport aux autres instruments. Le DM1.108 est moins perturbé par les particules émises lors du préchauffage. Mais, c'est surtout du fait que la cuisson du steak se manifeste essentiellement par l'émission de particules fines ($> 1 \mu\text{m}$), ce qui est particulièrement visible au regard de la distribution du compteur optique (Figure 3-151). Les distributions de l'ELPI et du DMS500 sont difficilement comparables car provenant de deux essais différents, l'essai 1 et l'essai 3. Ce dernier présente en effet globalement des niveaux plus importants, comme le montre le compteur optique. Au regard des distributions, un mode à 120-150 nm est mis en évidence uniquement lors du préchauffage. La cuisson du steak est quant à elle marquée par un mode à 1800 nm, outre les deux modes principaux (15 et 50 nm).

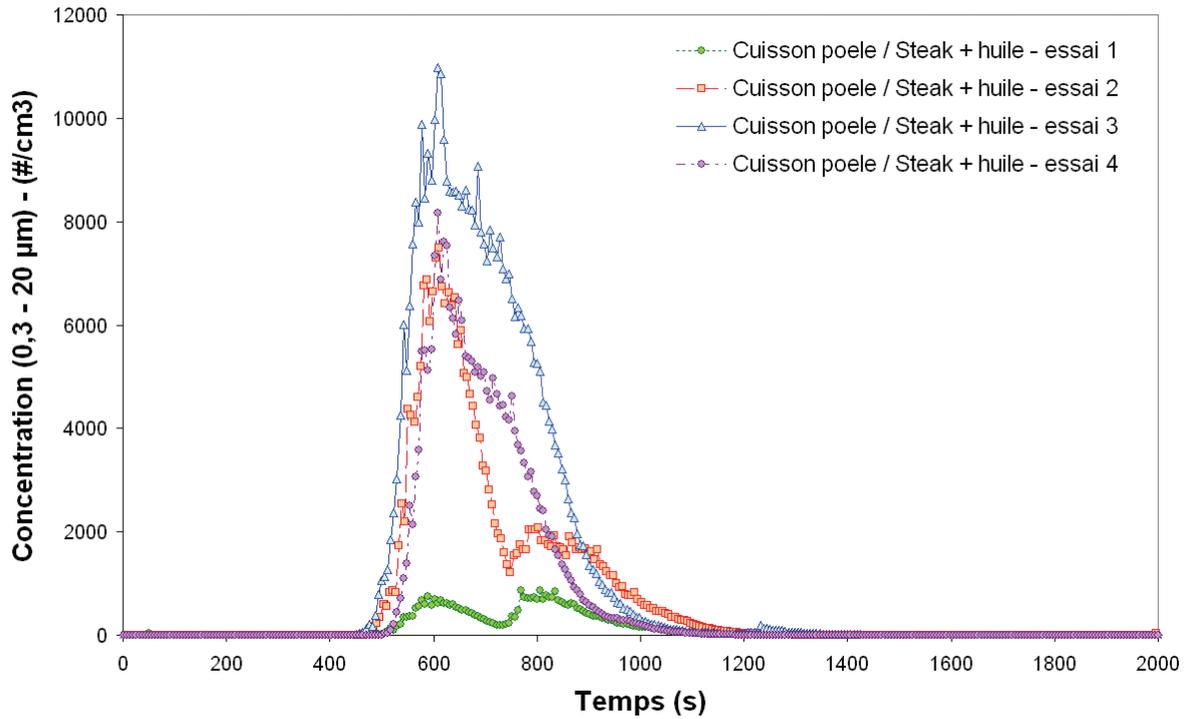


Figure 3-150 : Concentration totale de particules (>0,3 µm) émises lors de la cuisson du steak (+ huile) mesurées par le DM1.108.

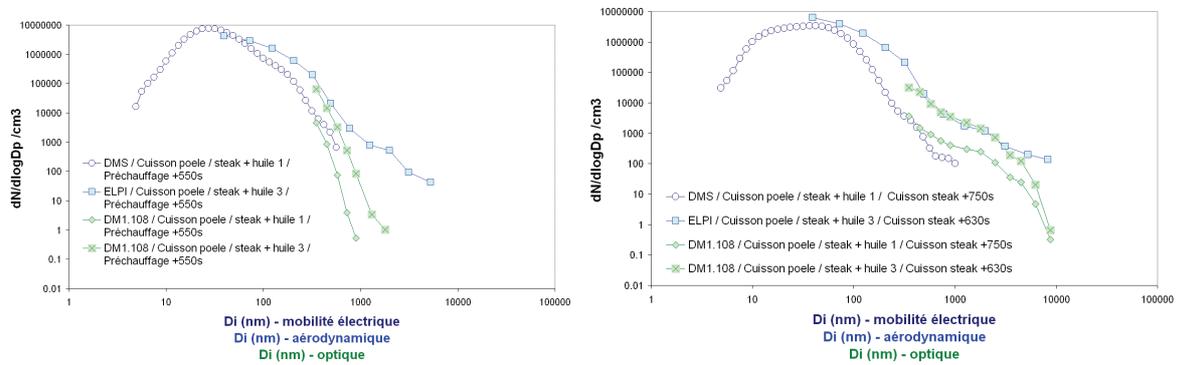
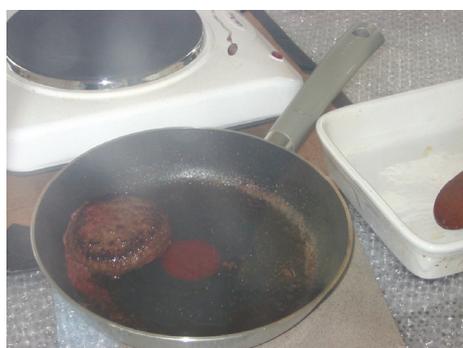


Figure 3-151 : Distributions en taille des particules émises lors du préchauffage de la poêle contenant l'huile (à gauche) et au moment de la cuisson du steak dans l'huile (à droite).

3.16. Cuisson à la poêle – Steak haché au beurre

Un steak haché frais (15% de matière grasse) conditionné en emballage individuel est cuit avec un peu de beurre et de sel dans une poêle sur une plaque électrique. La même poêle que précédemment a servi pour la cuisson. Chaque ingrédient est pesé avant et après cuisson en prenant en compte les résidus restant sur la poêle (Tableau 3-16). Les temps spécifiques liés aux événements du scénario (voir le déroulement dans l'encadré) sont présentés au Tableau 3-17. La température de l'interface entre la plaque et la poêle, ainsi que celle de la paroi intérieure de la poêle ont été enregistrés grâce à des thermocouples reliés à un système d'acquisition (pas de temps 15 s). Les résultats sont présentés à la Figure 3-141. Les thermocouples étaient soit fixés à l'aide de pinces soit coincés entre la plaque et la poêle. Dans certains scénarios, l'agitation du steak lorsqu'il est placé dans la poêle ont conduit à un déplacement des thermocouples entraînant une perte de contact avec la surface à caractériser. Ces valeurs ne peuvent alors plus être exploitées.



Déroulement du scénario de cuisson :

1. Mise en marche de la plaque électrique avec la poêle au dessus (position max),
2. Au bout de 10 min de préchauffage de la poêle, le beurre est disposé dans la poêle,
3. Dès que le beurre est fondu, le steak salé est placé dans la poêle,
4. Le Steak est retourné dans la poêle à mi-cuisson à l'aide d'une cuillère en bois (3 min),
5. Arrêt de la plaque au bout d'environ 6 min de cuisson. L'ensemble (steak haché et poêle) est retiré de la plaque électrique et placé à côté.

Masse initiale (g)	Essai 1	Essai 2	Essai 3	Essai 4
- Steak	102.5	100.4	127	129.3
- Beurre	11.1	11.1	11	11.4
- Sel	0.4	0.3	0.4	0.4
Steak cuit + matière grasse restante	93.9	92.2	119.9	120.8
Perte de matière (g)	20.1	19.6	18.5	20.3

Tableau 3-19 : Pesées des ingrédients utilisés dans le scénario de cuisson (steak + beurre).

La perte de matière inhérente à la cuisson est relativement constante en fonction des essais.

Evènements du scénario	Temps (s)			
	Essai 1	Essai 2	Essai 3	Essai 4
Mise en marche de la plaque pour préchauffer la poêle (position MAX)	50	50	50	50
Le beurre est placé dans la poêle	770	770	680	650
Le steak est placé dans la poêle	810	790	700	670
Retournement du steak	990	970	880	850
Arrêt de la cuisson + retrait de la poêle	1170	1150	1180	1150

Tableau 3-20 : Liste des évènements du scénario et temps associés selon les essais.

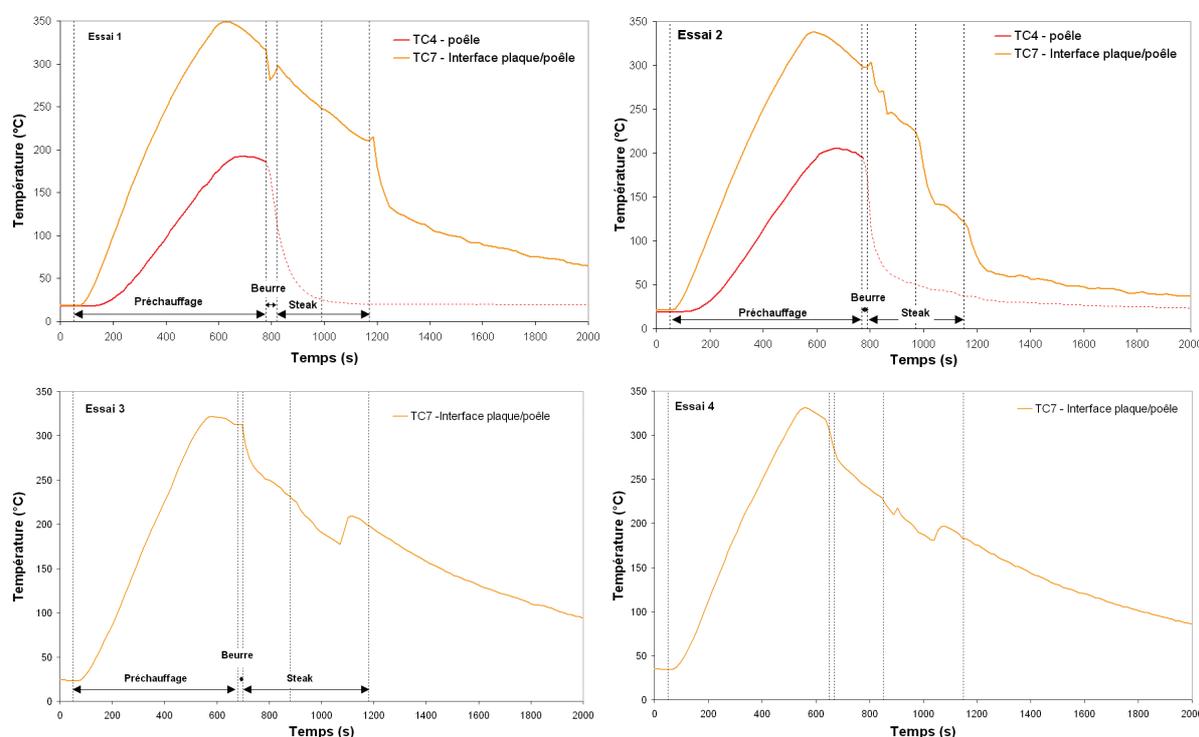


Figure 3-152 : Températures de l'interface plaque/poêle et de la plaque pour le scénario de cuisson (Steak + beurre). Les courbes en pointillés représentent des valeurs non valides (perte de contact des thermocouples).

Lors du préchauffage, la plaque monte progressivement en température jusqu'à atteindre une valeur autour de 330 °C pour décroître ensuite selon la régulation propre à l'appareil. La poêle quant à elle est chauffée jusqu'à 190 °C et suit la régulation de température de la plaque. La cuisson du steak avec du beurre est réalisée dans la phase descendante du 1^{er} cycle de température et se termine avant le 2^{ème} cycle.

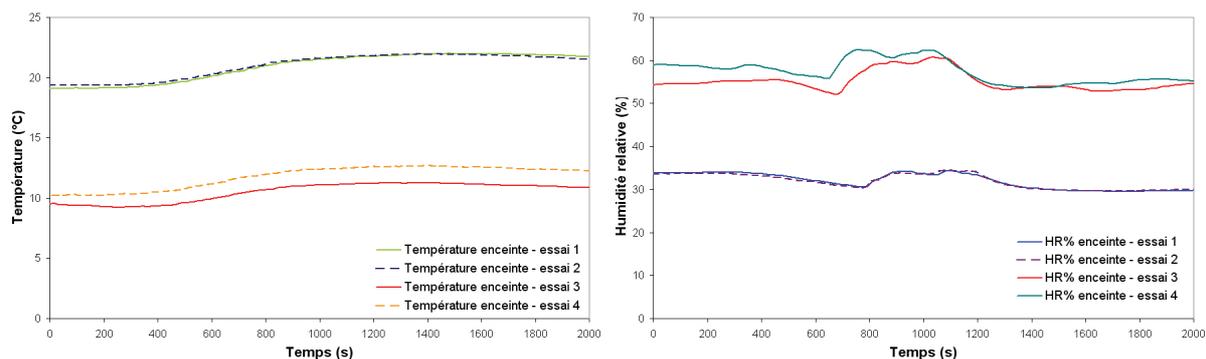


Figure 3-153 : Suivi de la température et de l'humidité relative dans l'enceinte au cours des essais.

L'utilisation de la plaque électrique réchauffe légèrement l'enceinte (+2 à +3 °C en fin de cuisson). Une variation nette d'humidité (entre +3 et +8%) survient dès que le steak est au contact de la poêle (début effectif de cuisson).

3.16.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC

Les concentrations mesurées avec le CNC sont faussées par les effets de coïncidence à haute concentration, malgré la correction apportée (la concentration réelle est trop élevée). Les mesures du CNC ne sont pas exploitables sur ces essais.

3.16.2. Mesurées avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500

La Figure 3-154 montre la concentration totale mesurée avec le DMS500 (5 nm à 1000 nm) pour les deux essais de cuisson du steak avec du beurre. Pour des temps compris entre 400 s et 800 s après l'alimentation de la plaque électrique l'écart relatif moyen est de l'ordre de 25%. La concentration maximale atteinte dans l'enceinte est de $9 \cdot 10^6 \text{ \#} \cdot \text{cm}^{-3}$, du même ordre de grandeur que les concentrations mesurées lors de la cuisson du steak avec l'huile. L'impact du préchauffage domine l'émission de particules.

Les mesures de granulométrie avec le DMS500 ont été réalisées sur les essais 1 et 2 (Figure 3-155, Figure 3-156, Figure 3-157). Les résultats obtenus sont synthétisés dans le Tableau 3-21. Le préchauffage est caractérisé par un mode de particules centré sur 23 nm (essai 1) ou 35 nm (essai 2). La cuisson du beurre ne modifie pas significativement le profil granulométrique. La cuisson du steak déplace le profil vers la droite (vers les plus grosses particules). En début de cuisson, le mode est centré sur 30 nm pour atteindre 36 nm en fin de cuisson. Des particules fines 350-380 nm sont émises pendant la cuisson.

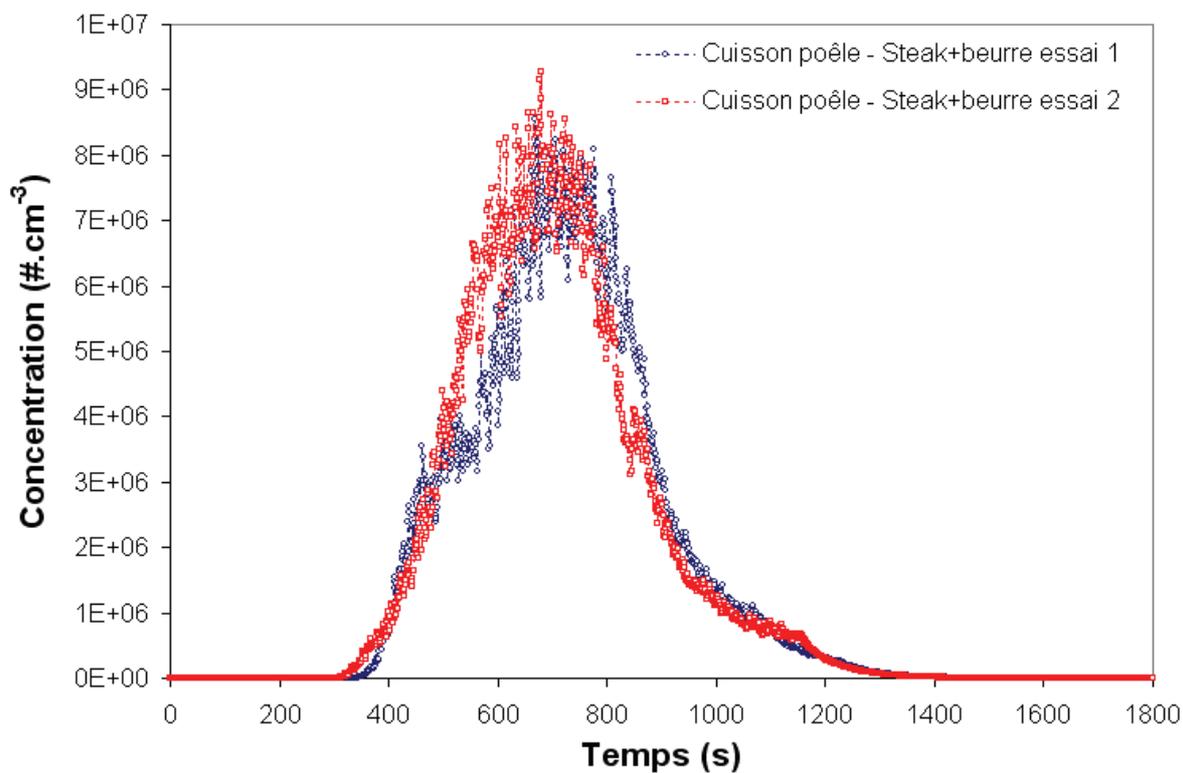


Figure 3-154 : Comparaison des concentrations totales de particules mesurées lors de la cuisson électrique du steak avec beurre, (essais 1 et 2).

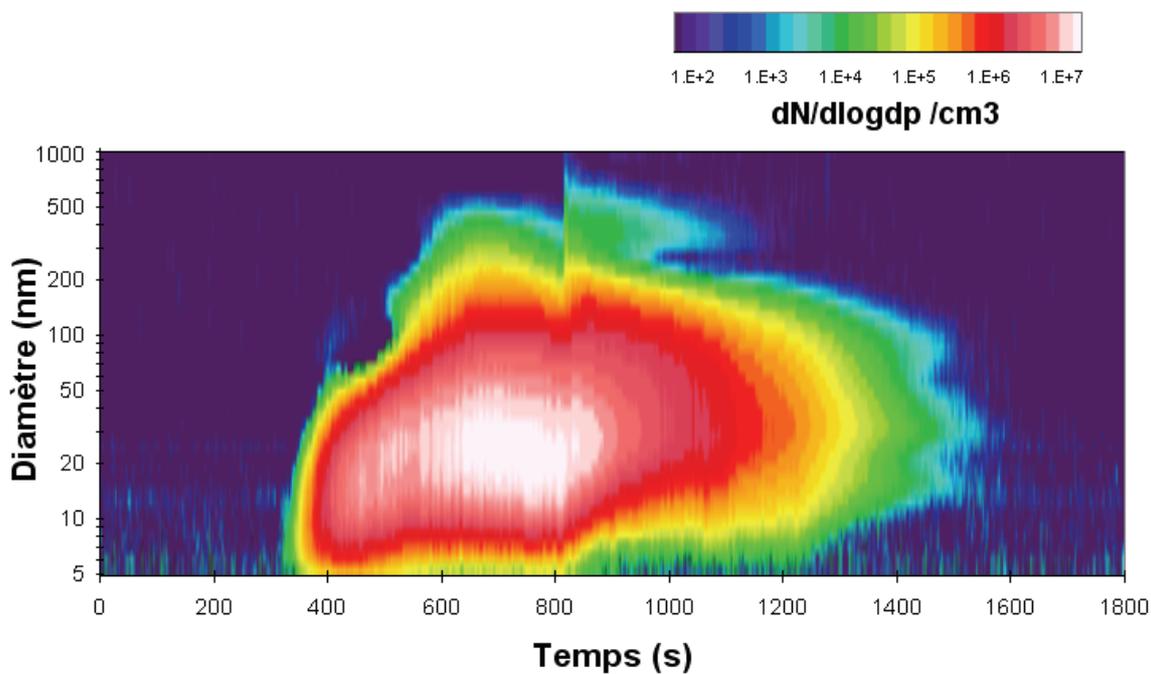


Figure 3-155 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Steak+beurre, essai 1).

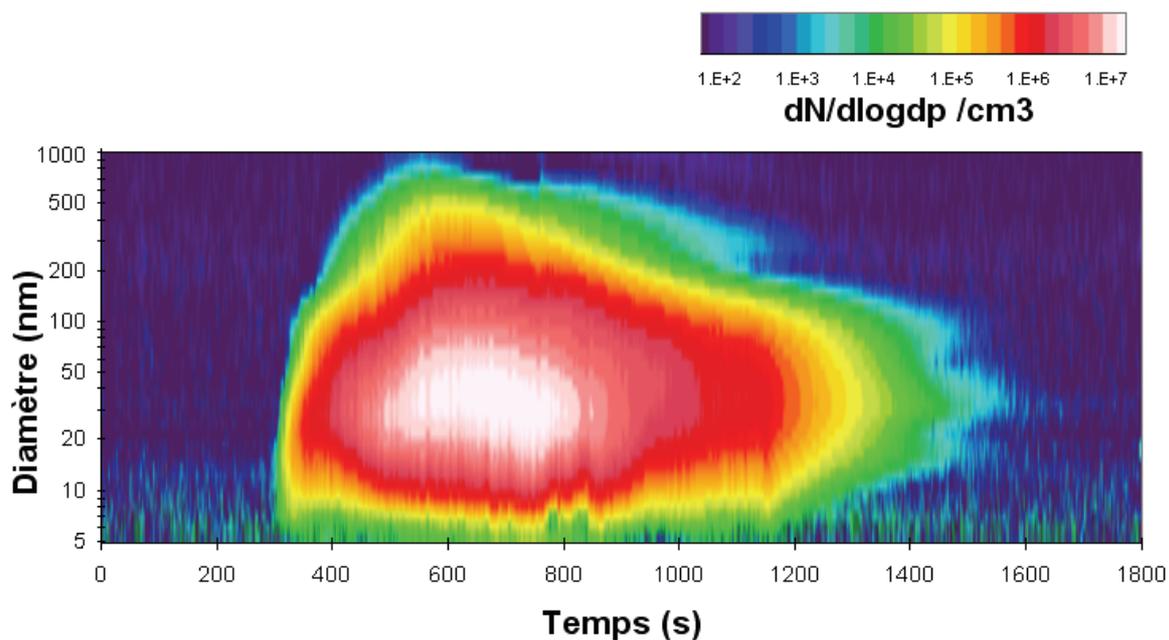


Figure 3-156 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Steak + beurre, essai 2).

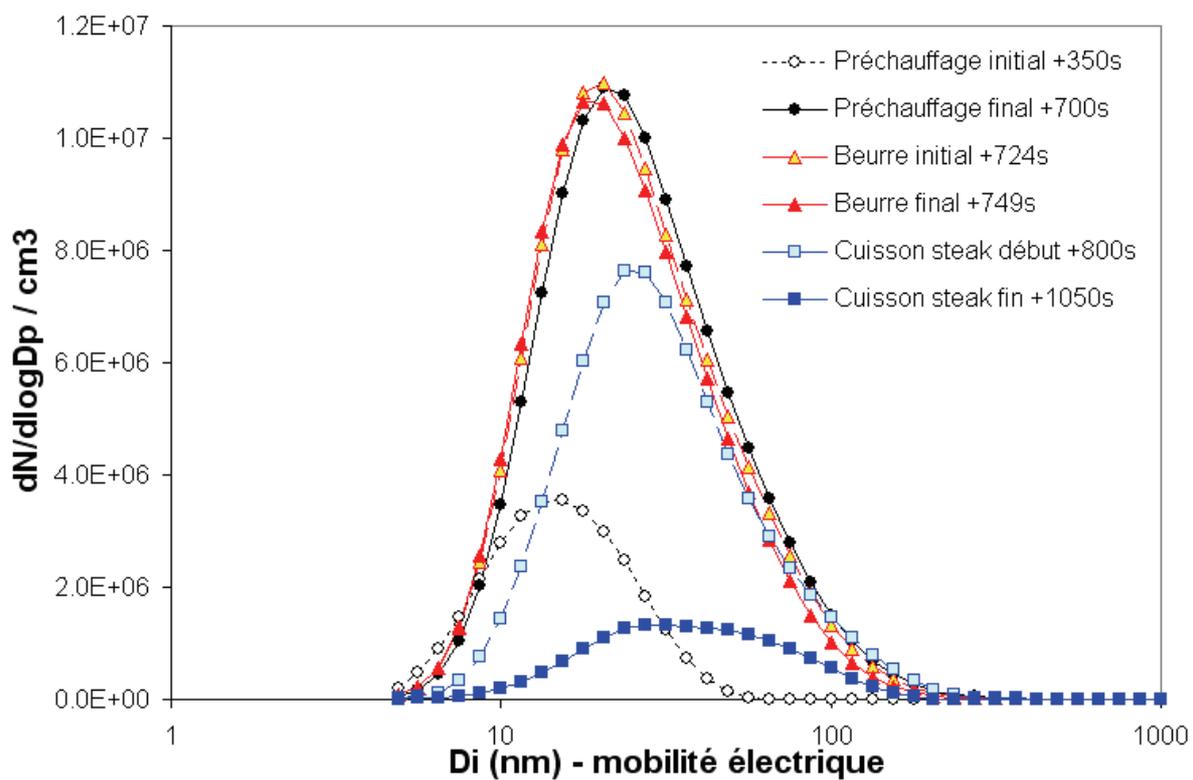


Figure 3-157 : Granulométrie mesurée lors de la cuisson. (Steak+beurre) essai 1.

Essai 1	(5 - 1000 nm)							
	N/cc	GMD		CMD				
		(nm)	σ_g		(nm)			
Préchauffage plaque + poêle	2.48E+06	23.64	1.87	22.76				
Beurre dans la poêle	6.78E+06	24.69	1.88	23.13				
	(5 - 280 nm)				(280 - 1000 nm)			
Cuisson steak	3.48E+06	31.00	1.92	29.24	3.30E+03	387.19	1.26	373.95
Après retournement	8.69E+05	36.39	1.92	35.89	4.10E+02	393.70	1.22	386.21

Essai 2	(5 - 1000 nm)							
	N/cc	GMD		CMD				
		(nm)	σ_g		(nm)			
Préchauffage plaque + poêle	2.84E+06	36.24	1.99	34.50				
Beurre dans la poêle	6.30E+06	35.13	1.95	32.68				
	(5 - 280 nm)				(280 - 1000 nm)			
Cuisson steak	3.17E+06	35.33	1.98	33.56	6.87E+03	358.33	1.23	341.66
Après retournement	9.14E+05	35.88	1.90	35.94	7.52E+02	366.25	1.27	347.65

Tableau 3-21 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens (Steak + beurre).

3.16.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI

L'ELPI a été utilisé pour mesurer les particules émises lors du déroulement des essais 3 et 4 (Figure 3-158). Les niveaux de concentration mesurés sont du même ordre que ceux enregistrés avec la cuisson du steak à l'huile. Les granulométries associées sont présentées Figure 3-159 et Figure 3-160. Une cassure nette du profil est observée au moment où le beurre est disposé sur la poêle.

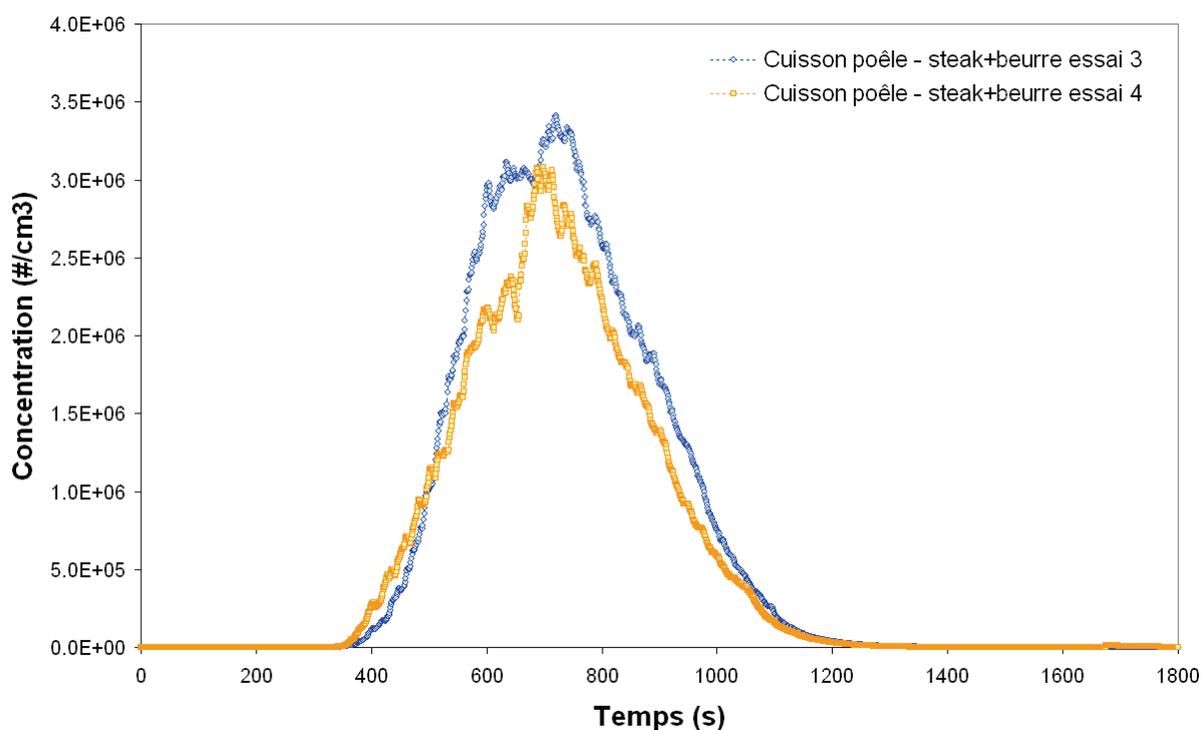


Figure 3-158 : Concentration totale de particules mesurée avec l'ELPI pour le scénario de cuisson à la poêle (steak + beurre), essais 3 et 4.

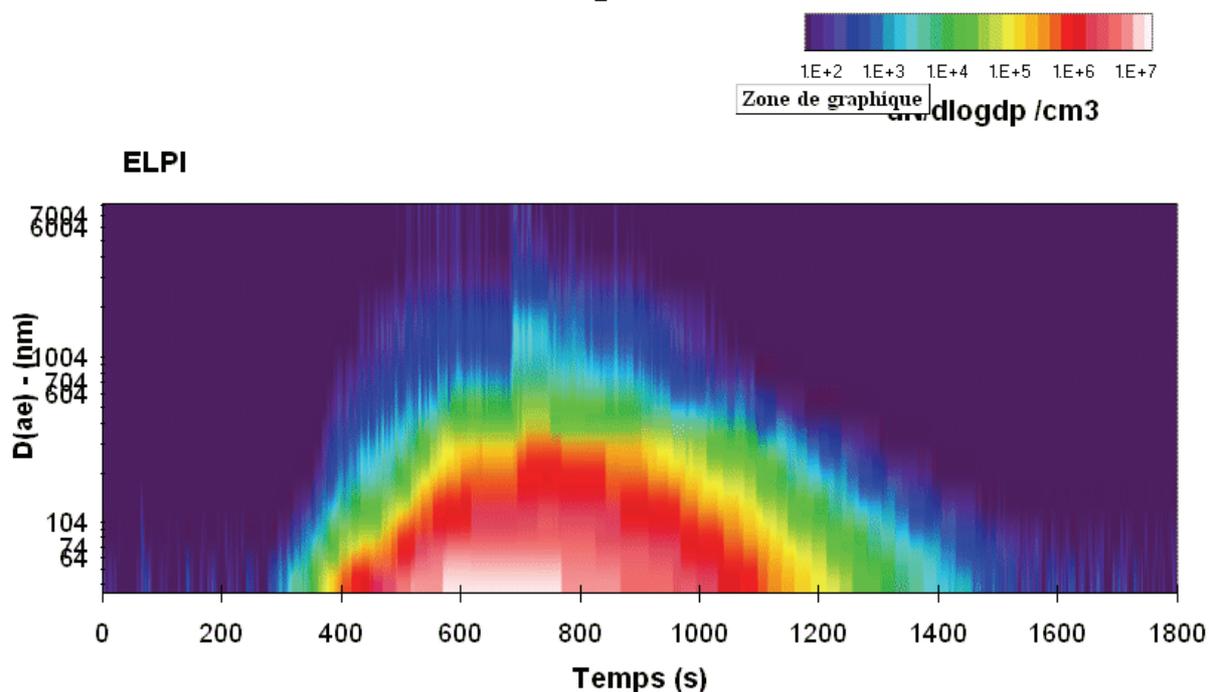


Figure 3-159 : Granulométrie mesurée avec l'ELPI (Steak + beurre, essai 3).

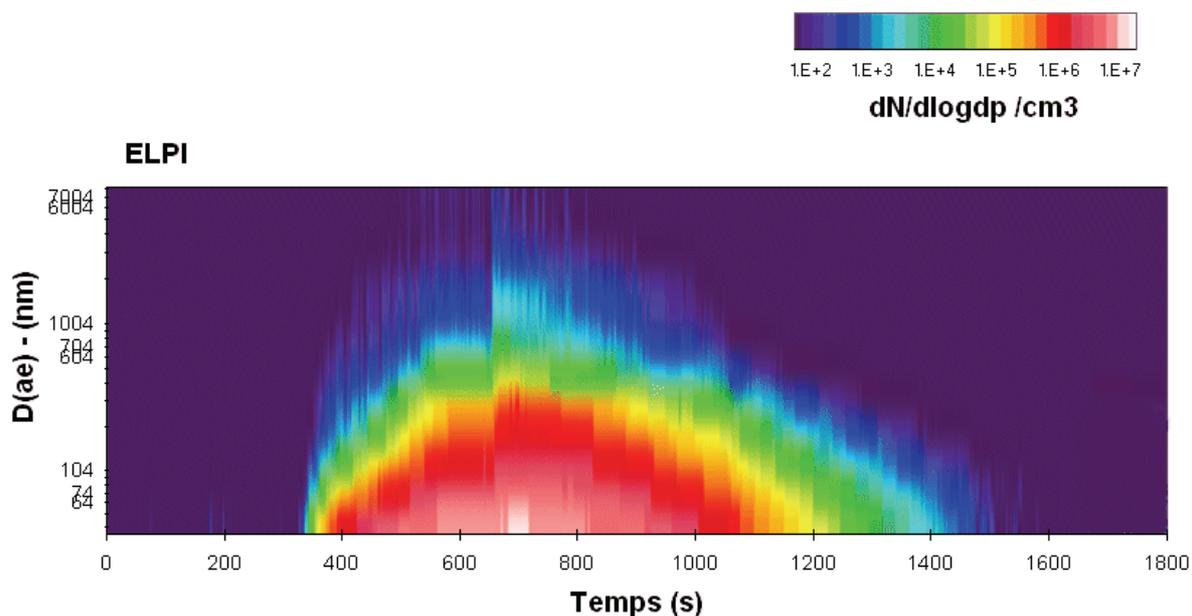


Figure 3-160 : Granulométrie mesurée avec l'ELPI (Steak + beurre, essai 4).

3.16.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108

Comme avec le scénario de cuisson du steak à l'huile, c'est le compteur optique qui fournit les profils de concentration les plus contrastés au regard de la cuisson du steak au beurre (Figure 3-161). La concentration maximale associée au préchauffage varie selon les essais de 2000 à 20000 #·cm⁻³. L'introduction du beurre engendre une brusque augmentation de la

concentration qui atteint des valeurs comprises entre 7000 à 10000 $\# \cdot \text{cm}^{-3}$. La disposition du steak dans la poele ne conduit pas à une augmentation significative du niveau de particules dans l'enceinte.

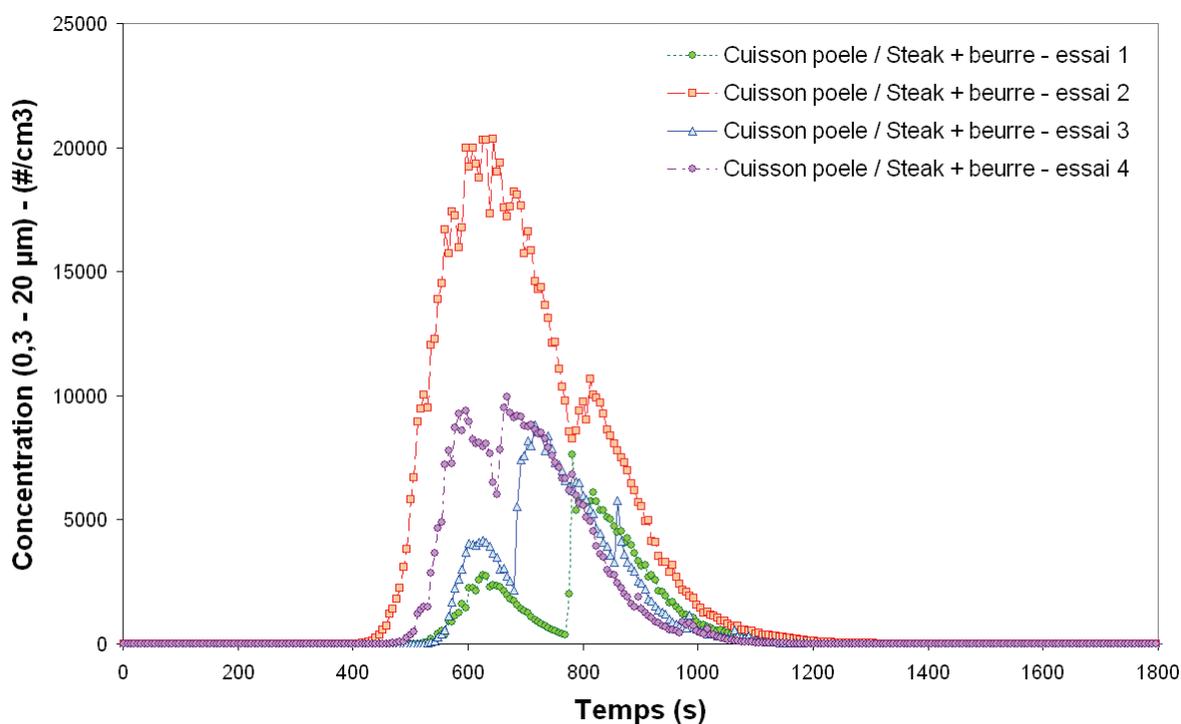


Figure 3-161 : Concentration totale de particules ($> 0,3 \mu\text{m}$) émises lors de la cuisson du steak au beurre.

La distribution obtenue avec le compteur optique est comparée avec celles obtenues avec l'ELPI et le DMS500 pour les 3 événements : préchauffage, cuisson du beurre, cuisson du steak avec le beurre (Figure 3-162). L'ELPI présente des niveaux comparables au DMS500 sur les 4 premiers canaux. A partir de 1000 nm, l'ELPI n'est pas du tout en accord avec les données du compteur optique lors du préchauffage. Sur les 3 événements, la distribution fournie par l'ELPI ne semble pas varier significativement. Les données de l'ELPI sont donc à considérer avec précaution.

L'introduction du beurre dans la poêle entraîne une augmentation significative des particules $> 1 \mu\text{m}$ et d'étendant jusqu'à $12 \mu\text{m}$. Cette production de fines et grosses particules est maintenue pendant la cuisson du steak. La différence entre la cuisson du beurre seul ou accompagné du steak est insignifiante.

Phase 1 : Caractérisation physico-chimique des émissions de particules

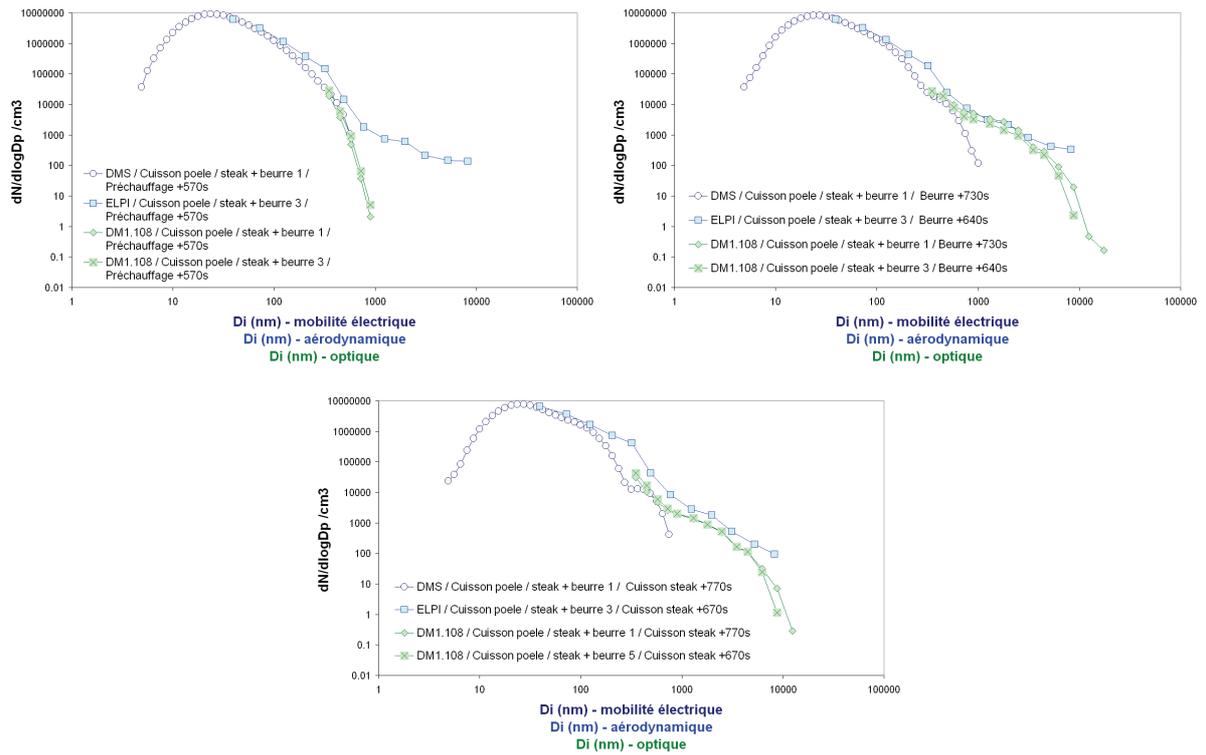


Figure 3-162 : Comparaison des distributions obtenues lors du scénario de cuisson du steak au beurre.

3.17. Cuisson à la poêle – panés de poissons

Deux panés de poisson surgelés sont cuits sans ajout de matière grasse (selon la suggestion du fabricant) dans une poêle sur une plaque électrique. La même poêle que précédemment est utilisée dans ce scénario. Les panés de poisson sont pesés avant et après cuisson en prenant en compte les résidus restant sur la poêle (Tableau 3-16). Les temps spécifiques liés aux événements du scénario (voir le déroulement dans l'encadré) sont présentés au Tableau 3-17. La température de l'interface entre la plaque et la poêle, ainsi que celle de la paroi intérieure de la poêle ont été enregistrés grâce à des thermocouples reliés à un système d'acquisition (pas de temps 15 s). Les résultats sont présentés à la Figure 3-141 (hormis l'essai 5 non instrumenté). Les thermocouples étaient soit fixés à l'aide de pinces soit coincés entre la plaque et la poêle. Lors de certains essais, l'agitation des panés de poisson dans la poêle a conduit à un déplacement des thermocouples entraînant une perte de contact avec la surface à caractériser. Ces valeurs ne peuvent alors plus être exploitées.



Déroulement du scénario de cuisson :

1. Mise en marche de la plaque électrique avec la poêle au dessus (position max),
2. Au bout de 10 min de préchauffage de la poêle, les panés de poisson sont disposés dans la poêle,
3. Le Steak est retourné dans la poêle à mi-cuisson à l'aide d'une cuillère en bois (5 min),
4. Arrêt de la plaque au bout d'environ 10 min de cuisson. L'ensemble (panés et poêle) est retiré de la plaque électrique et placé à côté.

Masse initiale (g)	Essai 1	Essai 2	Essai 3	Essai 4	Essai 5
- 2 panés de poisson surgelés	52.2	50.3	49.3	49.3	51.6
- panés cuits + restes dans la poêle	50.2	47.2	45.7	46.7	50
Perte de matière (g)	2.0	3.1	3.6	2.6	1.6

Tableau 3-22 : Pesées des ingrédients utilisés dans le scénario de cuisson (steak + huile).

La perte de matière inhérente à la cuisson est relativement constante en fonction des essais.

Evènements du scénario (s)	Essai 1	Essai 2	Essai 3	Essai 4	Essai 5
Mise en marche de la plaque pour préchauffer la poêle (position MAX)	50	50	50	50	50
Les panés de poisson sont placés dans la poêle	695	650	650	650	650
Retournement des panés de poisson	875	950	950	950	950
Arrêt de la cuisson + retrait de la poêle	1055	1250	1250	1250	1250

Tableau 3-23 : Liste des évènements du scénario et temps associés selon les essais (en secondes).

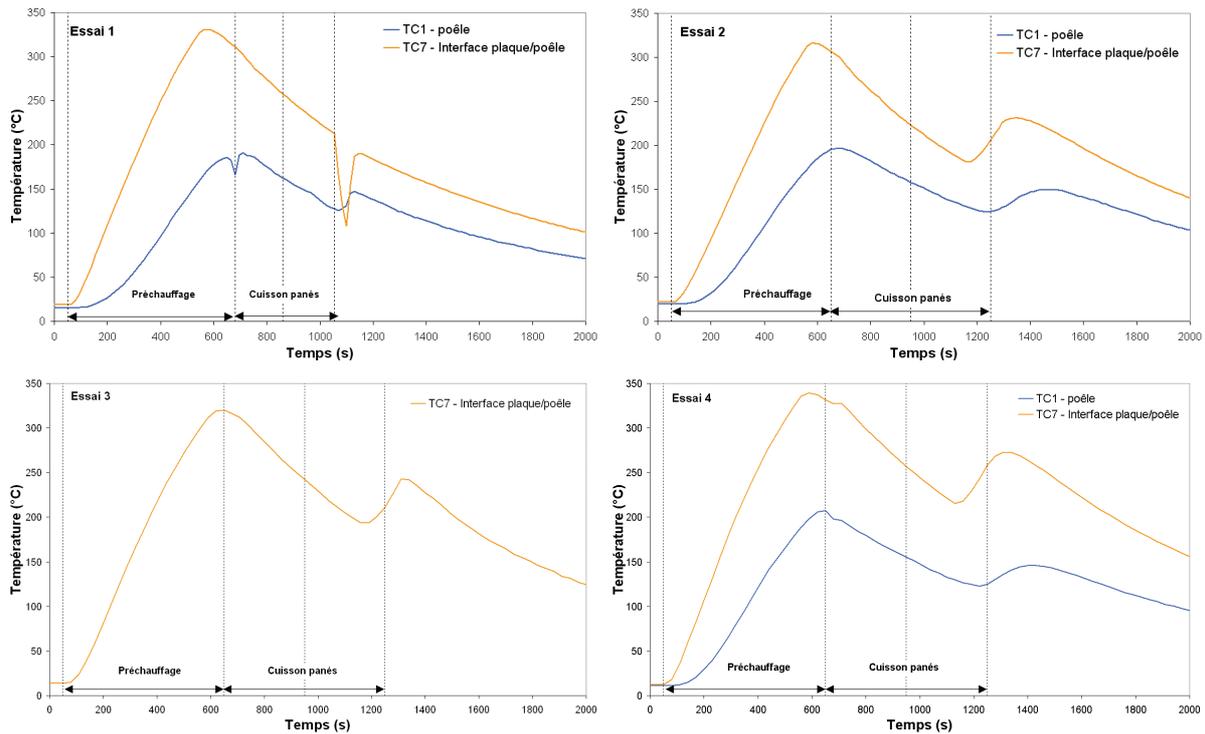


Figure 3-163 : Températures de l'interface plaque/poêle et de la plaque pour le scénario de cuisson (poisson pané).

Lors du préchauffage, la plaque monte progressivement en température jusqu'à atteindre une valeur autour de 330 °C pour décroître ensuite selon la régulation propre à l'appareil. La poêle quant à elle est chauffée jusqu'à 190 °C et suit la régulation de température de la plaque. La cuisson des panés de poisson est réalisée dans la phase descendante du 1^{er} cycle de température et se termine avant l'entame du 2^{ème} cycle.

L'essai 1 est plus court que les autres essais, si bien que la plaque est arrêtée avant d'entamer son deuxième cycle. Pour les autres essais, la plaque est arrêtée au moment où elle bascule sur le deuxième cycle. Son inertie fait que la température continue d'augmenter pendant quelques secondes avant de redescendre.

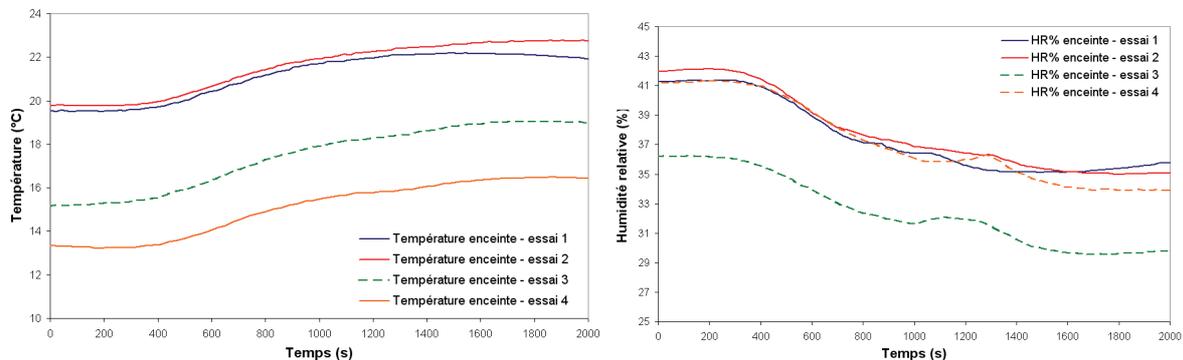


Figure 3-164 : Suivi de la température et de l'humidité relative dans l'enceinte au cours des essais.

L'utilisation de la plaque électrique réchauffe légèrement l'enceinte (+3 °C en fin de cuisson). Contrairement à la cuisson du steak, la variation d'humidité liée à la cuisson est négligeable.

3.17.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC

Les concentrations mesurées avec le CNC sont faussées par les effets de coïncidence à haute concentration, malgré la correction apportée (la concentration réelle est trop élevée, supérieure à la limite de correction applicable). Les mesures du CNC ne sont pas exploitables sur ces essais.

3.17.2. Mesures avec le spectromètre de mobilité électrique DMS500

La Figure 3-165 présente la concentration totale mesurée avec le DMS500 (5 nm à 1000 nm) lors de la cuisson à la poêle de panés de poisson surgelés, sans ajout de matière grasse. Les niveaux de concentration dépendent exclusivement du préchauffage de la plaque électrique. Les niveaux max atteints sont de l'ordre de $4 \cdot 10^6$ à $9 \cdot 10^6 \text{ \#} \cdot \text{cm}^{-3}$. La disposition des panés de poisson dans la poêle n'induit pas de modification significative de la concentration de particules dans l'enceinte expérimentale.

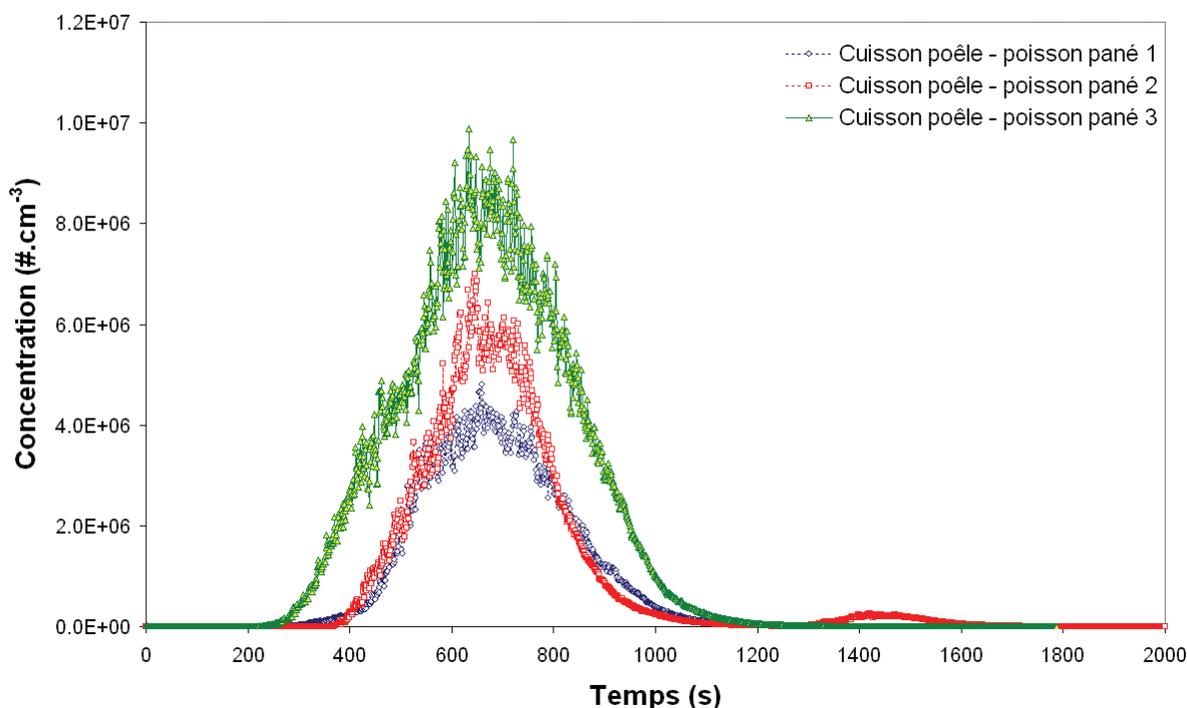


Figure 3-165 : Comparaison des concentrations totales mesurées lors de la cuisson à la poêle -Poissons panés.

Les mesures de granulométrie avec le DMS500 sont présentées aux Figure 3-166, Figure 3-167, Figure 3-168 et Figure 3-169. Les résultats obtenus sont synthétisés dans le Tableau 3-24. Les particules émises lors du préchauffage présentent un mode compris entre 26 et 32 nm selon les essais. Lors de la cuisson des panés de poisson, le mode des particules émises reste stable autour de 26 ou 37 selon les essais.

La cuisson des panés de poisson à la poêle sans ajout de matière grasse n'entraîne pas d'émission significative de particules ultrafines.

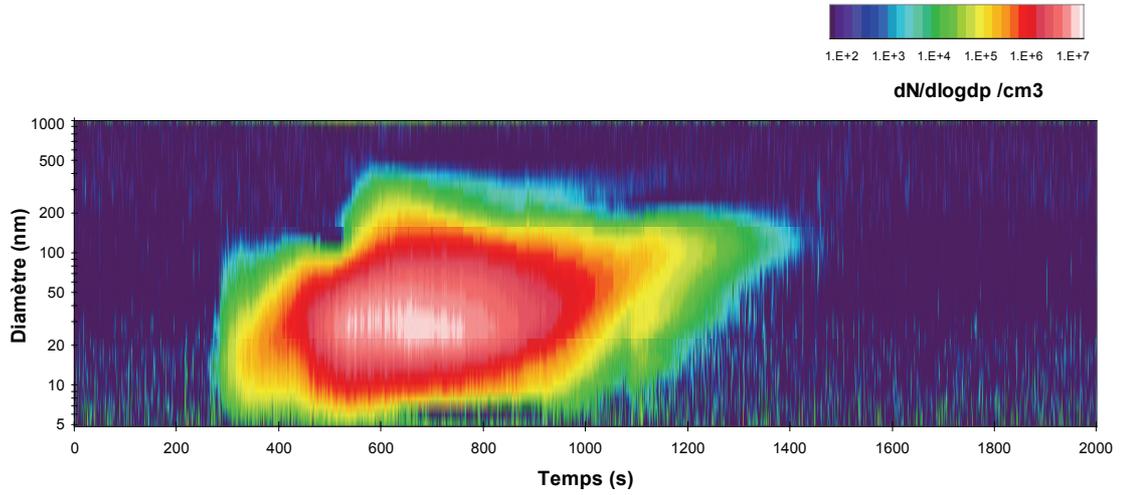


Figure 3-166 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Cuisson poêle - poissons panés, essai 1).

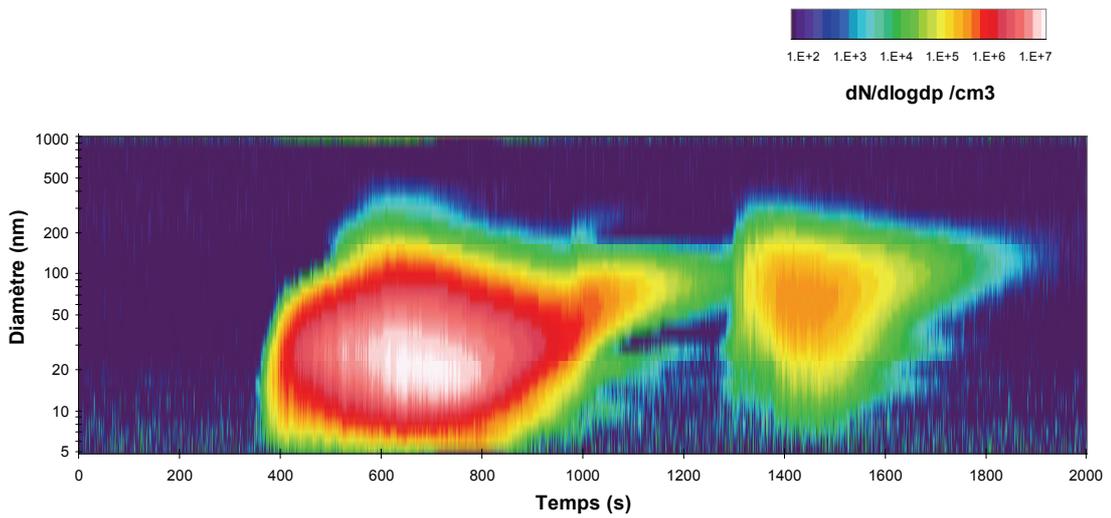


Figure 3-167 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Cuisson poêle - poissons panés, essai 2).

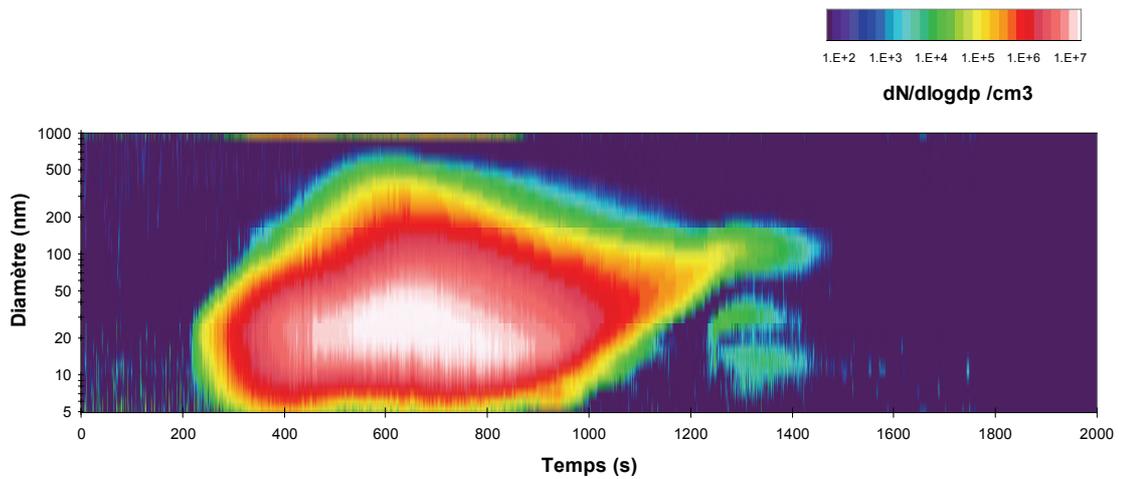


Figure 3-168 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Cuisson poêle - poissons panés, essai 3).

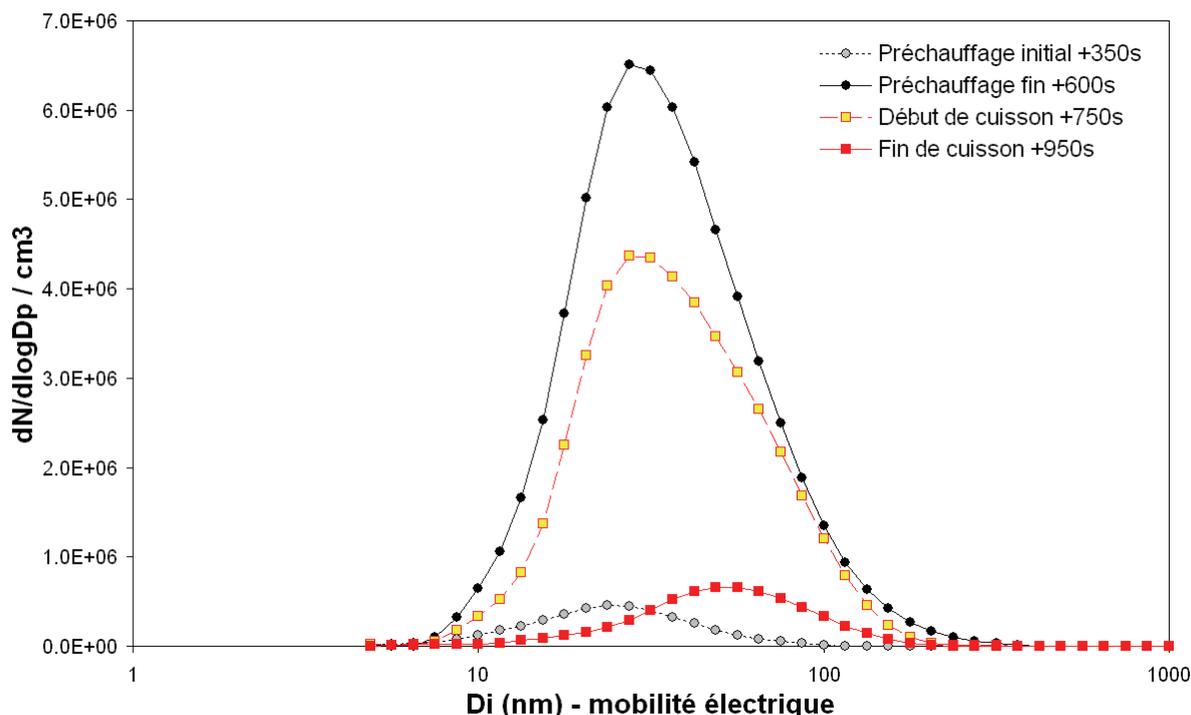


Figure 3-169 : Granulométrie mesurée lors de la cuisson. (Cuisson poêle - poissons panés, essai 1).

	(5 - 1000 nm)			
	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)
Essai 1				
Préchauffage plaque + poêle	1.19E+06	32.20	1.80	31.68
Cuisson panés de poisson	1.83E+06	37.69	1.81	36.26
Essai 2				
Préchauffage plaque + poêle	1.21E+06	27.25	1.77	26.93
Cuisson panés de poisson	1.67E+06	26.80	1.79	25.61
Essai 3				
Préchauffage plaque + poêle	2.58E+06	27.39	1.94	26.30
Cuisson panés de poisson	3.14E+06	28.74	2.00	26.66

Tableau 3-24 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens (Cuisson poêle - poissons panés).

3.17.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI

L'impacteur électrique a été utilisé sur les essais 4 et 5. Les résultats obtenus sont rassemblés sur la Figure 3-170. De nouveau, les émissions de particules liés au préchauffage de la poêle sont nettement dominantes. La cuisson des panés de poisson surgelés étant plus longue que la cuisson des steaks, un second pic d'émission de particules lié à l'entame du deuxième cycle de température est observé. L'influence de la cuisson des panés de poisson sur la concentration totale est peu significative. Un léger sursaut de la concentration totale est visible au moment du retournement des panés de poisson (950s). Les granulométries associées sont présentées

Figure 3-171 et Figure 3-172. La gamme de taille couverte par l'ELPI ne permet pas de voir l'ensemble de la distribution, mais uniquement la partie à droite du mode (de 30 nm jusqu'à 8 μm).

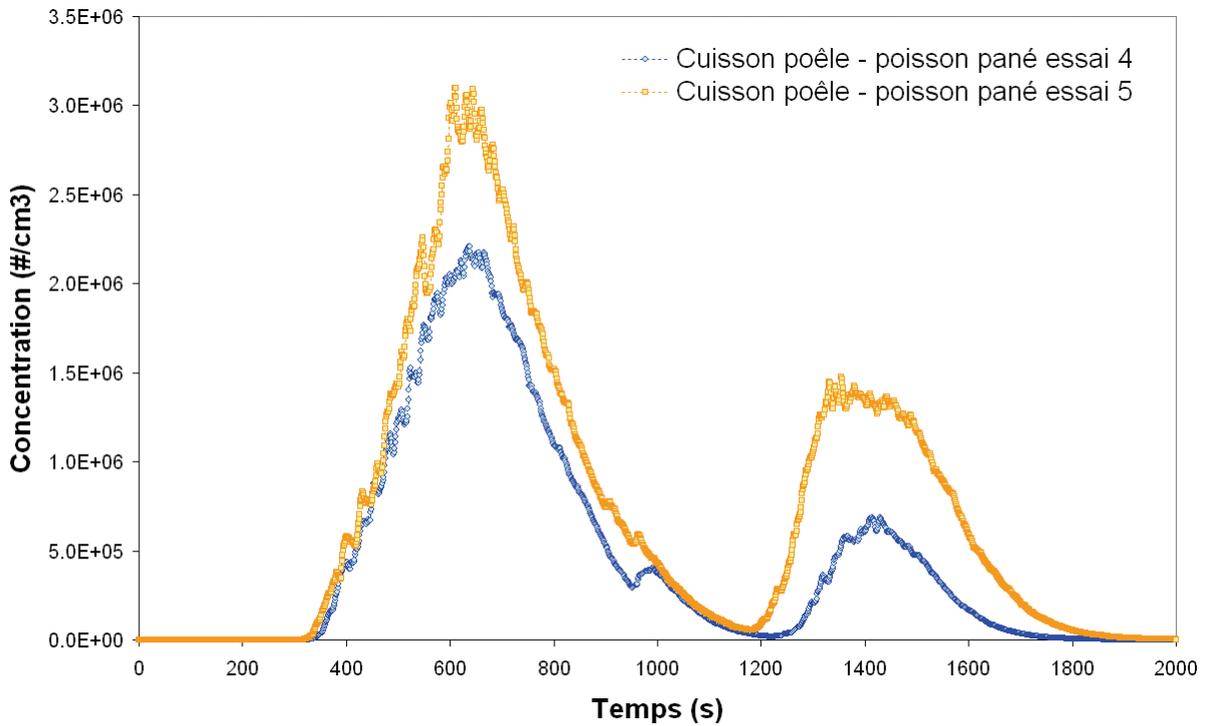


Figure 3-170 : Concentration totale de particules émises mesurées par l'ELPI lors de la cuisson de poissons panés à la poêle.

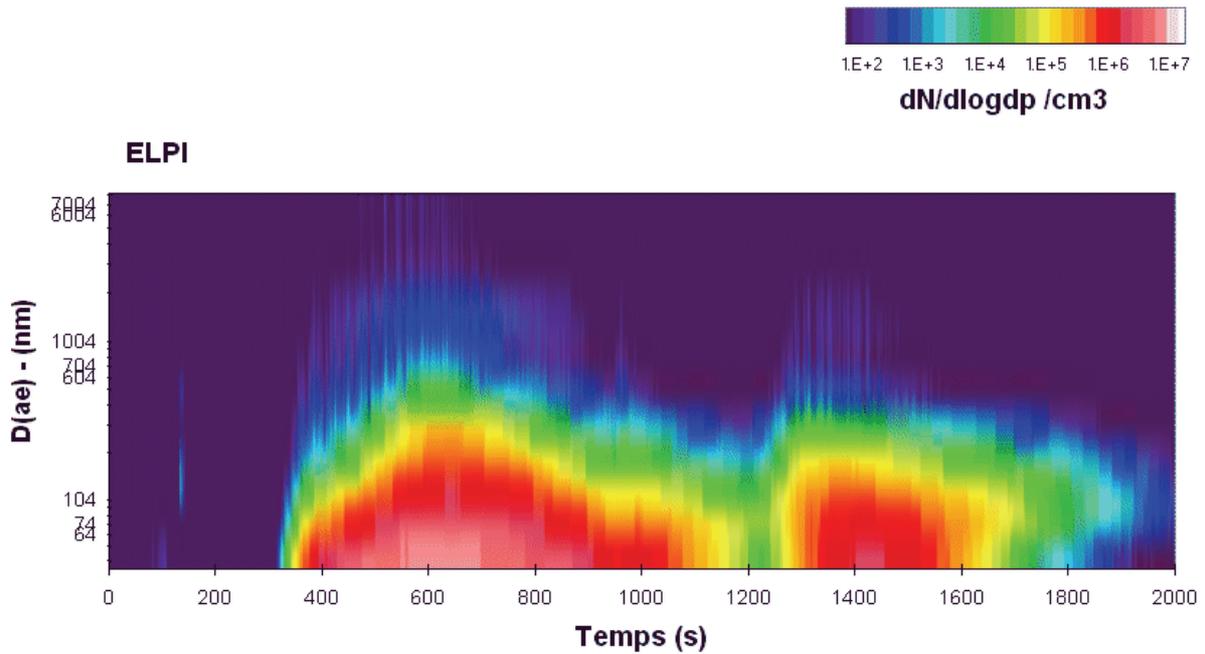


Figure 3-171 : Granulométrie des particules émises mesurées par l'ELPI lors de la cuisson de poissons panés à la poêle (Essai 4).

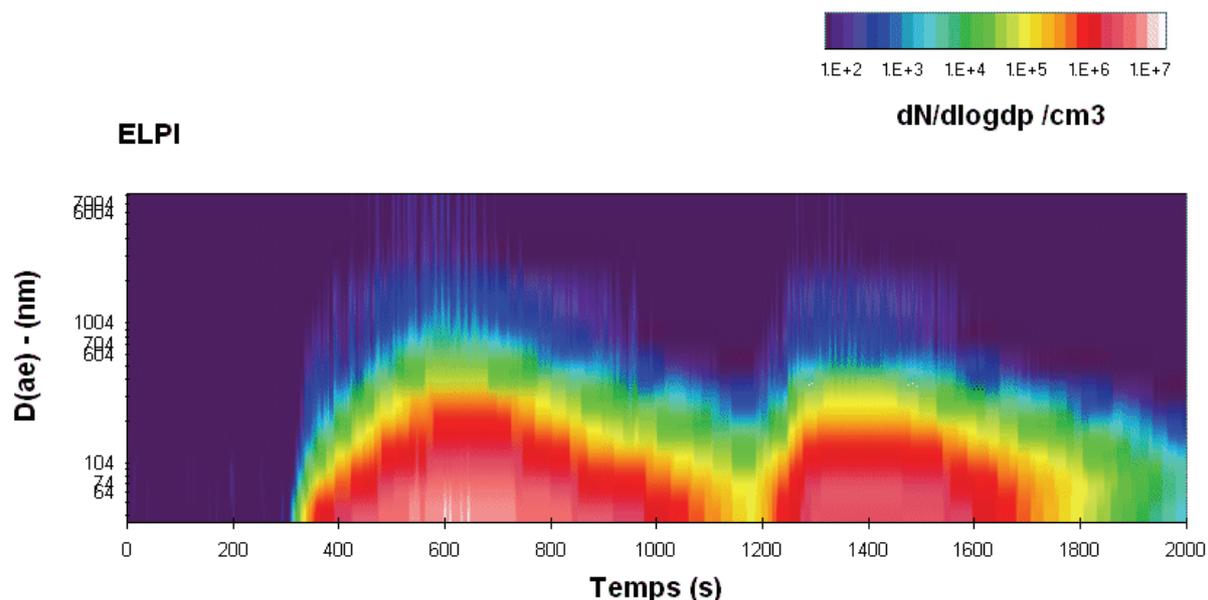


Figure 3-172 : Granulométrie des particules émises mesurées par l'ELPI lors de la cuisson de poissons panés à la poêle (Essai 5).

3.17.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108

Les émissions de particules mesurées par le compteur optique sont également dominées par l'influence du préchauffage, variable selon les essais (Figure 3-173). Contrairement aux scénarios de cuisson de steak, pour lesquels de grosses particules ($> 1\mu\text{m}$) avaient été observées, la cuisson des panés de poisson ne libèrent pas de particules dans cette gamme de taille. Le retournement des panés semble libérer quelques grosses particules mais de façon non reproductibles, donc non significatives.

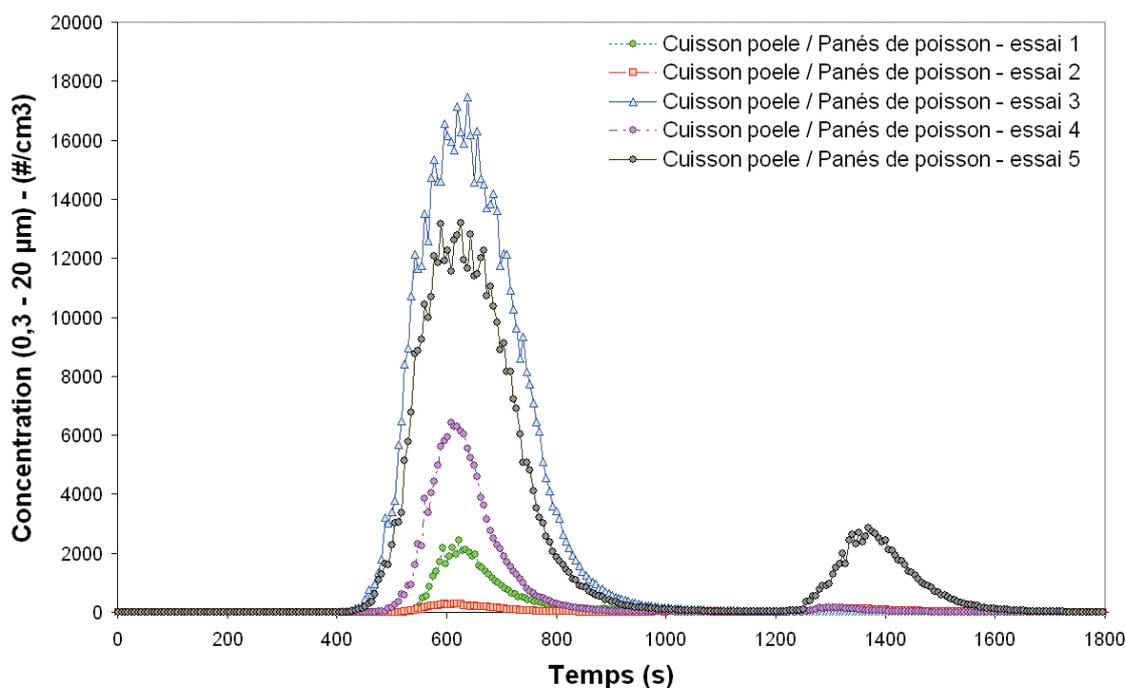


Figure 3-173 : Concentration totale de particules ($> 0,3 \mu\text{m}$) émises lors de la cuisson des panés de poisson.

Phase 1 : Caractérisation physico-chimique des émissions de particules

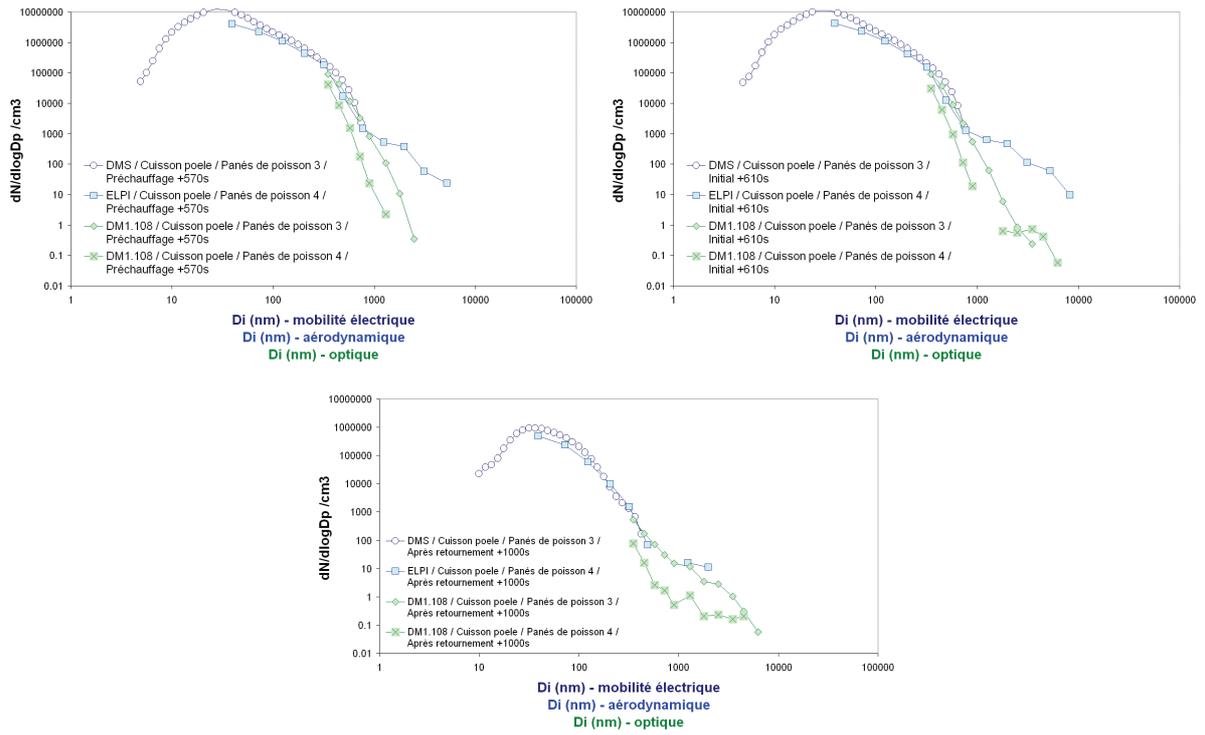


Figure 3-174 : Comparaison des distributions obtenues lors du scénario de cuisson des panés de poisson.

3.18. Cuisson à l'eau - Pâtes

Pour simuler cette activité, des pâtes de type Spaghettis sont cuites dans l'eau en rajoutant un peu d'huile d'arachide et du sel dans une casserole en acier inoxydable. Trois tests ont été réalisés. Pour le premier test, l'ébullition n'a pas été atteinte, du fait de la trop grande quantité d'eau et de pâtes utilisée (respectivement 2 litres d'eau et 250 g). Les résultats obtenus pour le test 1 ne sont donc pas représentatifs de l'usage typique. Ils ne seront pas exploités par conséquent.



Figure 3-175 : Casserole utilisée pour la cuisson des pâtes avec la plaque électrique.

Les tests 2 et 3 utilisent moins de matière : 100 g de pâtes dans 1 litre d'eau, permettant d'atteindre l'ébullition. L'usage de la plaque électrique pour ce type de cuisson ne semble toutefois pas approprié car peu commode. En particulier, l'ébullition obtenue n'est pas assez vive de part notre expérience par ailleurs. Les résultats sont néanmoins présentés.

Outre l'utilisation d'une casserole et d'un couvercle en acier et d'une cuillère en bois, les ingrédients utilisés sont synthétisés dans le tableau suivant.

	Masse initiale (g)		
	Essai 1	Essai 2	Essai 3
Pâtes (Spaghettis)	250	114.1	104.6
Eau	2025.5	995.3	999
Huile	12	13.7	13.1
Sel	3.6	6.8	4.3

L'eau, l'huile et le sel sont initialement présents dans la casserole placée sur la plaque électrique. Les pâtes prépesées et la cuillère sont également présentes initialement dans l'enceinte, ainsi qu'une petite dalle en céramique de 20x 20 cm destinée à réceptionner la casserole chaude, une fois l'essai terminé. Le couvercle est initialement disposé sur la casserole de manière à atteindre plus rapidement l'ébullition. Le couvercle est retiré au bout de 17 min pour s'assurer visuellement de l'ébullition de l'eau. Après 3 minutes, les pâtes sont plongées dans l'eau. Le temps de cuisson est de 8 minutes avec une agitation intermédiaire.

Le détail des événements du scénario est présenté ci-après :

Evènements du scénario	Temps (s)		
	Essai 1	Essai 2	Essai 3
Mise en marche de la plaque (position MAX)	50	50	50
Retrait du couvercle	1790	1070	1070
Spaghettis mis dans l'eau	2450	1250	1250
Agitation des spaghettis	2690	1490	1490
Arrêt de la cuisson + retrait de la casserole	2990	1740	1740

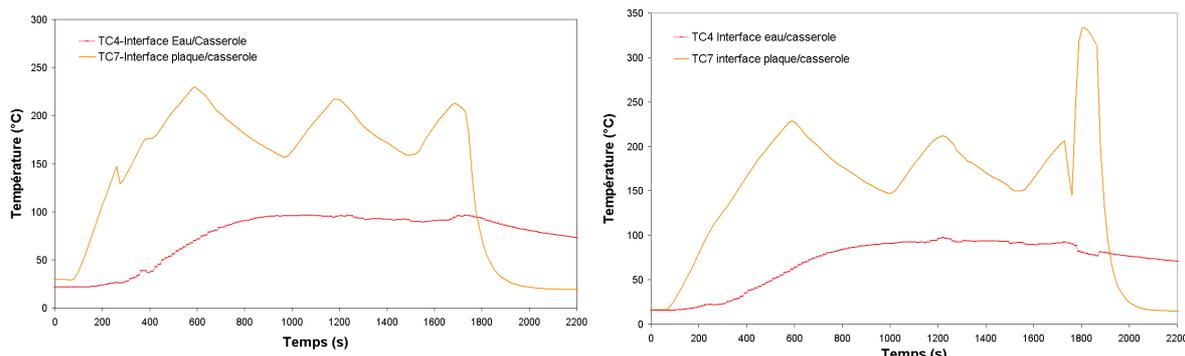


Figure 3-176 : Températures de l'interface plaque/poêle et de la plaque pour le scénario de cuisson à l'eau des pâtes (essai 2, à gauche et essai 3, à droite).

La décroissance du thermocouple TC7 est liée au retrait de la casserole de la plaque. Le thermocouple n'est alors plus en contact avec la surface de la plaque. La décroissance observée n'est pas celle de la température de surface de la plaque électrique plus lente.

Le pic de température du thermocouple TC7 pour l'essai 3 correspond à la température de surface de la plaque débarrassée de la casserole.

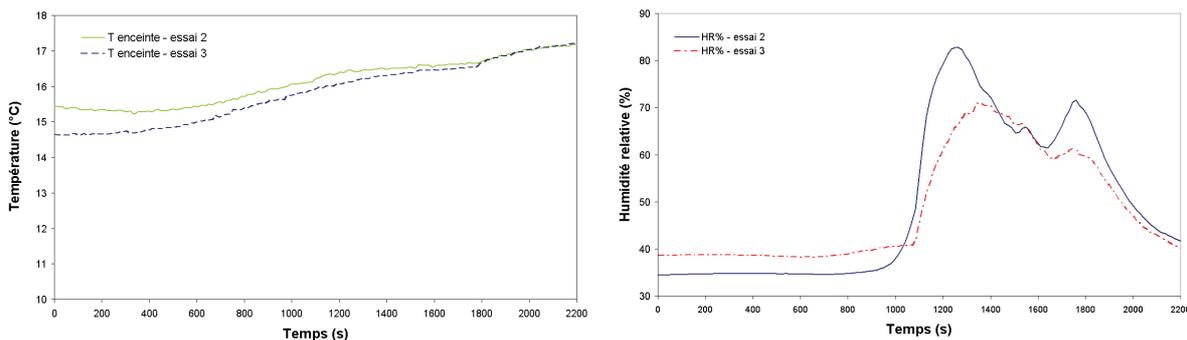


Figure 3-177 : Evolution de la température et de l'humidité de l'enceinte au cours des essais de cuisson des pâtes.

La cuisson des pâtes à la plaque électrique conduit à un réchauffement de l'enceinte de l'ordre de +2 °C. L'humidité relative augmente dès que le couvercle est retiré entre +30 et + 50%.

3.18.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC

Les données du CNC relatives aux cuissons des pâtes à l'eau sont dans le domaine de correction dans l'appareil et semblent pouvoir être exploitées (Figure 3-178). Néanmoins, après comparaison avec les données du DMS500 dans la même gamme, les données du CNC doivent être rejetées car le premier pic d'émission est tronquée, bien que l'adéquation sur une autre plage de temps, de 1000 à 2000 s, est quasi-parfaite (Figure 3-179).

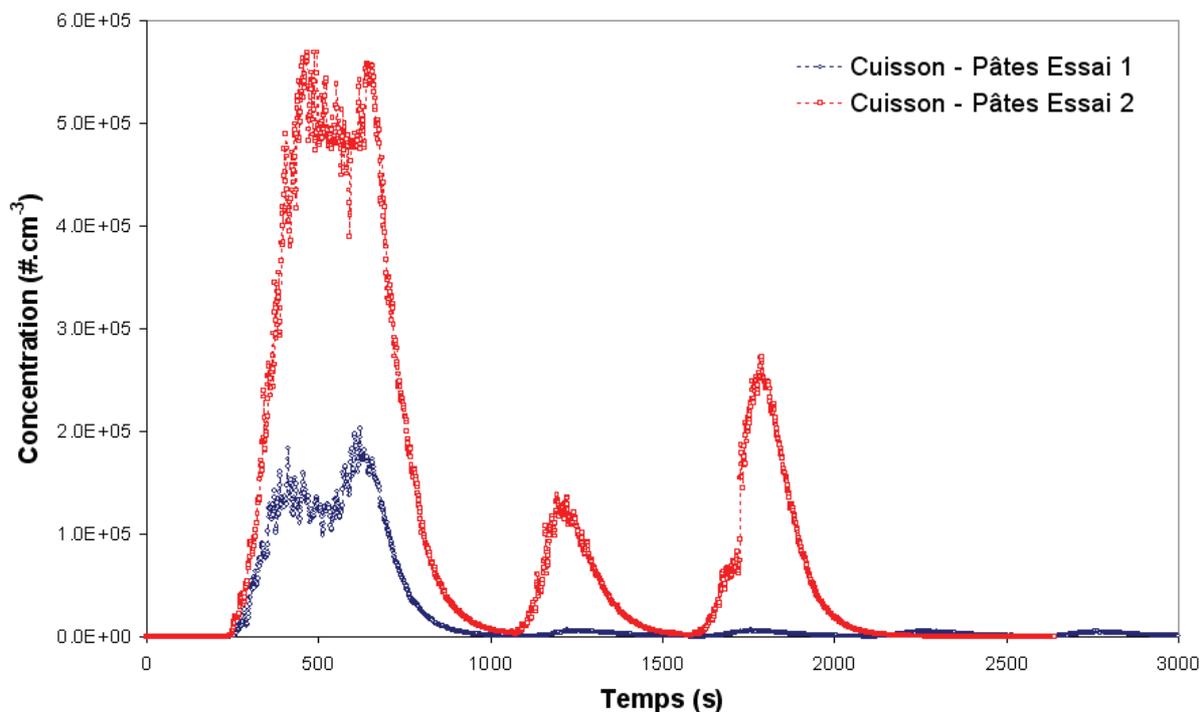


Figure 3-178 : Mesures de particules émises par la cuisson des pâtes avec le CNC 3007 après correction des effets de coïncidence (essais 1 et 2)

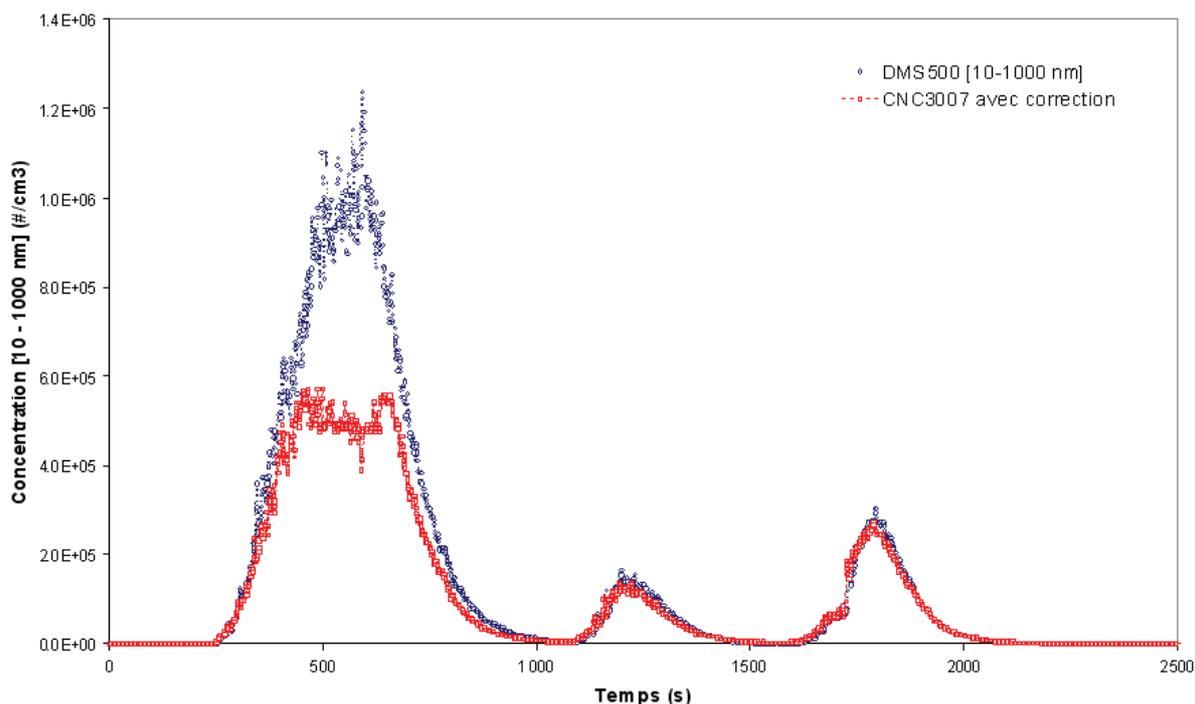


Figure 3-179 : Comparaison des données du DMS500 [10-1000 nm] et du CNC 3007 après correction.

3.18.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500

La Figure 3-180 montre la concentration totale mesurée avec le DMS500 (5 nm à 1000 nm) pour les deux essais de cuisson des spaghettis. Pour des temps compris entre 200s et 800s après l'alimentation de la plaque électrique l'écart relatif moyen est de 60 %.

La contribution du préchauffage sur la concentration totale de particules mesurées est largement dominante. Le maximum est observé au moment du premier cycle de température avec une valeur atteignant $1,2 \cdot 10^6 \text{ #} \cdot \text{cm}^{-3}$, ce niveau est très inférieur à celui relevé lors du préchauffage de la poêle. La présence de la casserole remplie d'eau limiterait les émissions de particules à partir de surfaces chaudes (plaque ou poêle). Au moment du retrait de la casserole de la plaque (1740s), un pic d'émission de particules est observé. Ce qui vient confirmer l'hypothèse préalable.

Le second cycle de température est également associé à un pic d'émission de particules mais d'un ordre de grandeur inférieur au précédent.

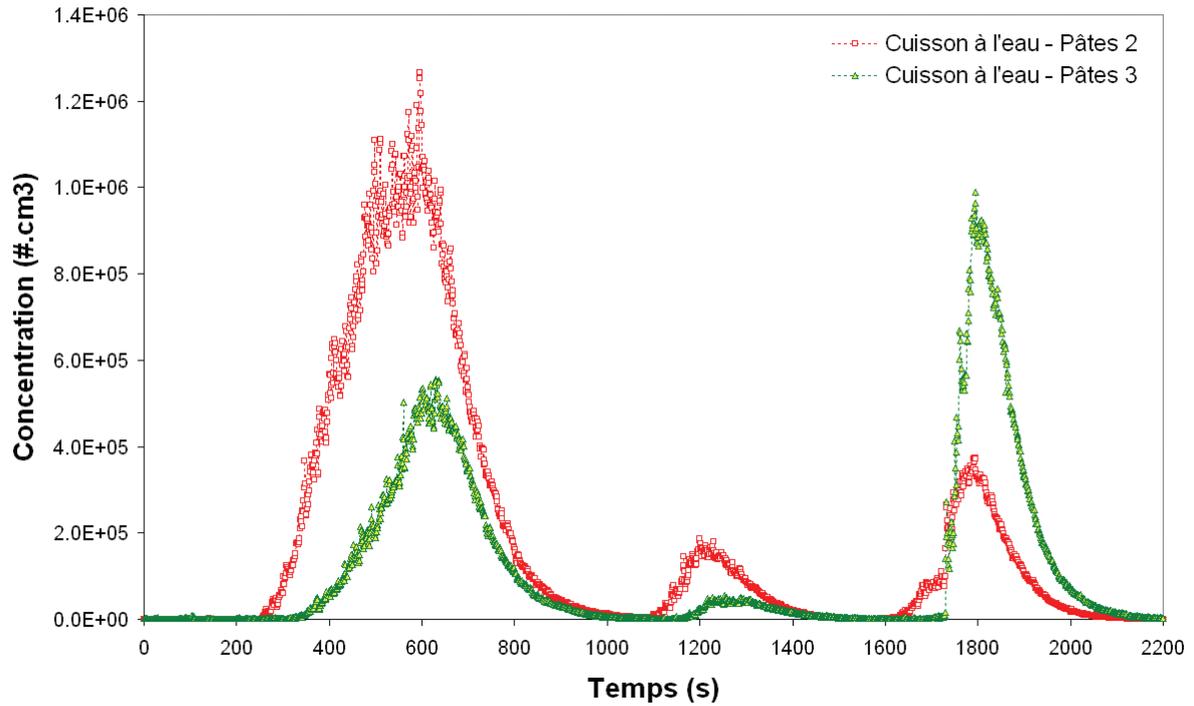


Figure 3-180 : Comparaison des concentrations totales mesurées lors des essais 2 et 3 de cuisson des pâtes.

L'émission de particules correspond aux montées de températures de la plaque (Figure 3-181). Le nombre de particules émises croît à chaque montée successive de température. L'émission de particules n'est donc pas systématique et pourrait être associée à une remise en suspension de particules ultrafines préalablement déposées sur les surfaces. A la fin de la cuisson, lors du retrait de la casserole et de l'arrêt de la plaque, la concentration en particules augmente. Cette augmentation est probablement liée à la remise en suspension de particules de la surface chaude de la plaque, découvertes dès l'arrêt de la cuisson après le retrait de la casserole.

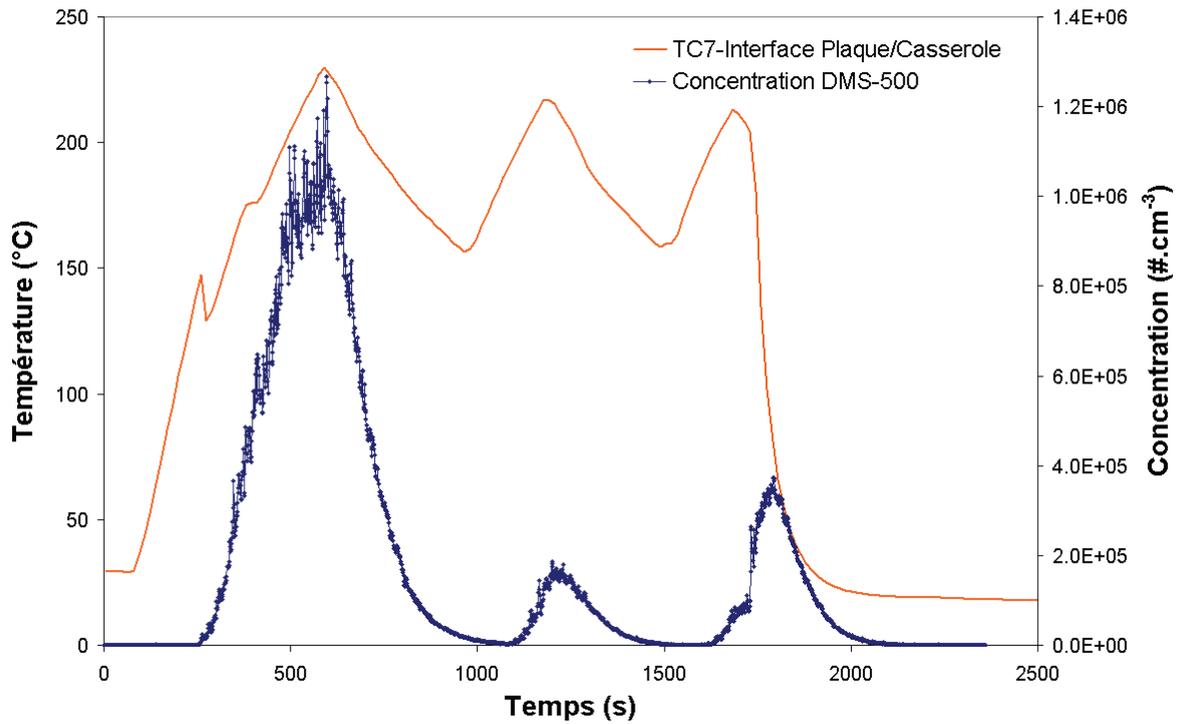


Figure 3-181 : Dépendance du profil de concentration de particules (mesurée avec le DMS500) avec la température à l'interface plaque/casserole.

La relation qui relie la concentration de particules à la température (interface plaque / casserole) est variable dans le temps et fonction de la phase de montée ou de descente de température (Figure 3-182).

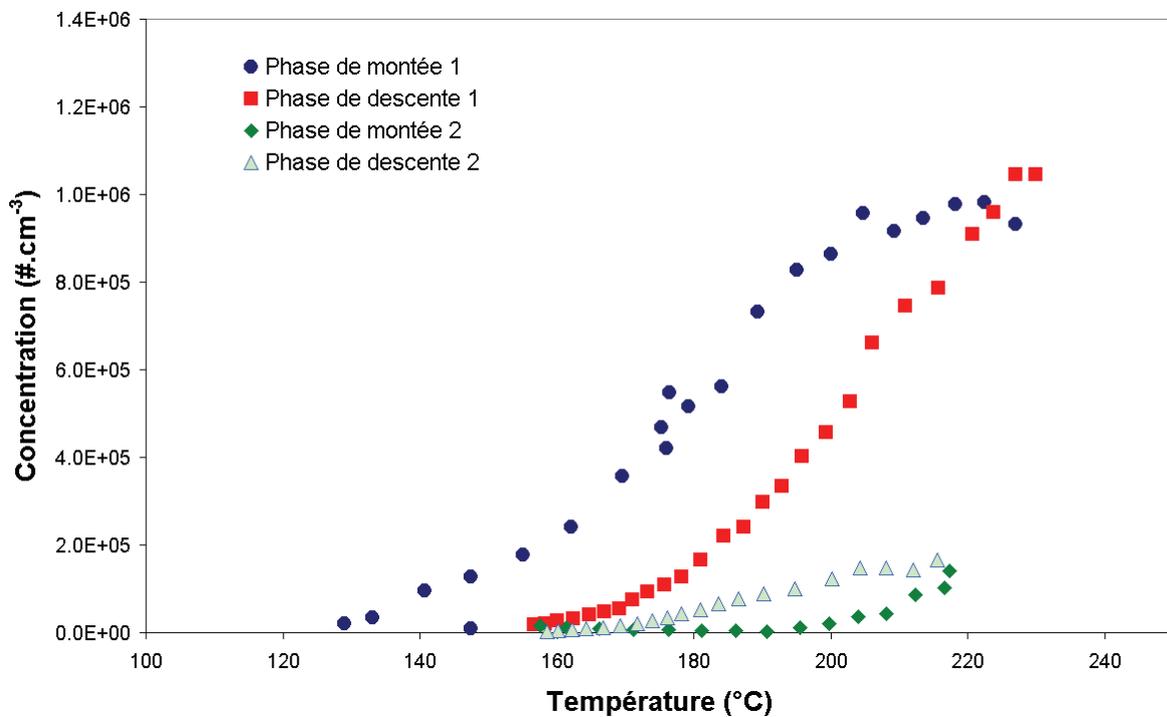


Figure 3-182 : Relation entre la concentration totale de particules (DMS500) et la température de l'interface plaque/casserole.

Les mesures de granulométrie avec le DMS500 sont présentées pour les essais 2 et 3 (Figure 3-183, Figure 3-184, Figure 3-185). Les résultats obtenus sont synthétisés dans le Tableau 3-25. Le mode des particules émises lors du préchauffage varie entre 20 et 36 nm selon l'essai. Dès lors que le couvercle de la casserole est retiré, une distribution bimodale apparaît avec un mode principal centré sur 12-14 nm et un mode secondaire centré sur 50-60 nm. Cette distribution bimodale persiste tout au long de la cuisson des pâtes (absence de couvercle), avec des modes restent constants 13 et 65 nm respectivement. Au moment du retrait de la casserole, le mode le plus fin devient prédominant tandis que le mode secondaire tend à disparaître.

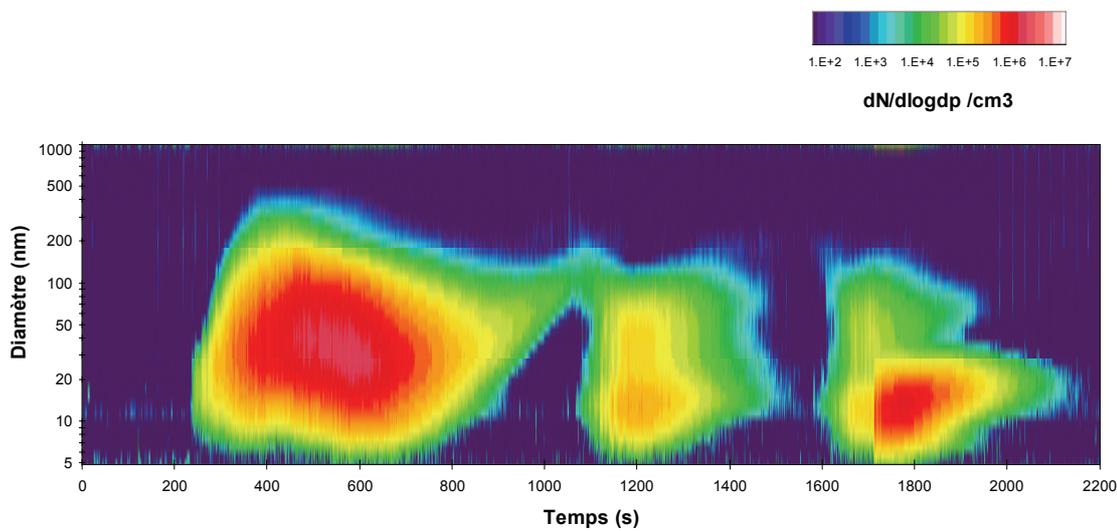


Figure 3-183 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (cuisson des pâtes, essai 2).

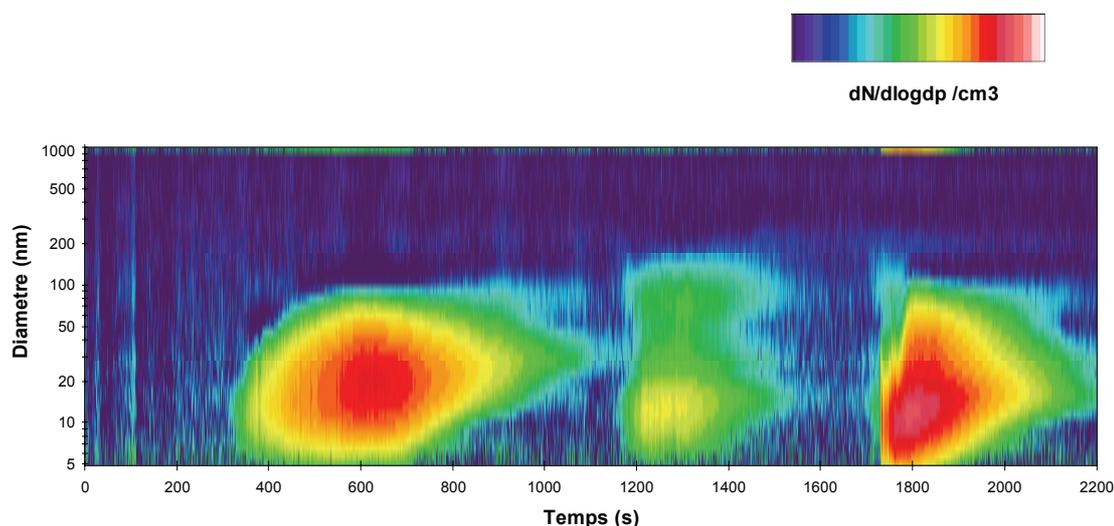


Figure 3-184 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (cuisson des pâtes, essai 3).

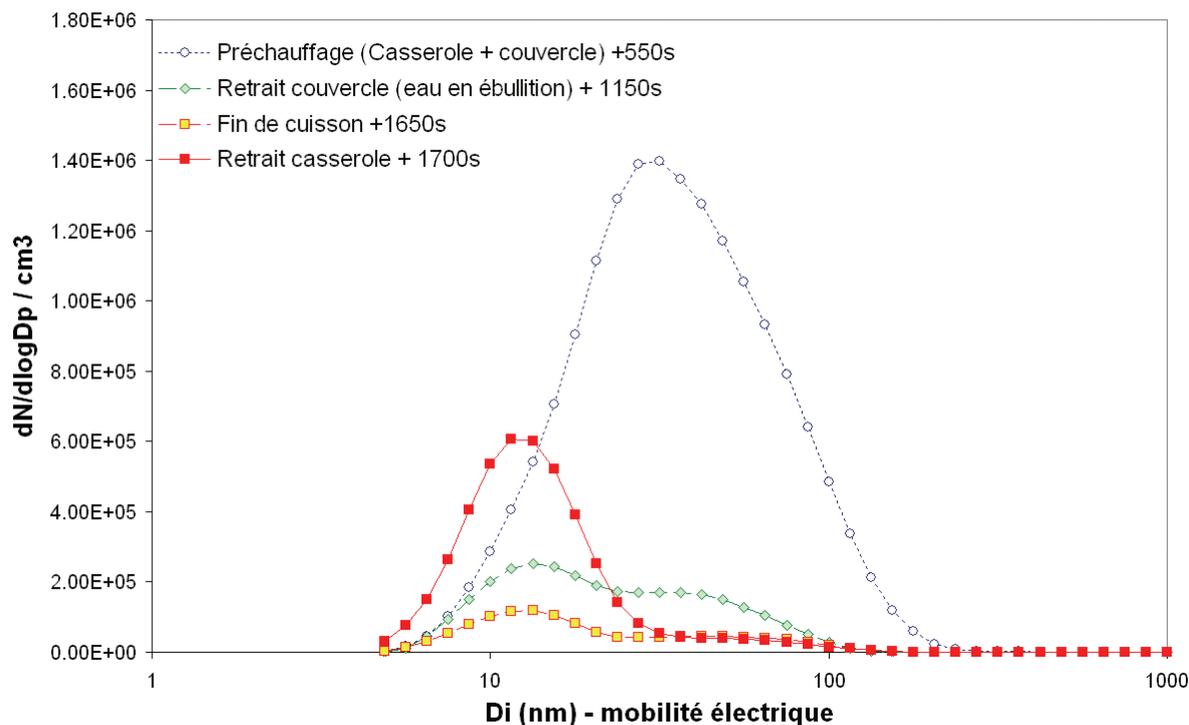


Figure 3-185 : Exemples de distributions en taille caractéristiques de la cuisson des pâtes essai 2.

Essai 2	(5 - 1000 nm)				N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)
	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)				
Mise en marche de la plaque (position MAX)	3.24E+05	36.61	1.98	36.06				
	(5 - 30 nm)				(30 - 1000 nm)			
Retrait du couvercle	7.56E+04	14.19	1.49	14.17	3.84E+04	52.21	1.44	49.96
Cuisson spaghettis	4.83E+04	13.07	1.45	13.03	9.99E+03	55.67	1.50	53.37
	(5 - 40 nm)				(40 - 1000 nm)			
Retrait casserole	6.89E+04	14.81	1.43	15.01	1.52E+03	64.27	1.38	62.14
	(5 - 1000 nm)							
Essai 2	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)				
Mise en marche de la plaque (position MAX)	1.26E+05	20.15	1.74	20.06				
	(5 - 30 nm)				(30 - 1000 nm)			
Retrait du couvercle	1.12E+04	12.12	1.52	12.09	3.02E+03	62.93	1.72	60.18
Cuisson spaghettis	1.31E+04	12.54	1.52	12.65	3.73E+03	67.14	1.73	66.36
	(5 - 40 nm)				(40 - 1000 nm)			
Retrait casserole	2.52E+05	14.08	1.58	13.73	1.92E+04	54.01	1.30	51.02

Tableau 3-25 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens (Cuisson des pâtes).

3.18.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI

Le profil de concentration obtenue avec l'ELPI est de la même forme que celui obtenu avec le DMS500 avec des niveaux plus faibles car ne prenant pas en compte les particules < 28 nm (Figure 3-186).

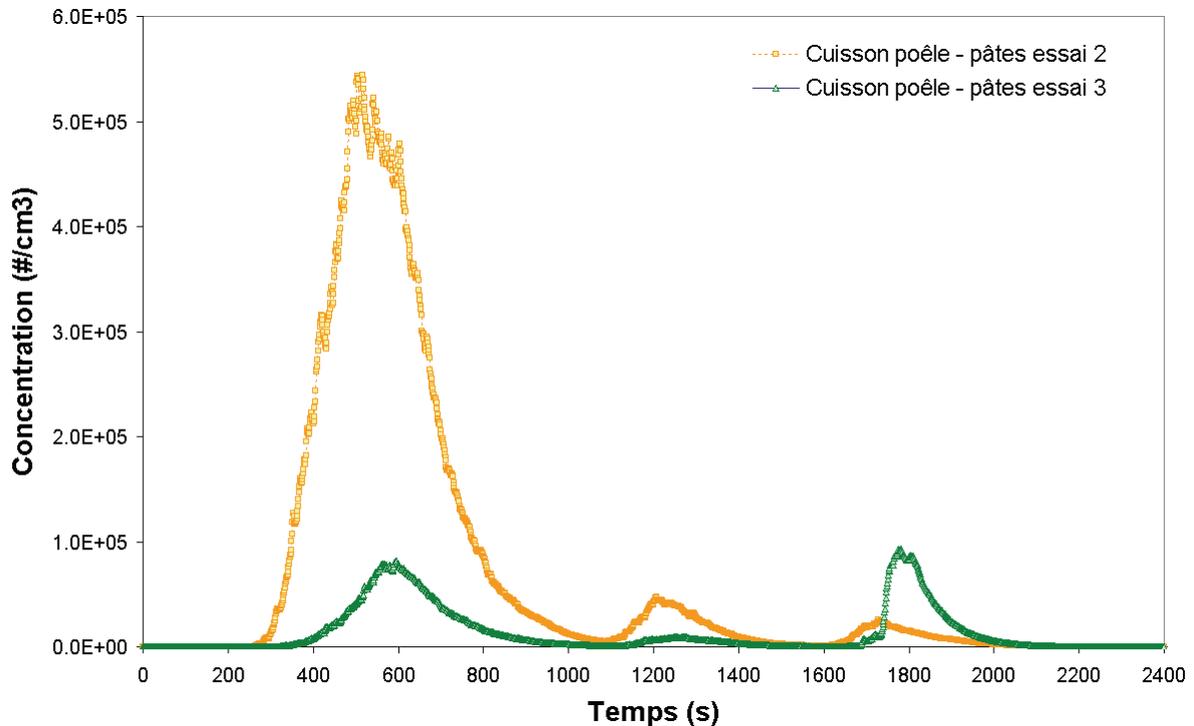


Figure 3-186 : Mesures avec l'ELPI des particules totales émises lors de la cuisson des pâtes.

La granulométrie associée à l'essai 2 est présentée à la Figure 3-187. Pour l'essai 3, l'appareil présente un artefact de mesure au niveau des deux étages correspondant à $D_i = 491$ et 772 nm. Le courant mesuré au niveau de l'étage supérieur est anormalement élevé et ce même profil de courant inversé se retrouve sur l'étage inférieur. Cet artefact de mesure survient à partir du moment où le couvercle de la casserole est retiré, donc très certainement lié à une humidité excessive et un phénomène de condensation dans l'appareil.

La distribution des particules ne montre pas de variation significative liée au retrait du couvercle ou à la cuisson des pâtes. Les particules émises sont liées aux variations de température de la plaque électrique et présentent une taille pouvant atteindre $1 \mu\text{m}$.

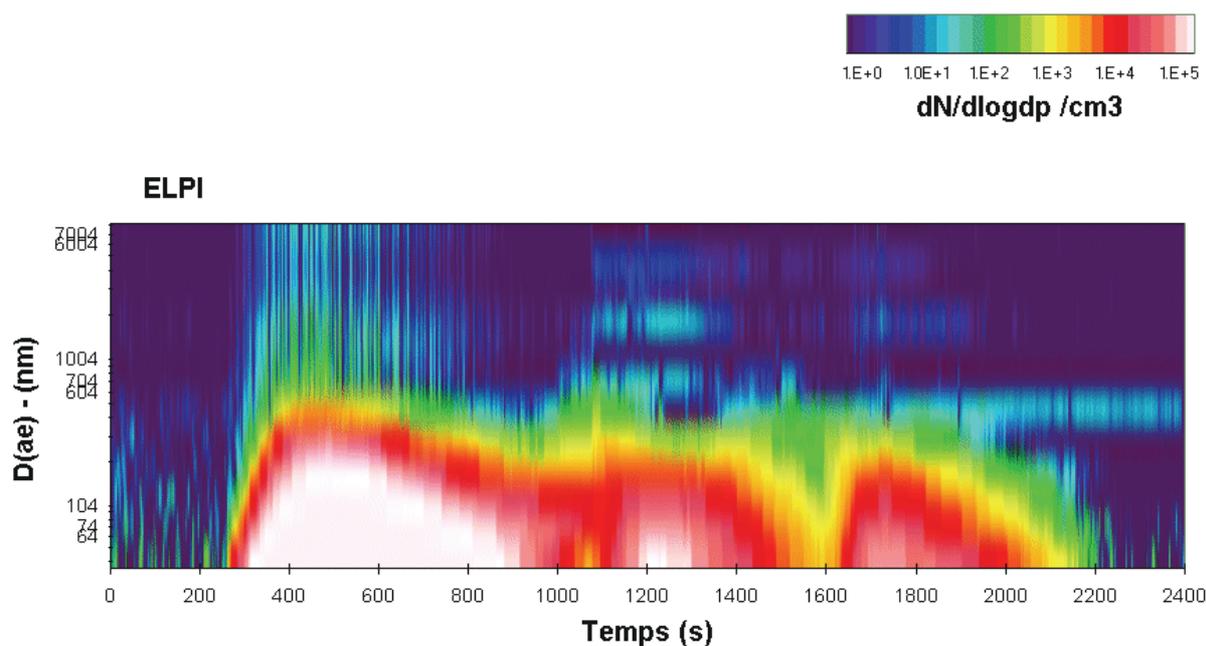


Figure 3-187 : Granulométrie des particules émises lors de la cuisson des pâtes (essai 2 – ELPI).

3.18.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108

Le compteur optique a mesuré les variations de concentrations de particules lors de la cuisson des pâtes au cours des 3 essais (Figure 3-188). Le premier essai trop long et insuffisant pour une cuisson effective des pâtes n'est pas exploité. Le second essai est marqué par l'influence du préchauffage : le premier pic d'émission atteint $1000 \text{ \#}\cdot\text{cm}^{-3}$, phénomène totalement absent du troisième essai. Le troisième essai émettant moins de particules ultrafines que le second (données du DMS500 et de l'ELPI), il est également possible que sa contribution en particules de plus gros diamètre soit réduite en conséquence.

Le retrait du couvercle, l'introduction des pâtes dans l'eau, l'agitation des pâtes et le retrait de la casserole sont systématiquement associés à une émission faible voire très faible de particules (quelques dizaines de $\text{\#}\cdot\text{cm}^{-3}$). La Figure 3-189 montre que les particules de $0,35\text{-}0,45 \text{ }\mu\text{m}$ sont associées à ces événements et que des particules de diamètre proche de $2,5 \text{ }\mu\text{m}$ sont présentes exclusivement lors de la cuisson des pâtes, dès leur introduction dans l'eau.

Clairement, la cuisson des pâtes en tant que telle n'apparaît pas comme une source prépondérante de particules dans l'habitat.

Phase 1 : Caractérisation physico-chimique des émissions de particules

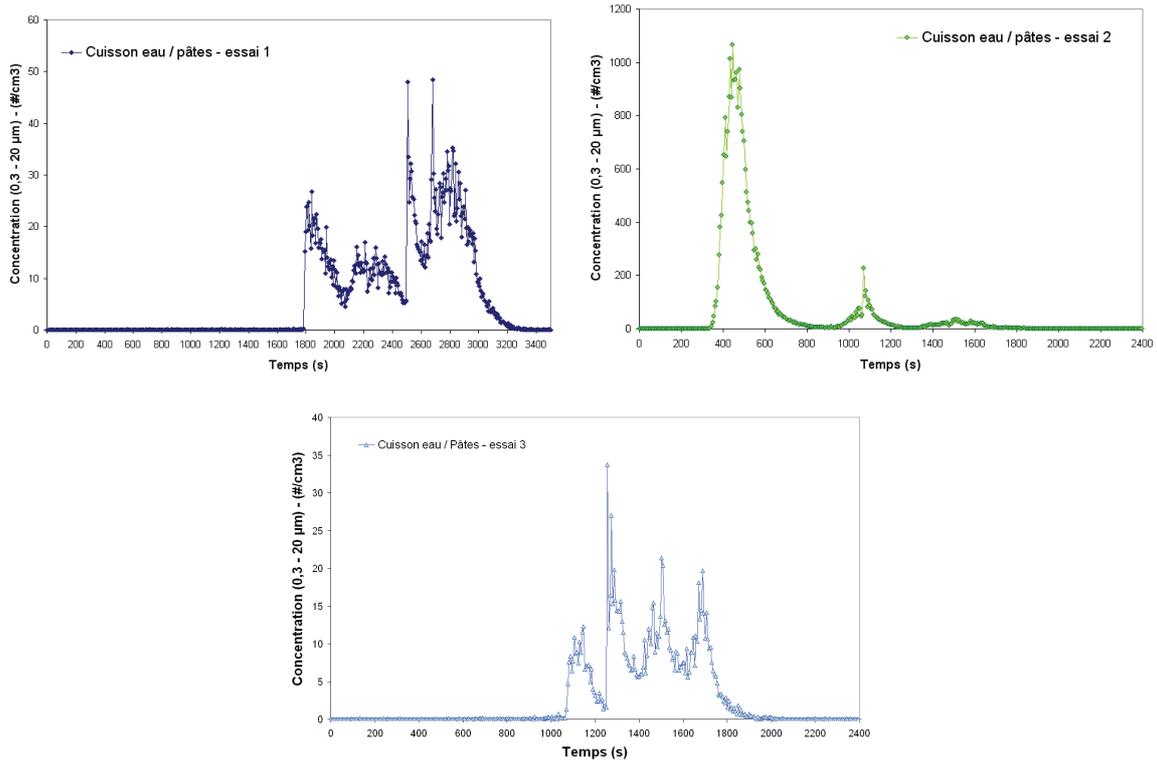
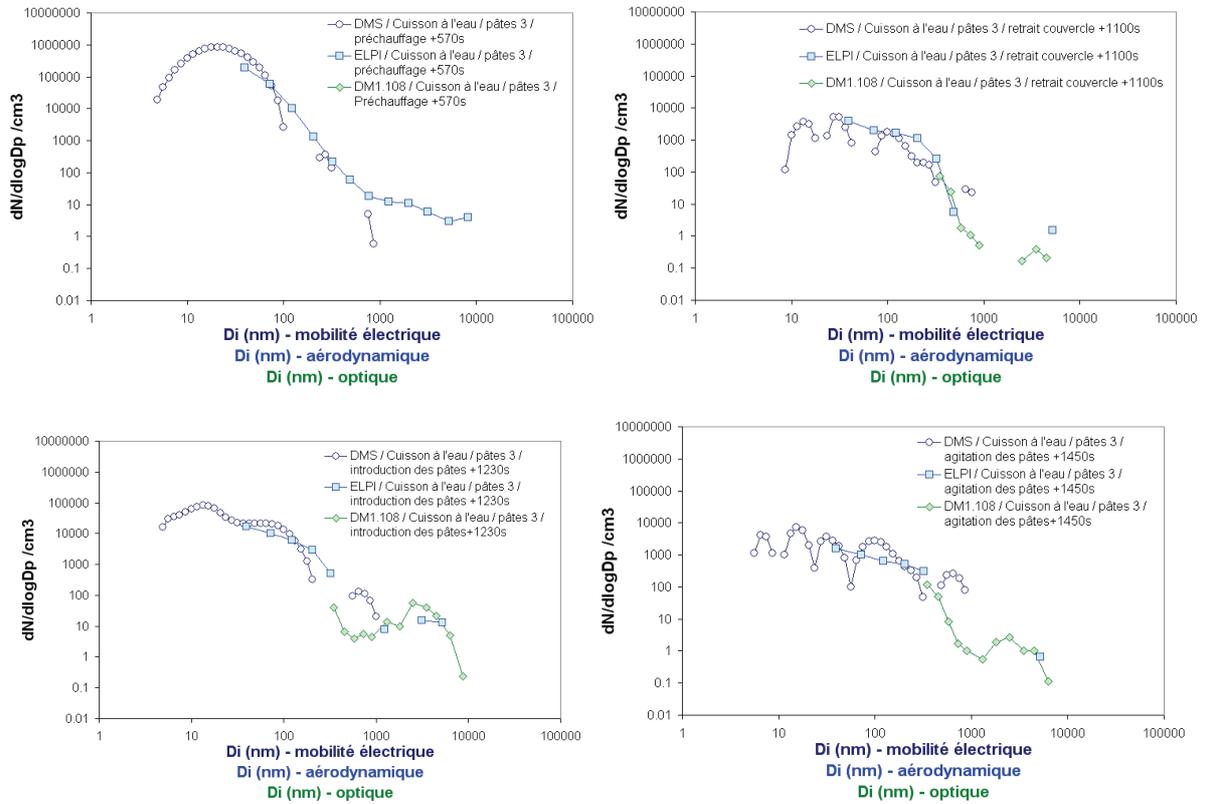


Figure 3-188 : Concentration totale de particules ($> 0,3 \mu\text{m}$) mesurées lors de la cuisson des pâtes.



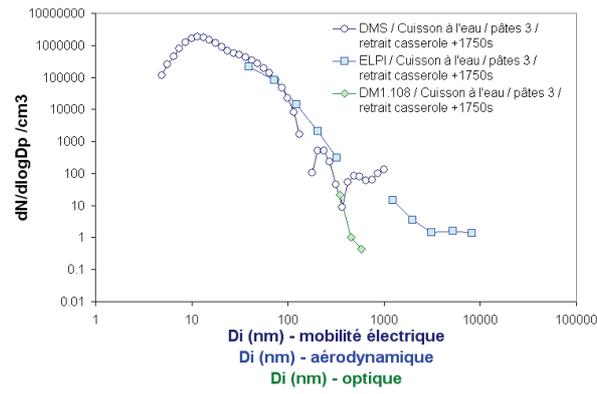


Figure 3-189 : Comparaison des distributions de particules pour les différents évènements de la cuisson des pâtes (essai 3).

3.19. Four électrique

Un four électrique a été utilisé pour réaliser deux scénarios de cuisson et un programme de nettoyage du four par pyrolyse. Le four utilisé est un four traditionnel encastrable d'un volume intérieur de 56 litres utilisant un mode de cuisson par convection naturelle (Figure 3-190). Sa puissance est de 1200 W (sole, élément inférieur) et de 2100 W (élément de voûte). En fonctionnement, une ventilation extrait l'air du four vers l'extérieur juste au-dessus de la porte. Un essai a été réalisé pour simuler l'activité de préchauffage du four (avant l'introduction d'un plat) pendant une durée de 5 minutes après stabilisation de la température à 200 °C. Le temps pour atteindre cette valeur était de 14 minutes. Un thermocouple a été placé au niveau de la paroi intérieure du four pour suivre l'évolution des températures durant l'essai (Figure 3-191).



Figure 3-190 : Four électrique à pyrolyse utilisé pour les scénarios de cuisson.

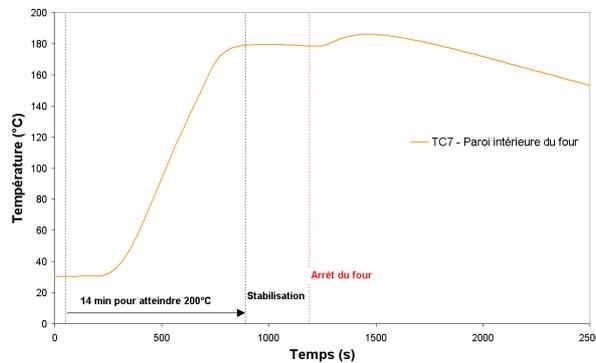


Figure 3-191 : Suivi de la température de la paroi intérieure du four.

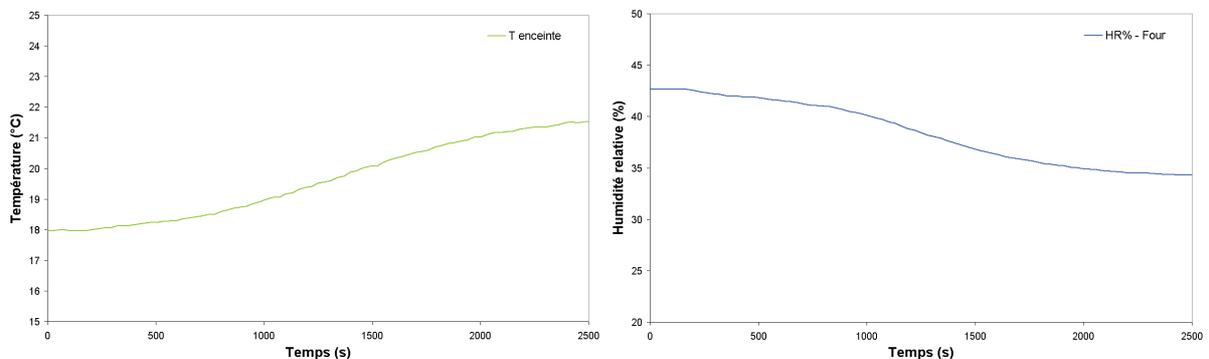


Figure 3-192 : Evolution de la température et de l'humidité relative dans l'enceinte durant le fonctionnement du four électrique.

Les variations induites en température et humidité dans l'enceinte par le préchauffage du four sont respectivement de +3,5 °C et -9% durant l'essai.

3.19.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC

Les concentrations mesurées avec le CNC sont faussées par les effets de coïncidence à haute concentration, malgré la correction apportée (la concentration réelle est trop élevée, supérieure à la limite de correction applicable). Les mesures du CNC ne sont pas exploitables sur ces essais.

3.19.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500

La Figure 3-193 montre la concentration totale mesurée avec le DMS500 (5 nm à 1000 nm) lors du préchauffage du four vide à 200 °C. La concentration totale de particules dans l'enceinte est maximale juste au moment où le four atteint sa température de consigne. Mais alors que la température se stabilise, la concentration de particules décroît. Les particules émises sont liées notamment à une remise en suspension des particules préalablement déposées au niveau des parois internes ou au niveau du système de ventilation propre au four.

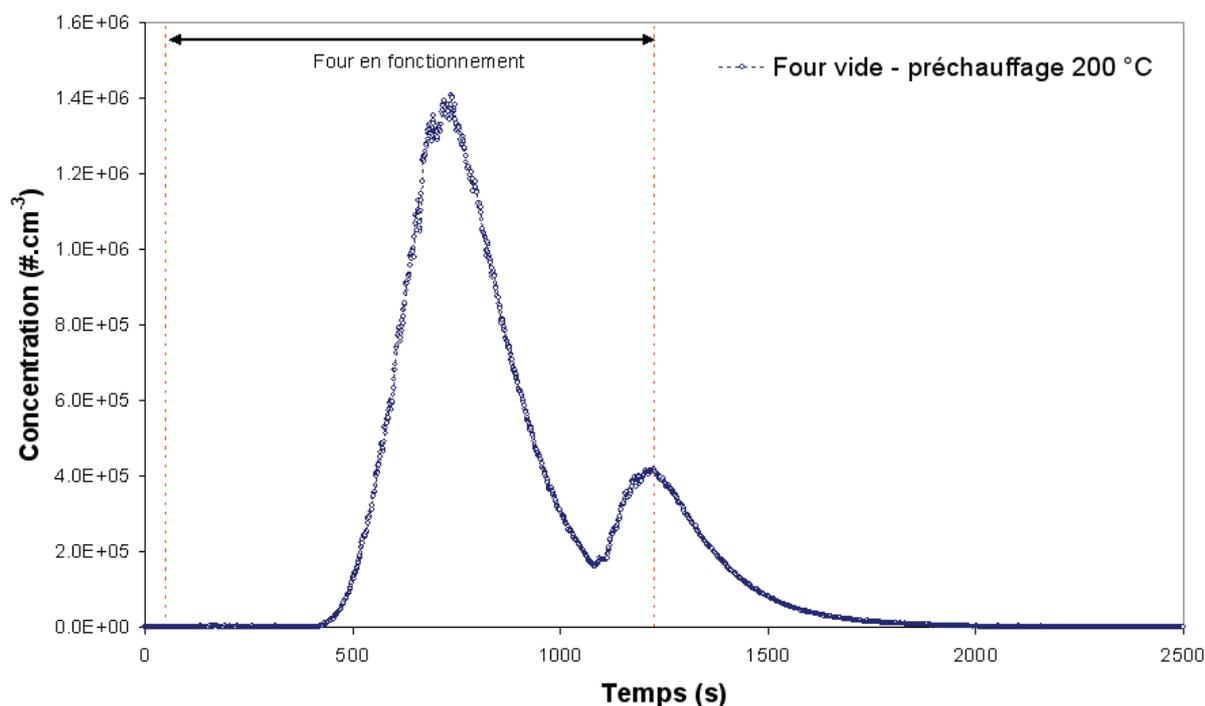


Figure 3-193 : Concentration totale mesurée avec le DMS500 pendant le préchauffage du four vide.

La mesure de la granulométrie avec le DMS500 a été réalisée sur cet essai (Figure 3-194, Figure 3-195). Les résultats obtenus sont synthétisés dans le Tableau 3-26. Une très faible émission de particules ultrafines (mode 11 nm) est observée dès la mise en route du four. Le préchauffage du four prépondérant émet des particules dont le mode numéraire est centré sur 36 nm.

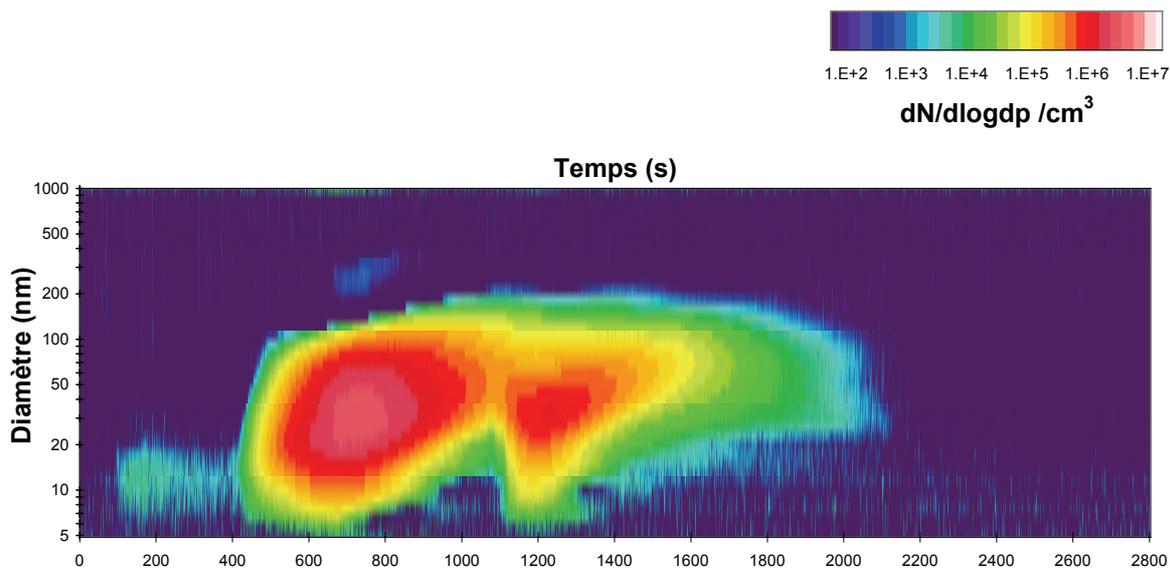


Figure 3-194 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (préchauffage du four vide 200 °C).

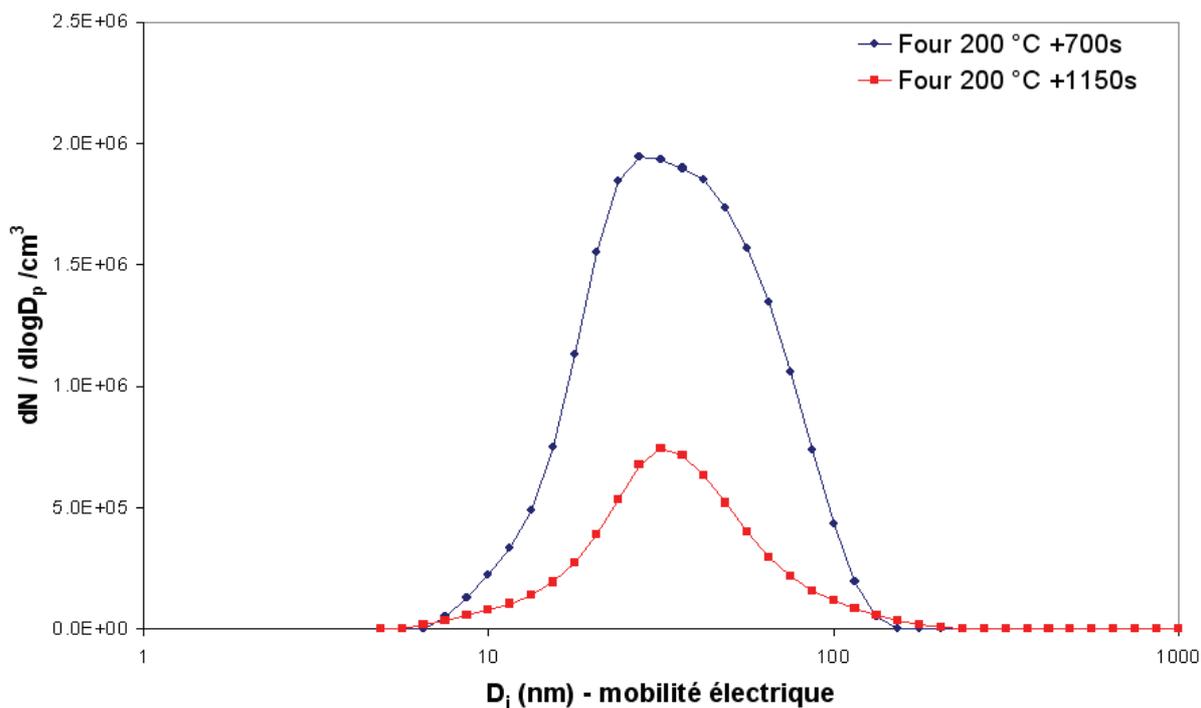


Figure 3-195 : Granulométrie mesurée lors du préchauffage du four vide 200 °C.

	(5 - 1000 nm)			
	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)
Mise en route four	1.40E+03	11.52	1.56	11.44
Préchauffage 200 °C	5.81E+05	35.85	1.81	35.95

Tableau 3-26 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens (préchauffage du four vide 200 °C).

Après l'arrêt du four, l'aérosol continue d'évoluer malgré le renouvellement d'air de l'enceinte de 52 vol/h. Les particules ultrafines disparaissent très rapidement. Les particules de 50-100 nm subsistent le plus dans l'enceinte (Figure 3-196). Ce phénomène est assez peu marqué dans les scénarios de cuisson au four. L'explication possible est liée à l'ouverture de la porte du four au moment du retrait du plat. Le four est alors arrêté mais la porte reste ouverte jusqu'à la fin de l'essai contrairement au scénario de préchauffage pour lequel la porte est maintenue fermée. Dans ce dernier cas, le four maintient plus longtemps une concentration élevée de particules en son sein favorisant lors du refroidissement des phénomènes de condensation et / ou de coagulation modifiant l'aérosol au cours du temps. Ce phénomène est moins marqué lorsque la porte est maintenue ouverte.

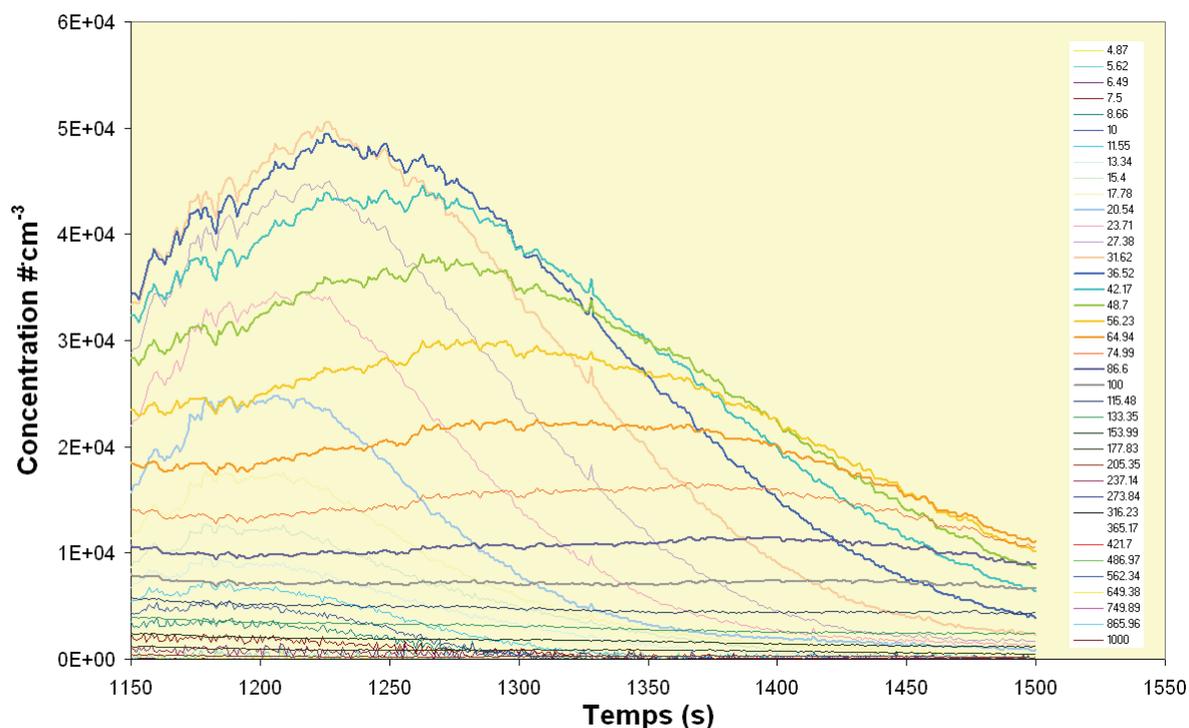


Figure 3-196 : Evolution des concentrations par taille de particules après l'arrêt du four électrique (DMS500).

3.19.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI

Le profil de concentration obtenu par l'ELPI (Figure 3-197) présente le même aspect que celui obtenu avec le DMS500. La granulométrie associée est représentée Figure 3-198. Elle ne donne pas beaucoup plus d'éléments que celle obtenue avec le DMS500, si ce n'est la présence de fines particules de diamètre atteignant 1 μm au moment du premier pic d'émission.

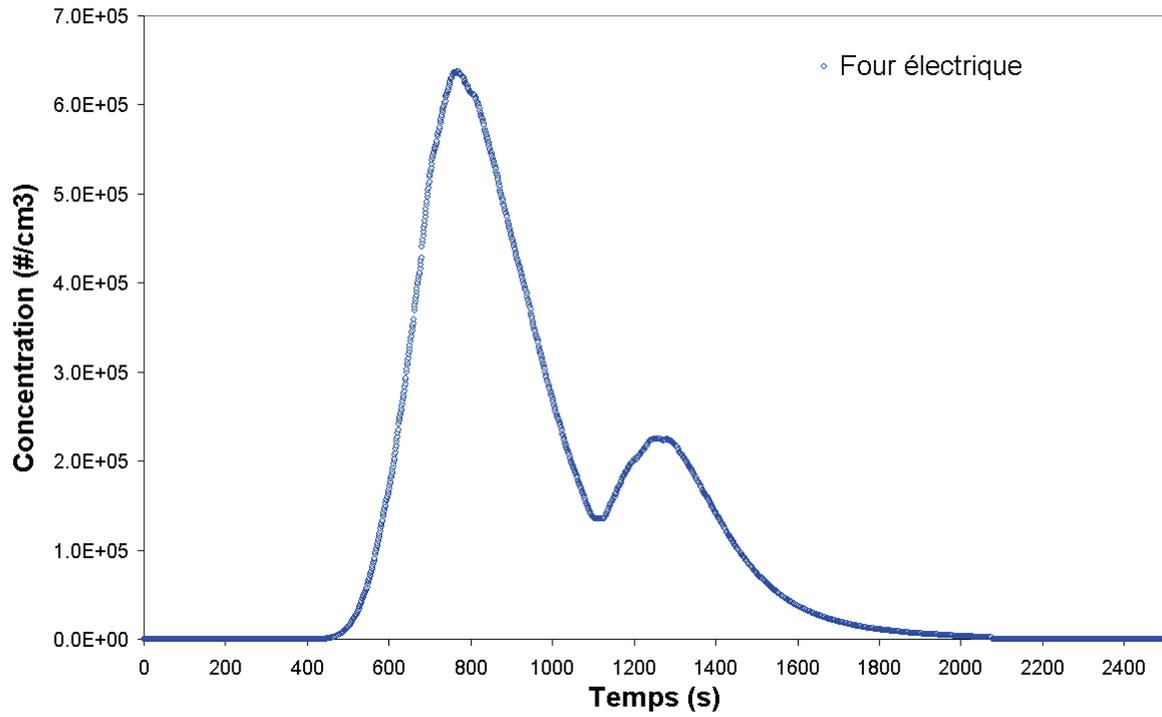


Figure 3-197 : Concentration totale de particules émises lors du préchauffage à 200 °C du four électrique, mesurées par l'ELPI.

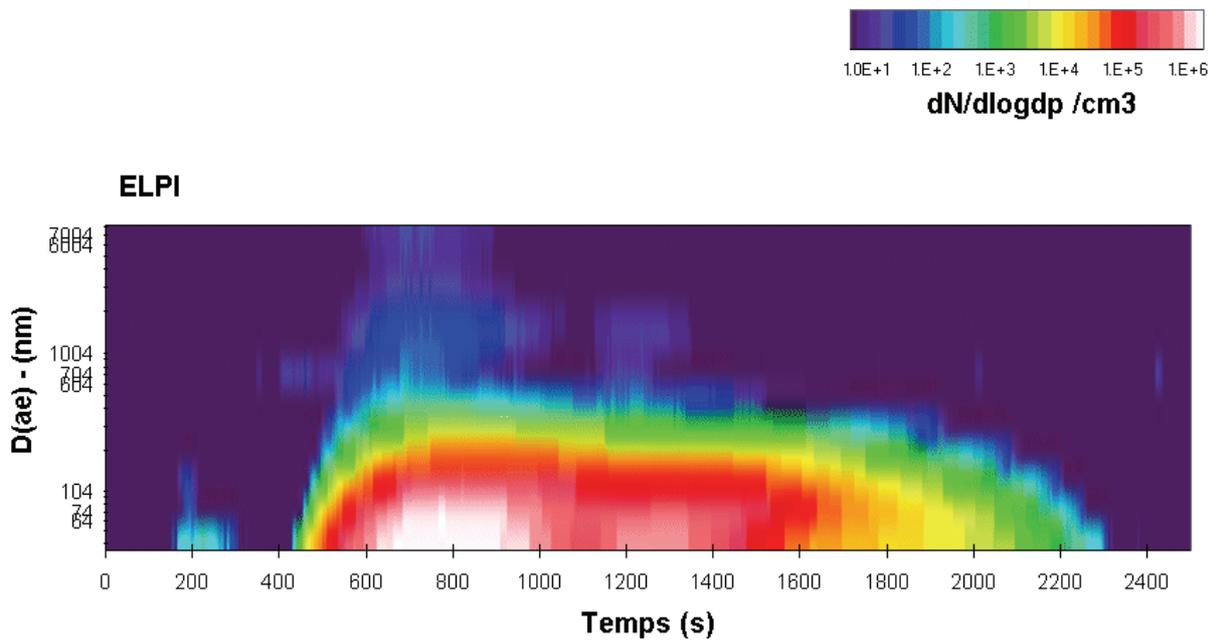


Figure 3-198 : Granulométrie des particules émises lors du préchauffage à 200 °C du four électrique, mesurées par l'ELPI.

3.19.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108

Le compteur optique mesure une concentration maximale de $60 \text{ \#}\cdot\text{cm}^{-3}$ lors du premier pic d'émission associé à la montée en température du four (Figure 3-199). Le second pic est quasi-inexistant par rapport aux mesures de l'ELPI et du DMS500.

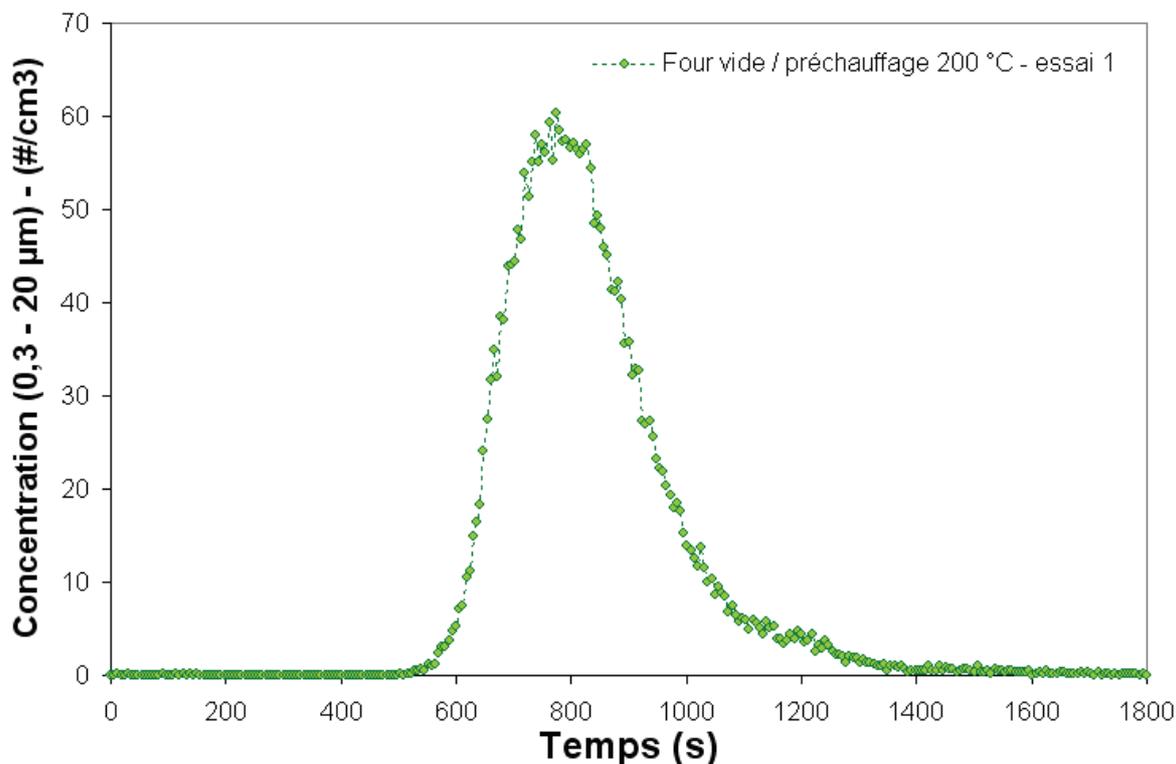


Figure 3-199 : Concentration totale de particules ($> 0,3\mu\text{m}$) émises lors du préchauffage du four vide.

La comparaison des distributions issues des 3 appareils montre une bonne adéquation de l'ELPI et du DMS500 dans la gamme 40-200 nm (Figure 3-200). Au-delà de 200 nm, la réponse du DMS500 se situe dans le bruit de fond et aucune information significative n'en ressort. Le compteur optique présente un profil décroissant régulier de 350 à 1000 nm. L'ELPI présente quant à lui une distribution proche du DMS500 jusqu'à 200 nm. A partir de $1\mu\text{m}$, les valeurs se situent dans le bruit de fond de l'appareil.

Les comparaisons de 3 distributions basées sur des diamètres différents sont à prendre avec précaution. La comparaison effectuée ici reste brute et nécessite des ajustements des données prenant en compte la densité de l'aérosol, l'indice de réfraction et le facteur de forme notamment. Ces paramètres peuvent être déterminés dans un deuxième temps de façon à permettre une meilleure comparaison des données.

Phase 1 : Caractérisation physico-chimique des émissions de particules

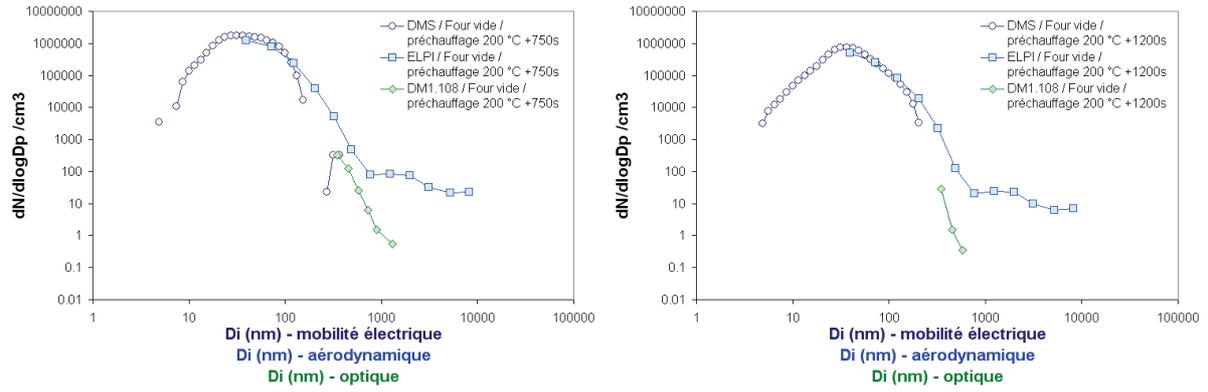


Figure 3-200 : Comparaison des distributions en taille des particules libérées lors du préchauffage du four vide.

3.20. Cuisson au four - rôti de porc

Un des scénarios sélectionnés pour représenter une activité de cuisson au four électrique est la cuisson d'un rôti de porc (plus exactement échine sans os à rôtir). Ce sont des pièces de boucher vendues au rayon frais en supermarché d'un poids variant entre 600 et 700 grammes.

Trois essais ont été réalisés. Les indications du fabricant du four ont été suivies pour le premier test, cuisson traditionnelle (sole et voûte activée) réalisée à 200°C pendant 50 minutes. Mais, le rôti était insuffisamment cuit. Deux autres essais ont été réalisés avec une température portée à 240°C pour optimiser la cuisson. Selon les recommandations du fabricant du four, un peu d'eau est rajouté pour éviter la carbonisation de la sauce et un peu d'huile d'arachide pour agrémente la cuisson. Le plat est découvert pendant la cuisson. Une ouverture de la porte du four est réalisée aux trois-quarts de la cuisson pour simuler une vérification de l'état de cuisson de la viande (pratique courante pour cette activité).

Les ingrédients ont été pesés avant et après cuisson (Tableau 3-27). Les temps caractéristiques des événements du scénario sont présentés au Tableau 3-28. Un thermocouple coincé entre la plaque du four et le plat en terre cuite permet de suivre l'évolution de la température dans le four pendant l'essai (Figure 3-201). La température et l'humidité dans l'enceinte sont également enregistrées (Figure 3-202 et Figure 3-203).

	<u>Déroulement du scénario :</u>
	1. Préchauffage du four
	2. Introduction du plat
	3. Vérification de la cuisson
	4. Fin de cuisson : arrêt du four, retrait du plat, la porte du four reste ouverte.

Masse initiale (g)	Essai 1	Essai 2	Essai 3
Rôti de porc	719.8	674	703.2
Huile d'arachide	9.1	11.2	11.5
Eau	15	15	31.9
Rôti cuit + matière grasse restante	625.5	554.9	558
Perte de matière (g)	118.4	145.3	188.6

Tableau 3-27 : Pesées des ingrédients pour la cuisson du rôti de porc au four.

Evènements du scénario	Essai 1	Essai 2	Essai 3
Préchauffage du four	50	50	50
Introduction du plat	890	890	950
Vérification de la cuisson / ouverture	2990	2990	2810
Retrait du plat	3890	3890	3650

Tableau 3-28 : Temps caractéristiques des événements du scénario (en secondes).

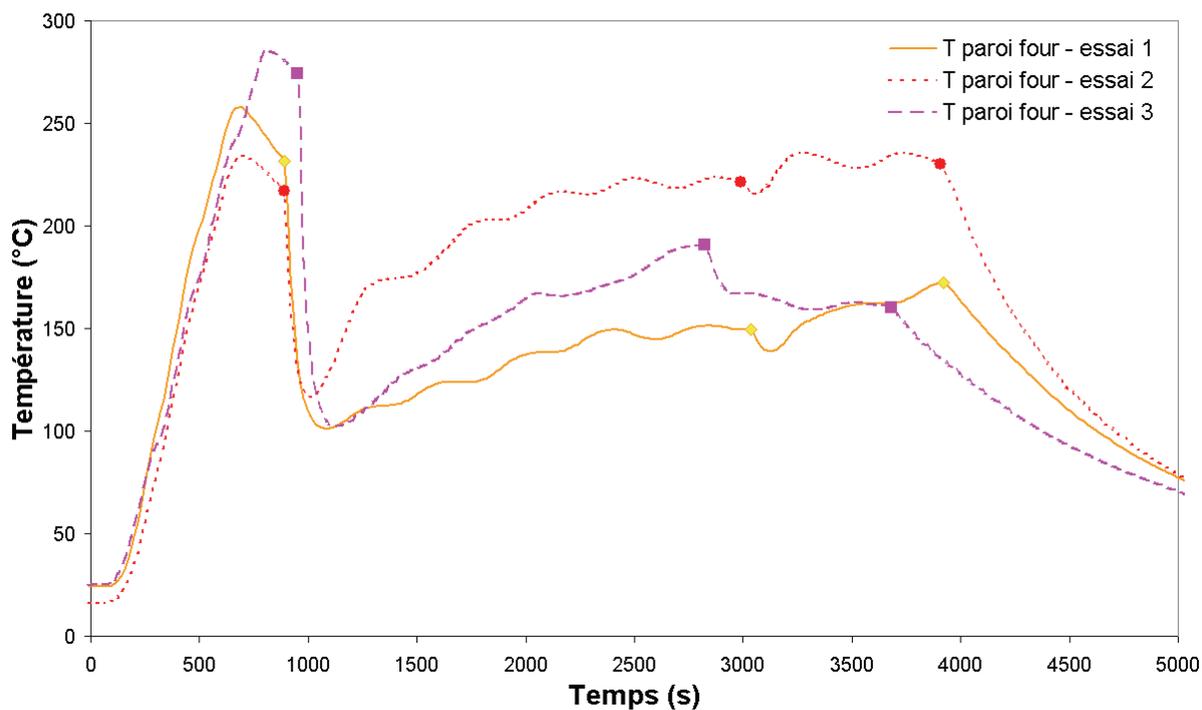


Figure 3-201 : Evolution de la température intérieure du four pendant la cuisson du rôti de porc (les points marquent les évènements caractéristiques).

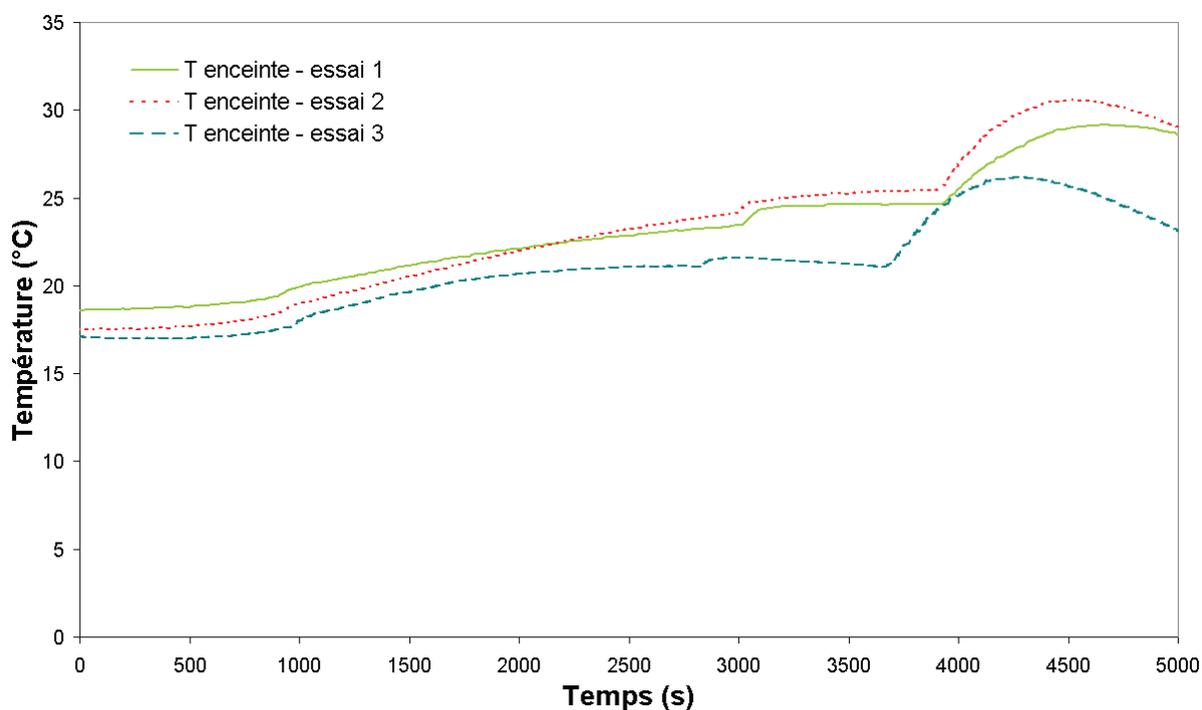


Figure 3-202 : Evolution de la température dans l'enceinte pendant la cuisson du rôti de porc.

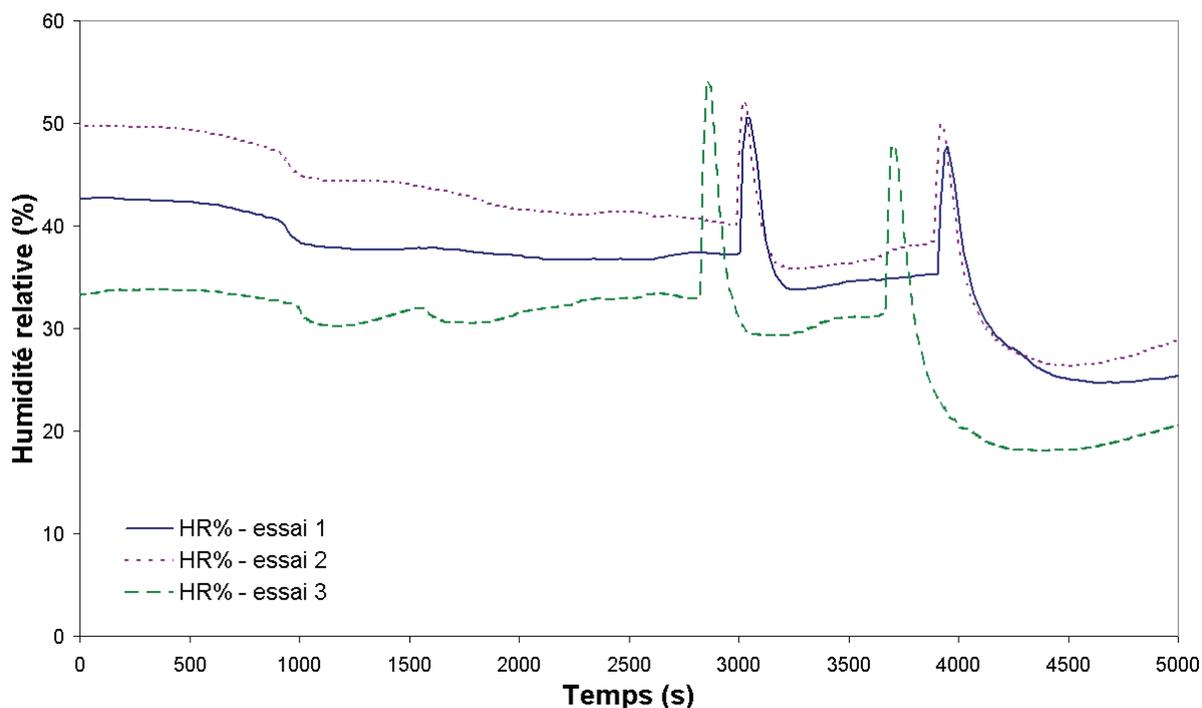


Figure 3-203 : Evolution de l'humidité relative dans l'enceinte pendant la cuisson du rôti de porc.

3.20.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC

Les concentrations mesurées avec le CNC sont faussées par les effets de coïncidence à haute concentration, malgré la correction apportée (la concentration réelle est trop élevée, supérieure à la limite de correction applicable). Les mesures du CNC ne sont pas exploitables sur ces essais.

3.20.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500

La Figure 3-204 représente la concentration totale mesurée avec le DMS500 (5 nm à 1000 nm) pour les trois essais de cuisson au four du rôti de porc. Un pic d'émission de particules est associé systématiquement à une ouverture de la porte (introduction du plat, vérification de la cuisson, retrait du plat). Les concentrations maximales observées dans l'enceinte atteignent $2 \cdot 10^7 \text{ \#} \cdot \text{cm}^{-3}$. Entre deux ouvertures de portes, la concentration de particules semble suivre l'évolution de la température du four laquelle présente des cycles de fluctuations tout en augmentant progressivement (Figure 3-202).

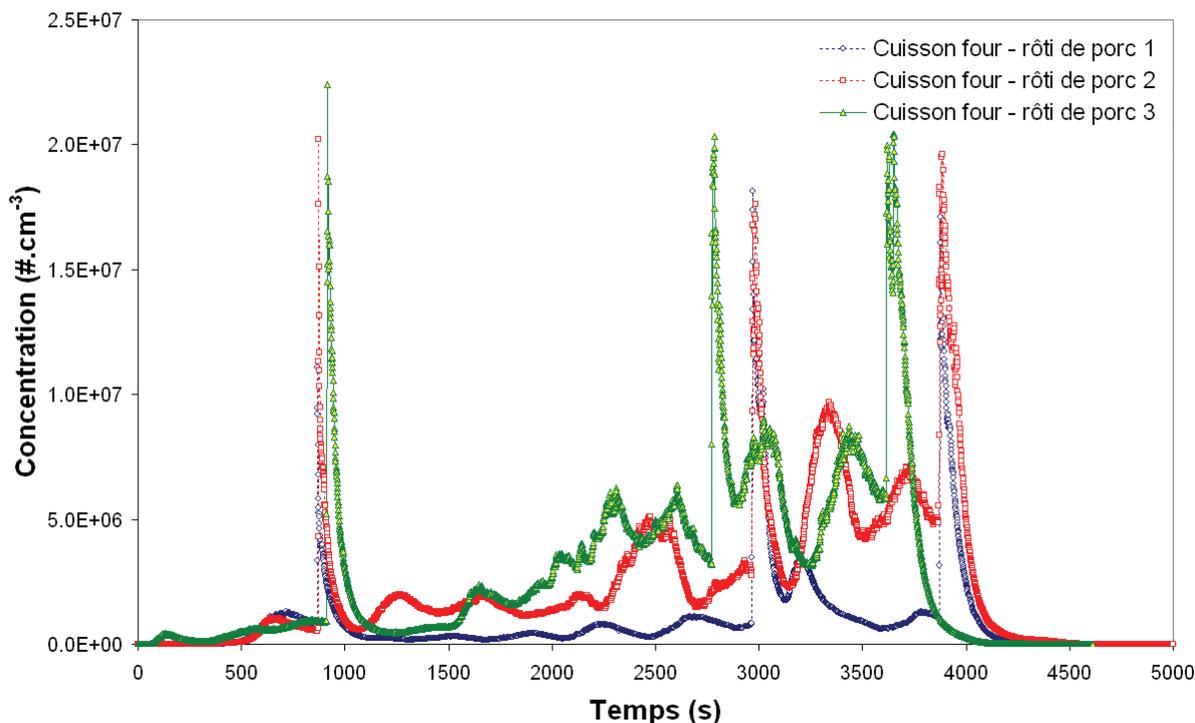


Figure 3-204 : Comparaison des concentrations totales mesurées lors de la cuisson au four du rôti de porc.

Les mesures de granulométrie réalisées avec le DMS500 sont présentées aux figures suivantes : Figure 3-205, Figure 3-206, Figure 3-207 et Figure 3-208. Les résultats obtenus sont synthétisés au Tableau 3-29. Le profil granulométrique mesuré lors du scénario de cuisson au four du rôti de porc évolue rapidement et peut passer d'une distribution en apparence monomodale à une distribution multimodale relativement rapidement (notamment pour les cuissons à 240°C). Les particules couvrent tout le spectre de mesure du DMS500. La complexité des phénomènes mis en jeu nécessiterait une étude plus poussée de cette source en prenant en considération les phénomènes de nucléation, condensation et de coagulation. Dans une première approche, les distributions de particules associées aux événements pris en compte sont considérées monomodales pour les besoins de calcul du CMD et de l'écart-type géométrique σ_g .

Des particules ultrafines dont le mode se situe autour de 12-18 nm sont émises dès la mise en marche du four. Le préchauffage contribue à la libération de particules avec un mode autour de 27-31 nm. Les ouvertures de portes marquent des pics d'émission de particules dont le diamètre est centré sur 32-41 nm (essai 1), sur 41-66 nm (essai 2) ou sur 49-51 nm (essai 3). La cuisson du rôti (porte fermée) est quant à elle associée à des particules de diamètre 22 à 37 nm selon les essais.

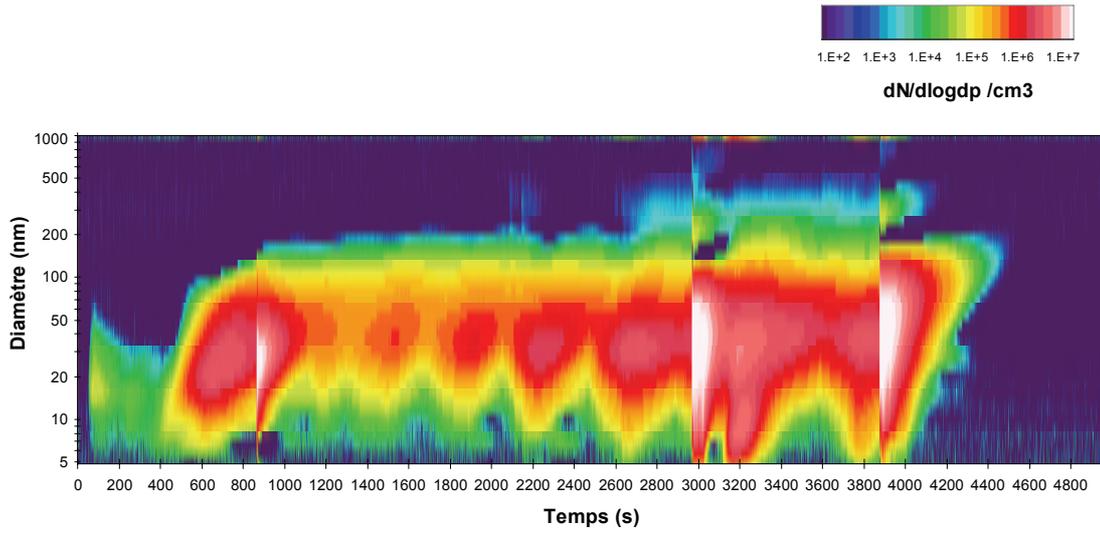


Figure 3-205 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (cuisson au four - rôti de porc 200 °C, essai 1).

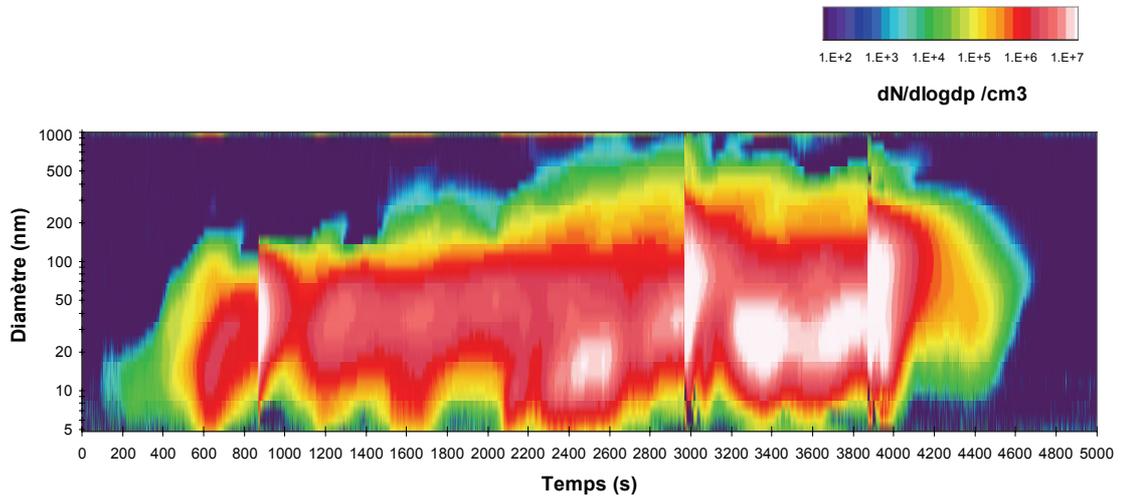


Figure 3-206 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (cuisson au four - rôti de porc 240 °C, essai 2).

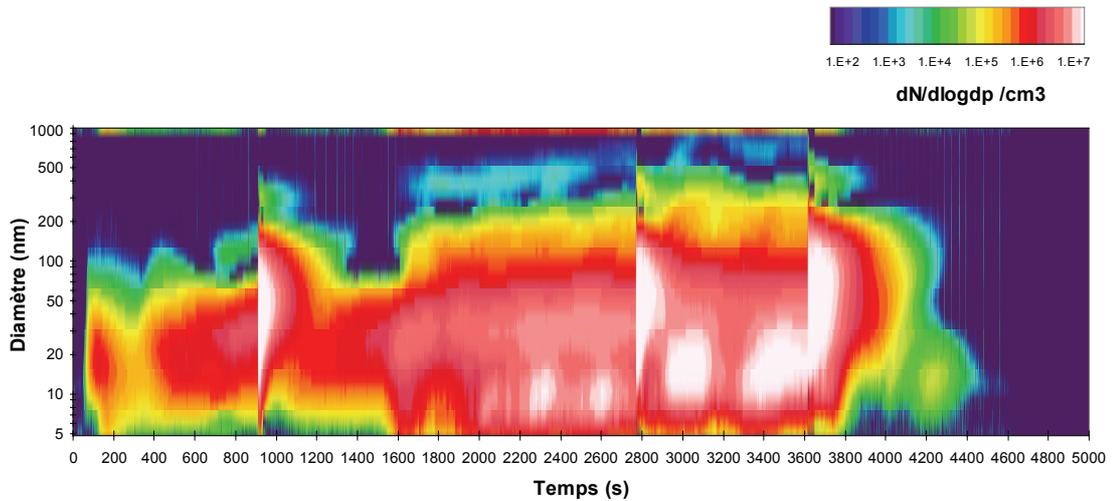


Figure 3-207 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (cuisson au four - rôti de porc 240 °C, essai 3).

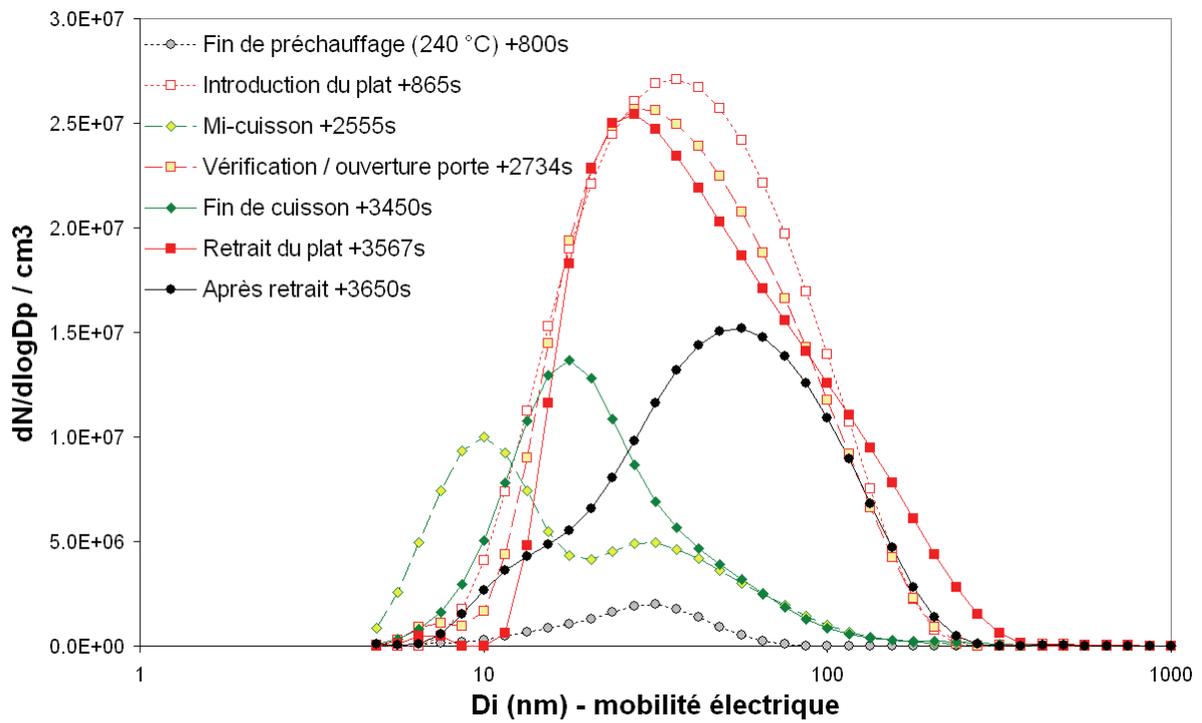


Figure 3-208 : Granulométrie mesurée lors de la cuisson. (cuisson au four - rôti de porc) essai 1.

Essai 1	(5 - 1000 nm)			
	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)
Mise en route	1.30E+04	15.39	1.63	15.57
Préchauffage du four	9.18E+05	27.57	1.66	27.03
Introduction du plat	2.35E+06	32.33	1.54	31.74
Cuisson	6.02E+05	36.40	1.77	36.75
Vérification de la cuisson	8.58E+06	30.51	1.88	32.12
Fin de cuisson	1.76E+06	33.50	1.98	35.83
Retrait du plat	8.71E+06	38.76	1.89	40.69
Cuisson globale	1.12E+06	33.75	1.87	34.78
Essai 2	(5 - 1000 nm)			
	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)
Mise en route	6.37E+03	11.83	1.57	11.54
Préchauffage du four	9.06E+05	26.72	1.91	27.33
Introduction du plat	4.31E+06	40.87	1.65	40.74
Cuisson	2.16E+06	32.46	2.12	32.33
Vérification de la cuisson	8.75E+06	65.06	2.00	65.57
Fin de cuisson	5.91E+06	35.61	1.97	32.47
Retrait du plat	1.38E+07	53.64	2.08	53.92
Cuisson globale	2.94E+06	36.15	2.08	34.37
Essai 3	(5 - 1000 nm)			
	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)
Mise en route	2.71E+05	18.04	1.70	17.92
Préchauffage du four	1.52E+06	31.58	1.93	31.28
Introduction du plat	4.80E+06	49.97	1.71	50.69
Cuisson	2.98E+06	23.86	2.22	24.46
Vérification de la cuisson	8.64E+06	47.40	2.01	51.43
Fin de cuisson	6.76E+06	24.75	2.12	21.77
Retrait du plat	1.51E+07	47.33	2.03	48.86
Cuisson globale	3.63E+06	26.96	2.20	26.20

Tableau 3-29 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens (cuisson au four - rôti de porc).

3.20.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI

Les résultats obtenus par l'ELPI pour les 3 essais sont présentés à la Figure 3-209. Les 2 premiers essais montrent une saturation des étages inférieurs (D_i de 39, 72 et 123 nm), du fait d'une sélection de sensibilité inadaptée (10000 fA pour un bruit de fond optimum, insuffisant pour les émissions observées). De ce fait, les émissions de particules liées aux événements d'ouverture de porte sont mal représentées dans ces essais et inexploitable. L'instrument ne permet malheureusement pas un changement automatique d'échelle et du fait que l'instrument était en location, il n'a pas été possible de reproduire les essais.

Les niveaux maximum atteints dans l'enceinte sont de l'ordre de $10^7 \# \cdot \text{cm}^{-3}$.

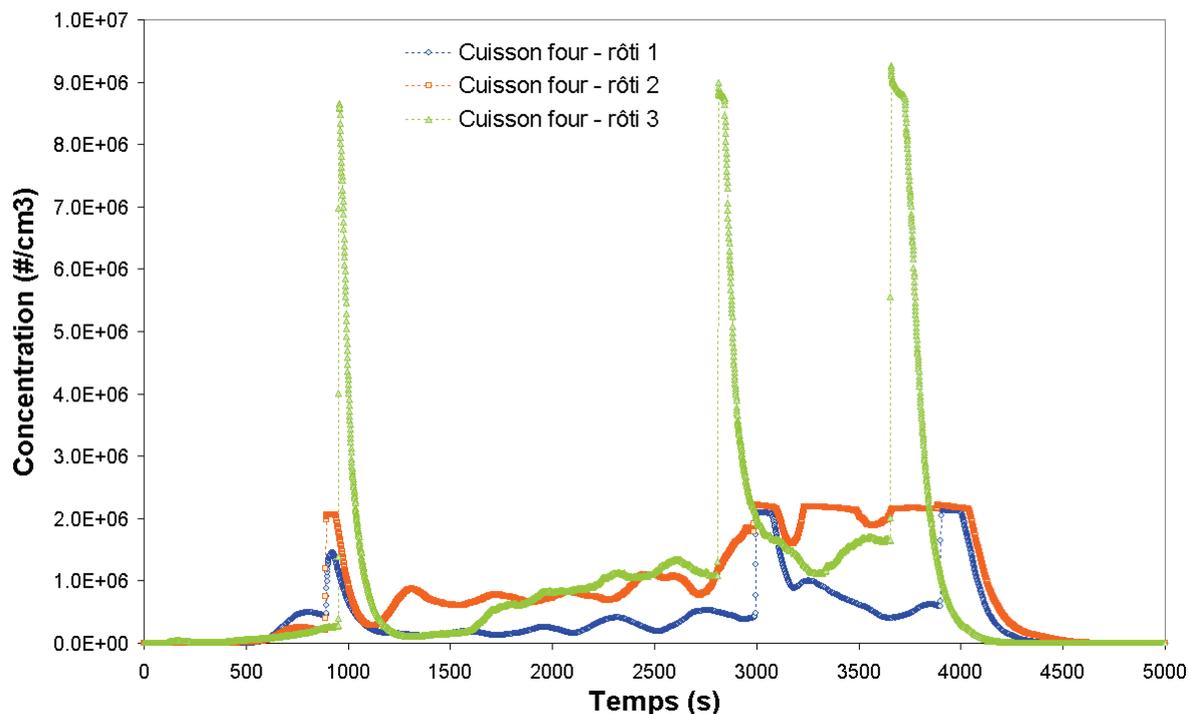


Figure 3-209 : Concentrations de particules émises lors de la cuisson du rôti de porc au four (ELPI).

La distribution en taille de l'essai 3 est représenté à la Figure 3-210. La distribution obtenue par l'ELPI est cohérente avec celle observée en utilisant le DMS500. Lors des ouvertures de portes, les particules émises couvrent le spectre de mesure de l'ELPI (jusqu'à 10 μm). Pendant la cuisson, ce sont essentiellement les particules fines (< 1 μm) qui sont observées.

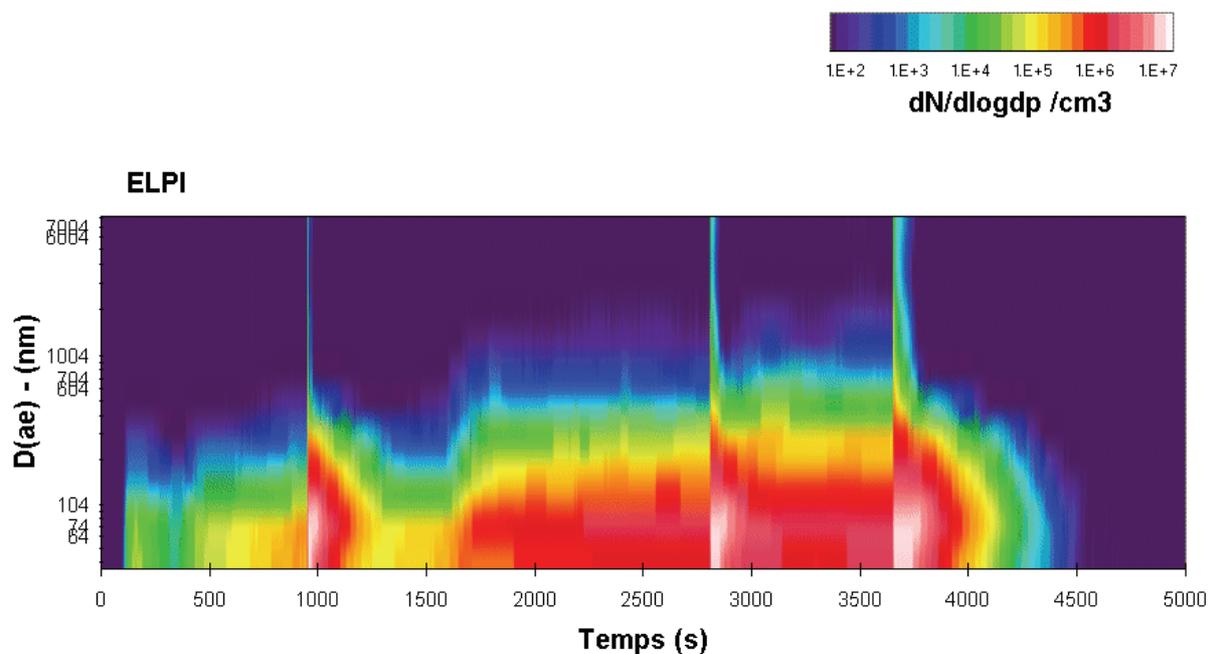


Figure 3-210 : Granulométrie des particules émises lors de la cuisson du rôti de porc au four (ELPI-essai3).

3.20.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108

Les mesures du compteur optique relatives à la cuisson du rôti de porc au four électrique sont représentées à la Figure 3-211. Les niveaux de particules enregistrées restent faibles jusqu'à la mi-cuisson (essai 2) ou jusqu'à l'étape de vérification de la cuisson (essai 1 et 3). A partir de ce moment, les concentrations augmentent significativement.

Les niveaux ne sont pas reproductibles d'un essai à l'autre, comparativement aux données du DMS500. Ce qui implique que la charge en grosses et fines particules (particules détectables par le DM1.108) varie selon l'essai. Cela semble normal pour le premier essai porté à une température de 200 °C. Par contre, les essais 2 et 3 ont été réalisés à 240 °C. Une hypothèse possible serait que la charge en matière grasse de la pièce de viande était différente d'un essai sur l'autre, ce qui résulterait dans une production différente de grosses particules.

Les différentes distributions en taille de particules selon le diamètre de mobilité électrique, diamètre aérodynamique et diamètre optique sont représentées simultanément sur la Figure 3-212 pour le troisième essai. Les distributions brutes (sans ajustement de densité) de l'ELPI et du DMS500 sont très proches dans la gamme de diamètre compris entre 30 et 200 nm, sauf lors des ouvertures de portes pour lesquels les données de l'ELPI semblent sous-estimées. La distribution en taille de particules réalisée par le compteur optique ne met pas en évidence la présence d'autres modes supérieurs à 1 μm . L'ouvertures de portes du four affecte l'ensemble des particules émises sans distinction.

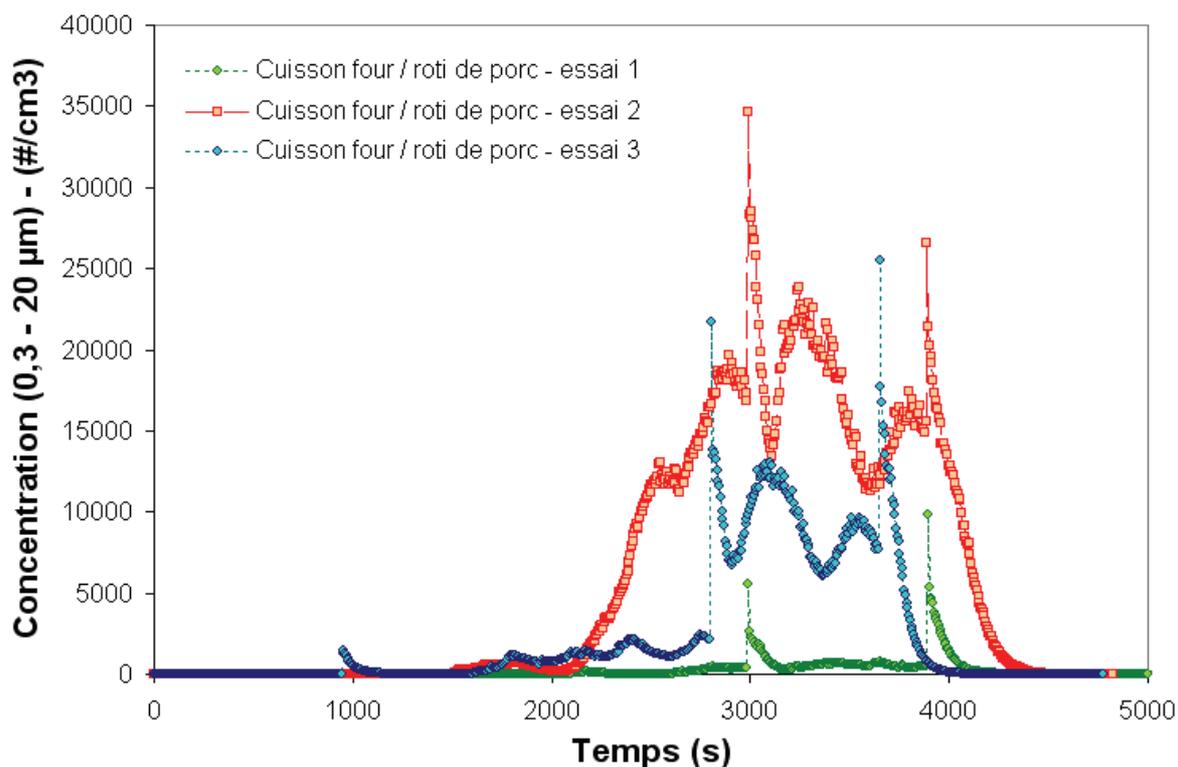


Figure 3-211 : Concentration totale de particules (> 0,3 μm) émises lors du scénario de cuisson du rôti de porc au four.

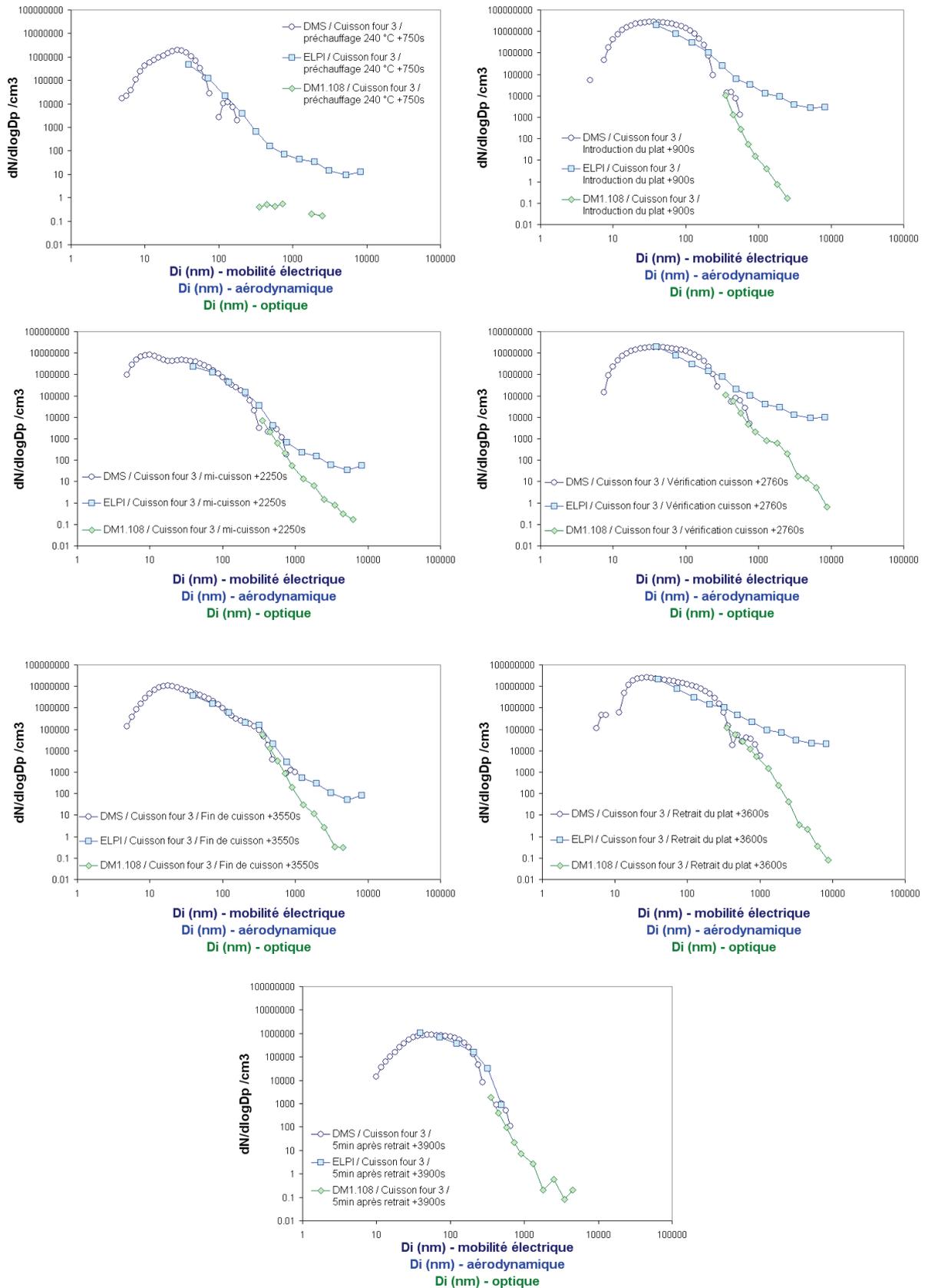


Figure 3-212 : Comparaison des distributions en taille des particules obtenues lors du scénario de cuisson du rôti de porc au four à différents évènements.

3.21. Cuisson au four – pavés de saumon

L'autre scénario sélectionné pour représenter une activité de cuisson au four électrique est la cuisson de pavés de saumon. Ce sont des pièces de poissonnier vendues au détail. Trois essais ont été réalisés. Les indications du fabricant du four ont été suivis pour le premier test, cuisson traditionnelle (sole et voûte activée) réalisée à 200°C pendant 15 minutes. Mais, le saumon était insuffisamment cuit. Deux autres essais ont été réalisés avec une température de cuisson portée à 240°C pour optimiser la cuisson. Selon les recommandations du fabricant du four, un peu d'eau est rajouté pour éviter la carbonisation de la sauce et un peu d'huile d'arachide pour agrémenter la cuisson. Le plat est découvert pendant la cuisson. La porte du four est ouverte aux trois-quarts de la cuisson pour simuler une vérification de l'état de cuisson du poisson (pratique courante pour cette activité).

Les ingrédients ont été pesés avant et après cuisson (Tableau 3-30). Les temps caractéristiques des événements du scénario sont présentés au Tableau 3-31. Un thermocouple coincé entre la plaque du four et le plat en terre cuite permet de suivre l'évolution de la température dans le four pendant l'essai (Figure 3-201). La température et l'humidité dans l'enceinte sont également enregistrées (Figure 3-202 et Figure 3-203).

	Déroulement du scénario :
	<ol style="list-style-type: none"> 1. Préchauffage du four 2. Introduction du plat 3. Vérification de la cuisson 4. Fin de cuisson : arrêt du four, retrait du plat, la porte du four reste ouverte.

Masse initiale (g)	Essai 1	Essai 2	Essai 3
Pavés de saumon	286.2	272	271.4
Huile d'arachide	6.3	10.3	10.7
Saumon cuit + matière restante	256.9	244.4	232.5
Perte de matière (g)	35.6	37.9	49.6

Tableau 3-30 : Pesées des ingrédients pour la cuisson des pavés de saumon au four.

Evènements du scénario	Temps (s)		
	Essai 1	Essai 2	Essai 3
Préchauffage du four	50	50	50
Introduction du plat	830	890	950
Vérification de la cuisson / ouverture	1430	1490	1550
Retrait du plat	1730	1850	1850

Tableau 3-31 : Temps caractéristiques des évènements du scénario (en secondes).

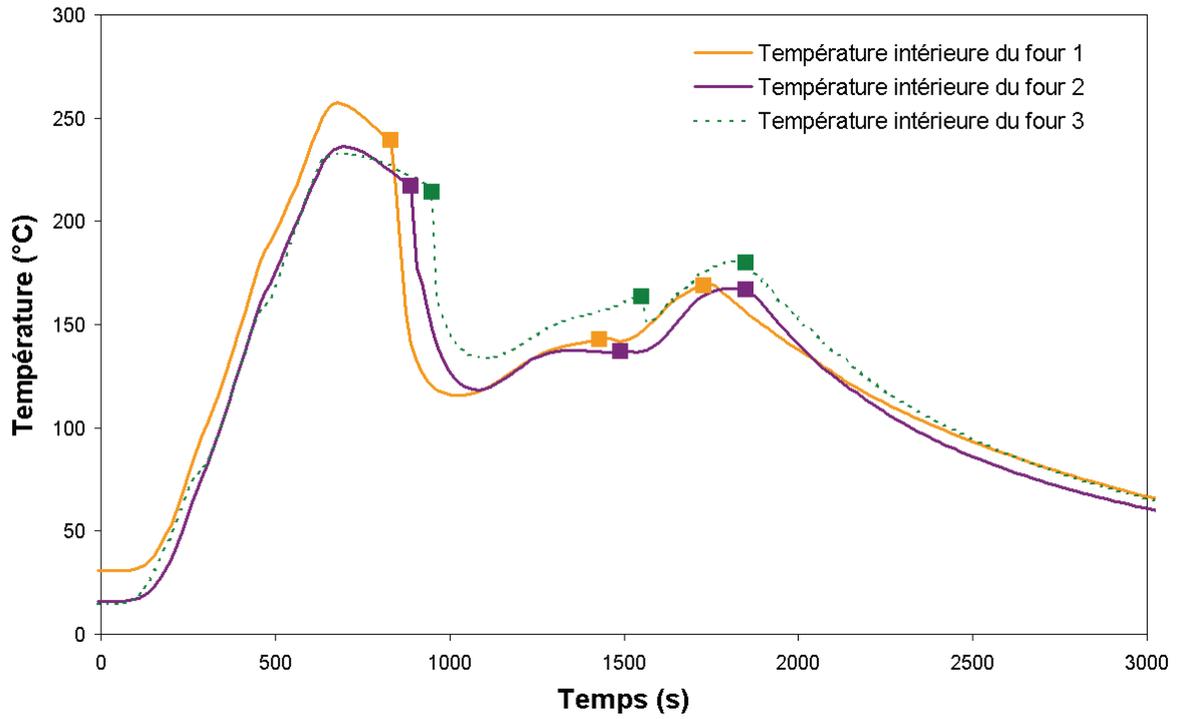


Figure 3-213 : Evolution de la température intérieure du four pendant la cuisson des pavés de saumon durant les 3 essais (les points marquent les évènements caractéristiques : ouverture de porte).

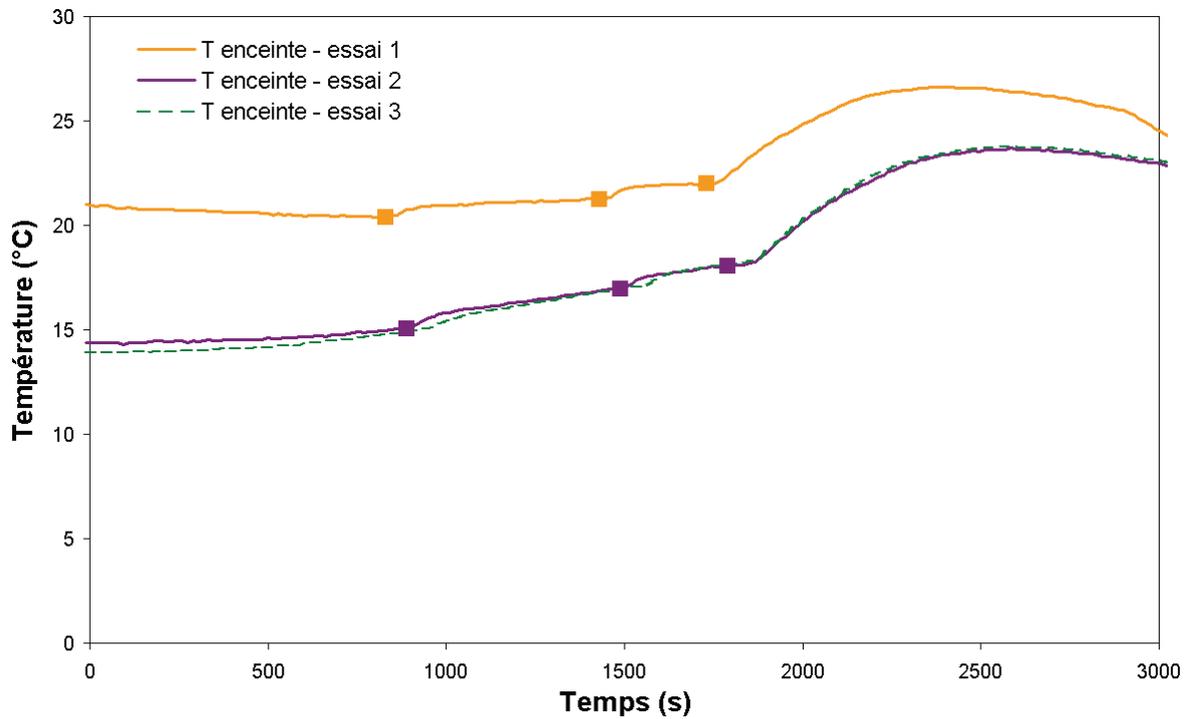


Figure 3-214 : Evolution de la température dans l'enceinte pendant la cuisson des pavés de saumon.

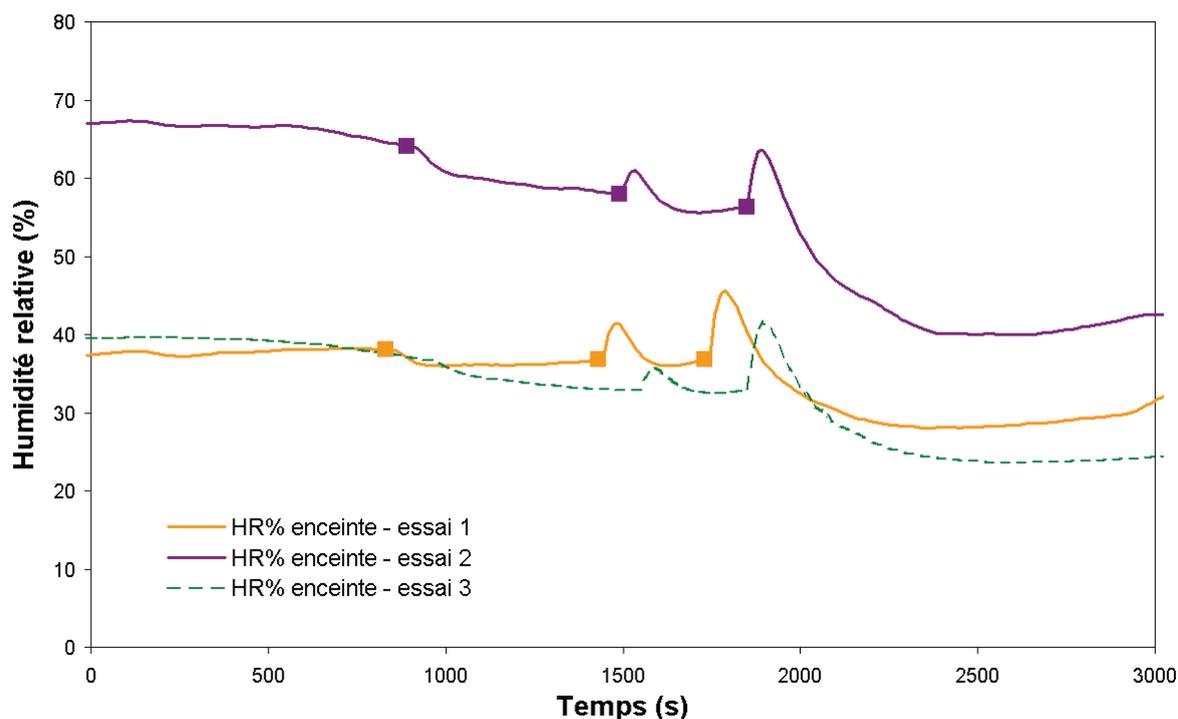


Figure 3-215 : Evolution de l'humidité relative dans l'enceinte pendant la cuisson des pavés de saumon.

3.21.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC

Les concentrations mesurées avec le CNC sont faussées par les effets de coïncidence à haute concentration, malgré la correction apportée (la concentration réelle est trop élevée, supérieure à la limite de correction applicable). Les mesures du CNC ne sont pas exploitables sur ces essais.

3.21.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500

La Figure 3-216 montre la concentration totale mesurée avec le DMS500 (5 nm à 1000 nm) pour les trois essais de cuisson de pavé de saumon au four. Comme pour le scénario de cuisson du rôti de porc, la cuisson des pavés de saumon est nettement marquée par 3 pics d'émission liés aux ouvertures de porte du four lors de l'introduction, la vérification et le retrait du plat. Les niveaux maximum observés sont du même ordre de grandeur que ceux observés pour la cuisson du rôti de porc, mis à part lors de la vérification présentant une concentration maximale de particules dans l'enceinte deux fois plus faible ($10^7 \text{ \#}\cdot\text{cm}^{-3}$). Les émissions de particules lors de la cuisson du saumon (porte fermée) sont significativement inférieures à celles observées lors de la cuisson du rôti de porc.

Par ailleurs, une émission de particules est également mise en évidence au moment de la mise en route du four et surtout lors du préchauffage.

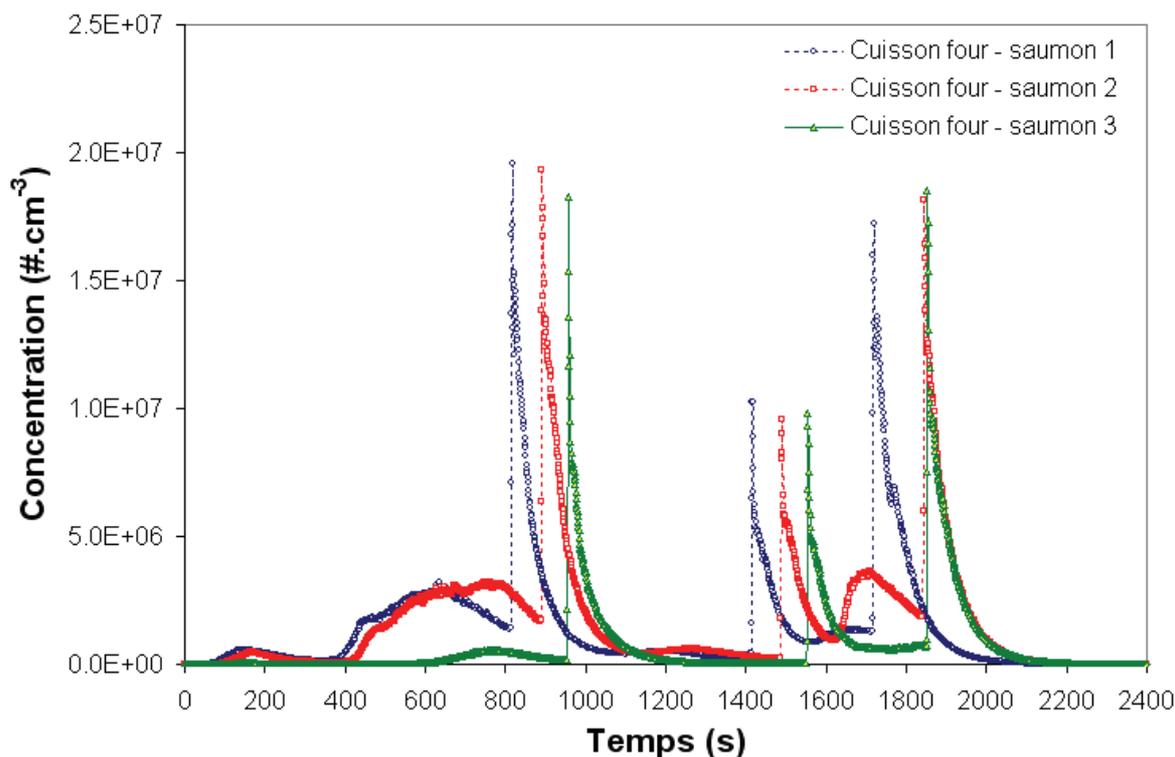


Figure 3-216 : Comparaison des concentrations totales mesurées lors de la cuisson du saumon au four électrique (DMS500).

Les mesures de granulométrie avec le DMS500 pour le scénario de cuisson des pavés de saumon au four électrique sont présentées aux Figure 3-217, Figure 3-218, Figure 3-219 et Figure 3-220. Les résultats obtenus sont synthétisés dans le Tableau 3-32.

Le profil granulométrique évolue rapidement tout en présentant une diversité moins importante que la cuisson du rôti de porc. Les particules émises couvrent le domaine de taille compris entre 5 et 500 nm. Des particules ultrafines dont le mode se situe autour de 11-19 nm sont émises dès la mise en marche du four. Le préchauffage contribue à la libération de particules avec un mode autour de 18-22 nm. Les ouvertures de portes marquent des pics d'émission de particules dont le diamètre est centré sur 34-47 nm (essai 1), sur 40-48 nm (essai 2) ou sur 27-40 nm (essai 3). La cuisson du rôti (porte fermée) est quant à elle associée à des particules de diamètre 45 à 49 nm selon les essais. En fin de cuisson, le mode des particules émises se situe plutôt entre 21 et 30 nm.

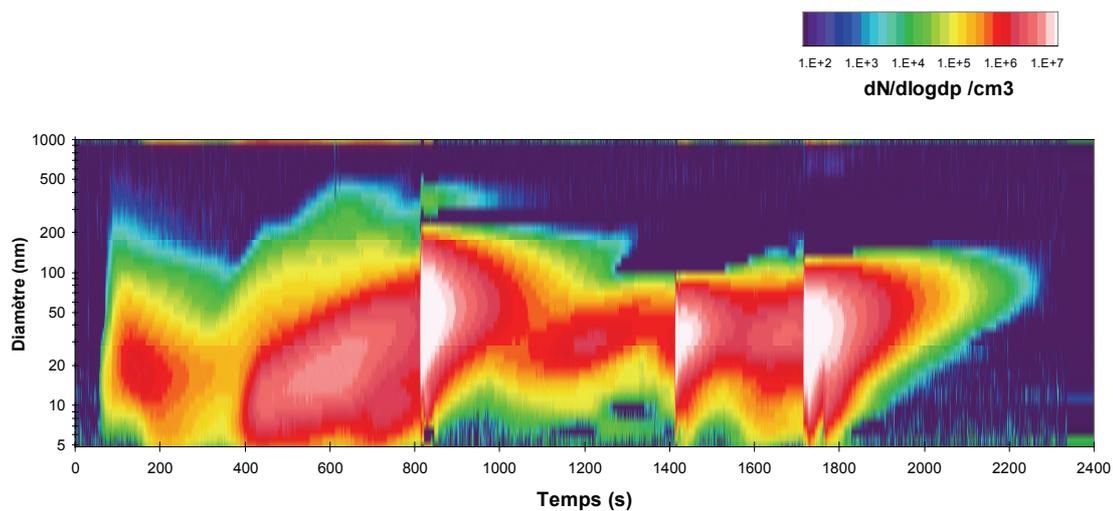


Figure 3-217 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Cuisson de saumon au four essai 1).

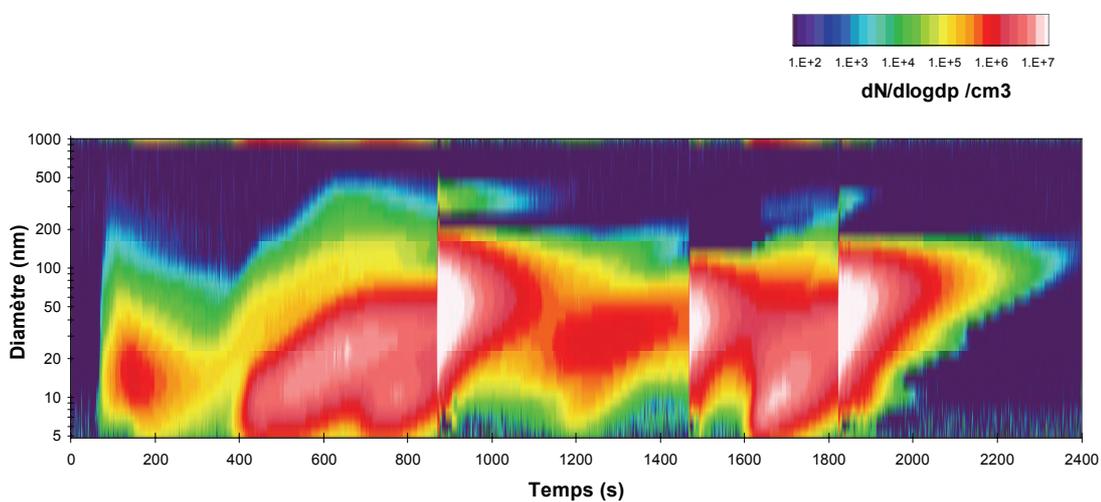


Figure 3-218 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Cuisson de saumon au four essai 2).

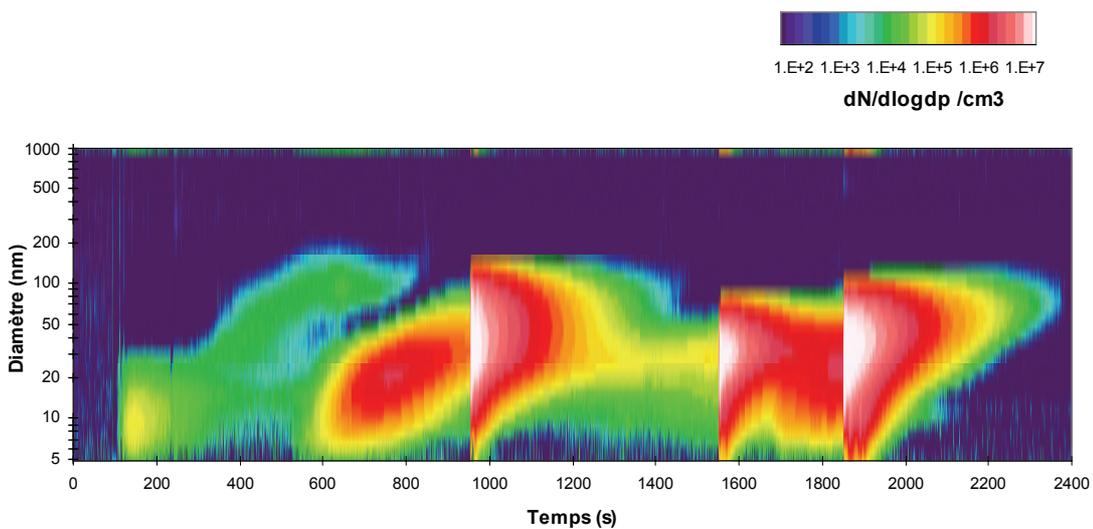


Figure 3-219 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Cuisson de saumon au four essai 3).

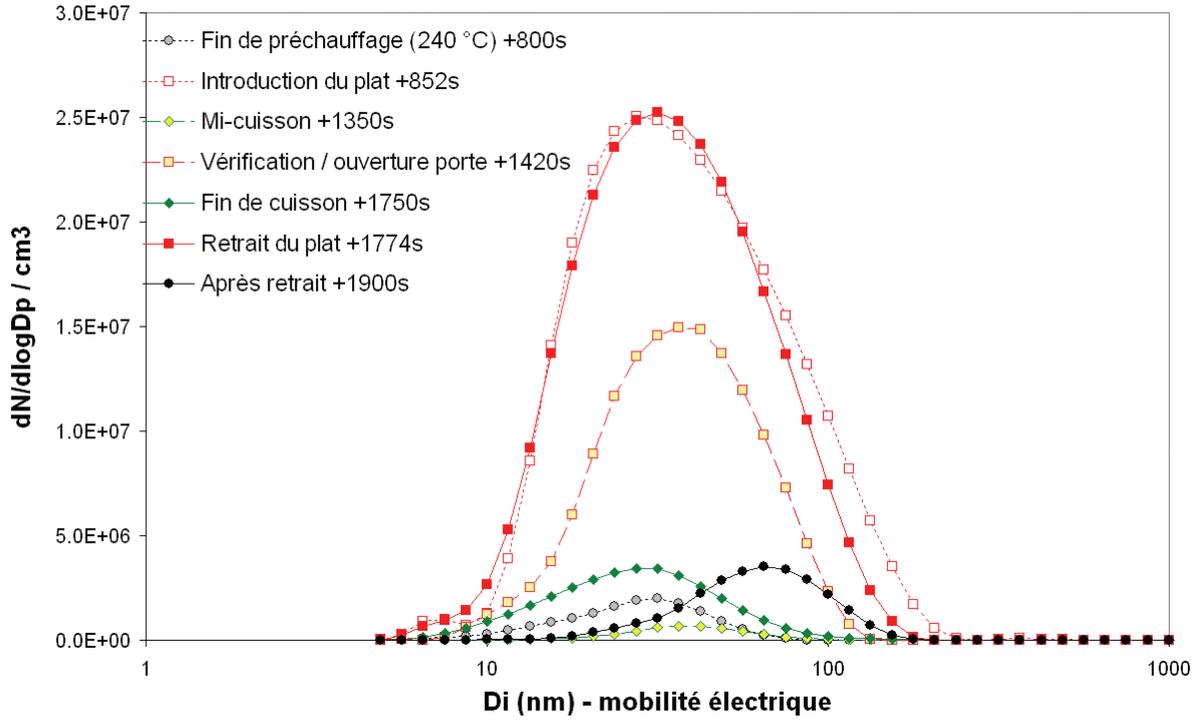


Figure 3-220 : Distributions caractéristiques de particules émises lors de la cuisson du saumon au four (essai2).

Essai 1	(5 - 1000 nm)			
	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)
Mise en route	3.07E+05	19.56	1.84	19.03
Préchauffage du four	2.07E+06	19.75	1.93	18.85
Introduction du plat	9.87E+06	46.14	1.85	46.69
Cuisson	8.18E+05	48.87	1.78	48.82
Vérification de la cuisson	4.47E+06	33.03	1.58	33.95
Fin de cuisson	1.26E+06	34.74	1.67	36.42
Retrait du plat	9.07E+06	32.50	1.79	33.63
Cuisson globale	1.52E+06	32.63	1.98	33.98
Essai 2	(5 - 1000 nm)			
	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)
Mise en route	2.10E+05	15.98	1.73	15.21
Préchauffage du four	2.24E+06	18.59	1.87	18.08
Introduction du plat	1.02E+07	47.09	1.78	47.61
Cuisson	8.21E+05	46.18	1.84	47.50
Vérification de la cuisson	4.44E+06	38.85	1.67	39.72
Fin de cuisson	2.38E+06	21.34	2.07	20.78
Retrait du plat	9.09E+06	41.70	1.77	42.85
Cuisson globale	1.74E+06	31.01	2.11	32.60
Essai 3	(5 - 1000 nm)			
	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)
Mise en route	1.85E+04	11.29	1.60	10.82
Préchauffage du four	2.18E+05	21.23	1.68	21.53
Introduction du plat	5.79E+06	39.27	1.76	39.44
Cuisson	4.00E+05	44.74	1.71	45.25
Vérification de la cuisson	4.08E+04	24.03	1.66	26.77
Fin de cuisson	1.28E+06	28.85	1.63	30.33
Retrait du plat	7.93E+06	30.64	1.78	31.90
Cuisson globale	7.85E+05	33.32	1.78	34.11

Tableau 3-32 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens (Cuisson de saumon au four).

3.21.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI

Le profil de concentration obtenu par l'ELPI est également majoritairement marqué par les ouvertures de portes associées à des pics d'émission de particules (Figure 3-221). Les 2 premiers essais montrent une saturation des étages inférieurs (D_i de 39, 72 et 123 nm), du fait d'une sélection de sensibilité inadaptée (jusqu'à 10000 fA pour un bruit de fond optimum). De ce fait, les émissions de particules liées aux événements d'ouverture de porte sont mal représentées dans ces 2 essais et inexploitable.

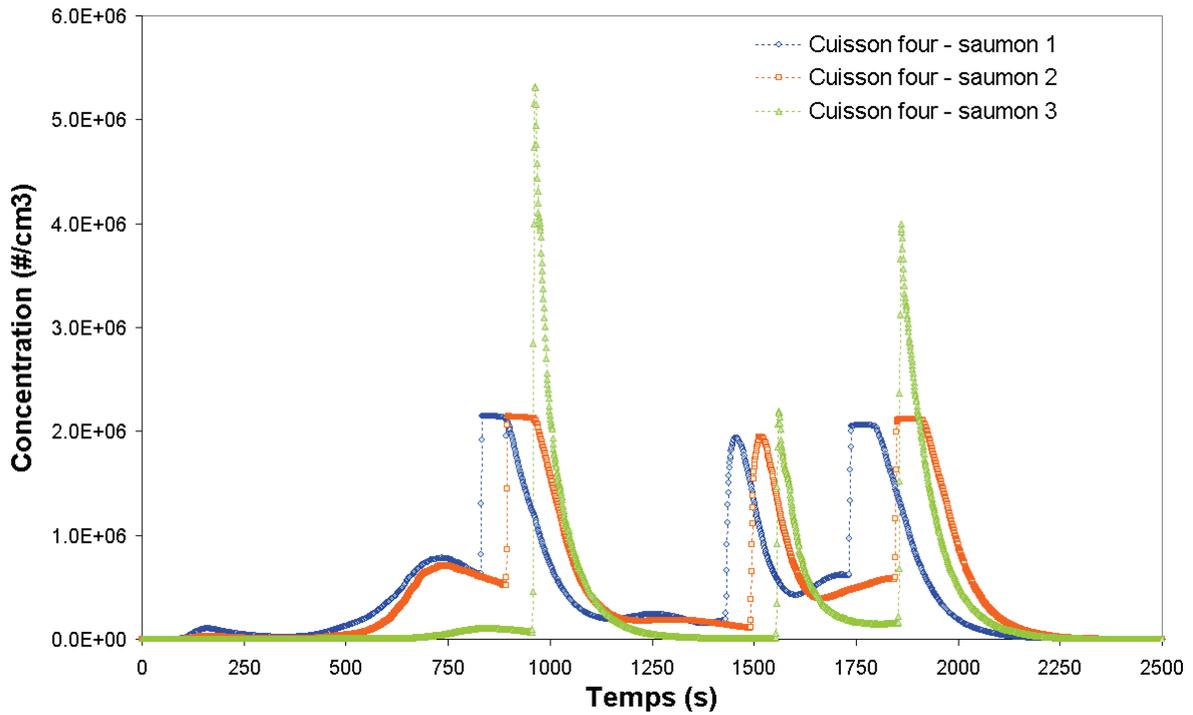


Figure 3-221 : Concentrations de particules émises lors de la cuisson du rôti de porc au four (ELPI).

La distribution en taille de particules mesurée par l'ELPI est présentée à la Figure 3-222. Du fait de la gamme de taille de l'ELPI, l'information recueillie est moins pertinente que celle du DMS500. Elle permet toutefois de noter l'émission de particules jusqu'à 8 µm systématiquement au moment de l'ouverture de la porte du four.

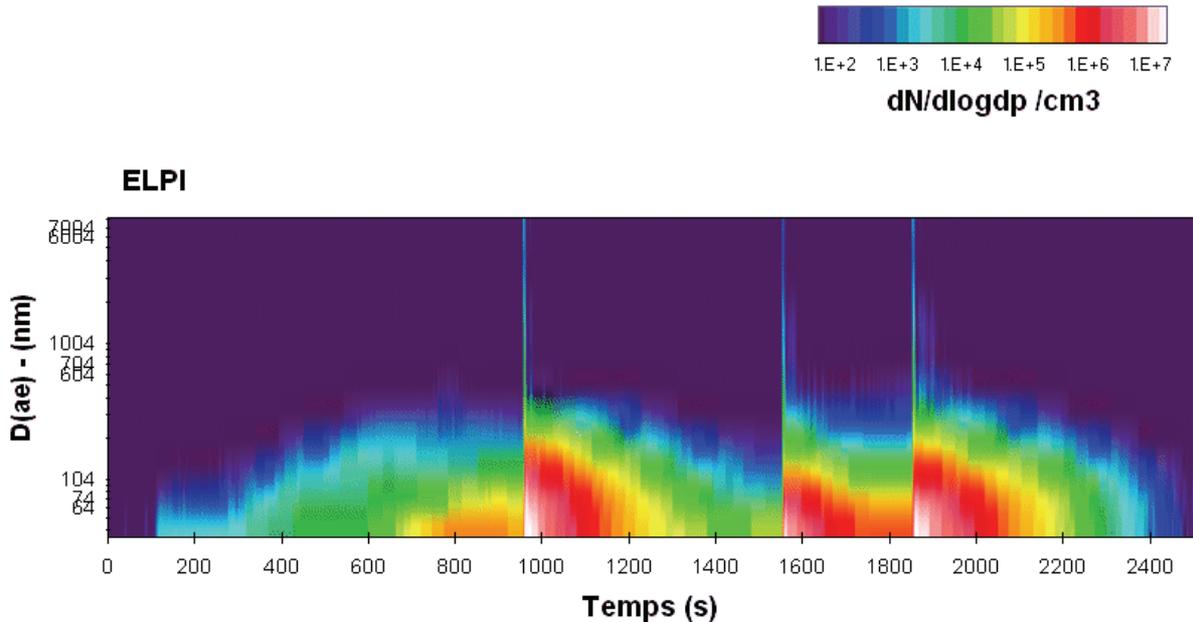


Figure 3-222 : Granulométrie des particules émises lors de la cuisson du rôti de porc au four (ELPI-essai3).

3.21.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108

L'évolution de la concentration en particules dans l'enceinte mesurée par le compteur optique (Figure 3-223) est différente de celle observée lors de la cuisson du rôti de porc. En effet, dans ce scénario, l'essentiel des émissions est lié au préchauffage du four et l'introduction du plat. L'impact de la cuisson du saumon proprement dite est relativement négligeable. Les émissions de particules mesurées lors du troisième essai sont extrêmement faibles par rapport aux deux premiers essais. Ni l'incidence du préchauffage, ni l'ouverture de la porte lors de l'introduction du plat ne provoquent l'apparition de pic de concentration significatif.

La représentation simultanée des différentes distributions en taille des particules (selon l'ELPI, le DMS500 et le DM1.108) est représentée Figure 3-224. En dehors des événements d'ouverture de porte, la distribution fournie par l'ELPI semble suivre celle du DMS 500 dans le domaine 40-200 nm. Des différences notables sont observées entre le compteur optique et l'ELPI.

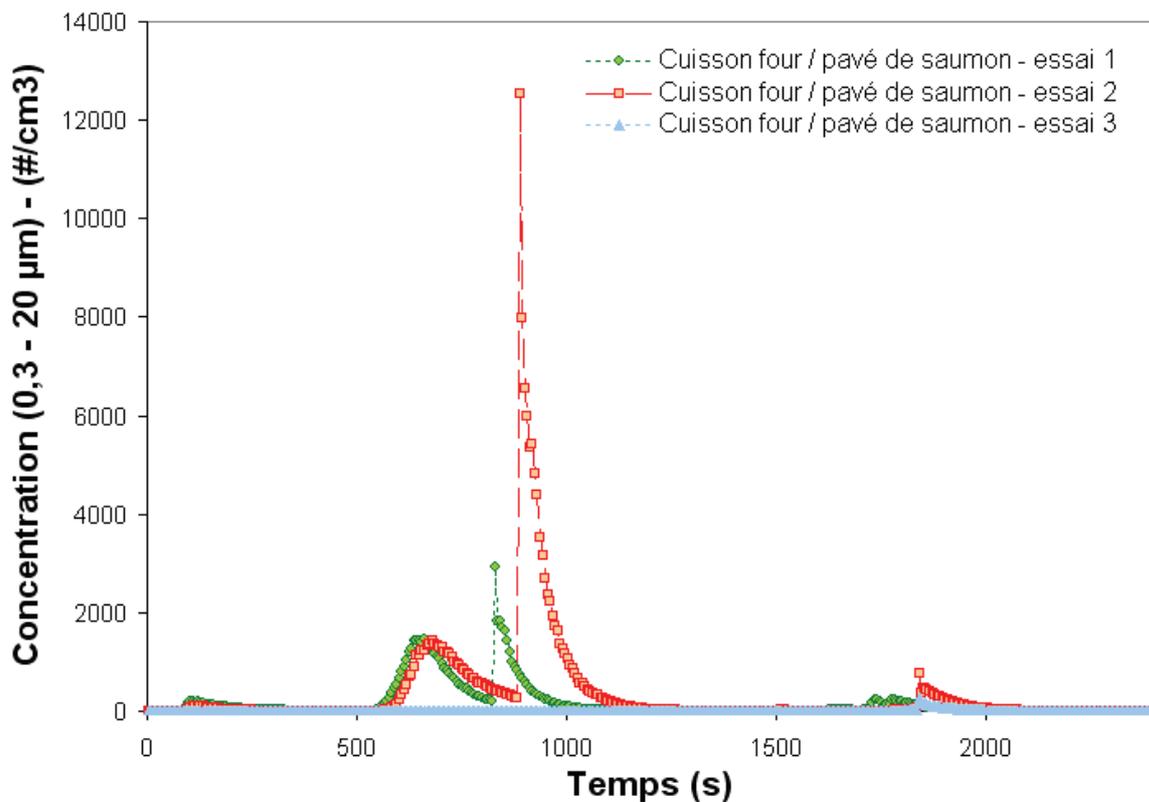


Figure 3-223 : Concentration de particules ($> 0,3 \mu\text{m}$) émis lors de la cuisson des pavés de saumon au four.

Phase 1 : Caractérisation physico-chimique des émissions de particules

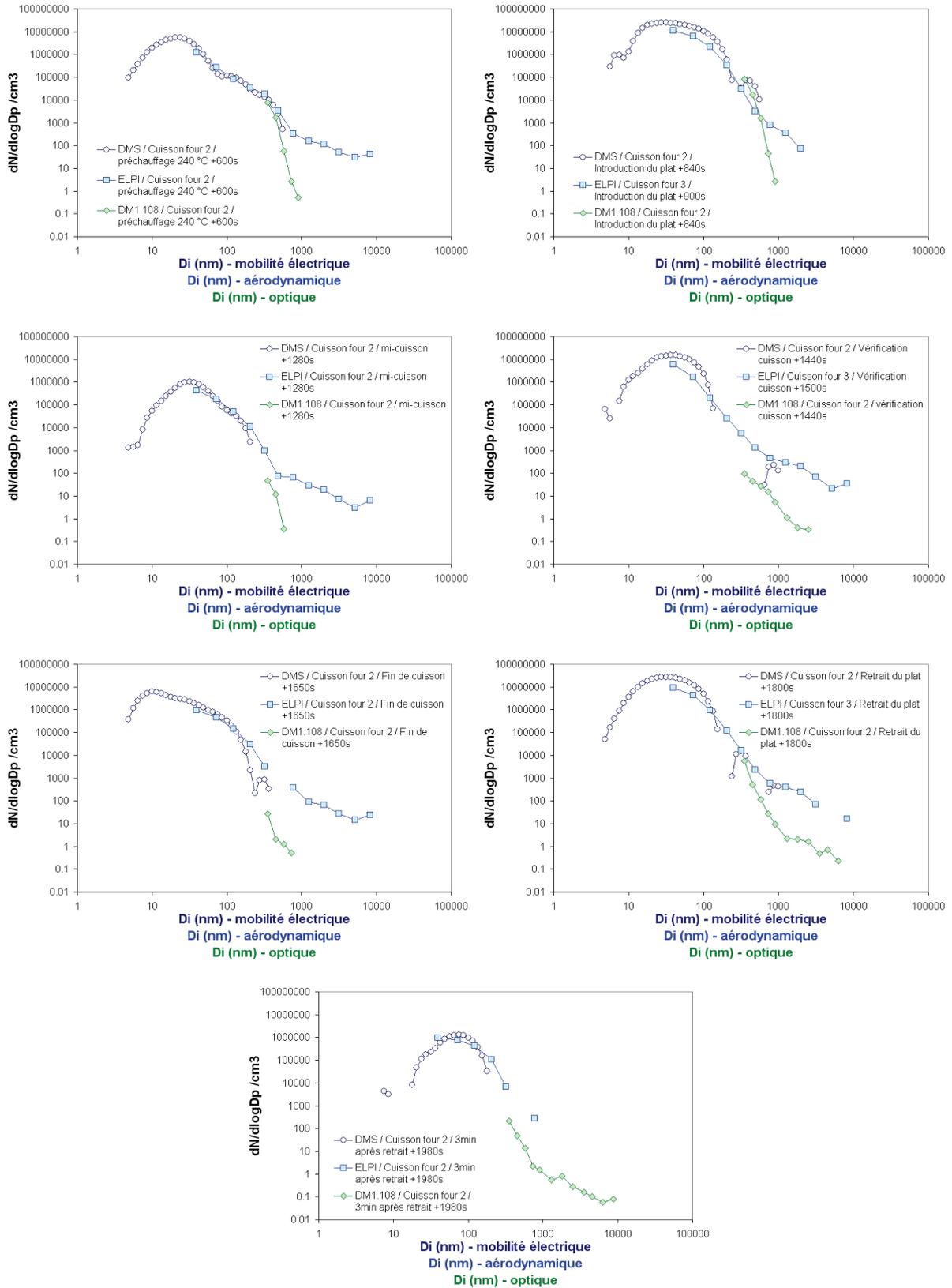


Figure 3-224 : Distributions en taille de particules associées à la cuisson des pavés de saumon au four selon les différents évènements du scénario (essai 2).

3.22. Four – nettoyage par pyrolyse

Le programme de nettoyage du four électrique par pyrolyse a été testé. Il entraîne la combustion de tous les résidus à très haute température (400 °C pour ce modèle pendant deux heures). Tous les résidus présents sur les parois du four sont carbonisés. Il suffit ensuite de récupérer les cendres résiduelles. Trois tests ont été réalisés. Le premier est non valide du fait d'une coupure de courant intervenue lors du test. Les deux premiers essais ont été réalisés après quatre cuissons (deux essais de cuisson de rôti de porc et deux essais de cuisson de pavés de saumon). Le dernier essai n'a quant à lui été réalisé qu'après deux cuissons (un rôti de porc et un saumon).

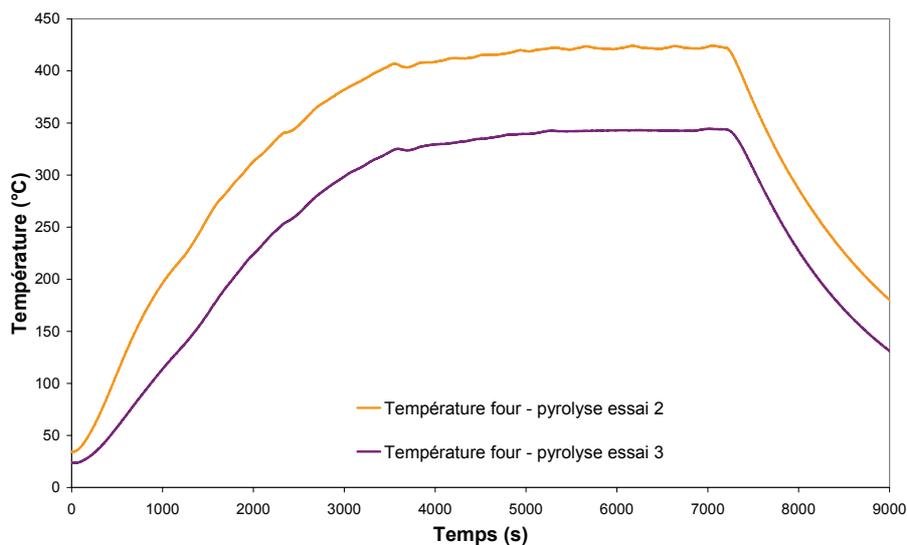


Figure 3-225 : Evolution de la température du four pendant le programme de nettoyage par pyrolyse.

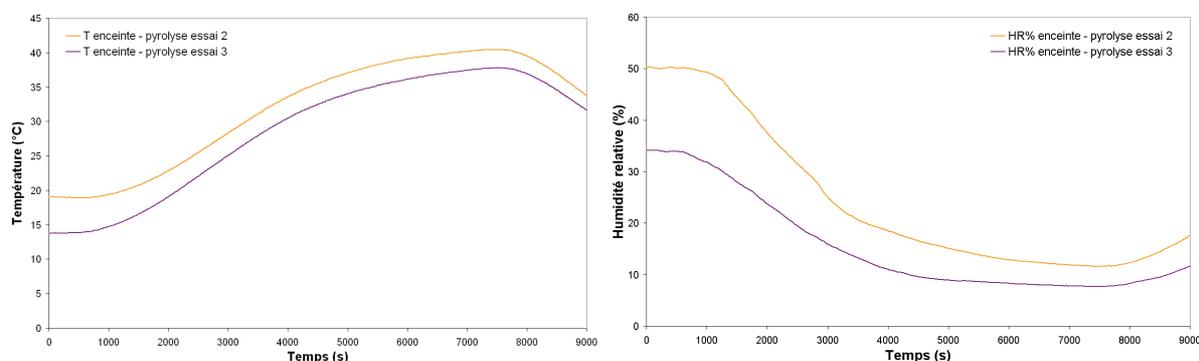


Figure 3-226 : Evolution de la température et de l'humidité relative dans l'enceinte pendant le programme de nettoyage par pyrolyse.

La température de l'enceinte varie de +24 °C, variation associée à une baisse d'humidité relative de 38%.

3.22.1. Mesures avec le compteur à noyaux de condensation CNC

Les concentrations mesurées avec le CNC sont faussées par les effets de coïncidence à haute concentration, malgré la correction apportée (la concentration réelle est trop élevée, supérieure à la limite de correction applicable). Les mesures du CNC ne sont pas exploitables sur ces essais.

3.22.2. Mesures avec le spectromètre à mobilité électrique DMS500

La concentration totale mesurée avec le DMS500 (5 nm à 1000 nm) est représentée Figure 3-227. L'évolution du profil est totalement différente d'un essai à l'autre. Un premier pic d'émission est observé dès la mise en route du programme, avec un maximum atteint après 2 minutes. Il est suivi d'un second pic plus important débutant 2 minutes plus tard avec une valeur maximale après 5 à 9 minutes (selon l'essai). Au cours du second essai, la concentration de particules dans l'enceinte se stabilise autour de $5,5 \cdot 10^6 \text{ \#} \cdot \text{cm}^{-3}$ entre 45 et 60 minutes de pyrolyse. Cette stabilisation intervient entre 15 et 30 minutes de pyrolyse lors du troisième essai. La concentration de particules décroît ensuite différemment d'un essai à l'autre jusqu'à la fin du programme. Cette décroissance survient autour de 3600s et correspond à la phase de stabilisation de la température autour de 350-400 °C.

Cette différence peut être expliquée par la non-maîtrise complète de l'état initial du four, plus particulièrement la nature et le degré de salissure des parois internes. En utilisation réelle, la charge de matière organique présente dans le four est plus importante que celle utilisée dans nos essais. Il est probable que les émissions déterminées dans nos expérimentations soient sous-estimées. Malgré cela et compte tenu des niveaux de particules observées et de la durée de cette activité, le nettoyage par pyrolyse du four reste une des sources majoritaires parmi toutes celles testées.

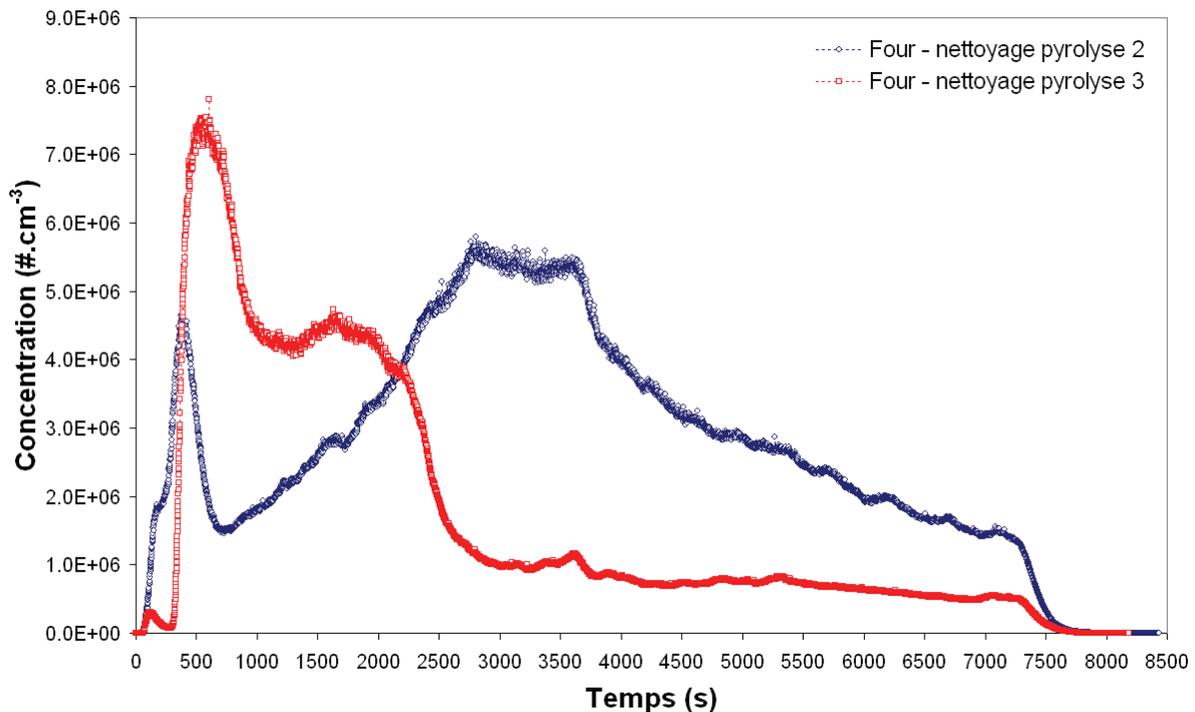


Figure 3-227 : Comparaison des concentrations totales mesurées lors du nettoyage du four par pyrolyse (DMS500).

Malgré les écarts observés dans les niveaux maximum de concentration et leur position, les distributions en taille de particules sont assez comparables (Figure 3-228, Figure 3-229, Figure 3-230). La distribution est fluctuante jusqu'à 2000s puis se stabilise dans les deux cas.

Les résultats obtenus sont synthétisés dans le Tableau 3-33. Le mode principal des particules émis sur la totalité du programme est de 33 et 21 nm selon les essais.

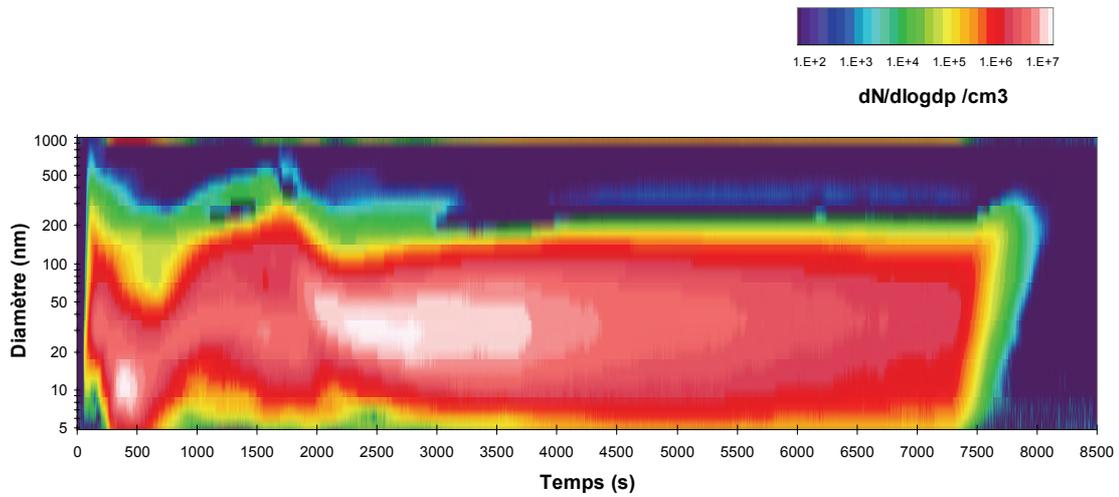


Figure 3-228 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Nettoyage du four par pyrolyse, essai 2).

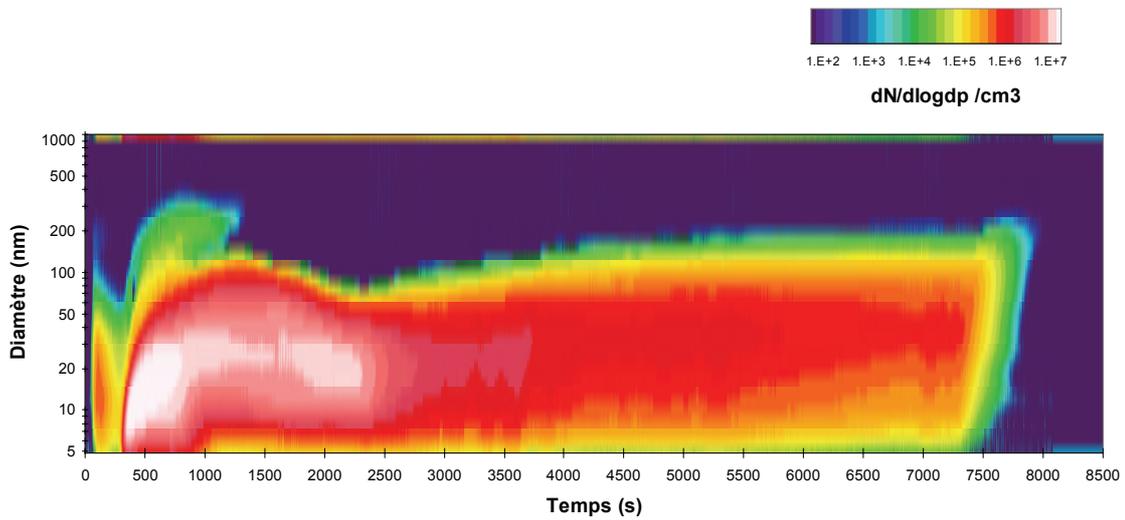


Figure 3-229 : Granulométrie mesurée avec le DMS500 (Nettoyage du four par pyrolyse, essai 3).

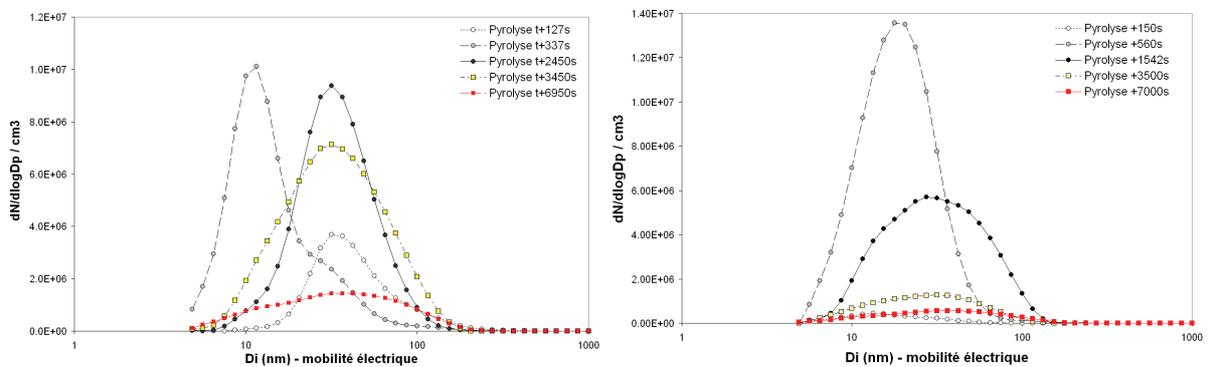


Figure 3-230 : Distributions caractéristiques des particules émises lors du nettoyage par pyrolyse du four avec le DMS500 (essai 2 et 3 respectivement à gauche et à droite).

	(5 - 1000 nm)			
	N/cc	GMD (nm)	σ_g	CMD (nm)
Nettoyage du four par pyrolyse -1	3.11E+06	32.22	2.07	32.64
Nettoyage du four par pyrolyse -2	1.95E+06	21.92	1.94	21.49

Tableau 3-33 : Concentration, GMD, CMD et σ_g moyens (Nettoyage du four par pyrolyse).

3.22.3. Mesures avec l'impacteur électrique ELPI

Sans surprise, les concentrations mesurées par l'ELPI sont différentes d'un essai à l'autre comme les mesures du DMS500 (Figure 3-231). L'évolution de la concentration du deuxième essai semble suivre celle de la montée de température jusqu'à 3600 s. Lorsque la température se stabilise, la concentration de particules décroît alors jusqu'à la fin du programme. Ce n'est pas le cas pour le troisième essai, l'augmentation de la concentration s'arrête vers 1600s, diminue alors rapidement pour se stabiliser autour de $3 \cdot 10^5 \text{ \#} \cdot \text{cm}^{-3}$.

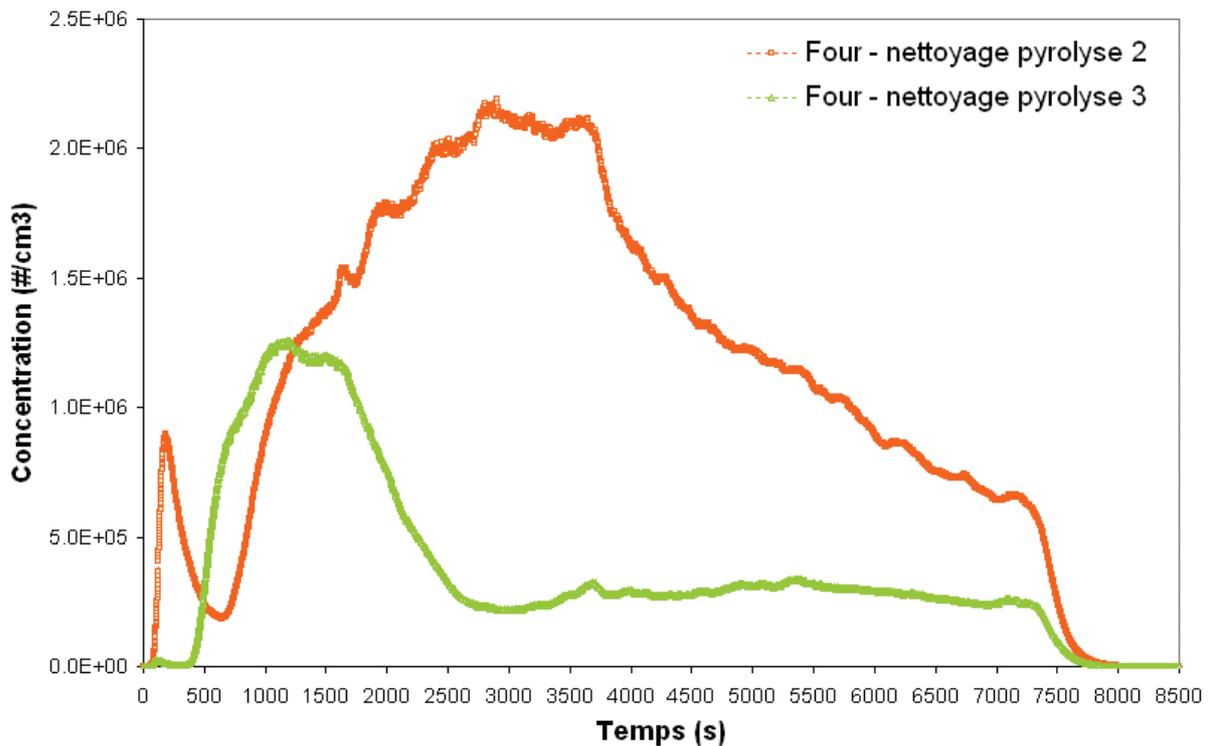


Figure 3-231 : Concentrations totales de particules émises lors du programme de nettoyage par pyrolyse du four mesurées avec l'ELPI.

Les distributions granulométriques fournies par l'ELPI sont représentées aux Figure 3-232 et Figure 3-233. Elles sont moins informatives que celles fournies par le DMS500. Néanmoins, le deuxième essai semble produire plus de particules fines que le troisième.

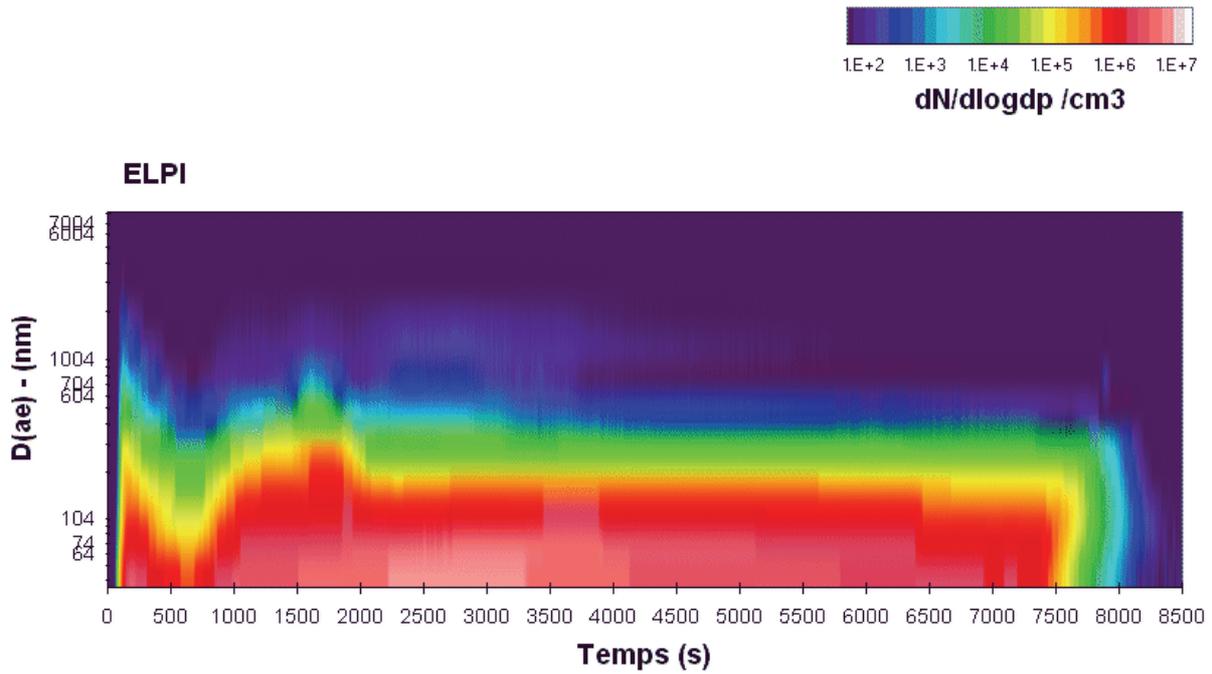


Figure 3-232 : Evolution de la distribution en taille des particules émises lors du nettoyage du four par pyrolyse mesurées avec l'ELPI (gamme 10^1 à 10^6 $dN/d\log d_p /cm^3$). $D(ae)$: diamètre aérodynamique. Essai 2.

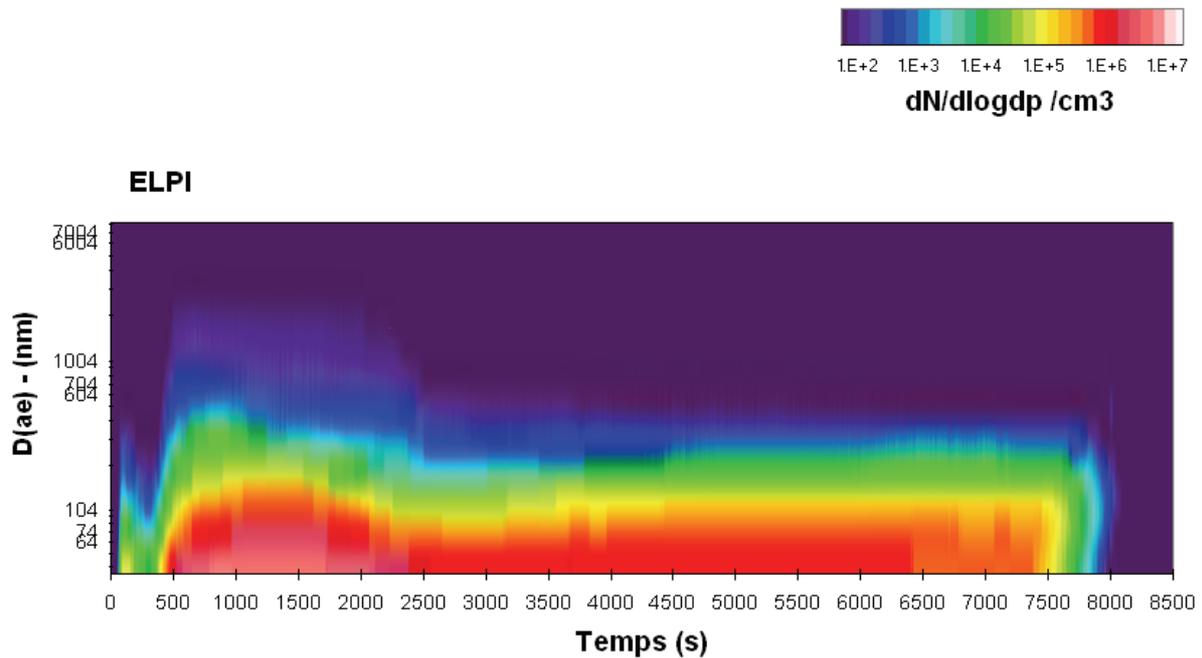


Figure 3-233 : Evolution de la distribution en taille des particules émises lors du nettoyage du four par pyrolyse mesurées avec l'ELPI (gamme 10^1 à 10^6 $dN/d\log d_p /cm^3$). $D(ae)$: diamètre aérodynamique. Essai 3.

3.22.4. Mesures avec le compteur optique DM1.108

Les mesures réalisées par le compteur optique montrent des niveaux de concentration significatifs durant la phase de montée de température (jusqu'à 3500s, Figure 3-234). Les

concentrations mesurées restent négligeables par la suite. L'essai 3 ne produit que très peu de particules avec un diamètre optique $> 0,3 \mu\text{m}$.

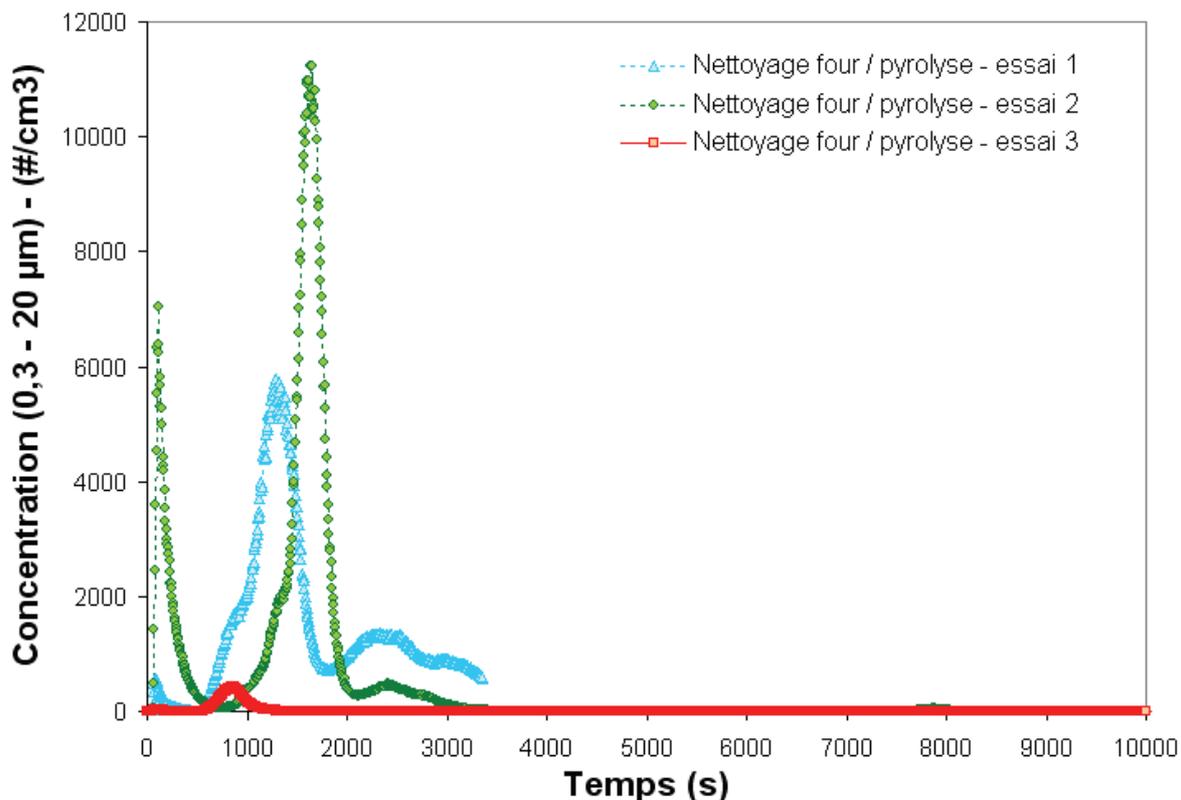


Figure 3-234 : Concentration de particules ($> 0,3 \mu\text{m}$) observées durant le nettoyage du four par pyrolyse.

Les représentations simultanées des distributions en taille des particules selon leur diamètre de mobilité électrique, leur diamètre aérodynamique et leur diamètre optique montrent une adéquation relative dans la première minute jusqu'à une taille de $2 \mu\text{m}$ (sous réserve que la densité de l'aérosol est proche de l'unité et son indice de réfraction proche de celui des microbilles de latex).

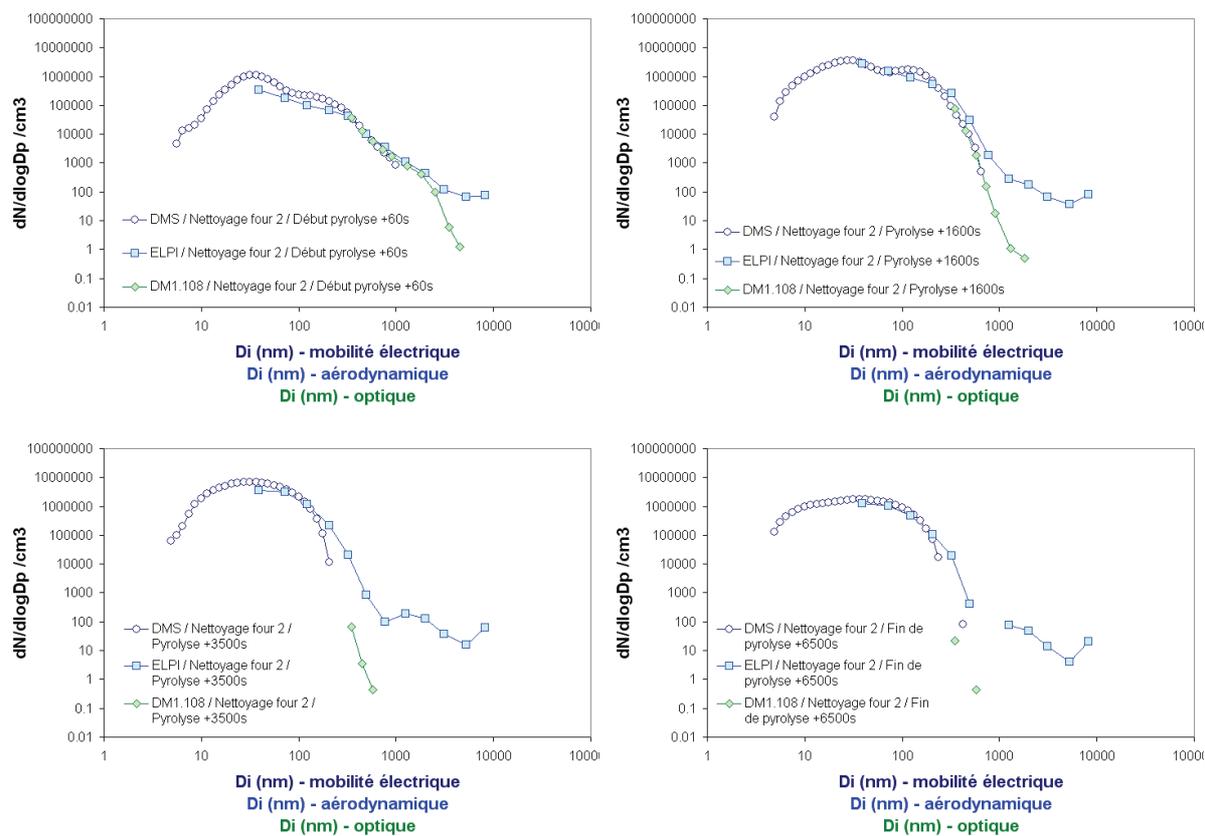


Figure 3-235 : Représentation simultanée des distributions des particules émises durant le nettoyage du four par pyrolyse (essai 2).

4. Analyse des résultats

4.1. Caractérisation des sources selon la distribution en taille des particules

L'analyse de la granulométrie lorsqu'elle est possible permet d'obtenir une indication sur le diamètre de mobilité électrique équivalent médian en nombre (CMD) ainsi que sur la dispersion de la granulométrie par l'analyse du σ_g . La Figure 4-1 représente la compilation des moyennes des diamètres médians en nombre et des écart-types géométriques pour chaque activité simulée à partir des mesures du spectromètre de mobilité électrique DMS500. La combinaison des deux critères permet de distinguer les différents types de sources testées :

- Activités de cuisson à partir d'une plaque électrique (en fonte) ou d'un four électrique
- Combustion de bâtonnets d'encens
- Combustion de bougies
- Utilisation de sprays aérosols
- Utilisation d'un chauffage d'appoint à pétrole
- Utilisation d'un aspirateur traineau
- Utilisation d'une imprimante laser

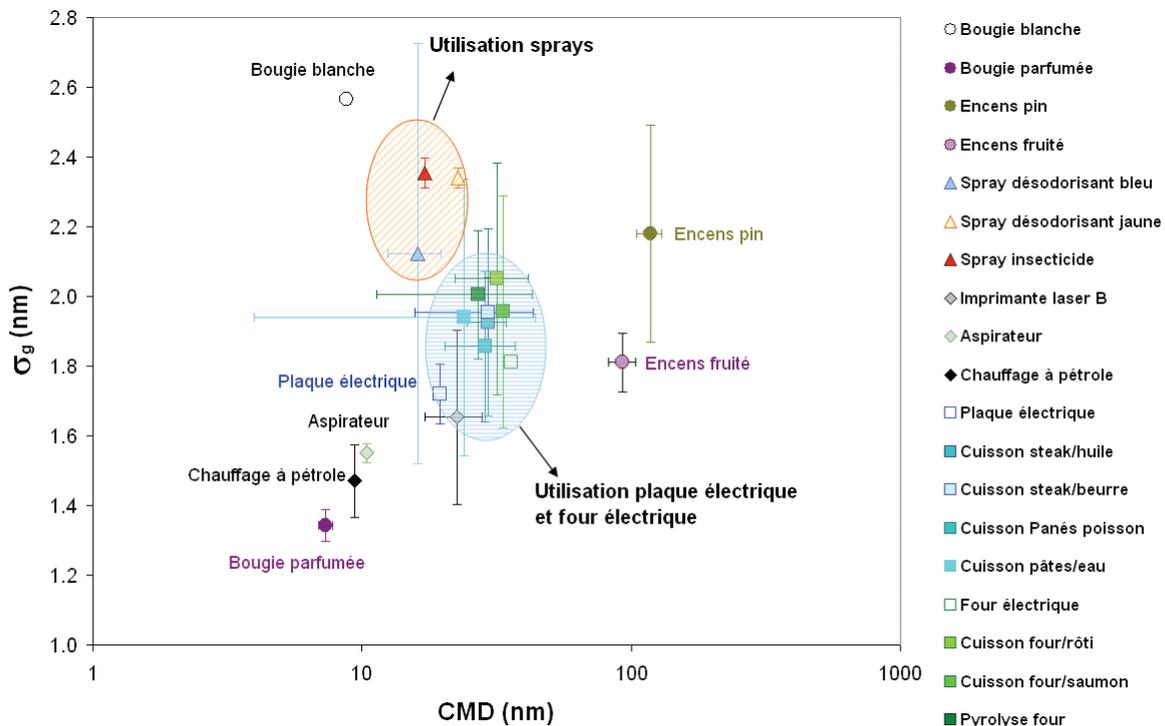


Figure 4-1 : Compilation des moyennes des CMD (diamètre médian en nombre) et σ_g (écart-type géométrique) moyens pour chaque source. Les dispersions représentées sont égales à ± 2 écarts types. (Données DMS-500).

Les activités liées à l'utilisation de la plaque électrique et au four (activités essentiellement liées à la cuisine) engendrent des aérosols dont le diamètre médian en nombre est en moyenne (sur toutes les sources utilisant le four ou la plaque électrique) de 29 ± 10 nm avec un écart type géométrique moyen de $1,9 \pm 0,2$. Une différence faible mais significative ($p = 0,04$) est observée entre l'utilisation de la plaque (CMD : 26 ± 9 nm) ou du four (CMD : 32 ± 7 nm). Par contre, aucune différence n'est trouvée avec l'écart-type géométrique. Les modes déterminés dans cette étude sont en accord avec ceux obtenus par Fortmann et al. (2001) dont les granulométries trouvées pour des cuissons sur plaque électrique présentent un mode inférieur à 40 nm.

La combustion d'encens produit un aérosol de CMD moyen proche de 105 ± 35 nm avec un σ_g de $2 \pm 0,5$. Les deux encens testés restent relativement éloignés en terme de dispersion de distribution.

Les deux bougies testées présentent un CMD relativement proche (8 ± 2 nm). Par contre, elles sont totalement éloignées d'un point de vue de l'écart-type géométrique. Dans les deux cas, c'est la flamme de la bougie qui contribue principalement au nombre de particules émis. Les particules issues de la nucléation homogène sont majoritaires, mais l'aérosol issu de la combustion de la bougie blanche (paraffine pure) présente un second mode bien individualisé autour de 150 nm, expliquant la valeur élevée de σ_g . Ce second mode est certainement lié à la géométrie de la bougie qui expose la flamme au flux d'air ascendant de l'enceinte la rendant instable et modifiant la combustion en générant un filet de fumée noir caractéristique (Fine et al., 1999). La flamme de la bougie parfumée est protégée dans une coupelle en verre limitant l'influence de la turbulence du flux d'air ascendant.

Le chauffage à pétrole produit un aérosol dont le CMD est de 9,4 nm avec un écart type géométrique de 1,47.

L'utilisation des sprays produit des aérosols dont le CMD est de 19 ± 7 nm avec une dispersion très importante ($\sigma_g = 2,3 \pm 0,3$). Cette importante dispersion est également mise en évidence par Dua & Hopke (1996) pour des désodorisants ($\sigma_g = 2 - 2,3$) et des déodorants ($\sigma_g = 2,5 - 3,8$). Les auteurs montrent également le caractère potentiellement hygroscopique de ces particules suivant leur solubilité dans l'eau qui peut conduire selon le niveau d'humidité à grossir leur taille. Nos résultats correspondent plus à un aérosol sec non perturbé par l'humidité environnante.

Les imprimantes laser testées ont émis des particules fines comme décrit dans la littérature (Lee et al., 2001) mais les concentrations mesurées sont faibles. La granulométrie n'a été obtenue avec le DMS500 que pour l'une des imprimantes, l'autre présentant des émissions négligeables. L'émission de particules se produit à la mise sous tension de l'imprimante puis légèrement au cours de l'impression (plutôt caractérisée par la production de quelques grosses particules observées avec le compteur optique).

L'aérosol formé lors de l'utilisation d'un aspirateur traineau muni d'un microfiltre présente un CMD de $10,4 \pm 0,2$ nm ($\sigma_g = 1,55 \pm 0,03$). Ce résultat est cohérent avec ceux obtenus par Willeke et al. (2001), qui montrent que la majorité des émissions provient du moteur de l'aspirateur quand l'appareil utilisé est muni de filtres.

La connaissance du diamètre médian en nombre combiné à l'écart-type géométrique spécifiques à chaque source permet d'ores et déjà de déterminer dans les grandes lignes leur contribution à l'aérosol d'un environnement intérieur connaissant sa distribution. Il reste toutefois à prendre en considération le devenir de l'aérosol émis, en impliquant les sources et

puits propres à l'environnement intérieur considéré, à savoir le renouvellement d'air, le dépôt sur les surfaces mais également les phénomènes de coagulation et de condensation (y compris liée à l'hygroscopicité) qui peuvent venir modifier la distribution de l'aérosol au cours de son évolution spatiale et temporelle.

4.2. Détermination des facteurs d'émission moyens

4.2.1. Méthode de calcul

Pour déterminer le facteur d'émission moyen de chaque source, la formule du bilan matière a été utilisée. L'ensemble du scénario de chaque source a été pris en compte pour le calcul. Une approche intéressante mais trop lourde à mettre en œuvre dans le cadre temporellement restreint de l'étude, serait d'utiliser cette méthode de calcul pour déterminer les taux d'émission de l'ensemble des événements associés à chaque source (phase de combustion de la bougie, phase d'extinction, ouverture de la porte du four, etc.).

L'ensemble des émissions observées en nombre de particules est principalement liées au mode ultrafin. Les données du DMS500 couvrent le mieux ce domaine. Ce sont donc ces données qui sont utilisées pour le calcul des facteurs d'émissions. La même approche a été réalisée sur les données du CNC3007 lorsqu'elles étaient disponibles pour certaines sources.

Cette équation valable uniquement lorsque la source est active entre t_0 début de l'émission (ou activation de la source) et t_n fin de l'émission (fin d'activation de la source en prenant en compte les éventuels pics d'émission liés à l'arrêt de la source, par exemple bougies) stipule que la variation de la concentration de particules dans l'enceinte $C_{(t)}$ dépend du taux d'émission de particules ($E_{(t)}$) ramené au volume de l'enceinte V auquel on soustrait le taux de perte ($\lambda \cdot C_{(t)}$).

$$\frac{dC_{(t)}}{dt} = \frac{E_{(t)}}{V} - \lambda C_{(t)}$$

D'où :

$$E_{(t)} = \left(\frac{dC_{(t)}}{dt} + \lambda C_{(t)} \right) \cdot V$$

La quantité totale de particules émises par la source est alors donnée par :

$$N_{Total} = \int_{t_0}^{t_n} E_{(t)} dt = V \int_{t_0}^{t_n} \frac{dC_{(t)}}{dt} dt + \lambda V \int_{t_0}^{t_n} C_{(t)} dt$$

En utilisant la méthode des trapèzes pour approcher l'intégration du dernier terme et comme le pas de temps ($t_n - t_{n-1}$) est constant, l'équation devient alors :

$$N_{Total} \cong V(C_{t_n} - C_{t_0}) + \lambda V \frac{(t_n - t_{n-1})}{2} \sum_{t_1}^{t_n} (C_{t_n} + C_{t_{n-1}})$$

Le taux d'émission moyen de particules sur la période complète d'utilisation de la source est alors donné par :

$$E_{moyen} = \frac{N_{Total}}{\Delta t_{émission}}$$

Avec $\Delta t_{\text{émission}} = t_n - t_{n-1}$

Ce calcul a été appliqué à la concentration totale de particules (5-1000 nm) et aux 48 canaux couverts par le DMS500, permettant d'obtenir ainsi un profil d'émission moyen de particules. Le taux de décroissance considéré est celui observé expérimentalement pour la concentration totale de particules après l'arrêt de l'activité et après toute émission de particules qui lui est liée (extinction de bougie notamment). Pour certaines sources, telles que imprimantes ou cuisson sur plaque électrique, la décroissance est observée après une bouffée de particules alors que la source est encore active (sous tension). Pour ces sources, les taux de décroissances observés doivent être interprétés avec réserve car l'hypothèse que l'émission reste nulle ne peut être vérifiée.

4.2.2. Estimation du taux de décroissance expérimental

Pour calculer le taux d'émission, il est nécessaire de prendre en compte les puits auxquels sont soumises les particules. C'est avant tout le renouvellement d'air de l'enceinte, mesuré à la bouche d'extraction par un réseau de fils chaud (Swemaflow 233). Mais, la sédimentation, la diffusion, la coagulation, la condensation, l'évaporation, entre autres contribuent à diminuer la concentration observée de particules dans l'enceinte. Bien que, la plupart de ces phénomènes soient négligeables compte tenu du renouvellement d'air compris entre 45 et 50 volume/heure selon les essais. L'estimation du taux de décroissance expérimental est réalisée selon l'équation différentielle suivante :

$$\frac{dC}{dt} = -(\lambda_d + \lambda_v) \cdot C$$

La résolution de l'équation conduit à :

$$C = C_0 \cdot \exp(-\lambda t)$$

ou en linéarisant :

$$\ln(C) = \ln(C_0) - \lambda t$$

Avec :

C : Concentration en nombre de particules par cm^3 (en prenant en compte l'efficacité de prélèvement),

C_0 : Concentration maximale atteinte lorsque l'émission devient nulle (en particules par cm^3),

λ_d : constante de dépôt (perte) par sédimentation, diffusion ou autre interaction (s^{-1})

λ_v : constante de perte lié au renouvellement d'air (s^{-1})

$k = k_d + k_v$ constante de perte globale (s^{-1})

t : temps (secondes)

Une simple régression linéaire permet alors de déterminer la constante de décroissance.

Hypothèses :

- L'émission de particules est nulle à partir de l'instant t choisi pour déterminer la décroissance. Cet instant t est le plus souvent différent du moment où la source est arrêtée, du fait de l'émission résiduelle de particules ou de phénomènes de coagulation.
- Les processus de décroissance pris un à un sont de premier ordre. Cette hypothèse reste valable pour la décroissance liée au renouvellement d'air, la sédimentation ou encore la diffusion. Par contre les phénomènes de coagulation et de condensation (interactions gaz-particules ou nucléation hétérogène) sont des processus de second ordre. La coagulation peut être la plupart du temps négligée dans nos essais, mais elle peut intervenir pour des sources chaudes (scénarios de cuisson au four, sur plaque électrique, chauffage d'appoint, ...) émettant beaucoup de particules. Les phénomènes de condensation interviennent également au niveau des sources chaudes. Notamment lorsque l'aérosol parvient dans une atmosphère plus froide que la température de sa source. Après l'arrêt de l'émission, le phénomène de condensation et/ou de coagulation vient compenser la décroissance pour certains diamètres de particules, ce qui conduit à des taux de décroissances apparents plus faibles que prévus. L'hygroscopicité des particules ou leur aptitude à condenser de la vapeur d'eau n'est également pas prise en compte dans le calcul.
- La constante de perte ne varie pas durant l'expérimentation

Le taux de décroissance a été déterminé sur les mesures de concentration totale, mais pas sur l'ensemble des tailles de particules, faute de temps. La constante de décroissance déterminée à partir de la concentration totale est appliquée pour l'ensemble des tailles de particules, de façon à définir un profil d'émission fonction du diamètre des particules. L'incidence du taux de décroissance spécifique à une taille donnée est discutée plus loin dans le chapitre.

Pour l'ensemble des activités étudiées, le processus de décroissance suit une cinétique apparente d'ordre 1, autorisant le calcul suivant l'équation précédente. Les coefficients de détermination varient de 0,99 à 0,999. L'erreur dans la détermination du taux de décroissance par régression reste inférieure à 15% (cas le plus défavorable observé sur les sprays).

Les taux de décroissance (λ) déterminés expérimentalement à partir des mesures du spectromètre de mobilité électrique (DMS500) et du compteur à noyaux de condensation (CNC3007) sont présentés sur le Tableau 4-1. Le taux de renouvellement d'air moyen (λ_v) est également indiqué. La variation entre les essais exprimées par le coefficient de variation (ou écart-type relatif) reste faible, inférieure à 10%.

Les constantes de décroissance effectives sont systématiquement supérieures au taux de renouvellement d'air, mis à part lors de l'utilisation du four lors du préchauffage à 200 °C ou lors du nettoyage par pyrolyse. Ces exceptions soulignent la présence de processus venant compenser la perte de particules par renouvellement d'air (voir paragraphe 3.19.2). A l'opposé, le taux de décroissance observé pour le chauffage d'appoint est deux fois plus important que le seul renouvellement d'air. Les pertes de particules sont plus marquées pour le chauffage par rapport aux autres sources. Les particules issues du chauffage d'appoint sont principalement émises dans le mode de nucléation (CMD de 9 nm). A la fin de l'essai, au cours de la décroissance, le mode principal présente un CMD de 13-14 nm. L'évolution du

CMD montre que les phénomènes de condensation liées au refroidissement du chauffage suite à son arrêt viennent ici accroître la décroissance observée par la concentration totale.

Le taux de décroissance observée sur la concentration totale mesurée par le DMS500 est plus important que celui associé à la mesure du CNC3007. Le DMS500 prend en compte une plus grande gamme de taille de particules (en particulier < 10 nm) pouvant expliquer cet écart.

	λ_v (h ⁻¹)	CV%	Données DMS500			Données CNC		
			λ (h ⁻¹)	CV%	n	λ (h ⁻¹)	CV%	n
Spray insecticide	44.9	0%	69.7	9.6%	2	58.3	6.5%	4
Spray désodorisant Jaune	45.6	2.6%	66.7	3.6%	2	57.7	6.6%	4
Spray désodorisant Bleu	46.1	1.0%	66.7	3.5%	3	59.5	6.3%	4
Chauffage d'appoint pétrole	46.0	0.0%	84.8	5.5%	3	97.4	9.8%	3
Four cuisson rôti	51.3	2.4%	52.4	9.0%	3	--	--	--
Plaque cuisson steak beurre	45.5	1.7%	54.1	0.3%	2	--	--	--
Plaque cuisson steak huile	45.4	1.5%	56.0	1.9%	2	--	--	--
Four cuisson saumon	51.4	4.4%	60.2	1.8%	3	--	--	--
Plaque cuisson poisson	45.5	2.2%	48.1	4.7%	3	--	--	--
Four nettoyage pyrolyse	53.0	1.8%	33.3	3.2%	2	--	--	--
Plaque seule	45.4	2.5%	47.3	2.8%	2	54.3	0.8%	2
Bougie parfumée	45.9	1.8%	67.2	5.0%	3	53.7	7.5%	5
Aspirateur	45.3	0.0%	64.5	1.7%	2	55.8	4.7%	2
Encens pin	45.6	1.5%	59.1	4.3%	2	53.8	3.8%	4
Plaque cuisson pâtes	46.1	3.8%	57.5	4.4%	2	56.9	--	1
Encens fruité	45.6	1.3%	68.8	6.2%	2	55.9	3.9%	4
Four préchauffage (200 °C)	51.6	--	24.5	--	1	25.6	--	1
Bougie blanche	45.5	0.8%	72.7	4.5%	2	52.8	9.4%	5
Imprimante laser B	45.5	2.0%	61.6	--	1	55.1	8.1%	6
Spray dépoussiérant	45.3	0.8%	--	--	2	62.5	2.6%	4
Imprimante laser A	44.7	1.6%	--	--	5	52.1	--	1
Cigarette	44.7	--	--	--	0	57.4	--	1

Tableau 4-1 : Constantes de décroissance effectives déterminées expérimentalement selon les essais à partir des mesures du DMS500 et du CNC3007 (données corrigées).

4.2.3. Taux moyen d'émission de particules

Les profils moyen d'émission de particules déterminées à partir des données DMS sont présentées ci-après (Figure 4-2 à Figure 4-18). Le Tableau 4-2 et le Tableau 4-3 synthétisent les données d'émission pour chaque activité simulée à partir des données du DMS500 et du CNC3007 respectivement.

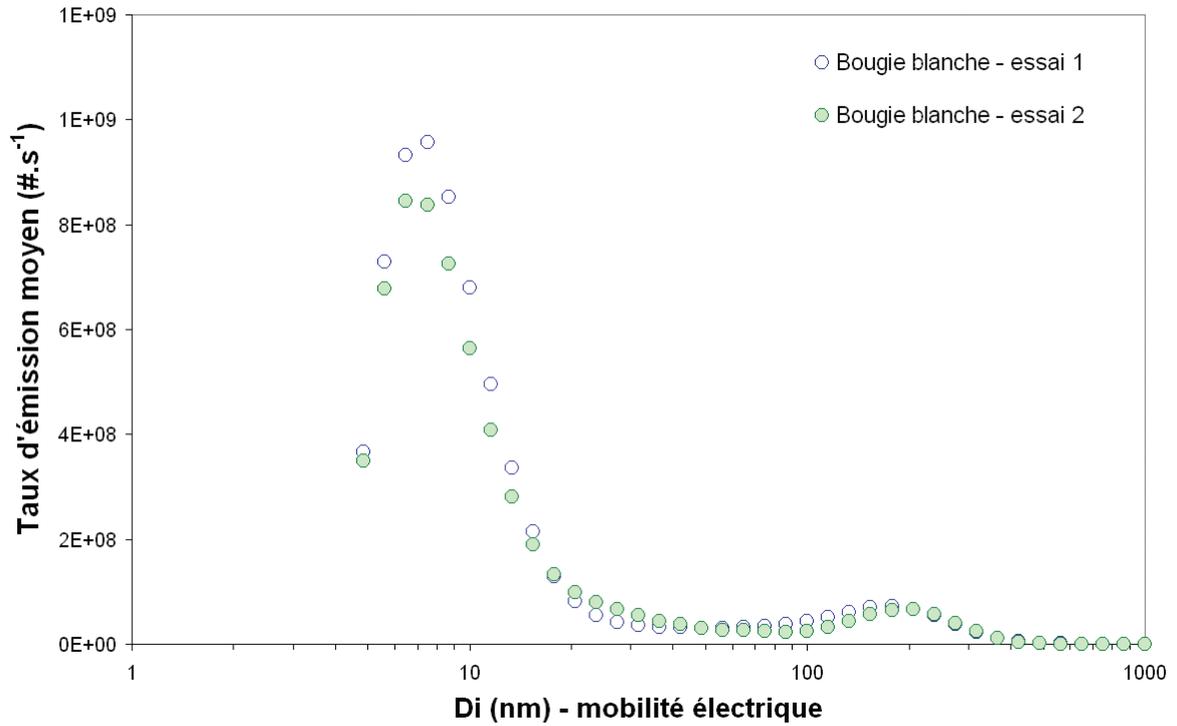


Figure 4-2 : Profil des taux d'émission de particules émises par la bougie blanche selon leur diamètre.

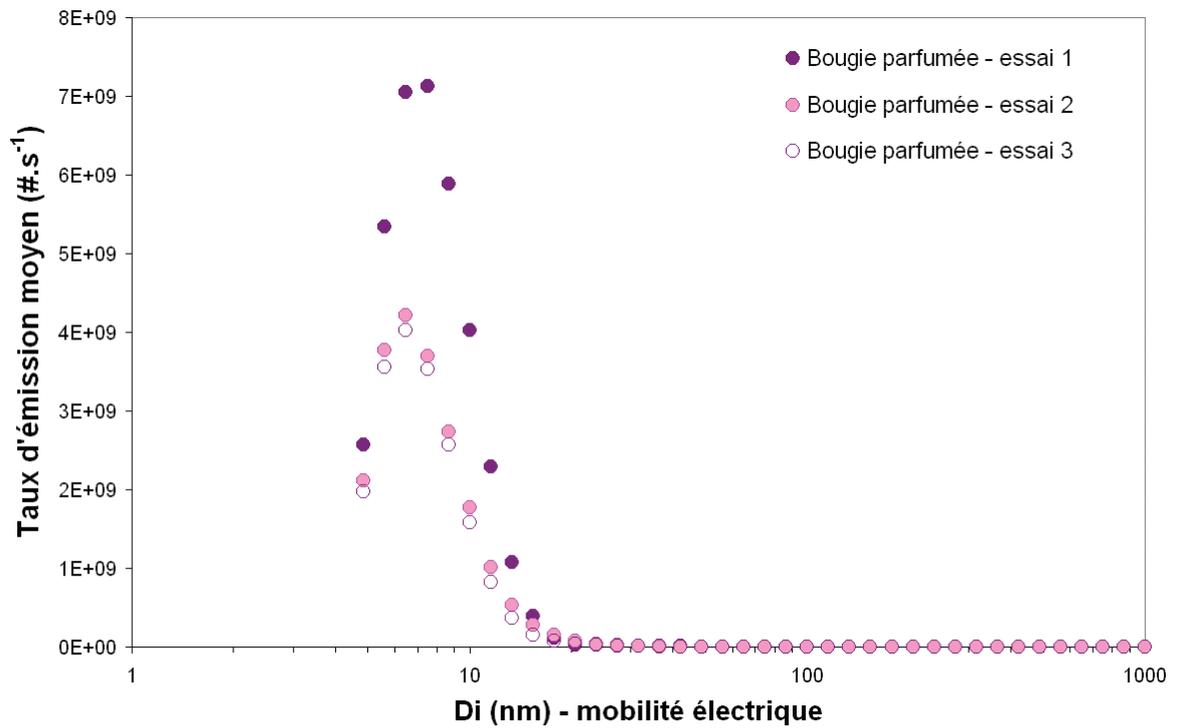


Figure 4-3 : Profil des taux d'émission de particules émises par la bougie parfumée selon leur diamètre.

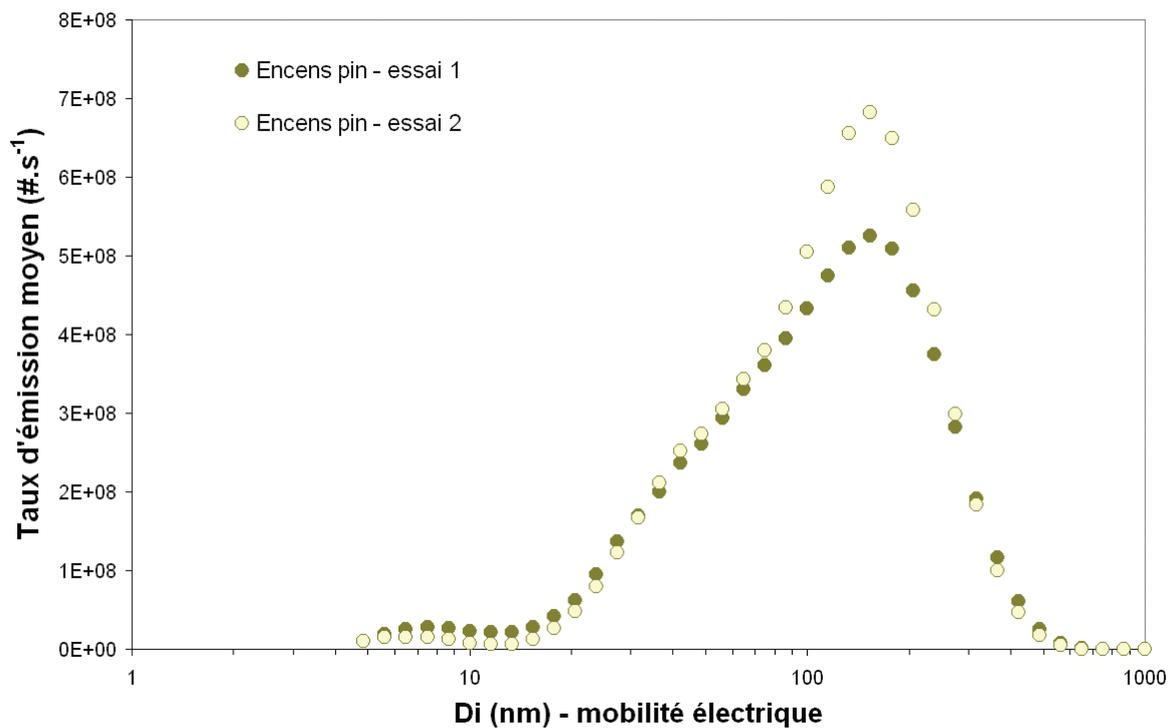


Figure 4-4 : Profil des taux d'émission de particules émises par l'encens pin selon leur diamètre.

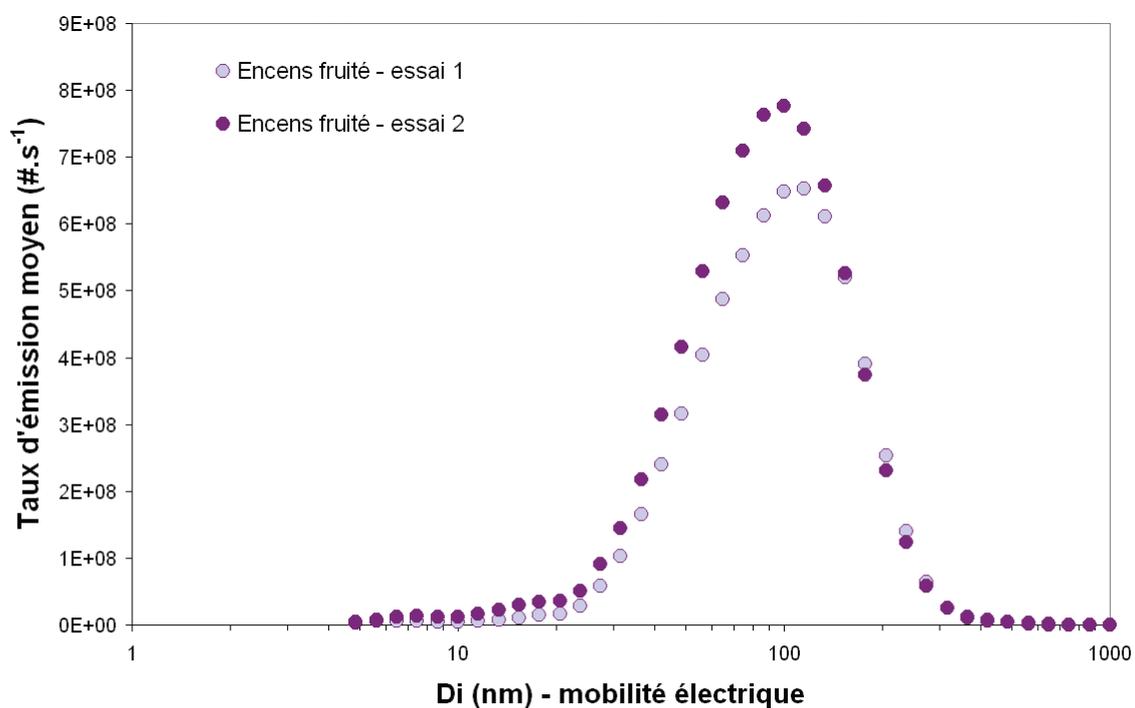


Figure 4-5 : Profil des taux d'émission de particules émises par l'encens fruité selon leur diamètre.

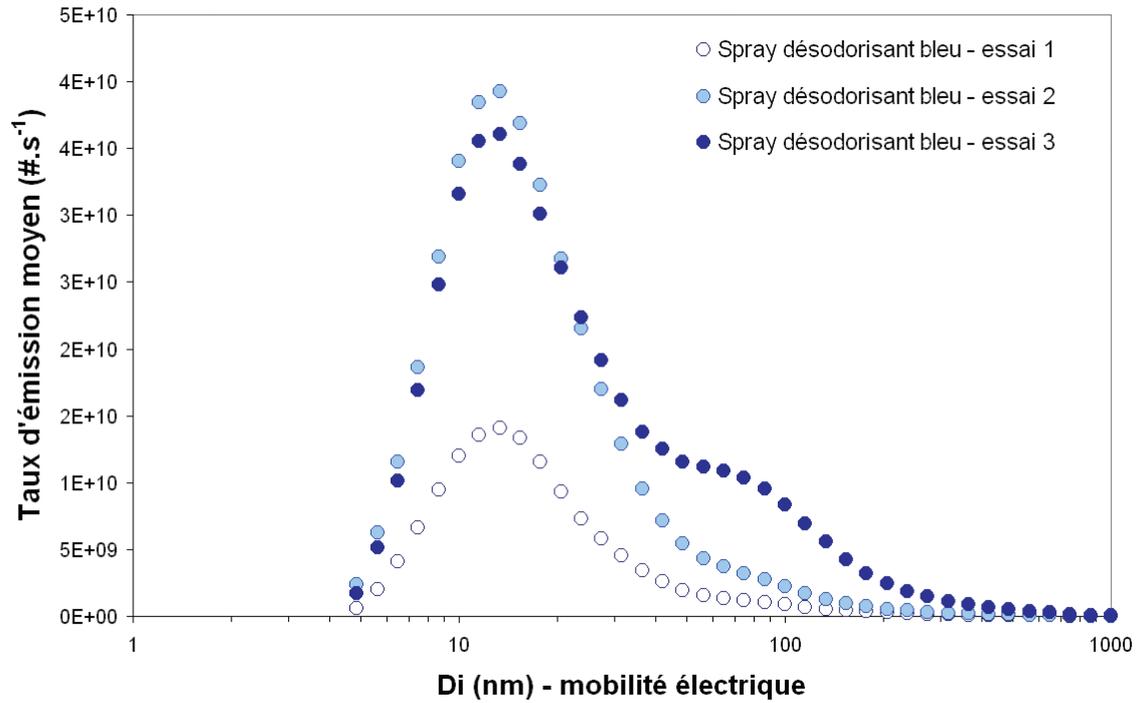


Figure 4-6 : Profil des taux d'émission de particules émises par le spray désodorisant bleu selon leur diamètre.

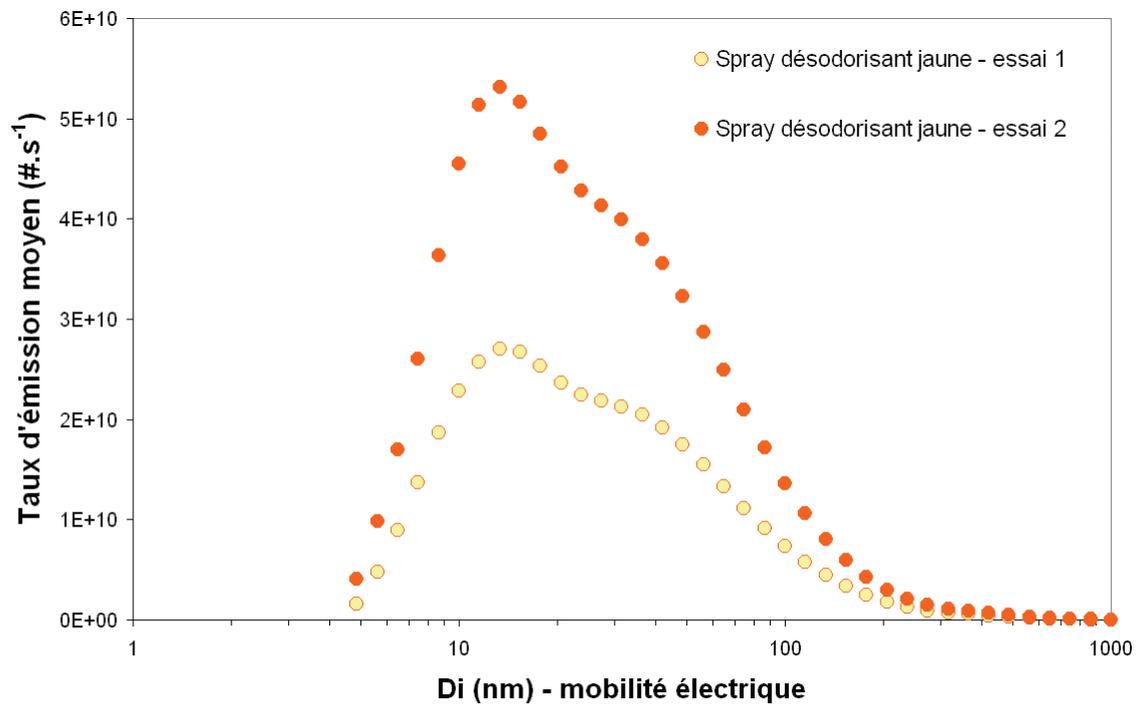


Figure 4-7 : Profil des taux d'émission de particules émises par le spray désodorisant jaune selon leur diamètre.

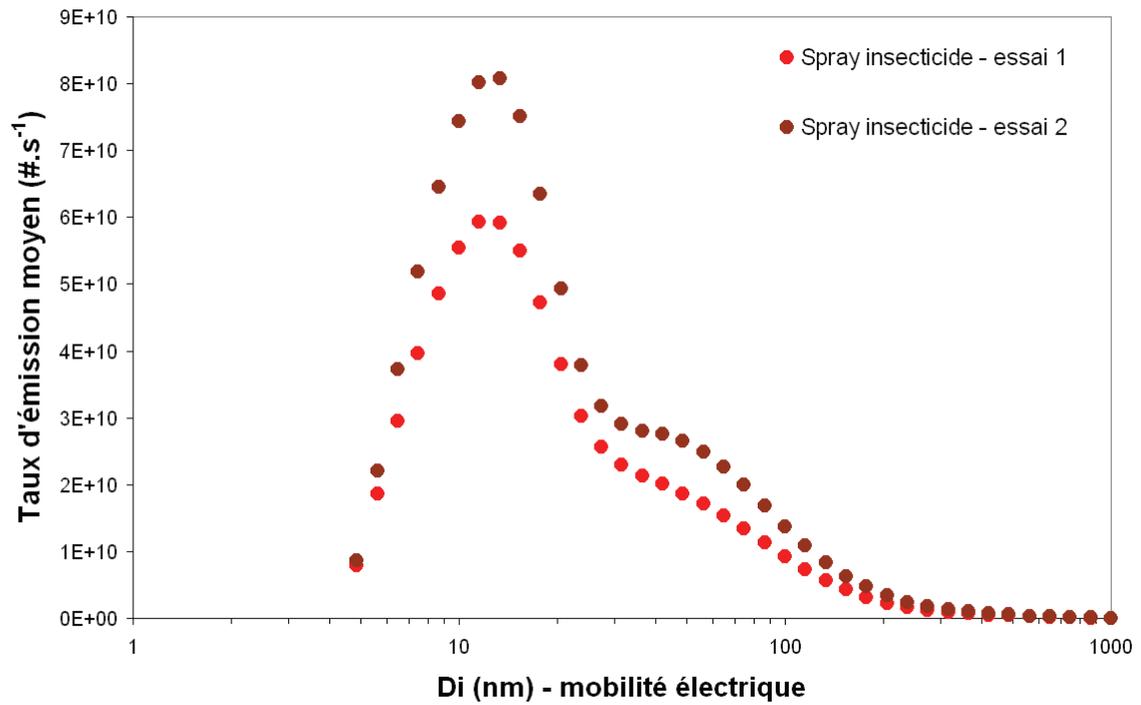


Figure 4-8 : Profil des taux d'émission de particules émises par le spray insecticide selon leur diamètre.

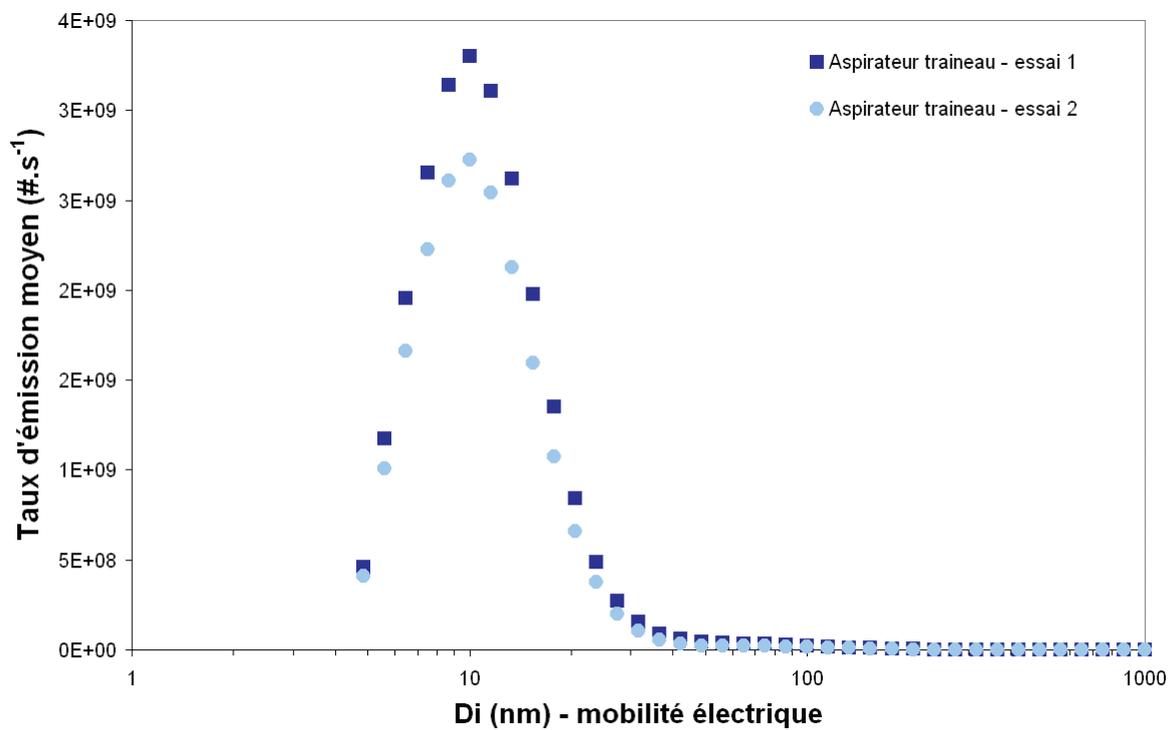


Figure 4-9 : Profil des taux d'émission de particules émises par l'aspirateur traineau selon leur diamètre.

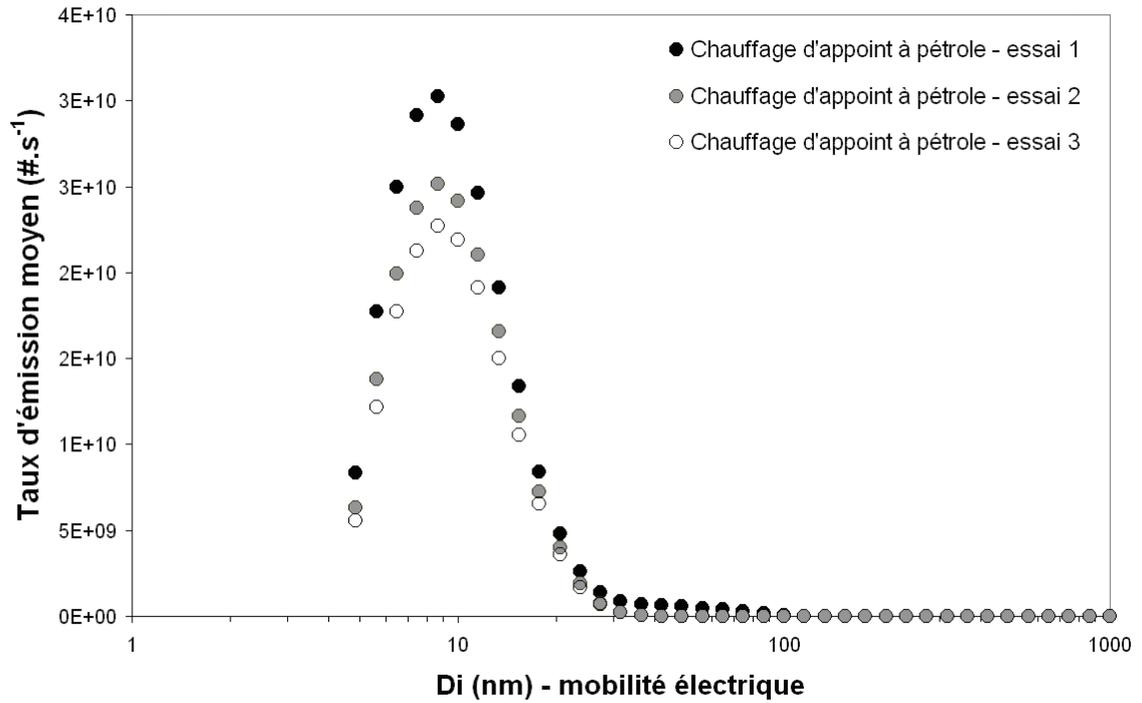


Figure 4-10 : Profil des taux d'émission de particules émises par le chauffage d'appoint à pétrole selon leur diamètre.

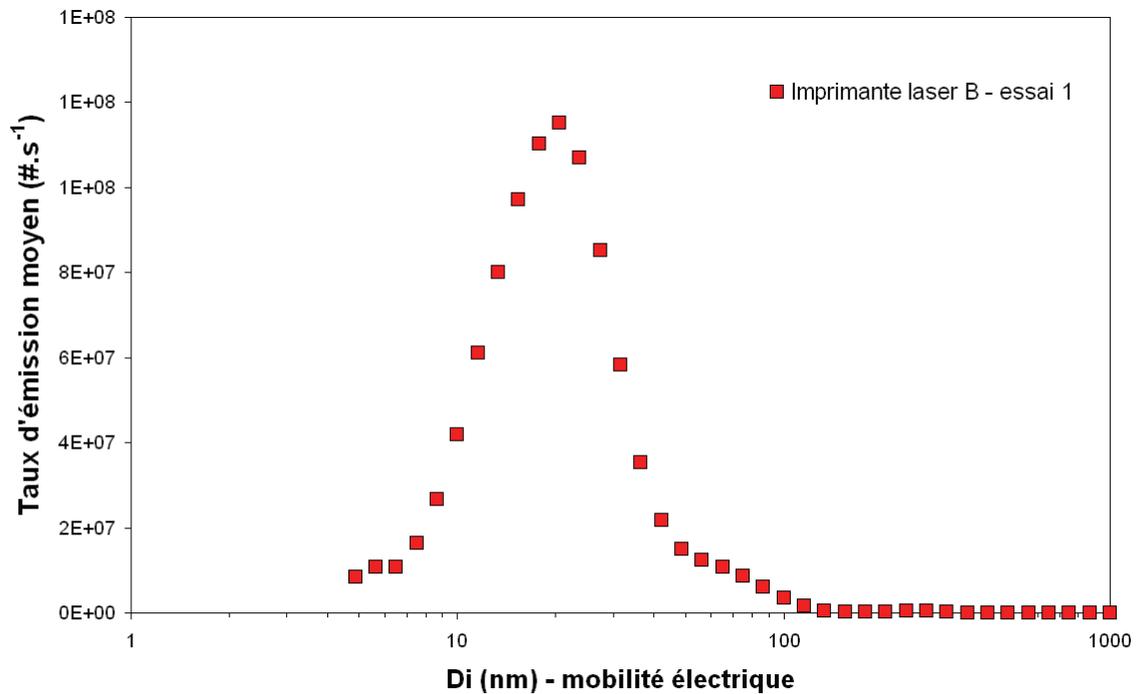


Figure 4-11 : Profil des taux d'émission de particules émises par l'imprimante laser B selon leur diamètre.

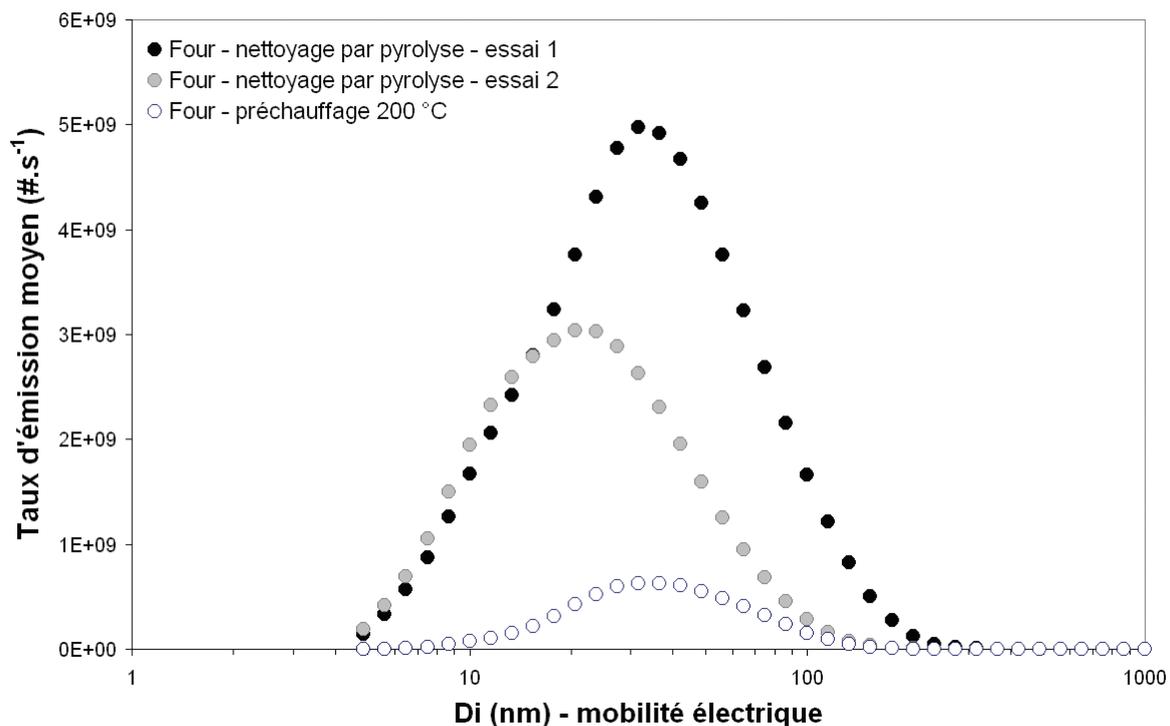


Figure 4-12 : Profil des taux d'émission de particules émises par le four (préchauffage ou pyrolyse) selon leur diamètre.

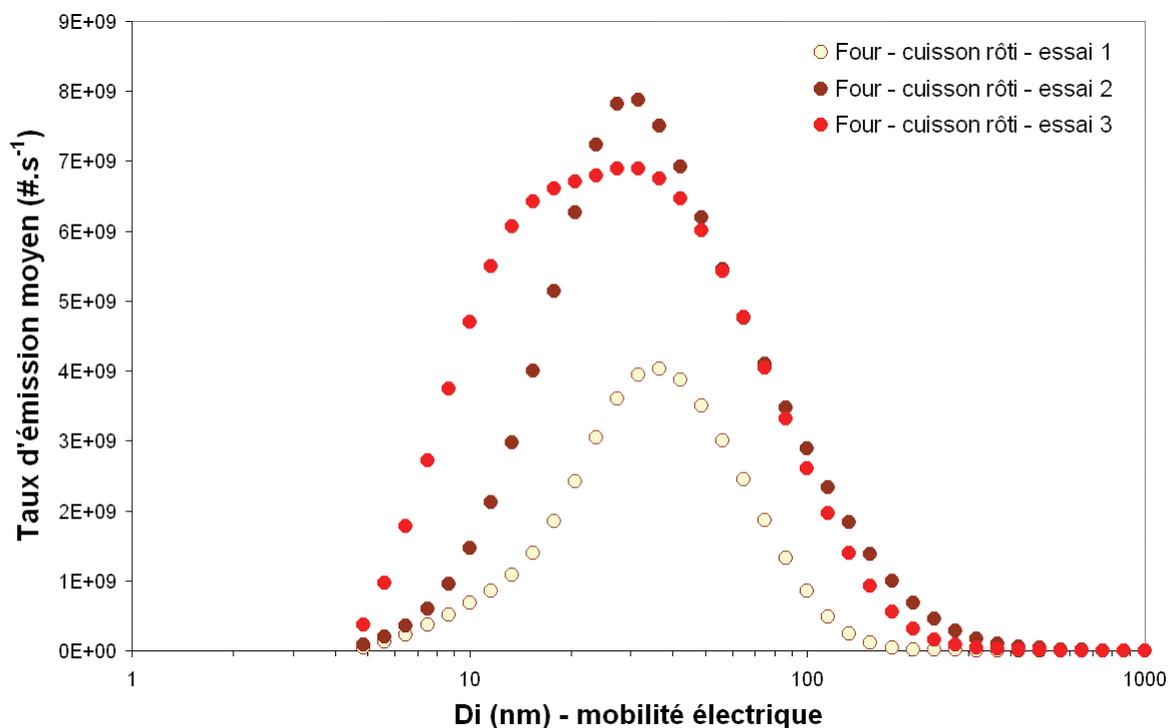


Figure 4-13 : Profil des taux d'émission de particules émises par la cuisson de rôti de porc au four selon leur diamètre.

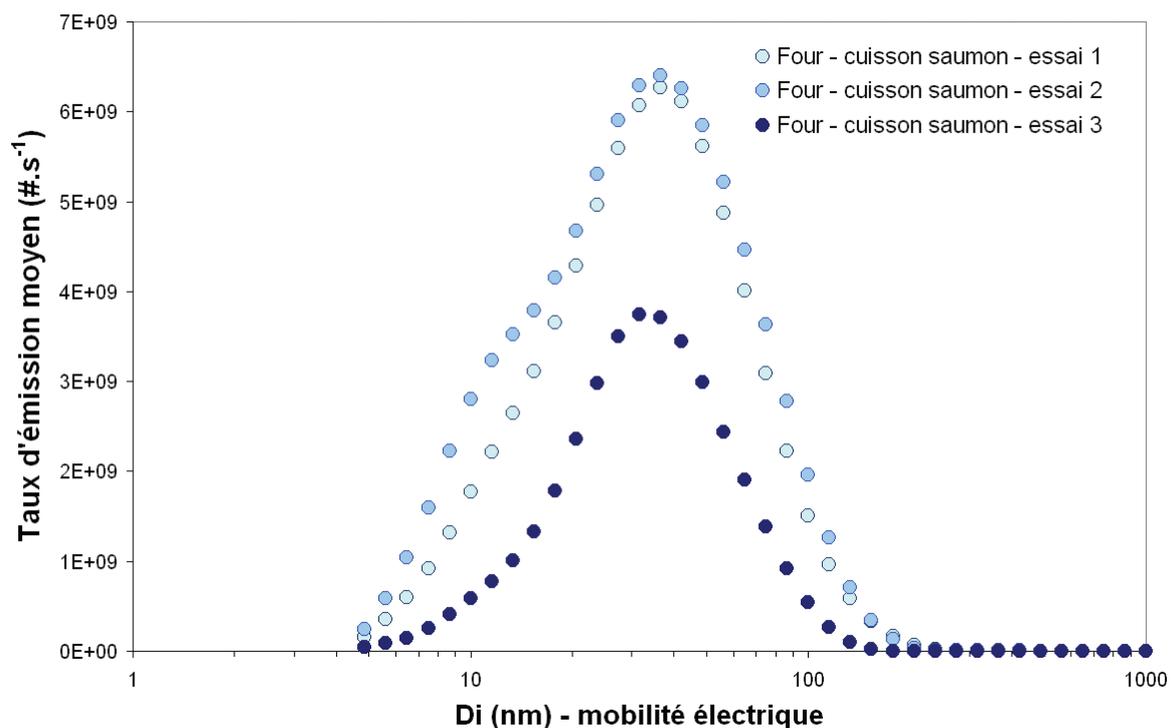


Figure 4-14 : Profil des taux d'émission de particules émises par la cuisson de saumon au four selon leur diamètre.

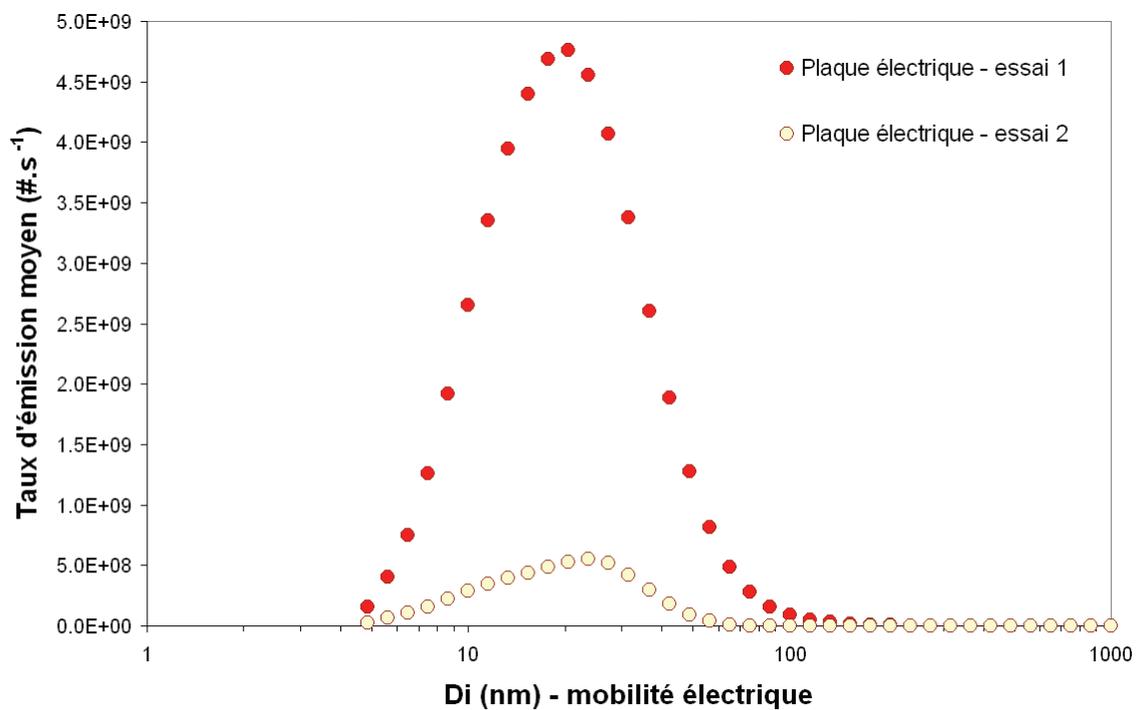


Figure 4-15 : Profil des taux d'émission de particules émises par la plaque électrique selon leur diamètre.

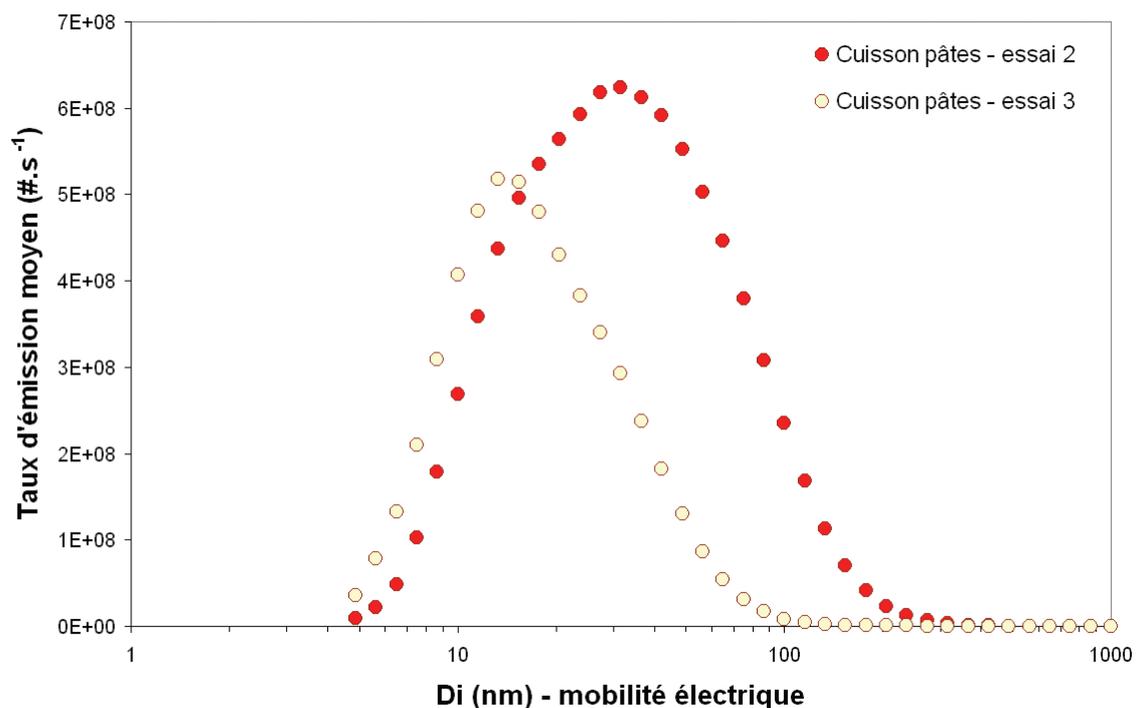


Figure 4-16 : Profil des taux d'émission de particules émises par la cuisson des pâtes à la casserole par plaque électrique selon leur diamètre.

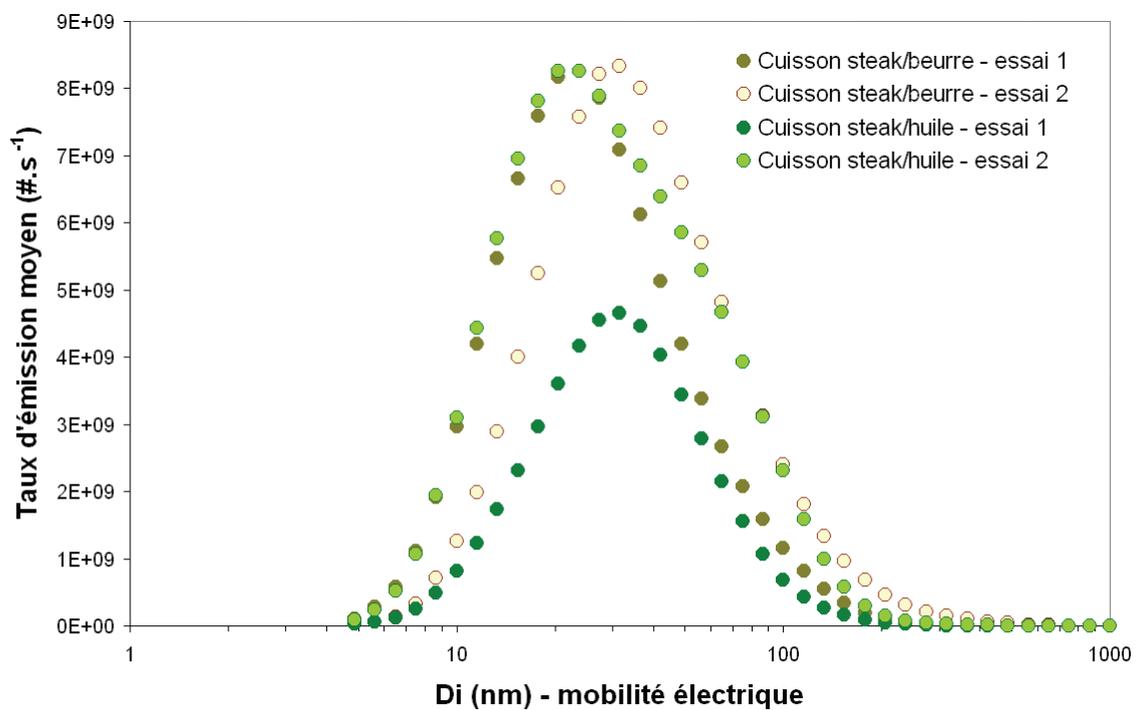


Figure 4-17 : Profil des taux d'émission de particules émises par la cuisson à la poêle des steaks par plaque électrique selon leur diamètre.

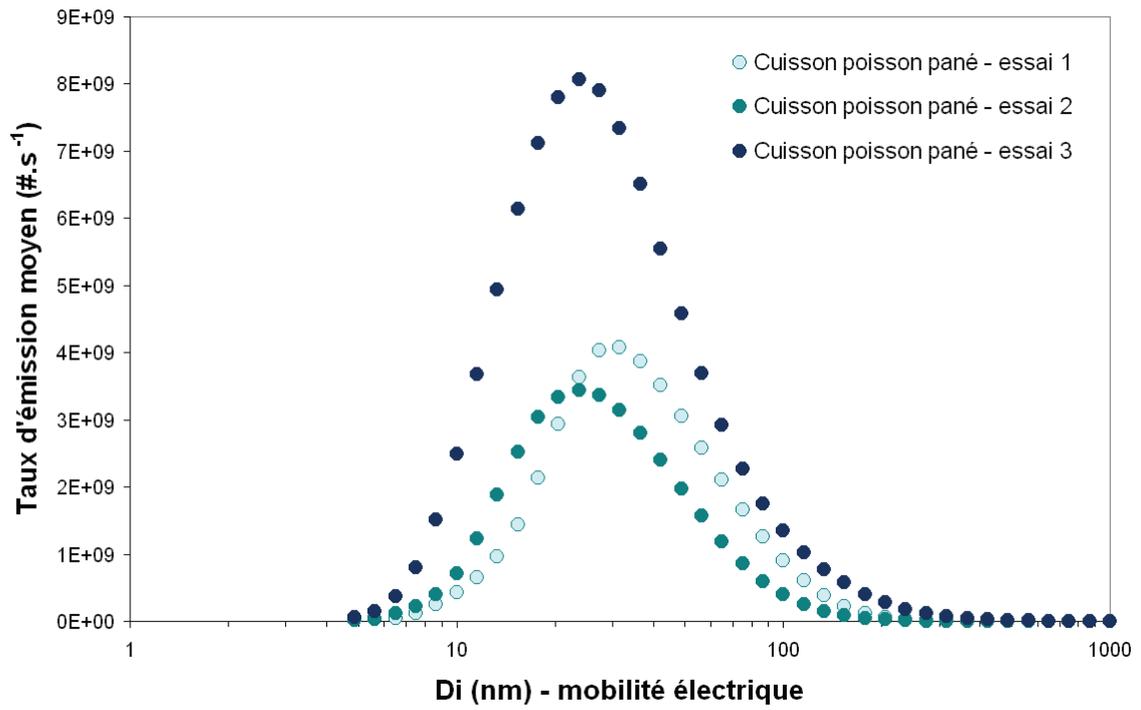


Figure 4-18 : Profil des taux d'émission de particules émises par la cuisson à la poêle des panés de poisson par plaque électrique selon leur diamètre.

Source	Emission moyenne (#·s ⁻¹)	Emission min (#·s ⁻¹)	Emission max (#·s ⁻¹)	CV%	n	Durée activité (s)	N total particules émises	Part. ultrafines < 100 nm
Spray insecticide	7.93E+11	6.77E+11	9.08E+11	21%	2	3	2.38E+12	95%
Spray désodorisant Jaune	5.72E+11	3.94E+11	7.50E+11	44%	2	3	1.72E+12	94%
Spray désodorisant Bleu	3.03E+11	1.29E+11	4.20E+11	51%	3	3	9.10E+11	95%
Chauffage d'appoint pétrole	1.77E+11	1.53E+11	2.09E+11	16%	3	2396	4.25E+14	100%
Four cuisson rôti	1.03E+11	9.59E+10	1.09E+11	9%	2	3875	3.98E+14	92%
Plaque cuisson steak beurre	9.20E+10	8.94E+10	9.46E+10	4%	2	1136	1.05E+14	95%
Plaque cuisson steak huile	7.62E+10	4.77E+10	1.05E+11	53%	2	1103	8.40E+13	96%
Four cuisson saumon	6.41E+10	3.63E+10	8.34E+10	38%	3	1799	1.15E+14	96%
Plaque cuisson poisson	5.52E+10	3.55E+10	8.94E+10	54%	3	1104	6.10E+13	96%
Four nettoyage pyrolyse	5.00E+10	3.72E+10	6.28E+10	36%	2	7251	3.62E+14	96%
Plaque électrique seule	2.61E+10	5.08E+09	4.72E+10	114%	2	1320	3.45E+13	100%
Bougie parfumée	2.38E+10	1.78E+10	3.43E+10	38%	3	930	2.22E+13	100%
Aspirateur	2.10E+10	1.89E+10	2.31E+10	14%	2	869	1.82E+13	100%
Encens pin	7.07E+09	6.71E+09	7.43E+09	7%	2	3301	2.33E+13	42%
Plaque cuisson pâtes	7.03E+09	5.24E+09	8.82E+09	36%	2	2940	2.07E+13	96%
Encens fruité	6.90E+09	6.29E+09	7.51E+09	12%	2	3334	2.30E+13	56%
Four préchauffage (200 °C)	6.62E+09	6.62E+09	6.62E+09	--	1	1177	7.80E+12	96%
Bougie blanche	6.05E+09	5.71E+09	6.38E+09	8%	2	928	5.61E+12	93%
Imprimante laser B	9.16E+08	9.16E+08	9.16E+08	--	1	960	8.79E+11	99%
Spray dépoussiérant	≤ bruit	≤ bruit	≤ bruit	--	2	3	--	--
Imprimante laser A	≤ bruit	≤ bruit	≤ bruit	--	4	1680	--	--

Tableau 4-2 : Taux d'émission moyens par source (coefficient de variation associé CV% et nombre d'essais n), durée de l'activité et nombre total de particules émises. (Données DMS500).

Les taux d'émissions des activités domestiques simulées sont compris entre \leq bruit et $8 \cdot 10^{11} \# \cdot s^{-1}$. La variation selon les essais peut être relativement importante en fonction de la source étudiée : 4% de variation pour la cuisson au beurre des steaks jusqu'à 114 % pour la plaque électrique. Les variations importantes observées montrent une difficulté à reproduire certains essais, principalement associée à un défaut de maîtrise de la charge aérosolisable initiale pour les sources concernées (four et plaque électrique, imprimante laser).

Les sprays présentent les taux d'émission les plus élevés entre $3 \cdot 10^{11}$ et $8 \cdot 10^{11} \# \cdot s^{-1}$ mais étant donné leur durée d'utilisation, leur impact en terme de nombre total de particules émises est parmi les plus faibles des sources étudiées.

Le chauffage d'appoint à pétrole associe à la fois un taux d'émission élevé et une durée d'utilisation qui peut être longue. L'impact sur le nombre de particules dans un environnement intérieur est par conséquent relativement important tout comme les activités associées à l'utilisation d'un four électrique lors de son nettoyage par pyrolyse ou par la cuisson d'aliments gras (rôti de porc). L'incidence de la cuisson à la poêle en utilisant une plaque électrique sur le nombre de particules émis par rapport au four est un peu plus faible, mais leur taux d'émission est pratiquement du même ordre.

Les taux d'émission les plus faibles sont associés à l'utilisation d'imprimantes laser, de bougies (en paraffine pure), d'encens ou encore de cuisson des pâtes dans l'eau.

Il va de soi que l'impact réel d'une activité sera modulée par la durée d'utilisation effective dans le logement, mais aussi par le nombre d'évènements propres à une activités ; nombre d'ouverture de la porte du four au cours d'une cuisson, nombre de pressions réalisé sur un spray, etc.

Les taux d'émissions déterminés à partir des données du CNC pour les sources disponibles sont plus faibles que ceux déterminés avec le DMS500 du fait en partie de la différence de gamme de taille (Tableau 4-3). Néanmoins, les données du CNC permettent d'estimer le taux d'émission de particules (10-1000 nm) de 3 sources qui n'avaient pas pu être caractérisées par le DMS500 : le spray dépoussiérant, la cigarette et l'imprimante laser A.

	Emission moyenne (#·s ⁻¹)	Emission min (#·s ⁻¹)	Emission max (#·s ⁻¹)	CV%	n
Spray insecticide	3.96E+11	3.45E+11	4.29E+11	9.3%	4
Spray désodorisant jaune	2.71E+11	1.25E+11	3.58E+11	37.8%	4
Spray désodorisant bleu	1.83E+11	9.64E+10	2.95E+11	45.0%	4
Spray dépoussiérant	5.26E+10	4.30E+10	6.21E+10	25.8%	2
Cigarette	6.84E+09				1
Aspirateur	5.73E+09	5.46E+09	6.01E+09	6.8%	2
Cuisson - plaque - pâtes (essai 2)	5.54E+09				1
Bougie parfumée	5.38E+09	3.42E+09	8.20E+09	36.7%	5
Encens pin	4.94E+09	4.71E+09	5.24E+09	4.7%	4
Encens fruité	3.59E+09	2.81E+09	4.25E+09	16.5%	4
Bougie blanche	2.70E+09	4.08E+08	4.96E+09	59.7%	5
Imprimante laser B	1.34E+08	7.89E+06	5.83E+08	165.5%	6
Imprimante laser A (essai 1)	8.61E+05				1

Tableau 4-3 : Taux d'émission moyens par source (coefficient de variation associé CV% et nombre d'essais n), (Données CNC).

4.2.4. Incidence du diamètre sur la décroissance et le calcul du taux d'émission

Pour déterminer l'incidence d'avoir appliqué un taux de décroissance moyen au lieu du taux de décroissance effectif pour chaque diamètre de particules, deux exemples ont été pris en compte : le préchauffage du four à 200 °C et l'aspirateur traineau. Pour ces sources, le taux de décroissance moyen associé à chaque taille de particules a été déterminé expérimentalement.

Préchauffage du four à 200 °C :

Le taux de renouvellement d'air déterminé à partir de la mesure du débit d'air à l'extraction avec un swemaflow est de $0,01419 \text{ s}^{-1}$ (51,1 vol/h). Le débit d'air mesuré était de 30,5 L/s soit 110 m³/h pour un volume corrigé de l'enceinte de 2,15 m³ (le four occupe 0,21 m³). En prenant en compte les débit de prélèvements cumulé des instruments, le débit total est de 30,83 L/s soit 111 m³/h (soit un taux de renouvellement d'air ajusté de 51,6 vol/h).

La seule mesure du débit d'air à l'extraction peut insuffisamment rendre compte du renouvellement d'air effectif dans l'enceinte, si l'hypothèse d'un parfait mélange dans l'enceinte n'est pas vérifiée (présence de zones "mortes"). Le renouvellement effectif de l'air est généralement déterminé par mesure de la décroissance d'un gaz traceur. Dans ce cas, la décroissance du gaz est présumée ne provenir que de la dilution par le renouvellement d'air.

Le taux de décroissance associé à chaque diamètre de particules est présenté à la Figure 4-19. Les erreurs d'estimation augmentent aux limites de la distribution granulométrique. Une grande variabilité du taux de décroissance est observée en fonction du diamètre de particules, valeurs comprises entre 0,005 et 0,035 s⁻¹.

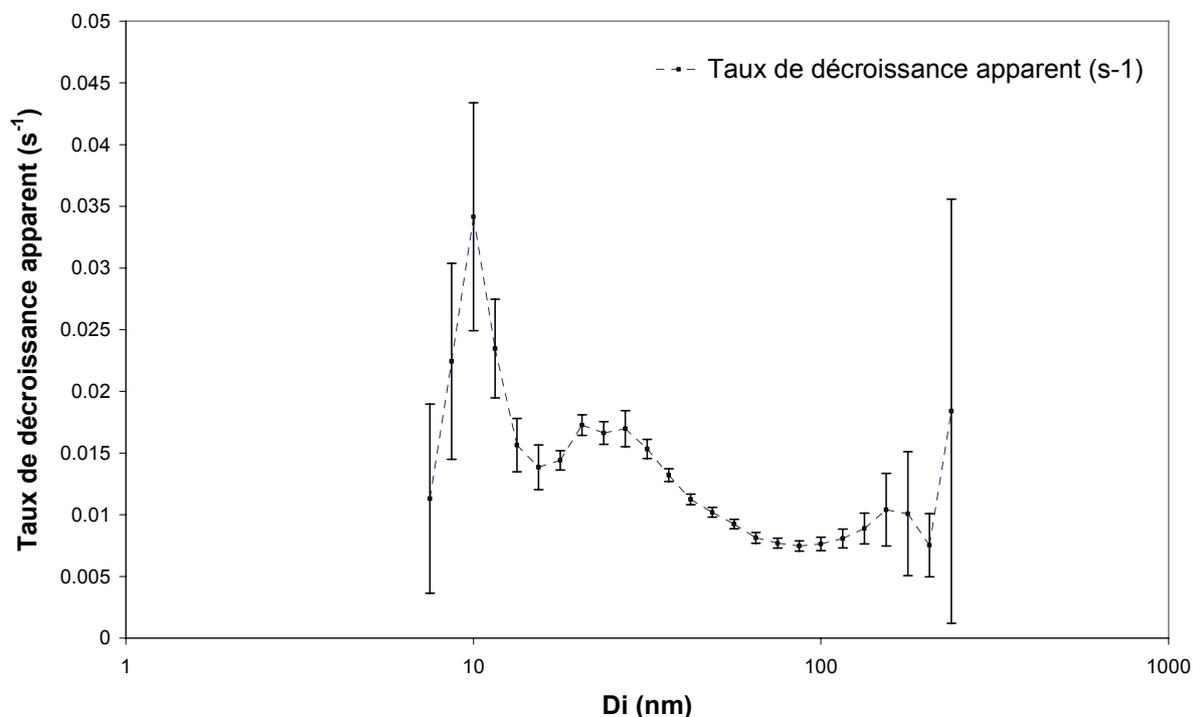


Figure 4-19 : Taux de décroissance apparent (en s⁻¹) déterminé expérimentalement selon le diamètre des particules (mobilité électrique) émises lors du préchauffage du four à 200 °C.

L'incidence de la prise en compte du taux expérimental de décroissance selon le diamètre sur le profil d'émission moyen est illustrée sur la Figure 4-20 par rapport au taux de décroissance global (associé à la concentration totale) ou au seul renouvellement d'air. Le Tableau 4-4 montre l'incidence du mode de calcul sur la détermination du facteur d'émission moyen global.

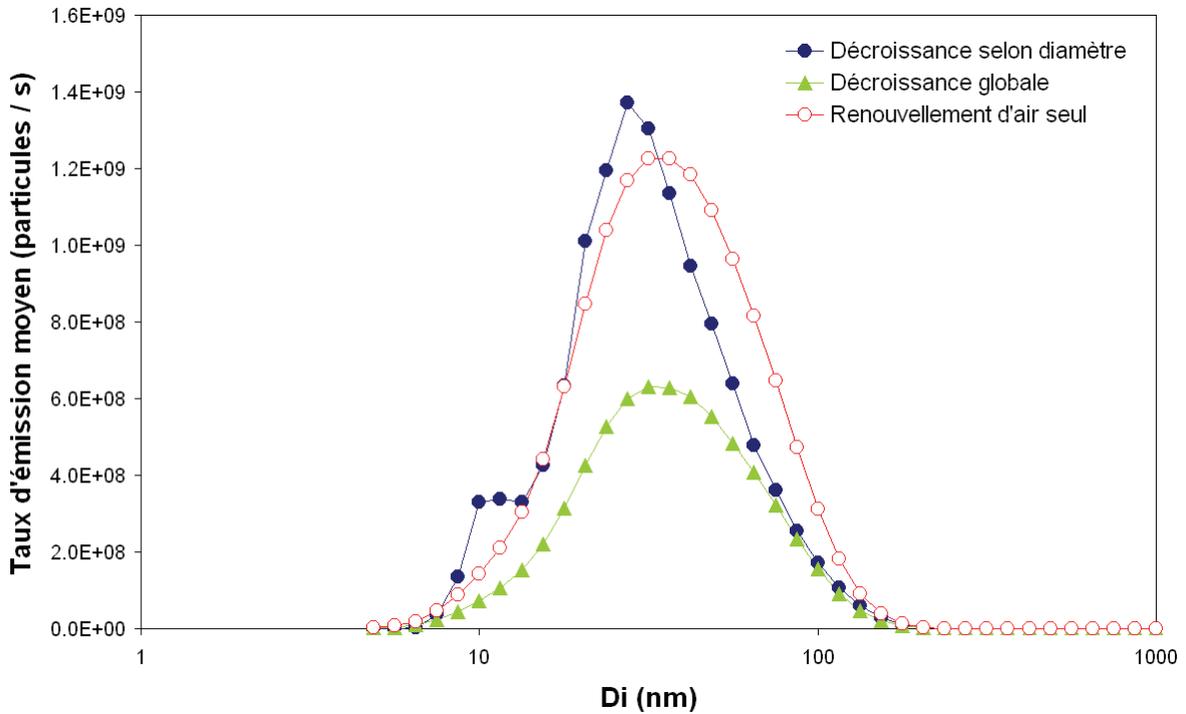


Figure 4-20 : Incidence du taux de décroissance apparent sur le profil d'émission moyen de particules lors du préchauffage du four à 200 °C.

Préchauffage du four 200 °C	λ selon diamètre	λ global	λ_v
Facteur d'émission moyen (#.s⁻¹)	1.21E+10	6.62E+09	1.31E+10

Tableau 4-4 : Facteur d'émission moyen exprimé en particules totales (5-1000 nm) par seconde, en fonction du mode de calcul du taux de décroissance.

La détermination d'un taux expérimental de décroissance pour chaque taille de particules semble intuitivement la démarche la plus adaptée, mais elle conduit à un facteur d'émission 2 fois plus important que celui qui découle de la concentration totale observée.

Les écarts observés mettent pleinement en évidence que le modèle simple de décroissance utilisé n'est pas adéquat dans le cas présent et que le calcul du taux d'émission ne peut se faire simplement. Malgré les caractéristiques de l'enceinte, des interactions gaz – particules et entre particules subsistent, nécessitant l'usage de modèles plus complexes pour pouvoir pleinement appréhender le taux d'émission vrai de cette source.

Aspirateur traineau :

La taux de décroissance expérimental déterminé pour chaque diamètre de particules est représenté à la Figure 4-21. Il semble beaucoup plus stable par rapport au scénario de préchauffage du four.

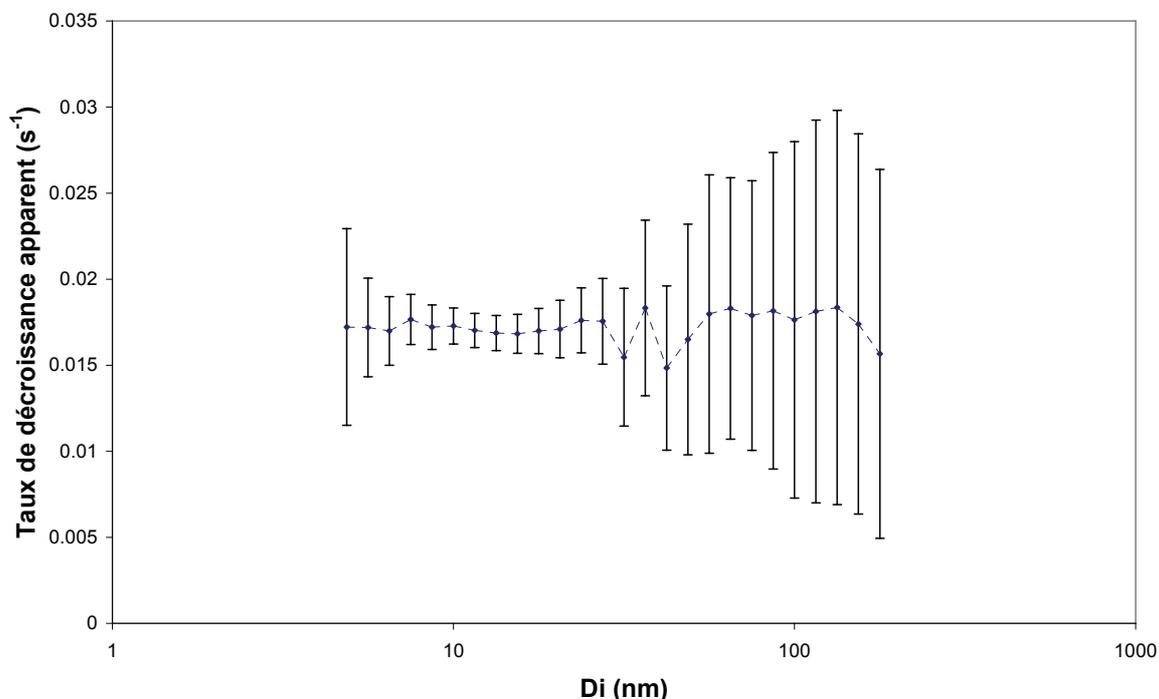


Figure 4-21 : Taux de décroissance apparent (en s^{-1}) déterminé expérimentalement selon le diamètre des particules (diamètre de mobilité électrique) émises par l'aspirateur traineau.

L'incidence de la prise en compte du puits expérimental selon le diamètre sur le profil moyen d'émission est illustré à la Figure 4-22 et au Tableau 4-5. Contrairement au scénario de préchauffage du four, l'écart entre l'utilisation d'une décroissance globale ou déclinée selon le diamètre reste faible. Par contre, la seule prise en compte du renouvellement d'air sous-estime les émissions de l'ordre de 50%. Le modèle utilisé dans notre étude semble approprié pour la détermination du facteur d'émission de cette source.

Préchauffage du four 200 °C	λ selon diamètre	λ global	λ_v
Facteur d'émission moyen ($\# \cdot s^{-1}$)	2.32E+10	2.31E+10	1.67E+10

Tableau 4-5 : Facteur d'émission moyen exprimé en particules totales (5-1000 nm) par seconde, en fonction du mode de calcul du taux de décroissance.

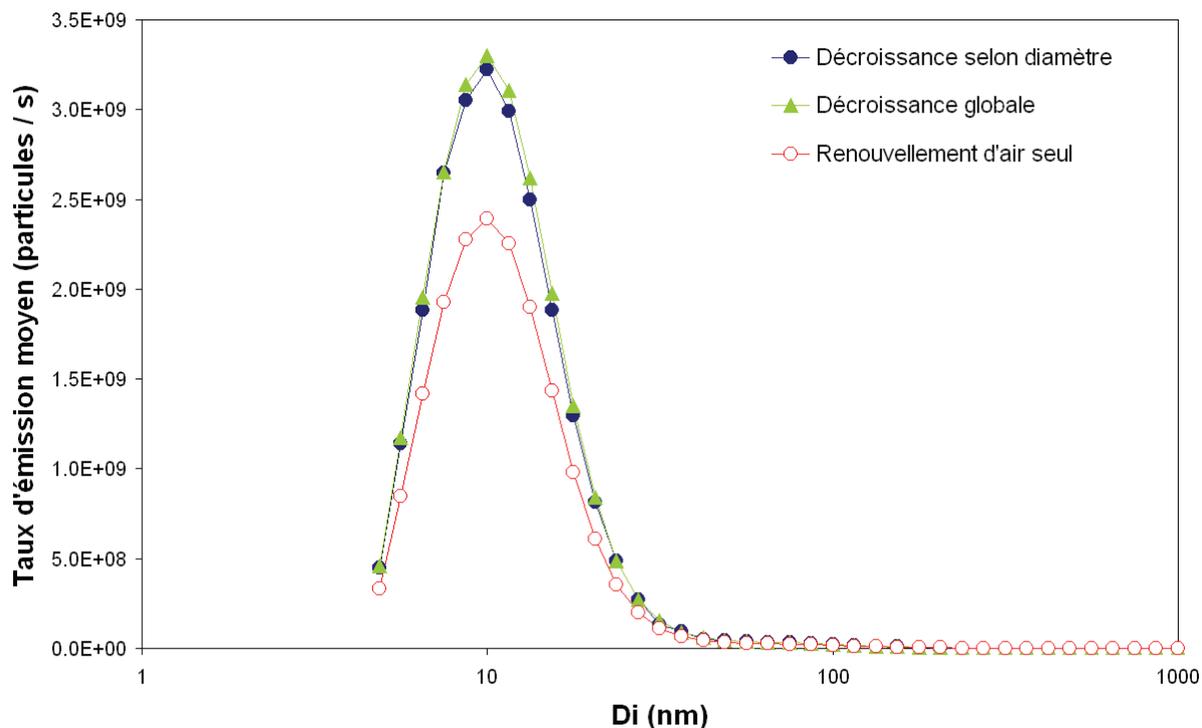


Figure 4-22 : Incidence du taux de décroissance apparent sur le profil d'émission moyen de l'aspirateur traineau.

Selon la complexité de la source étudiée et des phénomènes physiques d'évolution mis en jeu, la détermination d'un facteur d'émission n'apparaît pas forcément comme un calcul simple. Cela sous-entend qu'une transposition au réel peut nécessiter de prendre en compte des phénomènes d'interactions relativement complexes à modéliser, notamment la condensation gaz-particule ou nucléation hétérogène. Ces processus ont un rôle prépondérant dans l'évolution du profil granulométrique. Ils ont été observés dans le cas de sources chaudes dans une enceinte surventilée et principalement lorsque la production d'aérosol se fait en milieu confiné (four). Dans le cas d'un environnement intérieur réel plutôt faiblement ventilé, il est possible que ces interactions prédominent et conditionnent le devenir de l'aérosol émis.

En conséquence, le taux d'émission déterminé ici doit être considéré comme un taux d'émission primaire, en ce sens qu'il rend compte de la production de particules avant (ou en limitant le fait) que tout processus d'interaction n'ait eu lieu. Compte tenu des conditions de ventilation des environnements réels, il est vraisemblable que ces processus prédominent les émissions. Par conséquent, les taux d'émissions qui eux sont déterminés à l'échelle d'une pièce réelle doivent être considérés comme des taux d'émissions secondaires, c'est-à-dire prenant en compte l'ensemble des processus. Cette remarque peut également s'étendre au profil granulométrique tant les phénomènes de condensation, coagulation, hygroscopie peuvent jouer sur les niveaux et les diamètres des particules émises. Il peut être considéré comme primaire s'il est obtenu en enceinte et secondaire lorsqu'il est observé en situation réelle. Par ailleurs, le bruit de fond en particules dans l'enceinte est négligeable contrairement à un environnement réel. L'interaction des particules fraîchement émises avec les particules déjà présentes n'est pas prise en compte. La conséquence immédiate est que l'utilisation de l'enceinte expérimentale a tendance à favoriser les particules ultrafines du mode de nucléation (particules à peine formées) par rapport au mode d'accumulation (résultant de multiples interactions).

A priori, ce sont surtout les sources de combustion ou celles utilisant des températures élevées qui seront le plus sujettes à une modification rapide de leurs émissions.

4.3. Comparaison avec d'autres études

Les diamètres médians en nombre (CMD) obtenus et les taux d'émissions calculés ont été comparés aux données d'autres études qui se sont intéressées aux particules ultrafines (Tableau 4-6 et Tableau 4-7). Ont été exclues de la comparaison les études ne renseignant que l'émission massique de particules ou portant sur une gamme de diamètre réduite n'intégrant pas le domaine ultrafin (< 100 nm).

La comparaison entre les études est également affectée par les choix méthodologiques suivants :

- Activités reproduites en enceinte (ou laboratoire ou pièce expérimentale) ou en maison individuelle. Ce choix a un impact sur les conditions aérauliques des expérimentations, mais aussi sur le bruit de fond en particules initialement présent. Il peut faire apparaître des différences dans la distribution comme dans les taux d'émission. Les expérimentations en enceinte en mode dynamique avec de l'air filtré tendront vers un mode de diamètre plus fin (limitant le mode d'accumulation) que celles réalisées en maison (mode d'accumulation favorisé). Par contre, les expérimentations en mode statique (pas de renouvellement d'air) contribueront à déplacer la distribution vers le mode d'accumulation. Les expérimentations en enceinte sont idéales pour se focaliser sur la caractérisation des émissions primaires de particules. Les mesures in situ donnent des résultats plus proches des valeurs d'exposition mais sur un aérosol déjà complexe résultant de l'interaction des émissions primaires avec le niveau de fond.
- Domaine de taille des particules considérées : La limite de détection des appareils en terme de taille de particules peut conditionner les résultats obtenus, d'autant plus si la source caractérisée présente un mode autour voire en-deça de cette valeur. Cela peut affecter à la fois le CMD et le taux d'émission.
- Les activités domestiques reproduites utilisent différents équipement et produits d'une étude sur l'autre. L'hétérogénéité entre les produits en terme d'émissions de particules n'est pas connue. Elle peut venir affecter la comparaison.

L'écart majeur observé provient de la fumée de cigarette (combustion passive) pour laquelle le CMD trouvé dans notre étude (53 nm – données ELPI) est inférieur à ceux reportés par d'autres auteurs que les expérimentations soient réalisées en enceinte ou en maison. Entre les auteurs, les valeurs de CMD pour la fumée de tabac divergent entre 60-90 nm et 100-200 nm. Le premier domaine pourrait correspondre à l'émission primaire, tandis que le second illustrerait son vieillissement. Notre étude réalisée en enceinte en mode dynamique avec un taux de renouvellement d'air élevé favorise l'émission primaire en limitant les interactions et présente une valeur proche de celle trouvée par Li et al (1993b) et Morawska et al. (1997). Néanmoins, le CMD de notre étude a été calculé à partir des données de l'ELPI et doit être considéré avec précaution.

Les résultats de notre étude sont globalement comparables à ceux des autres études compte tenu des limitations discutées précédemment, notamment en terme de gamme de taille considérée. Ainsi, les résultats d'Ogulei et al. (2006) pour l'aspirateur et les bougies sont

difficilement comparables avec nos données qui sont autour ou inférieures à leur limite de détection.

A notre connaissance, le chauffage d'appoint à pétrole et les sprays n'ont pas fait l'objet de caractérisation en nombre dans le domaine ultrafin par d'autres études. Uhde et al. (2006) ont caractérisé la distribution en taille de particules des émissions d'imprimantes, mais n'ont pas déterminé de CMD. Le mode qu'ils trouvent se situerait entre 50 et 80 nm sur une imprimante en fonction de la charge en toner du papier imprimé.

Environnement	CMD (nm)						
	Cette étude	Li et al. (1993a)	Wallace et al. (2004)	Hussein et al (2006)	Ogulei et al. (2006)	Dennekamp et al. 2006	Morawska et al. (1997)
diamètre minimum (nm)	Enceinte	Maison	Maison	Maison	Maison	Laboratoire	Enceinte
Aspirateur	5	17	10	7	10	10	10
Bougie blanche	10				bimodale 25 et 85 nm		
Bougie parfumée	9			10-20 nm			
Bougie parfumée	7				200 nm		
Chauffage d'appoint à pétrole	9						
Cuisson four/rôti	32					de 31 nm (viande rôtie) à 46 nm (pommes de terre)	
Cuisson four/saumon	34						
Cuisson Panés poisson	29	33-47 nm (œufs brouillés)	bimodale 10 nm et 60 nm	entre 30 et 80 nm	50 nm (saumon) 90 nm (tortillas) 10 nm (bouillir de l'eau)	de 17 nm (bouillir de l'eau) à 72 nm (bacon poêlé)	
Cuisson pâtes/eau	24	60 nm (poulet frit)					
Cuisson steak/beurre	29	30 nm (soupe)					
Cuisson steak/huile	29						
Encens fruité	93						
Encens pin	118				entre 100 et 200 nm		
Four nettoyage pyrolyse	27						
Four préchauffage (200°C)	36						
Fumée de cigarette	53				entre 100 et 200 nm		135 nm (passif) - 235 nm (actif) 60-90 nm (environnement réel)
Imprimante laser A (*)	--						
Imprimante laser B	23						
Plaque électrique	19					32 nm (1 plaque)	
Spray dépoussiérant (*)	--						
Spray désodorisant bleu	16						
Spray désodorisant jaune	23						
Spray insecticide	17						

Environnement	CMD (nm)						
	Siegmann & Sattler (1996)	Li et al. (1993b)	Morawska et al. (2005)	Zai et al. (2006)	See et al. (2007)	Wright et al. (2007)	Ning et al. (2006)
diamètre minimum (nm)	Enceinte	Maison	Enceinte	Enceinte	Enceinte	Pièce	Maison
Aspirateur	10	17	16	10	5,6	0,4 nm	14
Bougie blanche				31 et 38 nm (combustion) 46 nm (extinction)		3 modes : 2,5-9 nm / 10-30 nm / 100-300 nm	
Bougie parfumée							
Chauffage d'appoint à pétrole							
Cuisson four/rôti							
Cuisson four/saumon							
Cuisson Panés poisson							
Cuisson pâtes/eau							
Cuisson steak/beurre							
Cuisson steak/huile	de 30 à 100 nm (huile chauffée)						
Encens fruité						de 93 à 143 nm	
Encens pin							
Four nettoyage pyrolyse							
Four préchauffage (200°C)							
Fumée de cigarette		90 nm (cigarette fumée)	183 nm				150-200 nm
Imprimante laser A (*)							
Imprimante laser B							
Plaque électrique							
Spray dépoussiérant (*)							
Spray désodorisant bleu							
Spray désodorisant jaune							
Spray insecticide							

Tableau 4-6 : Comparaison des diamètres médian en nombre (CMD) des activités domestiques avec d'autres études.

La comparaison des taux d'émission entre les différentes études montre globalement des valeurs du même ordre de grandeur. Les écarts les plus significatifs sont observés en comparant nos données aux valeurs déterminées par Hussein et al. (2006), notamment bougies et encens. Un écart important est également observé sur le taux d'émission des sprays, lié à la différence de durée d'activité entre les 2 études en cause (3 s dans notre étude contre 20 s pour Afshari et al. (2005)). De manière générale, notre étude montre des niveaux d'émissions globalement supérieurs aux autres études. Ce qui peut s'expliquer par la prise en compte d'un domaine de taille plus important et par les conditions aérauliques appliquées qui limitent les phénomènes de coagulation tendant à diminuer le nombre de particules, ce qui n'est pas forcément le cas dans les autres études.

Les valeurs obtenues dans notre étude sont plus proches de l'émission primaire de particules et par conséquent directement utilisable dans un environnement donné pour prédire la concentration en nombre de particules à condition d'intégrer les interactions associées aux phénomènes de coagulation et de condensation de vapeur. A contrario, les données d'émission déterminées dans les autres études intègrent déjà tout ou partie de ces interactions. Les

transposer à d'autres environnements avec des conditions thermo-aérauliques différentes, et par voie de conséquence des interactions différentes, serait une source d'erreur.

Environnement	Emission moyenne (#·s ⁻¹)			
	Cette étude	Wallace et al. (2004)	He et al. (2004)	Hussein et al (2006)
diamètre minimum (nm)	5	10	7	7
Aspirateur	2.10E+10		1.62E+09	
Bougie blanche	6.05E+09			1.40E+08
Bougie parfumée	2.38E+10			
Chauffage d'appoint à pétrole	1.77E+11			
Cuisson four/rôti	1.03E+11		entre	jusqu'à 1E+10
Cuisson four/saumon	6.41E+10		5.83E+08	
Cuisson Panés poisson	5.52E+10	2.78E+09	(bouilloire)	
Cuisson pâtes/eau	7.03E+09		et	
Cuisson steak/beurre	9.20E+10		1.22E+10	
Cuisson steak/huile	7.62E+10		(grillade)	
Encens fruité	6.90E+09			3.80E+08
Encens pin	7.07E+09			
Four nettoyage pyrolyse	5.00E+10			
Four préchauffage (200°C)	6.62E+09			
Fumée de cigarette	6.84E+09		3.17E+09	1.40E+09
Imprimante laser A (*)	8.61E+05			
Imprimante laser B	9.16E+08			
Plaque électrique	2.61E+10			
Spray dépoussiérant (*)	5.26E+10			
Spray désodorisant bleu	3.03E+11			
Spray désodorisant jaune	5.72E+11			
Spray insecticide	7.93E+11			

Environnement	Emission moyenne (#·s ⁻¹)			
	Afshari et al. (2005)	Zai et al. (2006)	See et al. (2007)	Wensing et al. (2006)
diamètre minimum (nm)	20	10	5,6	7
Aspirateur	6.00E+08			
Bougie blanche	6.00E+10	de 2.80E+09 à 6.94E+09		
Bougie parfumée	1.50E+10			
Chauffage d'appoint à pétrole				
Cuisson four/rôti	1.40E+10			
Cuisson four/saumon				
Cuisson Panés poisson				
Cuisson pâtes/eau				
Cuisson steak/beurre				
Cuisson steak/huile				
Encens fruité			de 1.4E+09 à 3.9E+09	
Encens pin				
Four nettoyage pyrolyse				
Four préchauffage (200°C)				
Fumée de cigarette	6.30E+09			
Imprimante laser A (*)				Entre 3E+06 et 3E+09
Imprimante laser B				
Plaque électrique	1.10E+10			
Spray dépoussiérant (*)				
Spray désodorisant bleu	4.00E+09			
Spray désodorisant jaune				
Spray insecticide				

Tableau 4-7 : Comparaison des taux d'émission en nombre de particules (données DMS500) avec d'autres études. (* : données CNC).

4.4. Contribution des activités domestiques à la pollution particulaire intérieure

4.4.1. Représentativité des scénarios utilisés

La représentativité a été le principal critère d'élaboration du scénario pour simuler une activité domestique donnée. Mais les comportements étant relativement variables d'un individu à l'autre, la représentativité s'arrête à un usage donné de l'activité en question.

Les différentes activités ont été reproduites au minimum deux fois. Une bonne reproductibilité a été obtenue dans la majorité des cas selon la sensibilité des instruments. Le nettoyage du four par pyrolyse ainsi que le préchauffage de la plaque électrique sont les activités les plus difficiles à reproduire. Dans les 2 cas, l'inconnue était la charge initiale de matière aérosolisable fonction dans le premier cas du nombre et de la nature des cuissons précédentes et dans le second cas, de la nature et quantité de particules / poussières déposées en surface. Ces deux paramètres sont difficilement maîtrisables en situation réelle. En terme d'exposition, il est sans doute préférable de considérer à l'avenir des scénarios majorants pour déterminer l'impact de ces sources.

Des différences ont été observées entre sources du même type (encens, bougies, sprays). Il est difficile de dire si les différences observées au sein d'une même famille de produits restent du même ordre que celles observables entre les différentes sources. Les premiers résultats de cette étude tendraient à dire qu'il existe une spécificité liée au type d'activité considérée, mais trop peu de sources sont aujourd'hui caractérisées. Par conséquent, il reste difficile d'étendre les résultats observés à une famille complète de produits. Par contre, les résultats semblent tout à fait exploitables d'un point de vue relatif en terme d'impact d'une activité par rapport à une autre.

4.4.2. Estimation de la fréquence d'utilisation des différentes sources

Déterminer l'usage et la fréquence des différentes activités domestiques est une étape clé dans la détermination de l'exposition des occupants aux particules qui leur sont associées. Quelques éléments de réponse sont disponibles à partir des données de l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur et d'une étude régionale sur la consommation électrique des ménages (ECUEL, 1999). D'autres enquêtes notamment liées à l'usage du gaz permettraient d'étendre les fréquences d'utilisation à d'autres activités domestiques non testées dans la présente étude.

Les plaques électriques en fonte équipent plutôt les personnes seules ou ayant peu de besoin (personnes âgées). Selon une étude régionale de 1999 dans la Drôme et l'Ardèche, 13,3% des logements cuisinant exclusivement à l'électricité (n = 98) sont équipés de plaques électriques (ECUEL, 1999). La charge d'utilisation horaire est principalement liée à la préparation du déjeuner et du dîner. La durée de fonctionnement quotidien des plaques de cuisson en fonte varie de 2 à 56 minutes. La valeur moyenne est de 26 minutes par jour.

	Taux d'équipement n appareils / n logements
Plaques vitrocéramiques	57.10%
Plaques chauffantes en fonte	13.30%
Table à induction	9.20%
Cuisinière électrique	18.60%
Micro-ondes	44.90%
Micro-ondes grill (et/ou chaleur tournante)	32.70%
Grand four à pyrolyse, chaleur tournante	22.40%
Grand four à pyrolyse, convection naturelle	17.30%
Grand four à catalyse, chaleur tournante	14.30%
Grand four à catalyse, convection naturelle	3.10%
Grand four à nettoyage manuel, chaleur tournante	2.00%
Grand four à nettoyage manuel, convection naturelle	2.10%

Tableau 4-8 : Taux d'équipement des logements enquêtés en appareils de cuisson électrique (ECUEL, 1999).

Les fours à nettoyage par pyrolyse utilisant un mode de cuisson par convection naturelle ne représente que 17,30% de l'échantillon. Par contre, la fonction pyrolyse est présente dans près de 40% des logements enquêtés et les fours électriques de manière générale équipent plus de 60% des foyers. En moyenne, les fours à pyrolyse fonctionnent 36 minutes/j (entre 3 et 95 min/j). Cette valeur est supérieure de 33 % à celle des fours à catalyse. Elle correspond à une durée hebdomadaire d'utilisation de 4,2 heures et annuelle de 218 heures (ECUEL, 1999).

L'Observatoire de la qualité de l'air intérieur a mené une campagne de mesures et d'enquêtes dans 567 logements en France métropolitaine de septembre 2003 à décembre 2005 (Kirchner et al., 2006). Les données brutes issues des questionnaires donnent des premiers éléments sur la présence et la fréquence d'utilisation de certaines activités domestiques. Comme au moment de la rédaction de ce rapport les données n'étaient pas encore validées, les éléments qui vont suivre sont sujets à modification a posteriori. Elles permettent néanmoins de se faire une idée à l'échelle de l'échantillon de l'utilisation de ces sources et de leur impact potentiel.

Le Tableau 4-9 donne les fréquences d'utilisation des différents appareils de cuisson.

	Tous les jours	Occasionnellement	Jamais	Sans réponse
Cuisson - Utilisation micro-ondes	37.0%	22.8%	39.5%	0.7%
Cuisson - Utilisation four traditionnel	13.1%	81.7%	4.8%	0.5%
Cuisson - Utilisation Plaques chauffantes	28.4%	18.0%	49.7%	3.9%
Cuisson - Utilisation Brûleurs	70.7%	4.2%	22.4%	2.6%

Tableau 4-9 : Fréquence d'utilisation des équipements de cuisson à l'échelle du ménage (n = 567, données brutes OQAI).

Les plaques chauffantes représentent les appareils de cuisson les moins utilisés : 50% des ménages enquêtés ne l'utilisent jamais. Mais, près de 28% utilise ce moyen pour cuire les aliments tous les jours.

A l'échelle de la semaine d'enquête, le mode de cuisson le plus souvent utilisé est la cuisson à l'eau (19% tous les jours et 60% plusieurs fois par semaine). Le four traditionnel est également utilisé de préférence plusieurs fois par semaine, mais pas tous les jours. Griller les aliments apparaît comme un mode de cuisson plus rare et pas systématique, tout comme la cuisson par friture ou à la vapeur (Tableau 4-10).

Par rapport au mois écoulé avant l'enquête, la préparation des repas intervient tous les jours à près de 80% (Tableau 4-11).

	Jamais	1/ semaine	Plusieurs fois / semaine	Tous les jours	Sans réponse	Ne sait pas
Au cours de la semaine, combien de fois avez-vous cuit des aliments AU FOUR TRADITIONNEL ?	25.4%	23.1%	47.8%	2.5%	1.1%	0.2%
Au cours de la semaine, combien de fois avez-vous cuit des aliments A L'EAU ?	6.5%	13.2%	59.6%	19.4%	1.1%	0.2%
Au cours de la semaine, combien de fois avez-vous cuit des aliments A LA VAPEUR ?	54.5%	15.0%	24.3%	4.6%	1.2%	0.4%
Au cours de la semaine, combien de fois avez-vous cuit des aliments PAR FRITURE ?	57.7%	20.5%	19.8%	0.7%	1.2%	0.2%
Au cours de la semaine, combien de fois avez-vous cuit des aliments PAR GRILLADE ?	52.0%	15.5%	30.2%	1.1%	1.1%	0.2%

Tableau 4-10 : Fréquence d'utilisation des modes de cuisson sur la semaine enquêtée (n = 567, données brutes OQAI).

	Rarement ou jamais	< 1 / semaine	1 / semaine	Plusieurs fois / semaine	Tous les jours	Sans réponse
Utilisation de l'aspirateur au cours des 4 dernières semaines / logement	9.7%	8.1%	28.9%	35.1%	13.1%	5.1%
Préparation des repas au cours des 4 dernières semaines / logement	1.4%	0.4%	0.2%	13.9%	78.8%	5.3%
Bricolage au cours des 4 dernières semaines / logement	35.3%	13.8%	12.9%	21.2%	12.0%	4.9%

Tableau 4-11 : Fréquence d'utilisation des activités de cuisson, entretien par aspiration mécanique et bricolage au cours du mois écoulé (n = 567, données brutes OQAI).

Au cours de la semaine d'enquête, les sprays désodorisants ont été utilisés dans environ 40% des logements avec une utilisation quasi-quotidienne (Tableau 4-12). Les sprays insecticides n'ont été utilisés que dans 10 % des logements et ce plutôt une fois dans la semaine. Il n'y a pas d'information spécifiques aux bougies et encens, mais environ 50% des ménages déclarent ne pas avoir utilisé d'autres formes de désodorisants parmi lesquels les bougies parfumées et les encens.

	Jamais	1/ semaine	Plusieurs fois / semaine	Tous les jours	En permanence	Sans réponse	Ne sait pas
Au cours de la semaine, vous avez utilisé dans votre logement un DESODORISANT ou des PARFUMS D'AMBIANCE sous forme d'AEROSOL ou VAPORISATEUR ou PISTOLET?	59.1%	7.6%	16.8%	13.6%	2.1%	0.9%	0.0%
Au cours de la semaine, vous avez utilisé dans votre logement un AUTRE TYPE DE DESODORISANT (diffuseur mèche, bougie, lampe, encens, pot pourri, désodorisant pour aspirateur, bloc WC, solide, gel, etc.)	49.2%	9.5%	9.0%	7.6%	23.8%	0.9%	0.0%
Au cours de la semaine, vous avez utilisé dans votre logement des INSECTICIDES ou PESTICIDES sous forme d'AEROSOL?	89.4%	5.6%	3.4%	0.4%	0.4%	0.9%	0.0%
Au cours de la semaine, combien de fois avez-vous NETTOYE LES SOLS PAR ASPIRATION mécanique ?	18.2%	32.5%	38.8%	9.5%	0.0%	0.9%	0.2%

Tableau 4-12 : Fréquence d'utilisation des activités de cuisson, entretien par aspiration mécanique et bricolage au cours de la semaine d'enquête ($n = 567$, données brutes OQAI).

Ces éléments méritent d'être approfondis avant d'être pleinement exploitées avec les données d'émissions de particules pour pouvoir déterminer l'exposition des occupants. Celle-ci nécessite d'estimer l'impact relatif des émissions de particules en termes de concentrations à l'échelle d'une pièce, c'est-à-dire de transposer les résultats obtenus en enceinte expérimentale à un environnement intérieur donné.

4.4.3. Impact relatif des activités à l'échelle d'une pièce

Déterminer l'impact relatif des différentes activités domestiques testées nécessite de prendre en considération un environnement intérieur donné, une stratégie de ventilation, une durée d'activité, une ou plusieurs formes d'interactions (avec les parois, les molécules en phase gazeuse et les particules (émises et environnantes)) et un modèle prédictif. L'objectif est ici d'appréhender l'impact d'une source par rapport à une autre et pas nécessairement d'exploiter l'impact absolu.

L'environnement intérieur sélectionné est le modèle de la pièce standard développée au Danemark et largement utilisée dans les procédures d'évaluation d'émissions de composés organiques volatils issues des matériaux de construction (AFNOR, 2006, AFSSET, 2006). La pièce modèle est représentative d'une pièce de vie avec les caractéristiques suivantes :

- Surface sol ou plafond : 7 m²
- Surface totale murs : 24 m²
- Volume de la pièce : 17,4 m³
- Taux de renouvellement d'air : 0,5 h⁻¹.
- Rapport Surface totale / volume = 2,18 m²·m⁻³.

Certaines activités comme la préparation des repas se font généralement dans une cuisine séparée ou non. Les caractéristiques d'une cuisine peuvent sensiblement s'éloigner de la pièce modèle en terme de dimensions et de taux de renouvellement d'air (si elle est équipée d'une hotte en fonctionnement et / ou d'une ventilation mécanique contrôlée). Néanmoins, les caractéristiques aérauliques de la pièce modèle permettent de prendre en compte les cuisines très faiblement ventilées. Un scénario encore plus majorant serait de diminuer le volume de la pièce (scénario vraisemblable).

L'impact des activités testées est estimé à partir des scénarios utilisés notamment en terme de durée et de taux d'émission. Le changement de la durée d'émission a un impact considérable sur la concentration de particules en suspension dans l'air. Les taux d'émissions moyens déterminés pour la concentration totale de particules émises (données DMS500 : 5-1000 nm) dans l'enceinte sont transposés tels quels au modèle. L'hypothèse que les conditions aérauliques ne modifient pas ou peu les facteurs d'émissions reste à confirmer par des études spécifiques.

L'estimation de l'impact est limité aux seules émissions primaires, telles que caractérisées dans l'enceinte expérimentale. Les interactions gaz – particule ou inter-particules ne sont pas considérées ici car elles nécessitent de déterminer les différentes constantes d'interaction. Ces données peuvent être déterminées en approfondissant l'exploitation des données collectées lors de cette étude, ce qui nécessitent du temps supplémentaire, ou encore par des études spécifiques dédiées. Par conséquent, dans une première approche, la contribution de ces interactions est négligée devant les interactions avec les parois : dépôt par diffusion ou sédimentation.

Les constantes de dépôt sont le produit de la vitesse de dépôt (v_d) par le rapport surface / volume (S/V : surface totale des parois ramenée au volume). Les décroissances expérimentales obtenues montrent un écart significatif avec les taux de renouvellement d'air déterminés à partir du débit d'extraction (voir Tableau 4-1). Les différences lorsqu'elles sont positives peuvent être interprétées comme des constantes de dépôt ($K_d = v_d \cdot S/V$ exprimé en h⁻¹). Elles varient de 2 (plaque électrique) à 27 h⁻¹ pour la bougie blanche (hors scénarios de cuisson au four et chauffage). En considérant le rapport surface / volume de l'enceinte de 4,16,

4,59 (chauffage) ou 5,08 $\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$ (four), les vitesses de dépôt varient de l'ordre de 0,5 à 6,5 $\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$ (soit $1,3 \cdot 10^{-4}$ à $1,8 \cdot 10^{-3} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$). Au niveau des sprays, les vitesses de dépôts obtenues sont de l'ordre de $1,15 \cdot 10^{-3}$ à $1,65 \cdot 10^{-3} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Pour les encens, les valeurs observées sont de 0,9 – 1,6 ($\times 10^{-3} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$), les bougies 1,4 – 1,8 ($\times 10^{-3} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$). Lors de l'utilisation de la plaque électrique, les vitesses de dépôt trouvées sont de l'ordre de 1,3 – 7,6 ($\times 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$), mais un biais existe du fait que la décroissance observée survient au moment de la diminution de la température de la plaque au cours du premier cycle de chauffe et pas au moment de l'arrêt de la source.

Ces valeurs sont relativement élevées par rapport aux données présentées à la Figure 4-23 et rassemblées par Lai (2002). Au regard des CMD observées pour les différentes sources, peu d'études présentent des résultats associés à ces diamètres de particules. Ces écarts peuvent s'expliquer par les conditions aérauliques particulières appliquées dans l'enceinte : flux d'air ascendant, cône d'accélération du flux d'air, ventilateur homogénéisant la zone de prélèvement. Par ailleurs, comme précédemment discuté d'autres interactions sont susceptibles d'intervenir et modifier la décroissance globale de la concentration, la compenser dans le cas des scénarios de cuisson au four ou l'accroître lors de l'utilisation du chauffage.

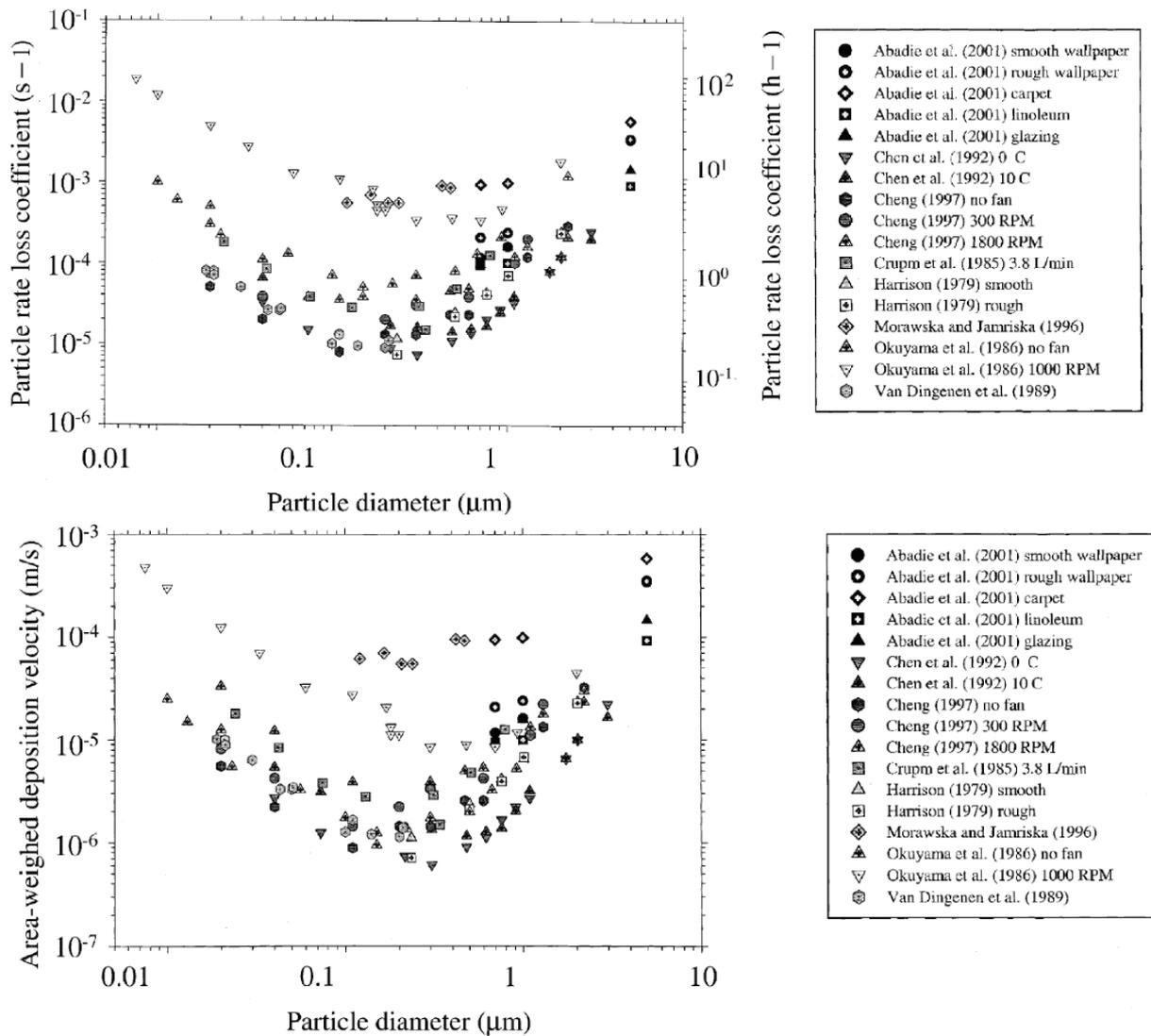


Figure 4-23 : Constantes et vitesses de dépôt obtenues en petites enceintes par différentes études (Lai, 2002).

Compte tenu de ces éléments, il ne semble pas pertinent d'utiliser les vitesses de dépôt trouvées dans cette étude pour les appliquer à un scénario en situation réelle avec des caractéristiques aérauliques qui s'écartent de celles de l'enceinte expérimentale. La phase 2 de l'étude réalisée au LEPTAB montre d'ailleurs l'incidence de la vitesse de brassage sur les vitesses de dépôt déterminées en petite enceinte.

En conséquence, les vitesses de dépôts utilisés pour déterminer l'impact relatif des différentes sources sont déduites de l'étude réalisée par He et al. (2005) dans 14 cuisines de maisons individuelles. La cuisson d'un demi oignon dans l'huile d'arachide à la poêle représentait l'activité source de particules. A partir de ces données obtenues pour deux scénarios de ventilation, les auteurs ont déduit une relation polynomiale d'ordre 2 entre la constante de dépôt k_d (en h^{-1}) et le logarithme du diamètre de la particule (en μm). La relation établie pour des conditions de ventilation faible ($0,6 h^{-1}$ dans l'étude) a été utilisée pour déterminer la vitesse de dépôt associée au CMD de chaque activité testée :

$$k_d = 1.98962 + 1.39218 \log(d_p) + 1.43742 (\log(d_p))^2$$

L'hypothèse utilisée ici ne tient pas compte de l'incidence de la nature des particules sur la vitesse de dépôt, laquelle peut être significative (voir conclusions de la phase 3 du projet).

Les pertes par dépôt sont minimales pour un diamètre de particules compris entre 0,1 et 1 μm . Les phénomènes de condensation et coagulation tendraient à augmenter le diamètre des particules émises vers le mode d'accumulation avec la conséquence immédiate de pertes par dépôts moindres et donc une persistance plus importante dans les environnements intérieurs.

L'évolution de la concentration dans la pièce modèle (infiltration de l'air extérieur considérée comme négligeable) est donnée par le bilan de conservation suivant :

$$\frac{dC}{dt} = \frac{E}{V} - (k_v + k_d)C - (k_v + k_d)C_0$$

Avec C : concentration totale en nombre de particules (5 – 1000 nm) en $\# \cdot cm^{-3}$, C_0 : concentration de particules initialement présentes dans la pièce, t : temps (h), E : facteur d'émission moyen indépendant du temps ($\# \cdot h^{-1}$), V : volume de la pièce, k_d : constante de dépôt (h^{-1}) et k_v : taux de renouvellement d'air (h^{-1}).

Cette équation différentielle se résout facilement pour donner :

$$C = \frac{E}{(k_d + k_v)V} (1 - \exp(-(k_d + k_v)t)) + C_0 \exp(-(k_d + k_v)t)$$

Le dernier terme sera négligé dans nos calculs pour mettre en avant l'impact relatif des sources et permettre d'apprécier la contribution des activités domestiques à la concentration de particules dans l'air intérieur.

Après l'arrêt de la source, la relation devient :

$$C = C_{\max} \exp(-(k_d + k_v)t)$$

Avec C_{\max} , concentration maximale atteinte au moment de l'arrêt de l'activité.

Les évènements spécifiques à un scénario donné ne sont pas pris en compte dans un premier temps car nécessitant de déterminer le facteur d'émission propre à chaque phase ou évènement d'un scénario.

L'impact relatif des différentes activités sur la concentration intérieure de particules (concentration totale 5 - 1000 nm) est illustré dans les figures suivantes : Figure 4-24

(utilisation d'un four électrique), Figure 4-25 (cuisson avec une plaque électrique), Figure 4-26 (utilisation de sprays), Figure 4-27 (utilisation de bougies, encens, cigarette) et Figure 4-28 (aspirateur et chauffage d'appoint). Les données issues du CNC3007 ont été utilisées pour exprimer l'impact de la cigarette et du spray dépoussiérant. Les imprimantes laser présentant des niveaux négligeables n'ont pas été pris en compte.

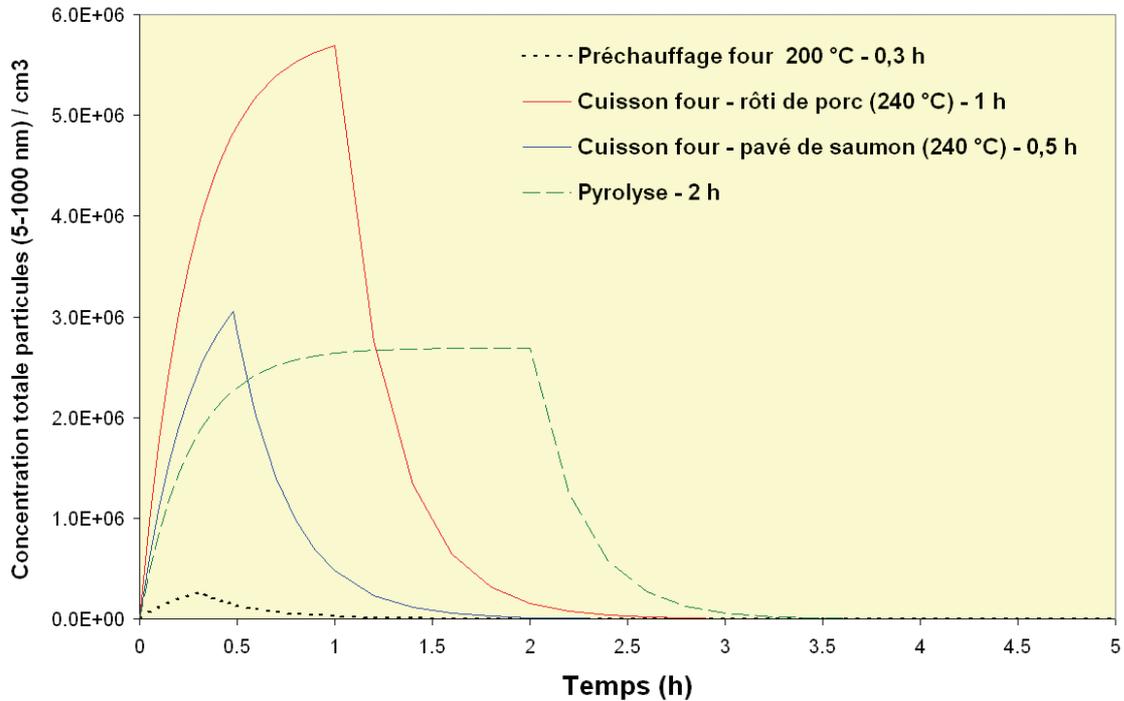


Figure 4-24 : Impact relatif des différentes activités utilisant le four sur la concentration en nombre de particules dans la pièce modèle.

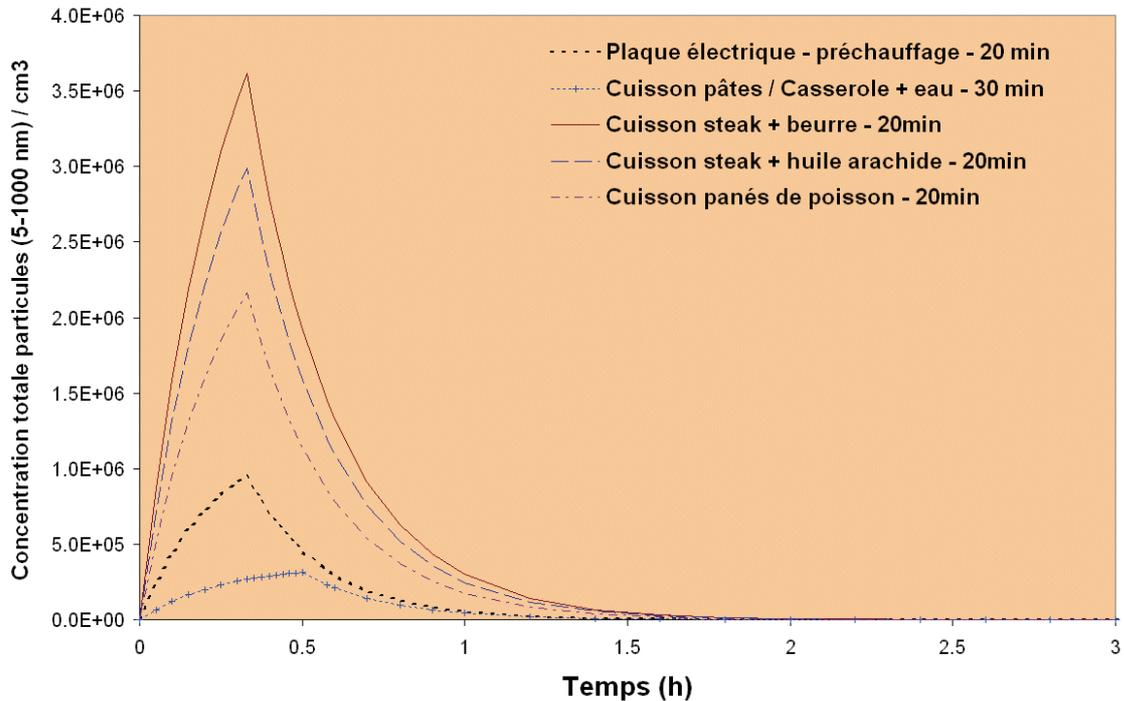


Figure 4-25 : Impact relatif des différentes activités de cuisson utilisant la plaque électrique sur la concentration en nombre de particules dans la pièce modèle.

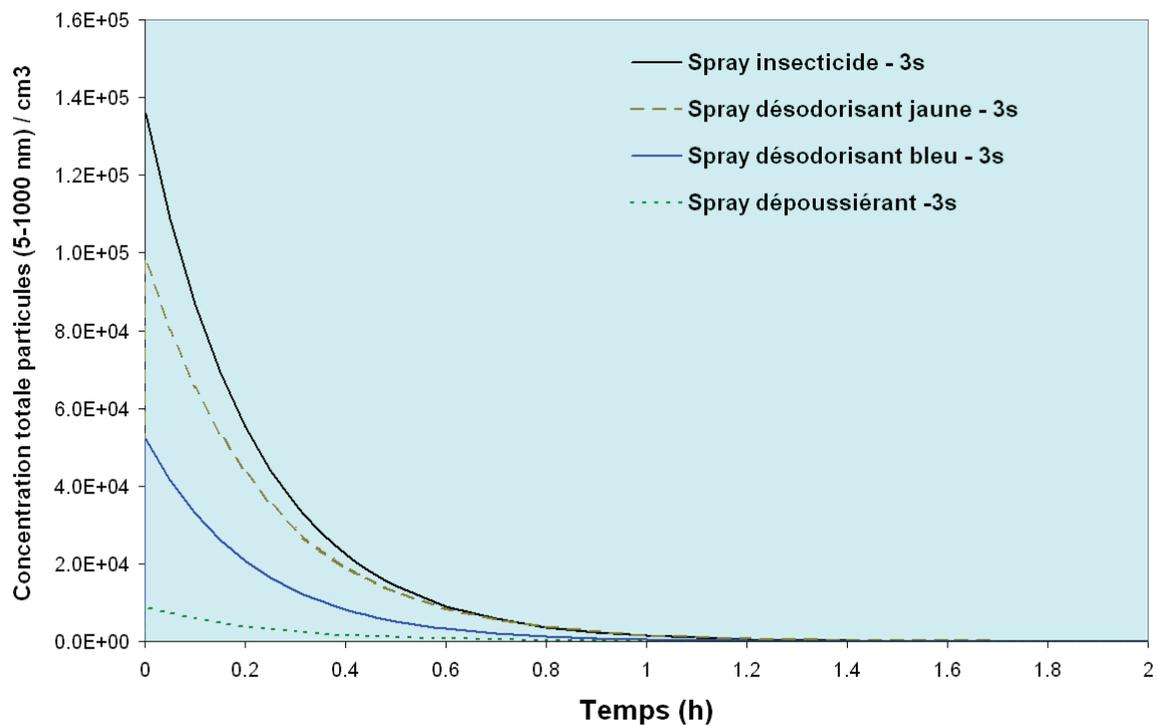


Figure 4-26 : Impact relatif des différents sprays sur la concentration en nombre de particules dans la pièce modèle.

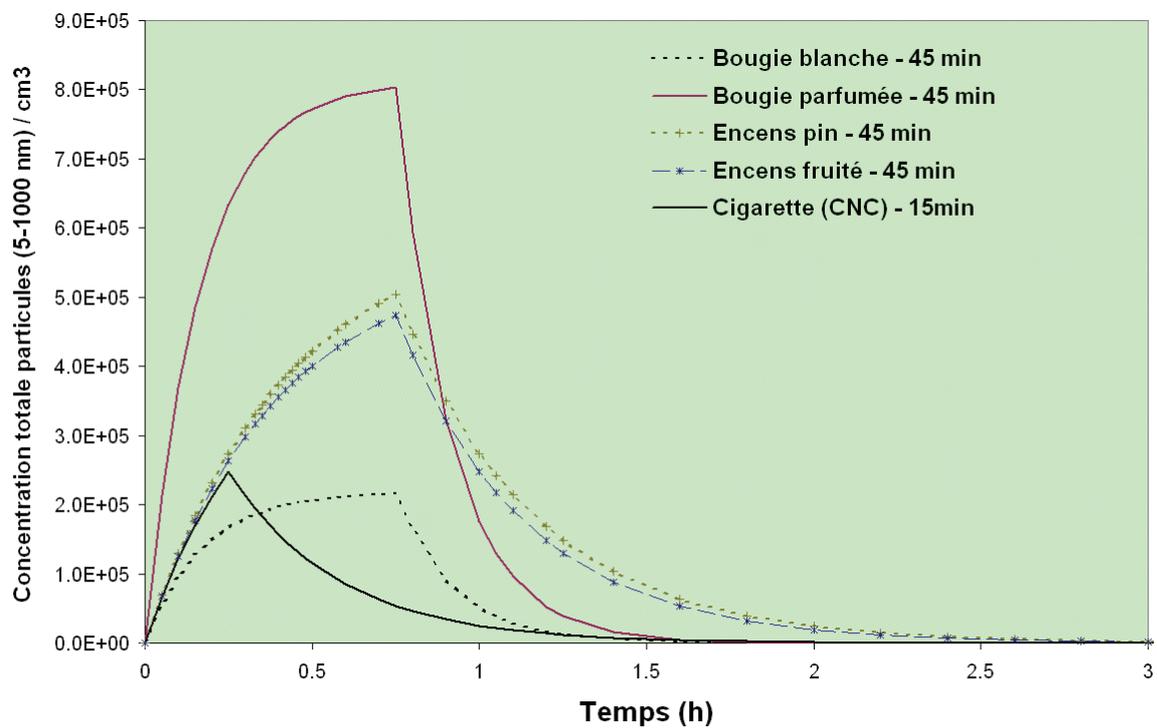


Figure 4-27 : Impact relatif de l'utilisation de bougies ou encens comparée à une cigarette sur la concentration en nombre de particules dans la pièce modèle.

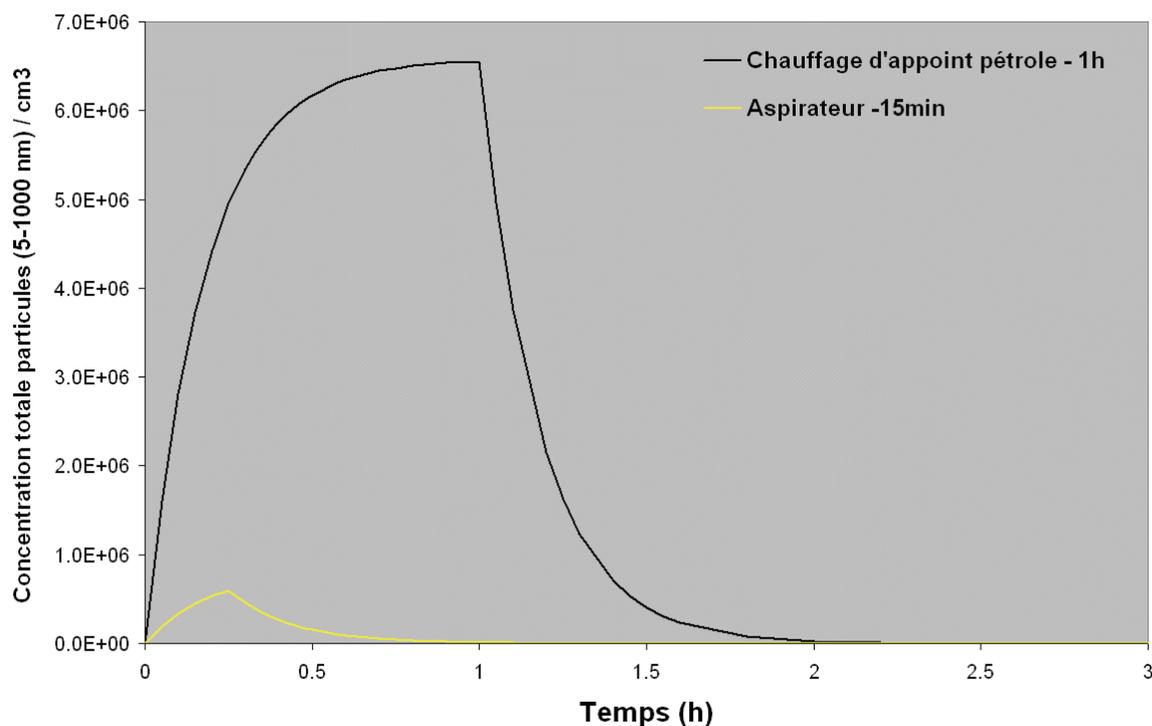


Figure 4-28 : Impact relatif de l'usage de chauffage d'appoint à pétrole ou d'un aspirateur traîneau sur la concentration en nombre de particules dans la pièce modèle.

Le Tableau 4-13 résume l'impact relatif des activités domestiques sur la concentration intérieure en nombre de particules et le temps nécessaire pour revenir au niveau initial après l'arrêt de l'activité en fonction de la durée de l'activité et de la constante de dépôt calculée selon He et al. (2005) considérant le CMD (diamètre médian en nombre) approprié.

De toutes les activités testées, le chauffage d'appoint apparaît comme une source majoritaire de particules dans l'environnement intérieur. La concentration maximale atteinte, quasiment la valeur à l'équilibre, est de $6,6 \cdot 10^6 \text{ \#} \cdot \text{cm}^{-3}$. De plus, seule 1 heure de fonctionnement a été considérée. La durée effective d'utilisation devrait être bien plus importante que cela. La persistance des particules dans la pièce est relativement faible, de 3 heures d'après le modèle.

La cuisson au four électrique à haute température (240 °C) d'aliments gras (rôti de porc) représente également une source importante de particules dans l'environnement intérieur tant par la concentration maximale atteinte au bout d'une heure (près de $6 \cdot 10^6 \text{ \#} \cdot \text{cm}^{-3}$) que par la persistance des particules dans la pièce (4h30 après l'arrêt). L'impact est deux fois plus important que la cuisson du saumon au four (aliment moins gras qu'un rôti de porc). L'impact prend en compte à la fois la durée de cuisson et les événements d'ouverture de porte. Il serait nécessaire d'affiner le scénario en tenant compte de ces événements et des facteurs d'émissions associés.

Le nettoyage du four par pyrolyse représente lui un processus continu qui aboutit à une concentration d'équilibre de $2,7 \cdot 10^6 \text{ \#} \cdot \text{cm}^{-3}$ dans la pièce de référence. Mais avec une persistance de 4h30, l'impact du nettoyage par pyrolyse se fait ressentir durant 6h30 au total.

L'utilisation d'une plaque électrique en fonte pour les activités de cuisine influe de manière variable selon le mode de cuisson. Cuisiner à l'eau présente l'impact minimal en terme de concentration maximale atteinte et de persistance. L'impact de la cuisson à la poêle est fonction du type et de la quantité de matières grasses. L'adjonction de beurre ou d'huile

d'arachide associé à la matière grasse présente au sein du steak haché contribue à la concentration en nombre de particules dans la pièce pendant près de 5 heures (20 min de cuisson et 4h40 de persistance des particules émises). La cuisson des panés de poisson surgelés présente un impact moindre.

Les autres activités présentent un impact nettement plus faible que les activités de chauffage ou de cuisson. La contribution des sprays est moindre avec une concentration maximale atteinte comprise entre 10^3 et $10^5 \text{ \#}\cdot\text{cm}^{-3}$, mais avec une persistance de plus de 2 heures pour 3 secondes de pression. L'utilisation d'encens entraîne une persistance de particules dans l'air de près de 6 heures après la consommation totale du bâtonnet.

	Durée activité	k_d (h^{-1})	C max ($\text{\#}\cdot\text{cm}^{-3}$)	Temps de retour à 0 après arrêt (h)
Chauffage à pétrole	1 h	5.1	6.60E+06	3
Cuisson four/rôti	1 h	3.1	5.70E+06	4.5
Cuisson steak/beurre	20 min	3.2	3.60E+06	4.7
Cuisson steak/huile	20 min	3.2	3.00E+06	4.7
Cuisson four/saumon	30 min	3.1	3.00E+06	4.5
Pyrolyse four	2 h	3.3	2.70E+06	4.5
Cuisson Panés poisson	20 min	3.3	2.20E+06	4.2
Préchauffage plaque électrique	20 min	3.8	9.50E+05	3.4
Bougie parfumée	45 min	5.6	8.00E+05	2.5
Aspirateur	15 min	4.9	6.00E+05	2.8
Encens pin	45 min	1.9	5.00E+05	5.8
Encens fruité	45 min	2.1	4.70E+05	5.8
Cuisson pâtes/eau	30 min	3.5	3.10E+05	3.5
Préchauffage four électrique	19 min	3	2.60E+05	4.2
Cigarette	15 min	2.5	2.50E+05	4.8
Bougie blanche	45 min	5.2	2.20E+05	2.5
Spray insecticide	3 s	4	1.40E+05	2.8
Spray désodorisant jaune	3 s	3.6	9.80E+04	3
Spray désodorisant bleu	3 s	4.1	5.20E+04	2.6
Spray dépoussiérant	3 s	3.8	9.00E+03	2.4

Tableau 4-13 : Impact relatif des activités domestiques exprimées en terme de concentration maximale atteinte et temps nécessaire pour revenir à l'état initial d'après le modèle.

4.4.4. Cas réel : maison individuelle – occupants non-fumeurs.

Afin de voir si les impacts relatifs des activités domestiques déterminés par le modèle sont représentatifs d'une situation réelle, le séjour d'une maison individuelle a été équipé d'un compteur optique DM1.108 (du 6 au 12 mars 2007) et d'un compteur à noyaux de condensation CNC3007 (du 10 au 17 mars 2007).

La maison individuelle située en zone péri-urbaine est occupée par un couple avec deux enfants dont les parents non-fumeurs travaillent 5 jours par semaine. La cuisine équipée d'une table de cuisson gaz et d'un four électrique donne directement dans le séjour par l'intermédiaire d'une porte constamment ouverte. Le système de ventilation de la cuisine est constituée d'une extraction mécanique contrôlée en fonctionnement permanent (2 vitesses possibles) et d'une hotte aspirante raccordée à l'extérieur.

Les instruments sont placés sur un meuble dans le séjour à 1 m de distance de la porte donnant sur la cuisine. L'enregistrement des données est réalisé sur un pas de temps de 1 min. Le CNC3007 doit être alimenté assez régulièrement en isopropanol pour que la mesure soit correcte. Cet instrument ne peut donc fonctionner de façon continue (sur plus de 8-10 heures) et est mis en route de façon ponctuelle durant la semaine d'utilisation.

Aucune recommandation n'a été donnée concernant les activités domestiques. Il était juste nécessaire de les renseigner au mieux en précisant l'heure de départ et l'heure de fin à la minute près. L'heure des instruments est calée entre eux et avec l'affichage du four micro-ondes.

Les données du CNC 3007 (Figure 4-29) montrent les niveaux de concentration de particules les plus élevés lors de la préparation du dîner, mettant particulièrement en évidence la contribution de cette activité. Les occupants sont soit absents au moment du déjeuner soit ont déjeuné à l'extérieur le midi en week-end (les 10 et 11 mars).

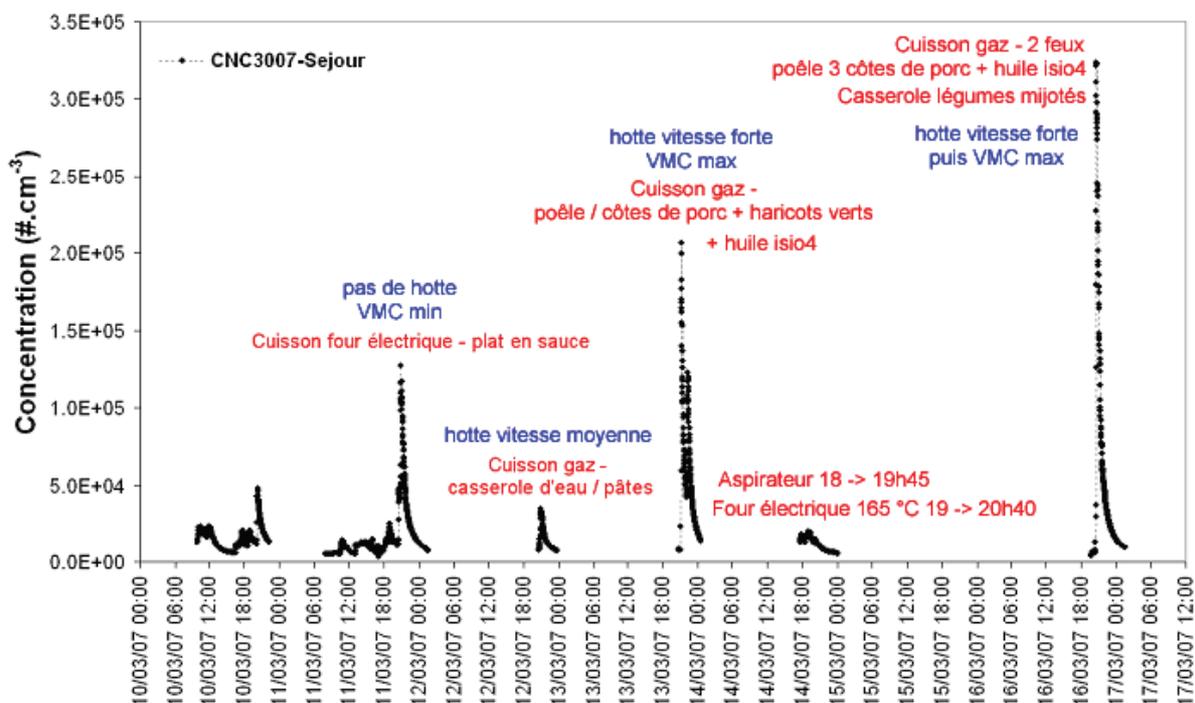


Figure 4-29 : Suivi de la concentration de particules dans un séjour de maison individuelle (non-fumeurs) mesurée par un CNC3007 (données corrigées des effets de coïncidence).

Par exemple, la concentration initiale de particules avant la préparation du dîner du 11 mars était de $1,1 \cdot 10^4 \text{ \#} \cdot \text{cm}^{-3}$. Elle passe à $1,2 \cdot 10^4 \text{ \#} \cdot \text{cm}^{-3}$ à la fin du préchauffage du four électrique (15 min). Elle est de $4,7 \cdot 10^4 \text{ \#} \cdot \text{cm}^{-3}$ quelques min après l'introduction du plat (pâtes en sauce tomate et fromage). Après la vérification de la cuisson, la concentration de particules monte à $10^5 \text{ \#} \cdot \text{cm}^{-3}$ pour finalement atteindre un maximum de $1,3 \cdot 10^5 \text{ \#} \cdot \text{cm}^{-3}$ au moment du retrait du plat 45 minutes plus tard. A partir de cet instant, il est nécessaire d'attendre 3h20 pour que le niveau en nombre de particules dans le séjour retourne au niveau initial avant la préparation du dîner.

Près de 7 heures sont nécessaires, pour que l'incidence de la préparation du dîner du 16 mars ne se repercute plus sur la concentration en nombre de particules au niveau du séjour.

Le compteur optique permet de suivre en continu le profil granulométrique (à partir de $0,3 \mu\text{m}$). Là encore, ce sont les activités associées à la préparation du dîner qui génèrent le plus de particules (Figure 4-30), avec des temps de retour au niveau initial assez longs pour les particules fines de $0,3 \mu\text{m}$ (plus de 8h30 après arrêt de l'activité le 6 mars, plus de 9 h le 7 mars, ou encore plus de 9h30 le 8 mars). Les temps de retour sont globalement plus longs que ceux observés avec le CNC3007 et mettent vraiment l'accent sur la persistance des particules dans le mode d'accumulation.

L'activité humaine est également mise en évidence notamment lors de l'agitation du matin avant de sortir pour se rendre sur le lieu de travail. Cette agitation matinale vient remettre en suspension les particules préalablement déposées au cours de la nuit.

L'ouverture des fenêtres et portes-fenêtres du samedi 10 mars semble également avoir une incidence sur le niveau de particules dans le séjour. Néanmoins, compte tenu de la présence des occupants pendant cette période elle reste difficile à séparer de l'activité humaine proprement dite.

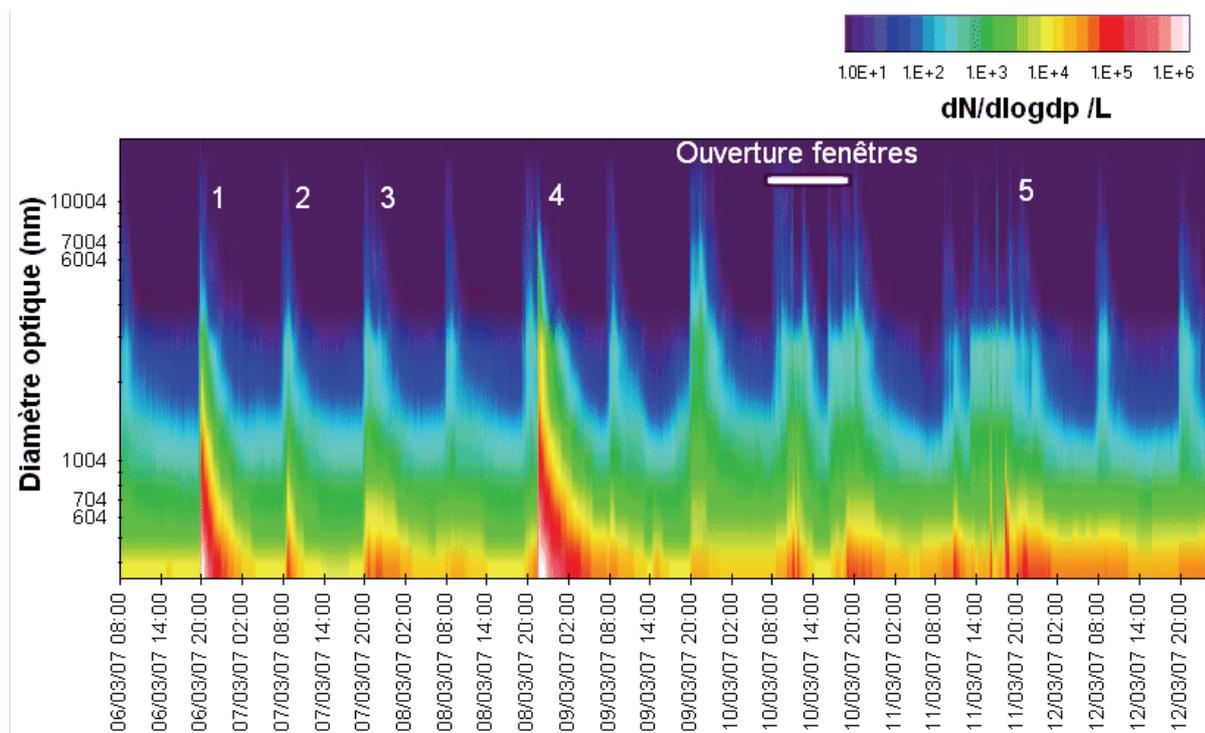


Figure 4-30 : Suivi du profil granulométrique (diamètre optique de $0,3$ à $20 \mu\text{m}$) dans le séjour d'une maison individuelle.

Exemples d'activités listés sur la Figure 4-30 :

- 1 : Cuisson gaz 1 brûleur : poêlée d'haricots verts sans huile 15 min (hotte en vitesse min), puis cuisson eau + raviolis 15 min suivi de 1 min micro-ondes.
- 2 : Départ des occupants de la maison
- 3 : Four électrique en fonctionnement + 2 brûleurs
- 4 : Cuisson gaz 1 brûleur – casserole eau + pâtes (18 min jusqu'à 21h05, VMC min et hotte vitesse intermédiaire 40 min) , puis cuisson poêle 3 côtes de porc avec beurre (10 min jusqu'à 21h30, VMC max et hotte vitesse forte 10 min puis vitesse faible 15 min).
- 5 : Cuisson four électrique 45 min : plat en sauce (VMC min, pas de hotte).

Des mesures complémentaires réalisées avec un autre compteur optique disposé dans une autre pièce (bureau) situé à deux pièces du séjour (portes intermédiaires ouvertes) montre que l'impact d'une source ne reste pas localisée simplement à une pièce mais qu'il finit par se répercuter dans une moindre mesure à l'ensemble du logement (Figure 4-31).

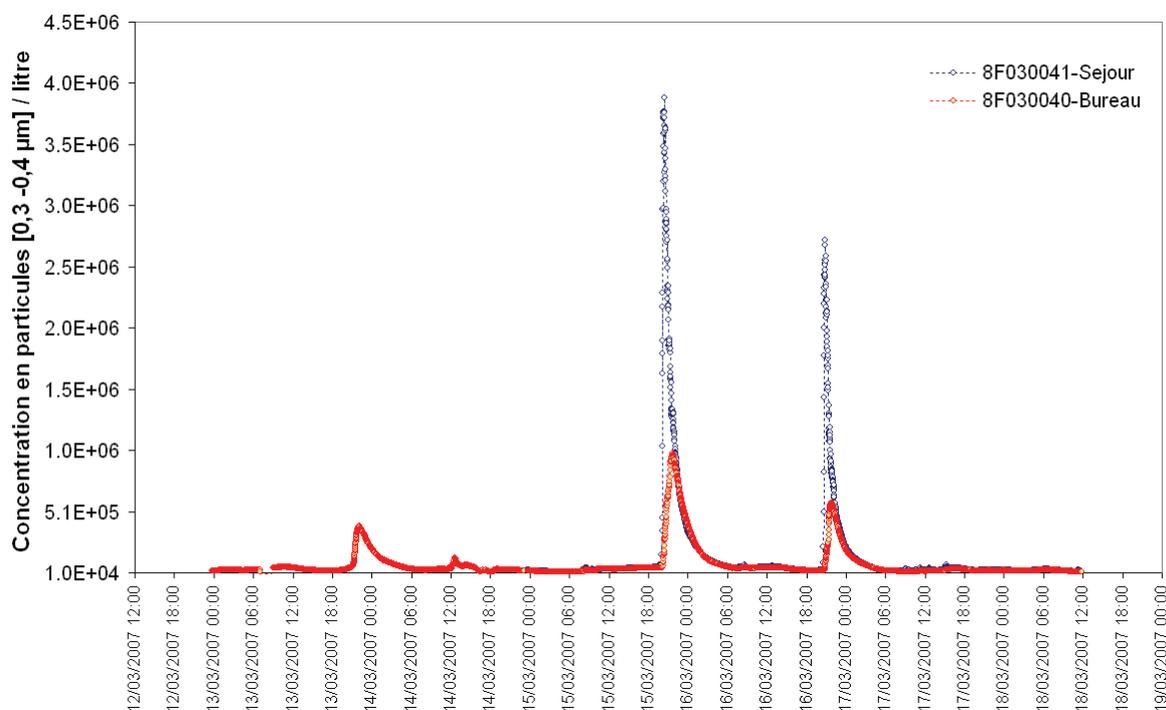


Figure 4-31 : Comparaison des mesures de particules par compteur optique dans deux pièces du logement.

Par rapport aux estimations données dans le chapitre précédent, les mesures en situation réelle montrent la prépondérance des activités de cuisine comme sources de particules dans l'environnement intérieur domestique. Les estimations semblent surestimées les concentrations maximales atteintes réellement. Une ou plusieurs hypothèses peuvent expliquer cette différence :

- Le volume du séjour est plus important que la pièce modèle considérée. Effectivement, le séjour est un grand volume ouvert d'environ 3 fois le volume de la cuisine.

- Les estimations ont été réalisées à partir des données DMS500 couvrant une gamme de taille plus importante que le CNC3007.
- Les effets de coïncidence au moment des pics de particules sont trop importants pour être corrigés et donc le CNC sous-estime la concentration réelle de particules au niveau du pic.
- Le taux de décroissance est plus important que celui utilisé dans le modèle. C'est vrai dans les premières minutes de la décroissance. Par contre, la décroissance observée ne suit pas un processus d'ordre 1 (Figure 4-32). Le taux de décroissance (exprimée comme la pente de la courbe) tend à diminuer au cours du temps. Cette observation montre l'incidence d'autres interactions et / ou de la variation du renouvellement d'air effectif au cours du temps.

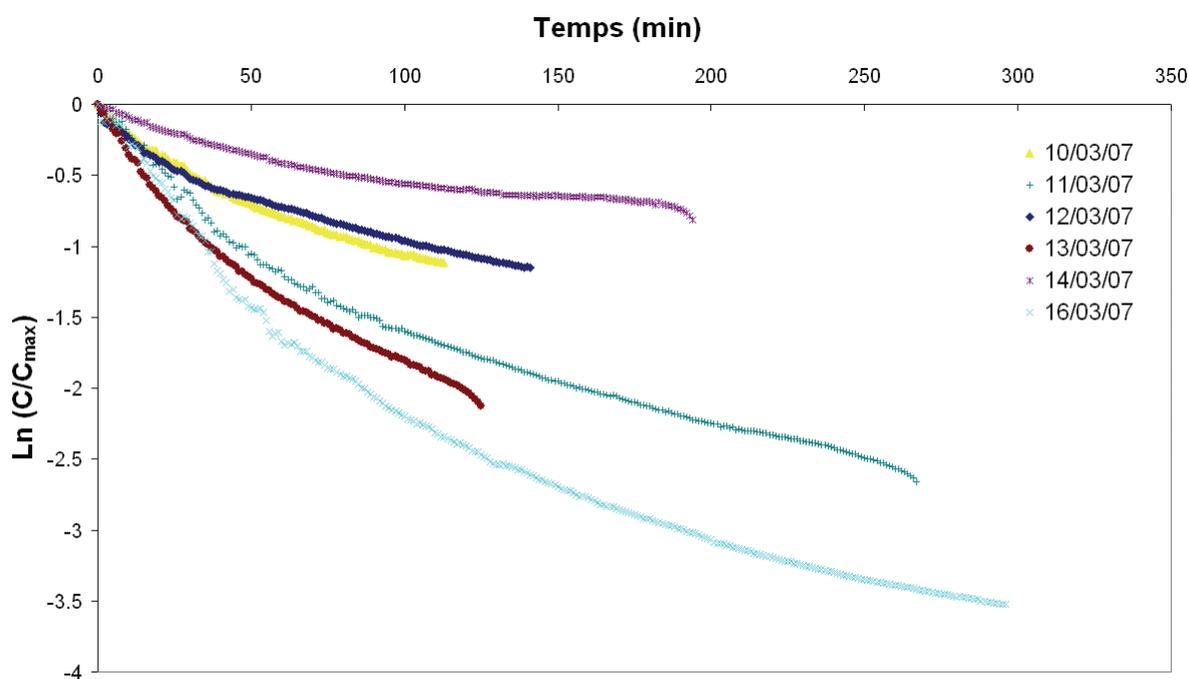


Figure 4-32 : Evolution du logarithme du rapport de concentration C/C_{max} en fonction du temps (données CNC3007).

5. Conclusion

Vingt et une activités domestiques au total ont été sélectionnées et caractérisées en enceinte expérimentale en terme d'émissions en nombre de particules. Ces activités peuvent être classées en 6 catégories:

- Combustion (bougies, encens, cigarette)
- Activités de cuisson (cuissons à la poêle sur plaque électrique, cuissons au four électrique)
- Utilisation de spray aérosols (désodorisant, insecticide et dépolluant)
- Chauffage (chauffage d'appoint à pétrole)
- Entretien des sols (aspirateur équipé de microfiltre)
- Bureautique (imprimantes laser)

Les activités ont été reproduites dans une enceinte expérimentale de 2,36 m³ sous un flux d'air dynamique ascendant dénué de particules, permettant la caractérisation des émissions primaires (interactions avec les parois, phénomènes de coagulation limités). Les prélèvements ont permis de suivre l'évolution de la concentration en nombre de particules dans l'enceinte et la variation de la distribution en taille de particules suivant leur diamètre de mobilité électrique (plage de 5 à 1000 nm sur 38 canaux), leur diamètre aérodynamique (plage de 30 à 8000 nm sur 12 canaux) et leur diamètre optique équivalent (plage de 350 nm à 20 µm sur 15 canaux).

L'ensemble de ces activités est une source significative de particules ultrafines pour l'environnement intérieur. Le diamètre médian en nombre (CMD) combiné à l'écart-type géométrique (σ_g) est caractéristique d'une activité.

Les taux d'émission en nombre de particules ont été déterminés pour l'ensemble des activités testées (Tableau 1). Les sprays aérosols, le chauffage d'appoint, la cuisson d'aliments au four ou à la poêle présentent les taux d'émissions les plus élevés jusqu'à $8 \cdot 10^{11}$ part. \cdot s⁻¹. Mais seuls le chauffage d'appoint, les cuissons à la poêle ou au four électrique et le nettoyage par pyrolyse du four présentent l'impact le plus important sur la concentration en nombre de particules dans l'environnement intérieur, compte tenu de la durée plus longue de ces activités.

CHAPITRE 2 : ANALYSE PHYSICO-CHIMIQUE DES EMISSIONS DE PARTICULES

1. Introduction

La caractérisation des sources a été faite en deux temps pour séparer les mesures en nombre (dénombrement) et les mesures en masse (impactions des particules sur filtres) car dans le premier cas les instruments nécessitent peu de matière alors que les analyses sur filtres demandent au contraire un maximum de matière collectée pour être sensibles.

La caractérisation chimique des particules (métaux, espèces ioniques de la fraction soluble, carbone organique / élémentaire et hydrocarbures aromatiques polycycliques ou HAP) a été conduite sur les sources les plus pertinentes en terme d'émissions de particules. Aussi, les sources telles que les imprimantes laser, la cuisson des pâtes mais également l'aspirateur traineau (dont la répétition des expérimentations aurait été très consommatrice de temps) ou certaines sources considérées comme des doublons (car finalement assez proches l'une de l'autre en terme d'émissions) : encens fruité et spray désodorisant bleu, n'ont pas fait l'objet d'expérimentations supplémentaires.

L'objectif de la caractérisation chimique est de pouvoir identifier des traceurs spécifiques et pouvoir ainsi remonter à l'origine des émissions de particules dans les environnements intérieurs.

2. Matériel & Méthodes

2.1. Simulation des activités en enceinte expérimentale

De façon à se placer dans les mêmes conditions que les mesures en nombre réalisées, la répétition des activités a été préférée à leur multiplication. Dans certains cas, les deux ont été combinés pour accroître la sensibilité de la mesure. Le Tableau 2-1 résume les conditions de simulation des activités en indiquant le débit d'extraction mesurée en sortie de l'enceinte par un capteur de débit à réseau de fils chaud (Swemaflow 233, Suède), le nombre de répétitions réalisées, la durée d'activité cumulée et la masse totale perdue par la source durant cette période.

Les conditions aérauliques dans l'enceinte sont restées pratiquement inchangées par rapport aux mesures en nombre avec un taux de renouvellement d'air de $58,8 \pm 3,1 \text{ h}^{-1}$ (en considérant les débits de prélèvements).

Un compteur à noyaux de condensation (CNC 3007, TSI) et un compteur optique (Dust Monitor 1.108, GRIMM) ont été utilisés systématiquement pour suivre l'évolution de la concentration en particules dans l'enceinte au cours des simulations et garder un lien avec les expérimentations réalisées pour les mesures en nombre. Un exemple de mesures réalisé par chaque instrument est présenté Figure 2-1 et Figure 2-2.

Source	Essai	Débit extraction (m3/h)	Nombre de répétitions	Durée d'activité cumulée (min)	Masse perdue cumulée (g)
Blanc enceinte	1	136.8	0	--	--
Blanc enceinte	2	137.9	0	--	--
Bougie blanche (x4)	1	129.6	10	151	67
Bougie blanche (x4)	2	127.8	13	195	70.9
Bougie parfumée (x4)	1	126.0	16	248.4 (+4.8 briquet)	57.9
Bougie parfumée (x4)	2	130.3	15	226	44.5
Encens pin (x2)	1	126.7	2	104,5	2.2
Encens pin (x2)	2	137.2	2	111,3	2.7
Spray insecticide	1	131.0	17	1.0	97.6
Spray insecticide	2	136.8	17	1.1	129.7
Spray désodorisant jaune	1	131.8	15	2.38	165.9
Spray désodorisant jaune	2	139.3	15	2.38	162.8
Spray dépoussiérant	1	132.1	17	4.75	416.5
Spray dépoussiérant	2	137.9	17	4.77	409.4
Chauffage d'appoint au pétrole	1	130.0	11	183.5	non déterminée
Chauffage d'appoint au pétrole	2	--	--	--	--
Cuisson poêle - 4 panés de poisson	1	132.8	3	66.5 (dont 36.5 min préchauffage)	28.7
Cuisson poêle - 4 panés de poisson	2	130.7	3	65 min (dont 35 min préchauffage)	26.7
Cuisson poêle - 3 steaks + beurre 30g	1	132.3	4	68.2 min (dont 48.2 min préchauffage)	136.1
Cuisson poêle - 3 steaks + beurre 30g	2	133.4	4	65.6 min (dont 45.6 min préchauffage)	136.4
Cuisson poêle - 3 steaks + huile 10g	1	133.6	4	59,5 min (dont 40 min préchauffage)	151
Cuisson poêle - 3 steaks + huile 10g	2	132.7	4	63 min (dont 43 min préchauffage)	130.6
Cuisson four - rôti de porc	1	133.7	2	127 min (dont 22 min préchauffage)	437.5
Cuisson four - rôti de porc	2	136.4	2	121 min (dont 20 min préchauffage)	431.9
Cuisson four - saumon	1	136.8	3	84 min (dont 36 min préchauffage)	172.3
Cuisson four - saumon	2	137.3	3	86 min (dont 30 min préchauffage)	241
Nettoyage du four par pyrolyse	1	130.5	1	120 (+40 min refroidissement)	--
Nettoyage du four par pyrolyse	2	133.0	1	120 (+48 min refroidissement)	--

Tableau 2-1 : Synthèse des essais réalisés pour la caractérisation chimique des particules collectées

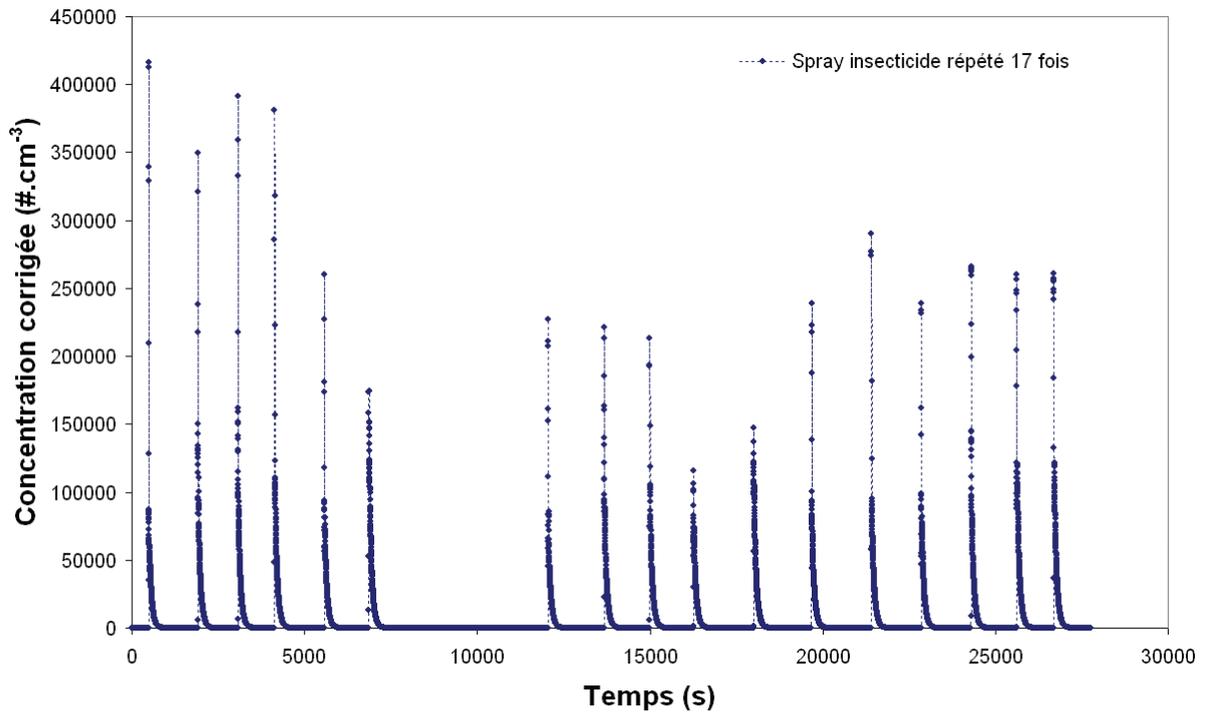


Figure 2-1 : Concentration en particules dans l'enceinte expérimentale lors de l'utilisation d'un spray insecticide 17 fois d'affilée (mesures CNC3007).

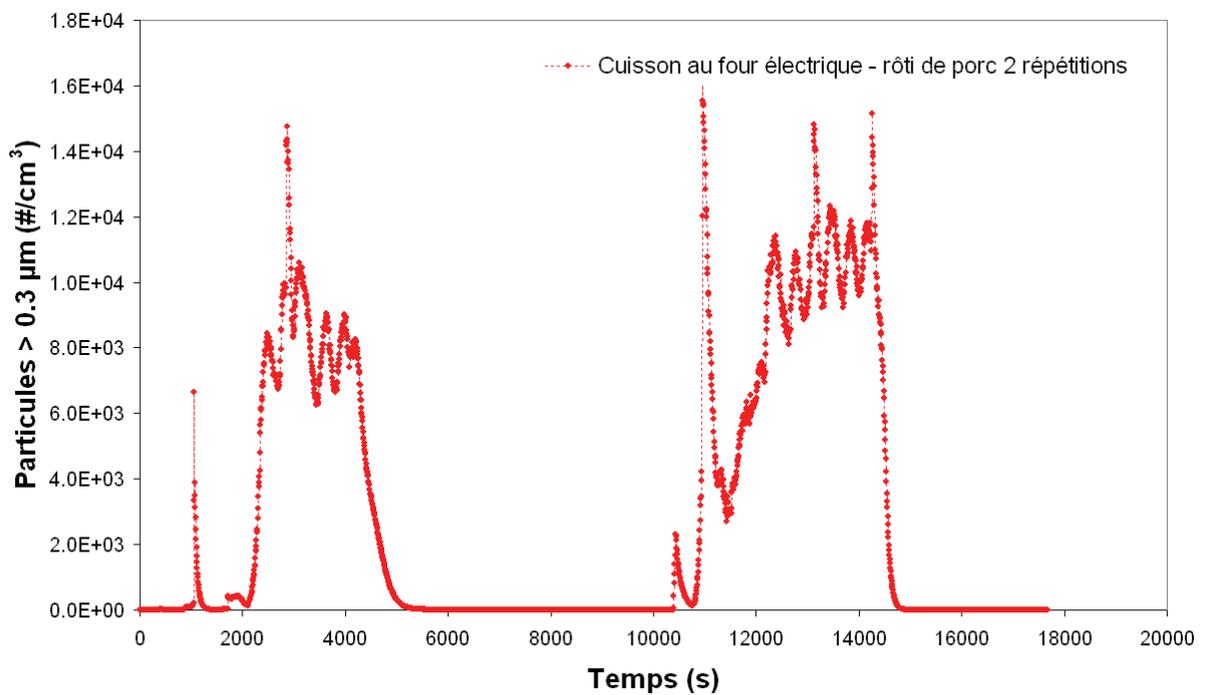


Figure 2-2 : Suivi de la concentration en nombre de particules (> 0,3 µm) dans l'enceinte lors de la simulation de 2 scénarios de cuisson d'un rôti de porc au four électrique (données DMI.108).

2.2. **Prélèvements par impaction**

Les particules émises dans l'enceinte expérimentale sont collectées à l'aide d'impacteurs Dekati PM-10 selon 4 fractions ($< 1 \mu\text{m}$, de 1 à $2,5 \mu\text{m}$, de $2,5$ à $10 \mu\text{m}$ et $> 10 \mu\text{m}$) recueillies sur des filtres de natures appropriées (membranes polycarbonates pour les analyses de métaux par PIXE, ou MEB, filtres en quartz pour l'analyse du carbone organique / élémentaire et filtres en fibres de verre téflonées pour l'analyse des espèces ioniques dans la fraction soluble ainsi que les HAP) pour les analyses en laboratoire. Les filtres ne sont pas graissés.

Les impacteurs fonctionnent à un débit de prélèvement de $9,7 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ fourni par une pompe à vide à membrane (KNF N035.1.2.AN18.IP44) et régulé par un banc de débitmètre massique DMP-4 (Calibrage Sarl). Ainsi 3 impacteurs PM-10 et un échantillonneur statique CATHIA (Capteur Aérosols Thoracique Inhalable Alvéolaire) pour l'observation au microscope électronique sont simultanément mis en service pour satisfaire aux besoins analytiques. Le débit de prélèvement de l'échantillonneur CATHIA est de $10 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1} \pm 5\%$ (pompe BRAVO SP, TECORA).

Les indicateurs mesurés sont les suivants :

- Gravimétrie (LHVP) : pesée des filtres en fibres de verre téflonés à l'aide d'une balance de précision de haute sensibilité ($1 \mu\text{g}$).
- Dosage des teneurs en éléments minéraux et métalliques (CENBG) : méthode d'analyse multi élémentaire par spectrométrie de fluorescence X induite par bombardement de protons (PIXE). Développé dans le cadre d'une précédente convention PRIMEQUAL (38/98), cet outil d'analyse est spécifiquement adapté à la caractérisation de filtres ayant recueilli des particules fines.
- Dosage du carbone organique et carbone suie (LHVP) : analyse thermique avec oxydation des différentes formes de carbone et détection par spectrophotométrie infrarouge du CO_2 formé.
- Dosage des espèces cationiques et anioniques (LHVP) : extraction par de l'eau déminéralisée puis analyse par électrophorèse capillaire.
- Dosage des Hydrocarbures Polycycliques Aromatiques (LHVP) : extraction et analyse par chromatographie en phase liquide haute performance avec détection par émission de fluorescence.
- Caractérisation individuelle des particules d'un point de vue morphologique, granulométrique, chimique et minéralogique (CSTB) : dénombrement et observation par Microscopie Electronique à Balayage (MEB Low Vacuum) associé à un système d'analyse chimique semi-quantitative individuelle des particules par dispersion d'énergie X permettant la détection des éléments de numéro atomique supérieur au carbone. Cette technique d'observation et d'analyse permet d'identifier un ou des traceurs pour chacune des sources de particules étudiées. Un traceur associe plusieurs caractéristiques telles que la morphologie, la granulométrie, la composition chimique...

Les prélèvements sont réalisées au travers de lignes BEV-A-line XX (Hytrel) de 2 m au sommet du cône d'accélération de l'enceinte (rapport d'isocinétisme de 0,83), au même emplacement que les points de mesures en nombre (Figure 2-3).

Une synthèse des paramètres de prélèvement est rassemblé au Tableau 2-2.

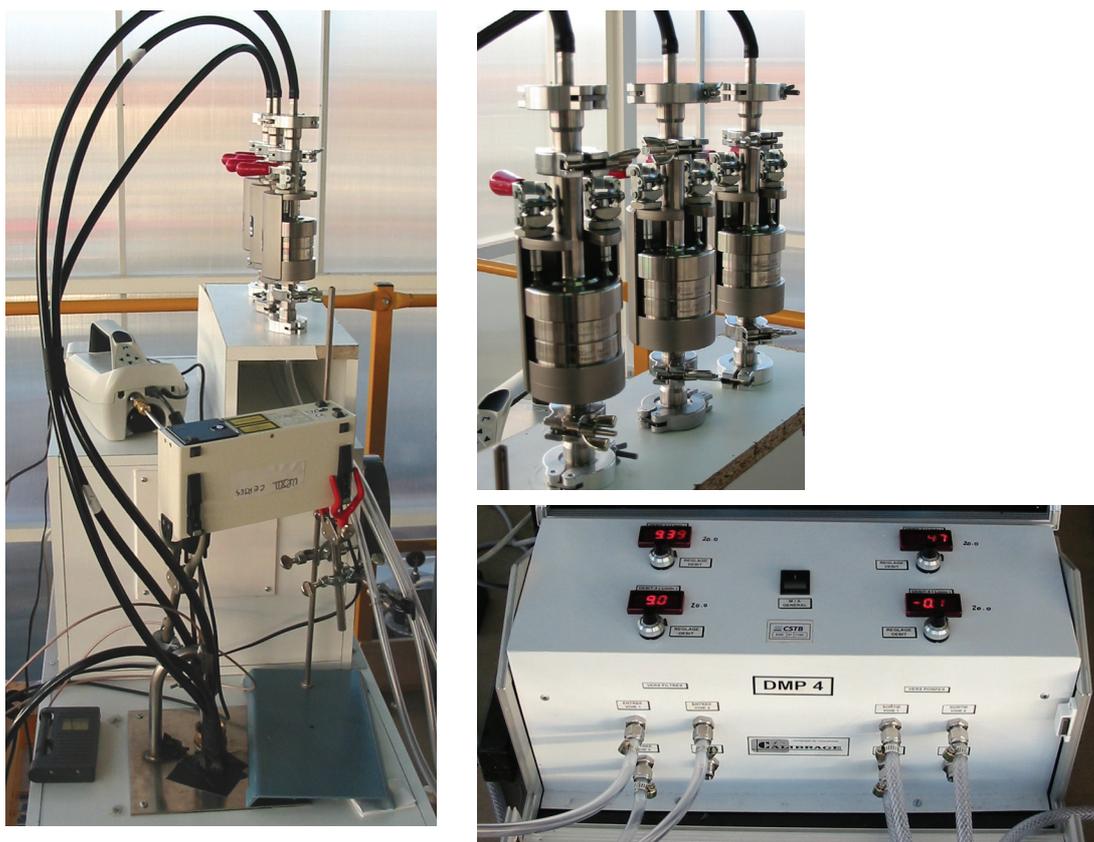


Figure 2-3 : Descriptif du prélèvement au sommet de l'enceinte (à gauche). Vue des 3 impacteurs PM-10 en parallèle (en haut). Banc de régulation de débitmètres massiques (en bas).

Source (2 essais)	Durée prel (min)	Vprel (FVT) - m ³	Vprel (Polycarb) - m ³	Vprel (quartz) - m ³
Blanc enceinte	1080	10.48	10.49	10.47
Blanc enceinte	1157	11.3	11.3	11.3
Bougie blanche (x4)	522	5.07	5.08	5.07
Bougie blanche (x4)	450	4.4	4.4	4.4
Bougie parfumée (x4)	700	6.79	6.8	6.79
Bougie parfumée (x4)	502	4.9	4.88	4.9
Encens pin (x2)	155	1.5	1.5	1.51
Encens pin (x2)	226	2.2	2.2	2.2
Spray insecticide	473	4.59	4.6	4.59
Spray insecticide	483	4.7	4.7	4.7
Spray désodorisant jaune	413	4	4	4.01
Spray désodorisant jaune	333	3.23	3.23	3.23
Spray dépoussiérant	496	4.8	4.81	4.82
Spray dépoussiérant	571	4.1	4.1	4.1
Chauffage d'appoint au pétrole	582	5.7	5.65	5.67
Chauffage d'appoint au pétrole	--	--	--	--
Cuisson poêle - 4 panés de poisson	120.7	1.2	1.2	1.2
Cuisson poêle - 4 panés de poisson	167	1.6	1.6	1.6
Cuisson poêle - 3 steaks + beurre 30g	166.3	1.6	1.6	1.6
Cuisson poêle - 3 steaks + beurre 30g	164.5	1.6	1.6	1.6
Cuisson poêle - 3 steaks + huile 10g	132.2	1.3	1.3	1.3
Cuisson poêle - 3 steaks + huile 10g	190	1.9	1.9	1.9
Cuisson four - rôti de porc	237.3	2.3	2.3	2.3
Cuisson four - rôti de porc	187	1.82	1.82	1.82
Cuisson four - saumon	196	1.9	1.9	1.9
Cuisson four - saumon	198	1.9	1.9	1.9
Nettoyage du four par pyrolyse	183	1.8	1.8	1.8
Nettoyage du four par pyrolyse	172	1.7	1.7	1.7

Tableau 2-2 : Paramètres des prélèvements pour chaque essai (durée, volume de prélèvement par type de filtre FVT : fibres de verre téflonée, Polycarbonates, Quartz).

2.3. Analyse élémentaire par méthode PIXE

2.3.1. Principes généraux

La méthode PIXE (Particle Induced X-ray Emission) repose sur l'étude du rayonnement X émis par l'échantillon sous l'effet du bombardement de celui-ci par un faisceau d'ions de haute énergie (atomes d'hydrogène d'énergie égale à 2,5 MeV) produit par un accélérateur électrostatique de type Van De Graaff.

Ces ions incidents créent des lacunes dans les couches électroniques profondes des atomes cibles qui reviennent à leur état fondamental en émettant un rayonnement X d'énergie caractéristique. Un détecteur à dispersion d'énergie placé devant la cible compte et mesure alors l'énergie du rayonnement émis.

Le résultat obtenu à la suite de la mesure se présente sous la forme d'un spectre ayant pour abscisse l'énergie des rayonnements X, ce qui permet d'identifier tous les constituants élémentaires de celle-ci (de masse comprise entre l'aluminium et l'uranium), et pour ordonnée leur nombre vu par le détecteur, ce qui permet la quantification à partir de la mesure du nombre total d'ions que l'on envoie sur la cible. Pour cette étude, et compte tenu à la fois des conditions d'échantillonnage et des taux d'empoussièrement en présence, une quinzaine d'éléments ont été dosés pour un temps d'analyse de quelques dizaines de minutes. L'analyse ne nécessite ainsi pas d'étalons et le résultat est obtenu uniquement à partir de la bonne connaissance théorique des phénomènes physiques mis en jeu et de la mesure précise de tous les paramètres expérimentaux.

2.3.2. Dispositif expérimental du CENBG

Le Centre d'Etudes Nucléaires de Bordeaux Gradignan (CENBG) est une Unité Mixte de Recherche Université Bordeaux 1 / In2p3, et les mesures réalisées dans le cadre de cette étude sont effectuées par sa cellule de transfert de technologie Arcane.

Le système de mesure utilisé (Chambre d'Analyse Rapide des Poussières Atmosphériques) est unique, et a été développé au laboratoire pour cette application spécifique grâce à un projet soutenu par l'Anvar, la région Aquitaine et dans le cadre d'un programme Primequal (convention 38-98, Guégan, 2000).

Le dispositif permet de conserver l'intégrité de l'échantillon pendant la mesure (il n'y a donc pas de minéralisation du filtre), et leur montage sur le porte-cible s'effectue sous hotte à flux laminaire de classe 100 afin d'éviter toute contamination parasite de l'échantillon. Enfin le système est automatisé de façon à permettre l'analyse en routine d'un grand nombre de prélèvements.



Figure 2-4 : Chambre d'Analyse Rapide des Poussières Atmosphériques.

2.3.3. Performance et limitations

2.3.3.1. Représentativité de la mesure

Compte tenu de la quantité de matière recueillie sur chaque filtre, la totalité du dépôt est analysée dans son volume. Pour l'analyse des filtres polycarbonate de diamètre 47 mm et de porosité 0,6 μm (ceux qui ont collecté les particules de la fraction terminale), la surface du faisceau était de 7x10 mm et le filtre se déplaçait suivant son diamètre de façon à analyser 5 points consécutifs : Au total 30% de la surface du support de 47 mm est analysée, et toutes les mesures d'homogénéité de prélèvement réalisées ont montré que celle-ci est réelle sur des filtres de ces dimensions.

Pour les prélèvements des fractions plus fines, les membranes en polycarbonate utilisées avaient également une porosité de 0,6 μm , mais un diamètre de 25 mm. La surface d'impaction des poussières était telle que la surface du faisceau utilisé pour la mesure (un spot d'environ 16 mm de diamètre) la recouvrait complètement.

2.3.3.2. Sensibilité de la mesure

La sensibilité de la mesure est de quelques nanogrammes d'éléments présent par filtre sur des prélèvements et analyses en conditions « standard ». Cette limite de détection exprimée en ppm ou en ng/m^3 dépendra des conditions de prélèvement et de l'empoussièrément ambiant.

2.3.3.3. Justesse des résultats

Jusqu'en février 2002 il n'existait pas de référence de poussières fines (PM_{10} ou $\text{PM}_{2.5}$) sur le marché : de fait aucune méthode d'analyse physico-chimique n'est actuellement certifiée en Europe pour la mesure de l'ensemble des minéraux et métaux dans ce type de matrice. Pour ce qui est du PIXE, la méthode est actuellement méthode de référence aux Etats-Unis pour la mesure des métaux dans les poussières fines (norme US-EPA/625/R96/060a, EPA, 1997). Pour ce qui nous concerne, la validité de nos résultats a été démontrée à travers notre participation à une campagne de mesure inter-comparative initiée par l'IAEA (Bleise, 2002) destinée à mettre sur le marché la première référence de particules urbaines déposées sur filtre (NIST #SRM 2783).

2.3.3.4. *Protocole expérimental*

Afin d'améliorer la sensibilité sur la mesure, nous avons procédé en 2 étapes lors de l'analyse de ces séries de prélèvements.

- La première a consisté à utiliser un faisceau d'ions de "basse" énergie (1,2MeV), qui permet de doser les éléments de masse supérieure à l'aluminium. Ceux d'énergie plus basse ne seront pas vus par le système de détection : la fenêtre en béryllium de 8 μ m d'épaisseur qui assure l'étanchéité entre le vide (dans lequel se trouve le cristal du détecteur) et l'extérieur absorbe en effet des rayonnements X de très basse énergie.

- Pour détecter les éléments les plus lourds de la cible (ceux de masse supérieure au calcium), il faut augmenter l'énergie des ions incidents de façon à pouvoir ioniser les couches électroniques profondes des atomes dont les niveaux énergétiques sont plus élevés du fait de la charge électrique du noyau atomique plus forte. Dans le même temps, les ions rétrodiffusés par l'échantillon auront désormais une énergie suffisante pour venir impacter le cristal de germanium du détecteur et le dégrader. Pour prévenir ce phénomène, nous placerons devant celui-ci un absorbant de carbone d'épaisseur judicieusement choisie (\approx 300 μ m), qui arrêtera ces particules, mais qui absorbera également les rayonnements X de plus faible énergie. Cette dernière contrainte justifie donc la nécessité de procéder en deux étapes.

La différenciation entre éléments légers et éléments lourds n'est pas précise, et un certain nombre de constituants comme le potassium ou le calcium pourront être mesurés par les deux conditions expérimentales. Cela permettra ainsi de vérifier que les résultats obtenus sont bien cohérents entre eux.

Les valeurs obtenues lors du dépouillement des spectres sont exprimées en quantité d'élément présent par unité de surface, que l'on va ramener à la quantité totale d'élément par filtre à l'aide de la connaissance de la surface du filtre.

L'analyse de filtres vierges identiques aux filtres utilisés pour le prélèvement est réalisée simultanément et permet de doser un certain nombre d'éléments présents initialement. Pour le calcul des concentrations élémentaires dans chaque prélèvement, nous tiendrons bien évidemment compte de la faible quantité de certains éléments présents à l'état de traces dans les filtres vierges.

Nous avons analysé ici 4 fractions granulométriques (d_{ae} : diamètre aérodynamique) prélevées au travers d'un impacteur 4 étages Dekati PM-10 à un débit de 9,7 L/min fourni par une pompe à vide à membrane (pompe KNF N035.1.2.AN18.IP44) et régulé par un banc de débitmètre massique DMP-4 (Calibrage Sarl) :

- $d_{ae} > 10 \mu\text{m}$: membrane polycarbonate de (\varnothing 25 mm et porosité 0,6 μm)
- $2,5 < d_{ae} < 10 \mu\text{m}$: membrane polycarbonate de (\varnothing 25 mm et porosité 0,6 μm)
- $1 < d_{ae} < 2,5 \mu\text{m}$: membrane polycarbonate de (\varnothing 25 mm et porosité 0,6 μm)
- $d_{ae} < 1 \mu\text{m}$: filtre terminal polycarbonate (\varnothing 47 mm et porosité 0,6 μm)

Le volume prélevé variait de 1,3 à 6,8 m³ pour les sources, et 11 m³ pour les blancs d'enceinte. Treize sources ont été testées 2 fois, et un blanc enceinte a été réalisé deux fois également. Au final 14 éléments « légers » ont été détectés (Al, Si, P, S, Cl, K, Ca) et « lourds » (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Br) avec deux conditions expérimentales différentes.

Les ordres de grandeur des limites de détection sont présentés au Tableau 2-3.

Elément	Ordre de grandeur des limites de détection (ng·m⁻³)
Al	20
Si	20
P	10
S	0,5
Cl	5
K	1
Ca	10
Cr	0,2
Mn	0,2
Fe	0,1
Ni	0,1
Cu	0,1
Zn	0,2
Br	1

Tableau 2-3 : Ordre de grandeur des limites de détection selon les éléments analysés.

Ces limites de détection intègrent les éléments traces contenus dans les filtres vierges initiaux dont on a soustrait les valeurs, mais intègrent également la composition du « blanc enceinte » qui, elles, ne sont pas soustraites.

Pour un élément considéré, les limites de détection peuvent varier d'un échantillon à l'autre suivant la composition en éléments majeurs du filtre, et le volume d'air prélevé.

2.4. Gravimétrie

Les mesures gravimétriques ont été réalisées au sein du Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris.

La gravimétrie est réalisée sur des filtres en fibre de verre téflonnée (FVT : Pall Gelman TX40HI20, diamètre 47 mm et 25 mm). Ces filtres permettant de retenir le moins possible l'humidité, pour lesquels les effets électrostatiques sont négligeables et dont la porosité permet de retenir les particules de diamètre aérodynamique moyen supérieur à 0,3 μm , sont conditionnés pendant au moins 6 jours pour atteindre l'équilibre hygrométrique dans un local de pesée régulé en température et d'hygrométrie contrôlée. Ils sont ensuite pesés à 5 μg près par deux pesées successives (Balance Sartorius M5P ; sensibilité 1 μg); le résultat de la pesée étant la moyenne de ces deux pesées. Ils sont identifiés avant d'être envoyés pour la réalisation des essais.

Les filtres impactés sont réceptionnés au laboratoire dans des boîtes référencées. Ils sont conditionnés de nouveau pendant au moins 6 jours pour retrouver l'équilibre hygrométrique dans un local de pesée régulé en température et d'hygrométrie contrôlée. Ils sont ensuite pesés à 5 μg près par deux pesées successives (Balance Sartorius M5P ; sensibilité 1 μg); le résultat de la pesée étant la moyenne de ces deux pesées.

La masse de matière sur le filtre est la différence entre la masse du filtre impacté et la masse du filtre avant exposition.

La limite de pesée est estimée à 10 μg par filtre.

Une fois la gravimétrie effectuée, ces filtres peuvent être utilisés pour des dosages d'ions (anions, cations) et des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).

2.5. Dosage des hydrocarbures polycycliques aromatiques (HAP)

Les échantillons sont reçus par le laboratoire, prélevés sur des filtres de fibre de verre téflonné (FVT : Pall Gelman TX40HI20, diamètre 47 mm et 25 mm).

Une fois les mesures par gravimétrie effectuées, le filtre est séparé en deux parties égales. Une moitié du filtre est utilisée pour le dosage des (Anions, Cations) et la deuxième moitié pour le dosage des HAP.

Les hydrocarbures polycycliques aromatiques sont dosés après un pré-traitement du demi-filtre par extraction au dichlorométhane et dosage en chromatographie en phase liquide avec détection par fluorescence (HPLC/FLD).

2.5.1. Pré-traitement du demi-filtre

Le demi filtre est introduit dans une cellule d'extraction complétée par des billes de verre. Cette cellule est introduite dans un extracteur ASE 300 Dionex utilisant comme solvant d'extraction le dichlorométhane (100mL) avec un chauffage à 100°C et une pression de 100 bars. Après extraction, le dichlorométhane, en présence d'un ajout de 100 μL d'éthylène glycol, est évaporé sous jet d'azote jusqu'à une gouttelette. On ajoute 3 ml d'acétonitrile. Cet extrait peut être conservé au réfrigérateur pendant un mois avant d'effectuer les analyses.

2.5.2. Dosage des HAP en chromatographie en phase liquide avec détection par fluorescence (HPLC/FLD)

On injecte 50 μ L de l'extrait à 3 mL dans l'acétonitrile en HPLC (Waters 600 E) avec détection par fluorescence (Waters 2475). Les solvants eau et acétonitrile sont dégazés par un dégazeur à membrane (Waters).

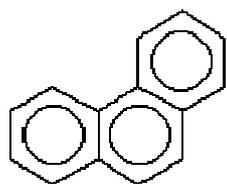
Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont élués par un gradient eau/acétonitrile à un débit de 1 mL/min et séparés par une colonne analytique (Précolonne Pinnacle II L=1cm/ DI = 4,6mm/ Dp 5 μ m + Colonne Pinnacle II PAH L=20cm/DI = 4,6 mm/Dp = 5 μ m - Restek) thermostatée à 40°C.

La détection par fluorescence (Waters 2475) se fait sur deux canaux par excitation à des longueurs d'onde déterminées et recueil du signal d'émission à d'autres longueurs d'ondes, définies par rapport aux composés étudiés (HAP).

Le signal est ensuite transféré par un réseau sur un ordinateur et exploité par le logiciel Totalchrom. Les résultats sont ensuite transférés sous le logiciel Excel.

L'appareil est étalonné par des solutions diluées contenant 13 HAP (Phénanthrène, Anthracène, Fluoranthène, Pyrène, Benzo(a)anthracène, Chrysène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(j)fluoranthène, Benzo(k)fluoranthène, Benzo(a)pyrène, Dibenzo(a,h)anthracène, Benzo(g,h,i)pérylène, Indéno(1,2,3-c,d)pyrène). La structure des HAP mesurés est présentée au Tableau 2-4.

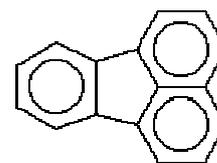
La limite de détection et le niveau moyen de blanc des filtres sont indiquées au Tableau 2-5. Le niveau moyen de blanc de filtres a été soustrait des résultats obtenus.



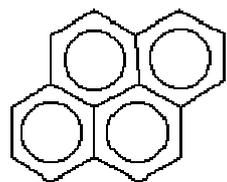
Phénanthrène (PHE)



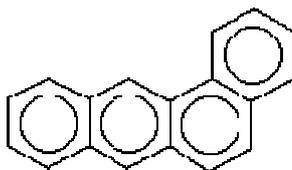
Anthracène (ANT)



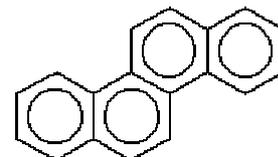
Fluoranthène (FLU)



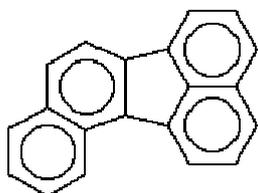
Pyrène (PYR)



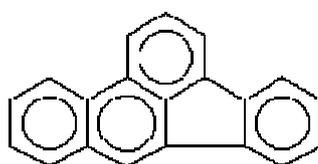
Benzo(a)anthracène (B(a)A)



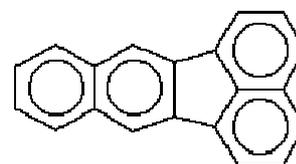
Chrysène (CHR)



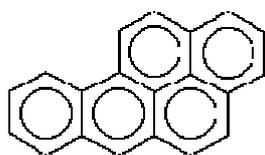
Benzo(j)fluoranthène (B(j)F)



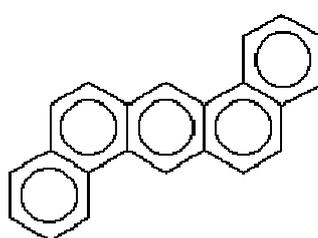
Benzo(b)fluoranthène (B(b)F)



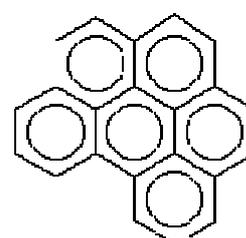
Benzo(k)fluoranthène (B(k)F)



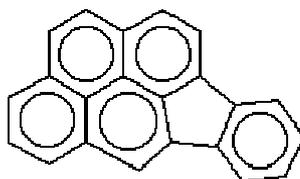
Benzo(a)pyrène (B(a)P)



Dibenzo(a,h)anthracène (D(ah)A)



Benzo(g,h,i)pérylène (B(ghi)P)



Indéno(1,2,3-cd)pyrène (I(123cd)P)

Tableau 2-4 : Structures des HAP mesurés

	Limite de détection (ng / filtre)	Blanc de filtre moyen (ng / filtre)
Phénanthrène	35.8	21.8
Anthracène	1.3	0.8
Fluoranthène	11.4	7.1
Pyrène	7	4.3
Benzo (a) anthracène	0.4	0.3
Chrysène	0.9	1.5
Benzo (j) fluoranthène	0.2	0
Benzo (b) fluoranthène	0.9	0.3
Benzo (k) fluoranthène	0.1	0.1
Benzo (a) pyrène	0.2	0.1
Dibenzo (a,h) anthracène	0.05	0
Benzo (g,h,i) pérylène	0.3	0.2
Indéno (1,2,3-cd) pyrène	0.2	0.3

Tableau 2-5 : Limites de détection et niveau moyen de blancs de filtres pour les HAP.

2.6. Dosage des anions et des cations dans la fraction soluble

Les échantillons sont reçus prélevés sur des filtres de fibre de verre téflonné (FVT : Pall Gelman TX40HI20, D = 47 mm et 25 mm).

Après les mesures par gravimétrie effectuées, le filtre (FVT) est séparé en deux parties égales. Une moitié du filtre est utilisée pour le dosage des (Anions,Cations) et la deuxième moitié pour le dosage des HPA.

Les anions et les cations sont dosés après une mise en solution dans l'eau pure et analyse par électrophorèse capillaire.

2.6.1. Pré-traitement du demi-filtre

La moitié de filtre (FVT) destinée aux analyses des anions et des cations est mise dans 10 mL d'eau déminéralisée et les ions sont extraits par agitation au vortex pendant 1 minute environ. La solution est laissée au repos au moins une heure avant analyse.

2.6.2. Dosages des anions et des cations par électrophorèse capillaire

Les anions suivants ont été dosés : chlorures, nitrates, nitrites, fluorures, sulfates. Les cations suivants ont été dosés : ammonium, calcium, magnésium, sodium, potassium. L'électrophorèse capillaire a été réalisé sur un instrument G1601A (Agilent).

L'échantillon aqueux est introduit dans un tube capillaire (Silice fondue, 50µm, L=64,5 cm), contenant l'électrolyte (anions: acide pyromellitique/soude/triéthanolamine/Hydroxyde d'hexamethonium/Eau – 7,5<pH<8 ; cations: Sulfate de cuivre/Ether 18-Couronne-6/Eau)

spécifique au dosage des anions ou des cations, par pressurisation d'un flacon pendant quelques secondes.

La migration des ions est assurée par l'application d'une tension électrique aux extrémités du tube capillaire, qui entraîne la formation d'un flux électro-osmotique dépendant de la tension appliquée, de la nature du tube capillaire (silice fondue), du prétraitement du tube, de l'électrolyte (dont le pH) et de la température.

Les ions sont détectés en absorption UV inverse (ion nitrate) par un détecteur à barrettes de diodes. Un électrophérogramme est obtenu, les ions sont identifiés par leur temps de migration et leur quantification est réalisée par la mesure de l'aire de l'ion identifié puis la teneur est calculée par rapport à un étalonnage réalisé dans les mêmes conditions analytiques de répétabilité. Les résultats sont exploités à l'aide du logiciel Agilent Chemstation, puis transférés sous Excel.

La limite de détection et le niveau moyen de blanc des filtres sont indiquées au Tableau 2-5. Le niveau moyen de blanc de filtres a été soustrait des résultats obtenus.

	Limites de détection µg / filtre	Blanc de filtre moyen µg / filtre
Chlorures en µg(Cl)/Filtre	2	0.18
Sulfates en µg(SO4)/Filtre	2	0
Nitrites en µg(NO2)/Filtre	2	0.6
Nitrates en µg(NO3)/Filtre	2	0.44
Fluorures en µg(F)/Filtre	12	2.38
Ammonium en µg(NH4)/Filtre	2	0
Calcium en µg(Ca)/Filtre	2	0.38
Magnésium en µg(Mg)/Filtre	2	0.44
Sodium en µg(Na)/Filtre	5	23.58
Potassium en µg(K)/Filtre	2	2.5

Tableau 2-6 : Limites de détection et niveau moyen de blancs de filtres pour les anions et cations de la fraction soluble.

2.7. Dosage du carbone

Le carbone est présent en phase gazeuse sous forme de composés organiques (carbone organique) et sous forme de suie (carbone inorganique ou élémentaire).

Il est déposé sur un filtre en fibre de quartz (Whatmann QM-A, diamètre = 47 mm et 25 mm). Avant utilisation, les filtres en quartz sont décontaminés par chauffage à 600°C pendant une nuit sous flux d'azote à 100 mL/min. Les échantillons reçus au laboratoire sont conservés au maximum 20 jours. La totalité ou une fraction du filtre est utilisée pour l'analyse.

L'appareillage est constitué d'une nacelle d'introduction, d'un long tube en quartz équipé d'un premier four programmable, d'un second four catalytique contenant de l'oxyde de cuivre (CuO) chauffé à 750 °C, d'un troisième four contenant de la laine d'argent chauffée à 500 °C puis un analyseur de gaz carbonique (MIR 6000). Deux gaz sont utilisés successivement à un débit de 500 mL/min: l'azote puis l'oxygène. Après introduction du filtre (ou d'une partie) à

l'aide de la nacelle, on se place sous azote et on chauffe l'échantillon jusqu'à 500 °C (pyrolyse de 40 °C pendant 1 min, montée rapide jusqu'à 500 °C et palier pendant 5 minutes), la matière organique volatilisée est oxydée en gaz carbonique par l'oxyde de cuivre, la laine d'argent piégeant les acides et les composés soufrés. Le gaz carbonique provenant des composés organiques est détecté par l'analyseur et constitue le carbone organique. Après cette étape on remplace l'azote par l'oxygène et on chauffe l'échantillon jusqu'à 825 °C pendant 2 minutes, la matière restante composée de suie est oxydée en gaz carbonique qui est détecté par l'analyseur et constitue le carbone élémentaire. L'étalonnage est effectué à partir d'injections de volumes différents de gaz carbonique pur.

Le signal issu de l'analyseur est transféré par un réseau sur un ordinateur et exploité par le logiciel Totalchrom. Les résultats sont ensuite transférés sous le logiciel Excel.

La limite de dosage est estimée à 25 µg de carbone par filtre.

2.8. Caractérisation individuelle des particules au MEB

L'objectif principal est de caractériser les particules émises par différentes sources domestiques au niveau morphologique, granulométrique, chimique et minéralogique au moyen d'un microscope électronique à balayage (MEB) équipé d'un système d'analyse chimique semi-quantitative par dispersion d'énergie X.

Du fait des caractéristiques intrinsèques du MEB, seules les particules dont le diamètre est supérieure ou égal au micromètre peuvent être facilement observées. Selon le réglage effectué, les conditions d'analyse et le type de métallisation et de MEB, cette limite peut être abaissée à un dixième de micromètre mais ne peut pas aller en deçà. Parallèlement à cela, l'analyse chimique individuelle réalisée par un système de microanalyse par dispersion d'énergie X permet de connaître la composition chimique élémentaire des particules microniques. En effet, le faisceau d'électron pénétrant dans l'échantillon est dispersé par une succession d'interactions élastiques et inélastiques avec les atomes dans un volume enveloppe d'un micromètre cube ($1 \mu\text{m}^3$) ayant la forme générale d'une poire (pour un numéro atomique moyen (Fe) et une énergie primaire de 20 keV). Par conséquent, l'analyse chimique de particules inframicroniques présente le risque d'être faussée du fait de la pénétration du faisceau électronique dans la particule mais aussi dans la membrane de prélèvement.

Conscient des limites du MEB et du système d'analyse chimique, la présente étude s'est attachée à caractériser, parmi la fraction totale des particules émises par les différentes sources testées, la fraction micronique en vue de mettre en évidence d'éventuels traceurs.

2.8.1. Prélèvements pour la caractérisation des particules par MEB

La liste des prélèvements effectués selon le type de source pour la caractérisation des particules par MEB est présentée dans le Tableau 2-7.

Pour des raisons techniques, 13 sources sur 19 ont fait l'objet de prélèvement lors de la deuxième série de mesure. Les sources non prélevées sont la cuisson de pâtes, la combustion d'un deuxième type d'encens, l'utilisation d'un deuxième type de désodorisant, l'aspiration mécanique de surface et les deux types d'imprimantes papier laser.

Parmi les 13 sources testées, 9 ont fait l'objet de deux prélèvements et 4 d'un unique prélèvement (bougie blanche, bougie parfumée, insecticide, dépoussiérant). Au total, 22 prélèvements ont été effectués tout type de source confondue.

La majorité des prélèvements ont été réalisés de manière satisfaisante sauf 5 d'entre-eux pour lesquels la qualité du prélèvement a été jugée « invalide » pour deux raisons majeures :

- d'une part, suite à un écart dans l'application du protocole de mise en œuvre des activités domestiques en particulier dans le cas du chauffage d'appoint au pétrole qui a fonctionné en discontinu sur la période d'essai à cause d'un déclenchement intempestif du système de sécurité,
- d'autre part, suite à la chute du débit moyen de prélèvement pourtant régulée par la pompe de prélèvement à 10 l/min indiquant le colmatage de la membrane.

Un « blanc » de prélèvement a été réalisé et les résultats des compteurs de particules ont été jugés satisfaisants pour écarter la présence de toutes sources de pollutions particulières.

Activités domestiques	Sources testées	Code source	Numéro prélèvement	Code prélèvement	Date prélèvement	Débit moyen (l/min)	Code qualité prélèvement	Analyse MEB
	rôti de porc à l'huile au four électrique	ROTI	1	ROTI 1	22/05/2006	9.7	valide	oui
		ROTI	2	ROTI 2	24/05/2006	5.4	invalide ¹	
Cuisson d'aliments	filet de saumon à l'huile au four électrique	SAUM	1	SAUM 1	18/05/2006	9.9	valide	oui
		SAUM	2	SAUM 2	29/05/2006	4.9	invalide ²	
	steak haché au beurre sur plaques électriques	STEB	1	STEB1	17/05/2006	9.9	valide	
		STEB	2	STEB2	01/06/2006	9.9	valide	
	steak haché à l'huile sur plaques électriques	STEH	1	STEH1	16/05/2006	9.9	valide	
		STEH	2	STEH2	30/05/2006	9.9	valide	oui
	poisson pané sur plaques électriques (sans matières grasses)	POIS	1	POIS1	15-16/05/2006	9.9	valide	oui
		POIS	2	POIS2	02/06/2006	9.8	valide	
	encens senteur « pin »	ENCE	1	ENCE 1	24/04/2006	10.4	valide	
		ENCE	2	ENCE 2	19/07/2006	10.0	valide	
Combustion	bougie blanche	BOUB	1	BOUB 1	07/06/2006	9.8	valide	oui
		BOUP	1	BOUP 1	08/06/2006	9.8	valide	oui
	chauffage d'appoint au pétrole	CHAU	1	CHAU 1	28/04/2006	10.0	invalide ³	
		CHAU	2	CHAU 2	06/06/2006	9.8	valide	oui
Utilisation de bombe aérosol	insecticide	INSE	1	INSE 1	20/07/2006	7.0	invalide ⁴	oui
		DEPO	1	DEPO 1	26-27/04/2006	10.0	valide	oui
	désodorisant jaune	JAUN	1	JAUN 1	25-26/04/2006	8.5	invalide ⁵	
		JAUN	2	JAUN 2	04/07/2006	9.8	valide	
Nettoyage	nettoyage d'un four électrique par pyrolyse	PYRO	1	PYRO 1	23/05/2006	10.1	valide	
		PYRO	2	PYRO 2	30/05/2006	9.6	valide	

^{1,2,4,5} Chute de débit d'aspiration indiquant le colmatage de la membrane de prélèvement

³ Dysfonctionnement du poêle / arrêt du système de prélèvement après essai

Tableau 2-7 – Liste des prélèvements effectués selon le type de sources en vue de leur analyse par MEB

2.8.2. Description du système de prélèvement

Les prélèvements ont été réalisés grâce à l'échantillonneur statique CATHIA (Capteur Aérosols Thoracique Inhalable Alvéolaire) (Figure 2-5) relié à une pompe de prélèvement (BRAVO SP de marque TECORA) (Figure 2-6) à débit stabilisé à 10 l/min \pm 5%.



Figure 2-5 : Tête de prélèvement CATHIA reliée en partie haute à une des lignes de prélèvements situées sur la plateforme de l'enceinte expérimentale et en partie basse à la pompe de prélèvement



Figure 2-6 : Pompe de prélèvement BRAVO posée au pied de l'enceinte expérimentale et reliée à la tête de prélèvement

Développée par l'INRS (METROPOL, 2002) pour l'échantillonnage statique des fractions d'aérosols liées à la santé, cette tête de prélèvement est composée d'un diffuseur permettant de stabiliser l'écoulement de l'aérosol entre la sortie du sélecteur granulométrique et la membrane. Ce système assure un dépôt homogène de l'aérosol sur le filtre (Kauffer et al., 1996) sans pertes de particules sur les parois et améliore, par conséquent, les conditions d'observations des particules échantillonnées par MEB.

La tête de prélèvement a été équipée du sélecteur de la fraction alvéolaire modifié à cette occasion afin de collecter la fraction totale de l'aérosol émis. En effet, les deux séries des mousses de polyuréthane assurant la sélection des plus grosses particules ont été ôtées afin que la totalité de l'aérosol reste dans le flux d'air et soit recueilli.

La pompe de prélèvement assure un débit d'aspiration constant quelles que soient les variations de perte de charge subie par la membrane. Lorsque les variations sont trop importantes et que le débit moyen est inférieur à 9 l/min, la pompe ne parvient plus à réguler la perte de charge et les conditions de prélèvement ne sont plus respectées. La membrane se colmate et le prélèvement est considéré par conséquent invalide.

Parmi les différents types de membranes existantes, il a été choisi d'utiliser des membranes microporeuses (0,4 μ m de porosité) en polycarbonate qui présentent l'avantage de collecter les particules sur une surface lisse et plane, d'éviter l'agglomération de particules et de permettre d'effectuer des analyses chimiques élémentaires.

2.8.3. Analyse des particules prélevées par microscopie électronique a balayage

2.8.3.1. Sélection et métallisation des membranes à analyser

L'étude par MEB des particules collectées sur les membranes vise à les caractériser par leur granulométrie, leur morphologie et leur composition chimique. Ce travail s'est avéré trop long pour être appliqué à l'ensemble des 22 prélèvements effectués et devant cette difficulté et ne disposant pas de système d'analyse automatique intégré au MEB, une sélection des membranes a été effectuée.

L'analyse a porté en premier lieu sur les membranes pour lesquelles le prélèvement est considéré valide et pour chaque source testée, sur un seul des deux prélèvements. Pour les sources où un seul prélèvement a été fait, il a été décidé d'étudier la membrane quelque soit le code qualité du prélèvement (cas de l'insecticide). Cela représente 13 membranes (12 valides + 1 invalide) sur les 22 prélevées.

En absence de moyens techniques humains et suite à une panne importante du MEB qui a nécessité son arrêt pendant plusieurs semaines, l'analyse de ces membranes a du être interrompue et 4 sources n'ont pas pu être étudiées (steak haché au beurre sur plaques électriques, encens senteur « pin », désodorisant jaune, nettoyage d'un four électrique par pyrolyse).

Les membranes sélectionnées pour l'analyse ont été coupées en trois, une partie servant de témoin, les deux autres étant destinées à la MEB et devant subir une métallisation afin d'éviter tout problème de charge électrique. La métallisation consiste en un dépôt d'une fine couche conductrice à la surface des membranes. Elle a été faite au carbone sur une des deux parties de la membrane afin d'effectuer des analyses chimiques et d'obtenir une image correcte et au platine, sur l'autre partie afin d'obtenir une image de meilleure définition permettant de réaliser des photographies.

2.8.3.2. Microscope électronique analytique en balayage

L'appareil utilisé est un MEB JEOL 5600 (Low vacuum) couplé à un système de microanalyse par dispersion d'énergie X (OXFORD) permettant de détecter les éléments de masse atomique supérieure à celle du bore. Ce système de microanalyse des rayons X repose sur l'excitation de l'échantillon au moyen d'un faisceau électronique. En effet quand l'échantillon massif est bombardé par des électrons primaires très énergétiques (en général entre 20 et 30 keV), il se produit une émission de rayons X caractéristiques de la composition chimique du volume de l'échantillon soumis au bombardement. A l'aide d'un programme d'analyse semi-quantitative, le résultat de l'analyse chimique individuelle de chaque particule peut être exprimé sous différentes formes (en pourcentage d'éléments, en poids d'oxydes,...)

Afin de s'affranchir de l'interférence de la membrane en polycarbonate sur l'analyse chimique des particules (en particulier dans le cas du carbone), il a été décidé de superposer les spectrogrammes d'analyse chimique d'une partie « vierge » de la membrane et de chaque particule analysée et de comparer les intensités d'émissions. Cette méthode permet d'estimer l'abondance relative de chaque élément chimique dans la particule mais présente l'inconvénient de ne pas permettre d'analyse quantitative.

2.8.3.3. *Stratégie d'analyse des membranes*

La méthodologie d'étude appliquée sur les membranes sélectionnées consiste à caractériser les particules présentes dans des champs d'observation microscopique pris au hasard, ou sur des traversées pris au hasard, si la membrane est peu chargée.

Avec des champs d'observation obtenus pour des grandissements de 500 ou 1000, toutes les particules de taille supérieure ou égale à 1 μm sont décrites morphologiquement, mesurées selon la technique du diamètre de Feret et analysées individuellement. Les particules inférieures à 1 μm sont décrites (taille, morphologie) sur des champs d'observations obtenus à un grandissement de 5000 mais les analyses chimiques risquent d'être faussées.

Il a été décidé de ne pas prendre en compte les particules jouxtant la bordure supérieure et la bordure latérale gauche du champ d'observation.

Les conditions opératoires générales choisies sont les suivantes :

- tension d'accélération des électrons 20 kV,
- courant de sonde compris entre 60 et 75 μA ,
- distance de travail de 20 mm,
- temps de comptage de 100 s,
- acquisition du spectre de 0 à 10 keV,
- temps mort d'environ 30 %.

Pour chaque type de métallisation, un réglage particulier a été défini de façon à optimiser les conditions d'observations et d'analyses :

- pour le carbone : taille du faisceau sur la position 24, diaphragme en position 3
- pour le platine : taille du faisceau sur la position 9, diaphragme en position 1

2.8.3.4. *Représentativité des résultats*

Afin d'estimer la représentativité des résultats de l'analyse de chaque membrane, il est apparu important de connaître la répartition spatiale des particules sur les membranes. En cas d'homogénéité, le choix d'un seul champ pris au hasard sur la membrane pour la caractérisation des particules est justifié. Dans le cas contraire, la représentativité des résultats est difficile à assurer à moins de multiplier le nombre de champs d'observations ce qui représente un travail colossal. Ainsi il a été décidé de présenter les résultats d'analyse seulement à titre d'information.

L'estimation de la dispersion des particules a été réalisée par comptage sur 9 champs (au grandissement 5000) répartis aléatoirement au sein d'un plus grand champ (X1000) choisi au hasard sur la membrane. Toutes les particules de diamètre inférieur ou égal à environ 0,4 μm ont été comptabilisées. La dispersion (exprimée en pourcentage) est définie comme le rapport de l'écart à la moyenne et se calcule comme suit :

$$\text{dispersion} = (\text{écart-type} / \text{moyenne}) \times 100$$

3. Résultats

3.1. Résultats des analyses PIXE

Treize sources et le bruit de fond de l'enceinte ont été analysées deux fois. L'encadré ci-après rappelle les sources testées.

Blanc enceinte

4 phénomènes de combustion

Bougie blanche

Bougie parfumée

Encens pin

Chauffage d'appoint à pétrole

3 sprays

Spray insecticide

Spray désodorisant

Spray dépoussiérant

6 scénarios de cuissons

Cuisson à la poêle de panés de poissons sur plaque électrique

Cuisson à la poêle de steack haché + huile d'arachide sur plaque électrique

Cuisson à la poêle de steack haché + beurre sur plaque électrique

Cuisson au four électrique - rôti de porc

Cuisson au four électrique – pavé de saumon

Nettoyage du four par pyrolyse

3.1.1. Résultats bruts

Les résultats des mesures sont exprimées en concentration : quantité d'élément mesuré sur le filtre par rapport au volume de prélèvement. Ils sont présentés aux Tableau 3-1, Tableau 3-2, Tableau 3-3, Tableau 3-4 et Tableau 3-5.

Fraction	Source	Code	H+1,5MeV										H+2,5MeV									
			Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Br						
> 10	Blanc enceinte	BLC1-PM10	41	64	22	9	9	<0,3	<11	0,47	<0,08	1,43	0,26	<0,05	<0,05	0,03	<0,08	1,43	0,26	<0,05	<0,05	0,03
2,5 <> 10	Blanc enceinte	BLC1-PM2.5								0,03	<0,08	0,27	0,21	<0,05	<0,05	<0,1	<0,08	0,27	0,21	<0,05	<0,05	<0,1
1 <> 2,5	Blanc enceinte	BLC1-PM1	41	59	22	8	7	<0,3	<11	0,12	<0,08	0,79	0,09	<0,05	<0,05	<0,1	<0,08	0,79	0,09	<0,05	<0,05	<0,1
< 1	Blanc enceinte	BLC1-PM0	130	120	48	138	76	<2	122	0,53	<0,5	3,33	0,23	<0,3	<0,3	3,03	<0,5	3,33	0,23	<0,3	<0,3	3,03
> 10	Blanc enceinte 2	BLC2-PM10	53	51	15	4	4	<0,4	4	<0,09	<0,08	0,12	<0,05	<0,05	<0,05	<0,1	<0,09	0,12	<0,05	<0,05	<0,05	<0,1
2,5 <> 10	Blanc enceinte 2	BLC2-PM2.5	62	58	16	2	3	<0,4	3	<0,09	<0,08	0,16	<0,05	<0,05	<0,05	<0,1	<0,09	0,16	<0,05	<0,05	<0,05	<0,1
1 <> 2,5	Blanc enceinte 2	BLC2-PM1	58	53	11	<0,2	2	<0,5	3	<0,09	<0,08	0,09	0,07	<0,05	<0,05	<0,1	<0,09	0,09	0,07	<0,05	<0,05	<0,1
< 1	Blanc enceinte 2	BLC2-PM0	<9	33	<4	42	22	<3	41	0,37	0,34	6,26	0,87	<0,3	<0,3	1,66	0,37	6,26	0,87	<0,3	<0,3	1,66
> 10	Bougie blanche	BGB1-PM10	82	89	31	6	15	2	2	0,39	<0,2	2,78	0,47	<0,1	<0,1	<0,3	0,39	2,78	0,47	<0,1	<0,1	<0,3
2,5 <> 10	Bougie blanche	BGB1-PM2.5	88	83	24	<0,2	10	<0,7	<11	0,07	<0,2	0,90	0,08	<0,1	<0,1	<0,3	0,07	0,90	0,08	<0,1	<0,1	<0,3
1 <> 2,5	Bougie blanche	BGB1-PM1	86	88	31	4	13	<0,7	1	0,39	<0,2	1,39	0,22	<0,1	<0,1	<0,3	0,39	1,39	0,22	<0,1	<0,1	<0,3
< 1	Bougie blanche	BGB1-PM0	414	492	148	50	77	68	238	<1	<1	18,16	1,27	<0,7	1,38	10,01	<1	18,16	1,27	<0,7	1,38	10,01
> 10	Bougie blanche 2	BGB2-PM10	98	81	27	<0,2	<4	<0,8	<11	0,12	<0,2	3,66	0,46	<0,1	<0,1	0,80	0,12	3,66	0,46	<0,1	<0,1	0,80
2,5 <> 10	Bougie blanche 2	BGB2-PM2.5	91	77	27	<0,2	5	2	4	0,53	<0,2	2,45	0,46	<0,1	<0,1	0,80	0,53	2,45	0,46	<0,1	<0,1	0,80
1 <> 2,5	Bougie blanche 2	BGB2-PM1	88	79	33	3	8	<0,8	2	0,53	<0,2	2,05	0,05	<0,1	<0,1	0,80	0,53	2,05	0,05	<0,1	<0,1	0,80
< 1	Bougie blanche 2	BGB2-PM0	600	634	182	74	42	41	87	4,75	1,42	29,38	4,68	<0,8	15,43	41,41	4,75	29,38	4,68	<0,8	15,43	41,41
> 10	Bougie parfumée	BGP1-PM10	63	49	16	<0,2	1	<0,5	<11	0,08	0,75	1,98	0,35	1,01	<0,2	<0,2	0,08	1,98	0,35	1,01	<0,07	<0,2
2,5 <> 10	Bougie parfumée	BGP1-PM2.5	62	49	17	<0,2	1	2	<11	3,44	0,80	11,42	1,41	1,06	0,03	0,03	3,44	11,42	1,41	1,06	<0,07	0,03
1 <> 2,5	Bougie parfumée	BGP1-PM1	61	54	22	2	5	2	<11	11,32	1,50	37,56	4,15	0,46	<0,2	<0,2	11,32	37,56	4,15	0,46	<0,07	<0,2
< 1	Bougie parfumée	BGP1-PM0	428	392	112	<0,2	48	79	16	3,07	<1	12,16	1,97	<0,5	19,59	<0,2	3,07	12,16	1,97	<0,5	<0,5	19,59
> 10	Bougie parfumée 2	BGP2-PM10	106	102	50	15	13	<1	<11	0,47	<0,2	1,85	0,41	<0,1	<0,1	<0,3	0,47	1,85	0,41	<0,1	<0,1	<0,3
2,5 <> 10	Bougie parfumée 2	BGP2-PM2.5	85	71	27	<0,2	7	2	4	0,84	<0,2	3,30	0,77	<0,1	1,09	1,09	0,84	3,30	0,77	<0,1	<0,1	1,09
1 <> 2,5	Bougie parfumée 2	BGP2-PM1	121	25	9	<0,2	7	<1	1	1,20	<0,2	6,20	1,14	<0,1	0,36	0,36	1,20	6,20	1,14	<0,1	<0,1	0,36
< 1	Bougie parfumée 2	BGP2-PM0	499	446	115	35	36	56	86	1,83	1,28	21,60	4,22	<0,7	32,44	32,44	1,83	21,60	4,22	<0,7	6,57	32,44

Tableau 3-1 : Résultats des analyses PIXE (en ng·m⁻³) associées aux particules prélevées dans le blanc de l'enceinte et pour les bougies blanches et parfumées.

Fraction	Source	Code	H+1,5MeV										H+2,5MeV						
			Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Br			
> 10	Spray insecticide	SI1-PM10	5	<17	629	5	33	690	<11	<0,2	0,65	1,00	0,32	<0,1	<0,3				
2,5 <> 10	Spray insecticide	SI1-PM2.5	<10	24	5583	17	596	5497	<14	<0,2	0,15	3,11	12,33	58,59	7,28				
1 <> 2,5	Spray insecticide	SI1-PM1	7	3	694	1	95	934	<14	7,04	1,07	25,43	3,52	<0,1	<0,3				
< 1	Spray insecticide	SI1-PM0	553	531	389	78	95	182	21	1,94	<1	16,94	2,66	<0,7	26,89				
> 10	Spray insecticide 2	SI2-PM10	<2	<17	801	11	84	918	<11	0,23	<0,2	1,73	0,13	<0,1	1,39				
2,5 <> 10	Spray insecticide 2	SI2-PM2.5	<12	34	5475	30	608	5066	<33	1,70	<0,2	9,45	0,54	<0,1	<0,3				
1 <> 2,5	Spray insecticide 2	SI2-PM1	12	15	1402	11	290	1797	<14	0,42	<0,2	1,24	0,16	<0,1	<0,3				
< 1	Spray insecticide 2	SI2-PM0	33	60	206	87	52	274	89	5,71	0,57	26,24	4,38	<0,7	46,39				
> 10	Encens pin	EP1-PM10	<8	<17	<6	<0,2	13	<5,9	<11	0,24	2,10	3,76	0,99	3,85	<0,9				
2,5 <> 10	Encens pin	EP1-PM2.5	<8	20	<6	<0,2	21	<3,5	<11	<0,7	2,69	6,60	1,10	9,75	<0,9				
1 <> 2,5	Encens pin	EP1-PM1	<13	<17	<5	<0,2	3	<3,5	<11	0,01	1,98	4,35	1,10	<0,3	0,24				
< 1	Encens pin	EP1-PM0	820	760	207	57	251	1186	96	17,10	<4	63,10	8,94	<2,4	88,03				
> 10	Encens pin 2	EP2-PM10	<6	<17	10	<0,2	<4	<2	<11	0,81	<0,4	3,05	0,03	<0,2	2,82				
2,5 <> 10	Encens pin 3	EP2-PM2.5	<4	<17	<5	<0,2	<4	<2	<11	1,21	<0,4	4,10	0,43	<0,2	4,59				
1 <> 2,5	Encens pin 4	EP2-PM1	<4	<17	<6	3	4	<2	1	0,49	<0,4	3,13	0,75	<0,2	1,53				
< 1	Encens pin 5	EP2-PM0	<27	638	<20	136	74	1221	190	10,58	1,75	29,46	7,18	<0,2	59,48				
> 10	Spray désodorisant jaune	SDJ1-PM10	71	55	31	36	68	4	<11	0,36	0,79	3,05	0,59	7,37	52,27				
2,5 <> 10	Spray désodorisant jaune	SDJ1-PM2.5	10	54	33	350	659	74	<11	1,29	1,36	16,01	0,86	<0,1	4,66				
1 <> 2,5	Spray désodorisant jaune	SDJ1-PM1	19	25	19	155	277	29	<11	0,71	1,05	4,77	0,50	<0,1	1,64				
< 1	Spray désodorisant jaune	SDJ1-PM0	525	557	221	156	267	<6	21	3,13	<1,5	22,17	3,95	<0,9	32,19				
> 10	Spray désodorisant jaune 2	SDJ2-PM10	127	111	53	70	95	6	5	0,82	<0,3	0,82	0,07	<0,1	1,70				
2,5 <> 10	Spray désodorisant jaune 2	SDJ2-PM2.5	182	199	133	562	917	142	10	1,54	<0,3	14,30	0,51	<0,1	5,55				
1 <> 2,5	Spray désodorisant jaune 2	SDJ2-PM1	58	49	44	407	515	66	12	0,66	<0,3	7,17	0,13	<0,1	2,08				
< 1	Spray désodorisant jaune 2	SDJ2-PM0	1039	870	281	300	290	30	222	6,83	0,08	25,24	4,52	<1	37,92				

Tableau 3-2 : Résultats des analyses PIXE (en ng·m⁻³) associées aux particules prélevées pour les sprays insecticide et désodorisant jaune ainsi que l'encens pin.

Fraction	Source	Code	H+1,5MeV										H+2,5MeV									
			Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Br						
> 10	Spray dépoussiérant	SN1-PM10	108	264	36	1	3	<1	<11	0.44	0.91	4.78	0.60	0.69	<0,1	3.57						
2,5 <> 10	Spray dépoussiérant	SN1-PM2.5	1517	<17	12	<0,2	4	<11	0.44	0.65	3.86	0.42	<0,1	<0,1	14.17							
1 <> 2,5	Spray dépoussiérant	SN1-PM1	52	339	7	<0,2	<4	<1	<11	<0,2	0.51	1.17	0.16	<0,1	3.64							
< 1	Spray dépoussiérant	SN1-PM0	531	545	141	<0,2	63	<7	5	2.85	<1	11.98	3.29	<0,7	45.32							
> 10	Spray dépoussiérant 2	SN2-PM10	9	195	<3	1	2	<1	<11	1.38	<0,2	2.93	0.58	<0,1	4.75							
2,5 <> 10	Spray dépoussiérant 2	SN2-PM2.5	291	4280	47	2	5	<4	4	0.13	<0,2	3.23	0.62	<0,1	47.92							
1 <> 2,5	Spray dépoussiérant 2	SN2-PM1	119	832	35	7	2	<1	2	2.03	<0,2	2.28	0.75	<0,1	10.79							
< 1	Spray dépoussiérant 2	SN2-PM0	929	933	230	79	25	<9	140	4.51	0.07	18.14	3.85	<1	38.61							
> 10	Cuisson poêle - poisson	CuPP1-PM10	27	338	14	<0,2	17	<3	<11	0.45	<0,8	4.56	0.20	<0,4	<1							
2,5 <> 10	Cuisson poêle - poisson	CuPP1-PM2.5	24	211	40	<0,2	17	<3	<11	<0,8	<0,8	1.61	0.20	<0,4	2.95							
1 <> 2,5	Cuisson poêle - poisson	CuPP1-PM1	327	676	142	25	36	<3	<11	<0,8	<0,8	4.56	1.68	<0,4	<1							
< 1	Cuisson poêle - poisson	CuPP1-PM0	1194	2781	488	499	911	70	697	3.47	0.23	28.13	0.24	<3	72.23							
> 10	Cuisson poêle - poisson 2	CuPP2-PM10	216	180	74	<0,2	11	<2	<11	1.44	<0,6	6.74	2.36	<0,4	1.11							
2,5 <> 10	Cuisson poêle - poisson 2	CuPP2-PM2.5	279	251	83	<0,2	16	<2	8	0.34	<0,6	6.74	1.26	<0,4	1.11							
1 <> 2,5	Cuisson poêle - poisson 2	CuPP2-PM1	278	234	83	<0,2	4	9	3	<0,6	<0,6	2.31	1.26	<0,4	<0,9							
< 1	Cuisson poêle - poisson 2	CuPP2-PM0	1090	1100	381	359	706	<15	306	35.44	0.92	43.49	0.18	<2	39.24							
> 10	Cuisson poêle Steak+huile	CuSH1-PM10	69	199	39	<0,2	21	6	<11	<0,8	<0,7	1.48	0.18	<0,4	<1							
2,5 <> 10	Cuisson poêle Steak+huile	CuSH1-PM2.5	68	116	64	32	409	192	<11	<0,8	<0,7	2.85	0.73	<0,4	6.81							
1 <> 2,5	Cuisson poêle Steak+huile	CuSH1-PM1	101	174	57	26	247	102	<11	0.28	<0,7	4.21	1.00	<0,4	4.08							
< 1	Cuisson poêle Steak+huile	CuSH1-PM0	955	1364	367	571	988	<18	304	21.57	0.21	44.34	0.22	<3	66.67							
> 10	Cuisson poêle Steak+huile 2	CuSH2-PM10	207	215	75	3	22	9	<11	<0,5	<0,5	3.81	0.69	<0,3	<0,7							
2,5 <> 10	Cuisson poêle Steak+huile 2	CuSH2-PM2.5	76	59	64	19	247	135	<11	<0,5	<0,5	5.67	1.24	<0,3	<0,7							
1 <> 2,5	Cuisson poêle Steak+huile 2	CuSH2-PM1	128	122	73	25	124	64	<11	<0,5	<0,5	3.81	1.06	<0,3	0.93							
< 1	Cuisson poêle Steak+huile 2	CuSH2-PM0	955	858	277	315	601	26	220	12.25	0.77	24.05	0.15	12.63	39.33							

Tableau 3-3 : Résultats des analyses PIXE (en $ng\cdot m^{-3}$) associées aux particules prélevées pour le spray dépoussiérant la cuisson à la poêle des poissons panés et steaks à l'huile d'arachide.

Fraction	Source	Code	H+1,5MeV										H+2,5MeV									
			Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Br						
> 10	Cuisson poêle Steak+beurre	CuSB1-PM10	238	403	108	26	35	<11	7	<0,6	<0,6	2.31	0.48	<0,3	<0,3	1.11						
2,5 <> 10	Cuisson poêle Steak+beurre	CuSB1-PM2.5	149	219	77	33	69	22	60	0.67	<0,6	4.53	1.70	<0,3	<0,3	2.21						
1 <> 2,5	Cuisson poêle Steak+beurre	CuSB1-PM1	249	292	125	38	59	13	48	<0,6	<0,6	0.10	0.15	<0,3	<0,3	<0,9						
< 1	Cuisson poêle Steak+beurre	CuSB1-PM0	1172	1369	545	516	825	<15	262	2.60	2.41	24.83	0.18	<2	<2	46.71						
> 10	Cuisson poêle Steak+beurre 2	CuSB2-PM10	256	293	133	48	36	10	5	0.89	<0,6	5.63	0.59	<0,3	<0,3	<0,9						
2,5 <> 10	Cuisson poêle Steak+beurre 2	CuSB2-PM2.5	175	174	102	20	60	74	23	1.89	<0,6	6.74	1.04	<0,3	<0,3	2.21						
1 <> 2,5	Cuisson poêle Steak+beurre 2	CuSB2-PM1	226	215	121	37	62	54	18	1.44	<0,6	4.53	1.37	<0,3	<0,3	<0,9						
< 1	Cuisson poêle Steak+beurre 2	CuSB2-PM0	1381	1242	246	188	683	<15	314	12.30	0.92	19.61	0.18	<2	13.32	46.71						
> 10	Cuisson four - Saumon	FESA1-PM10	204	295	99	27	29	7	4	<0,5	<0,5	6.61	0.87	<0,3	<0,3	<0,7						
2,5 <> 10	Cuisson four - Saumon	FESA1-PM2.5	229	211	91	7	18	48	6	1.12	<0,5	1.95	0.78	<0,3	<0,3	0.93						
1 <> 2,5	Cuisson four - Saumon	FESA1-PM1	197	233	99	33	29	18	7	<0,5	<0,5	1.95	<0,3	<0,3	<0,3	<0,7						
< 1	Cuisson four - Saumon	FESA1-PM0	924	1021	364	359	657	<9	239	9.10	0.14	16.51	0.15	<2	9.96	51.90						
> 10	Cuisson four - Saumon 2	FESA2-PM10	191	292	97	36	31	5	1	0.38	<0,5	1.95	<0,3	<0,3	<0,3	<0,7						
2,5 <> 10	Cuisson four - Saumon 2	FESA2-PM2.5	181	263	92	33	33	17	2	<0,5	<0,5	3.81	0.87	<0,3	<0,3	0.93						
1 <> 2,5	Cuisson four - Saumon 2	FESA2-PM1	212	292	102	29	28	9	<11	2.15	<0,5	5.67	1.06	<0,3	<0,3	<0,7						
< 1	Cuisson four - Saumon 2	FESA2-PM0	1301	1304	440	252	224	<13	201	11.62	0.77	42.91	8.32	39.65	3.05	77.04						
> 10	Cuisson four - Rôti de porc	FERO1-PM10	155	345	78	25	20	8	<11	<0,4	<0,4	1.61	0.26	<0,2	<0,2	<0,6						
2,5 <> 10	Cuisson four - Rôti de porc	FERO1-PM2.5	76	138	108	34	25	357	<11	<0,4	<0,4	0.84	0.10	<0,2	<0,2	0.77						
1 <> 2,5	Cuisson four - Rôti de porc	FERO1-PM1	61	131	44	22	34	132	<11	0.08	<0,4	0.99	0.49	<0,2	<0,2	1.54						
< 1	Cuisson four - Rôti de porc	FERO1-PM0	639	714	260	494	704	<10	156	2.33	0.12	21.43	0.12	<1,5	<1,5	48.07						
> 10	Cuisson four - Rôti de porc 2	FERO2-PM10	226	301	93	18	15	22	<11	1.37	<0,5	3.10	0.81	<0,3	<0,3	1.95						
2,5 <> 10	Cuisson four - Rôti de porc 2	FERO2-PM2.5	48	51	149	48	43	606	<11	1.27	<0,5	3.01	1.01	<0,3	<0,3	2.92						
1 <> 2,5	Cuisson four - Rôti de porc 2	FERO2-PM1	55	63	60	33	49	229	<11	0.78	<0,5	3.98	0.52	<0,3	<0,3	<0,7						
< 1	Cuisson four - Rôti de porc 2	FERO2-PM0	630	705	243	788	922	62	230	2.94	0.15	27.73	2.12	<2	7.12	60.74						

Tableau 3-4 : Résultats des analyses PIXE (en $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$) associées aux particules prélevées pour la cuisson à la poêle des steaks au beurre et la cuisson au four électrique du pavé de saumon et rôti de porc.

Fraction	Source	Code	H+1,5MeV										H+2,5MeV						
			Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Br			
> 10	Pyrolyse four	FPyr1-PM10	224	205	75	4	19	<2	<11	0.99	<0,5	2.06	0.92	<0,3	<0,3	<0,7			
2,5 <> 10	Pyrolyse four	FPyr1-PM2.5	235	199	72	<0,2	18	<2	1	0.79	<0,5	4.02	0.53	<0,3	<0,3	1.97			
1 <> 2,5	Pyrolyse four	FPyr1-PM1	<4	16	<3	<0,2	8	<2	<11	0.40	<0,5	3.04	0.43	<0,3	<0,3	2.95			
< 1	Pyrolyse four	FPyr1-PM0	1207	1290	458	432	760	32	252	2.98	0.81	25.39	0.16	<2	<2	54.78			
> 10	Pyrolyse four 2	FPyr2-PM10	235	219	81	<0,2	14	6	1	0.94	<0,5	4.26	0.66	<0,3	<0,3	3.12			
2,5 <> 10	Pyrolyse four 2	FPyr2-PM2.5	248	220	92	5	17	5	<11	0.32	<0,5	4.26	0.25	<0,3	<0,3	<0,8			
1 <> 2,5	Pyrolyse four 2	FPyr2-PM1	245	234	105	27	27	<2	12	1.57	<0,5	3.22	0.04	<0,3	<0,3	<0,8			
< 1	Pyrolyse four 2	FPyr2-PM0	1384	1267	295	240	678	<14	260	22.12	0.16	24.78	0.17	<2	4.81	50.98			
> 10	Chauffage d'appoint pétrole	CHP1-PM10	96	285	30	3	3	<1	<11	1.63	1.00	1.16	0.17	1.71	<0,09	5.70			
2,5 <> 10	Chauffage d'appoint pétrole	CHP1-PM2.5	80	250	37	5	5	3	<11	4.26	0.40	1.72	0.26	<0,09	<0,09	5.17			
1 <> 2,5	Chauffage d'appoint pétrole	CHP1-PM1	86	185	33	1	1	<1	<11	6.64	0.15	3.10	0.45	<0,09	<0,09	6.48			
< 1	Chauffage d'appoint pétrole	CHP1-PM0	387	371	139	87	58	15	68	627.53	8.29	12.53	3.85	<0,6	3.98	43.02			

Tableau 3-5 : Résultats des analyses PIXE (en ng·m⁻³) associées aux particules prélevées lors du nettoyage du four par pyrolyse et l'utilisation du chauffage d'appoint.

Compte tenu des conditions expérimentales et des quantités présentes, la reproductibilité des résultats est assez correcte pour la plupart des sources testées à l'exception de quelques situations où il y a peut-être eu des problèmes de contamination.

Les valeurs obtenues ne sont de toutes façon représentatives que de ces conditions expérimentales choisies, et l'important est de pouvoir comparer les émissions relatives d'une source par rapport à l'autre.

Dans l'ensemble les filtres terminaux semblent plus chargés en éléments minéraux et métalliques que les fractions >10 , >2.5 et $>1 \mu\text{m}$.

Les éléments les plus légers (Al, Si, P) représentent la majorité des éléments détectés par comparaison aux métaux (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Br). Ce premier groupe d'élément est très certainement sous une forme oxydée de type SiO_2 ou Al_2O_3 que sous sa forme d'élément simple. Malgré le fait qu'ils soient présents dans le prélèvement de l'enceinte à vide (artefact plutôt lié au système de prélèvement en lui-même que représentatif du niveau dans l'enceinte), leurs niveaux varient d'une source à l'autre, ce qui traduit bien le fait qu'ils soient ou non présents dans le prélèvement considéré. Les cuissons à la poêle semblent générer beaucoup plus de ces éléments que la plupart des autres sources. Le phosphore pour sa part est très fortement présent dans la bombe insecticide.

Le soufre est également préférentiellement présent dans la granulométrie correspondant au filtre terminal quelle que soit la source considérée. Il faut de plus souligner qu'il est aussi très caractéristique du désodorisant.

Même remarque pour le chlore concernant sa répartition préférentielle sur le filtre terminal. On le retrouve également de façon forte dans l'insecticide et le désodorisant dans toutes les classes granulométriques. Dans une moindre mesure, il est également émis lors de la cuisson des steacks (surtout avec l'huile) et du saumon.

Le potassium est présent à des teneurs très faibles, et lorsqu'il l'est, c'est très souvent sur le filtre terminal. Il est néanmoins présent de façon forte dans l'insecticide, et plus particulièrement sur la fraction $>2.5 \mu\text{m}$. La fraction granulométrique pour cette source est d'ailleurs plus fortement chargée pour d'autres éléments (P, Cl). Dans des proportions plus faibles que pour cette source, le potassium apparaît également à la cuisson du rôti de porc et dans une moindre mesure à la cuisson des steacks hachés et du saumon.

Le calcium est émis à des niveaux très bas et souvent proches de la limite de détection, à l'exception du filtre terminal où son taux est généralement plus élevé que dans les autres classes granulométriques. Le beurre de la cuisson du steak haché semble en émettre plus spécifiquement.

Les teneurs relevés sur les différents éléments métalliques mesurés (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Br) sont faibles et correspondent à des situations très disparates d'une source à l'autre. Une interprétation des résultats à leur simple lecture est assez délicate, et seuls quelques points remarquables peuvent être soulignés.

Dans cette gamme d'éléments, le fer est le constituant le plus important après le brome (cet élément est contenu dans les filtres vierges initiaux, et malgré une soustraction de sa contribution à l'empoussièrement global, les valeurs obtenues doivent toujours être considérées avec précaution compte tenu de sa teneur initiale qui peut varier d'un filtre vierge à l'autre). Les valeurs de l'élément fer sur les filtres $\text{PM}>10$, $\text{PM}>2.5$ et $\text{PM}>1$ sont toutes du

même ordre de grandeur inférieur à 10 ng/m^3 , et seules les valeurs obtenues sur le désodorisant jaune dépassent ce seuil. Pour d'autres sources, seul un des deux prélèvements est très élevé par rapport à l'autre, et très certainement dû à un problème de pollution parasite de l'échantillon. Dans le filtre terminal, les valeurs sont toutes plus élevées, mais restent du même ordre de grandeur malgré des disparités liées aux sources.

Le brome comme la plupart des éléments se retrouve préférentiellement sur le filtre terminal, mais il est également présent à des quantités significatives dans certaines sources (spray désodorisant, spray dépoussiérant, chauffage d'appoint à pétrole).

Les valeurs de l'ensemble des autres métaux sont également semblables d'une source à l'autre, en considérant comme valide la concentration obtenue si elle est reproductible d'un essai à l'autre : Deux valeurs très différentes d'un prélèvement à l'autre pour une même source est révélateur d'un problème de contamination accidentel.

3.1.2. Analyse des résultats

Pour exploiter cette importante matrice de données de façon à faire ressortir les corrélations entre les activités et les éléments, une analyse en composantes principales (ACP) normée (données réduites) a été réalisée selon la fraction granulométrique. Cette analyse factorielle permet de représenter dans un nombre de dimensions restreint le nuage de points représentatif de la matrice de données en conservant les relations (corrélations linéaires) entre variables et entre observations. Elle permet ainsi rapidement et visuellement de mettre en évidence des groupes d'activités partageant une composition élémentaire proche. Les valeurs inférieures à la limite de détection (LD) ont été remplacées dans la matrice par LD/2. Le logiciel SPAD version 5.6 a été utilisé pour réaliser l'analyse factorielle, décrite de façon plus détaillée dans Lebart et al. (1997).

3.1.2.1. ACP sur filtres terminaux (fraction $< 1 \mu\text{m}$)

Cette fraction concentre la majeure partie des éléments qui s'explique par le fait que l'ensemble des activités présente un mode d'émission en nombre orienté vers l'ultrafin.

La matrice de données comporte 27 observations (essais d'activités domestiques) et 14 variables actives (éléments). Les statistiques descriptives des variables sont présentées au Tableau 3-6. La matrice de corrélations entre variables nécessaire à l'élaboration de l'ACP est représentée au Tableau 3-7. La plus forte corrélation ($r = 0,92$) est observée entre le Manganèse (Mn) et le Chrome (Cr), liée uniquement aux fortes teneurs observées lors de l'utilisation du chauffage d'appoint. L'anticorrélation la plus marquée est associée à la paire Nickel (Ni) / Chlore (Cl) avec un $r = -0,57$ (significatif à $p < 1\%$).

Le tableau des valeurs propres (Tableau 3-8) indique le pourcentage d'information expliquée selon les axes ou composantes principales (combinaison linéaires de variables). Les trois premiers axes couvrant 71% de la variance totale de la matrice de données ont été retenus.

Elément	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Minimum	Maximum
Al	27	731.06	413.76	4.5	1384
Si	27	829.52	546.11	33.0	2781
P	27	251.67	140.30	2.0	545
S	27	234.52	203.20	0.0	788
Cl	27	375.37	340.72	22.0	988
K	27	126.44	310.42	1.0	1221
Ca	27	180.85	139.62	5.0	697
Cr	27	30.74	117.32	0.4	628
Mn	27	0.98	1.55	0.1	8
Fe	27	24.44	12.39	3.3	63
Ni	27	2.52	2.60	0.1	9
Cu	27	2.53	7.64	0.03	40
Zn	27	5.37	8.03	0.2	32
Br	27	43.57	20.31	1.7	88

Tableau 3-6 : Statistiques descriptives des variables (Données sur fraction < 1 µm).

	Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Br
Al	1.00													
Si	0.80	1.00												
P	0.79	0.76	1.00											
S	0.48	0.57	0.63	1.00										
Cl	0.67	0.71	0.70	0.90	1.00									
K	-0.28	-0.11	-0.29	-0.22	-0.22	1.00								
Ca	0.60	0.88	0.59	0.63	0.73	-0.10	1.00							
Cr	-0.13	-0.14	-0.14	-0.13	-0.16	-0.06	-0.14	1.00						
Mn	-0.15	-0.15	-0.13	-0.19	-0.20	0.14	-0.19	0.92	1.00					
Fe	0.41	0.40	0.40	0.29	0.34	0.48	0.29	-0.14	-0.02	1.00				
Ni	-0.23	-0.24	-0.27	-0.43	-0.57	0.62	-0.39	0.10	0.25	0.44	1.00			
Cu	0.33	0.21	0.30	0.08	0.00	-0.09	0.08	-0.05	-0.04	0.31	0.35	1.00		
Zn	0.13	0.04	0.06	0.06	0.15	-0.13	0.00	-0.01	0.02	0.21	-0.03	-0.06	1.00	
Br	0.52	0.61	0.50	0.45	0.48	0.40	0.44	0.02	0.09	0.77	0.36	0.34	-0.03	1.00

Tableau 3-7 : Matrice de corrélations inter-variables (fraction < 1 µm). En gras, les corrélations significatives à 5%. En rouge, les corrélations significatives à 1%.

Trace de la matrice: 14

Numéro	Valeur propre	Pourcentage d'inertie	Pourcentage cumulé
1	5.4066	38.62	38.62
2	2.7013	19.29	57.91
3	1.8189	12.99	70.91
4	1.2030	8.59	79.50
5	1.0815	7.72	87.22
6	0.6062	4.33	91.55
7	0.4225	3.02	94.57
8	0.2145	1.53	96.10
9	0.2107	1.51	97.61
10	0.1574	1.12	98.73
11	0.0964	0.69	99.42
12	0.0443	0.32	99.74
13	0.0304	0.22	99.95
14	0.0063	0.05	100.00

Tableau 3-8 : Tableau des valeurs propres de l'analyse en composantes principales normée (fraction < 1 µm).

La Figure 3-1 représente le cercle des corrélations des variables actives (éléments) dans le plan principal. Plus un vecteur (représentant un profil colonne) est proche du cercle unitaire, mieux la variable est représentée dans le plan. Des éléments dont les vecteurs sont très proches sont fortement corrélés. A l'inverse, des vecteurs opposés marquent une anti-corrélation. En dehors du Cuivre et du Zinc mal représentées, quatre groupes de variables peuvent être identifiés :

- un groupe composé des éléments {S, Cl, Ca, P, Al, Si} bien corrélés entre eux et associés à l'axe 1.
- La paire {Br – Fe} corrélée à l'axe 2
- La paire {K – Ni} corrélée à l'axe 2 mais opposée à la paire {BR – Fe} selon l'axe 1.
- La paire {Cr – Mn} mal représentée sur le plan principal et fortement associée à l'axe 3 comme en témoignent leurs coordonnées au Tableau 3-9.

Le cuivre et le zinc sont associés respectivement aux axes 4 et 5 qui mettent plutôt en évidence des problèmes de contamination à en juger par les écarts observés entre deux essais d'une même activité.

Les coordonnées des éléments sur les différents axes sont données au Tableau 3-9. Elles sont également interprétables en terme de contribution d'un élément à un axe donné, contribution calculée comme le carré de la coordonnée.

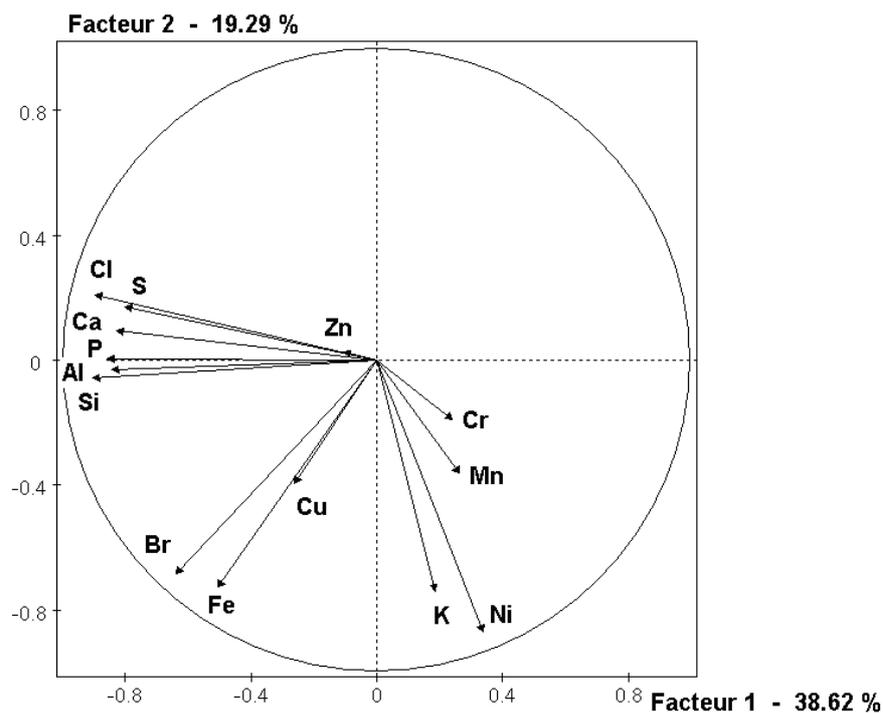


Figure 3-1 : Plan principal issu de l'ACP des éléments (fraction 1 µm).

Coordonnées des variables actives

Elément	Axe 1	Axe 2	Axe 3	Axe 4	Axe 5
Al	-0.84	-0.03	-0.08	0.28	-0.09
Si	-0.90	-0.06	-0.07	0.01	0.11
P	-0.86	0.01	-0.10	0.22	0.00
S	-0.80	0.17	-0.09	-0.21	0.04
Cl	-0.90	0.21	-0.11	-0.25	-0.04
K	0.19	-0.74	0.25	-0.51	0.14
Ca	-0.83	0.09	-0.06	-0.18	0.18
Cr	0.24	-0.19	-0.94	0.01	0.04
Mn	0.26	-0.36	-0.88	-0.05	0.01
Fe	-0.50	-0.72	0.17	-0.14	-0.23
Ni	0.34	-0.87	0.16	0.16	-0.05
Cu	-0.26	-0.39	0.09	0.79	0.03
Zn	-0.11	0.03	-0.07	-0.09	-0.97
Br	-0.64	-0.68	-0.04	-0.11	0.09

Tableau 3-9 : Coordonnées des variables sur les 5 premiers axes.

La Figure 3-2 représente le positionnement des activités dans le plan principal de l'espace euclidien construit à partir des variables actives (éléments). Le type d'activité est codé par un

symbole et une couleur appropriée : ronds vides (blancs enceinte), triangles rouges (bougies), triangles oranges (encens), carrés bleus (sprays), ronds verts (cuisson sur plaque électrique), ronds violets (cuisson au four électrique dont pyrolyse). La correspondance des codes utilisés avec l'intitulé des activités est disponible dans les tableaux de résultats. Le Tableau 3-10 rassemble les coordonnées des observations sur les 5 premiers axes.

Quatre groupes d'activités domestiques se distinguent à partir de l'analyse en composantes principales :

- Les activités de cuisson se regroupent sans distinction entre le mode de cuisson, l'aliment considéré ou encore l'appareil de cuisson (plaque électrique ou four). Elles sont associées à des teneurs globalement élevées dans le sous-groupe d'éléments suivant {S, Cl, Ca, P, Al, Si}, mais également dans la paire {Br – Fe}.
- Un groupe composé des blancs d'enceinte, des bougies et des sprays. Ce groupe se distingue par des teneurs faibles dans l'ensemble des éléments par rapport aux autres activités.
- Les encens se caractérisent par leurs teneurs en potassium (K) et nickel (Ni), mais aussi en Brome (Br) ou Fer (Fe). Ces deux derniers éléments se retrouvent également dans les activités de cuisson.
- Le chauffage d'appoint est plutôt associé à l'axe 3 du fait des fortes contributions en chrome et manganèse.

Le second essai de la cuisson au four du saumon présente un niveau anormalement élevé en cuivre, qui l'isole au niveau de l'ACP. Cette teneur en cuivre doit être considérée comme une contamination.

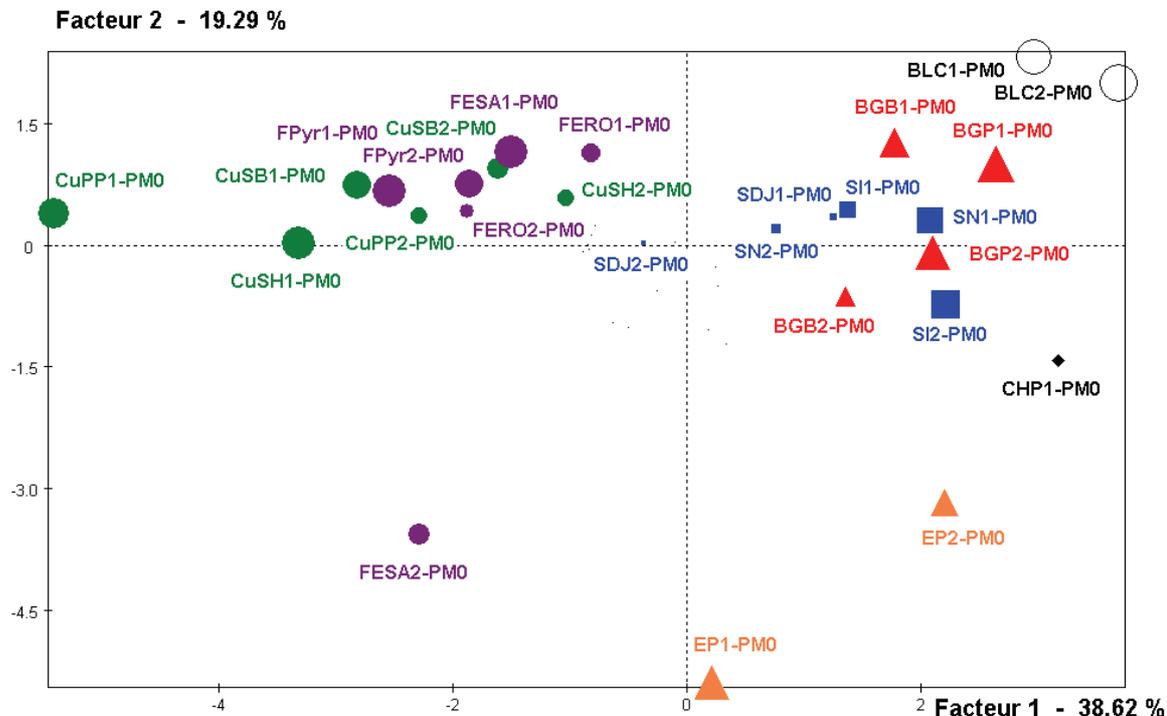


Figure 3-2 : Représentation des activités par rapport aux analyses PIXE sur le plan principal de l'ACP (fraction 1 μm). La taille des symboles est proportionnelle à leur cosinus², qui définit la qualité de leur projection sur le plan.

Coordonnées des individus actifs

Identificateur	Poids relatif	Distance à l'origine	Axe 1	Axe 2	Axe 3	Axe 4	Axe 5
BLC1-PM0	3.70	15.71	2.96	2.31	0.54	0.01	0.69
BLC2-PM0	3.70	19.09	3.69	1.99	0.68	0.10	0.51
BGB1-PM0	3.70	7.02	1.77	1.26	0.52	0.06	0.47
BGB2-PM0	3.70	5.22	1.35	-0.63	0.22	0.19	-1.48
BGP1-PM0	3.70	8.93	2.63	1.00	0.59	0.35	0.44
BGP2-PM0	3.70	5.21	2.10	-0.09	0.35	0.23	-0.36
SI1-PM0	3.70	5.73	1.38	0.43	0.52	0.55	0.42
SI2-PM0	3.70	8.16	2.21	-0.73	0.87	-0.33	0.46
EP1-PM0	3.70	34.45	0.21	-5.39	1.05	-1.60	0.20
EP2-PM0	3.70	23.92	2.20	-3.17	1.01	-2.25	0.58
SDJ1-PM0	3.70	14.49	1.25	0.34	0.23	0.04	-3.46
SDJ2-PM0	3.70	2.44	-0.37	0.03	0.50	0.34	0.45
SN1-PM0	3.70	6.80	2.08	0.30	0.53	0.52	0.48
SN2-PM0	3.70	3.60	0.76	0.19	0.60	0.75	0.52
CHP1-PM0	3.70	53.53	3.17	-1.42	-6.42	0.12	0.38
CuPP1-PM0	3.70	38.19	-5.42	0.39	-0.39	-0.81	1.52
CuPP2-PM0	3.70	14.98	-2.29	0.37	-0.44	-0.57	-2.82
CuSH1-PM0	3.70	13.75	-3.32	0.02	-0.07	-0.90	-0.06
CuSH2-PM0	3.70	3.86	-1.04	0.58	0.00	0.92	0.28
CuSB1-PM0	3.70	12.70	-2.82	0.73	-1.08	-0.07	0.61
CuSB2-PM0	3.70	7.00	-1.62	0.94	-0.39	-0.08	-0.77
FESA1-PM0	3.70	4.47	-1.50	1.14	-0.06	-0.17	-0.32
FESA2-PM0	3.70	38.50	-2.29	-3.56	0.67	4.34	0.08
FERO1-PM0	3.70	4.55	-0.81	1.13	0.19	-0.52	0.55
FERO2-PM0	3.70	11.51	-1.88	0.42	0.15	-1.20	-0.13
FPyr1-PM0	3.70	8.43	-2.55	0.67	-0.30	-0.07	0.70
FPyr2-PM0	3.70	5.76	-1.86	0.75	-0.05	0.06	0.09

Tableau 3-10 : Coordonnées des sources sur les 5 premiers axes (fraction < 1 µm).

Une classification hiérarchique établie à partir des composantes principales (critère d'agrégation de Ward) permet de bien représenter les différents groupes sous la forme d'un dendrogramme dont les branches représentent les groupes d'activités proches en terme de composition élémentaire (Figure 3-3).

Classification hiérarchique directe

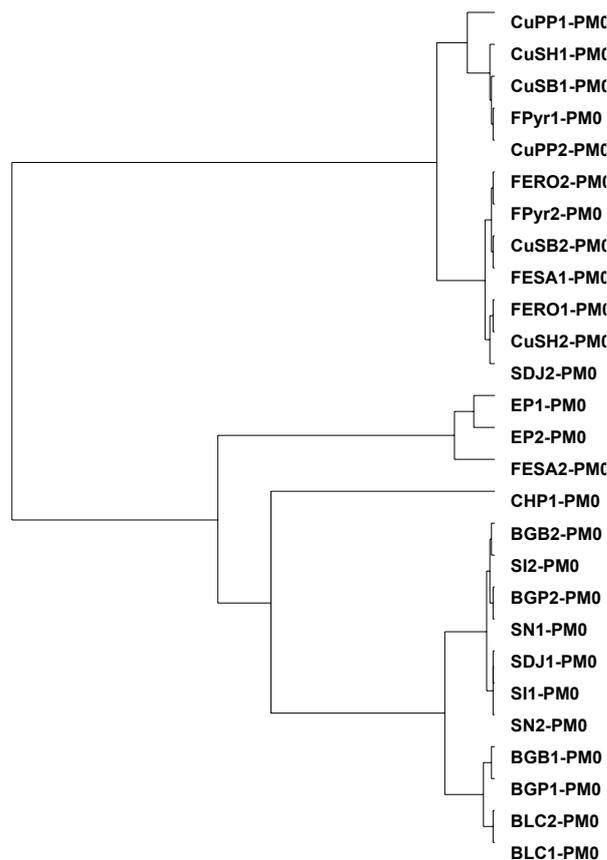


Figure 3-3 : Classification hiérarchique des activités selon leur composition en éléments (Fraction < 1 μm).

3.1.2.2. Analyse des autres fractions granulométriques

Une analyse par composantes principales a également été réalisée sur les autres fractions granulométriques. Une synthèse des interprétations associées et la classification hiérarchique finale sont présentées dans cette partie.

Au niveau de la fraction comprise entre 1 et 2,5 μm , les résultats sont marqués par la contribution du spray insecticide et du spray désodorisant caractérisés respectivement par la paire {P-K} et la paire {S-Cl}. Dans une moindre mesure, les activités de cuisson des steaks au beurre sont marquées par la présence de Calcium et d'Aluminium. Ce dernier élément est également présent en quantités significatives lors de la cuisson des panés de poisson sur plaque, ou la cuisson au four du saumon. Les autres activités ne se distinguent pas ou peu les unes des autres du fait de teneurs en éléments faibles et comparables.

La classification hiérarchique issue de l'ACP réalisée sur la fraction comprise entre 1 et 2,5 μm est présentée Figure 3-4. Les 4 groupes distingués dans le paragraphe précédent sont différenciés. Deux essais montrent un comportement anormal très certainement lié à la présence de valeurs aberrantes (BGP1 et SN2).

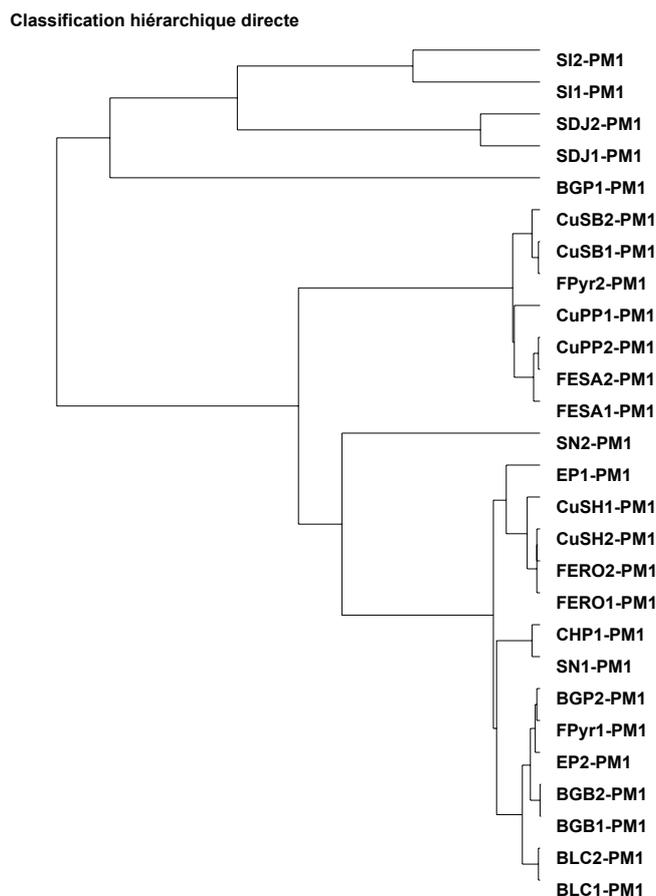


Figure 3-4 : Classification hiérarchique des activités selon leur composition en éléments (fraction 1-2,5 μm)

En ce qui concerne la fraction comprise entre 2,5 et 10 μm , les sprays insecticide et désodorisant jaune se distinguent nettement des autres activités par leur teneur respective en phosphore et potassium (dans une moindre mesure en soufre et chlore) d'une part et en soufre et chlore (dans une moindre mesure potassium, fer, zinc). Pour ces deux sources, les teneurs en éléments au niveau de cette fraction granulométrique sont les plus élevées. Par ailleurs, le spray dépoussiérant se caractérise par des niveaux plus élevés que la moyenne en brome.

Les activités de cuisson (sauf pyrolyse) présentent également des valeurs d'éléments élevés dans cette fraction granulométrique, bien qu'inférieures à celles associées aux sprays. Les éléments concernés sont S, Cl, P, K, Si, Al.

La classification hiérarchique obtenue (Figure 3-5) distingue complètement le spray insecticide et le spray désodorisant jaune. La contribution de la composition élémentaire des activités de cuisson reste très faible devant les sprays.

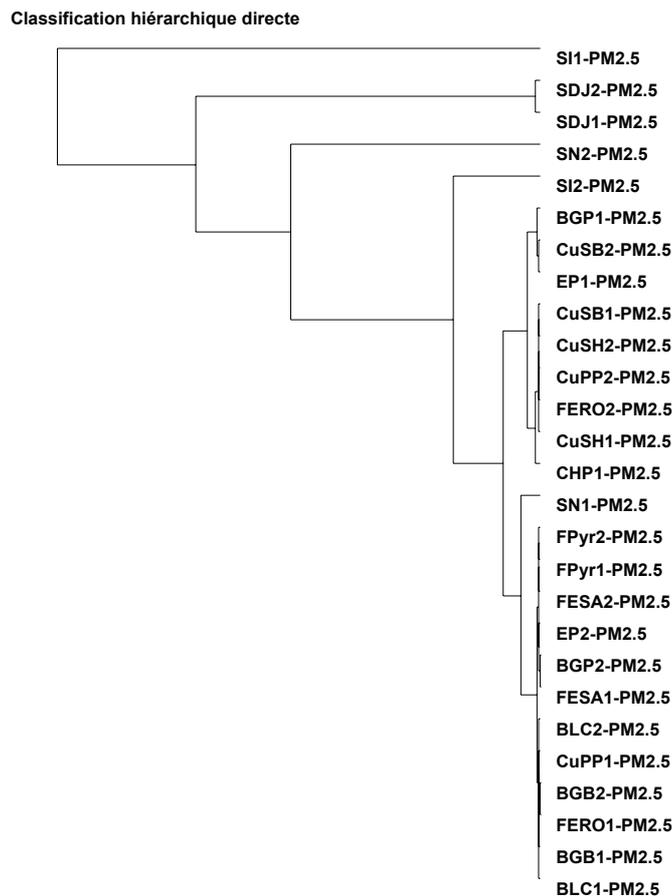


Figure 3-5 : Classification hiérarchique des activités selon leur composition en éléments (fraction 2,5-10 μm)

Pour la fraction $> 10 \mu\text{m}$, le spray insecticide (P, K) et du spray désodorisant (S, Cl) dominant encore en terme de concentrations. Les activités de cuisson sont globalement plus riches en aluminium et silicium dans cette fraction granulométrique. Le reste des activités présente des niveaux relativement faibles.

La classification hiérarchique obtenue (Figure 3-6) parvient avec difficulté à séparer ces 4 groupes du fait des teneurs globalement faibles et des écarts observés entre 2 essais.

Classification hiérarchique directe

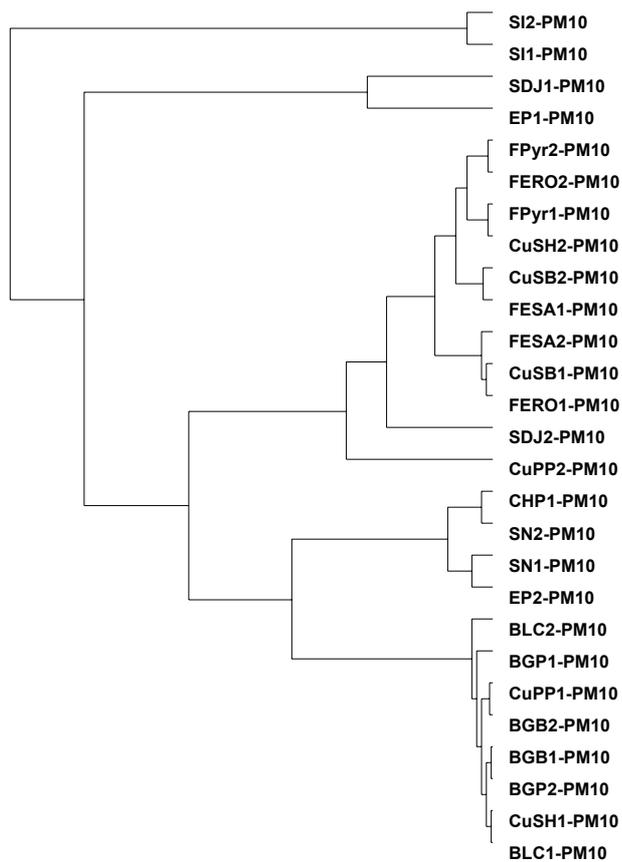


Figure 3-6 : Classification hiérarchique des activités selon leur composition en éléments (fraction > 10 µm)

3.2. Résultats gravimétriques

La gravimétrie a été réalisée avant le découpage des filtres en deux moitiés, puis sur chacun des demi-filtres. Le résultat pour le filtre entier étant équivalent à la somme des deux demi-filtres, pour simplifier le tableau, seuls les résultats des deux demi-filtres ont été indiqués. Certains filtres reçus par le laboratoire étaient abîmés et avaient perdu notamment des fibres.

Pour les filtres de 25 mm, de nombreuses anomalies de différence de pesées négatives ont été observées. Ces anomalies sont liées à la difficulté rencontrée de clipper et déclipper l'anneau métallique qui maintient le filtre sur l'étage de collecte au niveau des impacteurs PM-10. Il faut donc exploiter ces résultats avec beaucoup de réserves.

Les résultats obtenus en gravimétrie montrent cependant la présence, d'une manière générale, de très faibles quantités de matière déposée sur ces filtres (Tableau 3-11). Au niveau des sprays, les résultats obtenus sur les fractions 1-2,5 et 2,5-10 μm semblent en cohérence avec la prépondérance des éléments détectés par PIXE par ailleurs.

Source	Concentration pondérale ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			
	< 1 μm	1 – 2,5 μm	2,5 – 10 μm	> 10 μm
Blanc enceinte	< 1	< 1	< 1	< 1
Blanc enceinte 2	< 0.9	< 0.9	0.1	< 0.9
Bougie blanche	< 2	0.6	< 2	< 2
Bougie blanche 2	18.9	2.9	< 2.3	< 2.3
Bougie parfumée	10.2	< 1.5	< 1.5	< 1.5
Bougie parfumée 2	<i>prélèvement défectueux</i>			
Encens	250.2	8.0	< 6.7	< 6.7
Encens 2	< 4.5	< 4.5	< 4.5	< 4.5
Chauffage d'appoint pétrole	5.4	< 1.8	0.7	0.2
Spray désodorisant jaune	< 2.5	18.1	52.6	1.5
Spray désodorisant jaune 2	< 3.1	22.4	60.9	< 3.1
Spray dépoussiérant	< 2.1	< 2.1	< 2.1	< 2.1
Spray dépoussiérant 2	< 2.4	1.0	7.8	< 2.4
Spray insecticide	61.0	7.4	62.6	7.5
Spray insecticide 2	< 2.1	12.8	90.8	8.9
Cuisson poêle - Poisson pané	< 8.3	< 8.3	4.9	< 8.3
Cuisson poêle - Poisson pané 2	<i>prélèvement défectueux</i>			
Pyrolyse	< 5.6	7.1	0.3	4.0
Pyrolyse 2	< 5.9	2.4	< 5.9	1.4
Cuisson four - Rôti de porc	450.7	89.8	17.4	0.6
Cuisson four - Rôti de porc 2	< 5.5	168.2	36.5	< 5.5
Cuisson four - Saumon	92.5	< 5.3	< 5.3	< 5.3
Cuisson four - Saumon 2	< 5.3	28.5	< 5.3	< 5.3
Cuisson poêle - Steak haché+beurre	< 6.3	21.5	28.1	< 6.3
Cuisson poêle - Steak haché+beurre 2	< 6.3	< 6.3	< 6.3	2.7
Cuisson poêle - Steak haché+huile	< 7.7	41.4	77.5	< 7.7
Cuisson poêle - Steak haché+huile 2	< 5.3	10.8	23.3	0.6

Tableau 3-11 : Résultats des mesures gravimétriques.

3.3. Carbone organique / carbone élémentaire

Pour le dosage du carbone, la première réaction chimique est une pyrolyse couplée à une oxydation catalytique (CuO) qui génère le CO₂ mesuré. Lors de cette pyrolyse sous azote à 500 °C, une partie de la matière organique peut être transformée en carbone élémentaire et rester sur le filtre avec le "carbone suie", une autre partie, volatilisée, est oxydée catalytiquement par l'oxyde de cuivre et correspond au carbone organique.

Après la pyrolyse, la deuxième phase correspond à une combustion par l'oxygène à 750 °C du "carbone suie" et de la matière organique transformée en carbone élémentaire lors de la pyrolyse, cette réaction étant considérée comme représentative du carbone élémentaire mesuré sous forme de CO₂.

Les résultats en Carbone traduisent également la très faible quantité de matière (notamment organique) déposée sur les filtres de quartz (Tableau 3-12 et Tableau 3-13). Seuls quelques épisodes de combustion (bougies, encens) ou de cuisson au four montrent des niveaux détectables de carbone organique et ce principalement dans la fraction submicronique. A noter cependant, la présence de carbone organique dans la fraction 2,5 – 10 µm de particules émises par le spray insecticide, fraction prépondérante en terme de concentration pondérale ou d'analyse élémentaire.

Source	Carbone Organique (µg/m ³)			
	< 1 µm	1 – 2,5 µm	2,5 – 10 µm	> 10 µm
Blanc enceinte	<2.4	<i>inv</i>	<2.4	<2.4
Blanc enceinte 2	<2.2	<2.2	<2.2	<2.2
Bougie blanche	8.3	<4.9	<4.9	<4.9
Bougie blanche 2	<5.7	<5.7	<5.7	<5.7
Bougie parfumée	7.5	5.8	<3.7	<3.7
Bougie parfumée 2	8.0	<5.1	<5.1	<5.1
Encens pin	88.7	<16.6	<16.6	<16.6
Encens pin 2	<i>inv</i>	<11.4	<11.4	<11.4
Chauffage d'appoint pétrole	<4.4	<4.4	<4.4	<4.4
Spray désodorisant jaune	<6.2	<6.2	<6.2	<6.2
Spray désodorisant jaune 2	<7.7	<7.7	<7.7	<7.7
Spray dépoussiérant	<5.2	<5.2	<5.2	<5.2
Spray dépoussiérant 2	<6.1	<6.1	<6.1	<6.1
Spray insecticide	<5.4	<5.4	10.7	<5.4
Spray insecticide 2	<5.3	<5.3	21.9	<5.3
Four (Pyrolyse)	<13.9	<13.9	<13.9	<13.9
Four (Pyrolyse) 2	61.8	<14.7	<14.7	<14.7
Four (cuisson-rôti)	21.5	32.2	<10.9	<10.9
Four (cuisson-rôti) 2	202.2	<13.7	<13.7	<13.7
Four (cuisson-saumon)	<13.2	<13.2	<13.2	<13.2
Four (cuisson-saumon) 2	85.8	<13.2	<13.2	<13.2
Cuisson (Poisson pané)	<20.8	<20.8	<20.8	<20.8
Cuisson (Poisson pané) 2	<15.6	<15.6	<15.6	<15.6
Cuisson (Steack haché+beurre)	<15.6	<15.6	<15.6	<15.6
Cuisson (Steack haché+beurre) 2	<15.6	<15.6	<15.6	<15.6
Cuisson (Steack haché+huile)	<19.2	<19.2	<19.2	<19.2
Cuisson (Steack haché+huile) 2	<13.2	<13.2	<13.2	<13.2

Tableau 3-12 : Résultats du dosage du carbone organique (*inv* = invalide).

Le carbone élémentaire est détectée de manière plus fréquente que le carbone organique dans les émissions particulaires des activités domestiques testées (et plus particulièrement les activités impliquant le four électrique). Le carbone élémentaire est plus souvent associé à la fraction submicronique à l'exception des sprays insecticide et désodorisant pour lesquels il est associé à la fraction 2,5 – 10 µm.

Source	Carbone Élémentaire (µg/m ³)			
	< 1 µm	1 – 2,5 µm	2,5 – 10 µm	> 10 µm
Blanc enceinte	<2.4	<i>inv</i>	<2.4	<2.4
Blanc enceinte 2	<2.2	<2.2	<2.2	<2.2
Bougie blanche	9.1	<4.9	<4.9	<4.9
Bougie blanche 2	15.1	6.2	6.0	<5.7
Bougie parfumée	<3.7	<3.7	<3.7	<3.7
Bougie parfumée 2	6.8	<5.1	5.8	5.4
Encens pin	46.3	<16.6	<16.6	<16.6
Encens pin 2	<i>inv</i>	<11.4	<11.4	<11.4
Chauffage pétrole	<4.4	<4.4	6.1	<4.4
Spray désodorisant jaune	6.9	19.3	24.5	6.6
Spray désodorisant jaune 2	12.7	28.0	44.3	<7.7
Spray dépoussiérant	<5.2	<5.2	<5.2	<5.2
Spray dépoussiérant 2	<6.1	<6.1	10.7	<6.1
Spray insecticide	5.8	11.5	40.1	12.0
Spray insecticide 2	12.3	12.8	61.7	10.4
Four (Pyrolyse)	117.2	<13.9	<13.9	<13.9
Four (Pyrolyse) 2	170.5	19.5	17.2	15.6
Four (cuisson-rôti)	165.4	56.5	30.6	<10.9
Four (cuisson-rôti) 2	302.7	192.3	<13.7	<13.7
Four (cuisson-saumon)	75.1	<13.2	<13.2	<13.2
Four (cuisson-saumon) 2	177.5	36.7	15.6	13.9
Cuisson (Poisson pané)	52.5	<20.8	<20.8	<20.8
Cuisson (Poisson pané) 2	17.6	17.1	<15.6	<15.6
Cuisson (Steack haché+beurre)	32.1	<15.6	<15.6	<15.6
Cuisson (Steack haché+beurre) 2	70.2	25.6	39.5	19.7
Cuisson (Steack haché+huile)	71.9	22.5	61.5	<19.2
Cuisson (Steack haché+huile) 2	60.2	24.9	<13.2	15.9

Tableau 3-13 : Résultats du dosage du carbone élémentaire (*inv* = invalide).

La quantité de matière recueillie sur les filtres (gravimétrie et carbone) est très faible (souvent inférieure à 100 µg). Les dosages sont donc réalisés au voisinage de la limite de quantification des méthodes d'analyses. Cette difficulté se retrouve en partie pour le dosage des HAP (bien qu'exprimé en nanogrammes).

3.4. Anions / cations de la fraction soluble de l'aérosol

Les résultats obtenus sont rassemblés ci après du Tableau 3-14 au Tableau 3-21. Les mesures obtenues sont globalement inférieures aux limites de détection. Elles permettent toutefois de mettre en évidence la présence de chlorures, sulfates et nitrites dans la fraction granulométrique 2,5 – 10 µm associée à l'aérosol du spray désodorisant. Ces données sont en accord avec les éléments S et Cl détectés par l'analyse PIXE. L'ion potassium (K^+) est présent dans la fraction 2,5 – 10 µm recueillie lors du fonctionnement du spray insecticide, en accord également avec les données PIXE.

Sulfates et nitrates sont détectés en faibles quantités dans la fraction submicronique pour la quasi-totalité des sources impliquant une combustion.

L'ion ammonium est uniquement détecté lors de la cuisson des panés de poisson à la poêle.

L'ion calcium est également présent dans de nombreux prélèvements liés aux activités de cuisson. Il est également détecté dans le blanc de l'enceinte, mais la présence de l'élément Calcium est confirmée par l'analyse PIXE indiquant que les mesures peuvent être effectivement associées aux sources étudiées. Les mêmes conclusions s'imposent sur les niveaux observés d'ion potassium dans la fraction submicronique lors de l'utilisation du four.

Les fluorures n'ont jamais été détectés dans les échantillons, tout comme l'ion sodium et magnésium quasiment jamais détectés.

	Fraction	ANIONS				
		Chlorures µg(Cl)/m3	Sulfates µg(SO4)/m3	Nitrites µg(NO2)/m3	Nitrates µg(NO3)/m3	Fluorures µg(F)/m3
Blanc enceinte	>10 µm	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<1.15
Blanc enceinte	2,5-10 µm	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<1.15
Blanc enceinte	1-2,5 µm	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<1.15
Blanc enceinte	< 1 µm	<0.19	<0.19	<0.19	<0.19	<1.15
Blanc enceinte 2	>10 µm	<0.18	<0.18	<0.18	<0.18	<1.06
Blanc enceinte 2	2,5-10 µm	<0.18	<0.18	<0.18	<0.18	<1.06
Blanc enceinte 2	1-2,5 µm	<0.18	<0.18	<0.18	<0.18	<1.06
Blanc enceinte 2	< 1 µm	<0.18	<0.18	<0.18	<0.18	<1.06
Bougie blanche	>10 µm	<0.39	<0.39	<0.39	<0.39	<2.37
Bougie blanche	2,5-10 µm	<0.39	<0.39	<0.39	<0.39	<2.37
Bougie blanche	1-2,5 µm	<0.39	<0.39	<0.39	<0.39	<2.37
Bougie blanche	< 1 µm	<0.39	<0.39	<0.39	<0.39	<2.37
Bougie blanche 2	>10 µm	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<2.73
Bougie blanche 2	2,5-10 µm	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<2.73
Bougie blanche 2	1-2,5 µm	<0.45	<0.45	<0.45	<0.45	<2.73
Bougie blanche 2	< 1 µm	<0.45	0.60	<0.45	<0.45	<2.73
Bougie parfumée	>10 µm	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<1.77
Bougie parfumée	2,5-10 µm	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<1.77
Bougie parfumée	1-2,5 µm	<0.29	<0.29	<0.29	<0.29	<1.77
Bougie parfumée	< 1 µm	<0.29	1.96	<0.29	<0.29	<1.77
Bougie parfumée 2	>10 µm	<i>Prélèvement défectueux</i>				
Bougie parfumée 2	2,5-10 µm					
Bougie parfumée 2	1-2,5 µm					
Bougie parfumée 2	< 1 µm					
Encens pin	>10 µm	<1.33	<1.33	<1.33	<1.33	<8.00
Encens pin	2,5-10 µm	<1.33	<1.33	<1.33	<1.33	<8.00
Encens pin	1-2,5 µm	<1.33	<1.33	<1.33	<1.33	<8.00
Encens pin	< 1 µm	<1.33	<1.33	<1.33	<1.33	<8.00
Encens pin 2	>10 µm	<0.91	<0.91	<0.91	<0.91	<5.45
Encens pin 2	2,5-10 µm	<0.91	<0.91	<0.91	<0.91	<5.45
Encens pin 2	1-2,5 µm	<0.91	<0.91	<0.91	<0.91	<5.45
Encens pin 2	< 1 µm	<0.91	1.56	<0.91	1.68	<5.45

Tableau 3-14 : Résultats du dosage des anions dans la fraction soluble de l'aérosol émis dans l'enceinte à vide, par les bougies et l'encens.

	Fraction	CATIONS				
		Ammonium µg(NH ₄)/m ³	Calcium µg(Ca)/m ³	Magnésium µg(Mg)/m ³	Sodium µg(Na)/m ³	Potassium µg(K)/m ³
Blanc enceinte	>10 µm	<0.19	1.62	<0.19	<0.48	<0.19
Blanc enceinte	2,5-10 µm	<0.19	2.42	<0.19	<0.48	3.00
Blanc enceinte	1-2,5 µm	<0.19	<0.19	<0.19	<0.48	<0.19
Blanc enceinte	< 1 µm	<0.19	7.11	1.54	<0.48	5.00
Blanc enceinte 2	>10 µm	<0.18	0.15	<0.18	<0.44	<0.18
Blanc enceinte 2	2,5-10 µm	<0.18	<0.18	<0.18	<0.44	<0.18
Blanc enceinte 2	1-2,5 µm	<0.18	0.20	<0.18	<0.44	<0.18
Blanc enceinte 2	< 1 µm	<0.18	0.33	<0.18	<0.44	<0.18
Bougie blanche	>10 µm	<0.39	<0.39	<0.39	<0.99	3.00
Bougie blanche	2,5-10 µm	<0.39	<0.39	<0.39	<0.99	<0.39
Bougie blanche	1-2,5 µm	<0.39	<0.39	<0.39	<0.99	2.00
Bougie blanche	< 1 µm	<0.39	<0.39	<0.39	<0.99	2.00
Bougie blanche 2	>10 µm	<0.45	<0.45	<0.45	<1.14	<0.45
Bougie blanche 2	2,5-10 µm	<0.45	<0.45	<0.45	<1.14	<0.45
Bougie blanche 2	1-2,5 µm	<0.45	<0.45	<0.45	<1.14	<0.45
Bougie blanche 2	< 1 µm	<0.45	<0.45	<0.45	<1.14	<0.45
Bougie parfumée	>10 µm	<0.29	1.80	<0.29	<0.74	2.00
Bougie parfumée	2,5-10 µm	<0.29	<0.29	<0.29	<0.74	<0.29
Bougie parfumée	1-2,5 µm	<0.29	<0.29	<0.29	<0.74	<0.29
Bougie parfumée	< 1 µm	<0.29	2.59	<0.29	<0.74	<0.29
Bougie parfumée 2	>10 µm	<i>Prélèvement défectueux</i>				
Bougie parfumée 2	2,5-10 µm					
Bougie parfumée 2	1-2,5 µm					
Bougie parfumée 2	< 1 µm					
Encens pin	>10 µm	<1.33	<1.33	<1.33	<3.33	2.00
Encens pin	2,5-10 µm	<1.33	<1.33	<1.33	<3.33	<1.33
Encens pin	1-2,5 µm	<1.33	1.87	<1.33	<3.33	<1.33
Encens pin	< 1 µm	<1.33	2.60	<1.33	<3.33	6.00
Encens pin 2	>10 µm	<0.91	<0.91	<0.91	<2.27	<0.91
Encens pin 2	2,5-10 µm	<0.91	1.55	<0.91	<2.27	<0.91
Encens pin 2	1-2,5 µm	<0.91	<0.91	<0.91	<2.27	<0.91
Encens pin 2	< 1 µm	<0.91	2.62	<0.91	<2.27	<0.91

Tableau 3-15 : Résultats du dosage des cations dans la fraction soluble de l'aérosol émis dans l'enceinte à vide, par les bougies et l'encens.

		ANIONS				
	Filtre	Chlorures µg(Cl)/m3	Sulfates µg(SO4)/m3	Nitrites µg(NO2)/m3	Nitrates µg(NO3)/m3	Fluorures µg(F)/m3
Chauffage pétrole	>10 µm	<0.35	<0.35	<0.35	<0.35	<2.11
Chauffage pétrole	2,5-10 µm	<0.35	<0.35	<0.35	<0.35	<2.11
Chauffage pétrole	1-2,5 µm	<0.35	<0.35	<0.35	<0.35	<2.11
Chauffage pétrole	< 1 µm	<0.35	5.27	<0.35	4.83	<2.11
Spray désodorisant	>10 µm	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<3.00
Spray désodorisant	2,5-10 µm	5.74	8.46	131.00	<0.50	<3.00
Spray désodorisant	1-2,5 µm	2.20	3.75	33.00	<0.50	<3.00
Spray désodorisant	< 1 µm	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<3.00
Spray désodorisant 2	>10 µm	<0.62	<0.62	<0.62	<0.62	<3.72
Spray désodorisant 2	2,5-10 µm	1.75	3.19	31.58	2.02	<3.72
Spray désodorisant 2	1-2,5 µm	<0.62	1.34	4.33	<0.62	<3.72
Spray désodorisant 2	< 1 µm	<0.62	2.09	<0.62	2.37	<3.72
Spray dépoussiérant	>10 µm	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<2.50
Spray dépoussiérant	2,5-10 µm	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<2.50
Spray dépoussiérant	1-2,5 µm	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<2.50
Spray dépoussiérant	< 1 µm	<0.42	<0.42	<0.42	<0.42	<2.50
Spray dépoussiérant 2	>10 µm	<0.49	<0.49	<0.49	<0.49	<2.93
Spray dépoussiérant 2	2,5-10 µm	<0.49	<0.49	<0.49	<0.49	<2.93
Spray dépoussiérant 2	1-2,5 µm	<0.49	<0.49	<0.49	<0.49	<2.93
Spray dépoussiérant 2	< 1 µm	<0.49	<0.49	<0.49	<0.49	<2.93
Spray insecticide	>10 µm	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44	<2.61
Spray insecticide	2,5-10 µm	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44	<2.61
Spray insecticide	1-2,5 µm	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44	<2.61
Spray insecticide	< 1 µm	<0.44	<0.44	<0.44	<0.44	<2.61
Spray insecticide 2	>10 µm	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<2.55
Spray insecticide 2	2,5-10 µm	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<2.55
Spray insecticide 2	1-2,5 µm	<0.43	<0.43	<0.43	<0.43	<2.55
Spray insecticide 2	< 1 µm	0.57	1.07	<0.43	<0.43	<2.55

Tableau 3-16 : Résultats du dosage des anions dans la fraction soluble de l'aérosol émis par le chauffage d'appoint à pétrole et les sprays.

	Fraction	CATIONS				
		Ammonium µg(NH ₄)/m ³	Calcium µg(Ca)/m ³	Magnésium µg(Mg)/m ³	Sodium µg(Na)/m ³	Potassium µg(K)/m ³
Chauffage pétrole	>10 µm	<0.35	<0.35	<0.35	<0.88	<0.35
Chauffage pétrole	2,5-10 µm	<0.35	<0.35	<0.35	<0.88	<0.35
Chauffage pétrole	1-2,5 µm	<0.35	<0.35	<0.35	<0.88	<0.35
Chauffage pétrole	< 1 µm	<0.35	<0.35	<0.35	<0.88	2.00
Spray désodorisant	>10 µm	<0.50	<0.50	<0.50	<1.25	<0.50
Spray désodorisant	2,5-10 µm	<0.50	<0.50	<0.50	<1.25	<0.50
Spray désodorisant	1-2,5 µm	<0.50	<0.50	<0.50	<1.25	<0.50
Spray désodorisant	< 1 µm	<0.50	<0.50	<0.50	<1.25	<0.50
Spray désodorisant 2	>10 µm	<0.62	0.88	<0.62	<1.55	<0.62
Spray désodorisant 2	2,5-10 µm	<0.62	<0.62	<0.62	<1.55	<0.62
Spray désodorisant 2	1-2,5 µm	<0.62	0.55	<0.62	<1.55	<0.62
Spray désodorisant 2	< 1 µm	<0.62	1.05	<0.62	<1.55	<0.62
Spray dépoussiérant	>10 µm	<0.42	<0.42	<0.42	<1.04	<0.42
Spray dépoussiérant	2,5-10 µm	<0.42	<0.42	<0.42	<1.04	<0.42
Spray dépoussiérant	1-2,5 µm	<0.42	<0.42	<0.42	<1.04	<0.42
Spray dépoussiérant	< 1 µm	<0.42	1.71	<0.42	<1.04	<0.42
Spray dépoussiérant 2	>10 µm	<0.49	<0.49	<0.49	<1.22	<0.49
Spray dépoussiérant 2	2,5-10 µm	<0.49	<0.49	<0.49	<1.22	<0.49
Spray dépoussiérant 2	1-2,5 µm	<0.49	0.77	<0.49	<1.22	<0.49
Spray dépoussiérant 2	< 1 µm	<0.49	0.83	<0.49	<1.22	<0.49
Spray insecticide	>10 µm	<0.44	1.84	<0.44	<1.09	2.00
Spray insecticide	2,5-10 µm	<0.44	<0.44	<0.44	<1.09	27.00
Spray insecticide	1-2,5 µm	<0.44	<0.44	<0.44	<1.09	5.00
Spray insecticide	< 1 µm	<0.44	2.23	<0.44	<1.09	<0.44
Spray insecticide 2	>10 µm	<0.43	<0.43	<0.43	<1.06	0.85
Spray insecticide 2	2,5-10 µm	<0.43	<0.43	<0.43	<1.06	9.57
Spray insecticide 2	1-2,5 µm	<0.43	<0.43	<0.43	<1.06	0.85
Spray insecticide 2	< 1 µm	<0.43	<0.43	<0.43	<1.06	<0.43

Tableau 3-17 : Résultats du dosage des cations dans la fraction soluble de l'aérosol émis par le chauffage d'appoint à pétrole et les sprays.

ACTIVITES FOUR	Fraction	ANIONS				
		Chlorures µg(Cl)/m3	Sulfates µg(SO4)/m3	Nitrites µg(NO2)/m3	Nitrates µg(NO3)/m3	Fluorures µg(F)/m3
Pyrolyse four	>10 µm	<1.11	<1.11	<1.11	<1.11	<6.67
Pyrolyse four	2,5-10 µm	<1.11	<1.11	<1.11	<1.11	<6.67
Pyrolyse four	1-2,5 µm	<1.11	<1.11	<1.11	<1.11	<6.67
Pyrolyse four	< 1 µm	0.88	1.13	<1.11	1.63	<6.67
Pyrolyse four 2	>10 µm	<1.18	<1.18	<1.18	<1.18	<7.06
Pyrolyse four 2	2,5-10 µm	<1.18	<1.18	<1.18	<1.18	<7.06
Pyrolyse four 2	1-2,5 µm	<1.18	<1.18	<1.18	<1.18	<7.06
Pyrolyse four 2	< 1 µm	<1.18	2.16	<1.18	1.87	<7.06
Cuisson four - Rôti de porc	>10 µm	<0.87	<0.87	<0.87	<0.87	<5.22
Cuisson four - Rôti de porc	2,5-10 µm	<0.87	<0.87	<0.87	<0.87	<5.22
Cuisson four - Rôti de porc	1-2,5 µm	<0.87	<0.87	<0.87	<0.87	<5.22
Cuisson four - Rôti de porc	< 1 µm	<0.87	4.14	<0.87	4.17	<5.22
Cuisson four - Rôti de porc 2	>10 µm	<1.10	<1.10	<1.10	<1.10	<6.59
Cuisson four - Rôti de porc 2	2,5-10 µm	<1.10	<1.10	<1.10	<1.10	<6.59
Cuisson four - Rôti de porc 2	1-2,5 µm	<1.10	<1.10	<1.10	<1.10	<6.59
Cuisson four - Rôti de porc 2	< 1 µm	1.07	2.62	<1.10	1.88	<6.59
Cuisson four - Saumon	>10 µm	<1.05	<1.05	<1.05	<1.05	<6.32
Cuisson four - Saumon	2,5-10 µm	<1.05	<1.05	<1.05	<1.05	<6.32
Cuisson four - Saumon	1-2,5 µm	<1.05	<1.05	<1.05	<1.05	<6.32
Cuisson four - Saumon	< 1 µm	<1.05	<1.05	<1.05	<1.05	<6.32
Cuisson four - Saumon 2	>10 µm	<1.05	<1.05	<1.05	<1.05	<6.32
Cuisson four - Saumon 2	2,5-10 µm	<1.05	<1.05	<1.05	<1.05	<6.32
Cuisson four - Saumon 2	1-2,5 µm	<1.05	<1.05	<1.05	<1.05	<6.32
Cuisson four - Saumon 2	< 1 µm	<1.05	1.52	<1.05	2.02	<6.32

Tableau 3-18 : Résultats du dosage des anions dans la fraction soluble de l'aérosol émis lors des activités impliquant le four électrique.

ACTIVITES FOUR	Fraction	CATIONS				
		Ammonium µg(NH ₄)/m ³	Calcium µg(Ca)/m ³	Magnésium µg(Mg)/m ³	Sodium µg(Na)/m ³	Potassium µg(K)/m ³
Pyrolyse four	>10 µm	<1.11	1.94	<1.11	<2.78	<1.11
Pyrolyse four	2,5-10 µm	<1.11	1.77	<1.11	<2.78	1.67
Pyrolyse four	1-2,5 µm	<1.11	1.94	<1.11	<2.78	<1.11
Pyrolyse four	< 1 µm	<1.11	2.38	<1.11	<2.78	3.33
Pyrolyse four 2	>10 µm	<1.18	<1.18	<1.18	<2.94	<1.18
Pyrolyse four 2	2,5-10 µm	<1.18	<1.18	<1.18	<2.94	<1.18
Pyrolyse four 2	1-2,5 µm	<1.18	<1.18	<1.18	<2.94	<1.18
Pyrolyse four 2	< 1 µm	<1.18	1.03	<1.18	2.94	<1.18
Cuisson four - Rôti de porc	>10 µm	<0.87	<0.87	<0.87	<2.17	<0.87
Cuisson four - Rôti de porc	2,5-10 µm	<0.87	<0.87	<0.87	<2.17	<0.87
Cuisson four - Rôti de porc	1-2,5 µm	<0.87	1.72	<0.87	<2.17	<0.87
Cuisson four - Rôti de porc	< 1 µm	<0.87	5.39	<0.87	<2.17	11.00
Cuisson four - Rôti de porc 2	>10 µm	<1.10	1.05	<1.10	<2.75	<1.10
Cuisson four - Rôti de porc 2	2,5-10 µm	<1.10	<1.10	<1.10	<2.75	<1.10
Cuisson four - Rôti de porc 2	1-2,5 µm	<1.10	<1.10	<1.10	<2.75	<1.10
Cuisson four - Rôti de porc 2	< 1 µm	<1.10	1.76	<1.10	2.75	4.40
Cuisson four - Saumon	>10 µm	<1.05	1.53	<1.05	<2.63	<1.05
Cuisson four - Saumon	2,5-10 µm	<1.05	<1.05	<1.05	<2.63	<1.05
Cuisson four - Saumon	1-2,5 µm	<1.05	<1.05	<1.05	<2.63	<1.05
Cuisson four - Saumon	< 1 µm	<1.05	<1.05	<1.05	<2.63	<1.05
Cuisson four - Saumon 2	>10 µm	<1.10	2.18	<1.05	<2.63	3.68
Cuisson four - Saumon 2	2,5-10 µm	<1.05	2.72	<1.05	<2.63	<1.05
Cuisson four - Saumon 2	1-2,5 µm	<1.05	1.83	<1.05	<2.63	<1.05
Cuisson four - Saumon 2	< 1 µm	<1.05	1.41	<1.05	<2.63	4.21

Tableau 3-19 : Résultats du dosage des cations dans la fraction soluble de l'aérosol émis lors des activités impliquant le four électrique.

CUISSON POÊLE	Fraction	ANIONS				
		Chlorures µg(Cl)/m3	Sulfates µg(SO4)/m3	Nitrites µg(NO2)/m3	Nitrates µg(NO3)/m3	Fluorures µg(F)/m3
Poisson pané	>10 µm	<1.67	<1.67	<1.67	<1.67	<10.00
Poisson pané	2,5-10 µm	<1.67	<1.67	<1.67	<1.67	<10.00
Poisson pané	1-2,5 µm	<1.67	<1.67	<1.67	<1.67	<10.00
Poisson pané	< 1 µm	1.64	3.40	<1.67	3.27	<10.00
Poisson pané 2	>10 µm	<i>Prélèvement défectueux</i>				
Poisson pané 2	2,5-10 µm					
Poisson pané 2	1-2,5 µm					
Poisson pané 2	< 1 µm					
Steack haché+beurre	>10 µm	<1.25	<1.25	<1.25	<1.25	<7.50
Steack haché+beurre	2,5-10 µm	<1.25	<1.25	<1.25	<1.25	<7.50
Steack haché+beurre	1-2,5 µm	<1.25	<1.25	<1.25	<1.25	<7.50
Steack haché+beurre	< 1 µm	<1.25	<1.25	<1.25	<1.25	<7.50
Steack haché+beurre 2	>10 µm	<1.25	<1.25	<1.25	<1.25	<7.50
Steack haché+beurre 2	2,5-10 µm	<1.25	<1.25	<1.25	<1.25	<7.50
Steack haché+beurre 2	1-2,5 µm	<1.25	<1.25	<1.25	<1.25	<7.50
Steack haché+beurre 2	< 1 µm	<1.25	<1.25	<1.25	6.07	<7.50
Steack haché+huile	>10 µm	<1.54	<1.54	<1.54	<1.54	<9.23
Steack haché+huile	2,5-10 µm	2	<1.54	<1.54	<1.54	<9.23
Steack haché+huile	1-2,5 µm	<1.54	<1.54	<1.54	<1.54	<9.23
Steack haché+huile	< 1 µm	<1.54	<1.54	<1.54	<1.54	<9.23
Steack haché+huile 2	>10 µm	<1.05	<1.05	<1.05	<1.05	<6.32
Steack haché+huile 2	2,5-10 µm	<1.05	<1.05	<1.05	<1.05	<6.32
Steack haché+huile 2	1-2,5 µm	<1.05	<1.05	<1.05	<1.05	<6.32
Steack haché+huile 2	< 1 µm	<1.05	<1.05	<1.05	<1.05	<6.32

Tableau 3-20 : Résultats du dosage des anions dans la fraction soluble de l'aérosol impliquant la cuisson à la poêle.

CUISSON POËLE	Fraction	CATIONS				
		Ammonium µg(NH ₄)/m ³	Calcium µg(Ca)/m ³	Magnésium µg(Mg)/m ³	Sodium µg(Na)/m ³	Potassium µg(K)/m ³
Poisson pané	>10 µm	<1.67	2.63	<1.67	<4.17	4.00
Poisson pané	2,5-10 µm	<1.67	3.76	<1.67	<4.17	2.00
Poisson pané	1-2,5 µm	13.93	4.24	<1.67	<4.17	3.00
Poisson pané	< 1 µm	2	3.39	<1.67	<4.17	4.00
Poisson pané 2	>10 µm	<i>Prélèvement défectueux</i>				
Poisson pané 2	2,5-10 µm					
Poisson pané 2	1-2,5 µm					
Poisson pané 2	< 1 µm					
Steack haché+beurre	>10 µm	<1.25	2.55	<1.25	<3.13	<1.25
Steack haché+beurre	2,5-10 µm	<1.25	5.23	<1.25	<3.13	4.00
Steack haché+beurre	1-2,5 µm	<1.25	1.74	<1.25	<3.13	2.00
Steack haché+beurre	< 1 µm	<1.25	<1.25	<1.25	<3.13	2.00
Steack haché+beurre 2	>10 µm	<1.25	<1.25	<1.25	<3.13	<1.25
Steack haché+beurre 2	2,5-10 µm	<1.25	<1.25	<1.25	<3.13	<1.25
Steack haché+beurre 2	1-2,5 µm	<1.25	<1.25	<1.25	<3.13	<1.25
Steack haché+beurre 2	< 1 µm	<1.25	<1.25	<1.25	<3.13	<1.25
Steack haché+huile	>10 µm	<1.54	2.16	<1.54	<3.85	<1.54
Steack haché+huile	2,5-10 µm	<1.54	<1.54	<1.54	<3.85	<1.54
Steack haché+huile	1-2,5 µm	<1.54	2.75	<1.54	<3.85	<1.54
Steack haché+huile	< 1 µm	<1.54	2.07	<1.54	<3.85	<1.54
Steack haché+huile 2	>10 µm	<1.05	1.42	<1.05	<2.63	<1.05
Steack haché+huile 2	2,5-10 µm	<1.05	<1.05	<1.05	<2.63	<1.05
Steack haché+huile 2	1-2,5 µm	<1.05	<1.05	<1.05	<2.63	<1.05
Steack haché+huile 2	< 1 µm	<1.05	<1.05	<1.05	<2.63	<1.05

Tableau 3-21 : Résultats du dosage des cations dans la fraction soluble de l'aérosol impliquant la cuisson à la poêle.

3.5. Hydrocarbures polycycliques aromatiques (HAP)

Les résultats des mesures d'hydrocarbures aromatiques polycycliques associées aux fractions granulométriques prélevées durant la simulation des activités domestiques sont présentées du Tableau 3-22 au Tableau 3-25. La correspondance des codes des HAP est disponible au Tableau 2-4.

Les teneurs relevées sont globalement très faibles avec une grande majorité inférieures aux limites de détection. Celle-ci prend en compte la limite de détection analytique ramenée au volume d'air prélevé.

Aucune trace de HAP n'a été détectée dans l'enceinte expérimentale vide.

Les valeurs les plus importantes (par rapport à la limite de détection) sont celles du Phénanthrène et du Fluoranthène dans la fraction fine (1-2,5 µm) pendant le fonctionnement du chauffage d'appoint.

Plusieurs HAP sont détectés dans la fraction submicronique de l'aérosol formé par la combustion de l'encens. Ce sont principalement le Chrysène, le Benzo(b)fluoranthène et l'Indéno(1,2,3-cd)pyrène, mais également le Benzo(a)anthracène, le Benzo(a)pyrène et le Benzo(k)fluoranthène.

Le nettoyage du four par pyrolyse permet également la détection de plusieurs HAP associés à la fraction submicronique : Chrysène, Benzo(b)fluoranthène et Benzo(j)fluoranthène. Des traces de Phénanthrène sont également présentes à des niveaux proches de la limite de détection.

Enfin, la cuisson du saumon au four électrique est associée à la présence de traces de Phénanthrène, Benzo(g,h,i)pérylène, Benzo(j)fluoranthène et Indéno(1,2,3-cd)pyrène.

		Hydrocarbures aromatiques polycycliques (ng/m ³)											
Fraction	PHE	ANT	FLU	PYR	B(a)A	CHR	B(j)F	B(b)F	B(k)F	B(a)P	D(ah)A	B(ghi)P	I(123cd)P
Blanc enceinte	<3.42	<0.12	<1.09	<0.67	<0.04	<0.09	<0.09	<0.02	<0.01	<0.02	<0.005	<0.03	<0.02
Blanc enceinte	<3.42	<0.12	<1.09	<0.67	<0.04	<0.09	<0.09	<0.02	<0.01	<0.02	<0.005	<0.03	<0.02
Blanc enceinte	<3.42	<0.12	<1.09	<0.67	<0.04	<0.09	<0.09	<0.02	<0.01	<0.02	<0.005	<0.03	<0.02
Blanc enceinte	<3.42	<0.12	<1.09	<0.67	<0.04	<0.09	<0.09	<0.02	<0.01	<0.02	<0.005	<0.03	<0.02
Blanc enceinte 2	<3.17	<0.12	<1.01	<0.62	<0.04	<0.08	<0.08	<0.02	<0.01	<0.02	<0.004	<0.03	<0.02
Blanc enceinte 2	<3.17	<0.12	<1.01	<0.62	<0.04	<0.08	<0.08	<0.02	<0.01	<0.02	<0.004	<0.03	<0.02
Blanc enceinte 2	<3.17	<0.12	<1.01	<0.62	<0.04	<0.08	<0.08	<0.02	<0.01	<0.02	<0.004	<0.03	<0.02
Blanc enceinte 2	<3.17	<0.12	<1.01	<0.62	<0.04	<0.08	<0.08	<0.02	<0.01	<0.02	<0.004	<0.03	<0.02
Bougie blanche	<7.06	<0.26	<2.25	<1.38	<0.08	<0.18	<0.18	<0.04	<0.02	<0.04	<0.01	<0.06	<0.04
Bougie blanche	<7.06	<0.26	<2.25	<1.38	<0.08	<0.18	<0.18	<0.04	<0.02	<0.04	<0.01	<0.06	<0.04
Bougie blanche	<7.06	<0.26	<2.25	<1.38	<0.08	<0.18	<0.18	<0.04	<0.02	<0.04	<0.01	<0.06	<0.04
Bougie blanche	<7.06	<0.26	<2.25	<1.38	<0.08	<0.18	<0.18	<0.04	<0.02	<0.04	<0.01	<0.06	<0.04
Bougie blanche 2	<8.14	<0.30	<2.59	<1.59	<0.09	<0.20	<0.20	<0.05	<0.02	<0.05	<0.01	<0.07	<0.05
Bougie blanche 2	<8.14	<0.30	<2.59	<1.59	<0.09	0.75	<0.20	<0.05	<0.02	<0.05	<0.01	<0.07	<0.05
Bougie blanche 2	<8.14	<0.30	<2.59	<1.59	<0.09	<0.20	<0.20	<0.05	<0.02	<0.05	<0.01	<0.07	<0.05
Bougie blanche 2	<8.14	<0.30	<2.59	<1.59	<0.09	<0.20	<0.20	<0.05	<0.02	<0.05	<0.01	<0.07	<0.05
Bougie parfumée	<5.27	<0.19	<1.68	<1.03	<0.06	2.7	<0.13	<0.03	<0.01	<0.03	<0.01	0.5	<0.03
Bougie parfumée	<5.27	<0.19	<1.68	<1.03	<0.06	<0.13	<0.13	<0.03	<0.01	<0.03	<0.01	<0.04	<0.03
Bougie parfumée	<5.27	<0.19	<1.68	<1.03	<0.06	<0.13	<0.13	<0.03	<0.01	<0.03	<0.01	<0.04	<0.03
Bougie parfumée	<5.27	<0.19	<1.68	<1.03	<0.06	<0.13	<0.13	<0.03	<0.01	<0.03	<0.01	<0.04	<0.03
Bougie parfumée 2													
Bougie parfumée 2													
Bougie parfumée 2													
Bougie parfumée 2													
Encens pin	<23.87	<0.43	<7.60	<4.67	<0.27	<0.60	<0.60	<0.13	<0.07	<0.13	<0.03	<0.20	<0.13
Encens pin	<23.87	<0.43	<7.60	<4.67	<0.27	<0.60	<0.60	<0.13	<0.07	<0.13	<0.03	<0.20	<0.13
Encens pin	<23.87	<0.43	<7.60	<4.67	<0.27	<0.60	<0.60	<0.13	<0.07	<0.13	<0.03	<0.20	<0.13
Encens pin	<23.87	<0.43	<7.60	<4.67	4.8	12.3	6.0	6.6	1.7	2.1	<0.03	0.5	4.2
Encens pin 2	<16.27	<0.59	<5.18	<3.18	<0.18	<0.41	<0.41	<0.09	<0.05	<0.09	<0.02	<0.14	<0.09
Encens pin 2	<16.27	<0.59	<5.18	<3.18	<0.18	<0.41	<0.41	<0.09	<0.05	<0.09	<0.02	<0.14	<0.09
Encens pin 2	<16.27	<0.59	<5.18	<3.18	<0.18	<0.41	<0.41	<0.09	<0.05	<0.09	<0.02	<0.14	<0.09
Encens pin 2	<16.27	<0.59	<5.18	<3.18	0.45	1.32	<0.41	2.00	0.36	0.68	0.10	1.09	2.05

Prélèvement défectueux

Tableau 3-22 : Résultats des mesures de HAP particulières associées au blanc d'enceinte, aux bougies et encens.

		Hydrocarbures polycycliques aromatiques (ng/m ³)												
	Fraction	PHE	ANT	FLU	PYR	B(a)A	CHR	B(j)F	B(b)F	B(k)F	B(a)P	D(ah)A	B(ghi)P	I(123cd)P
Chauffage pétrole	>10 µm	<6.28	<0.23	<2.00	<1.23	<0.07	<0.16	<0.16	<0.04	<0.02	<0.04	<0.01	<0.05	<0.04
Chauffage pétrole	2,5-10 µm	<6.28	<0.23	<2.00	<1.23	<0.07	<0.16	<0.16	<0.04	<0.02	<0.04	<0.01	<0.05	<0.04
Chauffage pétrole	1-2,5 µm	79.7	<0.23	13.4	<1.23	<0.07	<0.16	<0.16	<0.04	<0.02	<0.04	<0.01	0.4	<0.04
Chauffage pétrole	< 1 µm	<6.28	<0.23	<2.00	<1.23	<0.07	<0.16	<0.16	<0.04	<0.02	<0.04	<0.01	<0.05	<0.04
Spray désodorisant	>10 µm	<8.95	<0.33	<2.85	<1.75	<0.10	<0.23	<0.23	0.4	0.1	<0.05	<0.01	0.5	<0.05
Spray désodorisant	2,5-10 µm	<8.95	<0.33	<2.85	<1.75	<0.10	<0.23	<0.23	<0.05	<0.03	<0.05	<0.01	<0.08	<0.05
Spray désodorisant	1-2,5 µm	<8.95	<0.33	<2.85	<1.75	<0.10	<0.23	<0.23	<0.05	<0.03	<0.05	<0.01	<0.08	<0.05
Spray désodorisant	< 1 µm	<8.95	<0.33	<2.85	<1.75	<0.10	<0.23	<0.23	<0.05	<0.03	<0.05	<0.01	<0.08	<0.05
Spray désodorisant 2	>10 µm	<11.08	<0.40	<3.53	<2.17	<0.12	<0.28	<0.28	<0.06	<0.03	<0.06	<0.02	<0.09	<0.06
Spray désodorisant 2	2,5-10 µm	<11.08	<0.40	<3.53	<2.17	<0.12	<0.28	<0.28	<0.06	<0.03	<0.06	<0.02	<0.09	<0.06
Spray désodorisant 2	1-2,5 µm	<11.08	<0.40	<3.53	<2.17	<0.12	<0.28	<0.28	<0.06	<0.03	<0.06	<0.02	<0.09	<0.06
Spray désodorisant 2	< 1 µm	<11.08	<0.40	<3.53	<2.17	0.74	<0.28	<0.28	<0.06	<0.03	<0.06	<0.02	<0.09	<0.06
Spray dépoussiérant	>10 µm	<7.46	<0.27	<2.38	<1.46	<0.08	<0.19	<0.19	<0.04	<0.02	<0.04	<0.01	<0.06	<0.04
Spray dépoussiérant	2,5-10 µm	<7.46	<0.27	<2.38	<1.46	<0.08	<0.19	<0.19	<0.04	<0.02	<0.04	<0.01	<0.06	<0.04
Spray dépoussiérant	1-2,5 µm	<7.46	<0.27	<2.38	<1.46	<0.08	<0.19	<0.19	<0.04	<0.02	<0.04	<0.01	<0.06	<0.04
Spray dépoussiérant	< 1 µm	<7.46	<0.27	<2.38	<1.46	<0.08	<0.19	<0.19	<0.04	<0.02	<0.04	<0.01	<0.06	<0.04
Spray dépoussiérant 2	>10 µm	<8.73	<0.32	<2.78	<1.71	<0.10	<0.22	<0.22	<0.05	<0.02	<0.05	<0.01	<0.07	<0.05
Spray dépoussiérant 2	2,5-10 µm	<8.73	<0.32	<2.78	<1.71	<0.10	<0.22	<0.22	<0.05	<0.02	<0.05	<0.01	<0.07	<0.05
Spray dépoussiérant 2	1-2,5 µm	<8.73	<0.32	<2.78	<1.71	<0.10	1.49	<0.22	<0.05	<0.02	<0.05	<0.01	<0.07	<0.05
Spray dépoussiérant 2	< 1 µm	<8.73	<0.32	<2.78	<1.71	<0.10	1.05	<0.22	<0.05	<0.02	<0.05	<0.01	<0.07	<0.05
Spray insecticide	>10 µm	<7.80	<0.28	<2.48	<1.53	<0.09	<0.2	<0.2	<0.04	<0.02	<0.04	<0.01	<0.07	<0.04
Spray insecticide	2,5-10 µm	<7.80	<0.28	<2.48	<1.53	<0.09	<0.2	<0.2	<0.04	<0.02	<0.04	<0.01	<0.07	<0.04
Spray insecticide	1-2,5 µm	<7.80	<0.28	<2.48	<1.53	<0.09	<0.2	<0.2	<0.04	<0.02	<0.04	<0.01	<0.07	<0.04
Spray insecticide	< 1 µm	<7.80	<0.28	<2.48	<1.53	<0.09	<0.2	<0.2	<0.04	<0.02	<0.04	<0.01	<0.07	<0.04
Spray insecticide 2	>10 µm	<7.62	<0.28	<2.43	<1.49	<0.09	<0.19	<0.19	<0.04	<0.02	<0.04	<0.01	<0.06	<0.04
Spray insecticide 2	2,5-10 µm	<7.62	<0.28	<2.43	<1.49	<0.09	<0.19	<0.19	<0.04	<0.02	<0.04	<0.01	<0.06	<0.04
Spray insecticide 2	1-2,5 µm	<7.62	<0.28	<2.43	<1.49	<0.09	<0.19	<0.19	<0.04	<0.02	<0.04	<0.01	<0.06	<0.04
Spray insecticide 2	< 1 µm	<7.62	<0.28	<2.43	<1.49	0.09	<0.19	<0.19	0.10	<0.02	<0.04	<0.01	<0.06	<0.04

Tableau 3-23 : Résultats des mesures de HAP particulières associées au chauffage d'appoint et aux sprays.

		Hydrocarbures polycycliques aromatiques (ng/m ³)												
Activités four électrique	Fraction	PHE	ANT	FLU	PYR	B(a)A	CHR	B(j)F	B(b)F	B(k)F	B(a)P	D(ah)A	B(ghi)P	I(123cd)P
Pyrolyse four	>10 µm	<19.89	<0.72	<6.33	<3.89	<0.22	<0.50	<0.50	<0.11	<0.06	<0.11	<0.03	<0.17	<0.11
Pyrolyse four	2,5-10 µm	<19.89	<0.72	<6.33	<3.89	0.50	<0.50	<0.50	<0.11	<0.06	<0.11	<0.03	<0.17	<0.11
Pyrolyse four	1-2,5 µm	<19.89	<0.72	<6.33	<3.89	<0.22	<0.50	<0.50	<0.11	<0.06	<0.11	<0.03	<0.17	<0.11
Pyrolyse four	< 1 µm	<19.89	<0.72	<6.33	<3.89	<0.22	0.67	0.96	0.33	<0.06	<0.11	<0.03	<0.17	<0.11
Pyrolyse four 2	>10 µm	21.78	<0.76	<6.71	<4.12	<0.24	<0.53	<0.53	<0.12	<0.06	<0.12	<0.03	<0.18	<0.12
Pyrolyse four 2	2,5-10 µm	23.78	<0.76	<6.71	<4.12	<0.24	<0.53	<0.53	<0.12	<0.06	<0.12	<0.03	<0.18	<0.12
Pyrolyse four 2	1-2,5 µm	25.78	<0.76	<6.71	<4.12	0.41	<0.53	<0.53	<0.12	<0.06	<0.12	<0.03	<0.18	<0.12
Pyrolyse four 2	< 1 µm	<21.06	<0.76	<6.71	<4.12	2.00	1.29	1.16	2.00	0.18	0.47	<0.03	1.24	0.65
Cuisson four - Rôti de porc	>10 µm	<15.57	<0.57	<4.96	<3.04	<0.17	<0.39	<0.39	<0.09	<0.04	<0.09	<0.02	<0.13	<0.09
Cuisson four - Rôti de porc	2,5-10 µm	<15.57	<0.57	<4.96	<3.04	<0.17	<0.39	<0.39	<0.09	<0.04	<0.09	<0.02	<0.13	<0.09
Cuisson four - Rôti de porc	1-2,5 µm	<15.57	<0.57	<4.96	<3.04	<0.17	<0.39	<0.39	<0.09	<0.04	<0.09	<0.02	<0.13	<0.09
Cuisson four - Rôti de porc	< 1 µm	<15.57	<0.57	<4.96	<3.04	<0.17	<0.39	<0.39	0.3	<0.04	<0.09	<0.02	<0.13	<0.09
Cuisson four - Rôti de porc 2	>10 µm	<19.67	<0.71	<6.26	<3.85	<0.22	<0.49	<0.49	<0.11	<0.05	<0.11	<0.03	<0.16	<0.11
Cuisson four - Rôti de porc 2	2,5-10 µm	<19.67	<0.71	<6.26	<3.85	<0.22	<0.49	<0.49	<0.11	<0.05	<0.11	<0.03	<0.16	<0.11
Cuisson four - Rôti de porc 2	1-2,5 µm	<19.67	<0.71	<6.26	<3.85	<0.22	<0.49	<0.49	<0.11	<0.05	<0.11	<0.03	<0.16	<0.11
Cuisson four - Rôti de porc 2	< 1 µm	<19.67	<0.71	<6.26	<3.85	<0.22	<0.49	<0.49	<0.11	<0.05	<0.11	<0.03	<0.16	<0.11
Cuisson four - Saumon	>10 µm	<18.84	<0.68	<6.00	<3.68	<0.21	<0.47	<0.47	<0.11	<0.05	<0.11	<0.03	<0.16	<0.11
Cuisson four - Saumon	2,5-10 µm	<18.84	<0.68	<6.00	<3.68	<0.21	<0.47	<0.47	<0.11	<0.05	<0.11	<0.03	<0.16	<0.11
Cuisson four - Saumon	1-2,5 µm	<18.84	<0.68	<6.00	<3.68	<0.21	<0.47	<0.47	<0.11	<0.05	<0.11	<0.03	<0.16	<0.11
Cuisson four - Saumon	< 1 µm	<18.84	<0.68	<6.00	<3.68	<0.21	<0.47	4.2	<0.11	<0.05	0.2	<0.03	1.5	2.1
Cuisson four - Saumon 2	>10 µm	<18.84	<0.68	<6.00	<3.68	<0.21	<0.47	<0.47	<0.11	<0.05	<0.11	<0.03	<0.16	<0.11
Cuisson four - Saumon 2	2,5-10 µm	19.93	<0.68	<6.00	<3.68	<0.21	<0.47	0.78	<0.11	<0.05	<0.11	<0.03	0.21	0.32
Cuisson four - Saumon 2	1-2,5 µm	19.13	<0.68	<6.00	<3.68	<0.21	<0.47	1.84	<0.11	<0.05	<0.11	<0.03	0.53	0.53
Cuisson four - Saumon 2	< 1 µm	23.73	<0.68	6.47	<3.68	<0.21	<0.47	1.66	<0.11	<0.05	<0.11	<0.03	0.32	0.16

Tableau 3-24 : Résultats des mesures de HAP particulières associées aux activités impliquant le four électrique.

		Hydrocarbures polycycliques aromatiques (ng/m3)											
Cuisson poêle	Fraction	PHE	ANT	FLU	PYR	B(a)A	CHR	B(j)F	B(k)F	B(a)P	D(ah)A	B(ghi)P	I(123cd)P
Poisson pané	>10 µm	<29.83	<1.08	<9.50	<5.83	<0.33	<0.75	<0.75	<0.08	<0.17	<0.04	<0.25	<0.17
Poisson pané	2,5-10 µm	<29.83	<1.08	<9.50	<5.83	<0.33	<0.75	<0.75	<0.08	<0.17	<0.04	<0.25	<0.17
Poisson pané	1-2,5 µm	<29.83	<1.08	<9.50	<5.83	<0.33	<0.75	<0.75	<0.08	<0.17	<0.04	<0.25	<0.17
Poisson pané	< 1 µm	<29.83	<1.08	<9.50	<5.83	<0.33	<0.75	<0.75	<0.08	<0.17	<0.04	<0.25	<0.17
Poisson pané 2	>10 µm	<i>Prélèvement défectueux</i>											
Poisson pané 2	2,5-10 µm												
Poisson pané 2	1-2,5 µm												
Poisson pané 2	< 1 µm												
Steack haché+beurre	>10 µm	<22.38	<0.81	<7.13	<4.38	<0.25	3.9	<0.56	<0.13	<0.06	<0.03	<0.19	<0.13
Steack haché+beurre	2,5-10 µm	<22.38	<0.81	<7.13	<4.38	<0.25	<0.56	<0.56	<0.06	<0.13	<0.03	<0.19	<0.13
Steack haché+beurre	1-2,5 µm	<22.38	<0.81	<7.13	<4.38	<0.25	<0.56	<0.56	<0.06	<0.13	<0.03	<0.19	<0.13
Steack haché+beurre	< 1 µm	<22.38	<0.81	<7.13	<4.38	<0.25	<0.56	0.3	<0.06	<0.13	<0.03	0.6	0.4
Steack haché+beurre 2	>10 µm	<22.38	<0.81	<7.13	<4.38	<0.25	<0.56	<0.56	<0.06	<0.13	<0.03	0.38	<0.13
Steack haché+beurre 2	2,5-10 µm	<22.38	<0.81	<7.13	<4.38	<0.25	<0.56	0.19	<0.06	<0.13	<0.03	0.31	<0.13
Steack haché+beurre 2	1-2,5 µm	<22.38	<0.81	<7.13	<4.38	<0.25	<0.56	<0.56	<0.06	<0.13	<0.03	<0.19	<0.13
Steack haché+beurre 2	< 1 µm	<22.38	<0.81	<7.13	<4.38	<0.25	<0.56	<0.56	<0.06	<0.13	<0.03	<0.19	<0.13
Steack haché+huile	>10 µm	<27.54	<1.00	<8.77	<5.38	<0.31	<0.69	<0.69	<0.08	<0.15	<0.04	<0.23	<0.15
Steack haché+huile	2,5-10 µm	<27.54	<1.00	<8.77	<5.38	<0.31	<0.69	<0.69	<0.08	<0.15	<0.04	<0.23	<0.15
Steack haché+huile	1-2,5 µm	<27.54	<1.00	<8.77	<5.38	<0.31	<0.69	<0.69	<0.08	<0.15	<0.04	<0.23	<0.15
Steack haché+huile	< 1 µm	<27.54	<1.00	<8.77	<5.38	<0.31	<0.69	<0.69	<0.08	<0.15	<0.04	<0.23	<0.15
Steack haché+huile 2	>10 µm	<18.84	<0.68	<6.00	<3.68	<0.21	<0.47	<0.47	<0.05	<0.11	<0.03	<0.16	<0.11
Steack haché+huile 2	2,5-10 µm	<18.84	<0.68	<6.00	<3.68	<0.21	<0.47	<0.47	<0.05	<0.11	<0.03	<0.16	<0.11
Steack haché+huile 2	1-2,5 µm	<18.84	<0.68	<6.00	<3.68	<0.21	1.79	<0.47	<0.11	<0.05	<0.03	<0.16	<0.11
Steack haché+huile 2	< 1 µm	<18.84	<0.68	<6.00	<3.68	<0.21	<0.47	<0.47	<0.05	<0.11	<0.03	<0.16	<0.11

Tableau 3-25 : Résultats des mesures de HAP particulaires associées aux activités impliquant la cuisson à la poêle

3.6. Caractérisation morphologique au MEB

3.6.1. Etude de la répartition spatiale des particules sur les membranes

Les résultats de l'estimation de la dispersion des particules pour chaque source testée sont présentés dans le Tableau 3-26.

Pour la majorité des membranes, la dispersion n'a pas pu être calculée soit du fait :

- de l'absence de particules,
- de la présence d'un film recouvrant la membrane et masquant les particules,
- de la présence de particules nanométriques impossibles à dénombrer à cause de leur petite taille, de leur abondance et de leur agglomération en amas.

Code prélèvement	Moyenne	Ecart-type	Dispersion (%)
ROTI1	12	2,5	22
SAUM1	45	4,8	11
STEB1	-	-	-
STEH2	-	-	-
POIS1	1	0.4	57
BOUB1	-	-	-
BOUP1	-	-	-
CHAU2	-	-	-
INSE1	-	-	-
DEPO1	1	1.5	150

Tableau 3-26 – Estimation de la dispersion spatiale des particules sur les membranes de prélèvement de chaque source testée. (- = dispersion non calculée à cause de l'absence de particules, de la présence d'un film de surface ou de la présence de particules nanométriques)

La valeur de la dispersion estimée pour seulement 4 sources présente une grande variation comprise entre 11 et 150 %.

En estimant que la dispersion est relativement faible en dessous de 25%, il apparaît que **la répartition spatiale des particules émises par la cuisson au four électrique du rôti et du saumon est homogène**. Par conséquent, pour ces deux sources, un champ d'observation pris au hasard a été analysé et les résultats sont considérés représentatifs de la totalité des particules recueillies sur la membrane.

Pour les autres sources, les caractéristiques des principales particules observées sont données à titre d'information mais ne peuvent en aucun cas être considérées comme représentatives de l'ensemble des particules émises par ces sources.

3.6.2. Caractérisation individuelle des particules émises par les différentes sources

3.6.2.1. Cuisson au four électrique : Rôti de porc à l'huile

Du point de vue morphologique, les particules sont très homogènes (Figure 3-7) car la majorité d'entre-elles sont sphériques, à surface lisse et isolées les unes des autres. Sous le faisceau électronique, certaines paraissent en surbrillance (flèche blanche) alors que d'autres sont plus ternes (flèche noire) sans qu'aucune différence de taille ou de composition chimique ait été détectée.

Le diamètre des particules varie entre un dixième (supérieur à $0,2 \mu\text{m}$) et quelques micromètres (inférieur à $3 \mu\text{m}$) et la moyenne est égale à $0,7 \mu\text{m}$ ($\pm 1,0$). Près de trois quart (84%) des particules ont un diamètre inférieur à $1 \mu\text{m}$.

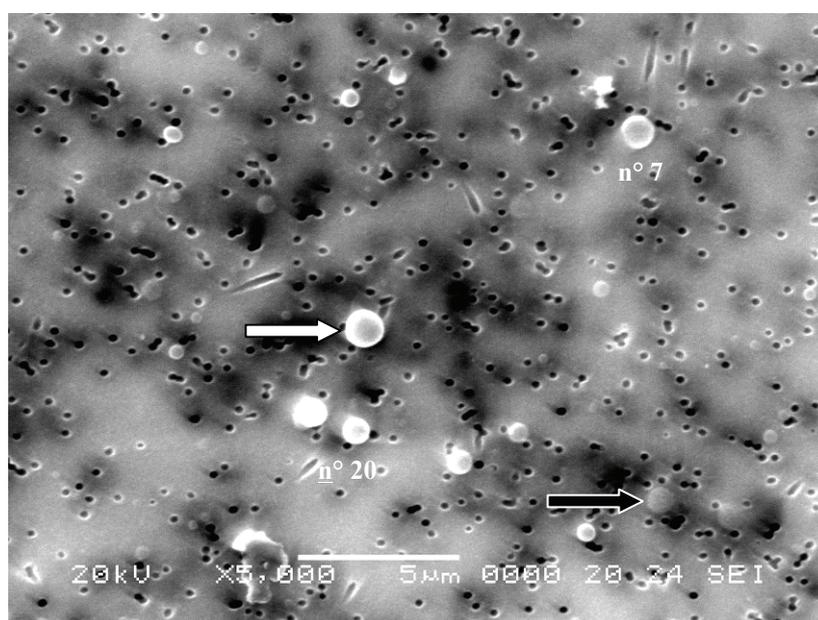


Figure 3-7 – Microphotographie au MEB des particules émises par la cuisson d'un rôti de porc à l'huile au four électrique. Des particules en surbrillance (flèche blanche) et des particules plus ternes (flèche noire) apparaissent à la surface de la membrane perforée de pores (trous noirs) d'un diamètre de $0,4 \mu\text{m}$.

Il apparaît que la plupart des particules supérieures au micromètre contiennent du carbone (Figure 3-8) et quelquefois, des traces de silicium (Figure 3-9). Quelques particules carbonées présentent en éléments mineurs du phosphore, du potassium, du sodium et en éléments en traces, du magnésium, du soufre et du chlore (Figure 3-10). Pour les particules inférieures au micromètre, la superposition des spectrogrammes n'a pas permis de lever l'ambiguïté et le doute persiste qu'à la présence de carbone dans ces particules. Mise à part le carbone, aucun autre élément chimique n'a été mis en évidence.

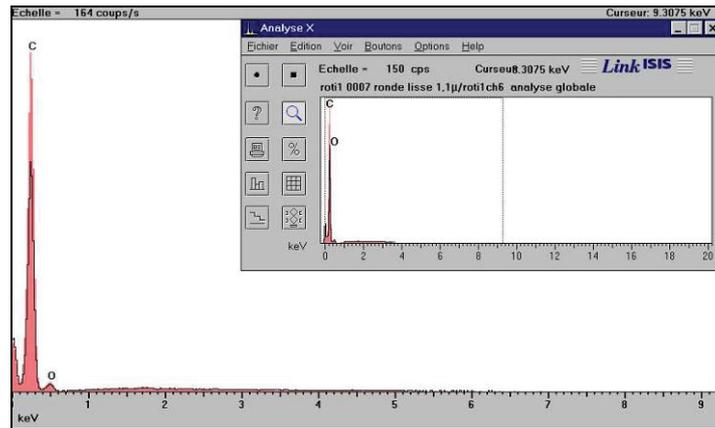


Figure 3-8 – Spectrogramme d’analyse chimique élémentaire par EDS de la particule n° 7 de la Figure 3-7. La superposition du spectre d’analyse chimique de la particule (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) confirme la présence de carbone dans la particule analysée.

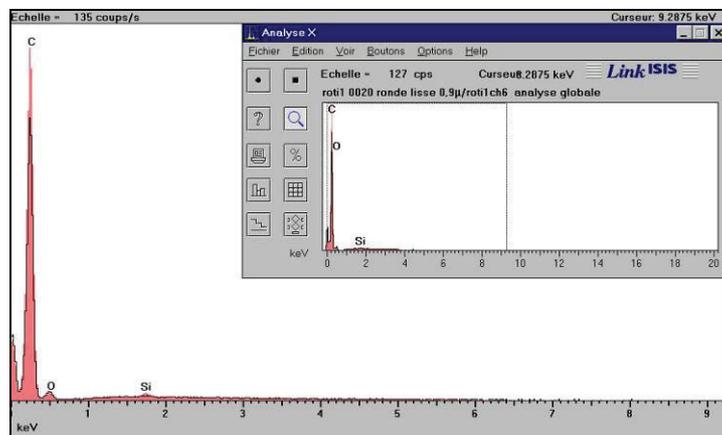


Figure 3-9 – Spectrogramme d’analyse chimique élémentaire par EDS de la particule n° 20 de la Figure 3-7. La superposition du spectre d’analyse chimique de la particule (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) confirme la présence de carbone et de silicium dans la particule analysée.

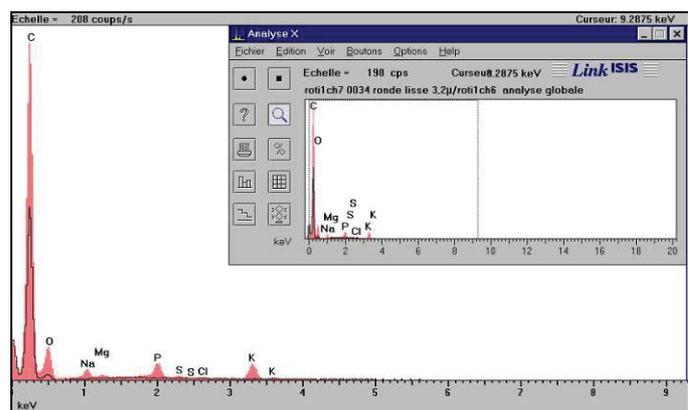
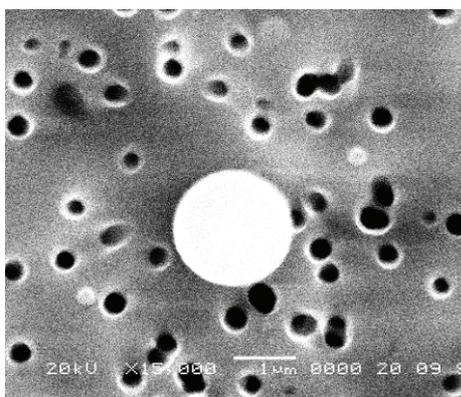


Figure 3-10 – Microphotographie par MEB et spectrogramme d’analyse chimique élémentaire par EDS de la particule au centre de la photographie. La superposition du spectre d’analyse chimique de la particule (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) confirme la présence de carbone, de phosphore, de potassium, de sodium mais aussi de magnésium, de soufre et de chlore dans la particule analysée.

3.6.2.2. Cuisson au four électrique : Filet de saumon à l'huile

La densité de répartition spatiale des particules est importante et leur nombre est le plus élevé de toutes les membranes observées (Tableau 3-26). Les particules ont une morphologie semblable car elles sont sphériques, lisses et le plus souvent isolées les unes des autres (Figure 3-11). Elles se présentent quelques fois par groupe de deux (flèches blanches). Elles se présentent quelques fois par groupe de deux (flèches blanches).

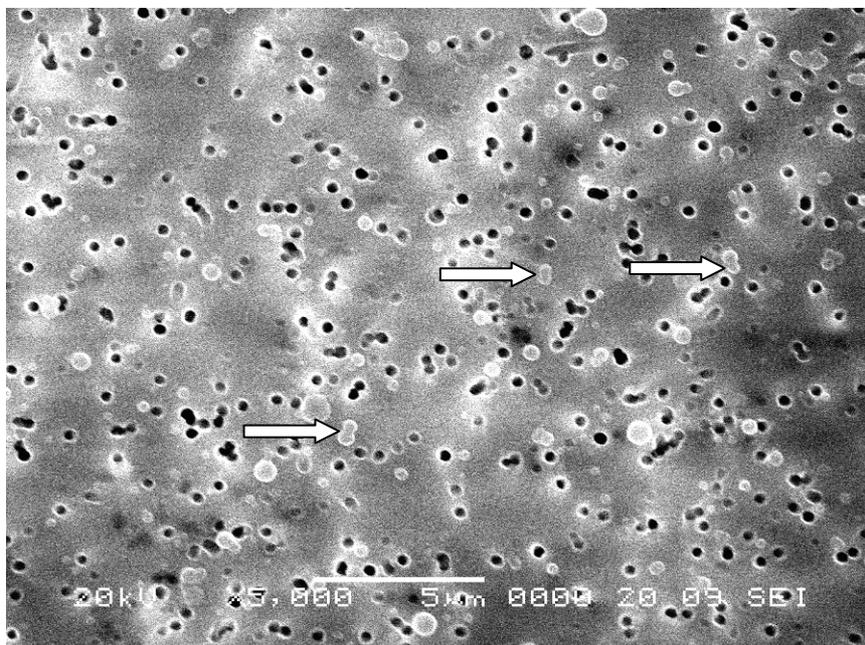


Figure 3-11 - Microphotographie au MEB des particules émises par la cuisson d'un filet de saumon à l'huile au four électrique. Des particules sont le plus souvent isolées les unes des autres et quelques fois regroupées par deux (flèches blanches). Les pores de la membrane (diamètre de 0,4 µm) apparaissent en noir.

Le diamètre des particules varie entre un dixième (supérieur à 0,3µm) et un micromètre (inférieur à 1,2 µm) et la moyenne est égale à 0,5 µm (±0,4). La majorité des particules (92%) ont un diamètre inférieur à 1 µm. A fort grandissement (supérieur à 10000), il est possible de distinguer des particules qui se confondent avec la membrane (Figure 3-12).

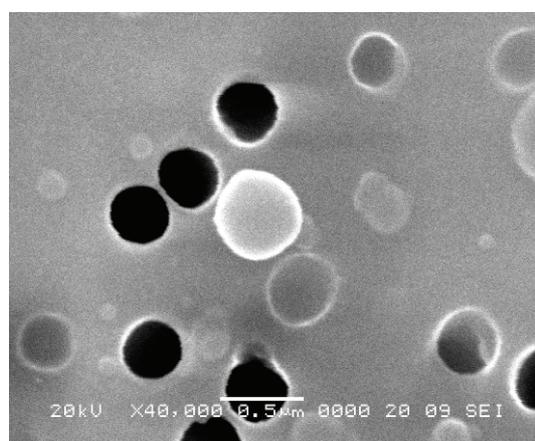


Figure 3-12 - Microphotographie au MEB des particules émises par la cuisson d'un filet de saumon à l'huile au four électrique. La particule (diamètre de 0,5 µm) au centre de la photographie se distingue par rapport aux autres particules plus petites (diamètre minimum à 0,1 µm) qui se confondent avec la membrane.

Comme précédemment, la superposition des spectrogrammes n'a pas permis de lever le doute qu'à la présence de carbone dans les particules inférieures au micromètre. Par contre, certaines présentent clairement des traces de silicium (Figure 3-13).

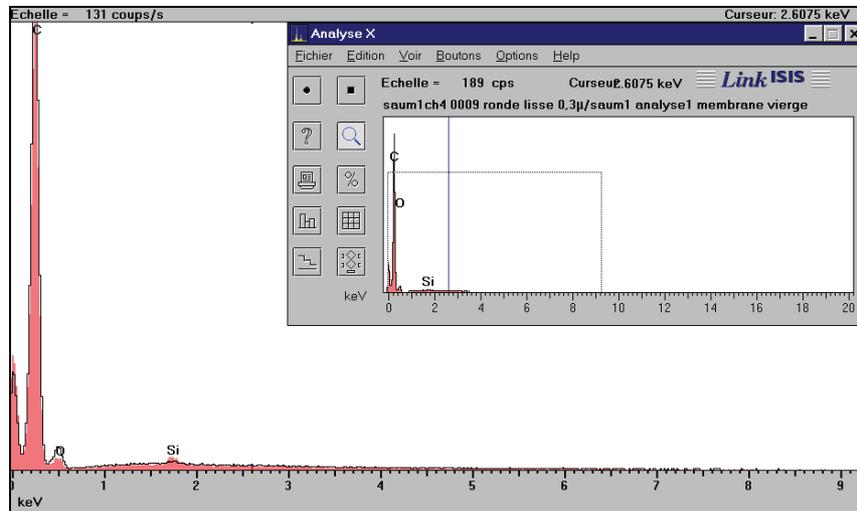


Figure 3-13 – Spectrogramme d'analyse chimique élémentaire par EDS d'une particule. La superposition du spectre d'analyse chimique de la particule (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) confirme la présence de silicium dans la particule analysée.

3.6.2.3. Cuisson à la poêle : Steak haché à l'huile sur plaque électrique

Les rares particules observées sont réparties de façon hétérogène sur la membrane. Elles sont sphériques, à surface lisse et ont un diamètre supérieur ou égal à 1 μm (Figure 3-14).

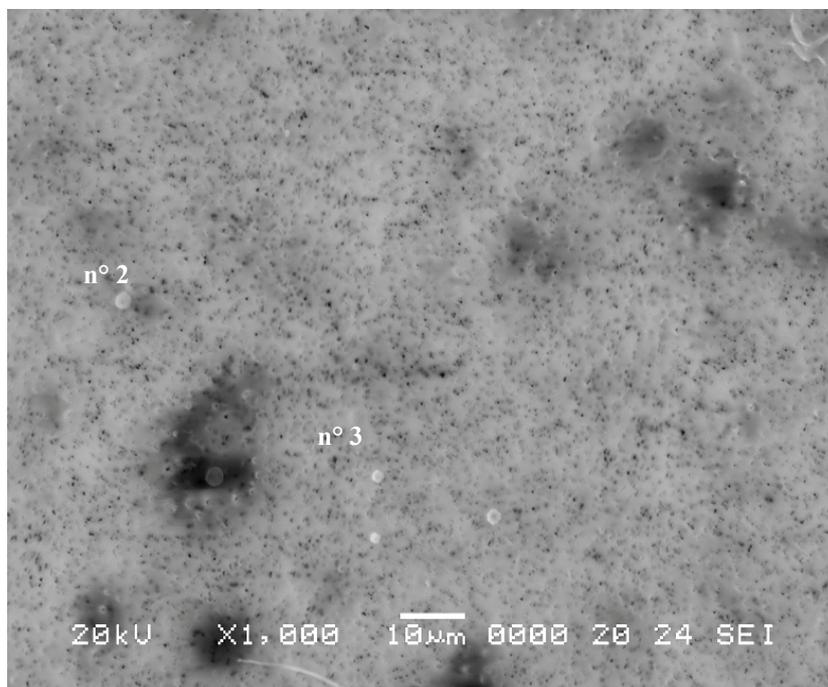


Figure 3-14 - Microphotographie au MEB des particules émises par la cuisson d'un steak haché à l'huile sur plaques électriques. Les particules peu nombreuses et réparties de façon hétérogène ont un diamètre supérieur à 1 μm . Les pores de la membrane sont les petits points noirs.

L'analyse chimique montre l'absence systématique de carbone pour les particules analysées et permet de distinguer deux types de particules :

- celles ne présentant aucun élément chimique détectable (Figure 3-15)
- celles riches en sodium et phosphore (Figure 3-16) ou en sodium et chlore (Figure 3-17) présentant des traces de magnésium, potassium, de soufre et de chlore pouvant amener à croire qu'il s'agit de différents sels dont probablement de la halite (NaCl).

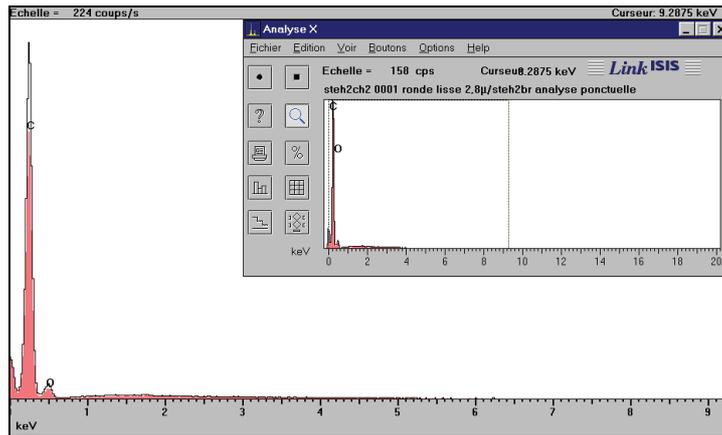


Figure 3-15– Spectrogramme d’analyse chimique élémentaire par EDS de la particule n° 2 de la Figure 3-14. La superposition du spectre d’analyse chimique de la particule (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) confirme l’absence d’éléments chimiques dans la particule analysée.

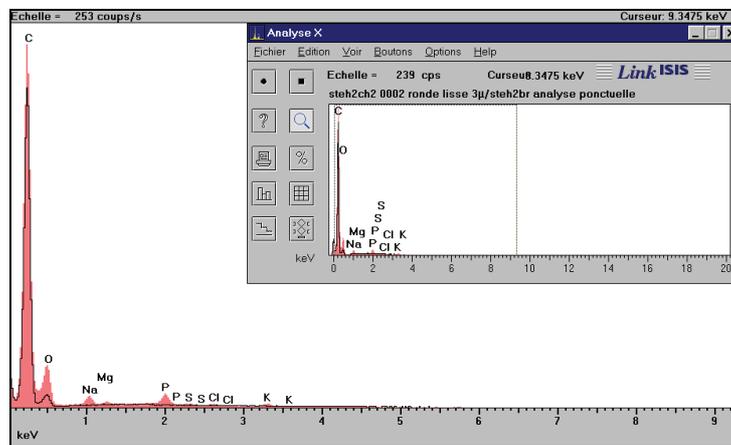


Figure 3-16– Spectrogramme d’analyse chimique élémentaire par EDS de la particule n° 3 de la Figure 3-14. La superposition du spectre d’analyse chimique de la particule (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) indique la présence de sodium, de phosphore en éléments majeurs, de magnésium et de potassium en éléments mineurs et de soufre et de chlore en traces dans la particule analysée.

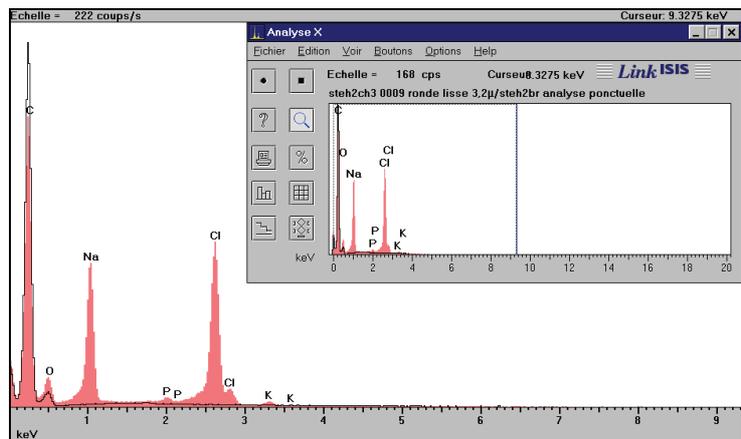
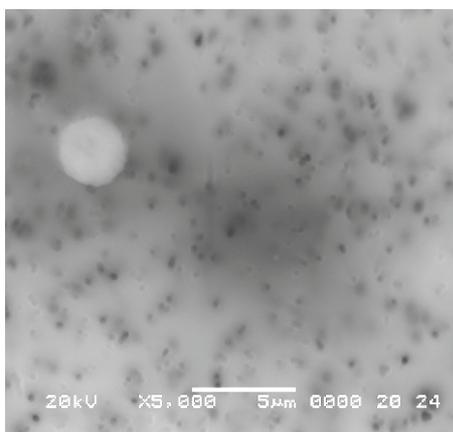


Figure 3-17 – Microphotographie par MEB et spectrogramme d’analyse chimique élémentaire par EDS de la particule en haut à gauche de la photographie. La superposition du spectre d’analyse chimique de la particule (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) indique la présence de sodium et de chlore et des traces de phosphore et potassium dans la particule analysée.

3.6.2.4. *Cuisson à la poêle : panés de poisson sur plaque électrique (sans matières grasses)*

Les particules d'un diamètre supérieur ou égal à 1 μm présentent différentes formes (Figure 3-18) :

- Les particules les plus « grosses » ont des contours très irréguliers et se composent tantôt d'un empilement de feuillets, tantôt d'un agglomérat de plus petites particules ou des deux. Ces particules possèdent une matrice carbonée et aucun autre élément chimique (Figure 3-19).
- D'autres particules de forme sphérique ou arrondi à surface lisse, généralement plus petites que les précédentes ne présentent aucun élément chimique détectable (Figure 3-20).
- Enfin quelques particules de forme anguleuse à surface granuleuse sont hyperferrifères (Figure 3-21).

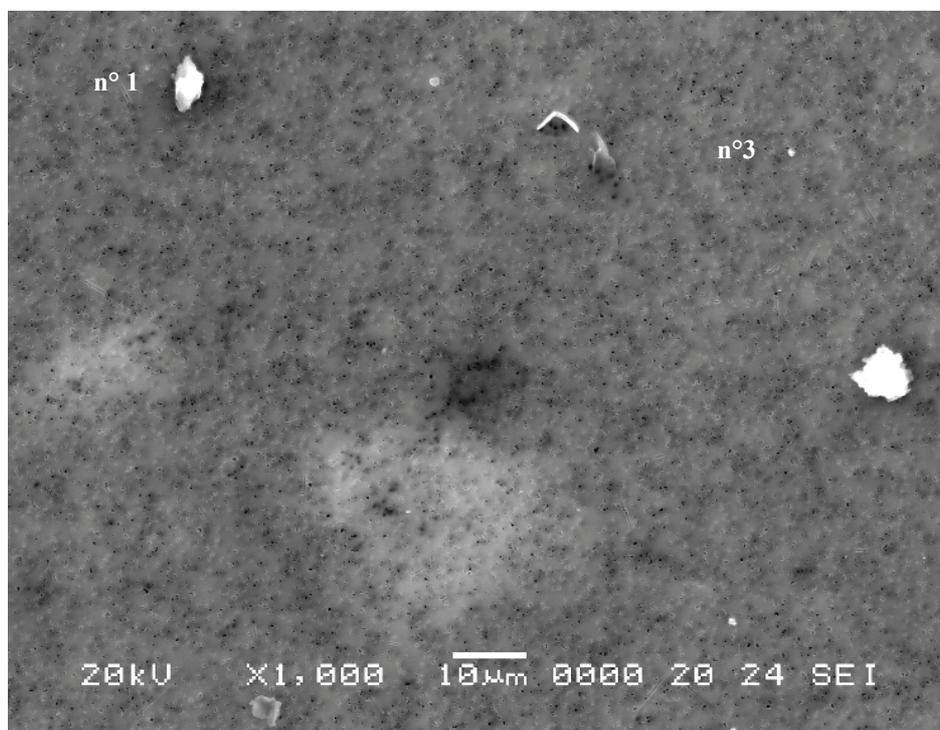


Figure 3-18- Microphotographie au MEB des particules émises par la cuisson du poisson pané (sans matières grasses) sur plaques électriques. Les rares particules ont un diamètre supérieur ou égal à 1 μm et présentent quelques formes distinctes.

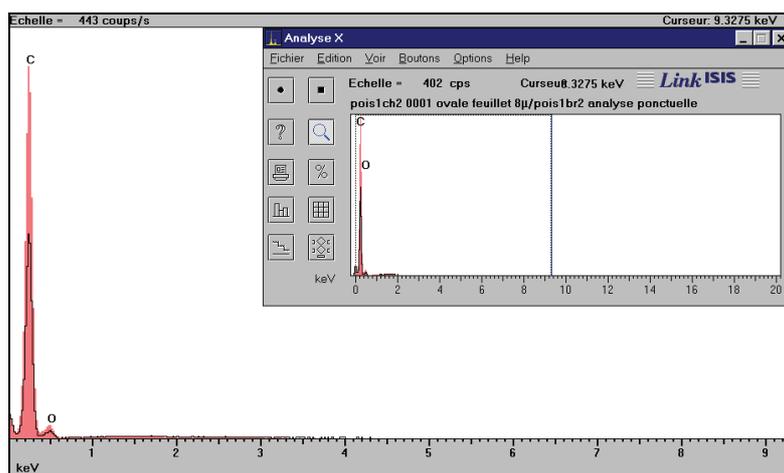


Figure 3-19– Spectrogramme d’analyse chimique élémentaire par EDS de la particule n° 1 de la Figure 3-18. La superposition du spectre d’analyse chimique de la particule (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) confirme la présence de carbone dans la particule analysée.

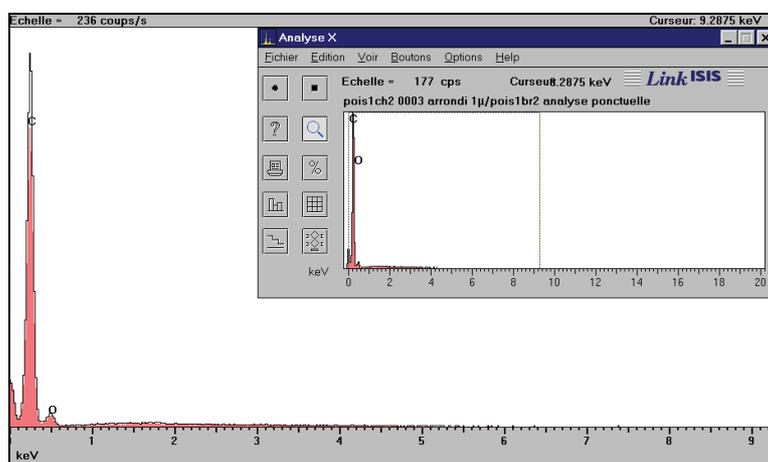


Figure 3-20– Spectrogramme d’analyse chimique élémentaire par EDS de la particule n° 3 de la Figure 3-18. La superposition du spectre d’analyse chimique de la particule (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) confirme l’absence d’éléments chimiques dans la particule analysée.

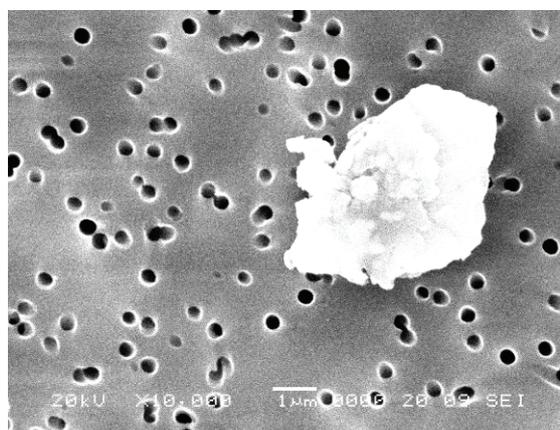


Figure 3-21 - Microphotographie au MEB d’une particule hyperferreuse émise par la cuisson du poisson pané (sans matières grasses) sur plaques électriques.

3.6.2.5. Bougie blanche

La membrane étudiée présente à l'œil nu une coloration très noire probablement due à un dépôt de matière vraisemblablement de nature carbonée.

Au MEB, ce dépôt est bien confirmé et se caractérise par le recouvrement total de la membrane par l'agglomération de particules d'une dizaine de nanomètre de diamètre rendant impossible leur dénombrement (Figure 3-22).

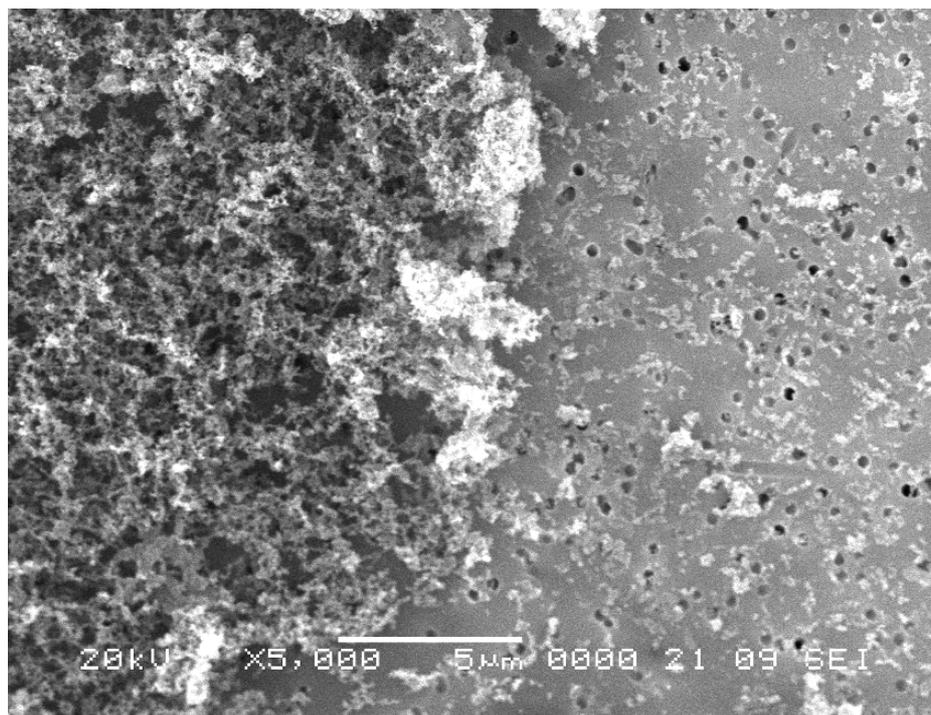
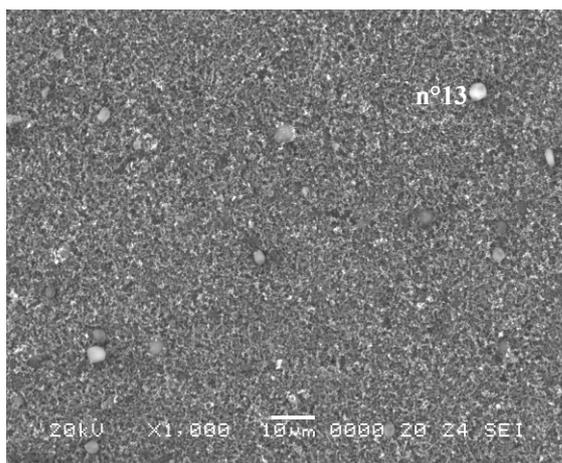


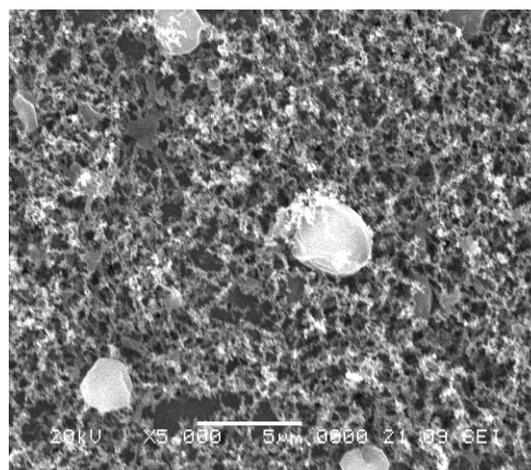
Figure 3-22- Microphotographie au MEB de la membrane du prélèvement réalisé lors de la combustion de la bougie blanche. A gauche, partie de la membrane « exposée » au prélèvement et entièrement recouverte de particules, à droite, partie de la membrane « non exposée » car prise en sandwich entre deux anneaux du porte-membrane lors du prélèvement.

L'observation de cette membrane permet de distinguer deux types de particules (Figure 3-23) :

- des particules nanométriques (quelques dizaines de nanomètre) agglomérées les unes aux autres et formant un tapis à texture aérée et dendritique. La superposition des spectrogrammes d'analyse chimique d'une partie « vierge » de la membrane et de ce tapis de particules montre la présence systématique de carbone et des traces de silicium (Figure 3-24). Les caractéristiques morphologiques et chimiques de ces particules indiquent qu'il s'agit de microsuires.
- des particules d'un diamètre compris entre 1 et 4 µm plate à surface lisse, de forme plutôt arrondi avec quelques fois des contours anguleux. L'analyse chimique a permis de détecter seulement du carbone dans ce type de particules (Figure 3-25).



Vue générale



Vue de détail

Figure 3-23- Microphotographie au MEB des particules émises par la combustion de la bougie blanche. Quelques particules d'un diamètre compris entre 1 et 4 µm se distinguent au milieu d'un enchevêtrement de particules nanométriques recouvrant intégralement la membrane.

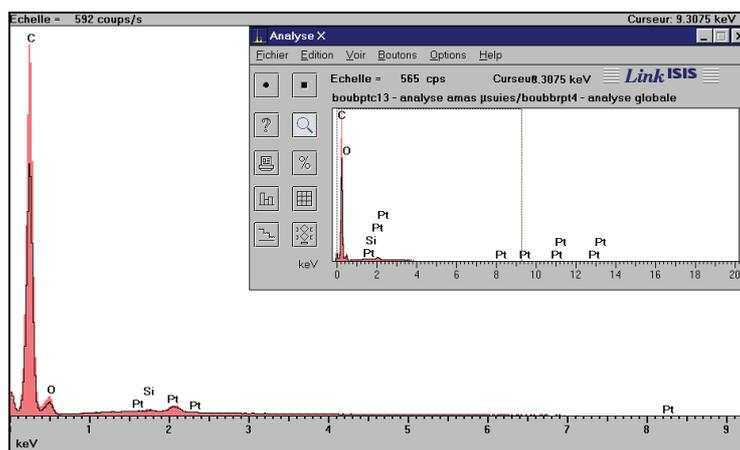


Figure 3-24- Spectrogramme d'analyse chimique élémentaire par EDS d'un amas de particules nanométriques (microsuies). La superposition du spectre d'analyse chimique des particules (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) confirme la présence de carbone et des traces de silicium. Le platine provient de la métallisation.

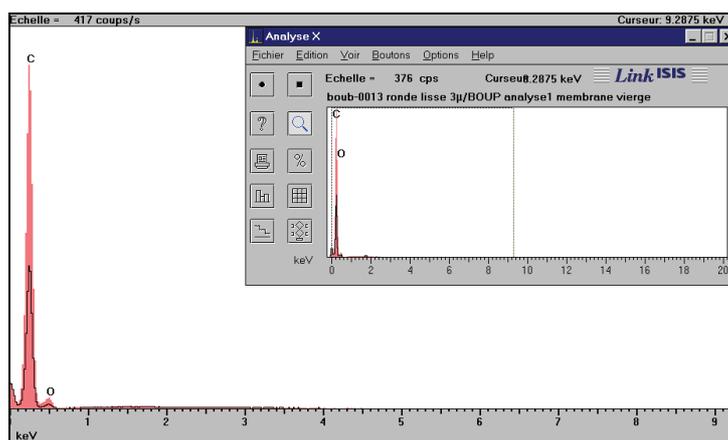


Figure 3-25– Spectrogramme d’analyse chimique élémentaire par EDS de la particule n° 13 de la Figure 3-18. La superposition du spectre d’analyse chimique de la particule (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) confirme la présence de carbone dans la particule analysée.

3.6.2.6. Bougie parfumée

A faible grandissement, les particules observées semblent peu nombreuses et sont réparties de façon hétérogène sur la membrane. A plus fort grandissement, il apparaît une multitude d’agglomération de particules d’une dizaine de nanomètre de diamètre rendant impossible leur dénombrement. Les résultats ne peuvent donc pas être représentatifs mais sont donnés à titre d’information.

L’observation de la membrane permet de distinguer trois types de particules (Figure 3-26) par ordre décroissante d’abondance :

- des particules nanométriques (quelques dizaines de nanomètre) agglomérées les unes aux autres et formant des chapelets ou des amas à texture aérée et dendritique de quelques micromètres à une dizaine (Figure 3-27 et Figure 3-28). L’analyse chimique de ces agglomérats montre la présence systématique de carbone (Figure 3-29). Les caractéristiques morphologiques et chimiques de ces particules indiquent qu’il s’agit de microsues,
- des particules plates d’un diamètre compris entre 1 et 5 μm avec des contours anguleux et présentant une auréole à leur base (Figure 3-28). De la même façon que précédemment, ces particules sont formées de carbone (Figure 3-30),
- des particules de forme allongée à surface grumeleuse d’une longueur variant entre 2 et 15 μm . L’analyse chimique indique la présence exclusive de carbone dans ce type de particule (Figure 3-31).

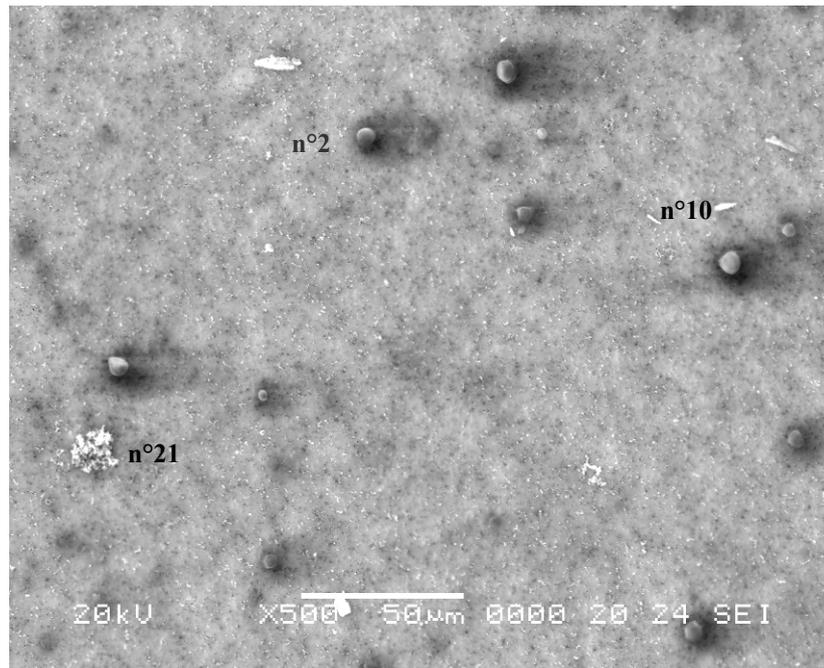


Figure 3-26- Microphotographie au MEB à faible grandissement des particules émises par la combustion d'une bougie parfumée.

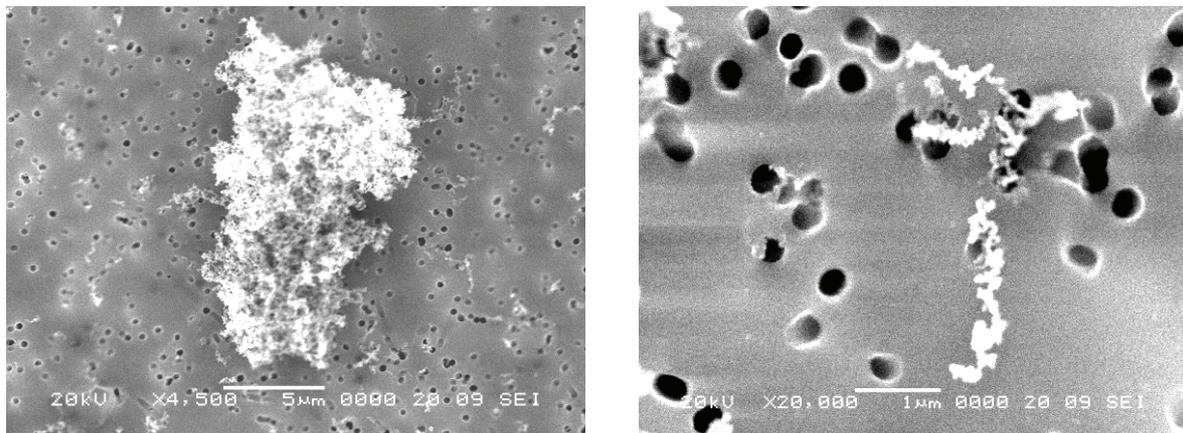


Figure 3-27- Microphotographie au MEB des particules émises par la combustion d'une bougie parfumée présentant des microsûies sous forme d'amas (à gauche) et de chapelet (à droite).

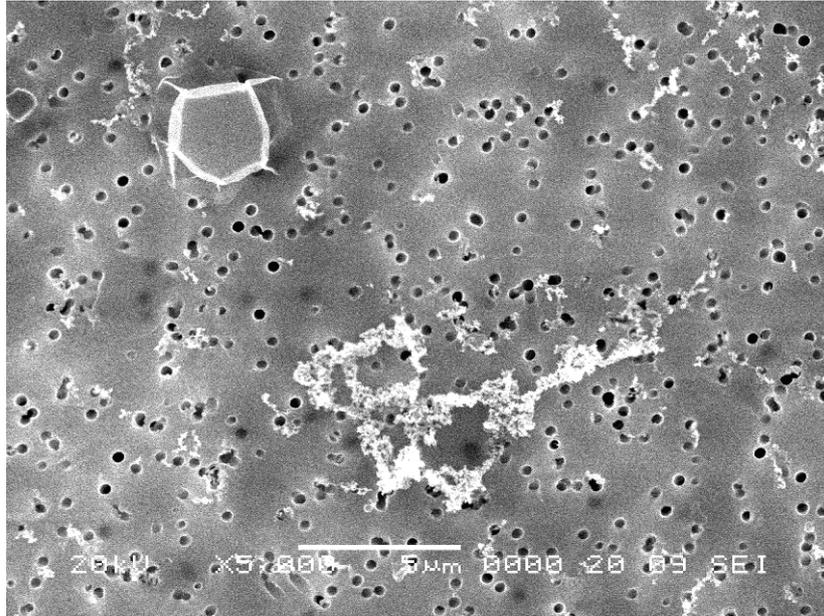


Figure 3-28- Microphotographie au MEB des particules émises par la combustion d'une bougie parfumée présentant en haut à gauche une particule plate aux contours géométriques pourvu d'un auréole à sa base et au centre un chapelet de microsuijes. Noter la présence de multiples agglomérats de particules (de quelques micromètres) tapissant la membrane.

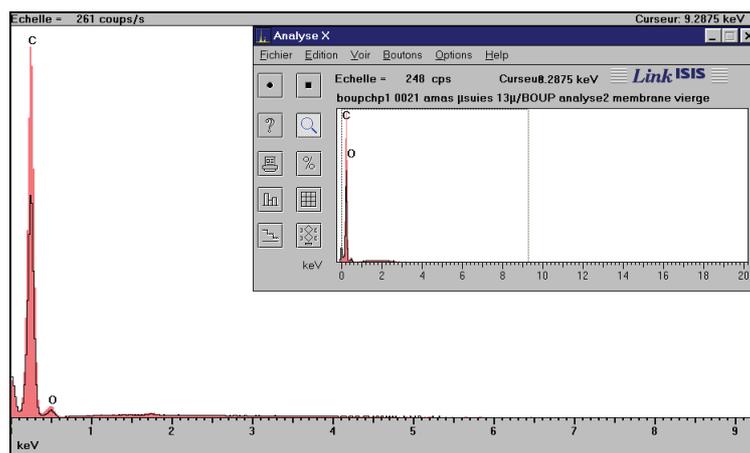


Figure 3-29– Spectrogramme d’analyse chimique élémentaire par EDS de la particule n° 21 (microsuie) de la Figure 3-26. La superposition du spectre d’analyse chimique de la particule (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) confirme la présence de carbone dans la particule analysée.

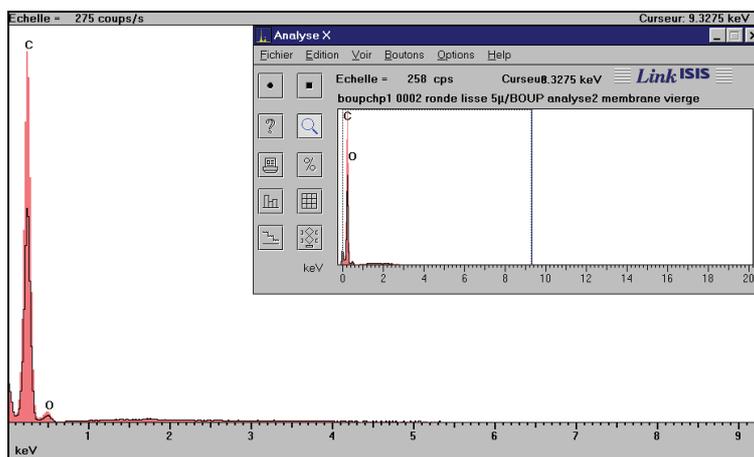


Figure 3-30– Spectrogramme d’analyse chimique élémentaire par EDS de la particule n° 2 de la Figure 3-26. La superposition du spectre d’analyse chimique de la particule (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) confirme la présence de carbone dans la particule analysée.

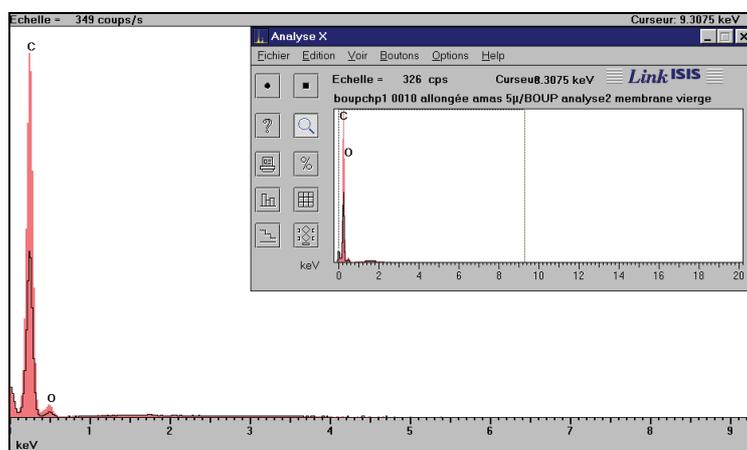


Figure 3-31– Spectrogramme d’analyse chimique élémentaire par EDS de la particule n° 10 de la Figure 3-26. La superposition du spectre d’analyse chimique de la particule (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) confirme la présence de carbone dans la particule analysée.

3.6.2.7. Chauffage d'appoint au pétrole

L'observation de la membrane permet de distinguer deux types de particules (Figure 3-32) par ordre décroissant d'abondance :

- des particules nanométriques (quelques dizaines de nanomètre) agglomérées les unes aux autres sous forme de chapelets dépassant rarement un micromètre de longueur (Figure 3-33). L'analyse chimique de ces chapelets montre la présence systématique de carbone et quelques fois des traces de silicium (Figure 3-34). Les caractéristiques morphologiques et chimiques de ces particules indiquent qu'il s'agit de microsuires,
- des particules de forme irrégulière et de taille supérieure à une dizaine de micromètre présentant des compositions chimiques variées. Un exemple de particule riche en calcium associé à plusieurs éléments chimiques (silicium pour les éléments mineurs, fer, zinc, soufre, potassium, aluminium, magnésium, sodium pour les éléments en traces) est présentée Figure 3-35.

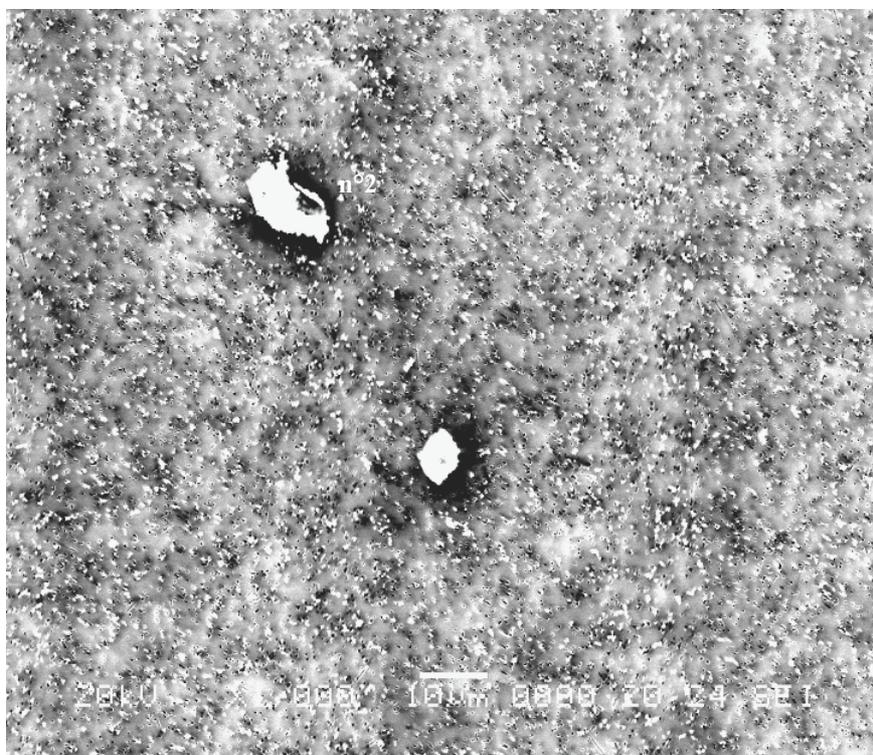


Figure 3-32- Microphotographie au MEB à faible grandissement des particules émises par la combustion d'un chauffage d'appoint au pétrole.

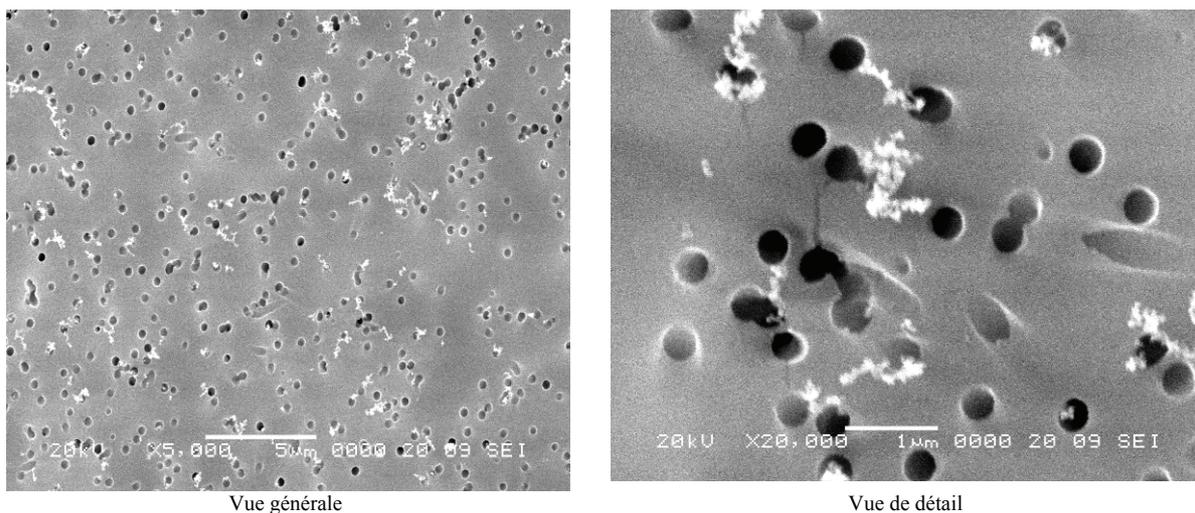


Figure 3-33- Microphotographie au MEB des particules émises par la combustion d'un chauffage d'appoint au pétrole et sous forme de petits chapelets composés de particules nanométriques (microsuies).

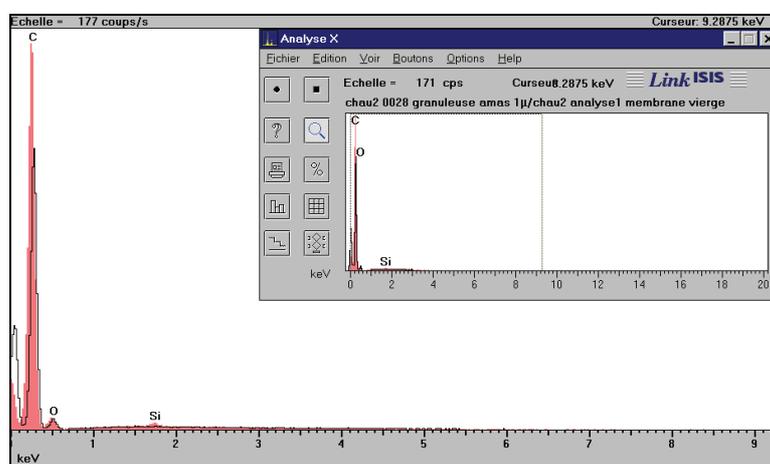


Figure 3-34- Spectrogramme d'analyse chimique élémentaire par EDS d'un chapelet de particules nanométriques (microsuies). La superposition du spectre d'analyse chimique des particules (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) confirme la présence de carbone et des traces de silicium.

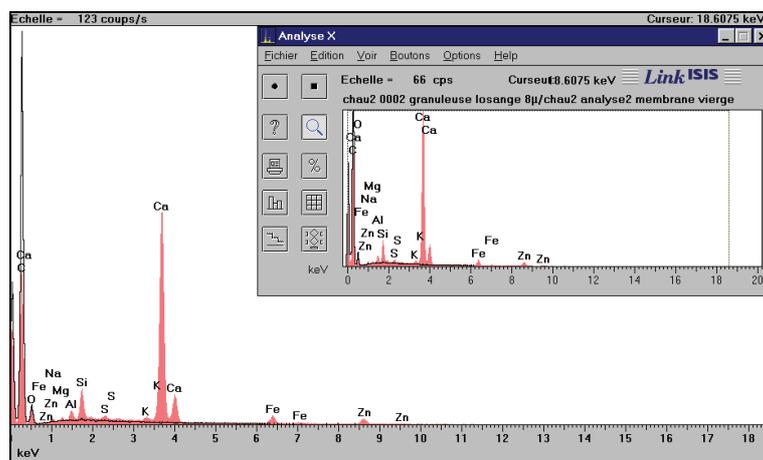


Figure 3-35- Spectrogramme d'analyse chimique élémentaire par EDS de la particule n° 2 de la Figure 3-32. La superposition du spectre d'analyse chimique des particules (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) indique la présence de calcium (éléments majeurs), de silicium (éléments mineurs) et fer, zinc, soufre, potassium, aluminium, magnésium, sodium (éléments en traces).

3.6.2.8. *Spray insecticide*

L'analyse du prélèvement a été impossible à réaliser à cause de la présence d'un film continu recouvrant l'intégralité de la membrane ainsi que toutes les particules collectées (Figure 3-36). La présence de ce film est vraisemblablement à l'origine du colmatage de la membrane qui a entraîné la chute du débit moyen de la pompe de prélèvement (Tableau 2-7). Il apparaît clairement qu'entre le début et la fin du prélèvement, la porosité a fortement diminué car le film a bouché les pores (Figure 3-37).

L'analyse chimique de ce film montre la présence systématique de phosphore, de potassium et de sodium (Figure 3-34).

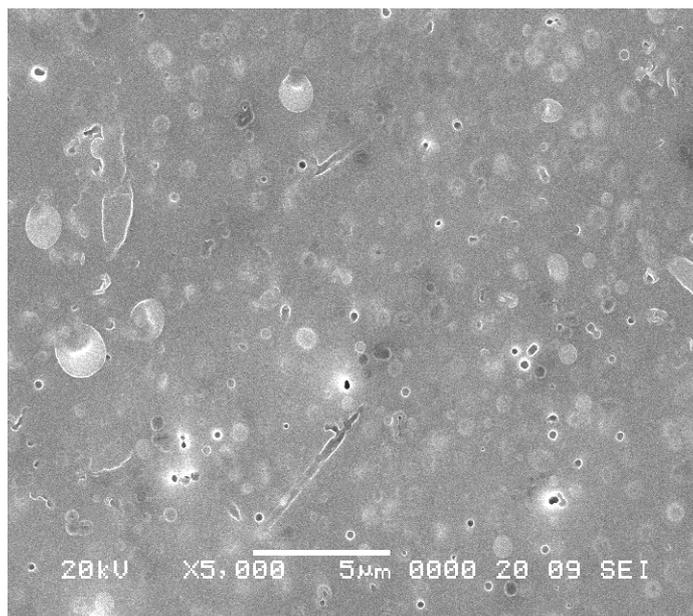


Figure 3-36- Microphotographie au MEB des particules émises par l'utilisation d'un insecticide conditionné en aérosol. Un film continu recouvre l'intégralité de la membrane et masque les particules collectées rendant leur analyse impossible.

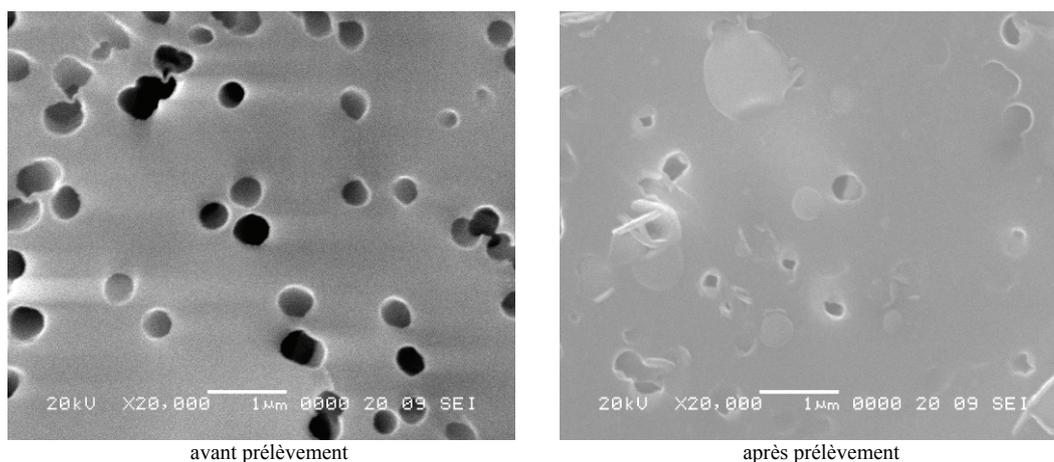


Figure 3-37- Microphotographie au MEB de la membrane avant et après le prélèvement des particules émises par l'utilisation d'un insecticide montrant la diminution de la porosité due au colmatage des pores par le film.

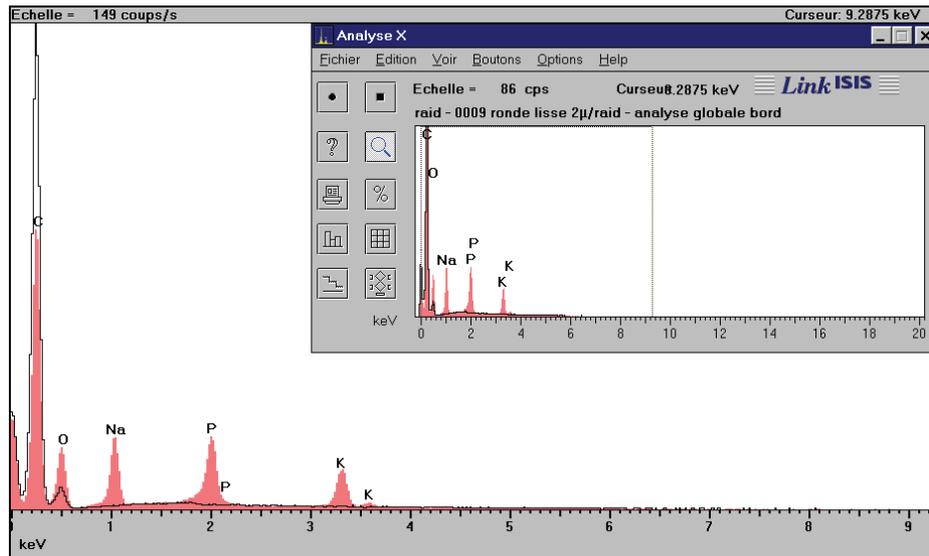


Figure 3-38– Spectrogramme d'analyse chimique élémentaire par EDS du film de la Figure 3-36. La superposition du spectre d'analyse chimique du film continu recouvrant la membrane (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) indique la présence de sodium, phosphore et potassium.

3.6.2.9. *Spray dépoussiérant*

L'observation de la membrane permet de distinguer deux types de particules (Figure 3-39) par ordre croissant d'abondance :

- des particules de forme irrégulière et de taille supérieure au micromètre ne présentant aucun élément chimique détectable mis à part quelque fois des traces de carbone (Figure 3-40),
- des particules irrégulières comprises entre 0,4 et 0,7 μm ne présentant aucun élément chimique détectable (Figure 3-41).

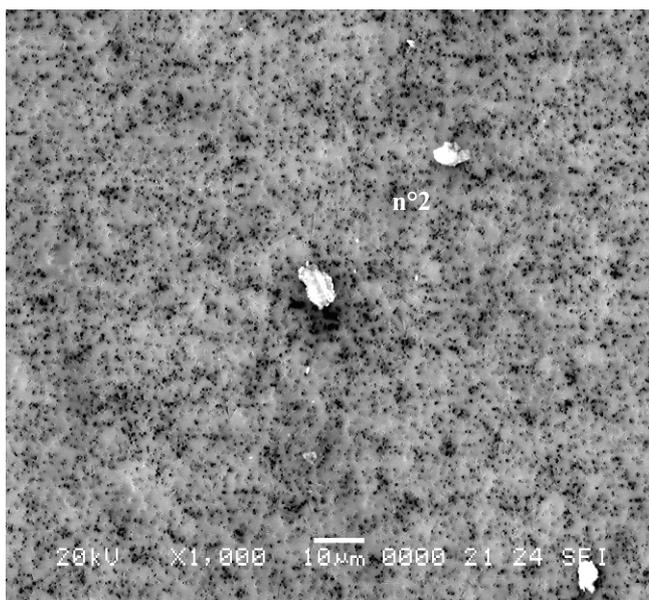


Figure 3-39 - Microphotographie au MEB des particules émises par l'utilisation d'un dépoussiérant conditionné en aérosol.

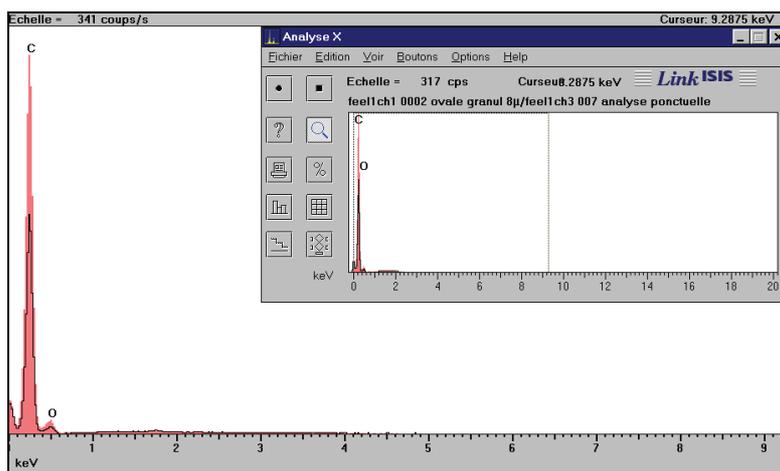


Figure 3-40– Spectrogramme d'analyse chimique élémentaire par EDS de la particule n°2 de la Figure 3-39. La superposition du spectre d'analyse chimique du film (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) indique la présence de carbone dans la particule analysée.

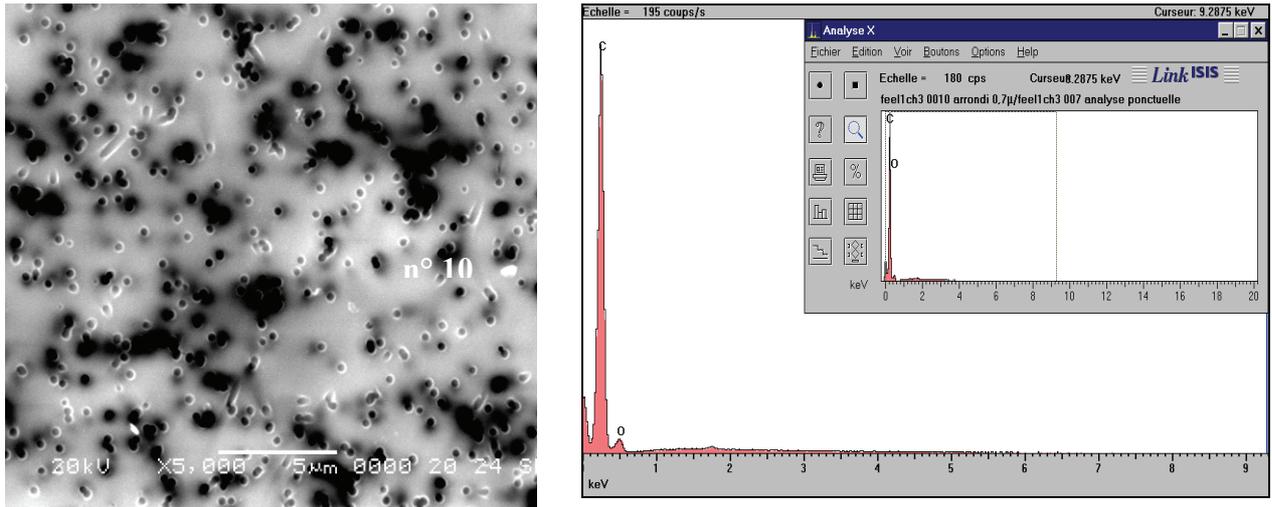


Figure 3-41– Microphotographie par MEB et spectrogramme d'analyse chimique élémentaire par EDS de la particule n°10. La superposition du spectre d'analyse chimique du film (coloré en rose) et de celui de la membrane (trait noir) indique l'absence d'éléments chimiques dans la particule analysée.

3.6.3. Synthèse des résultats MEB

La synthèse de la caractérisation individuelle par MEB des particules émises par les différentes sources intérieures liées aux activités domestiques est présentée dans le Tableau 3-27. Quelques types de particule semblent spécifiques des activités domestiques choisies.

Des **microsphérules lisses** souvent isolées et d'un diamètre inférieur à 1 µm ont été identifiées lors de la **cuisson d'aliments à l'huile au four électrique**. L'analyse chimique n'a pas permis de déterminer avec précision leur nature chimique mais il semble probable qu'elles contiennent du carbone et quelque fois des traces de silicium comme les particules de même morphologie et de taille supérieure au micromètre. Ce type de particule est observée plus rarement lors de la cuisson des aliments sur plaques électriques (avec ou sans matières grasses) mais d'autres sont présentes telles que des particules de sels lors de la cuisson du steak haché, des particules carbonées ou ferrifères lors de la cuisson du poisson pané. Des particules de sels ont été détectées par Kamens et al. (1991) lors de l'utilisation d'une cuisinière électrique.

La présence de **microsuies** formées par l'agglomération de particules nanométriques carbonées sous la forme de chapelets, de grappe de raisin, d'amas à texture dendritique a été clairement mise en évidence lors de la **combustion des deux types de bougie** et du **pétrole lors de l'utilisation du chauffage d'appoint**. Quelquefois des traces de silicium ont également été détectées pour les particules émises par la bougie blanche et la combustion du pétrole. La présence de microsuies carbonées a été notée lors des expériences réalisées par Fine et al. (1999) et Zai et al. (2006) lors de la combustion de bougies. Les auteurs ont identifié trois modes successifs de combustion (« normal », « sooting », smoldering ») et montré que le mode « sooting » est caractérisé par un fort taux d'émission de particules carbonées (avec une distribution en nombre bimodale 10-500nm) responsables de la couleur noire de la fumée. A titre d'illustration, Huynh et al. (1991) ont montré que suite à l'isolation d'une église, les murs intérieurs se sont noircis très rapidement et que ce phénomène était seulement dû à la présence de suies émises par la combustion des bougies et de l'encens.

La présence d'un **film continu** composé de **sodium, phosphore et potassium** a été clairement mise en évidence lors de l'utilisation de l'insecticide bien qu'il n'a pas été possible d'identifier l'origine ni dans les constituants majeurs du produit (tétraméthrine, péméthrine), ni dans le gaz propulseur (butane). Il est possible que ces éléments proviennent des huiles essentielles contenues dans le produit. La présence d'un film continu sur une membrane de prélèvement a été mise en évidence par Bérubé et al. (2003) au cours d'une étude dans un logement fumeur. Bien que la composition chimique n'a pas été déterminée, les auteurs s'accordent à penser que ce sont les résidus de la FTE qui sont à l'origine de ce film.

Activités domestiques	Sources testées	Code prélèvement	Morphologie	Granulométrie	Composition chimique ¹	Abondance relative ²
Cuisson d'aliments	rôti de porc à l'huile au four électrique	ROTI 1	- microsphères lisses isolées	0.7 µm (±1.0)	C (qqfois Si) C, (P, K, Na) (Mg, S, Cl) C ?	+ - ++++
	filet de saumon à l'huile au four électrique	SAUM 1	- microsphères lisses (isolées ou groupées)	0.5 µm (±0.4)	< 1 µm : C ? (qqfois Si)	+++++
	steak haché à l'huile sur plaques électriques	STEH 2	- microsphères lisses isolées	> 1 µm	aucun élément détecté Na, P ou Na, Cl (Mg, K, S, Cl)	- -
	poisson pané sur plaques électriques (sans matières grasses)	POIS 1	- particules en feuillets ou en agglomérats - microsphères lisses - particules anguleuses et granuleuses	> 1 µm	C aucun élément détecté	- - -
	bougie blanche	BOUB 1	- microsuies en amas recouvrant la membrane - particules plates, lisses avec contours anguleux	> 1 µm	C (qqfois Si)	+++++
	bougie parfumée	BOUP 1	- microsuies en chapelets ou en amas - particules plates, lisses avec auréole à leur base - particules allongées grumeleuses	> 1 µm	C C C	+++ + -
Combustion	chauffage d'appoint au pétrole	CHAU 2	- microsuies en chapelets - particules irrégulières	> 1 µm	C (qqfois Si) Ca (Si) (Fe, Zn, S, K, Al, Mg, Na)	++++ -
	insecticide	INSE 1	- film continu recouvrant la membrane		Na, P, K	
	dépoussiérant	DEPO 1	- particules irrégulières	> 1 µm < 1 µm	aucun élément détecté (qqfois C) aucun élément détecté	+ ++++

¹ : éléments majeurs (éléments mineurs) (traces)

² : de rare (-) à très abondant (+++++)

Tableau 3-27 – Synthèse de l'analyse individuelle par MEB des particules émises par les différentes sources intérieures liées aux activités domestiques.

4. Discussion

La caractérisation chimique des particules a été réalisée dans une enceinte expérimentale en mode dynamique, dans les mêmes conditions aérauliques que les mesures en nombre pour l'évaluation des émissions primaires. Une répétition (et dans certains cas une multiplication) des activités domestiques simulées a été systématiquement effectuée pour permettre de collecter suffisamment de matière sur les 4 fractions granulométriques (< 1 , $[1-2,5]$, $[2,5-10]$, $> 10 \mu\text{m}$). Au regard des valeurs mesurées, ce choix n'a pas été concluant et ce pour cinq raisons possibles :

- La dilution apportée par l'évaluation en mode dynamique est trop importante. Le débit de prélèvement pour un type d'analyse est de l'ordre de $0,6 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ alors que le débit de ventilation est de $133 \pm 3,6 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. La fraction prélevée ne représente que 0,45% de la fraction quittant l'enceinte à chaque instant. Le mode dynamique était nécessaire pour se placer dans les mêmes conditions que les expérimentations en nombre
- La division de la fraction prélevée en 4 fractions granulométriques diminue la masse collectée par étage. Les filtres terminaux rassemblent en général l'essentiel de l'information.
- Les limites de détection analytiques restent élevées et ne permettent pas d'atteindre le degré de sensibilité recherché.
- L'émission des sources en elle-même est faible voire très faible en matière pondérale. Les mesures en nombre ont montré que les émissions primaires des activités domestiques étaient associées à un mode ultrafin ($< 100 \text{ nm}$), voire même nanométrique ($< 50 \text{ nm}$).
- La manipulation délicate des filtres au niveau des impacteurs PM-10 a rendu difficile l'exploitation des données gravimétriques pourtant nécessaire à une quantification des taux d'émission des substances chimiques particulières mesurées. Elle a sans doute de la même façon augmenté le risque de contamination des échantillons.

Néanmoins, la caractérisation au MEB réalisée à partir d'un prélèvement sur un seul filtre montre une charge modérée voire importante dans 8 cas sur 9 étudiés. De ce fait, la dilution au niveau de l'enceinte n'apparaît pas comme le frein principal à la masse collectée sur les filtres.

La présence de chrome dans les émissions de particules de chauffage à pétrole a également été observée par Sexton et al. (1986), tout comme la présence de soufre et chlore associée à la cuisson de steaks.

5. Conclusion

L'analyse chimique effectuée sur 13 activités montre en général des niveaux relativement faibles autour de la limite de détection analytique. Néanmoins, certaines relations ont été trouvées entre des groupes de substances ou d'éléments et des activités testées. Ces substances peuvent être utilisées par la suite comme traceurs de ces sources. Une analyse par composantes principale réalisée sur la teneur en éléments minéraux et métalliques dans la fraction submicronique permet de classer les activités selon 4 groupes distincts :

- Les activités de cuisson se regroupent sans distinction entre le mode de cuisson, l'aliment considéré ou encore l'appareil de cuisson. Elles sont associées à des teneurs globalement élevées dans le sous-groupe d'éléments suivant (soufre, chlore, calcium, phosphore, aluminium, silicium, brome et fer).
- Un groupe composé des blancs d'enceinte, des bougies et des sprays. Ce groupe se distingue par des teneurs faibles dans l'ensemble des éléments par rapport aux autres activités.
- L'encens se caractérise par des teneurs élevées en potassium (K) et nickel (Ni), mais aussi en brome (Br) ou fer (Fe). Ces deux derniers éléments se retrouvent également dans les activités de cuisson.
- Le chauffage d'appoint est plutôt associé à de fortes contributions en chrome (Cr) et manganèse (Mn).

Les sprays se distinguent particulièrement dans la fraction $> 1 \mu\text{m}$ avec des teneurs élevées en phosphore et potassium (spray insecticide) ou en soufre et chlore (spray désodorisant).

Le carbone organique est principalement associé à la fraction submicronique des activités impliquant une combustion ou l'usage du four électrique. Il est également significativement présent au niveau de la fraction (2,5 - 10 μm) associé au spray insecticide. Le carbone élémentaire est détectée de manière plus fréquente que le carbone organique et plus particulièrement pour les activités impliquant le four électrique. Le carbone élémentaire est le plus souvent associé à la fraction submicronique à l'exception des sprays insecticide et désodorisant pour lesquels il est associé à la fraction 2,5 – 10 μm .

L'analyse des anions et cations de la fraction soluble permet de mettre en évidence la présence de chlorures, sulfates et nitrites dans la fraction granulométrique 2,5 – 10 μm associée à l'aérosol du spray désodorisant. L'ion potassium (K^+) est présent dans la fraction 2,5 – 10 μm recueillie lors du fonctionnement du spray insecticide. Sulfates et nitrates sont détectés en faibles quantités dans la fraction submicronique pour la quasi-totalité des sources impliquant une combustion.

Les valeurs les plus importantes mesurées en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont celles du Phénanthrène et du Fluoranthène dans la fraction fine (1 - 2,5 μm) pendant le fonctionnement du chauffage d'appoint. Plusieurs HAP sont détectés dans la fraction submicronique de l'aérosol formé par la combustion de l'encens ou encore lors du nettoyage du four par pyrolyse : Chrysène, Benzo(b)fluoranthène et Indéno(1,2,3-cd)pyrène.

La caractérisation individuelle des particules émises par 9 sources domestiques au niveau morphologique, granulométrique et chimique au moyen d'un microscope électronique à balayage équipé d'un système d'analyse chimique semi-quantitative par dispersion d'énergie X a permis de mettre en évidence :

- des microsphérules lisses isolées (diamètre $\geq 1 \mu\text{m}$) vraisemblablement carbonées lors de la cuisson d'aliments à l'huile au four électrique,
- des microsuires formées par l'agglomération de particules nanométriques carbonées sous différentes formes (chapelets, amas) lors de la combustion des deux types de bougie et du pétrole lors de l'utilisation du chauffage d'appoint,
- un dépôt composé de sodium, phosphore et potassium lors de l'utilisation de l'insecticide.

Cette étude a contribué à la caractérisation individuelle des particules émises par neuf sources domestiques au niveau morphologique, granulométrique et chimique au moyen d'un microscope électronique à balayage équipé d'un système d'analyse chimique semi-quantitative par dispersion d'énergie X.

Bien que le nombre de sources choisies soit réduit, cette étude contribue à l'amélioration des connaissances sur le sujet qui est assez peu documenté d'après la synthèse bibliographique.

Axée sur la caractérisation individuelle des particules de diamètre supérieur ou égal à $1 \mu\text{m}$ et donc sur une partie seulement de la fraction granulométrique de l'aérosol généré par chaque source, cette étude a permis de mettre en évidence quelques types de particules spécifiques :

- des microsphérules lisses isolées (diamètre $\geq 1 \mu\text{m}$) vraisemblablement carbonées lors de la cuisson d'aliments à l'huile au four électrique,
- des microsuires formées par l'agglomération de particules nanométriques carbonées sous différentes formes (chapelets, amas) lors de la combustion des deux types de bougie et du pétrole lors de l'utilisation du chauffage d'appoint,
- un dépôt composé de sodium, phosphore et potassium lors de l'utilisation de l'insecticide

L'étude des 4 sources restantes (cuisson du steak haché au beurre sur places électriques, encens pin, spray désodorisant jaune, nettoyage d'un four électrique par pyrolyse) devrait être poursuivie dès la réparation du MEB.

Les résultats de l'ensemble des sources testées devraient toutefois être confirmés par l'investigation de la deuxième membrane de prélèvement et complétés, si possible, par l'étude sur la fraction inframicronique de l'aérosol par microscopie électronique à transmission.

CONCLUSION GENERALE

L'ensemble des activités domestiques testées émet des particules ultrafines dans le même domaine de taille que les nanoparticules manufacturées. Sous le vocable nanoparticules manufacturées est sous-entendu l'ensemble des particules ultrafines d'origine exclusivement anthropique émises directement ou indirectement par des matériaux basés sur la nanotechnologie. Nous disposons aujourd'hui de peu d'éléments pour caractériser les émissions de particules associées à l'usage, stockage, détérioration de ces nanotechnologies et encore moins pour évaluer l'exposition et les risques associés. Pouvoir faire la part entre les différentes sources de particules ultrafines, donc déjà connaître les particules ultrafines de notre quotidien représente déjà un pas en avant. L'étude en identifiant des traceurs spécifiques permet ainsi d'apporter des éléments concrets pour permettre de dissocier les différentes contributions susceptibles d'intervenir dans un environnement intérieur.

En terme d'exposition, il reste toutefois à prendre en considération le devenir de l'aérosol émis, en impliquant les sources et puits propres à l'environnement intérieur considéré, à savoir le renouvellement d'air, le dépôt sur les surfaces mais également les phénomènes de coagulation et de condensation (y compris liée à l'hygroscopicité) qui peuvent venir modifier la distribution de l'aérosol au cours de son évolution spatiale et temporelle au sein de l'environnement intérieur.

L'analyse chimique a montré une spécificité de certains traceurs par rapport à un type d'activité donné. Il serait nécessaire de parfaire l'étude par l'analyse de ratios judicieusement choisis au regard de ceux utilisés avec succès pour caractériser les sources dans l'air extérieur.

L'implication de ces résultats compte tenu de la préoccupation croissante de l'impact sanitaire associé aux particules ultrafines incite à l'amélioration de la gestion de ces sources. Il apparaît nécessaire de suivre plus attentivement l'efficacité des systèmes spécifiques de ventilation (hottes de cuisine) ou encore de réfléchir à d'autres systèmes de traitement d'air pour diminuer l'impact des émissions de particules ultrafines associées aux activités de cuisine sur la qualité de l'air intérieur. Certaines cuisines sont déjà équipées de système de ventilation spécifique pour limiter l'impact des émissions. Aujourd'hui, sont-ils suffisants ? sont-ils performants ? Les recommandations concernant cette activité domestique centrale à la problématique du logement sont :

- Améliorer l'extraction directement à la source pour limiter l'exposition des occupants : favoriser une hotte en fonctionnement par rapport à une bouche d'extraction. Cette dernière impliquerait un trajet plus long des particules émises avec pour conséquence une probabilité plus importante d'interagir avec les occupants.
- Les hottes de cuisine grand public sont-elles bien dimensionnées pour les émissions de particules ultrafines? Il serait souhaitable de remettre à plat les normes existantes et surtout de tester les hottes en situation réelle. Par ailleurs, sensibiliser la population à l'utilité d'une hotte de cuisine (et les fabricants à limiter les nuisances sonores) seraient utiles.
- L'ouverture de fenêtre serait également une solution en l'actionnant dès le début de l'activité (avec comme hypothèse un air extérieur plus propre). Mais son efficacité réelle reste à déterminer, car il s'agit de diluer et non de transporter dans les différentes pièces.

L'utilisation du chauffage d'appoint non raccordé représente une source majeure de particules ultrafines dans l'environnement intérieur. Ces appareils sont accessibles au grand public sans consignes particulières au regard de ces émissions. Les recommandations concernant ces équipements sont les suivantes :

- Généraliser la présente étude à d'autres modèles.
- Sensibiliser les fabricants aux émissions de particules ultrafines.
- Limiter à la source les émissions de particules en intégrant un module de filtration.

Les perspectives d'actions de recherche sont nombreuses à partir de l'importante quantité de données collectées lors de cette étude. Il s'agirait notamment de :

- déterminer la densité des particules émises par les différentes activités en jouant sur les données conjointes de l'ELPI et du DMS.
- Modéliser les phénomènes de coagulation et si possible de condensation de vapeur à partir des données d'émission, de façon à affiner et intégrer ces paramètres lors de l'étude exhaustive de l'impact des activités domestiques sur l'environnement intérieur.
- Poursuivre la recherche de traceurs ou combinaison de traceurs spécifiques des activités domestiques.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ABDUL-WAHAB S.A., WORTHING M.A., AL-MAAMARI S. (2005), *Mineralogy of atmospheric suspended dust in three indoor and one outdoor location in Oman*. Environmental. Monitoring Assessment, 107: 313-27.
- ABT E, SUH H, ALLEN G & KOUTRAKIS P (2000), *Characterization of Indoor Particle Sources: A Study Conducted in the Metropolitan Boston Area*, Environmental Health Perspectives, 108(1), 35-44.
- AFNOR (1984), *Enceintes de confinement - Méthode de contrôle du taux de fuite horaire - Enceintes de classe 3*, Norme AFNOR NF M62-211, Juillet 1984, 8 p.
- AFNOR (1998), *Filtres à air à très haute efficacité et filtres à air à très faible pénétration (HEPA et ULPA) - Partie 1 : classification, essais de performance et marquage*, Norme AFNOR NF EN 1822-1, Octobre 1998, 24 p.
- AFNOR (2001), *Aspirateurs de poussière à usage domestique : méthodes de mesure de l'aptitude à la fonction*, Norme NF EN 60312, 57 p.
- AFNOR (2006), *Air intérieur Partie 9 : Dosage de l'émission de composés organiques volatils de produits de construction et d'objets d'équipement - Méthode de la chambre d'essai d'émission*, NF EN ISO 16000-9, Août 2006, 26 p.
- AFSHARI, A., MATSON, U., EKBERG, L.E. (2005), *Characterization of indoor sources of fine and ultrafine particles: a study conducted in a full-scale chamber*, Indoor Air, 15, 141-150.
- AFSSET (2006), *Risques sanitaires liés aux émissions de composés organiques volatils par les produits de construction et d'aménagement intérieur*, Rapport du groupe d'experts, saisine 2004/011, 136 p.
- ANNIS JC & ANNIS PJ (1989), *Size distributions and mass concentrations of naturally generated cooking aerosols*, ASHRAE Transactions, CH-89-9-1.
- BARON P. & WILLEKE K. (2001), *Aerosol measurement. Principles, techniques and applications*, 2nd Edition, Edited By P. Baron and K. Willeke, Wiley-interscience, New York, 1131 p.
- BERUBE K.A., SEXTON K.J., JONES T.P., MORENO T., ANDERSON S., RICHARDS R.J. (2004), *The spatial and temporal variations in PM10 mass from six UK homes*, Science of the Total Environment, 324 : 41-53.
- BLEISE A. (2002), *Report on the quality control study NAT-7 for the determination of trace and minor elements in dust artificially loaded on air filters*. Andreas Bleise (A.Bleise@iaea.org) NAHRES-68, IAEA, Vienna – 2002.
- BLONDEAU P., IORDACHE V., POUPARD O., GENIN D. & ALLARD F. (2005), *Relationship between outdoor and indoor air quality in eight French schools*, Indoor Air, 15, 2-12.
- CACHIER H., DUCRET J., BREMOND M.P., YOBOUE V., LACAUX J.P., GAUDICHET A. et BAUDET J. (1991) *Biomass burning aerosols in a savanna region of the Ivory Coast*, in Global Biomass Burnin, atmospheric, climatic and biospheric implications, MIT press, Cambridge, 174-180.

CHABAS A., LEFEVRE R., (2000), *Chemistry and microscopy of atmospheric particulates at Delos (Cyclades-Greece)*, Atmospheric Environment, 34 : 225-38.

CHARLSON R.J., COVERT D.S., LARSON T.V., WAGGONER A.P., (1978), *Chemical properties of tropospheric sulfur aerosols*, Atmospheric Environment, 12 : 39-53.

CHENG R.J., MOHNEN V.A., SHEN T.T., CURRENT M., HUDSON J.B., (1976). *Characterization of particulates from power plants*, Journal of the Air Pollution Control Association, 26, 8 : 787-90.

CONNER T.L., NORRIS G.A., LANDIS M.S., WILLIAMS R.W., (2001), *Individual particle analysis of indoor, outdoor, and community samples from the 1998 Baltimore particulate matter study*. Atmospheric Environment, 35 : 3935-46.

CONNER T.L., WILLIAMS R.W., (2004), *Identification of possible sources of particulate matter in the personal cloud using SEM/EDX*. Atmospheric Environment, 38 : 5305-10.

DEL MONTE M., SABBIONI C., (1984), *Morphology and mineralogy of fly ash from a coal-fueled power plant*, Archives for Meteorology, Geophysics and Bioclimatology, Ser. B 35 : 93-104.

DERBEZ M., LEFEVRE R. (2003), *Chemical and mineralogical composition and sources of urban atmospheric particles, specially sulphates. A study at Tours (France). Sources and nature of individual particulates*, Pollution Atmosphérique : 177, 103-25.

DUA SK & HOPKE PK (1996), *Hygroscopicity of indoor aerosols and its influence on the deposition of inhaled radon decay products*, Environment International, 22(suppl. 1). S941-S947.

ECUEL (1999), *Maitrise de la demande d'électricité - Etude expérimentale des appareils de cuisson, de froid ménager et de séchage dans 100 logements*, Projet ECUEL, Rapport final CEE-ADEME-EDF, Programme SAVE, Contrat N° 4.1031/Z/96-146, 211 p.

ELTAYEB M.A.H, XHOFFER C.F., VAN ESPEN P.J., VAN GRIEKEN R.E., (1993), *Sources and composition of aerosol from Khartoum, Sudan*, Atmospheric Environment, 27B, 1: 67-76.

EPA (1997), *Determination of metals in ambient Particulate Matter using Proton induced X-ray emission*. Compendium of methods for the determination of inorganic compounds in ambient air. EPA/625/R-96/060a - January 1997.

FAN CW & ZHANG JJ (2001), *Characterization of emissions from portable household combustion devices: particle size distributions, emission rates and factors, and potential exposures*, Atmospheric Environment 35, 1281-1290.

FERRO AR, KOPPERUD RJ & HILDEMANN LM (2004), *Source strenghts for indoor human activities that resuspend particulate matter*, Environmental Science & technology, 38(6), 1759-1764.

FEUGIER A., GATEAU P., (1989), *Formation des polluants particuliers dans la combustion des hydrocarbures*, Pollution Atmosphérique, 184-9.

FINE PM, CASS GR & SIMONEIT BR (1999), *Characterization of fine particle emissions from burning church candles*, Environmental Science & technology, 33(14), 2352-2362.

FISHER G.L., PRENTICE B.A., SILBERMAN D., ONDOV J.M., BLERMANN A.H., RAGAINI R.C., McFARLAND A.R., (1978), *Physical and morphological studies of size-classified coal fly ash*, Environmental Science & Technology, 12, 4 : 447-51.

FORTMANN, R., KARIHER, P., CLAYTON, R. (2001), *Indoor air quality: residential cooking exposure*, Final Report - California Air Resources Board, ARB Contract number 97-330, 201 pages + annexes.

FURUYA K., MIYAJIMA Y., CHIBA T., KIKUCHI T., (1987), *Elemental characterization of particle size-density separated coal fly ash by spectrophotometry, inductively coupled plasma emission spectrometry, and scanning electron microscopy-energy dispersive X-ray analysis*, *Environmental Science & Technology*, 21 : 898-903.

GANOR E., LEVIN Z., VAN GRIEKEN R., (1998), *Composition of individual aerosol particles above the israelian mediterranean coast during the summer time*, *Atmospheric Environment*, 32, 9 : 1631-42.

GAUDICHET A., ECHALAR F., CHATENET B., QUISEFIT J.P., MALINGRE G., CACHIER H., BUAT-MENARD P., ARTAXO P., MAENHAUT W., (1995). *Trace elements in Tropical African Savanna biomass burning aerosols*, *Journal of Atmospheric Chemistry*, 22 : 19-39.

GUEGAN H. (2000), *Conception et réalisation d'une Chambre d'Analyse Rapide des Poussières Atmosphériques*. Rapport de fin de programme Anvar d'Aide au Projets Innovants (Contrat n°A.98.06.077.B/AT/IN) – 2000.

HALBERT MK, MAZUMDER MK & BOND RL (1981a), *Respirable particulates in household aerosols*, *Environmental Research*, 26, 105-109.

HALBERT MK, MAZUMDER MK & BOND RL (1981b), *Size-distribution analysis of respirable particulates in cosmetic aerosols: a methodological comparison*, *Food Cosmetics Toxicology*, 19, 85-88.

HALBERT MK, MAZUMDER MK & BOND RL (1982), *Inhalation simulation and the effects of lung environmental conditions on consumer aerosol products and NaCl*, *Environmental Research*, 29, 263-271.

HALBERT MK (1984), *A Perspective on Particulate Size Analysis of Consumer Aerosol Products*, *Environmental Research*, 33, 189-200.

HAYS MD, SMITH ND, KINSEYA J, DONG Y & KARIHER P (2003), *Polycyclic aromatic hydrocarbon size distributions in aerosols from appliances of residential wood combustion as determined by direct thermal desorption—GC/MS*, *Journal of Aerosol Science* 34, 1061–1084.

HE C., MORAWSKA L. & GILBERT D. (2005), *Particle deposition rates in residential houses*, *Atmospheric Environment*, 39, 3891-3899.

HE C., MORAWSKA L., HITCHINS J., GILBERT D. (2004) *Contribution from indoor sources to particle number and mass concentrations in residential houses*, *Atmospheric Environment*, 38, 3405-3415.

HEARD M.J., WIFFEN R.D., (1969), *Electron microscopy of natural aerosols and the identification of particulate ammonium sulphate*, *Atmospheric Environment*, 3 : 337-40.

HILDEMANN LM, MARKOWSKI GR, JONES MC & CASS GR (1991), *Submicrometer aerosol mass distributions of emissions from boilers, fireplaces, automobiles, diesel trucks, and meat-cooking operations*, *Aerosol Science & Technology*, 14, 138-152.

HINDS WC (1999), *Aerosol Technology*. 2nd ed. New York: John Wiley & Sons.

- HUSSEIN T, GLYTSOS T, ONDRACEK J, DOHANYOSOVA P, ZDIMAL V, HÄMERI K, LAZARIDIS M, SMOLIK J & KULMALA M (2006), *Particle size characterization and emission rates during indoor activities in a house*, Atmospheric Environment 40 : 4285–4307.
- HUSSEIN, T., HÄMERI, K., HEIKKINEN, M.S.A., KULMALA, M. (2005a), *Indoor and outdoor particle size characterization at a family house in espoo-Finland*, Atmospheric Environment, 39, 3697-3709.
- HUSSEIN, T., KORHONEN, H., HERRMANN, E., HÄMERI, K., LEHTINEN, K.E.J., KULMALA, M. (2005b), *Emission rates due to indoor activities: indoor aerosol model development, evaluation, and applications*, Aerosol Science and Technology, 39, 1111-1127.
- HUYNH C.K., SAVOLAINEN H., VU-DUC T., GUILLEMIN M., ISELIN F., (1991), *Impact of thermal proofing of a church on its indoor air quality : the combustion of candles and incense as a source of pollution*. Science of the Total Environment, 102 : 241-51.
- JETTER JJ, GUO Z, McBRIAN JA & FLYNN MR (2002), *Characterization of emissions from burning incense*, The Science of the Total Environment, 295, 51–67.
- KAMENS R., LEE C.T., WIENER R., LEITH D., (1991), *A study to characterize indoor particles in three non-smoking homes*. Atmospheric Environment 25A, 5/6 : 939-48.
- KAUFFER E., VIGNERON J.C., FABRIES J.F., BILLON-GALLAND M.A., BROCHARD P., (1996), *The use of the new static device based on the collection of the thoracic fraction for the assessment of the airborne concentration of asbestos fibres by transmission electron microscopy*. Annals of Occupational Hygiene. 40, 3 : 311-19.
- KIRCHNER S., ARENES JF, COCHET C, DERBEZ M, DUBOUDIN C, ELIAS P, GREGOIRE A, JEDOR B, LUCAS JP, PASQUIER N, PIGNERET M & RAMALHO O. (2006), *Observatoire de la qualité de l'air intérieur – Campagne nationale logements : Etat de la qualité de l'air dans les logements français*, Rapport final DDD/SB 2006-57, 165 p.
- KIRCHNER S., ARENES JF, COCHET C, DERBEZ M, DUBOUDIN C, ELIAS P, GREGOIRE A, JEDOR B, LUCAS JP, PASQUIER N, PIGNERET M & RAMALHO O. (2007), *Etat de la qualité de l'air dans les logements français*, Environnement, risques & Santé, 6(4), 259-269.
- KLEPEIS NE, APTE MG, GUNDEL LA, SEXTRO RG & NAZAROFF WW (2003), *Determining Size-Specific Emission Factors for Environmental Tobacco Smoke Particles*, Aerosol Science and Technology, 37:780–790, 2003.
- KOCBACH A., JOHANSEN B.V., SCHWARZE P.E., NAMORK E., (2005), *Analytical electron microscopy of combustion particles : a comparison of vehicle exhaust and residential wood smoke*. Science of the Total Environment, 346 : 231-43.
- LAI A.C.K. (2002), *Particle deposition indoors: a review*, Indoor Air, 12(4), 211-214.
- LEADERER BP, BOONE PM & HAMMOND SK (1990), *Total particle, sulfate, and acidic aerosol emissions from kerosene space heaters*, Environmental Science & Technology, 24(6), 908-912.
- LEBART L., MORINEAU A. & PIRON M. (1997), *Statistique Exploratoire Multidimensionnelle*, 2^{ème} Edition, Dunod, Paris, 439p.
- LEE CW & HSU DJ (2007), *Measurements of fine and ultrafine particles formation in photocopy centers in Taiwan*, Atmospheric Environment, 41, 6598-6609.

- LEE, S.C., LAM, S., FAI, H.K. (2001a), *Characterization of VOCs, ozone, and PM₁₀ emissions from office equipment in an environmental chamber*, Building and Environment, 36, 837-842.
- LEE, S.C., LI, W.M., CHAN, L.Y. (2001b), *Indoor air quality at restaurant with different styles of cooking in metropolitan Honk Kong*, The Science of the Total Environment, 279, 181-193.
- LEE SC & WANG B (2004), *Characteristics of emissions of air pollutants from burning of incense in a large environmental chamber*, Atmospheric Environment, 38, 941–951.
- LI W & HOPKE PK (1994), *Hygroscopicity of consumer spray products*, Journal of Aerosol Science, 25(7), 1341-1351.
- LI CS, LIN WH & JENQ FT (1993a), *Size distributions of submicrometer aerosols from cooking*, Environment International, 19, 147-154.
- LI CS, LIN WH & JENQ FT (1993b), *Characterization of outdoor submicron particles and selected combustion sources of indoor particles*, Atmospheric Environment, 27B(4), 413-424.
- LIOY PJ, Wainman T, Zhang JJ & Goldsmith S (1999), *Typical Household Vacuum Cleaners: The Collection Efficiency and Emissions Characteristics for Fine Particles*, Journal of the Air & Waste Management Association, 49, 200-206.
- LONG C.M., SUH H.H., KOUTRAKIS P. (2000), *Characterization of Indoor Particle Sources Using Continuous Mass and Size Monitors*, Journal of Air and Waste Management Association, 50(7), 1236 – 1250
- LONG C.M., SUH H.H., CATALANO P.J., KOUTRAKIS P. (2001), *Using time- and size-resolved particulate data to quantify indoor penetration and deposition behavior*, Environmental Science & Technology, 35(10), 2089 – 2099
- LUNG, S.C.C. & HU, S.C. (2003) *Generation rates and emission factors of particulate matter and particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons of incense sticks*, Chemosphere, 50, 673-679.
- LUOMA M & BATTERMAN SA (2001), *Characterization of Particulate Emissions from Occupant Activities in Offices*, Indoor Air, 11, 35-48.
- MAMANE Y., DZUBAY T.G., (1986), *Characteristics of individual particles at a rural site in the eastern United States*, Journal of the Air Pollution Control Association, 36 : 906-11.
- MAMANE Y., DZUBAY T.G., (1988), *Fly ash concentrations in Philadelphia aerosol determined by electron microscopy*, Water air soil pollution, 37 : 389-405.
- MAMANE Y., MILLER J.L., DZUBAY T.G., (1986), *Characterization of individual fly ash particles emitted from coal- and oil-fired power plants*, Atmospheric Environment, 20, 11 : 2125-35.
- METROPOL. (2002). *Echantillonnage statique d'un aérosol par le dispositif CATHIA*. Fiche méthode H5.INRS, 11 p.
- MOISIO M., MARJAMAKI M., VIRTANEN A. & KESKINEN J. (1999), *Correction algorithm for fine particle losses in cascade impactor*, Journal of Aerosol Science, 30(S1), S773-S774.
- MÖNKKÖNEN, P., PAI, P, MAYNARD, A., LEHTINEN, K.E.J., HÄMERI, K., RECHKEMMER, P, RAMACHANDRAN, G., PRASAD, B., KULMALA, M. (2005), *Fine*

particle number and mass concentration measurements in urban Indian households, Science of the Total Environment, 347, 1-3, 131-147.

MORAWSKA L, HOFMANN W, HITCHINS-LOVEDAY J, SWANSON C & MENGERSEN K (2005), *Experimental study of the deposition of combustion aerosols in the human respiratory tract*, Journal of Aerosol Science, 36, 939-957.

MORAWSKA L, JAMRISKA M & BOFINGER ND (1997), *Size characteristics and ageing of the environmental tobacco smoke*, The Science of the Total Environment 196, 43-55.

MOSQUERON L & NEDELLEC V (2001), *Inventaire des données françaises sur la qualité de l'air intérieur des bâtiments*, Rapport de l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur DDD/SB-2002-23, Décembre 2001, 173 p.

MOSQUERON L & NEDELLEC V (2004), *Inventaire des données françaises sur la qualité de l'air intérieur des bâtiments : Actualisation des données sur la période 2001-2004*, Rapport de l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur DDD/SB-2004-044, Novembre 2004, 61 p.

NING Z, CHEUNG CS, FU J, LIU MA & SCHNELL MA (2006), *Experimental study of environmental tobacco smoke particles under actual indoor environment*, Science of the Total Environment 367 : 822-830.

OGULEI D, HOPKE PK & WALLACE LA (2006), *Analysis of indoor particle size distributions in an occupied townhouse using positive matrix factorization*, Indoor Air, 16, 204-215.

OLSON DA & BURKE JM (2006), *Distributions of PM_{2.5} source strengths for cooking from the Research Triangle Park particulate matter panel study*, Environmental Science & Technology, 40(1), 163-169.

ORMSTAD H., (2000), *Suspended particulate matter in indoor air : adjuvants and allergen carriers*, Toxicology, 152 : 53-68.

ORMSTAD H., GAARDER P.I., JOHANSEN B.V., (1997), *Quantification and characterisation of suspended particulate matter in indoor air*. Science of the Total Environment 193 : 185-96.

PAOLETTI L., DE BERADIS B., ARRIZZA L., GRANATO V., (2006), *Influence of tobacco smoke on indoor PM₁₀ particulate matter characteristics*. Atmospheric Environment 40 : 3269-80.

PEDERSEN EK, BJØRSETH O, SYVERSEN T & MATHIESEN M (2001), *Physical changes of indoor dust caused by hot surface contact*, Atmospheric Environment, 35, 4149-4157.

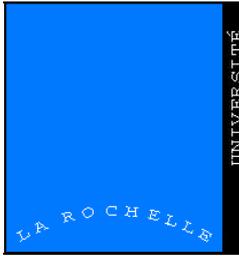
POSFAI M., ANDERSON J.R., BUSECK P.R., SHATTUCK T.W., TINDALE N.W., (1994), *Constituents of a remote Pacific marine aerosol : a TEM study*, Atmospheric Environment, 28, 10 : 1747-56.

POST J.E., BUSECK P.R., (1984), *Characterization of individual particles in the Phoenix urban aerosol using electron-beam instruments*, Environmental Science & Technology, 18 : 35-42.

RAMALHO O., BONNEAU E., KIRCHNER S., GEHIN E., (2006), *Caractérisation des particules ultrafines émises par les activités domestiques*, Pollution Atmosphérique, 190 : 7-14.

- RAMSDEN A.R., SHIBAOKA M., (1982), *Characterisation and analysis of individual fly-ash particles from coal-fired power stations by a combination of optical microscopy, electron microscopy and quantitative electron microprobe analysis*, Atmospheric Environment, 16, 9 : 2191-2206.
- RITOUX S & ROBINE E (2003), *Evaluation des performances de rétention des particules allergéniques par les aspirateurs traîneaux*. Convention AQCEN SQUALPI / CSTB 2000 n° 00 240 1085 notifiée le 22/03/00. Rapport DDD-SB/2003-003. 63p.
- ROHR AC, WESCHLER CJK, KOUTRAKIS P & SPENGLER JD (2003), *Generation and Quantification of Ultrafine Particles through Terpene/Ozone Reaction in a Chamber Setting*, Aerosol Science and Technology 37: 65–78.
- SARWAR G., OLSON D., CORSI R. & WESCHLER C. (2004), *Indoor Fine Particles: The Role of Terpene Emissions from Consumer Products*, Journal of the Air & Waste Management Association, 54(3), 367-377.
- SEE SW, BALASUBRAMANIAN R & JOSHI HM (2007), *Physical characteristics of nanoparticles emitted from incense smoke*, Science and Technology of Advanced Materials, 8 (2007) 25–32.
- SEEGER S, WILKE O, BÜCKER M & JANN O (2006), *Time- and size-resolved characterization of particle emissions from office machines with printing function*, Proceedings of Healthy Buildings'2006, Lisbon (Portugal), 4-8 June 2006, Book II, 447-450.
- SEXTON K, WEBBER LM, HAYWARD SB & SEXTRO RG (1986), *Characterization of particle composition, organic vapor constituents, and mutagenicity of indoor air pollutant emissions*, Environment International, 12, 351-362.
- SHAO L., LI J., ZHAO H., YANG S., LI H., LI W., JONES T., SEXTON K., BERUBE K., (2007), *Associations between particle physicochemical characteristics and oxidative capacity : an indoor PM₁₀ study in Beijing, China*. Atmospheric Environment, 41(26), 5316-5326.
- SHERIDAN P.J. & MUSSELMAN I.H., (1985), *Characterization of aircraft-collected particles present in the arctic aerosol; Alaskan arctic, spring 1983*, Atmospheric Environment., 19, 12 : 2159-66.
- SHUGUANG L, DINHUA P & GUOXIONG W (1994), *Analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in cooking oil fumes*, Archives of Environmental Health, 49(2), 119-122.
- SIEGMANN K. & SATTLER K. (1996) *Aerosol from hot cooking oil, a possible health hazard*, Journal of Aerosol Science, 27(Suppl. 1), S493-S494.
- SIOUTAS C, DELFINO RJ & SINGH M (2005), *Exposure Assessment for Atmospheric Ultrafine Particles (UFPs) and Implications in Epidemiologic Research*, Environmental Health Perspectives, 113(8), 947–955.
- THOMAS E., BUSECK P.R., (1983), *Characterization of a rural aerosol from eastern Arizona*, Atmospheric Environment 17, 11 : 2299-301.
- TRAKUMAS S, WILLEKE K., GRINSHPUN SA, REPONEN T, MAINELIS G, FRIEDMAN W. (2001), *Particle Emission Characteristics of Filter-Equipped Vacuum Cleaners*, AIHAJ, 62, 482-493.
- TRAYNOR GW, ALLEN JR, APTE MG, GIRMAN JR & HOLLOWELL CD (1983), *Pollutant emissions from portable kerosene-fired space heaters*, Environmental Science & technology, 17(6), 369-371.

- UHDE E, HE C & WENSING M (2006), *Characterization of ultra-fine particle emissions from a laser printer*, Proceedings of Healthy Buildings'2006, Lisbon (Portugal), 4-8 june 2006, book II, 479-484.
- VAN BORM W.A., ADAMS F.C., MAENHAUT W., (1989), *Characterization of individual particles in the Antwerp aerosol*, Atmospheric Environment, 23, 5 : 1139-51.
- VARTIAINEN E., KULMALA M, RUUSKANEN T., TAIPALE R, RINNE J & VEHKAMÄKI H (2006), *Formation and growth of indoor air aerosol particles as a result of D-limonene oxidation*, Atmospheric Environment 40 : 7882–7892.
- WALLACE L (1996), *Indoor particles: a review*, Journal of the Air & Waste Management Association, 46(2), 98-126.
- WALLACE LA., EMMERICH SJ & HOWARD-REED C (2004), *Source Strengths of Ultrafine and Fine Particles Due to Cooking with a Gas Stove*, Environmental Science & Technology; 38(8), 2304-2311.
- WALLACE L. & HOWARD-REED C. (2002) *Continuous monitoring of ultrafine, fine, and coarse particles in a residence for 18 months in 1999-2000*, Journal of the Air & Waste Management Association, 52(7), 828 – 844.
- WALLACE LA, MITCHELL H, O'CONNOR GT, NEAS L, LIPPMANN M, et al. (2003), *Particle Concentrations in Inner-City Homes of Children with Asthma: The Effect of Smoking, Cooking, and Outdoor Pollution*, Environmental Health Perspectives, 111, 1265-1272.
- WASSON, S. J., GUO Z., MCBRIAN, J.A., BEACH, L.O. (2002), *Lead in candle emissions*, Science of the Total Environment, 296, 159-174.
- WENSING M, PINZ G, BEDNAREK M, SCHRIPP T, UHDE E & SALTHAMMER T (2006), *Particle measurement of hardcopy devices*, Proceedings of Healthy Buildings'2006, Lisbon (Portugal), 4-8 june 2006, book II, 461-466.
- WILLEKE, K., TRAKUMAS, S., GRINSHUPUN, S.A., REPONEN, T., TRUNOV, M., FRIEDMAN, W. (2001), *Test methods for evaluating the filtration and particulate emission characteristics of vacuum cleaners*, AIHAJ, 62, 313-321.
- WRIGHT MD, FEWS AP, KEITCH PA & HENSHAW DL (2007), *Small-Ion and Nano-Aerosol Production During Candle Burning: Size Distribution and Concentration Profile with Time*, Aerosol Science & technology, 41(5), 475-484.
- YANG CR, LIN TC & CHANG FH (2007), *Particle size distribution and PAH concentrations of incense smoke in a combustion chamber*, Environmental Pollution 145, 606-615.
- ZAI S., ZHEN H., JIA-SONG W. (2006), *Studies on the size distribution, number and mass emission factors of candle particles characterized by modes of burning*. Journal of Aerosol Science, 37 : 1484-1496.
- ZHAO H., SHAO L. QIANG Y. (2005), *Microscopic morphology and size distribution of residential indoor PM₁₀ in Beijing City*. Indoor Built Environment, 14, 6 : 513-20.
- ZURAIMI M.S, WESCHLER C.J , THAM, K.W & FADEYI M.O. (2007), *The impact of building recirculation rates on secondary organic aerosols generated by indoor chemistry*, Atmospheric Environment 41 (2007) 5213–5223.



Laboratoire d'Étude des Phénomènes de Transfert Appliqués au Bâtiment (LEPTAB)

Université de La Rochelle, Pôle Sciences et Technologie

Avenue Marillac

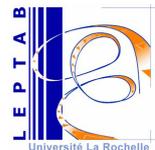
17042 La Rochelle cedex 1 – FRANCE

kliman@univ-lr.fr / Tél: 05 46 45 86 23 / Fax: 05 46 45 82 41

PHASE 2 :
**ÉTUDE GLOBALE DE L'INTERACTION POLLUANT
PARTICULAIRE POLYDISPERSÉ ET ÉLÉMENTS SOLIDES DU
BÂTIMENT**

Karim LIMAM

*Laboratoire d'études des phénomènes de transfert appliqués au bâtiment
(LEPTAB, Université de La Rochelle),*



SOMMAIRE

Introduction	4
---------------------	----------

I

Pollution particulaire à l'intérieur

Des bâtiments

I.1 Sources de la pollution particulaire	7
I.1.1 Sources extérieures	7
I.1.2 Sources intérieures	7
I.2 Forme des particules	8
I.3 Relation Taille des particules-Santé	9
I.4 Mouvement des particules	10
I.4.1 mouvement brownien (les lois de Fick)	10
I.4.1.1 Coefficient de diffusion	11
I.4.1.2 libre parcours moyen	11
I.4.1.3 Dépôt par diffusion	13
I.4.2 Force de traînée liée à la gravité	14
I.4.2.1 Région de Stokes : $Re < 1$	15
I.4.2.2 Région de transition et de Newton : $Re > 1$	16
I.4.2.3 Dépôt tranquille et agité des particules	17
I.4.3 Coalescence	19
I.4.4 Forces radiométriques agissant sur les particules	19
I.4.4.1 Force de thermophorèse	19
I.4.4.2 Force de photophorèse	21
I.4.4.3 Force de diffusionphorèse	22
I.4.4.4 Force d'électrophorèse	22
I.5 Interaction Particule Paroi	23

I.5.1	Forces d'adhérence des particules sur la paroi	23
I.5.1.1	Forces de Van der Waals	23
I.5.1.2	Forces électriques	24
I.5.1.3	Forces de capillarité	25
I.5.2	Rebond des particules sur une paroi	25
I.5.3	Réentraînement des particules fixées sur une paroi	26
I.5.3.1	Force de portance	27
I.5.3.2	Force de réentraînement	27

II

Approche globale du dépôt des particules intérieures - Etude bibliographique

II.1	Modélisation des échanges particulaires de l'air intérieur	30
II.1.1	Equation de bilan de conservation massique	31
II.1.2	Coefficient de pénétration de la pollution extérieur	32
II.1.3	Paramètre de dépôt	33
II.1.4	Paramètre de remise en suspension	33
II.2	Résultats bibliographiques	35
II.3	Constat et démarche proposée	39

III

Etude expérimentale du dépôt des particules à l'intérieur des bâtiments

III.1	Description de l'expérimentation	40
III.1.1	Principe et mise en place du dispositif expérimental	40
III.1.2	Choix du polluant et des revêtements	45
III.1.3	Analyse de surface	46

III.1.3.1 Méthodes d'analyse de surfaces	46
III.1.3.2 Analyses des revêtements étudiés	49
III.1.4 Mise en place des revêtements	58
III.1.5 Protocole expérimental	58
III.2 Optimisation du dispositif expérimental	60
III.3 Résultats expérimentaux	63
III.3.1 Contrôle de l'ambiance	63
III.3.2 Influence de la ventilation et des revêtements des surfaces des bâtiments	65
III.3.3 Adimensionnalisation du problème	77
Conclusion	84
Références	85

INTRODUCTION

Depuis quelques années la qualité de l'air intérieur s'impose comme un sujet qui préoccupe de plus en plus les citoyens, les politiques et les gouvernements. Les citoyens passent en moyenne de 20 à 22 heures par jour à l'intérieur de lieux clos (habitat, lieux de travail, métro,...), or de nombreuses études tendent à montrer que la qualité de l'air y est parfois moins satisfaisante qu'à l'extérieur. Cette situation a même tendance à s'aggraver ces dernières années avec les mesures d'isolation et de réduction de la ventilation à des fins d'économies d'énergie. Plusieurs programmes de recherches dans le domaine de la pollution de l'air intérieur et de ses effets sur la santé ont été effectués (L'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur OQAI, Programme de Recherche Inter organisme pour une Meilleure Qualité de l'air à l'Echelle Locale PRIMEQUAL...). L'objectif de ces programmes est de disposer d'outils de connaissances scientifiques et d'avoir des données qui permettent une gestion pertinente de la situation (notamment en cas de crise), afin de développer une approche préventive des questions sanitaires.

L'un des risques majeurs pour la santé publique est celui lié aux particules en suspension dans l'air, communément appelées les poussières. Les particules "fines" dont le diamètre est inférieur ou égal à 10 micromètres s'inhalent facilement. Elles pénètrent profondément dans les poumons (les particules $<2.5\mu\text{m}$ atteignent les alvéoles) et sont à l'origine de graves troubles cardiaques et respiratoires. Selon certaines estimations, ces particules provoqueraient plusieurs dizaines de milliers de décès prématurés en Allemagne, en Italie, en France et dans l'ensemble de l'Union européenne. Le précédent PRIMEQUAL avait déjà abordé la problématique « aérosol » et s'était interrogé sur les sources de particules et leurs proportions relatives. Pour une étude plus approfondie, un autre programme PRIMEQUAL a été lancé en 2004, où plusieurs thèmes de recherche ont été retenus. Le LEPTAB de l'Université de la Rochelle s'est occupé de l'étude de l'interaction entre la pollution particulaire intérieure d'une ambiance ventilée et les éléments solides du bâtiment (les parois d'une pièce, les surfaces solides des meubles...).

Ainsi la présente étude qui s'inscrit dans le cadre de la pollution particulaire de l'air intérieur, s'intéresse à l'interaction « Particule-Paroi ». Elle a pour but de répondre à plusieurs questions qui concernent le comportement du bâtiment et ses équipements (diverses surfaces au contact de l'air pollué) vis-à-vis des particules en mouvement.

- Le premier et le second chapitre présentent d'une part une *étude bibliographique* de la pollution particulaire intérieure (aspect physique des particules, interactions entre les particules et les parois des bâtiments) et d'autre part *la modélisation* des échanges particuliers de l'air intérieur.

- Le troisième chapitre concerne *l'étude expérimentale* du dépôt des particules en ambiance contrôlée. Un modèle réduit constitué d'un caisson ventilé permet de simuler expérimentalement une interaction particule-revêtement. Des mesures contrôlées, pour différents niveaux d'agitation, nous donnent les vitesses de dépôt recherchées que nous présentons de façon adimensionnelle.

I Pollution particulière à l'intérieur des bâtiments

L'air intérieur de nos résidences n'est pas à l'abri de la pollution. L'utilisation régulière dans nos maisons de multiples produits synthétiques, que ce soit pour la construction, la rénovation, le nettoyage ou le bricolage, provoque la libération de composés chimiques dans l'air. Les processus de combustion avec des appareils et équipements endommagés ou mal entretenus, de même que la fumée de cigarette, libèrent dans l'air une multitude de gaz et de particules pouvant affecter la santé des résidents, en particulier celle des enfants, des personnes âgées et des personnes atteintes de maladies cardiaques ou pulmonaires.

Les nombreuses substances chimiques (résine, colle, vernis, solvant, peinture) utilisées dans la production de matériaux de construction ou de bricolage, d'articles de décoration ou d'ameublement, peuvent être nocives. Ces substances, utilisées également dans la fabrication de produits d'entretien ou de nettoyage, peuvent dégager pendant longtemps des vapeurs dommageables pour la santé, notamment du formaldéhyde et d'autres composés organiques volatils (COV). Les humidificateurs, déshumidificateurs et climatiseurs utilisés dans les maisons constituent des sources possibles de contamination par des micro-organismes (virus, bactéries, algues et moisissures) lorsqu'ils sont mal entretenus ou mal nettoyés.

La présence dans nos maisons de contaminant provenant de l'air extérieur ou du sol n'est pas non plus négligeable. Certaines usines situées à proximité des zones habitées peuvent contribuer à augmenter les concentrations de certains contaminants dans l'air intérieur. L'utilisation inconsidérée de pesticides de tout genre près des résidences peut aussi augmenter les concentrations de composés chimiques volatils dans l'air intérieur. La circulation automobile peut contribuer à l'augmentation des concentrations de monoxyde de carbone, d'hydrocarbures, d'oxydes d'azote et de soufre dans les maisons. Les poussières et les pollens transportés par le vent.

Les polluants qui peuvent affecter la qualité de l'air intérieur de nos maisons sont très divers ([OWE 90], [STE 94], [ETK 94], [CHAN 00]...), qu'ils soient de nature chimique (COV ou Composés Organiques Volatils), biologiques ou particuliers. Ces dernières étant relativement peu mesurées et donc mal connues malgré les efforts déployés dernièrement par plusieurs chercheurs [BYR 95], [ABA 00], [BOU 03], [LAI 04]....

I.1 Sources de la pollution particulaire

Les particules présentes à l'intérieur des locaux proviennent de sources diverses, extérieures et intérieures.

I.1.1 Sources extérieures

Les environnements intérieurs et le compartiment extérieur n'étant pas étanches, les sources extérieures influencent les niveaux des concentrations mesurés dans des environnements intérieurs. Les particules les plus volumineuses émises par les sources extérieures pénètrent peu dans les environnements intérieurs. En revanche, les particules fines issues du trafic automobile ou des installations industrielles se déplacent librement avec les courants d'air et réussissent à pénétrer à l'intérieur par la plupart des systèmes de ventilation. L'ordre de grandeur du ratio intérieur/extérieur a souvent été retrouvé proche de l'unité [OGL 00]. La concentration intérieure en particules fines est donc déterminée non seulement par l'activité des sources intérieures mais également par la capacité des particules émises par les sources extérieures à s'infiltrer dans les systèmes de ventilation. Lorsque les systèmes de ventilation sont performants et qu'il n'existe pas de sources conséquentes à l'intérieur, telles que la fumée de tabac, les teneurs intérieures sont alors bien corrélées avec les concentrations extérieures.

I.1.2 Sources intérieures

Les grosses particules (PM_{10} particules de diamètre aérodynamique moyen entre $2.5\mu m$ et $10\mu m$) sont générées par la remise en suspension de la poussière du sol, l'abrasion des surfaces, la combustion du charbon et de l'huile, la manipulation de textiles et les activités de nettoyage et de bricolage [LON 00]. La plupart de ces particules sédimentent rapidement et sont donc éliminées du compartiment aérien. Les particules fines ($PM_{2.5}$ particules de diamètre aérodynamique moyen inférieur à $2.5\mu m$) sont essentiellement émises lors de processus de combustion incomplète (fumée de tabac, cuisson des aliments et appareils de chauffage) [LON 00]. Elles ont une longévité dans l'air très supérieure aux précédentes, avec une demi-

vie qui peut varier d'une semaine à plusieurs mois. Il existe également des particules ultrafines ($<0.1\mu\text{m}$) produites lors de processus de combustion ou lors de réactions chimiques.

I.2 Forme des particules

Les particules solides sont d'une grande diversité de formes : de la forme sphérique des particules de pollen à la forme totalement irrégulière des particules minérales. Les particules fluides sont de formes moins variées, elles sont axisymétriques et dans certaines circonstances elles peuvent garder une forme sphérique.

Les particules axisymétriques sont les particules dont la forme peut être obtenue par la rotation d'une courbe fermée autour d'un axe. En fonction de l'axe choisi, deux formes peuvent être obtenues. Pour les distinguer, on utilise un coefficient d'aspect défini comme le rapport entre le diamètre maximal dans la direction parallèle à l'axe de rotation et le diamètre maximal dans la direction normale à l'axe de rotation. Les particules orthotropiques sont les particules qui sont symétriques par rapport à trois plans perpendiculaires. Les particules sphériques et isotropiques sont les particules qui ont la forme d'un polyèdre régulier ou une autre forme obtenue à partir d'un polyèdre régulier par des lissages ou des coupures symétriques.

La caractéristique principale des particules fluides dans un milieu fluide est qu'elles se déforment jusqu'à l'équilibre des contraintes tangentielles et normales au niveau de l'interface qui délimite la particule du milieu fluide. Pour ces particules le domaine des formes qu'elles peuvent prendre est beaucoup plus restreint.

Pour les particules fluides au repos, il existe trois formes distinctes : les particules pendantes qui sont attachées à une surface d'où les forces de poussée tendent à les arracher, les particules sessiles qui sont comprimées par la force de poussée contre une plaque plane et les particules qui flottent à la surface d'un milieu fluide.

Pour les particules fluides en mouvement libre dans un milieu fluide, on distingue également trois formes distinctes : les particules sphériques, pour lesquelles si l'écart entre les différents diamètres n'excède pas 10%, les particules ellipsoïdales qui ne font pas parties de la première catégorie et qui ont une surface convexe, et les particules possédant la forme de coupoles

sphériques ou ellipsoïdales (les grosses particules fluides en mouvement ont tendance à s'aplatir et à adopter une forme proche des segments découpés d'une sphère).

La plupart des particules qui ont un intérêt pratique ont une forme irrégulière et n'appartiennent donc à aucune des catégories énoncées. Pour l'élaboration de lois de comportement, on considère fréquemment que la particule est sphérique. Il est donc nécessaire d'apporter une correction par l'introduction d'un facteur de forme. Une description empirique de la forme d'une particule est possible par la connaissance de deux des paramètres caractéristiques suivants : le volume de la particule, l'aire de la surface extérieure, l'aire de la projection de la particule et le périmètre de la projection de la particule. Les facteurs de forme sont définis par rapport à une sphère équivalente dont un des paramètres caractéristiques a la même valeur que celui de la sphère réelle. De nombreux facteurs de formes ont été introduits. Pour mémoire, les plus utilisés sont : le facteur de forme volumétrique [HEY 62], le facteur de sphéricité, le facteur de circularité, les facteurs opérationnels de sphéricité et de circularité [WAD 33] et le facteur du périmètre équivalent [BOW 73].

I.3 Relation Taille des particules-Santé

Les polluants particuliers trouvés à l'intérieur des bâtiments ont un diamètre qui varie essentiellement de 0.01 à 1000 micromètres (figure I.1). Les particules les plus dangereuses pour l'homme sont surtout les particules de diamètre inférieur à $10\mu m$. En effet, les particules de diamètre inférieur à $2.5\mu m$ sont responsables des dommages les plus importants causés à la santé humaine. Ces fines particules peuvent être inhalées profondément dans les poumons et se loger là où les cellules se régénèrent avec l'oxygène. Elles peuvent causer des problèmes respiratoires, des irritations et des inflammations, endommager les poumons et causer des décès prématurés (on les appelle particules alvéolaires $PM_{2.5}$). Si elles ne constituent pas un danger aussi grave pour la santé humaine que les $PM_{2.5}$ les particules grossières de 2,5 à 10 micromètres de diamètre PM_{10} causent toutefois certains problèmes de santé. Lorsqu'elles sont inhalées, elles tendent à se déposer dans les parties supérieures du système respiratoire d'où elles peuvent par la suite être expulsées dans la gorge (particules inhalables PM_{10}).

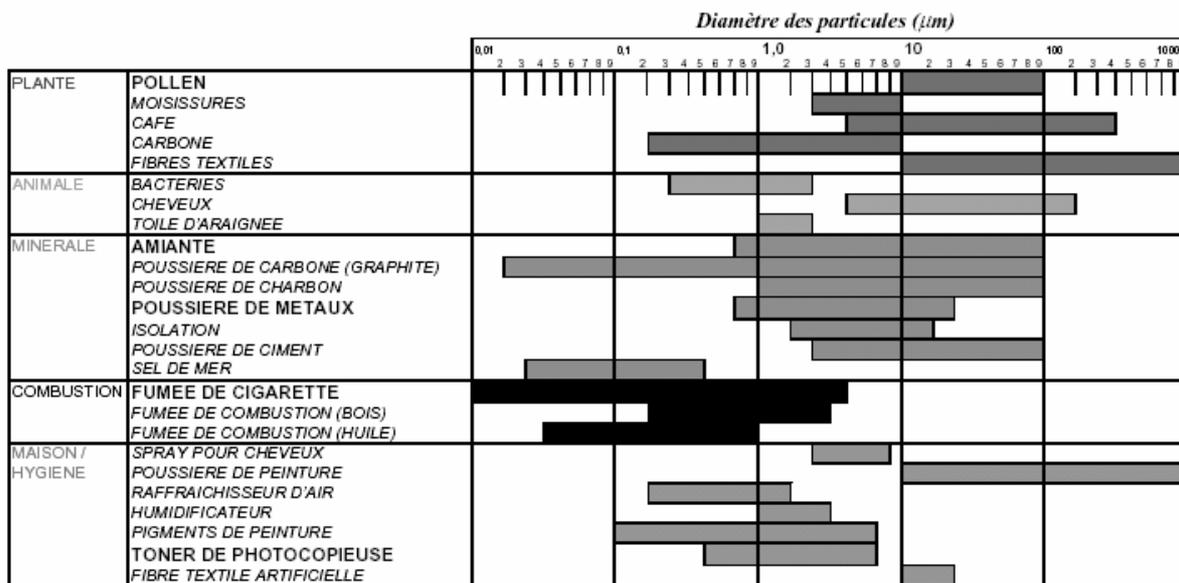


Figure I.1 : Taille des particules intérieures [OWE 90]

I.4 Mouvement des particules

Les particules subissent au cours de leur déplacement dans le fluide porteur (l'air) un nombre important de forces dont nous allons énumérer ci-dessous, les plus importantes. Ainsi nous verrons que mis à part la force de gravité, différentes forces peuvent coexister : la force de traînée, la coalescence, différentes forces radiométriques.....

I.4.1 mouvement brownien (les lois de Fick)

Le mouvement brownien est le mouvement désordonné de particules microscopiques en suspension dans un fluide. Il est dû aux actions incessantes des molécules de fluide contre les particules. En effet, Dans un fluide, les particules vont se déplacer des régions de fortes concentrations vers les régions de faibles concentrations, suivant les deux lois de la diffusion appelées lois de Fick, de sorte que la concentration devienne homogène dans tout le volume de fluide. Ce mouvement est appelé mouvement brownien.

I.4.1.1 Coefficient de diffusion

Le coefficient de diffusion est le coefficient de proportionnalité entre le flux de particules J (c'est-à-dire le nombre de particules qui traversent une surface d'un cm² en une seconde) et le gradient de concentration (La première loi de Fick pour la diffusion).

$$\vec{J} = -D * \overrightarrow{grad}C \quad (I.1)$$

Le coefficient de diffusion peut être exprimé en fonction des propriétés de la particule par la relation de Stokes-Einstein (en égalisant la force de diffusion à la force de traînée de Stokes) :

$$\vec{F}_{Diff} = \frac{3\pi\mu d_p}{C_c} \vec{U}_r \quad (I.2)$$

Avec

\vec{F}_{Diff} : force de diffusion (dynes),

μ : viscosité dynamique du fluide (Poise),

d_p : diamètre de la particule (cm),

\vec{U}_r : vitesse de la particule (cm s⁻¹),

C_c : coefficient de Cunningham.

D'après la loi de Hoff (pression osmotique) la force qui s'exerce sur chaque particule dans un volume dx est :

$$\vec{F}_{Diff} = -\frac{k_B T}{C} \frac{dC}{dx} \vec{x} \quad (I.3)$$

k_B : constante de Boltzmann.

T : température absolue (K).

D'après l'équation (I.2) :

$$C\vec{U}_r = -\frac{k_B T C_c}{3\pi\mu d_p} \frac{dC}{dx} \vec{x} \quad (I.4)$$

Or le produit de C et de \vec{U}_r représente la densité de flux J . D'où l'expression du coefficient de diffusion D :

$$D = -\frac{k_B T C_C}{3\pi\mu d_p} \quad (\text{I.5})$$

où

$$D = k_B T B \quad (\text{I.6})$$

avec B : mobilité de la particule définie par $B = \frac{C_C}{3\pi\mu d_p}$

I.4.1.2 libre parcours moyen :

On appelle libre parcours moyen d'une particule la distance moyenne parcourue par cette particule dans une direction donnée, avant que sa vitesse, suivant cette direction, devienne nulle.

$$\lambda_p = \tau_p \bar{c}$$

τ_p : temps de relaxation de la particule, défini comme le temps requis pour que la particule change de direction.

\bar{c} : vitesse moyenne d'agitation de la particule

I.4.1.3. Dépôt par diffusion

Considérons une surface verticale infinie dans un milieu infini d'aérosol au repos de concentration C_0 (figure I.2).



Figure I.2 : Dépôt par diffusion

La concentration $C(x,t)$ des particules à la distance x de la surface et au moment t satisfait à la 2^{ème} loi de Fick :

$$\frac{\partial C(x,t)}{\partial t} = \text{div}(\overrightarrow{D \text{ grad} C(x,t)}) \quad (\text{I.7})$$

la projection de cette équation selon l'axe Ox , donne :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (\text{I.8})$$

avec :

$$C(0,t) = 0 \text{ pour } t > 0$$

$$C(x,0) = C_0 \text{ pour } x > 0$$

la solution de (I.8) est :

$$C(x,t) = C_0 \frac{2C_0}{(4\pi Dt)^{0.5}} \int_0^x \exp\left(-\frac{p^2}{4Dt}\right) dp \quad (\text{I.9})$$

Avec

x : distance à la surface (m),

t : temps (s),

D : coefficient de diffusion ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$),

C_0 : concentration à l'infini (kg ou nombre de particules m^{-3}),

p : paramètre d'intégration.

A partir des équations (I.9) et (I.1), la valeur du flux de particules $\|\vec{J}\|$ à la surface est :

$$\|\vec{J}\| = C_0 \left(\frac{Dt}{\pi} \right)^{0.5} \quad (\text{I.10})$$

En intégrant suivant le temps et pour un volume infini d'aérosol stagnant de concentration constante C_0 en dehors de la couche limite, le nombre de particules qui se déposent à la surface d'une paroi est :

$$N(t) = 2C_0 \left(\frac{Dt}{\pi} \right)^{0.5} \quad (\text{I.11})$$

la vitesse de dépôt, vitesse à laquelle les particules migrent vers la surface, est donnée par :

$$V_{dep} = \frac{\|\vec{J}\|}{C_0} = 2 \left(\frac{Dt}{\pi} \right)^{0.5} \quad (\text{I.12})$$

I.4.2 Force de traînée liée à la gravité

Dans un système de forces constantes, une particule libre se déplace dans un milieu fluide au repos avec une vitesse constante, U_r , le principe fondamental de la dynamique est :

$$\vec{F}_D = m\vec{a} \quad (\text{I.13})$$

Avec :

\vec{F}_D : force de traînée (N),

m : masse de la particule (kg),

\vec{a} : accélération de la particule (m s^{-2}),

L'expression de la force de traînée \vec{F}_D dépend d'un nombre de Reynolds défini par :

$$Re = \frac{\rho U_r d_p}{\mu} \quad (\text{I.14})$$

Avec :

ρ : masse volumique du fluide (kg cm^{-3}),

μ : viscosité dynamique du fluide ($\text{kg m}^{-1}\text{s}^{-1}$),

d_p : diamètre de la particule (m),

U_r : vitesse de la particule en (m s^{-1}).

I.4.2.1 Région de Stokes : $Re < 1$

Pour $Re < 1$, l'expression de la force de traînée est :

$$\vec{F}_D = 3\pi\mu d_p \vec{U}_r \quad (\text{I.15})$$

D'où l'expression de la vitesse de dépôt :

$$\text{- pour } d_p > 1.0 \mu\text{m} \quad V_{dep} = \frac{\rho_p d_p^2 g}{18\mu} \quad (\text{I.16})$$

$$\text{- pour } d_p < 1.0 \mu\text{m} \quad V_{dep} = C_c \frac{\rho_p d_p^2 g}{18\mu} \quad (\text{I.17})$$

Lorsque $d_p < 1.0 \mu\text{m}$, il est nécessaire d'introduire le coefficient de Cunningham [CUN 10], C_c , car pour cette taille de particules, voisines de la taille des molécules de fluide, le fluide ne peut plus être considéré comme un milieu continu.

C_c est donné par la formule de Millikan-Cunningham, Renoux et Boulaud (1998) :

$$C_c = 1 + A_1 * Kn + A_2 * Kn * \exp\left(-\frac{b}{Kn}\right) \quad (\text{I.18})$$

Où A_1 , A_2 et b sont trois constantes adimensionnelles dont la valeur varie selon les auteurs :

$$A_1 = 1,25 ; A_2 = 0,42 ; b = 0,87 \text{ (Perrin, 1980);}$$

$$A_1 = 1,209 ; A_2 = 0,406 ; b = 0,893 \text{ (Millikan, 1923);}$$

$$A_1 = 1,105 ; A_2 = 0,400 ; b = 0,596 \text{ (Allen-Raabe, 1982);}$$

$$A_1 = 1,155 ; A_2 = 0,471 ; b = 0,596 \text{ (Buckley-Loyalka, 1989);}$$

$$A_1 = 1,207 ; A_2 = 0,440 ; b = 0,78 \text{ (Rader, 1990).}$$

Kn : est le nombre de Knudsen qui caractérise la continuité du milieu. Il est défini par :

$$Kn = \frac{\lambda_f}{r_p} \quad (\text{I.19})$$

r_p : rayon de la particule (m),

La figure I.3 représente graphiquement l'évolution de C_c en fonction du diamètre des particules. Lorsque le diamètre des particules diminue, le facteur de correction de Cunningham C_c augmente.

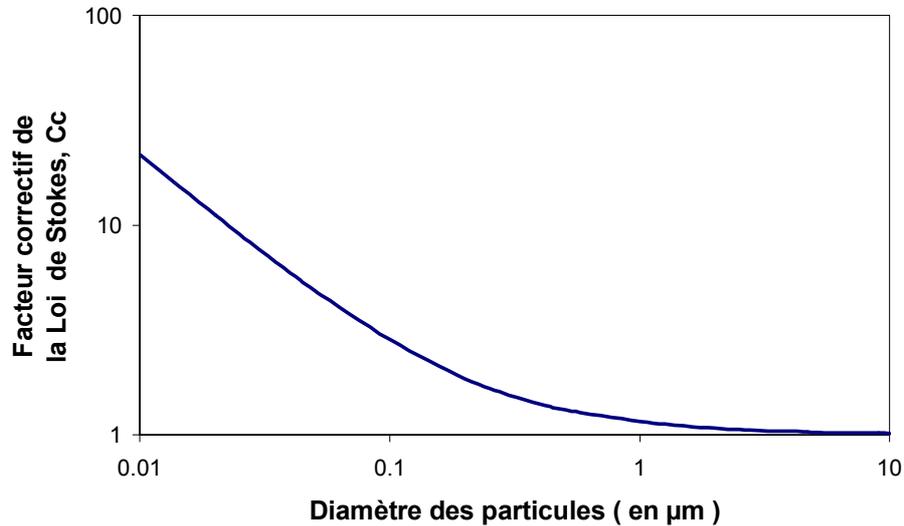


Figure I.3 : Facteur correctif de la Loi de Stokes en fonction du diamètre de la particule, [Cun 10].

I.4.2.2 Région de transition et de Newton : $Re > 1$

Pour $Re > 1$, l'expression de la force de traînée est :

$$\vec{F}_D = C_D \frac{\pi}{8} \rho d_p^2 V_{dep} \vec{V}_{dep} \quad (I.20)$$

l'expression de la vitesse de dépôt est :

$$V_{dep} = \frac{4 \rho_p d_p g}{3 \rho C_D} \quad (I.21)$$

Le coefficient de traînée C_D est constant pour les valeurs de Reynolds supérieures à 1000 sinon il varie selon le régime de turbulence (figure I.4).

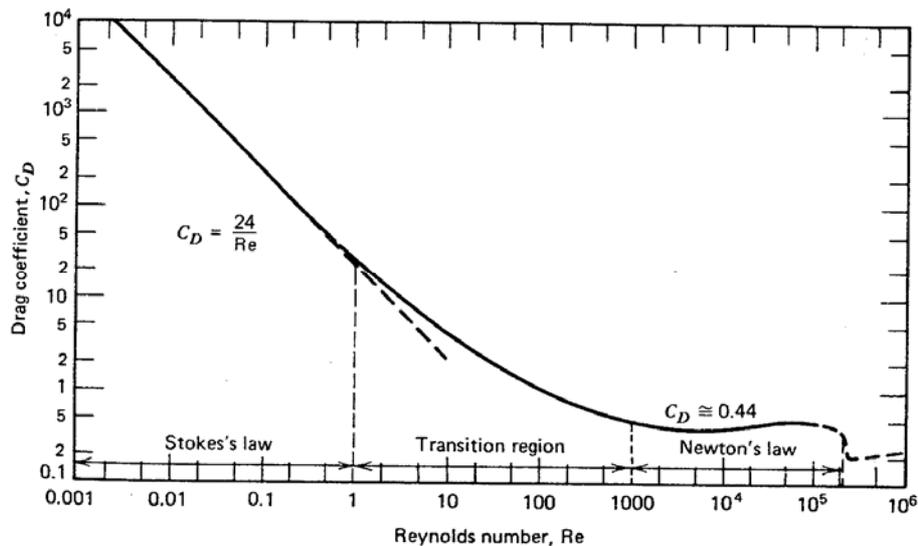


Figure I.4 : Coefficient de traînée C_D pour les particules sphériques, [HIN 82].

I.4.2.3 Dépôt tranquille et agité des particules

Le dépôt réel d'un aérosol se trouve entre deux cas idéaux : le dépôt tranquille et le dépôt agité.

Cas A : Dépôt tranquille

Le dépôt tranquille correspond au cas où l'air est au repos, les particules se déplacent seulement sous l'action de la force gravitationnelle (la diffusion étant négligée). La variation de la concentration en chaque point suit la courbe présentée sur la figure I.5 :

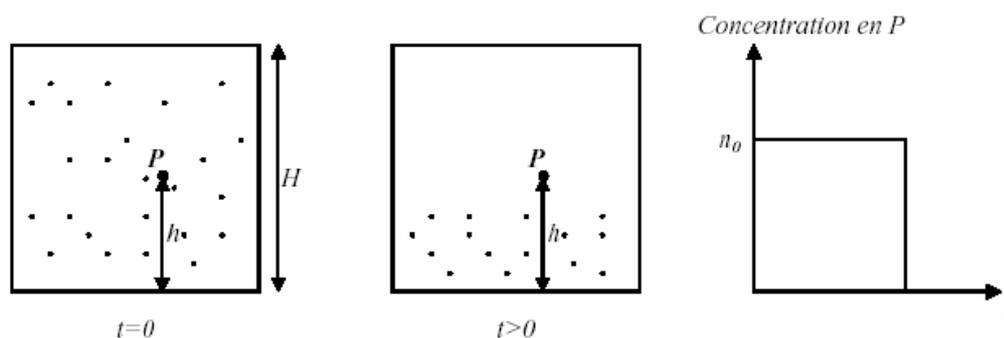


Figure I.5 : Dépôt tranquille

Le temps nécessaire pour que la concentration soit nulle en un certain point P placé dans une

cavité à une hauteur h est :

$$t = \frac{(H - h)}{V_{dep}} \quad (I.22)$$

Cas B : Dépôt agité

Le dépôt agité correspond au cas où il y a un mouvement d'air important. On suppose que la concentration est uniforme dans toute la cavité (figure I.6), la diffusion est toujours négligée.

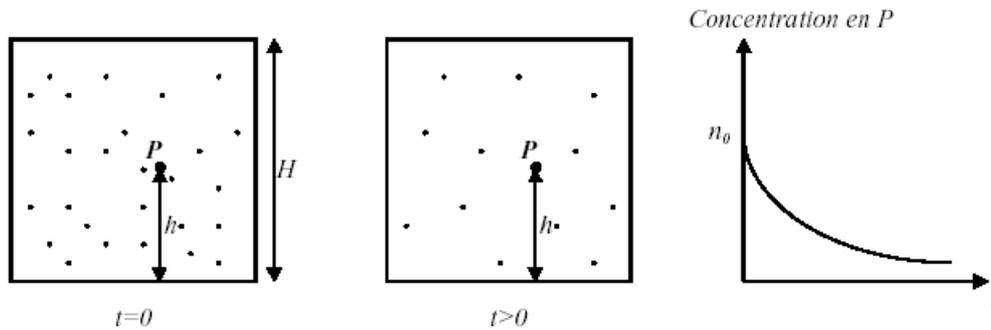


Figure I.6 : Dépôt agité

La concentration dans la cavité diminue avec le temps ainsi que le taux de dépôt puisqu'il dépend de la concentration. On peut exprimer la fraction de particules déposées pendant un temps dt par la relation suivante :

$$\frac{dC}{C} = -\frac{V_{dep} dt}{H} \quad (I.23)$$

Dont la solution est :

$$\frac{C(t)}{C_0} = \exp\left(-\frac{V_{dep} t}{H}\right) \quad (I.24)$$

Avec

C_0 : la concentration au temps $t = 0s$;

V_{dep} : étant la vitesse moyenne de chaque particule sur une période assez grande.

Dans le cas d'une cavité cubique ou rectangulaire, l'expression précédente peut s'écrire :

$$\frac{C(t)}{C_0} = \exp(-\lambda_d t) \quad (I.25)$$

Ainsi, on détermine la vitesse globale de dépôt de l'enceinte par :

$$V_{dep} = \lambda_d * \frac{V}{S} \quad (I.26)$$

Avec

V : volume de la cavité (m^3),

S : surface intérieure totale, surface de meubles comprise (m^2).

Cette vitesse globale de dépôt permet une comparaison directe du phénomène de dépôt entre différents lieux de mesures puisqu'elle tient compte des caractéristiques géométriques des enceintes (volume et surfaces).

I.4.3 Coalescence

La coalescence est le processus pendant lequel les particules d'un aérosol se percutent et adhèrent les unes aux autres pour former une particule plus grosse. Le résultat direct est la décroissance du nombre de particules et l'augmentation de la taille des particules au sein d'un même aérosol.

En règle générale, la coalescence est négligée dans les expérimentations de laboratoire si la concentration en particules est inférieure à 10^4 particules/ cm^3 [ABA 00].

I.4.4 Forces radiométriques agissant sur les particules

I.4.4.1 Force de thermophorèse

La force de thermophorèse est la résultante d'un gradient thermique au sein du fluide. En effet, les gradients de température au sein du fluide provoquent un mouvement des particules des zones les plus chaudes vers les zones les plus froides (figure I.7). L'expression de cette force dépend du fluide et des propriétés de la particule :

- Petite particule ($d_p < \lambda_f$) :

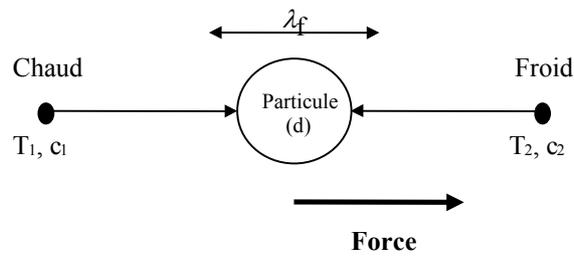


Figure 1.7 : Force de thermophorèse

$$F_{th} = \frac{-p\lambda_f d_p^2 \Delta T}{T} \quad (1.27)$$

Avec :

p : pression du gaz,

λ_f : libre parcours moyen des molécules du fluide,

ΔT : gradient de température, et

T : température absolue de la particule.

La vitesse de thermophorèse est donnée par [Wal et Sch (1966)] :

$$V_t = \frac{-0.55\mu\Delta T}{\rho T} \quad (1.28)$$

Avec :

μ : viscosité dynamique du fluide ;

ρ : masse volumique du fluide.

- Grosse particule ($d_p > \lambda_f$) :

Dans ce cas, il se crée un gradient de température à l'intérieur de la particule.

$$F_{th} = \frac{-9\pi\mu^2 d_p H \Delta T}{2\rho T} \quad (1.29)$$

Où H prend en compte le gradient à l'intérieur de la particule [Brock, 1962] :

$$H = \left(\frac{1}{1 + 6\lambda_f/d_p} \right) \left(\frac{k_a/k_p + 4.4\lambda_f/d_p}{1 + 2k_a/k_p + 8.8\lambda_f/d_p} \right) \quad (1.30)$$

Avec :

k_a : conductivité thermique de l'air ;

k_p : conductivité thermique de la particule.

La vitesse de thermophorèse devient :

$$V_t = \frac{-3\mu C_c H \Delta T}{2\rho T} \quad (1.31)$$

La rotation aléatoire de la particule due à l'agitation thermique n'empêche pas l'établissement de la force de thermophorèse car le temps nécessaire pour une rotation significative est plus grand que le temps nécessaire pour la transmission de la chaleur dans la particule (Fuchs, 1964).

I.4.4.2 Force de photophorèse

On s'aperçoit que si on fait arriver un rayon lumineux sur des aérosols, ceux-ci peuvent, suivant les cas, être attirés ou repoussés.

Toute apparition d'une distribution non uniforme de la température sur la surface d'un corps en suspension dans un gaz à une pression donnée donne naissance à une force qui est une force radiométrique (c'est-à-dire une force due aux radiations). Lorsque ces inégalités de température se développant à l'intérieur de la particule sont dues à la lumière, on dit qu'il y a photophorèse. Suivant les cas, on peut donc observer une photophorèse positive ou une photophorèse négative, quelles que soient les dimensions des particules. Par contre, si une particule est fortement absorbante, l'échauffement est toujours plus important sur la face exposée à la lumière : la photophorèse est alors toujours positive (c'est-à-dire dans le même sens que la lumière).

I.4.4.3 Force de diffusionphorèse

La diffusionphorèse est le phénomène suivant lequel les particules d'aérosol en suspension dans un mélange gazeux à température et pression uniformes, mais de constitution inhomogène, se déplacent sous l'action des gradients de concentration des différents constituants du mélange.

I.4.4.4 Force d'électrophorèse

L'électrophorèse existe pour des particules chargées qui se trouvent dans un champ électrique. L'expression de la vitesse d'électrophorèse est donnée par Hinds [HIN 82] :

$$V_{TE} = \frac{neEC_c}{3\pi\mu d_p} \quad (1.32)$$

Avec :

n : nombre de charges élémentaires ;

e : charge d'un électron = $1.610^{-19} C$;

E : intensité du champ électrique ($V = 300 V/cm$),

C_c : coefficient de Cunningham,

μ : viscosité dynamique du gaz,

d_p : diamètre de la particule.

I.5 Interaction Particule - Paroi

Les particules viennent rencontrer au cours de leur déplacement dans le fluide un obstacle solide : il y a alors interaction particule-paroi. Diverses forces coexistent, et nous allons également donner ici les plus importantes.

I.5.1 Forces d'adhérence des particules sur la paroi

Lorsque les aérosols entrent en contact avec des parois solides, ils s'y fixent fortement : c'est le phénomène d'adhérence, les forces correspondantes étant les forces d'adhésion. On distingue plusieurs types de forces. Nous présentons ici les principales

I.5.1.1 Forces de Van der Waals

La force de van der Waals est une force d'attraction entre molécules de la particule et de la paroi. En effet, il existe de forces d'attraction électrostatiques entre les dipôles de signes contraires qui apparaissent à la suite du mouvement aléatoire des électrons dans chaque matériau (figure I.8) :

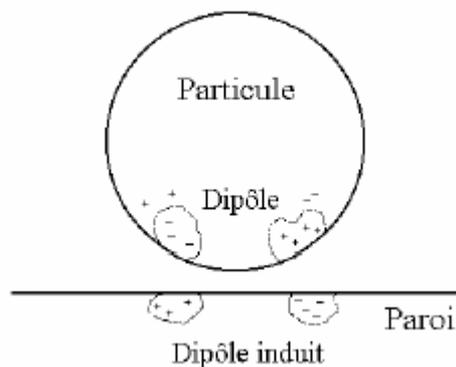


Figure I.8 : Force de van der Waals

Au niveau microscopique le contact entre les surfaces n'est pas parfait (figure I.9).

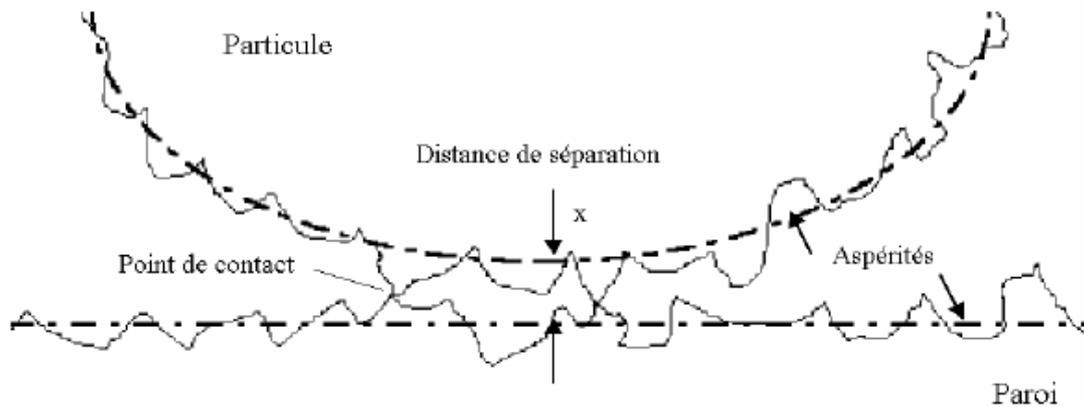


Figure I.9 : Surface de contact entre une particule et une paroi

La distance moyenne x dépend de l'échelle de la rugosité. Pour une surface dite lisse cette valeur est supposée égale à $0.0004 \mu m$.

La force d'adhérence est l'effet total de toutes les forces de van der Waals qui sont établies entre toutes les paires de dipôles de la particule et la surface, son intensité est :

$$F_{adh} = \frac{A_{ha} d_p}{12x^2} \quad (I.33)$$

A_{ha} : constante de Hamaker ;

x : la distance à la paroi.

I.5.1.2 Forces électriques

La force électrostatique est une force d'attraction entre les particules qui sont chargées. La plupart des particules qui ont un diamètre supérieur à $0.1 \mu m$ portent des charges électrostatiques. L'intensité de la force électrostatique est proportionnelle au carré de la

charge électrique de la particule et inversement proportionnelle au carré de la distance entre les charges (distance qui peut être différente de la distance particule – paroi). On estime que pour des particules de diamètre inférieur à 50µm, les forces de Van der Waals restent prépondérantes devant les forces électriques, Alloul Marmor (2002).

I.5.1.3 Forces de capillarité

On constate généralement que l'adhérence d'un aérosol augmente avec l'humidité relative de l'air ambiant, le phénomène ne devenant appréciable que lorsque l'humidité relative est supérieure à 70 % [Guichard 69]. Cela est dû à l'apparition d'un film par condensation capillaire entre la surface et la particule, qui a pour effet d'augmenter l'attraction entre les deux corps. Dans le cas d'un contact sphère-plan, on calcule que la force d'adhésion est :

$$F_{cap} = 2\pi\gamma_f d_p \quad (I.34)$$

Avec :

γ_f : tension superficielle d'un film liquide.

I.5.2 Rebond des particules sur une paroi

Lorsqu'une particule entre en collision avec une surface, l'énergie cinétique de la particule est convertie en énergie de déformation (la particule se déforme ainsi que la surface) et en énergie de rebond (ou ricochet) [ABA 00]. Si cette énergie de rebond est supérieure à l'énergie d'adhésion (énergie nécessaire pour vaincre la force d'adhésion) alors la particule rebondit sur la surface. Plus la vitesse de la particule est élevée, plus les déformations de la surface et de la particule sont importantes et l'adhésion devient également plus élevée. La probabilité qu'une particule rebondisse est proportionnelle à la dureté du matériau, à la taille de la particule et à sa vitesse de collision.

Deux approches existent pour prendre en compte le phénomène de rebond. La première consiste à déterminer la valeur limite pour l'énergie d'adhésion ou bien l'énergie cinétique. La seconde consiste à définir une vitesse critique V_c , au-dessus de laquelle le rebond a lieu :

$$V_c = \frac{\beta}{d_a} \quad (\text{I.35})$$

Avec

d_a : diamètre aérodynamique (diamètre de la sphère de densité unitaire qui a la même vitesse de chute libre que la particule)

β : constante qui dépend de la géométrie et de la nature des matériaux de la particule et de la paroi.

L'énergie cinétique nécessaire pour qu'une particule rebondisse est donnée par Dahneke, (1971) :

$$E_c = \frac{d_p A (1 - e^2)}{2xe^2} \quad (\text{I.36})$$

Avec :

x : distance de séparation ;

A : constante de Dahneke ;

e : coefficient de restitution

I.5.3 Réentraînement des particules fixées sur une paroi

Les forces qui interviennent de façon prépondérante dans le réentraînement des aérosols fixés sur une paroi sont les forces de traînée et les forces de portance. Du fait qu'elle est horizontale, la force de traînée est déterminante pour le détachement des particules. Mais la mise en mouvement de ces dernières s'effectuant pratiquement à angle droit, la force de portance, verticale elle, joue un rôle important dans le réentraînement [Alloul-Marmor 2002]. Du fait du jet d'air, la particule est soumise à une force d'entraînement dont l'action s'oppose à celle de la force d'adhésion. Sous l'action de la force aérodynamique, la particule peut glisser ou rouler sur la paroi. Alors, soit elle se loge en un endroit où la force d'adhésion est

plus forte, soit elle acquiert une certaine vitesse, donc une énergie cinétique suffisante lui permettant d'être arrachée.

I.5.3.1 Force de portance

Dans le cas particulier où l'écoulement est limité par une paroi et où la particule se déplace le long de cette dernière, [Hall 88] aboutit à une formule semi-empirique de la force moyenne de portance F_{por} .

$$F_{por} = 4.2 \rho \nu^2 (d_p^+)^{2.31} \quad (I.37)$$

Avec d_p^+ diamètre adimensionnel de la particule défini par :

$$d_p^+ = \frac{V^* d_p}{\nu} \quad (I.38)$$

ρ : masse volumique du gaz porteur

ν : viscosité cinématique du gaz porteur

V^* : vitesse de frottement.

I.5.3.2 Force de réentraînement

Lorsqu'un aérosol se déplace dans l'air, il subit, de la part de ce dernier, une force de résistance. Si l'écoulement est stable, cette force, dite force de traînée, est horizontale et parallèle à la surface. Dans le cas d'une particule sphérique de diamètre adimensionnel d_p^+ , cette force de traînée est égale à :

$$F_R = 8.02 \rho \nu^2 (d_p^+)^2 \quad (I.39)$$

Sans entrer dans les détails, signalons que certains auteurs prennent en compte des mouvements éventuels de la particule tels que le glissement, la rotation ou bien même l'oscillation de la particule avant son détachement de la paroi. Ils font alors intervenir les mouvements et les couples des différentes forces qui interviennent. Ainsi, à partir de leur modèle *Rock'n Roll*, Reeks et Hall 2001 aboutissent à l'expression de la force de réentraînement :

$$F_R = 10,45 \rho v^2 \left[1 + 300 \left(\frac{d_p}{2} \right)^{-0,31} \right] \left(\frac{d_p^+}{2} \right)^{2,31} \quad (\text{I.40})$$

La figure I.10 représente l'évolution de la fraction réentraînée en fonction de la vitesse de l'air, pour différentes tailles de particules. Il faut souligner que plus une particule a un gros diamètre moins elle réussit à s'incruster dans les aspérités d'un revêtement de paroi (figure I.9). La figure I.10 permet de voir que plus le diamètre de la particule diminue plus il faut aller chercher une vitesse d'écoulement importante pour parvenir à arracher de la surface une particule.

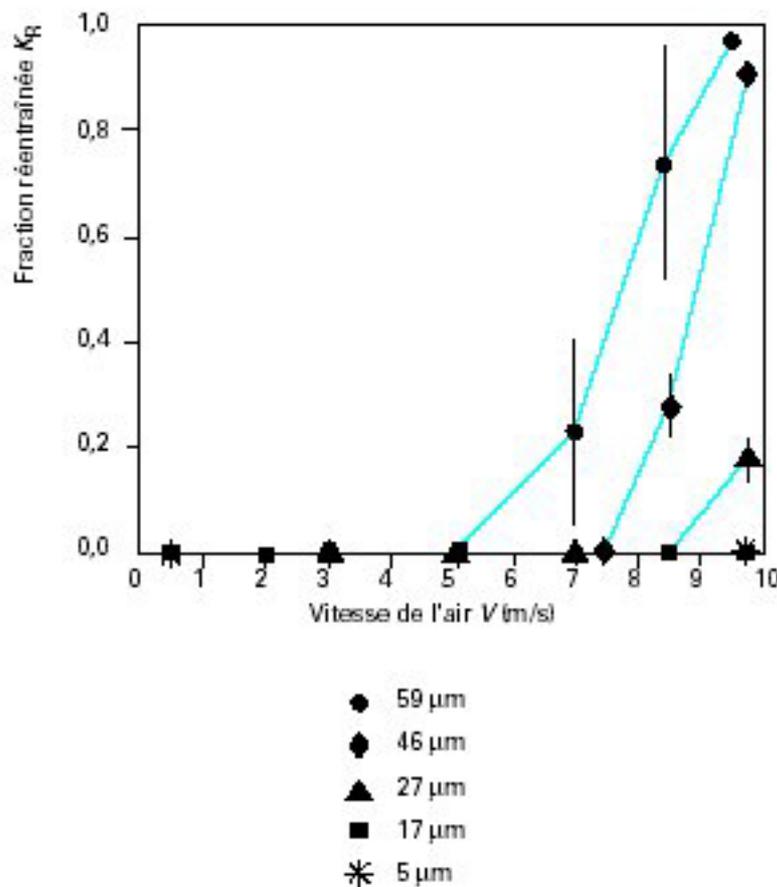


Figure I.10 : Evolution de la fraction réentraînée en fonction de la vitesse de l'air, pour différentes tailles de particules, Alloul-Marmor (2002).

En effet, on peut voir ci-dessus qu'il faut une vitesse d'écoulement d'environ 10m.s^{-1} pour que des particules de $5\mu\text{m}$ soient réentraînées. Pour notre étude, on peut donc considérer que les particules $\leq 2\mu\text{m}$ restent collées sur les parois ne seront pas réentraînées (vitesse d'écoulement $\leq 1\text{m.s}^{-1}$). L'ensemble des forces présentées ici agit sur les particules et est les causes de leurs mouvements dans l'air. Cependant, selon le cas traité, certaines forces deviennent négligeables devant les autres. Par exemple, en l'absence d'un gradient de température élevé, on négligera les forces de thermophorèse.

Suite à ce paragraphe concernant l'interaction particule-paroi, nous allons aborder la partie 2 dans laquelle sera traitée l'approche globale que nous avons adoptée. Une fois le problème posé, la modélisation des échanges particulaires sera faite et accompagnée d'une synthèse bibliographique.

II Approche globale du dépôt des particules intérieures - Etude bibliographique

Lorsqu'une particule arrive dans une ambiance ventilée du bâtiment (figure II.1), elle est transportée sous l'action locale des écoulements de l'air et des différentes forces (diffusion moléculaire, gravité, forces radiométriques...) qui peuvent s'exercer sur elle, l'amenant parfois à entrer en contact avec les parois : Quel est alors le pouvoir captant des parois ? Quel rôle peut alors jouer les revêtements vis-à-vis des particules qui ont été dispersées dans l'ambiance et mis au contact des parois ?

Les revêtements vont certainement selon leur spécificité (nature du constituant, rugosité,...) contribuer à décharger l'air ambiant de ses particules (se comporter comme de véritables pièges à particules), mais dans quelle proportion et comment s'établit cette proportion ? Cette spécificité des revêtements que l'on vient d'évoquer va-t-elle selon le diamètre des particules, mais aussi selon le niveau d'agitation de l'air (pour une température et un taux d'humidité relative de l'air rigoureusement contrôlés), rester plus ou moins déterminante face au polluant véhiculé par l'air ? Comment rendre adimensionnel le problème posé ? C'est à de telles questions que nous allons apporter des éléments de réponse par le biais d'une campagne d'expérimentations menées au LEPTAB, et qui se base sur une modélisation globale des phénomènes coexistants. L'ensemble des phénomènes agissant sur le dépôt des particules sur les parois solides (parmi ces phénomènes : la ventilation de l'ambiance, la rugosité des parois, leur texture,) va affecter un paramètre unique « *la constante de dépôt* » qui va être mesurée expérimentalement et que l'on va définir ci-après.

II. 1 Modélisation des échanges particulaires de l'air intérieur

La concentration particulaire de l'air intérieur dépend de plusieurs paramètres. En effet, l'échange avec l'air extérieur (caractérisé généralement par le taux de renouvellement d'air), la présence d'une source interne de polluants particulaires et les interactions avec les parois (phénomènes de dépôt, de ricochet ou bien de remise en suspension) influencent énormément

la concentration en particules dans l'ambiance intérieure Abadie (2000). La figure II.1 illustre les différents échanges particulaires à l'intérieur d'une enceinte.

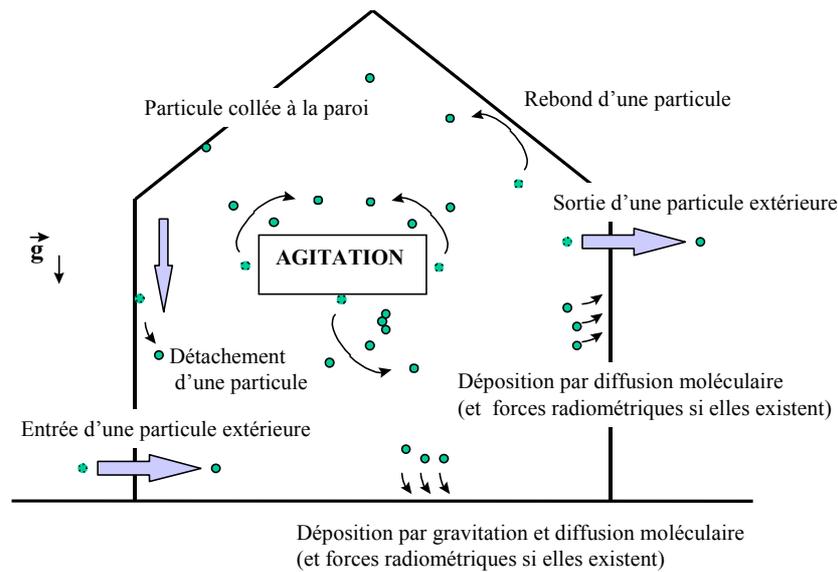


Figure II.1 : Mouvement des particules dans une enceinte

II.1.1 Equation de bilan de conservation massique

Le bilan de conservation massique du polluant particulaire dans une enceinte mono zone peut être exprimé par la relation suivante, Nazaroff (1993) :

$$\frac{dC_i}{dt} = f\lambda_r C_{ext} - \lambda_r C_i - \lambda_{de} C_i - \lambda_R C_{Di} + S_i \quad (II.1)$$

Avec :

C_i : concentration intérieure en particules dans l'air (kg ou nombre m^{-3}),

C_{ext} : concentration extérieure en particules dans l'air (kg ou nombre m^{-3}),

C_{Di} : concentration en particules déposées (kg ou nombre m^{-3})

S_i : source interne de particules (kg ou nombre $m^{-3} s^{-1}$)

λ_r : coefficient de renouvellement d'air (s^{-1}),

f : coefficient de pénétration,

λ_{de} : paramètre de dépôt (s^{-1}),

λ_R : paramètre de remise en suspension (s^{-1}).

Les deux premiers termes de l'équation (II.1) correspondent aux échanges entre l'intérieur et l'extérieur, l'air pollué extérieur pénètre dans la zone par le système de ventilation ou par les différentes ouvertures, et une partie de l'air intérieur sort de cette zone par extraction. Les deux termes suivants modélisent l'interaction avec les parois (dépôt et remise en suspension). Le dernier terme correspond à la présence d'une source de particules à l'intérieur de la zone d'étude.

II.1.2 Coefficient de pénétration de la pollution extérieur

Le coefficient de pénétration f est défini par la relation suivante :

$$f = \frac{C_{ext}}{C_{int/ouv}} \quad (II.2)$$

Avec :

C_{ext} : concentration extérieure en particules dans l'air (kg ou nombre m^{-3}),

$C_{int/ouv}$: concentration intérieure en particules dans l'air au niveau de l'ouverture (kg ou nombre m^{-3}).

Ce coefficient traduit donc le pourcentage de particules extérieures que l'on retrouve effectivement à l'intérieur du volume d'étude. Loewenstein [LOE 90] évalue ce coefficient pour un hôpital de la région parisienne à 30% pour les particules inférieures à $10\mu m$. Pour la même taille de particules, Koutrakis [KOU 92] et Thatcher [THA 95] obtiennent un coefficient de 100%. Cette dernière valeur est communément admise pour les particules inférieures à $10\mu m$.

II.1.3 Paramètre de dépôt

Le paramètre de dépôt λ_{de} , peuvent être calculées par le produit de la vitesse globale de dépôt et de la surface intérieure de paroi, divisé par le volume total de la zone.

$$\lambda_{de} = \frac{S}{V} V_d \quad (\text{II.3})$$

Avec :

S : surface intérieure (m^2),

V : volume total (m^3),

V_d : vitesse globale de dépôt (ms^{-1}).

La vitesse globale de dépôt est définie comme le rapport entre la densité de flux net, J d'une espèce vers une surface, et la concentration, C_i , de l'espèce dans l'air :

$$V_d = \frac{J}{C_i} \quad (\text{II.4})$$

II.1.4 Paramètre de remise en suspension

L'évaluation du paramètre de remise en suspension est difficile. En effet, plusieurs paramètres sont mis en jeu, le type d'écoulement d'air existant à l'intérieur des bâtiments (vitesse d'écoulement, intensité de la turbulence...), l'activité humaine et la température jouent un rôle dans la remise en suspension des particules déjà déposées. Lengweiler et al. [LEN 99] ont montré que le fait de ne pas prendre en compte la remise en suspension, pour des particules de talc (de diamètre compris entre 1 et 30 μm), implique une surévaluation du dépôt donc une sous estimation de la concentration en particules dans l'air de l'ordre de 40% après une période de 5h dans une salle de dimensions classiques.

Monn et al. [MON 99] ont étudié la pollution particulaire dans l'air à l'intérieur de deux résidences (situées en agglomération et en quartier résidentiel). Ils ont montré que l'activité humaine conduit à une augmentation de la concentration pour les particules fines ($< 0.4 \mu m$)

et grosses ($> 12.5 \mu m$) mais aucun changement n'est observé pour les particules de taille intermédiaire. Une étude effectuée dans 11 écoles et 16 crèches au Danemark [KIL 99] conclut qu'il est très difficile, voir impossible, de prédire la remise en suspension en fonction de la quantité de particules déposées et de l'activité. Cependant, il est indéniable que l'activité des personnes influe sur la concentration en particules dans l'air. Ainsi, Jansson [JAN 99] montre que la quantité de particules dans l'air de taille supérieure à $1.0 \mu m$ est multipliée par dix lorsque les expérimentateurs sont présents pendant les mesures. Dans le même cadre, de nombreuses campagnes de mesures sont effectuées essentiellement dans les écoles et les crèches [PRI 99]. Bon, jusqu'à maintenant, il n'existe pas de modèle permettant de calculer le paramètre de remise en suspension indépendamment du paramètre du dépôt.

Les phénomènes de dépôt et de remise en suspension étant très difficiles à évaluer indépendamment l'un de l'autre, il est habituel comme le souligne LANGE C. [LAN, 95] de considérer un effet global λ_d (dépôt).

$$\lambda_{de}C_i + \lambda_R C_{Di} \approx \lambda_d C_i \quad (\text{II.5})$$

L'équation II.1 devient :

$$\frac{dC_i}{dt} = f\lambda_r C_{ext} - \lambda_r C_i - \lambda_d C_i + S_i \quad (\text{II.6})$$

Si tous les paramètres sont constants, la solution de cette équation est :

$$C_i(t) = C_{ext} \frac{\lambda_r}{\lambda_r + \lambda_d} (1 - \exp(-(\lambda_r + \lambda_d)t)) + C_i(0) \exp(-(\lambda_r + \lambda_d)t) + S_i(t) \quad (\text{II.7})$$

Par la connaissance de la constante de décharge (λ_d) on peut déterminer la concentration en particules dans l'air d'une enceinte.

On utilise également la vitesse de dépôt V_d pour décrire le phénomène de dépôt particulaire dans une enceinte :

$$V_d = \lambda_d \times \frac{V}{S} \quad (\text{II.8})$$

Cette vitesse de dépôt permet une comparaison directe du phénomène de dépôt entre différents lieux de mesures puisqu'elle tient compte des caractéristiques géométriques de l'enceinte.

Le calcul de la constante de dépôt est très délicat. Elle dépend de plusieurs paramètres qui caractérisent les particules, l'écoulement d'air et les revêtements des parois. Plusieurs chercheurs ont essayé de caractériser le paramètre de dépôt particulaire. La partie suivante sera consacrée à l'étude bibliographique du dépôt particulaire.

II.2 Résultats bibliographiques

Plusieurs études ont été effectuées soit en modèles réduits ou en site réel afin de déterminer cette constante de dépôt. La figure (II.2) et la figure (II.3) [Lai, 02] représentent les valeurs expérimentales pour les modèles réduits alors que la figure (II.4) et la figure (II.5) représentent les résultats dans des pièces de dimension courante pour différentes tailles des particules. Les détails des conditions d'expérimentation sont répertoriés dans le tableau II.1.

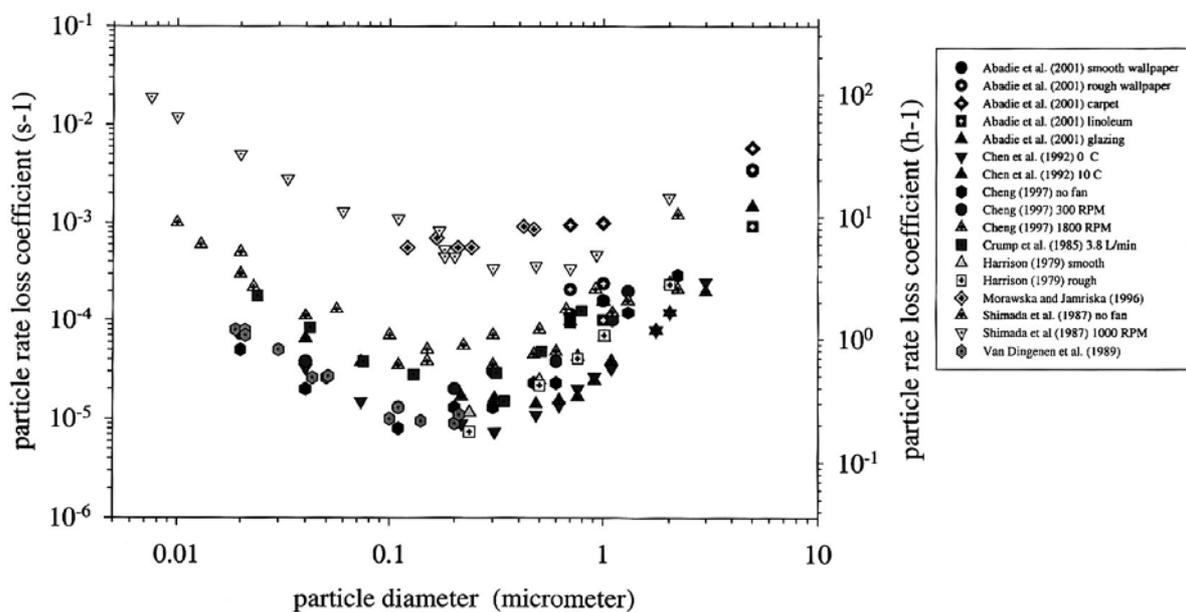


Figure II.2 : Constantes de dépôt dans des enceintes de petite taille, Lai (2002).

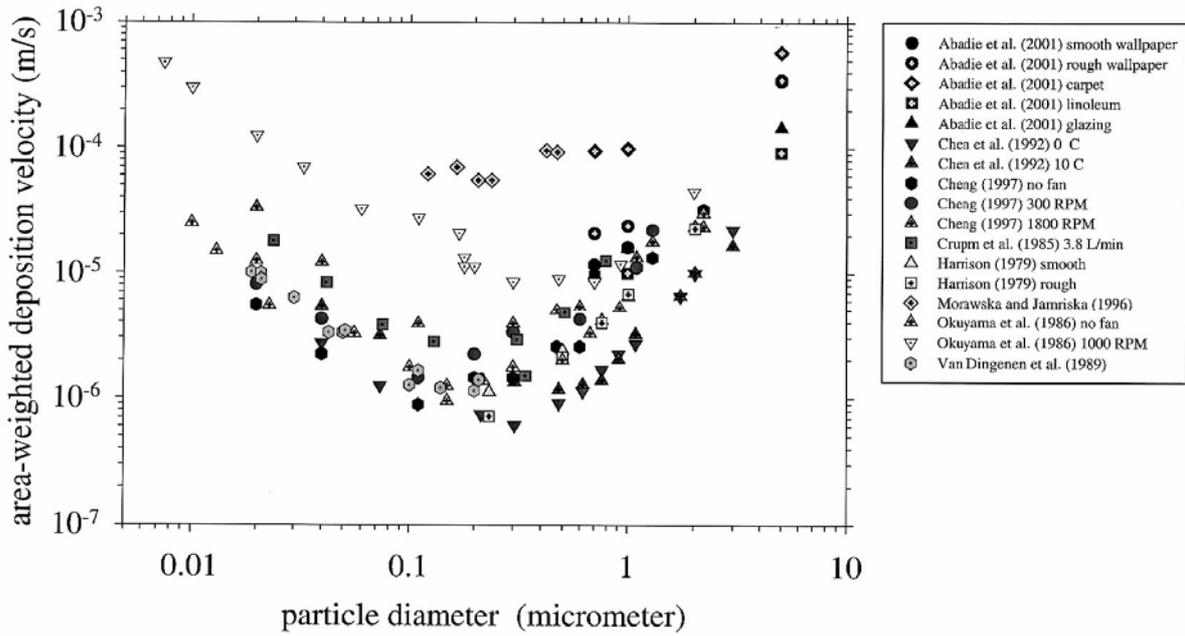


Figure II.3 : Vitesse de dépôt dans des enceintes de petite taille, Lai (2002).

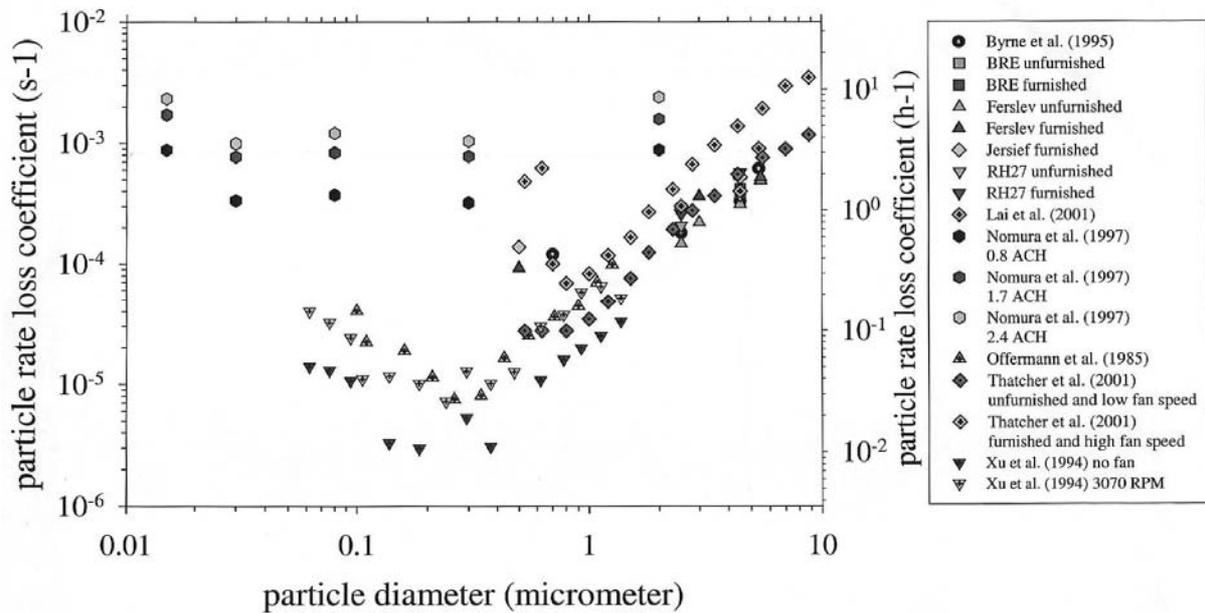


Figure II.4 : Constantes de dépôt dans des enceintes (échelle 1) ou des maisons, Lai (2002).

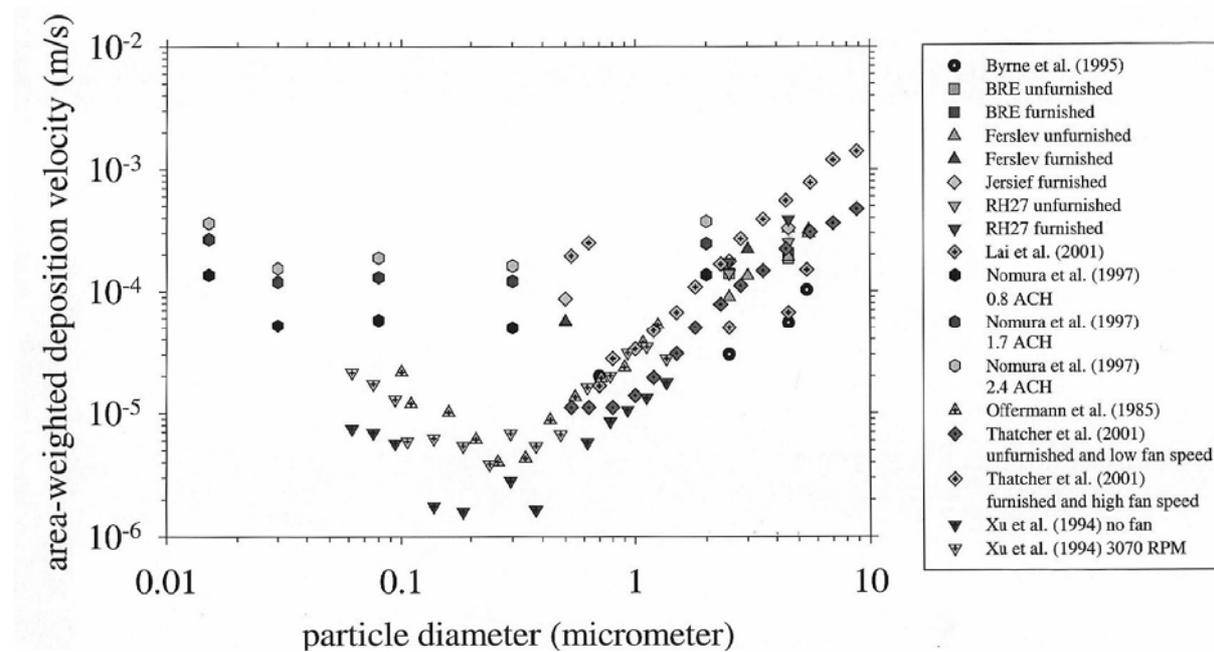


Figure II.5 : Vitesses de dépôt dans des enceintes (échelle 1) ou des maisons, Lai (2002).

La comparaison des différents résultats montre bien une grande dispersion des valeurs de constante de dépôt trouvée par les auteurs. Les valeurs de Morawska et Jamriska (1996) sont très élevées comparées aux autres valeurs (figures II.2 et II.3). Ceci est dû au fait que chaque auteur a travaillé dans des conditions différentes de l'autre. Différents mécanismes de brassage du volume, rugosités des parois, températures, Parfois le brassage est dû à la convection naturelle (Chen et al., 1992 ; Harrison, 1979 ; Van Dingenen et al., 1989) ou à un flux continu (Crump et al., 1983 ; Morawska et Jamriska, 1996), ou bien le brassage se fait par une hélice [ABA 00]. Les ratios de volume peuvent varier d'un facteur 30 (tableau II.1). En plus, il est difficile de caractériser les expériences antérieures du fait du manque de certains paramètres (température, différence en température de paroi et air, présence de forces externes, la rugosité des surfaces ou la turbulence de l'air) pourtant tous ces paramètres ont une influence sur l'évaluation de la constante de dépôt.

Plusieurs travaux ont été effectués en sites réels [PRM 99, Fogh et al. 97, BYR 95.....]. Cependant l'inconvénient majeur concernant les mesures sur site est qu'elles sont difficilement extrapolables à d'autres configurations géométriques et aérodynamiques. Le Tableau II.1 résume l'ensemble des conditions expérimentales, de quelques études antérieures, aussi bien pour les

cellules test que pour les maisons. La taille des particules étudiée y est reportée ainsi que les caractéristiques géométriques du volume étudié et le mécanisme de brassage.

Tableau II.1 : Résumé des conditions expérimentales.

Auteurs	Taille des particules (μm)	Dimension enceinte (m) Et surface/volume (m^{-1})	Mécanisme de brassage	Type d'enceinte et Texture des parois
Abadie et al. (2001)	0.7, 1 et 5	0.6x0.6x0.6, S/V=10	Hélice de brassage	Cellule test, lisse
Byrne et al. (1995)	0.7, 2.5, 4.5 et 5.4	2x2x2, S/V=2	Hélice de brassage	Cellule test, lisse
Chen et al. (1992)	0.04 - 3	165L cylindre, S/V=12	Convection naturelle	Cellule test, lisse
Cheng (1997)	0.005 - 2.2	161L sphère, S/V=9	Hélice de brassage	Cellule test, lisse
Crump et al. (1983)	0.024 - 0.3	118L sphère, rugueuse, S/V=10	Flux continu 2.1L et 3.8L/min	Cellule test, lisse
Harrison (1979)	0.2 - 2	0.2m ³ , S/V=10.3	Convection naturelle	Cellule test, lisse et sable
Lai et al. (2001)	0.7, 2.5, 4.5, et 5.4	2x2x2, S/V=2	3 hélices de brassage	Cellule test, lisse et pseudo-3D éléments
Morawska et Jamiriska (1996)	0.12 - 0.5	1.44x1.44x1.44, S/V=4.2	Flux continu 0.37 et 0.74 vol/h	Cellule test, lisse
Nomura et al. (1997)	0.015, 0.03, 0.08, 0.3 et 2	0.75x0.75x1.8, S/V=6.4	Flux continu 0.8, 1.7 et 2.4 vol/h	Cellule test, lisse
Offermann et al. (1985)	0.09 - 1.25	4.56*3.38*2.37, S/V=1.87	Ventilation naturelle	Maison test
Okuyama et al. (1986)	0.01 - 0.2	2.6L cylindre, S/V=40	Hélice de brassage différentes vitesses	Cellule test, lisse
Fogh et al. (1997)				
1. BRE	2.5 et 4.5	32.1m ³ , S/V=2.05	Hélice de brassage	Avec et sans mobilier
2. Ferslev	0.5, 3, 4.5 et 5.5	74m ³ , S/V=1.64	arrêtée après brassage initial	Avec et sans mobilier
3. Jersie	0.5, 2.5, et 4.5	77.5m ³ , S/V=1.59	ensuite	Avec mobilier
4. RH27	2.5 et 4.5	98.8m ³ , S/V=1.47	ventilation naturelle	Avec et sans mobilier
Xu et al. (1994)	0.06 - 1.5	4.56x3.38x2.37, S/V=1.87	4 hélices de brassage	Maison sans mobilier
Van Dingenen et al. (1989)	0.019 - 0.21	230L sphère, S/V=7.89	Convection naturelle	Cellule test, lisse
Thatcher et al. (2002)	0.5 - 10	2.2x2.7x2.4, S/V=2.48	4 hélices de brassage	Cellule test, avec et sans mobilier

II.3 Constat et démarche proposée

Lorsque l'on regroupe différents auteurs qui ont mesuré le paramètre de dépôt, on s'aperçoit de la grande dispersion des résultats obtenus par les différents auteurs (figure II.2-5). Il est donc indispensable aujourd'hui :

- de contrôler les paramètres influents, tels que la température ambiante le taux d'humidité relative de l'air, le niveau d'agitation de l'air....
- d'addimensionner le problème afin de permettre sa généralisation.

Pour cela, nous avons mis en place un dispositif analogue à celui de [ABA 00] pour effectuer une campagne de mesures de la constante de dépôt mais avec un contrôle rigoureux de la température, du taux d'humidité relative, des caractéristiques des revêtements ainsi que le niveau d'agitation d'air à l'intérieur de l'enceinte de mesure. De plus, nous avons travaillé sur des particules fines dont le diamètre varie entre 0.3 et 2 μm car dans cet intervalle les risques sanitaires sont importants. La partie 3 proposée ci-après, concerne donc une évaluation plus rigoureuse du dépôt particulaire sur différents revêtements pour lesquels des critères à la fois macroscopiques mais également microscopiques ont été déterminés.

III Etude expérimentale du dépôt des particules à l'intérieur des bâtiments

L'évaluation du dépôt des particules de l'air intérieur va être réalisée expérimentalement grâce à un dispositif en volume réduit. Plusieurs expérimentations vont être effectuées pour déterminer le pouvoir captant de divers revêtements de parois des bâtiments. Notre démarche consiste à réaliser l'étude avec un contrôle rigoureux de plusieurs paramètres influençant le dépôt des particules intérieures (température, taux d'humidité relative, caractéristiques des revêtements ainsi que le niveau de brassage d'air à l'intérieur de l'enceinte de mesure). Pour simuler le polluant, les particules choisies ont un diamètre variant entre 0.3 et $2 \mu m$. Suite à l'évaluation quantitative du paramètre de dépôt traduisant l'interaction particules parois une adimensionnalisation du problème va être effectuée pour une meilleure généralisation des résultats.

III.1 Description de l'expérimentation

III.1.1 Principe et mise en place du dispositif expérimental

Le principe expérimental consiste à injecter des particules dans un volume confiné où l'air est brassé par un agitateur. Au cours du temps, la décharge de l'air en particules va être mesurée grâce à un compteur optique. Dans un premier temps nous avons assemblé le dispositif expérimental présenté sur la figure III.1. Il est composé : d'une enceinte expérimentale munie de son agitateur à hélice, de deux compteurs de particules pilotés par ordinateur et d'un générateur d'aérosol.

- Enceinte expérimentale

L'enceinte d'étude est de dimensions $0.5 \times 0.5 \times 0.5 m$, ses parois intérieures peuvent être recouvertes par différents revêtements. L'agitateur à hélices placé en partie centrale permet de créer un écoulement d'air ascendant assurant les cycles de brassage de l'air intérieur et l'homogénéisation de la concentration en particules pendant toute la durée de l'expérimentation. Il faut noter que l'agitateur est doté d'un affichage numérique permettant de choisir avec précision la vitesse de rotation de l'hélice. Un tube d'injection des particules

est placé à 15 cm de l'axe de l'agitateur. Un tube de prélèvement relié à un compteur de particule (GRIMM G 1.108) est positionné symétriquement par rapport à l'agitateur.

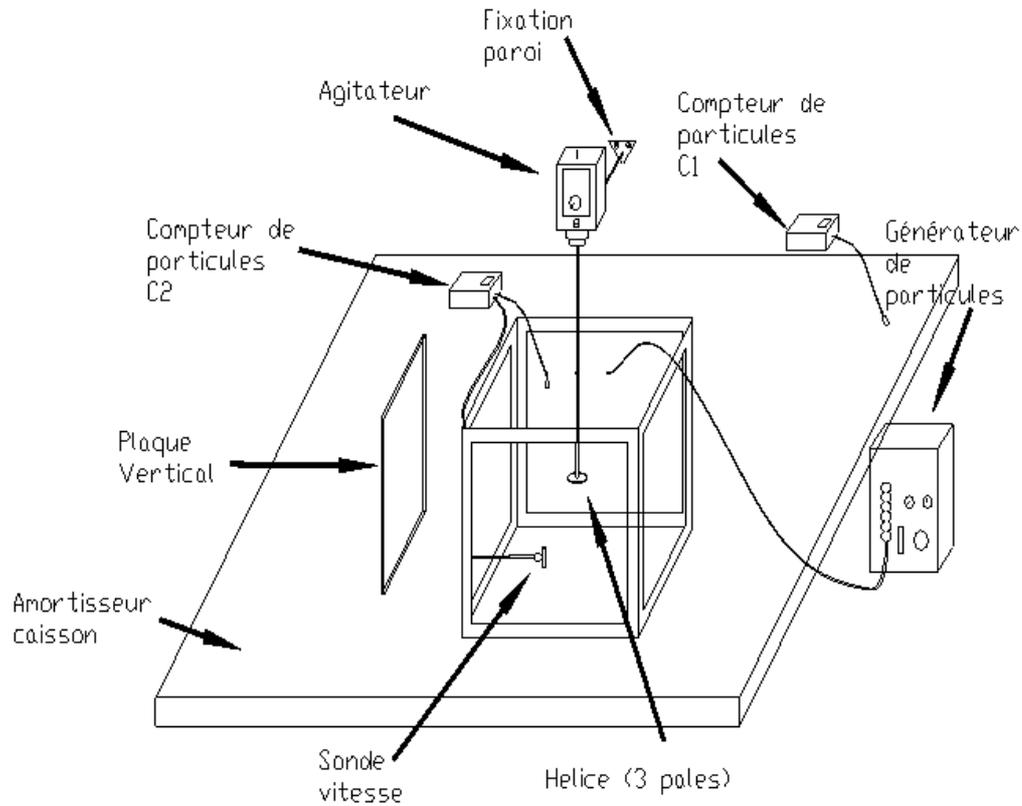


Figure III.1 : Schéma du dispositif expérimental



Figure III.2 : Dispositif expérimental

- Compteurs de particules

Les compteurs de particules sont des GRIMM G 1.108 (figure III.3). La mesure est exprimée en nombre de particules par litre ou en masse. La résolution est de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et la concentration limite de $100 \text{ mg}/\text{m}^3$. L'air est échantillonné par une sonde isocinétique. Il est aspiré par une pompe de débit constant et ajusté (1,2 litres/minute), puis passe dans la cellule de mesure optique. Lorsqu'une particule entre dans la cellule de mesure, elle traverse le faisceau laser et produit une diffraction de la lumière qui est mesurée dans un angle de 90° par un photo détecteur. Un analyseur de pics permet ensuite de classifier les particules selon leur taille. L'ensemble de l'air échantillonné est récupéré par un filtre, permettant ainsi une analyse gravimétrique ou chimique de la poussière récoltée (celle-ci n'est pas prévue dans le cadre de cette étude, car l'enceinte une fois filtrée grâce à de l'air comprimé sec dépourvu de toute particule, va êtreensemencée de particules de latex calibrées bien déterminées).



Figure III.3 : GRIMM G 1.108

Spécifications :

Mesure en temps réel : remise à jour toutes les 6 secondes, 1 minute ou plus.

Tailles mesurées : de 0,3 à 20 microns sur 15 canaux différents.

Gamme : de 0 à 2.000.000 particules/litre.

Débit : 1,2 litres/minute.

Affichage : 2 x 16 caractères.

Données supplémentaires : date, heure, identification, moyenne, alarme, batterie, taille sélectionnée peuvent être affichées.

Carte mémoire : de 16 K à 1 Mb en option (1 jour à 1 an).

Dimensions : 12 x 10 x 6 cm.

Poids : 1,5 Kg avec batterie.

Filtre : téflon diamètre 47, interchangeable.

Port : série RS 232.

Logiciel : logiciel sous Windows permettant de récupérer les mesures en temps réel ou à l'aide de la carte mémoire.

Les résultats sont présentés sous forme numérique, graphique, statistique ou zooming (15 canaux de taille en p/l ou en masse $\mu\text{g}/\text{m}^3$; convention hygiène industrielle NFEN481 inhalable, thoracique et alvéolaire ; ou EPA PM10, PM2.5 et PM1 ; conditions opérationnelles du compteur ; analyse statistique).

En plus de la concentration des particules, le GRIMM G 1.108 donne aussi l'évolution de la température, la vitesse et l'humidité au cours de l'expérience à l'aide d'une sonde de mesure. Les GRIMM G 1.108 utilisés sont les plus récents que nous ayons au LEPTAB (acheté en décembre 2004), leur étalonnage a été réalisé par la société Intertek qui commercialise ce type d'appareil.

- Générateur de particules

La génération des particules s'effectue au moyen d'un générateur de particules de type HIAC/ROYCO modèle 256 (les particules sont des microsphères de polystyrène latex en solution). Le schéma de principe est montré par la figure III.4 ci-après. L'air comprimé est utilisé comme source à la fois pour le déshumidificateur et pour l'atomiseur. Le contrôle des débits d'air passant par ces deux éléments est effectué au moyen de valves de régulation associées à des manomètres.

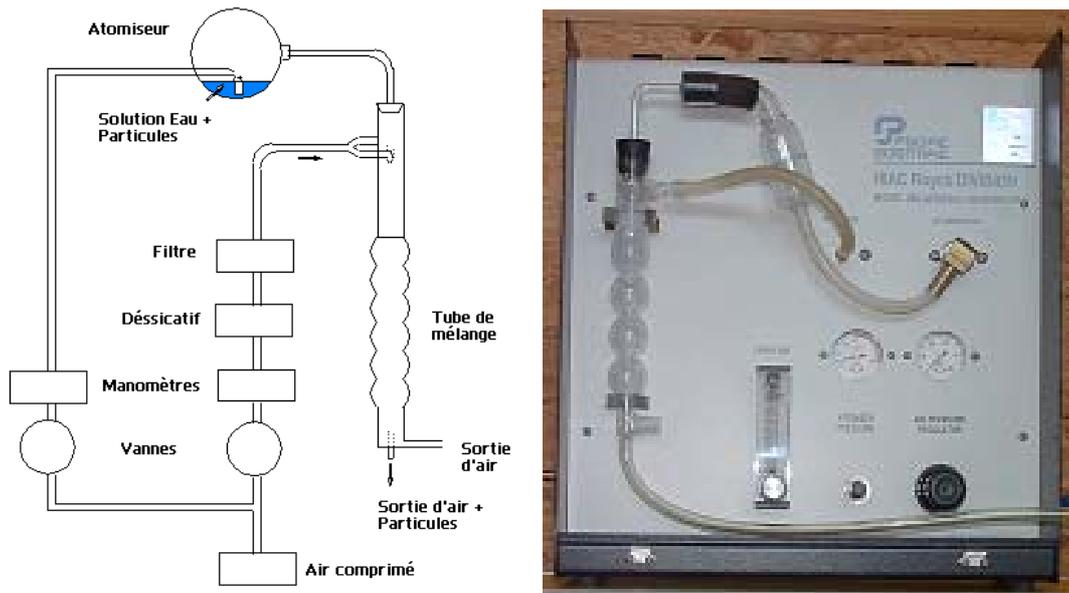


Figure III.4 : Générateur de particules de type HIAC/ROYCO modèle 256

Le déshumidificateur est un cylindre en aluminium rempli de billes de sulfate de calcium anhydre (dessicatif). L'air qui en ressort est sec et passe alors à travers un filtre à $0.45 \mu\text{m}$ pour éliminer les particules trop grosses. Cet air propre et sec est alors injecté dans le mélangeur.

L'atomiseur est une petite pompe à jet. L'écoulement d'air entrant dans la sphère de verre crée une réduction partielle de la pression au niveau du petit tube dont l'extrémité est immergée dans la solution diluée de particules de latex et d'eau distillée. Cette dépression implique la montée de la solution dans le tube qui est ainsi éjectée sous la forme d'un jet. Les gouttes d'eau et de particules mêlées arrivent alors dans le mélangeur.

Le fait que l'air provenant du déshumidificateur est injecté en deux points (symétriquement en haut du mélange) implique un mouvement hélicoïdal de cet écoulement provenant de l'atomiseur. Le mélangeur comprend plusieurs resserrlements ce qui fait que l'air de l'atomiseur et l'air sec se mélangent tout le long du parcours. A l'extrémité du mélangeur, l'air chargé en particules s'évacue par la sortie située dans l'axe longitudinal, et le supplément d'air, non pollué, est injecté par la sortie latérale.

La concentration en particules à la sortie du générateur est régulée par le contrôle de la pression au niveau de l'atomiseur, de la concentration en particules de la solution eau distillée-particules de latex, et de la quantité d'air sec. De nombreux essais ont du être effectués afin de déterminer les bons réglages, en particulier les bonnes concentrations du mélange initial, qui diffèrent d'un type de particules à l'autre.

III.1.2 Choix du polluant et des revêtements

Les particules générées sont des sphères de latex de diamètre compris entre 0.3 et 2 μm (tableau III.1). Le choix des tailles des particules est motivé par leur présence à l'intérieur des bâtiments et par leurs effets nuisibles sur la santé, elles sont en effet susceptibles d'accéder jusqu'aux alvéoles pulmonaires.

Tableau III.1 : Tailles des polluants

<i>Polluants : microsphères polystyrène LATEX</i>					
<i>Diamètres(μm)</i>	0.35	0.53	0.7	1	2

Les revêtements des ambiances intérieures des bâtiments sont de nature et de forme multiples. Néanmoins, on peut classer ces différents revêtements en six grandes familles [ABA 00] : les peintures, les sols plastiques, les sols textiles, les revêtements céramiques, les revêtements en pierre et les parquets auxquelles il faut ajouter les revêtements de type papier peint. Cette hétérogénéité à l'intérieure des bâtiments présente une réelle difficulté pour l'évaluation du dépôt particulaire. Pour la présente étude neuf revêtements ont été choisis, le papier peint lisse et rugueux, le linoléum lisse et antidérapant, le plexiglas, le plâtre et le bois contre-plaqué et aggloméré et enfin le ciment (tableau III.2). Ces revêtements constituent une part importante des revêtements intérieurs des résidences. Le choix est motivé par le fait que chaque revêtement est différent de l'autre soit par l'état de surface (la couche extérieure des revêtements), le type de fabrication, le degré de finition, c'est l'état de finition qui définira le caractère plus ou moins lisse de la surface, ou par la nature de la matière de base (certaines matières comme le plexiglas ou le lino pouvant favoriser les phénomènes électrostatiques).

Tableau III.2 : Revêtements étudiés

<i>Revêtements</i>				
Bois contre-plaqué	Bois aggloméré	plexiglas	Lino antidérapant	Lino lisse
Papier peint rugueux	Papier peint lisse	plâtre	ciment	

Les caractéristiques des revêtements données habituellement par les fabricants ne sont pas suffisantes pour l'étude du dépôt. En effet, il est nécessaire de déterminer correctement la surface réelle de dépôt pour l'évaluation de la vitesse de dépôt. C'est le but du paragraphe suivant.

III.1.3 Analyse de surface

III.1.3.1 Méthodes d'analyse de surfaces

On distingue plusieurs méthodes d'analyses plus ou moins précises et plus ou moins adaptées au type de revêtement à étudier. Pour ces analyses, on utilise différents types de capteurs :

- les capteurs mécaniques composés d'un stylet pivotant muni à une extrémité d'une pointe diamant reposant sur la surface à analyser et d'un système de mesure de déplacement du bras. La mesure du déplacement utilise le plus souvent un principe inductif. Un noyau ferrite solidaire du stylet se déplace dans une bobine à deux enroulements, le conditionneur du capteur effectuant l'excitation de la première bobine et la détection synchrone du signal induit sur la deuxième bobine. On représente ainsi les différences de bosses et de creux le long d'une ligne.

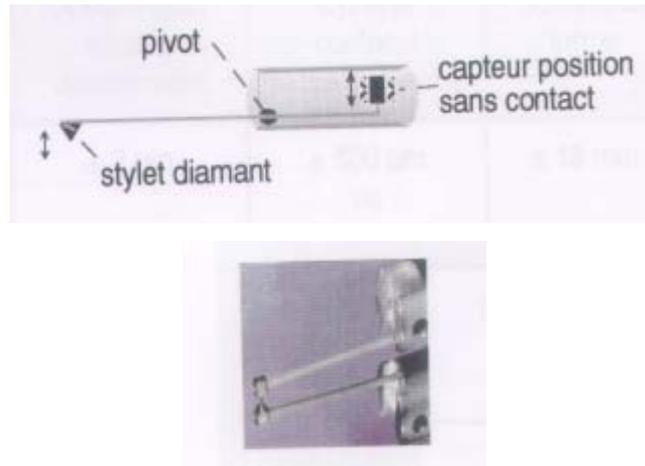


Figure III.5 : Stylet pivotant

- les capteurs optiques laser de rugosité utilisant le principe d'asservissement des têtes de compact disque. Ils sont constitués d'un bloc optique assurant la focalisation fixe d'un faisceau laser sur la surface et projetant le faisceau réfléchi sur des photodiodes, et d'un système de déplacement vertical permettant l'asservissement du point de focalisation.

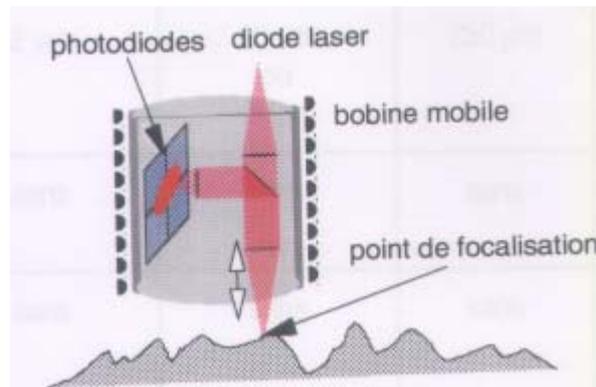


Figure III.6 : Capteur optique laser

- les capteurs optiques lumière blanche de rugosité utilisant l'aberration chromatique d'une lentille. Une source blanche est focalisée sur la surface par un ensemble optique présentant une forte aberration chromatique. L'altitude de la surface est déterminée par une analyse spectrale de la lumière rétro - diffusée par cette surface.

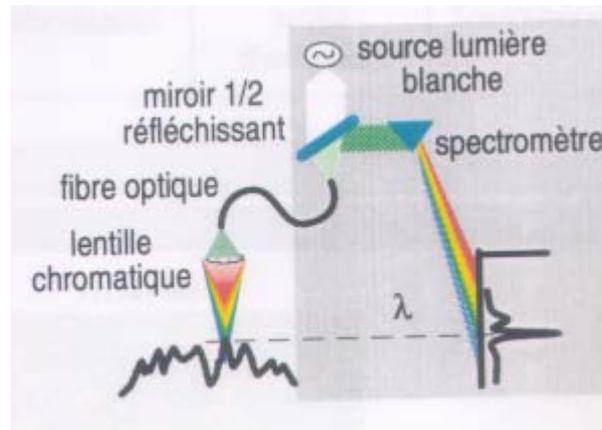


Figure III.7 : Capteur optique lumière blanche

- les capteurs optiques à triangulation. Leur principe est fondé sur la mesure de l'angle d'observation d'un faisceau laser projeté sur la surface.

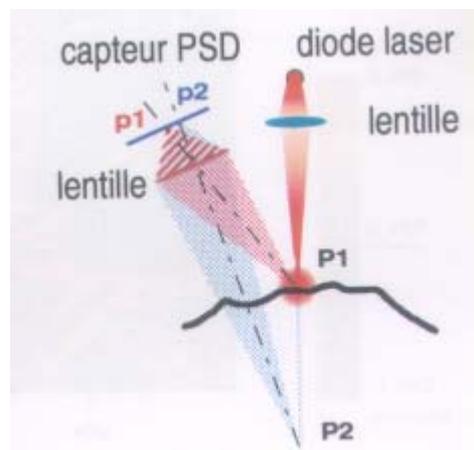


Figure III.8 : Capteurs optiques à triangulation

Le choix de la méthode d'analyse est fonction du type de revêtement ainsi que de la précision des informations à obtenir.

III.1.3.2 Analyses des revêtements étudiés

L'analyse des surfaces des revêtements a été effectuée à l'aide d'un capteur mécanique. Les données brutes sont ensuite sauvegardées sur le système de traitement informatique afin d'être traitées en temps différé. La figure III.9 représente le matériel utilisé. Il s'agit du MMB (Microscope Mécanique à Balayage). C'est un outil d'observation et de caractérisation des états de surface. Il mesure les variations d'altitude de la surface des matériaux et quantifie la topographie à l'aide d'outils issus de la statistique, du traitement de signal ou du traitement d'image. La conception du Microscope Mécanique à Balayage est modulaire, ces derniers sont composés de trois sous ensembles :

- L'unité de mesure est constituée par :
 - un ou plusieurs capteurs de rugosité tactile ;
 - un module électronique assurant le conditionnement et l'amplification du signal capteur ;
 - une carte de conversion analogique/numérique (CAN).

- L'unité de déplacement, assurant le positionnement et le déplacement de l'échantillon, est constituée par :
 - deux moteurs croisés pas à pas (mouvement plan ou circulaire pour la mesure de cylindre) ;
 - un module d'alimentation moteur ;
 - une carte de pilotage moteur (S.M.C.) pouvant gérer jusqu'à 4 axes.

- L'ensemble informatique (matérielles et logicielles) assurant le contrôle de l'acquisition des données et leurs exploitations. Il permet de réaliser des acquisitions 2D et 3D. il dispose aussi de fonctions de redressement, de filtrage, de calcul de paramètres de rugosité et d'édition haute résolution des représentations tridimensionnelles.

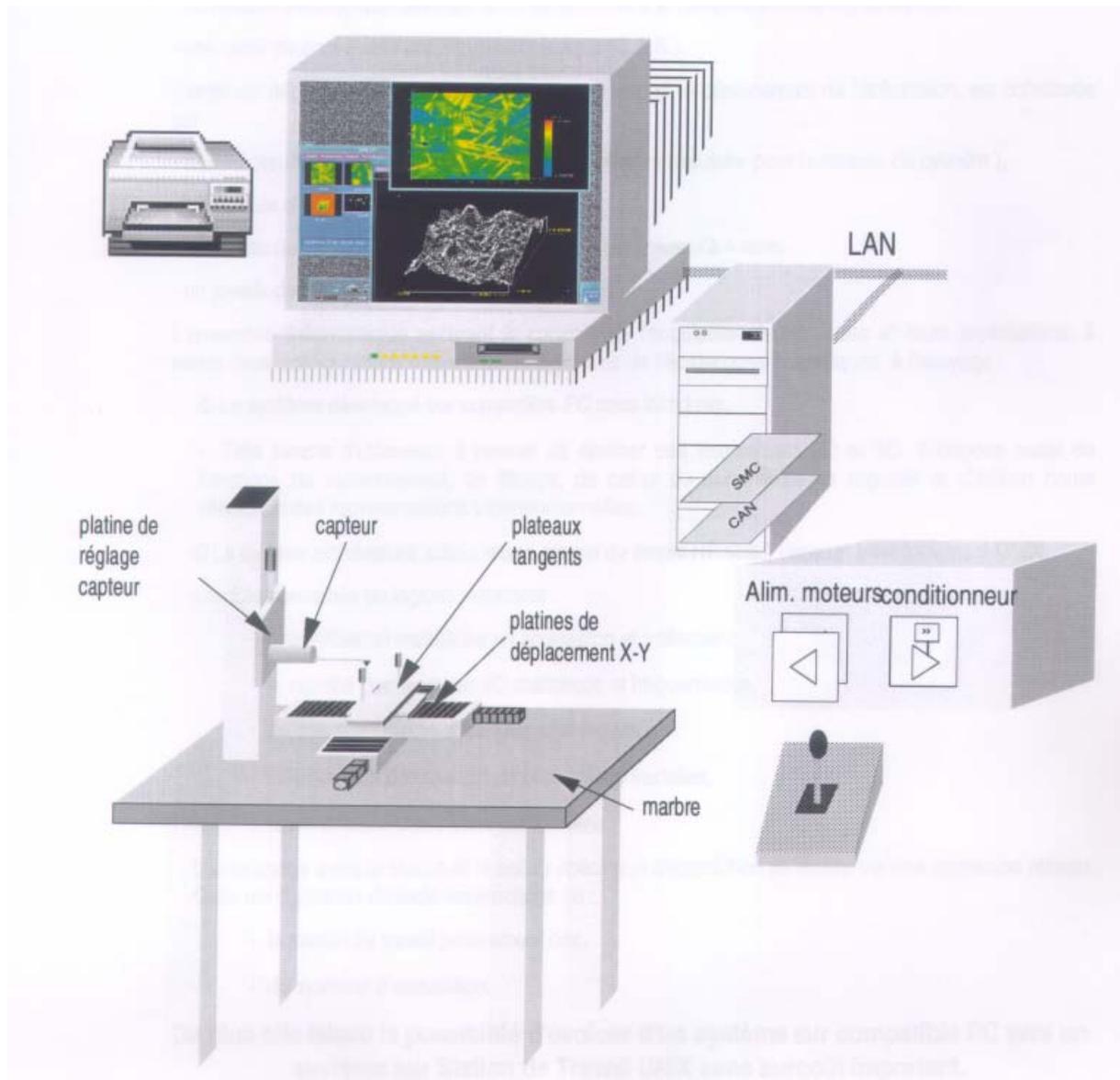


Figure III.9: Matériel utilisé pour mesurer la rugosité des revêtements.

Les revêtements étudiés présentant une grande disparité en terme de topographie macroscopique, il a été réalisé une acquisition tridimensionnelle de 5,11 x 5,11 mm avec une résolution latérale de 10 microns. Chaque surface est redressée par une surface polynomiale des moindres carrés (4^{ème} ordre) afin d'éliminer le galbe de la surface. Afin d'illustrer différents types de caractérisation d'état de surface, il a été calculé successivement sur chaque échantillon les différents paramètres d'amplitude de rugosité dont les valeurs sont regroupées dans le tableau III.3, correspondant à des critères macro géométriques compte tenu du grain de la surface. Ainsi, pour plus de détaille et de précision, des paramètres de micro rugosité ont été déterminés. Pour cela, il a été réalisé un filtrage spatial à une longueur de coupure de 0,8 mm afin de calculer les critères correspondants dans le tableau III.4.

Tableau III.3 : Critères de macro rugosité des revêtements

<i>Echantillon</i>	<i>Plexiglas</i>	<i>Lino lisse</i>	<i>Lino antidérapant</i>	<i>Papier peint lisse</i>	<i>Papier peint rugueux</i>	<i>Bois aggloméré</i>	<i>Bois Contre plaqué</i>	<i>Plâtre</i>	<i>Ciment</i>
<i>Critères</i>									
<i>Rt (µm)</i>	11.50	27.60	88.70	84.60	367.40	48.80	132.10	175.40	582.50
<i>Ra (µm)</i>	0.10	3.38	7.52	14.70	40.44	4.20	8.72	14.31	25.93
<i>Rq (µm)</i>	0.18	4.21	10.08	17.02	49.22	5.47	11.80	18.48	35.29
<i>Rsk</i>	10.93	0.07	1.43	0.10	-0.06	-1.27	-0.88	0.33	-0.78
<i>Rek</i>	338.12	2.76	5.59	1.95	2.56	5.10	5.49	3.87	10.58
<i>Sd (%)</i>	100.01	100.09	100.75	101.93	104.25	103.92	105.29	101.65	104.49
<i>Rp (µm)</i>	8.34	14.52	63.28	44.71	200.55	11.65	58.93	78.32	177.42
<i>Rv (µm)</i>	3.15	13.08	14.87	39.89	166.90	37.10	73.22	97.09	405.12

Tableau III.4 : Critères de micro rugosité des revêtements

<i>Echantillon</i>	<i>Plexiglas</i>	<i>Lino lisse</i>	<i>Lino antidérapant</i>	<i>Papier peint lisse</i>	<i>Papier peint rugueux</i>	<i>Bois aggloméré</i>	<i>Bois Contre plaqué</i>	<i>Plâtre</i>	<i>Ciment</i>
<i>Critères</i>									
<i>Rt (µm)</i>	11.50	14.50	78.10	69.50	119.50	45.80	130.20	140.10	144.00
<i>Ra (µm)</i>	0.06	1.52	5.91	12.15	18.89	4.10	8.39	5.35	11.05
<i>Rq (µm)</i>	0.15	1.92	8.32	13.89	22.46	5.38	11.44	7.35	14.58
<i>Rsk</i>	19.10	0.05	1.86	-0.01	0.21	-1.35	-0.78	-0.09	0.20
<i>Rek</i>	737.97	3.00	7.87	1.90	2.20	5.41	5.59	10.23	4.30
<i>Sd (%)</i>	100.00	100.08	100.72	101.84	102.61	103.81	105.33	101.46	103.60
<i>Rp (µm)</i>	8.22	7.97	63.28	34.76	61.56	10.73	57.01	47.06	78.39
<i>Rv (µm)</i>	3.27	6.49	14.87	34.79	57.93	35.03	73.14	93.09	65.60

Avec :

Ra : écart moyen par rapport à la ligne moyenne du profil ;

Rp : hauteur de la saillie la plus haute du profil ; autrement dit, il donne une mesure de l'irrégularité de la surface ;

Rv : profondeur du creux le plus bas du profil ; il donne aussi une mesure de l'irrégularité de la surface ;

Rt : largeur totale de la fonction de distribution des hauteurs ; $Rt = Rp + Rv$

Rq : racine carrée de la moyenne arithmétique des carrés des écarts par rapport à la ligne moyenne du profil ;

Rsk : moment d'ordre trois des écarts par rapport à la ligne moyenne du profil, normalisé par la valeur du Rq élevé à la puissance $3/2$;

Req : moment d'ordre quatre des écarts par rapport à la ligne moyenne du profil, normalisé par la valeur du Rq élevé à la puissance 4 ;

Sd : surface développée, c'est l'aire réelle de la surface exprimé en pourcentage de l'aire à la base avec.

$$Sd = \frac{\text{L'aire réelle de la surface}}{\text{L'aire de la surface de base}} * 100$$

La comparaison des critères de macro et de micro rugosité des revêtements montre une grande hétérogénéité des surfaces (figures (III.10-III.13)). Une classification précise des revêtements est difficile à réaliser (plusieurs critères de rugosité sont mis en jeu). Les critères changent d'un revêtement à l'autre d'une manière arbitraire. Ainsi, on peut classer les revêtements en deux groupes : d'une part les plus rugueux à savoir le ciment, le bois contre-plaqué, le plâtre et le papier peint rugueux ; et d'autre part les moins rugueux constitués par le bois aggloméré, le papier peint lisse, le linoléum antidérapant, le linoléum lisse puis enfin le plexiglas.

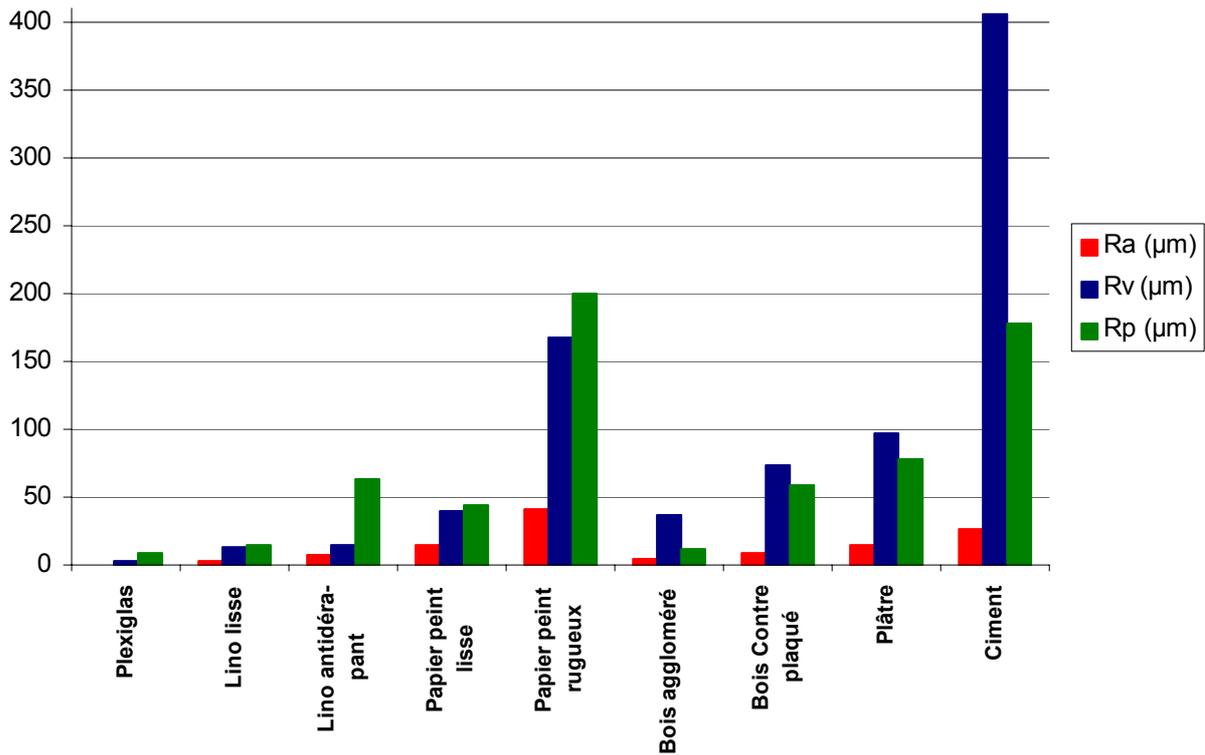


Figure III.10 : Critères de macro rugosité des revêtements Ra, Rv et Rp.

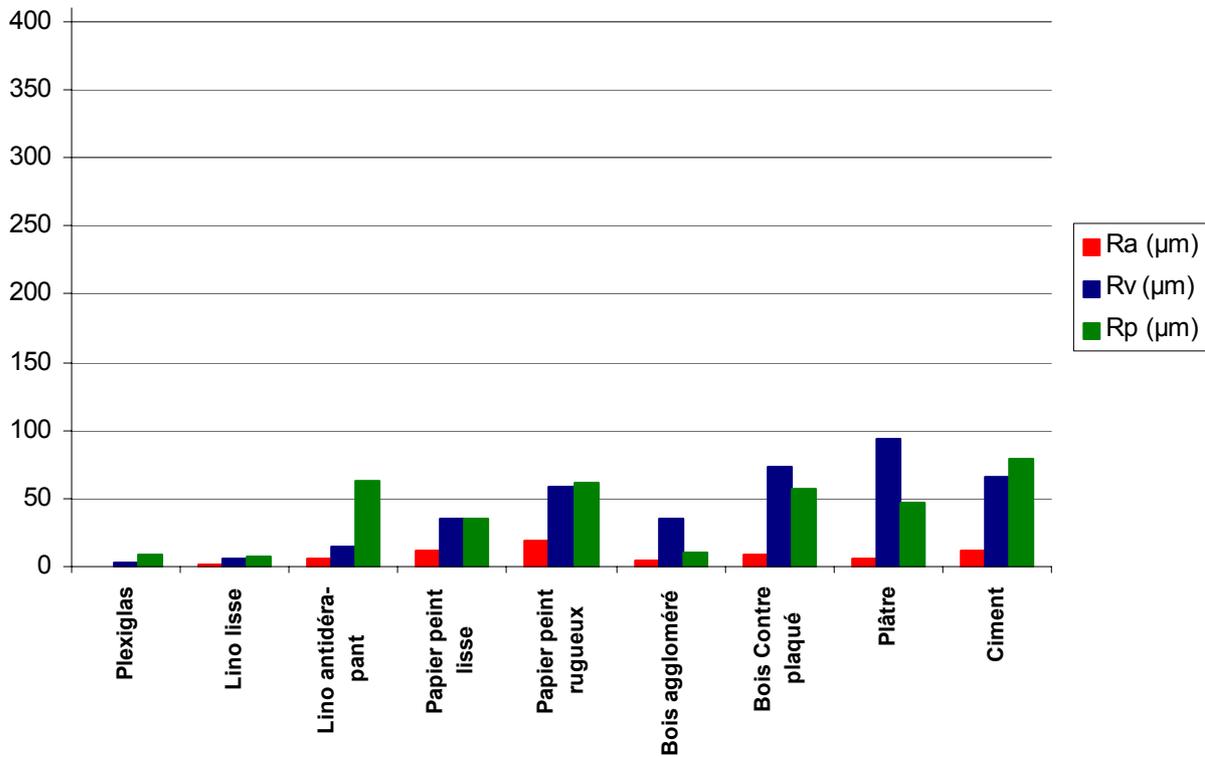


Figure III.11 : Critères de micro rugosité des revêtements Ra, Rv et Rp.

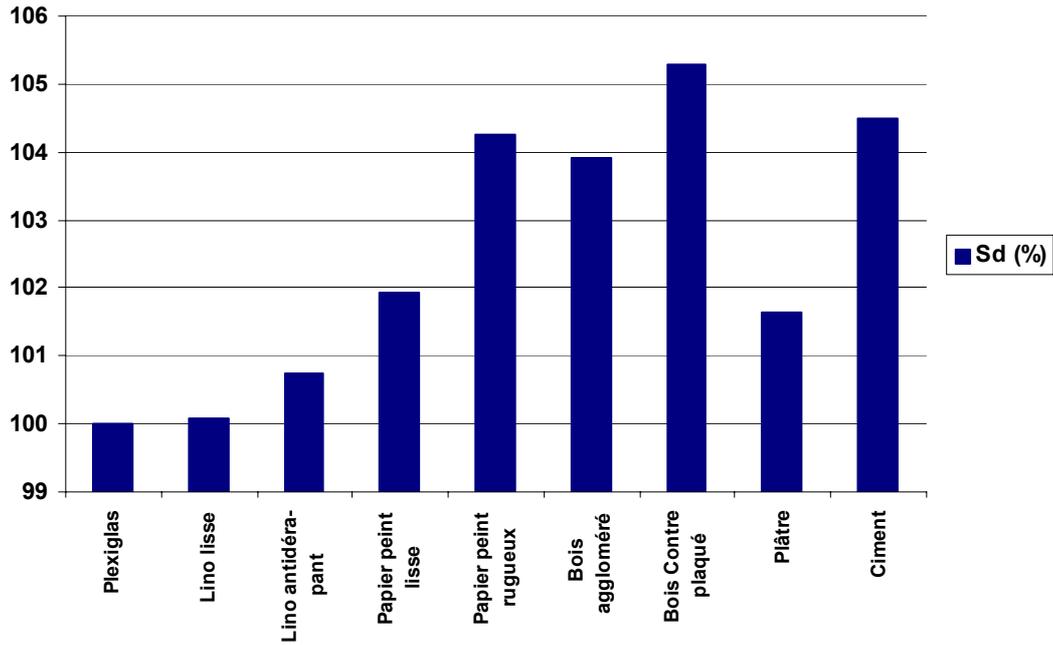


Figure III.12 : Critère de macro rugosité des revêtements Sd(%).

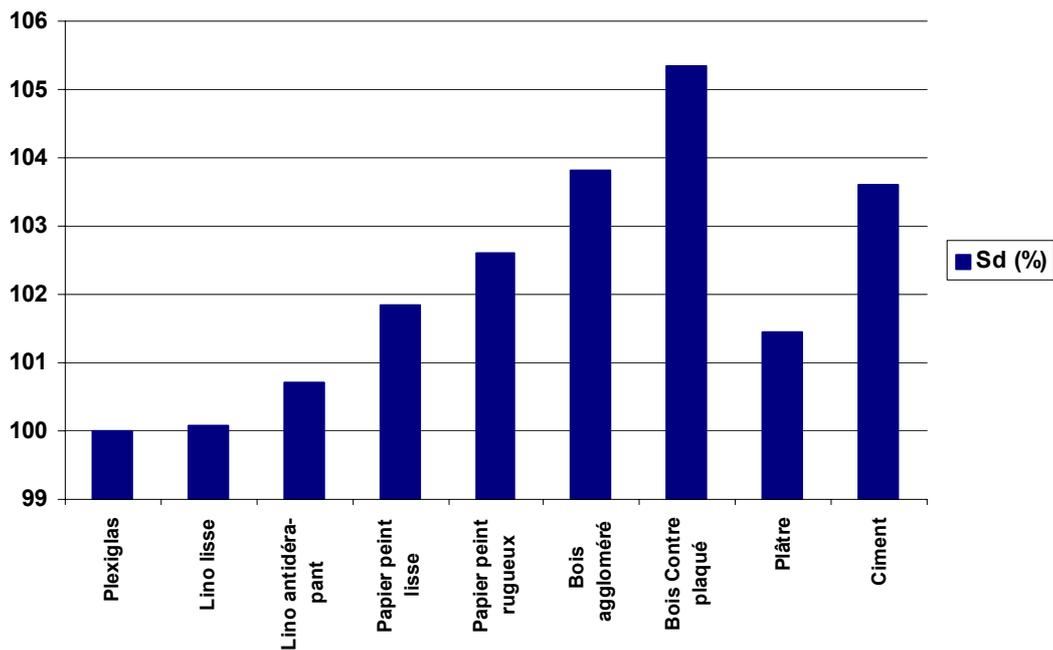
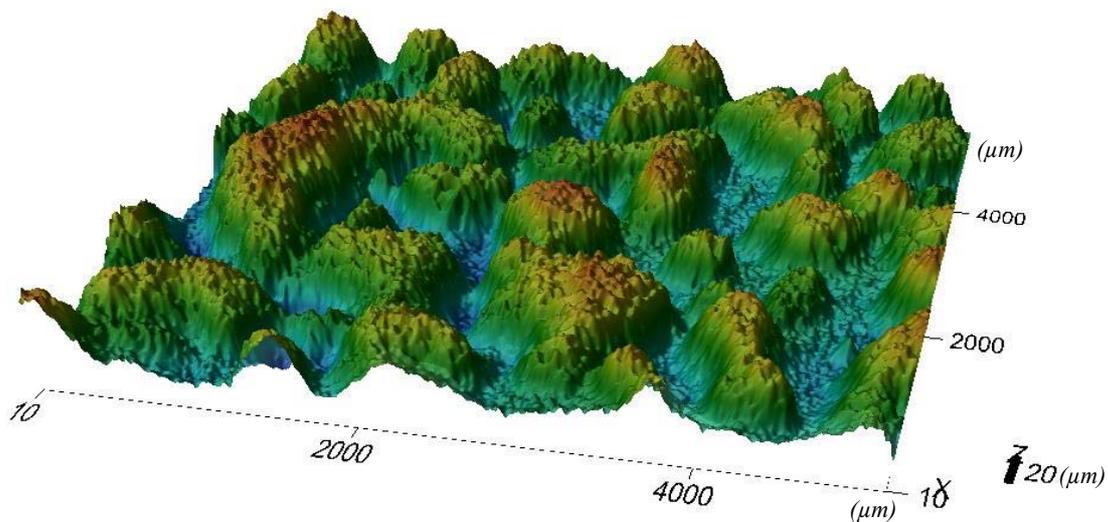
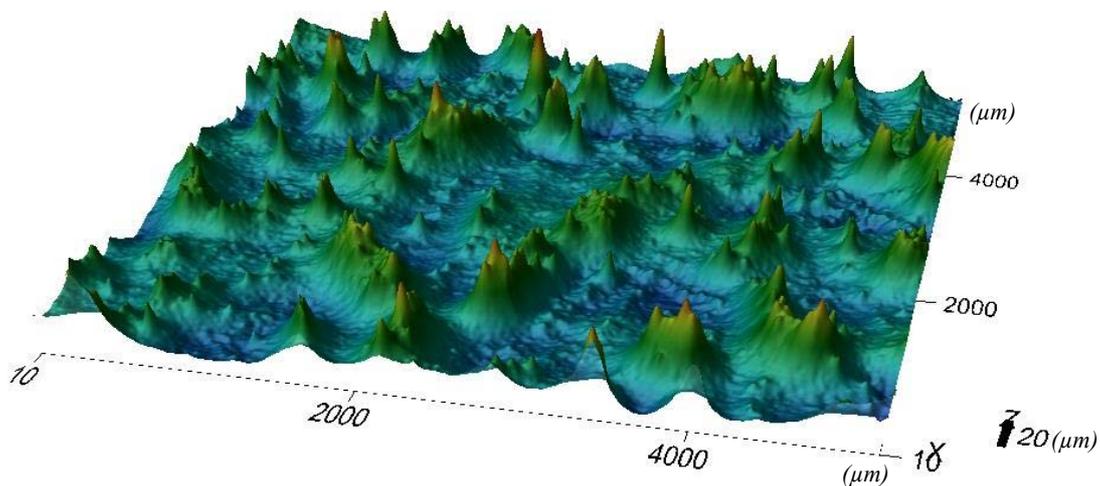


Figure III.13 : Critère de micro rugosité des revêtements Sd(%).

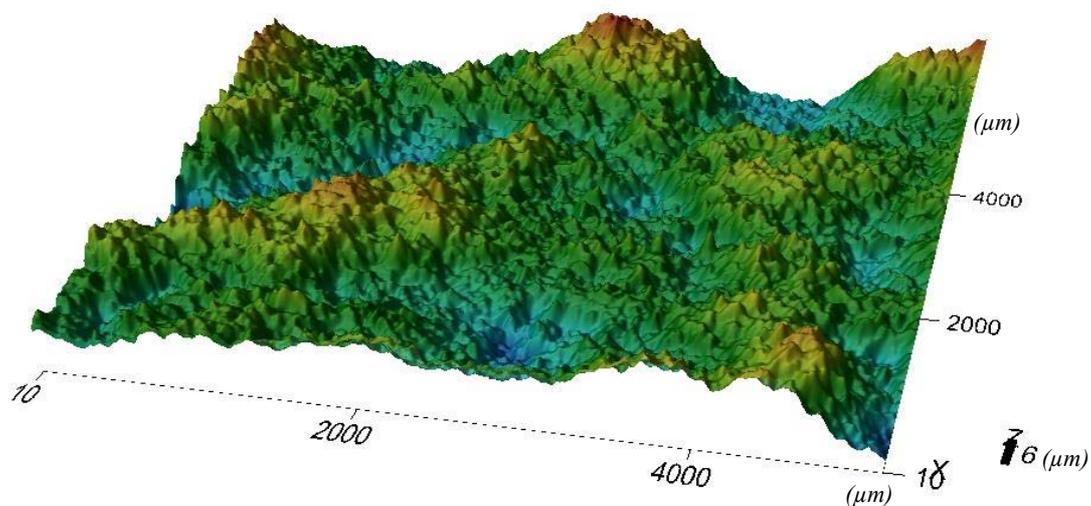
En plus de la détermination des différents paramètres d'amplitude de rugosité, pour chaque revêtement, un tracé tridimensionnel de la surface a été représenté. Les figures ci-dessous représentent les différentes cartographies des revêtements étudiés.



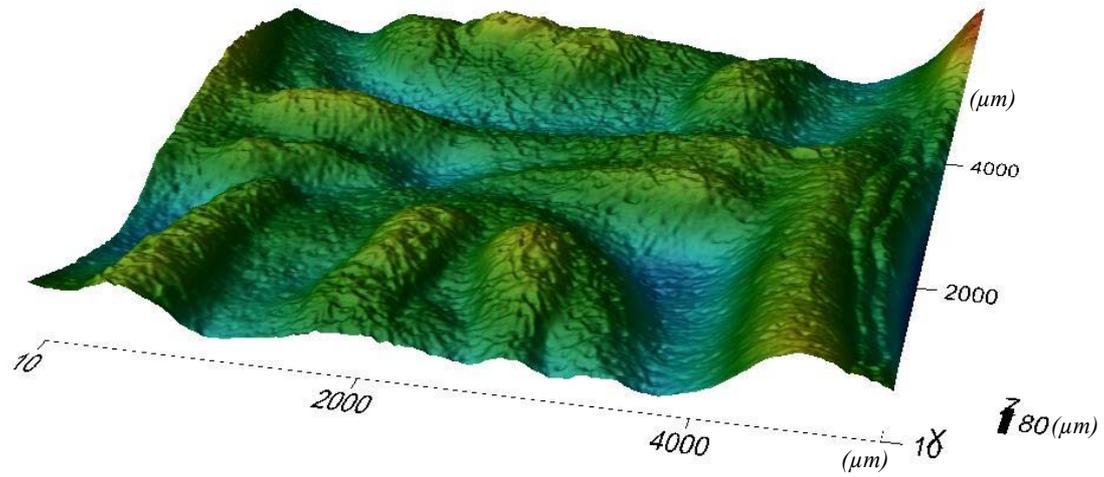
Cartographie 1 : Papier peint lisse



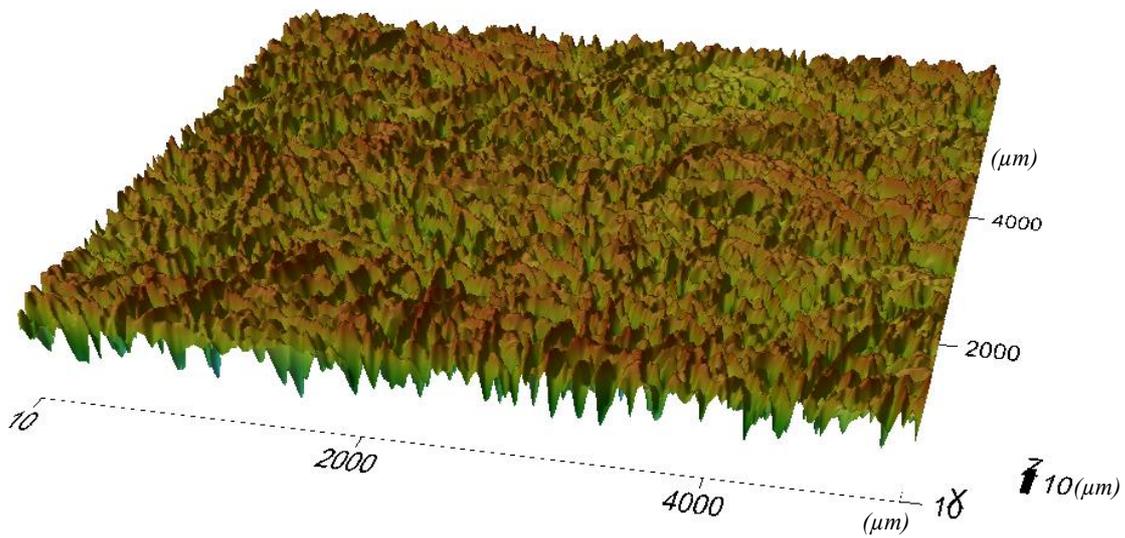
Cartographie 2 : Linoléum antidérapant



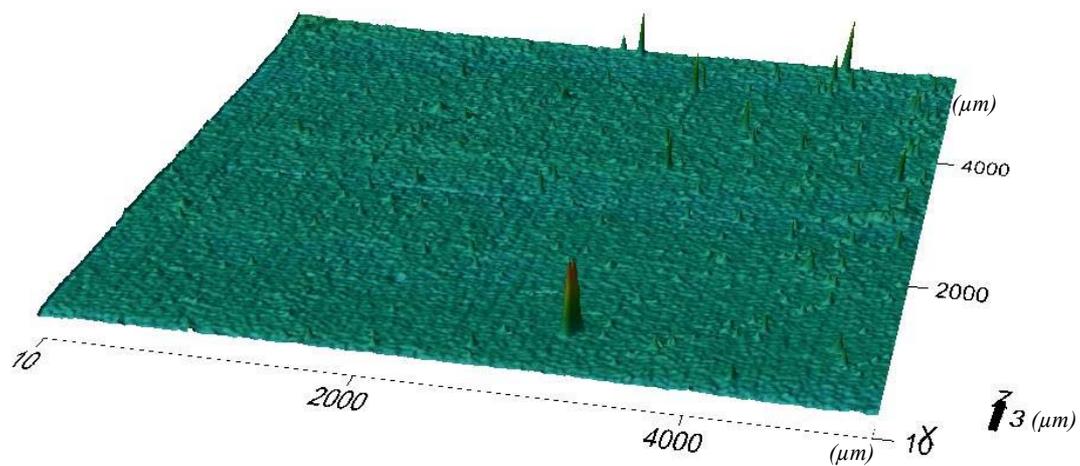
Cartographie 3 : Linoléum lisse



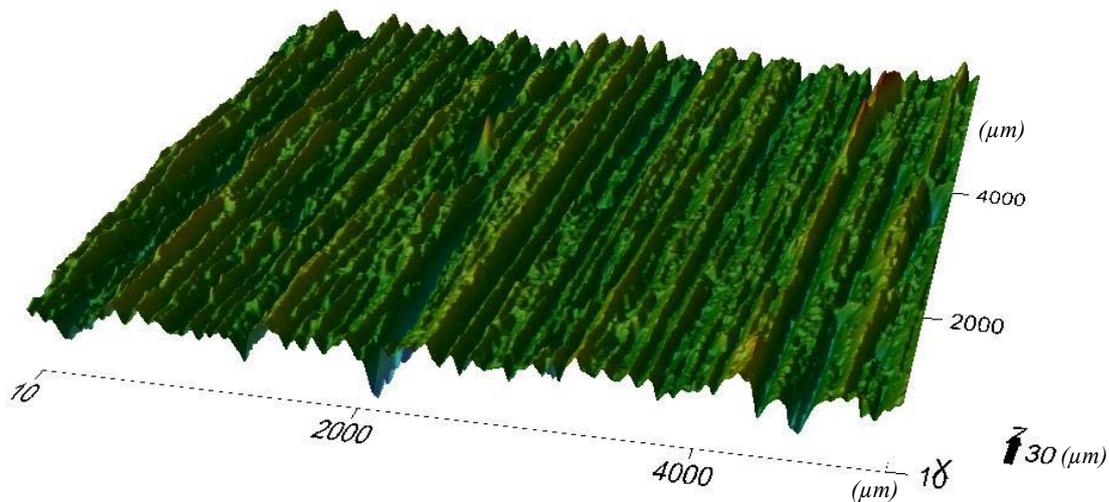
Cartographie 4 : Papier peint rugueux



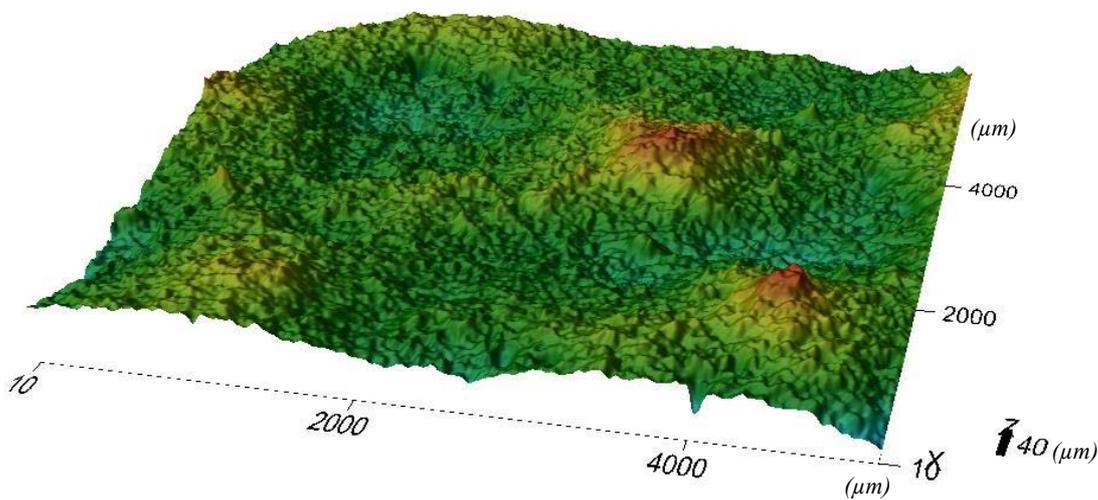
Cartographie 5 : Bois aggloméré



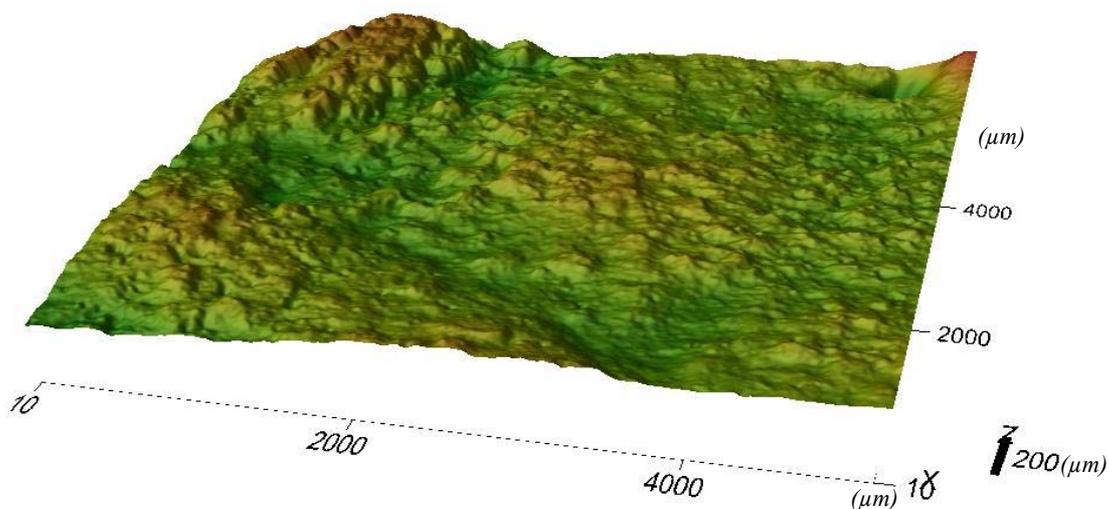
Cartographie 6 : Plexiglas



Cartographie 7 : Bois contre-plaqué



Cartographie 8 : Plâtre



Cartographie 9 : Ciment

III.1.4 Mise en place des revêtements

Pour le bois contre plaqué ou aggloméré ainsi que pour le plexiglas, les parois de l'enceinte ont été construites de plaques découpées sur mesure. Le papier peint (lisse ou rugueux) et le linoléum (lisse ou antidérapant) qui se présentent en plaque d'épaisseur très faible; ont été collés sur des plaques de bois contre-plaqué fin. Il s'agit là de revêtements se présentant sous forme de plaques très minces découpées sur mesure (épaisseur comprise dans l'intervalle $[0.5mm-1.5mm]$). En ce qui concerne les revêtements plâtre et ciment, ces derniers ont été appliqués au rouleau sous forme d'enduit. Trois couches successives d'enduit ont été nécessaires sur chacune des parois du caisson, afin d'obtenir un revêtement de plâtre ou de ciment entre 2 et 2.5 mm. La très légère réduction du volume reste quel que soit le revêtement relativement négligeable, et de ce fait nous n'avons pas apporté de corrections car elles seraient totalement insignifiantes par rapport aux incertitudes globales du dispositif. Par contre une grande précaution a été observée quant à la mise en place des joints de silicones afin d'assurer au maximum l'étanchéité du caisson.

III.1.5 Protocole expérimental

Le protocole expérimental est réalisé en trois phases. Tout d'abord un nettoyage du caisson est effectué par soufflage d'air propre jusqu'à ce que la concentration en particules devienne nulle. Puis, les particules sont injectées jusqu'à obtention d'un niveau de concentration bien déterminée. Malgré le fait que le paramètre à mesurer soit indépendant de la concentration initiale de particules dans l'air intérieur, le nombre de particules injectées a été sensiblement le même pour chacune des expérimentations. Enfin, l'injection est stoppée et la décharge particulaire de l'air du caisson sur les faces intérieures est mesurée. Les revêtements testés vont en effet contribuer à décharger l'air intérieur en faisant décroître au cours du temps la concentration intérieure en particule selon la relation suivante (Modèle de Nazaroff, le bilan de conservation massique du polluant particulaire dans une enceinte mono zone, voir le chapitre Modélisation) :

$$\frac{dC_i}{dt} = f\lambda_r C_{ext} - \lambda_r C_i - \lambda_{de} C_i - \lambda_R C_{Di} + S_i \quad (III.1)$$

Avec :

C_i : concentration intérieure en particules dans l'air (kg ou nombre m^{-3}),

C_{ext} : concentration extérieure en particules dans l'air (kg ou nombre m^{-3}),

C_{Di} : concentration en particules déposées (kg ou nombre m^{-3})

S_i : source interne de particules (kg ou nombre $m^{-3} s^{-1}$)

λ_r : coefficient de renouvellement d'air (s^{-1}),

f : coefficient de pénétration,

λ_{de} : paramètre de dépôt (s^{-1}),

λ_R : paramètre de remise en suspension (s^{-1}).

Pour l'expérimentation, les paramètres suivants sont nuls ou négligés : S_i (source interne de particules) et λ_R (paramètre de remise en suspension).

Donc l'équation se réduit à :

$$\frac{dC_i}{dt} = f\lambda_r C_{ext} - \lambda_r C_i - \lambda_{de} C_i \quad (\text{III.2})$$

Ou encore :

$$\frac{dC_i}{dt} = f\lambda_r C_{ext} - (\lambda_r + \lambda_{de}) C_i \quad (\text{III.3})$$

Cela nous permet de mesurer le paramètre $\lambda_{dépôt}$ (h^{-1}) ($\lambda_{dépôt} = \lambda_r + \lambda_{de}$) pour différents revêtements intérieurs du bâtiment testés dans l'enceinte. Ce paramètre n'est autre que la pente de la décroissance exponentielle du nombre de particules calibrées présentes dans l'ambiance.

L'obtention du paramètre $\lambda_{dépôt}$ (h^{-1}) pour différents revêtements intérieurs du bâtiment testés, permet alors de considérer selon la taille des particules un dépôt global du polluant particulaire pour un niveau d'agitation donné. La température, le taux d'humidité relative et la vitesse à l'intérieur du caisson sont mesurés à l'aide d'une sonde de mesure, ceci pendant toutes les durées des expérimentations.

III.2 Optimisation du dispositif expérimental

Plusieurs essais préliminaires ont été réalisés afin d'optimiser le fonctionnement de notre dispositif expérimental. Des parois de plexiglas ont été choisies pour cette phase car la transparence de celles-ci a permis d'affiner les différents réglages et d'établir tous les marquages nécessaires pour chacune des composantes du dispositif (positions précises des différents organes tels que les sondes, l'hélice, les tuyaux...). Les essais consistent, après l'injection des particules à l'intérieur de l'enceinte, à évaluer l'évolution de la quantité de ces particules en fonction du temps.

- Le diamètre des particules étudiées est $0.35 \mu\text{m}$.

- L'homogénéisation des particules dans l'enceinte est assurée par l'agitateur à hélices dont la vitesse de rotation est de l'ordre de $\omega = 1278 \text{ t/min}$.

Les mesures sont enregistrées avec un pas de temps de 1 minute pendant une période de quatre heures. La figure III.14 montre l'évolution de la quantité de particules à l'intérieur de l'enceinte.

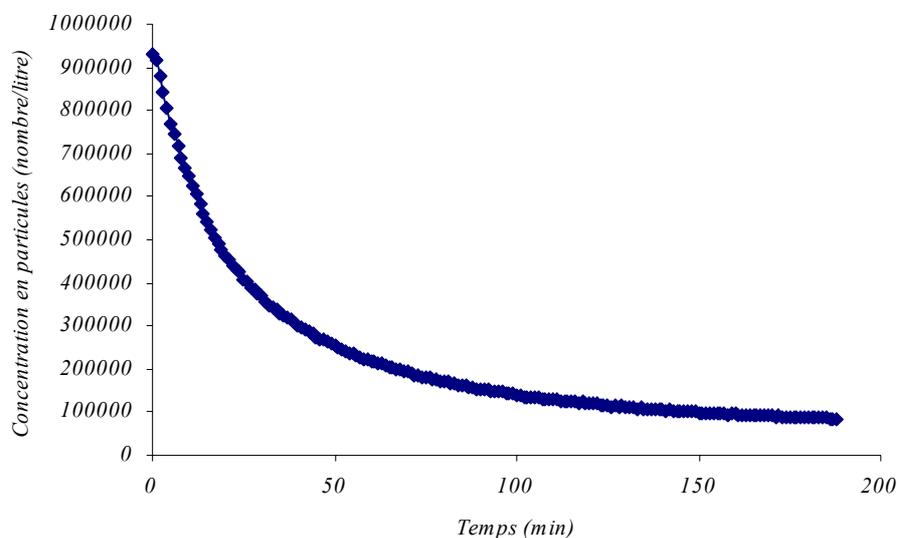


Figure III.14 : Evolution de la quantité de particules ($0.35 \mu\text{m}$) à l'intérieur de l'enceinte

La courbe obtenue est de type $C(t) = C_0 \exp(-\lambda_{\text{dépôt}} t) + cte$. Dans ce cas, il y a infiltration d'air extérieur pollué, on a donc :

$$\frac{dC_i(t)}{dt} = f\lambda_r C_{ext}(t) - (\lambda_r + \lambda_{de})C_i(t) \quad (\text{III.4})$$

L'évolution de la concentration extérieure est inconnue, on ne peut pas résoudre l'équation différentielle et donc on ne peut pas calculer la constante de dépôt. La seule solution serait de négliger cette concentration extérieure mais, dans le cas de nos expérimentations qui ont lieu dans le bâtiment recherche Marie Curie où existe une forte pollution de particules, ceci est impossible. Ainsi, l'isolement de la cellule vis-à-vis de cette pollution extérieure a du être effectué. La solution retenue a consisté à créer un volume (petit caisson) au niveau de la tige de l'agitateur (qui est le lieu d'infiltration de l'air extérieur puisque l'ensemble des parois de la cellule a été étanchéifié avec attention) dont l'air est maintenu exempt de toute pollution par une insufflation d'air propre (figure III.15). Le débit d'insufflation est proche mais légèrement supérieur au débit de pompage du compteur de particules afin de garder le volume en légère surpression par rapport à la cellule et l'extérieur afin d'éviter toute infiltration venant de l'extérieur.

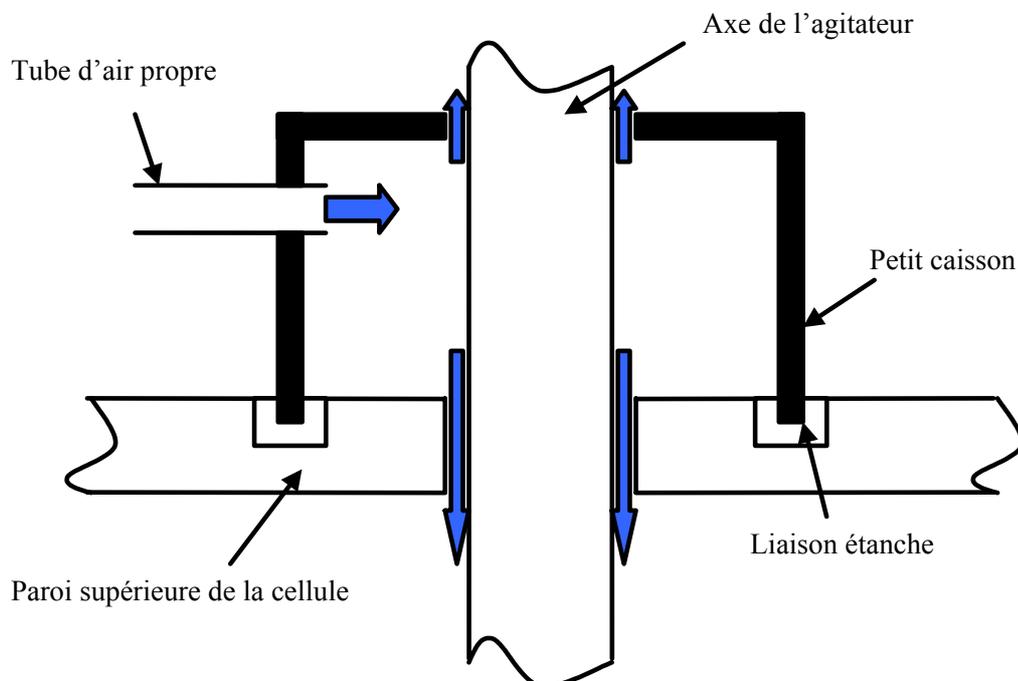


Figure III.15 : Schéma de la tige avec le petit caisson

Après le nettoyage de l'enceinte par soufflage d'air comprimé et par aspiration jusqu'à ce que la concentration en particules devienne nulle (l'agitateur et le compteur de particules étant en fonctionnement), les particules sont introduites dans l'enceinte. La quantité initiale injectée est approchée en surveillant le nombre de particules affiché par le compteur. Elle est de l'ordre de $2 \cdot 10^5$ particules / litre. Compte tenu de cette concentration, le temps nécessaire au retour à l'équilibre de Boltzmann est de 3 secondes (Reist, 1993). En effet, les effets de charges des particules sur le dépôt sont négligeables. La mesure est terminée lorsque la concentration en particules est très faible devant celle injectée initialement. La figure III.16 montre l'évolution de la concentration des particules à l'intérieur du caisson. La concentration en particules à l'intérieur du caisson diminue jusqu'à zéro montrant qu'il n'y a plus d'infiltration d'air pollué venant de l'extérieur.

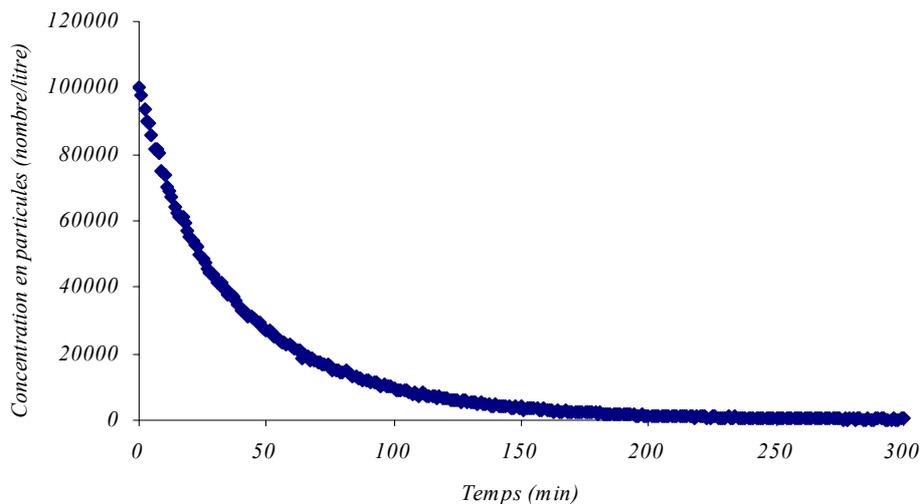


Figure III.16 : Evolution de la quantité de particules ($0.35 \mu\text{m}$) à l'intérieur de l'enceinte

Dans ce cas, la concentration de l'air extérieur est nulle et l'équation se simplifie :

$$\frac{dC_i(t)}{dt} = -(\lambda_r + \lambda_{de})C_i(t) \quad (\text{III.5})$$

La solution de l'équation est :

$$C_i(t) = C_i(t=0) \times \exp[-(\lambda_r + \lambda_{de}) \times t] \quad (\text{III.6})$$

Ainsi le coefficient de l'exponentielle décroissante est égal à : $\lambda_r + \lambda_{de}$

Avec λ_r , le coefficient de renouvellement d'air qui peut être évalué à partir du débit du compteur de particules qv , soit :

$$\lambda_r = \frac{qv}{V_{cellule}} \quad (\text{III.7})$$

Avec

$$qv = 1.2 \text{ litre/minute soit } 0,072 \text{ m}^3/\text{h}$$

$$V_{cellule} = 0.5 \times 0.5 \times 0.5 \text{ m}^3$$

$$\text{Donc } \lambda_r = 0,576 \text{ h}^{-1}$$

Après avoir bien étanché le dispositif expérimental et défini les conditions aux limites, une campagne de mesure expérimentale a été effectuée afin de caractériser le comportement des revêtements des bâtiments vis-à-vis du dépôt des particules fines de l'air intérieur.

III.3 Résultats expérimentaux

III.3.1 Contrôle de l'ambiance

Avant de fournir les valeurs des constantes de dépôt obtenues pour les différents revêtements testés nous commençons par synthétiser les conditions d'ambiance dans lesquelles se sont réalisées les différentes expériences. Les tableaux III.3 et III.4 présentent respectivement les valeurs de la température et l'humidité relative obtenues au cours des expériences.

Tableau III.3 : Température

Température (°C)	<i>Bois contre-plaqué</i>	<i>Bois aggloméré</i>	<i>plexiglas</i>	<i>Lino antidérapant</i>	<i>Lino lisse</i>
<i>w=2000 t/min</i>	22,36±0,8	24,96±0,45	24,6±0,25	21,43±0,25	24,03±1,25
<i>w=1278 t/min</i>	22,36±0,3	25,06±0,4	24,63±0,3	21,03±0,2	22,43±0,5
<i>w=1044 t/min</i>	21,80	24,30	24,5	20,70	25,00

Température (°C)	<i>Papier peint rugueux</i>	<i>Papier peint lisse</i>	<i>plâtre</i>	<i>ciment</i>
<i>w=2000 t/min</i>	22,40±0,5	19,90±0,65	24,16±0,15	20,4±0,3
<i>w=1278 t/min</i>	22,90±0,65	19,56±0,2	23,56±0,45	20,5±0,1
<i>w=1044 t/min</i>	22,00	21,00	23,1	21

Tableau III.4 : Humidité

Humidité (%)	<i>Bois contre-plaqué</i>	<i>Bois aggloméré</i>	<i>plexiglas</i>	<i>Lino antidérapant</i>	<i>Lino lisse</i>
<i>w=2000 t/min</i>	27,16±2,25	40,36±1,45	10,63±0,6	13,56±0,75	14,50±3
<i>w=1278 t/min</i>	24,60±1,9	44,23±3,55	9,66±0,1	13,00±00	15,20±0,6
<i>w=1044 t/min</i>	17,80	50,8	9,50	13,00	11,50

Humidité (%)	<i>Papier peint rugueux</i>	<i>Papier peint lisse</i>	<i>plâtre</i>	<i>ciment</i>
<i>w=2000 t/min</i>	23,80±0,6	24,00±1	21,30±2,8	23,9±2,5
<i>w=1278 t/min</i>	23,00±1,5	23,11±0,42	19,70±0,25	19,4±0,5
<i>w=1044 t/min</i>	20,00	22,50	20,00	18

L'ensemble des expérimentations est réalisé dans l'intervalle de température [19.5-25°C], l'écart étant de quelques degrés, l'influence de température sera négligée.

Les humidités relatives sont basses et comprises entre 11 et 28 % pour la plupart des expériences sauf pour le bois aggloméré où l'humidité atteint 50.8 %. Néanmoins, elle n'a pas d'effet parce qu'elle n'a une influence sur les particules qu'à partir de 70 % [Guichard 69].

III.3.2 Influence de la ventilation et des revêtements des surfaces des bâtiments

Dans cette étude le rôle du niveau de ventilation (vitesse d'agitation de l'hélice) et des surfaces des bâtiments telles que le bois (contre-plaqué et aggloméré), le linoléum (lisse et antidérapant), le plexiglas, le papier peint (lisse et rugueux), le plâtre et le ciment sur le dépôt des particules intérieures est présenté. Les mesures ont porté sur les tailles des particules sphériques $0.35, 0.53, 0.7, 1$ et $2 \mu m$. Pour chaque revêtement, trois niveaux d'agitation de l'hélice ont été mesurés. Les résultats obtenus sont donnés dans les tableaux suivants III.5 à III.7 :

Tableau III.5 : Constantes de dépôt pour les différents revêtements ($w=2000$ t/min)

Revêtements	$\lambda_{de} (h^{-1})$				
	$0,35 \mu m$	$0,53 \mu m$	$0,7 \mu m$	$1 \mu m$	$2 \mu m$
<i>bois contre-plaqué</i>	3,432±0,054	3,154±0,015	3,472±0,030	4,01±0,069	4,706±0,198
<i>Bois aggloméré</i>	1,000±0,036	0,964±0,027	1,018±0,027	1,152±0,033	1,638±0,063
<i>Linoléum antidérapant</i>	0,438±0,027	0,394±0,036	0,504±0,030	0,614±0,015	1,178±0,036
<i>Linoléum lisse</i>	0,496±0,009	0,436±0,006	0,528±0,006	0,670±0,012	1,308±0,051
<i>Papier peint rugueux</i>	1,072±0,018	0,966±0,045	1,12±0,015	1,424±0,018	2,142±0,030
<i>Papier peint lisse</i>	0,950±0,033	0,856±0,033	0,994±0,027	1,250±0,033	1,872±0,078
<i>Plâtre</i>	2,496±0,090	2,436±0,069	2,522±0,093	2,768±0,099	3,460±0,096
<i>Plexiglas</i>	1,308±0,270	1,280±0,279	1,326±0,240	1,388±0,240	1,904±0,201
<i>Ciment</i>	5,156±0,132	5,082±0,153	5,152±0,132	5,520±0,156	6,064±0,180

Tableau III.6 : Constantes de dépôt pour les différents revêtements ($w=1278$ t/min)

Revêtements	$\lambda_{de} (h^{-1})$				
	$0,35 \mu m$	$0,53 \mu m$	$0,7 \mu m$	$1 \mu m$	$2 \mu m$
<i>Bois contre-plaqué</i>	1,930±0,261	1,870±0,267	1,986±0,243	2,244±0,240	2,724±0,300
<i>Bois aggloméré</i>	0,844±0,099	0,830±0,096	0,876±0,108	0,968±0,099	1,362±0,120
<i>Linoléum antidérapant</i>	0,366±0,021	0,334±0,015	0,410±0,033	0,532±0,015	0,982±0,039
<i>Linoléum lisse</i>	0,378±0,015	0,334±0,012	0,416±0,030	0,514±0,003	0,960±0,006
<i>Papier peint rugueux</i>	0,706±0,027	0,632±0,033	0,738±0,024	0,938±0,045	1,444±0,066
<i>Papier peint lisse</i>	0,814±0,102	0,772±0,102	0,848±0,108	1,000±0,096	1,428±0,099
<i>Plâtre</i>	2,082±0,021	2,048±0,030	2,102±0,033	2,250±0,042	2,712±0,075
<i>Plexiglas</i>	0,862±0,126	0,836±0,135	0,876±0,150	0,934±0,090	1,322±0,087
<i>Ciment</i>	4,568±0,078	4,524±0,01	4,626±0,072	4,868±0,114	5,164±0,030

Tableau III.7 : Constantes de dépôt pour les différents revêtements ($w=1044$ t/min)

Revêtements	$\lambda_{de} (h^{-1})$				
	0,35 μm	0,53 μm	0,7 μm	1 μm	2 μm
Bois contre-plaqué	2,184*	2,124*	2,244*	2,484*	2,814*
Bois aggloméré	0,744*	0,720*	0,804*	0,8400*	1,206*
Linoléum antidérapant	0,3*	0,264*	0,354*	0,438*	0,834*
Linoléum lisse	0,372*	0,336*	0,402*	0,510*	0,924*
Papier peint rugueux	0,636*	0,576*	0,684*	0,816*	1,266*
Papier peint lisse	0,678*	0,642*	0,750*	0,846*	1,194*
Plâtre	1,956*	1,932*	1,992*	2,142*	2,562*
Plexiglas	0,786*	0,774*	0,840*	0,846*	1,188*
Ciment	4,494*	4,464*	4,530*	4,728*	5,064*

* Unique mesure disponible

Les figures III.17 à III.25 présentent les constantes de dépôt pour différentes tailles de particules et différents revêtements pour trois niveaux d'agitations. Pour $w=2000$ et $w=1278$ t/min chaque mesure a été reproduite trois fois, une seule mesure a pu être effectuée pour $w=1044$ t/min. On constate d'après ces figures que l'augmentation de la vitesse de l'air intérieur conduit à l'augmentation de la constante du dépôt. En effet, l'augmentation du brassage de l'air conduit au drainage des particules vers les parois et par conséquent l'effet de la rugosité des parois est plus significatif et la constante du dépôt est plus grande. Chaque figure montre un comportement similaire vis-à-vis du dépôt particulaire pour les trois niveaux d'agitation sauf pour le cas du bois contre-plaqué où la tendance est inversée pour la vitesse $w=1044$ t/min, mais ces valeurs restent dans la marge d'erreur de la vitesse $w=1278$ t/min. En effet, les résultats pour les deux niveaux d'agitation peuvent être considérés identiques.

L'écart entre les valeurs de la constante de dépôt pour les trois niveaux de brassage varie selon les types de revêtements. Le tableau III.8 présente ces écarts pour les différents diamètres de particules. On ne voit pas une tendance déterminée avec la rugosité ou le pouvoir captant des parois. Pour le ciment et le plâtre qui sont les revêtements les plus capteurs des revêtements étudiés, l'écart est faible. En effet, dans ce cas, la rugosité de ces revêtements qui est très grande ou la nature de leur surfaces qui est très hétérogène en terme de topographie et qui leur permet un pouvoir captant très élevé affaiblit certainement l'effet de la variation de la ventilation, et leurs écarts restent très faibles devant les autres revêtements. En revanche le bois contre-plaqué, le papier peint rugueux et le Plexiglas, dans

cet ordre, l'écart est plus important pour tous les diamètres. Ici, l'effet de la ventilation est important, le drainage des particules vers les parois joue un rôle important pour le dépôt des particules. Pour les autres revêtements l'écart est faible et leur classement du point de vue <réponse au changement de la ventilation> varie avec le diamètre des particules. Le diamètre des particules joue un rôle non négligeable vis-à-vis de la constante de dépôt. Ainsi, pour les particules les plus grosses (diamètre égale à $2\mu m$), l'effet de la ventilation est plus important que pour les autres tailles de particules.

Tableau III.8 : Ecart entre les valeurs de la constante de dépôt des revêtements pour les trois niveaux de brassage.

Revêtements	$[\lambda_{de}(max) - \lambda_{de}(min)] / \lambda_{de0.35}$				
	$0,35 \mu m$	$0,53 \mu m$	$0,7 \mu m$	$1 \mu m$	$2 \mu m$
<i>bois contre-plaqué</i>	0,7782	0,6653	0,7699	0,9150	1,0269
<i>papier peint rugueux</i>	0,6855	0,6132	0,6855	0,9560	1,3774
<i>plexiglas</i>	0,6641	0,6438	0,6183	0,6896	0,9109
<i>lino antidérapant</i>	0,4600	0,4333	0,5000	0,5867	1,1467
<i>papier peint lisse</i>	0,4012	0,3156	0,3599	0,5959	1,0000
<i>bois aggloméré</i>	0,3441	0,3280	0,2876	0,4194	0,5806
<i>lino lisse</i>	0,3333	0,2688	0,3387	0,4301	1,0323
<i>plâtre</i>	0,2761	0,2577	0,2710	0,3200	0,4591
<i>ciment</i>	0,1407	0,1310	0,1288	0,1593	0,2133

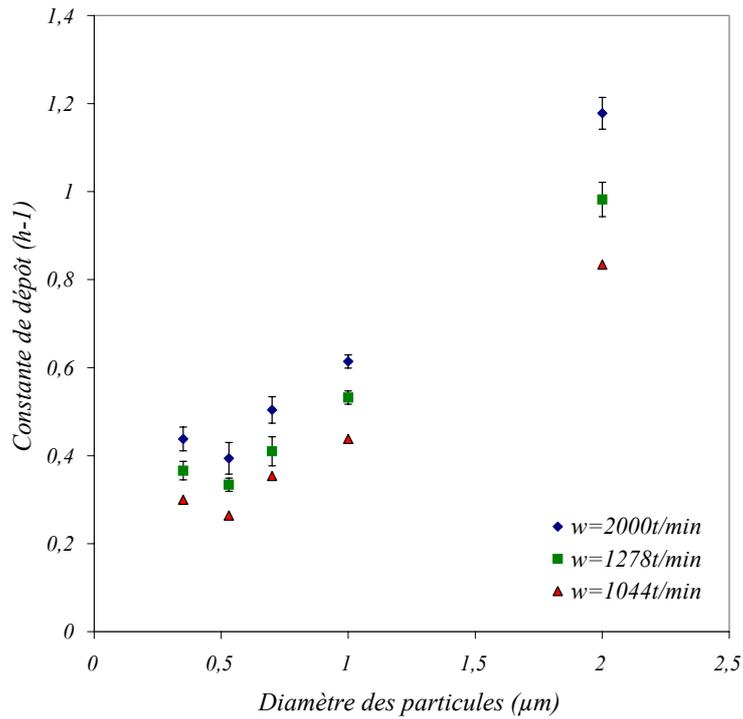


Figure III.17 : Constantes de dépôt en fonction du diamètre des particules pour différents niveaux d'agitation (lino antidérapant).

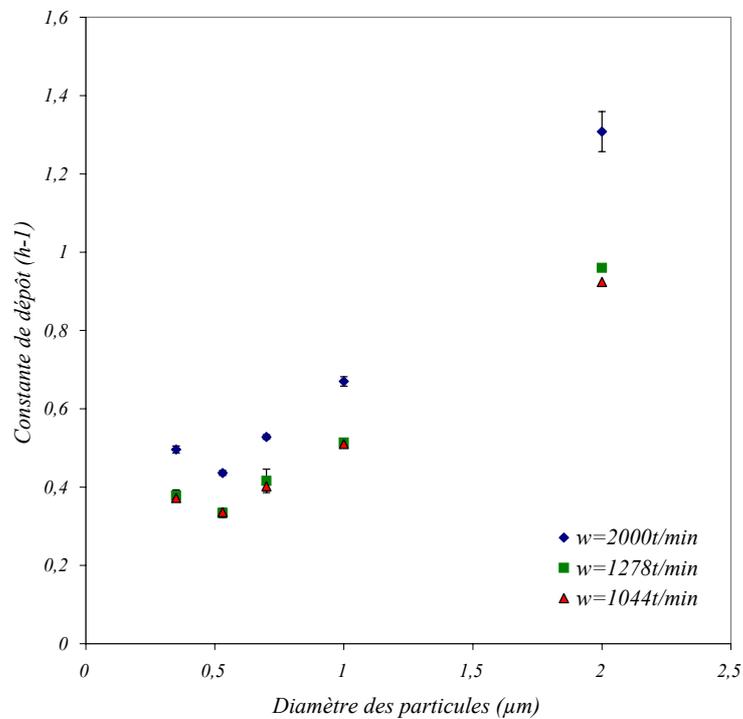


Figure III.18 : Constantes de dépôt en fonction du diamètre des particules pour différents niveaux d'agitation (lino lisse).

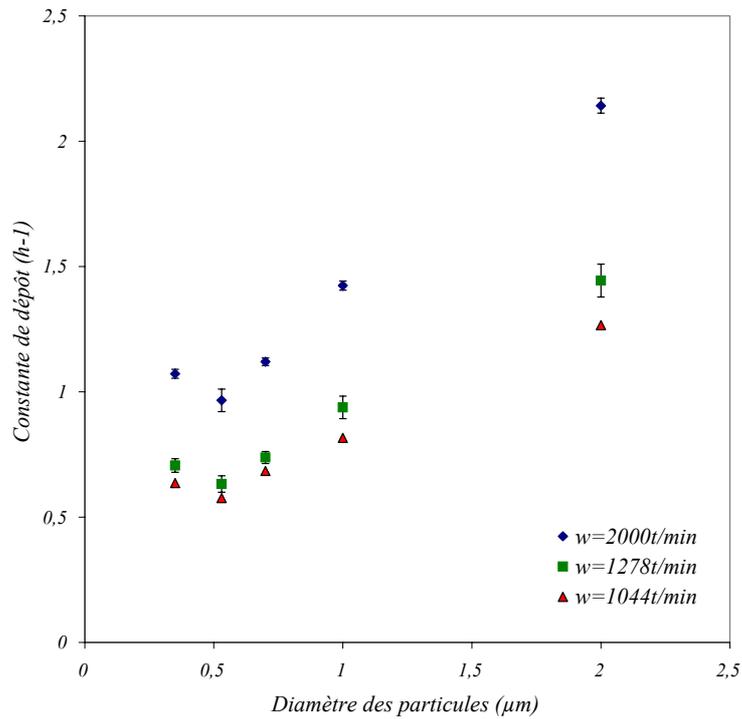


Figure III.19 : Constantes de dépôt en fonction du diamètre des particules pour différents niveaux d'agitation (papier peint rugueux).

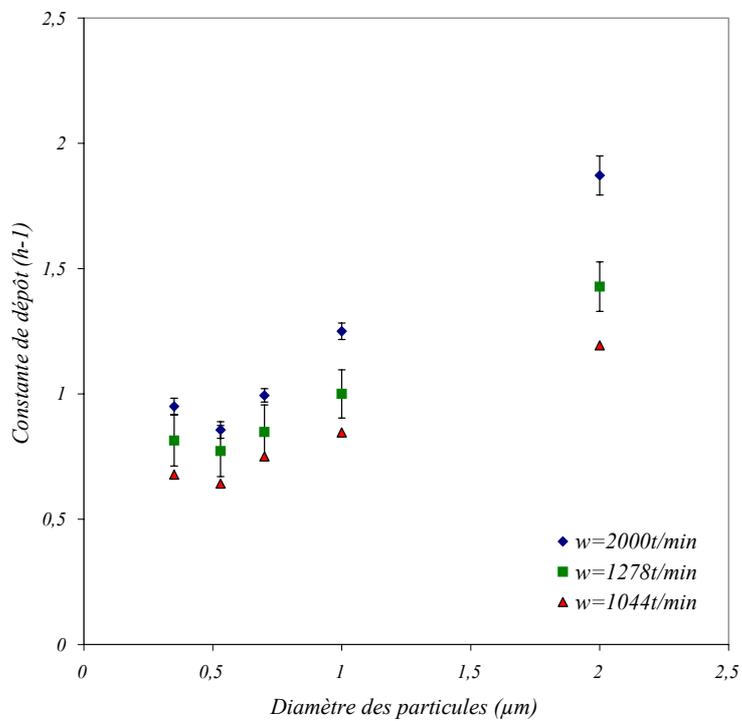


Figure III.20 : Constantes de dépôt en fonction du diamètre des particules pour différents niveaux d'agitation (papier peint lisse).

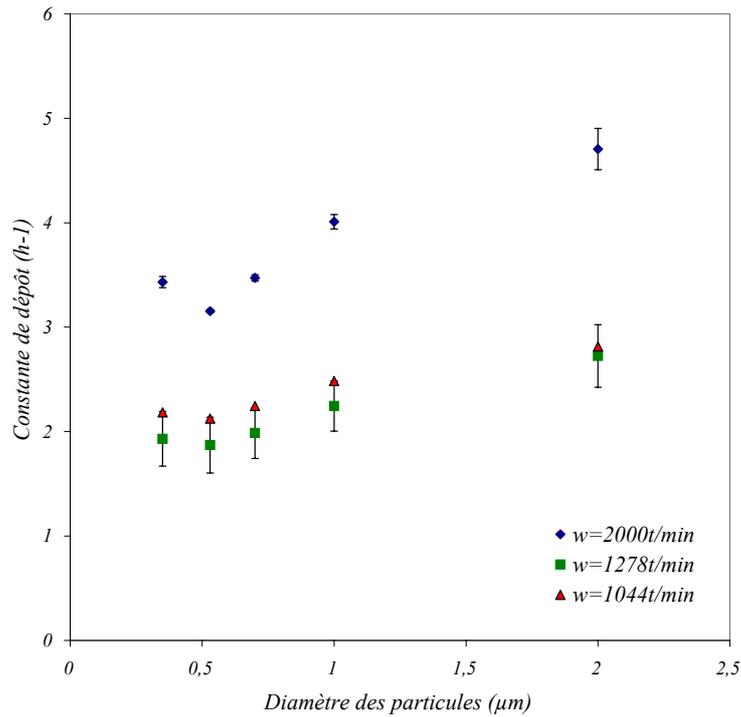


Figure III.21 : Constantes de dépôt en fonction du diamètre des particules pour différents niveaux d'agitation (Bois contre-plaqué).

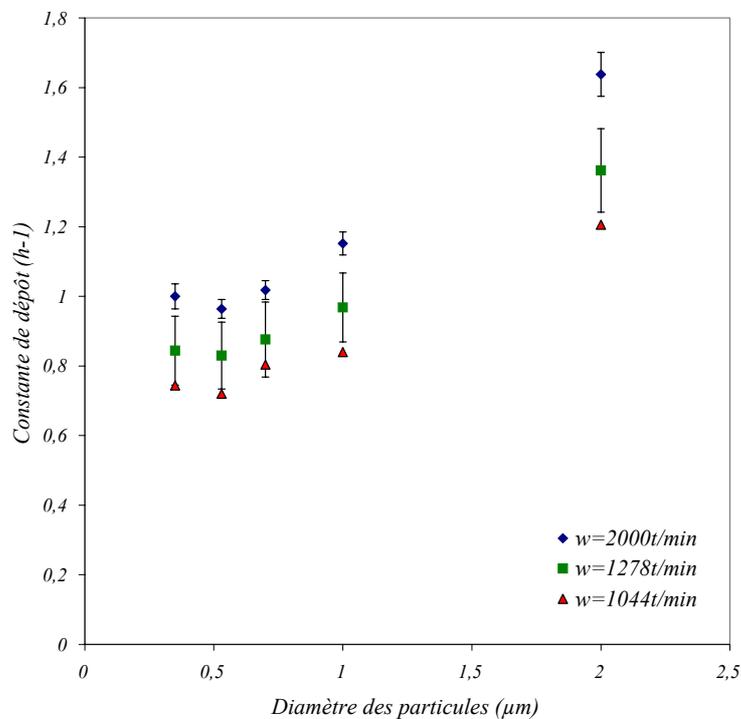


Figure III.22 : Constantes de dépôt en fonction du diamètre des particules pour différents niveaux d'agitation (Bois aggloméré).

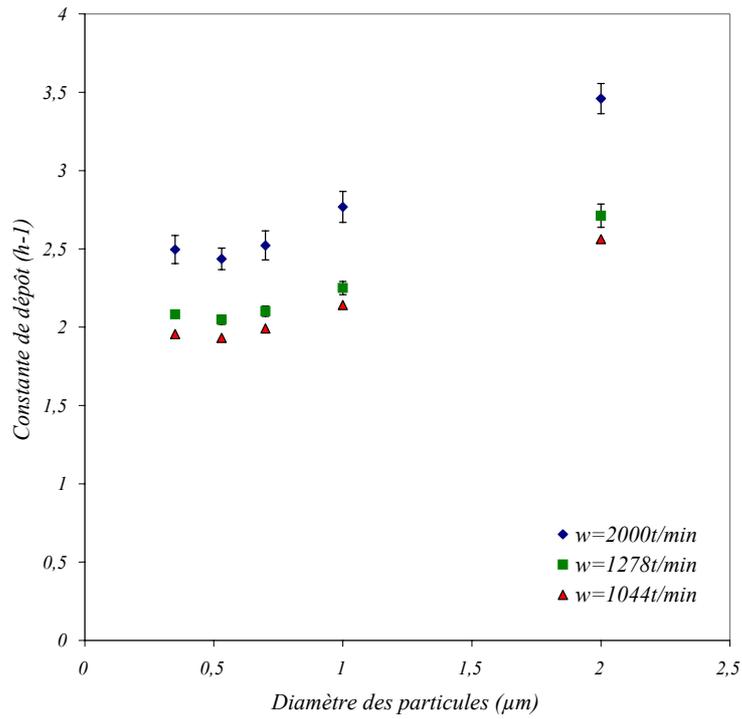


Figure III.23 : Constantes de dépôt en fonction du diamètre des particules pour différents niveaux d’agitation (Plâtre).

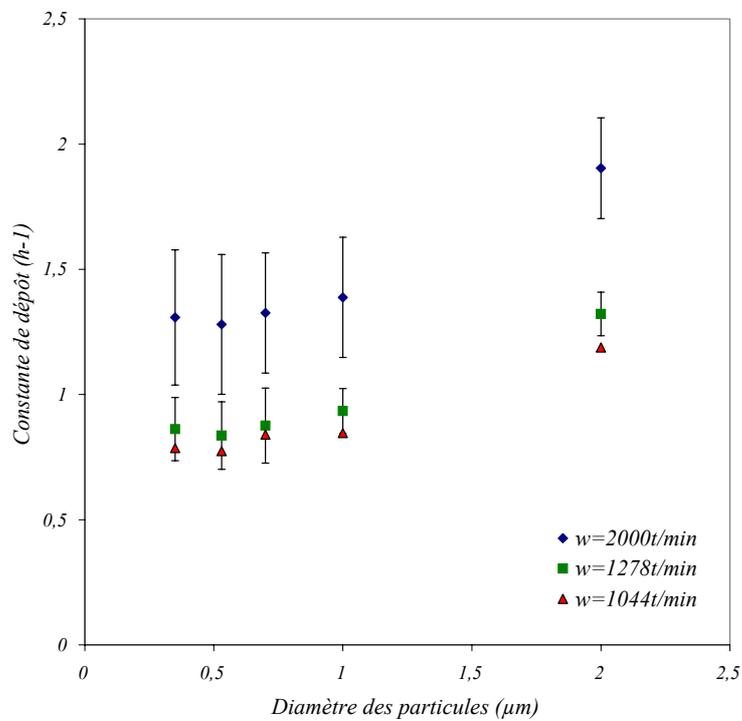


Figure III.24 : Constantes de dépôt en fonction du diamètre des particules pour différents niveaux d’agitation (Plexiglas).

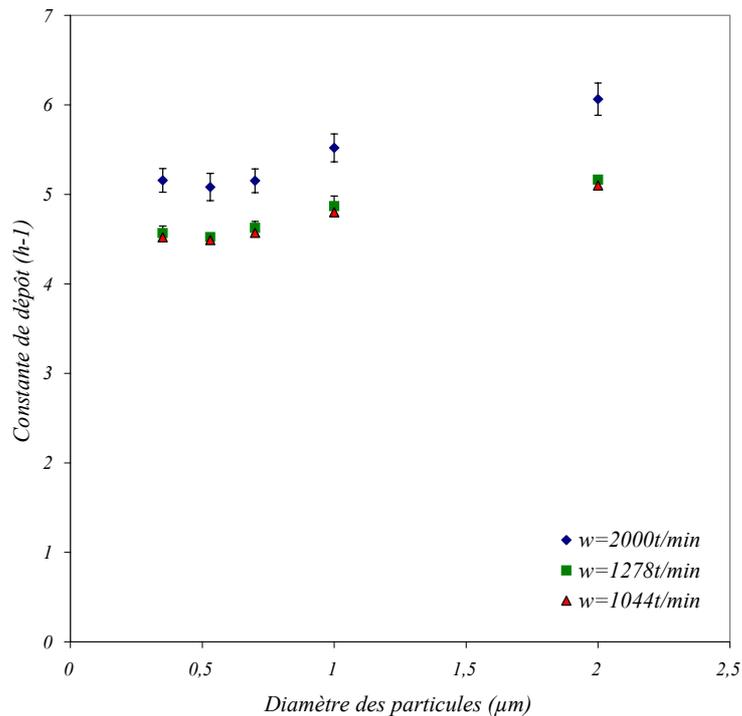


Figure III.25 : Constantes de dépôt en fonction du diamètre des particules pour différents niveaux d'agitation (Ciment).

Malgré la rigueur apportée à l'ensemble des expérimentations, le plexiglas demeure le seul matériau affichant des marges d'erreurs aussi importantes (figure III.24). Un tel écart ne semble s'expliquer que part une éventuelle influence électrostatique au niveau de l'interaction fluide-particule-parois.

Afin de caractériser l'influence des revêtements des bâtiments sur le dépôt des particules, les constantes de dépôt en fonction de diamètre des particules pour les différents revêtements et pour $w=2000$, $w=1278$ et $w=1044$ t/min sont rassemblées sur les figures III.26 à III.28. Par comparaison des résultats des différents revêtements, les constantes de dépôts du ciment pour les différentes tailles des particules sont les plus élevées. En effet, le ciment est le revêtement qui donne la meilleure qualité de l'air du point de vue particulière pour les trois niveaux d'agitation. Pour $w=2000$ t/min, après le ciment se positionnent le bois contre-plaqué et le plâtre. Ensuite vient le Plexiglas, le papier peint rugueux, le bois aggloméré et le papier peint

lisse qui ont des constantes de dépôt voisines et en fin le linoléum lisse et le linoléum antidérapant avec des constantes de dépôts très proche surtout pour les particules dont le diamètre inférieur à $2\mu m$. Ces deux derniers revêtements (linoléum lisse et le linoléum antidérapant) ont le même comportement vis-à-vis des particules très fines. Pour le diamètre $2\mu m$, la constante de dépôt du linoléum lisse est plus grande que le linoléum antidérapant. Pour le niveau d'agitation $w=1278\ t/min$, la tendance s'inverse. Le papier peint lisse devient plus captant que le papier peint rugueux pour les particules fines mais avec des constantes de dépôt très voisines pour $2\mu m$. Notons que le papier peint lisse, contrairement au rugueux, est de type vinyle. Ceci peut s'expliquer par la présence d'autres phénomènes qui influencent le dépôt des particules par exemple les phénomènes électrostatiques. Le fait de diminuer la vitesse d'agitation c'est-à-dire le drainage des particules vers les parois affaiblit l'influence de la rugosité des parois sur le dépôt des particules et les forces électrostatiques deviennent plus remarquables lorsque l'écoulement est faible. Pour $w=1044\ t/min$, la même tendance que $w=1278\ t/min$ a été observée.

Malgré que le Plexiglas est un revêtement très lisse, une surface développée très faible $Sd(\%)=100.01$, il se positionne, du point de vue captation des particules, avec des revêtements rugueux comme le papier peint rugueux ($Sd(\%)=104.25$), le bois aggloméré ($Sd(\%)=103.92$) et le papier peint lisse ($Sd(\%)=101.93$). Ceux ci s'expliquent part une éventuelle influence électrostatique au niveau de l'interaction fluide-particule-parois. La même explication peut se donner pour le cas du bois aggloméré ($Sd(\%)=103.92$) et le papier peint lisse ($Sd(\%)=101.93$) qui devient plus captant que le papier peint rugueux ($Sd(\%)=104.25$) pour de faible vitesse de l'écoulement.

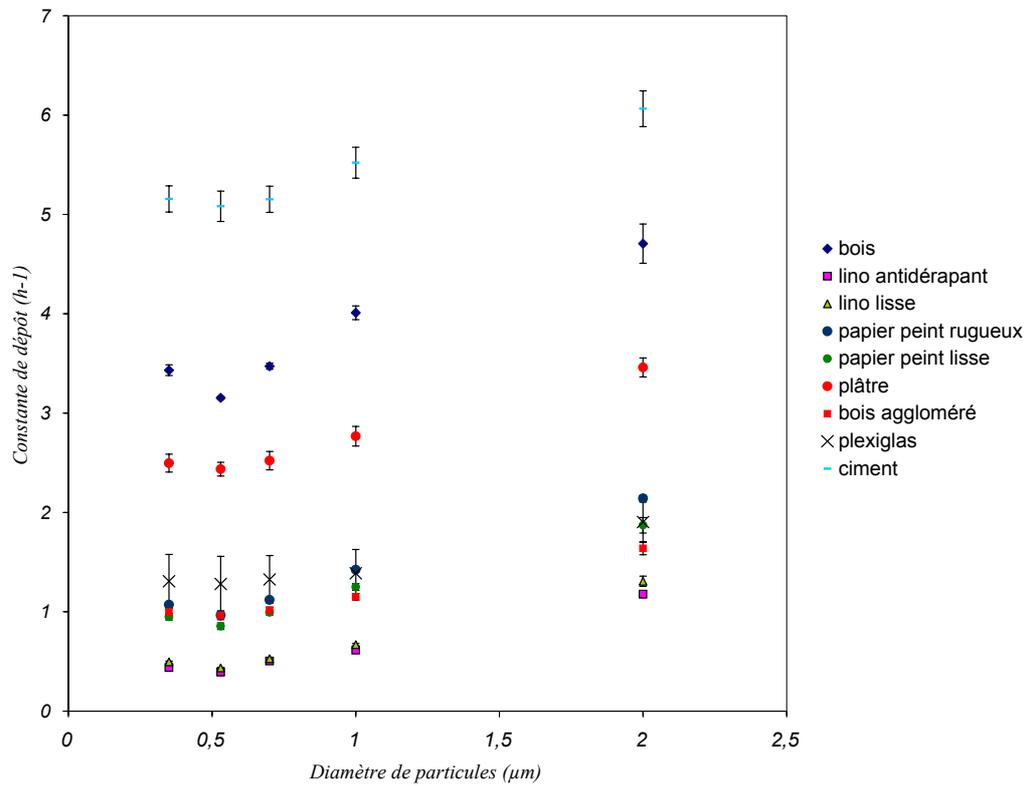


Figure III.26 : Constantes de dépôt en fonction du diamètre des particules pour différents revêtements ($w=2000$ t/min).

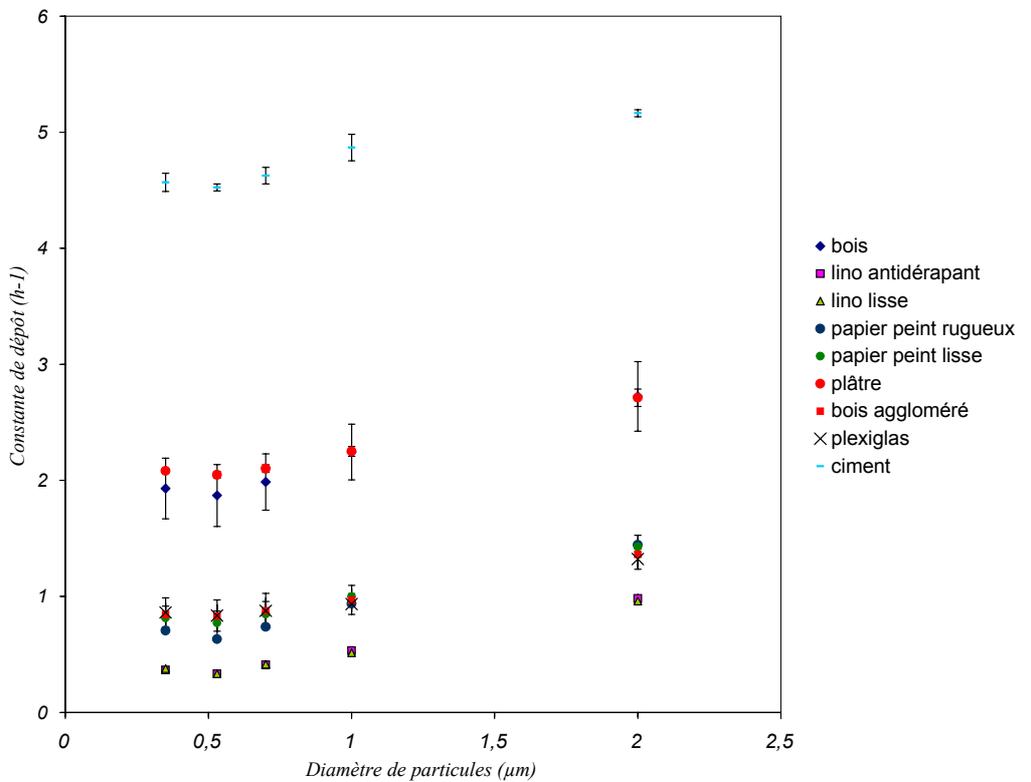


Figure III.27 : Constantes de dépôt en fonction du diamètre des particules pour différents revêtements ($w=1280$ t/min).

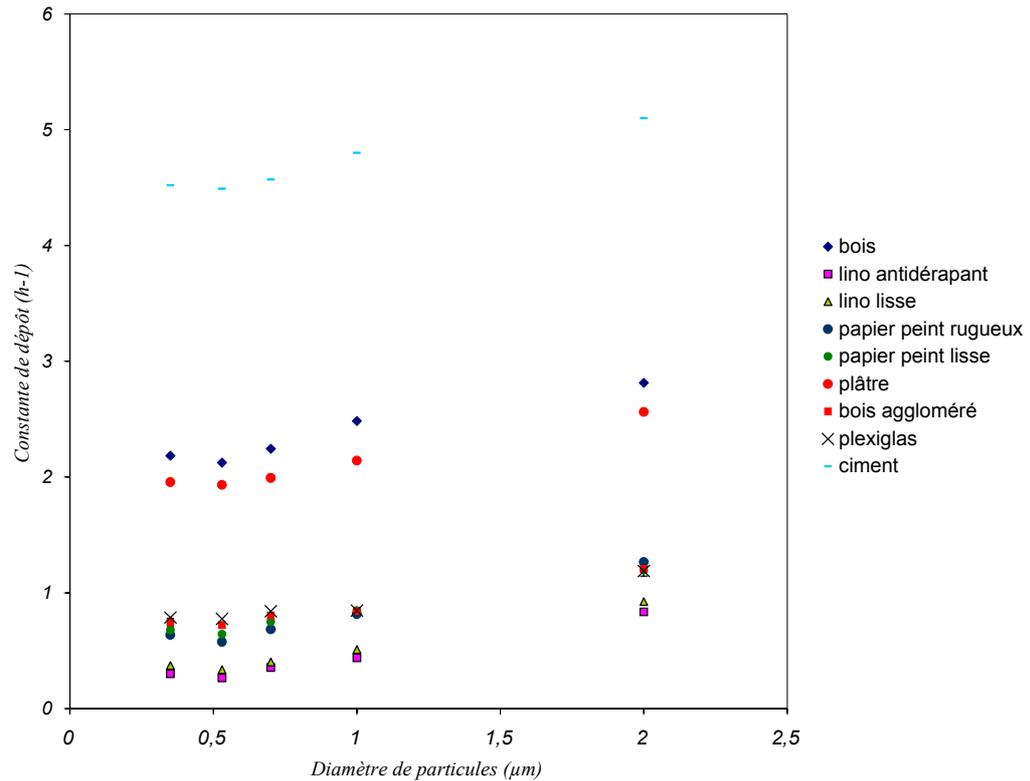


Figure III.28 : Constantes de dépôt en fonction du diamètre des particules pour différents revêtements ($w=1044 \text{ t/min}$).

Pour positionner nos résultats par rapport à la bibliographie, la figure III.29 représente nos valeurs de vitesse de dépôt expérimentales de quelques revêtements comparées aux valeurs relevées dans la littérature.

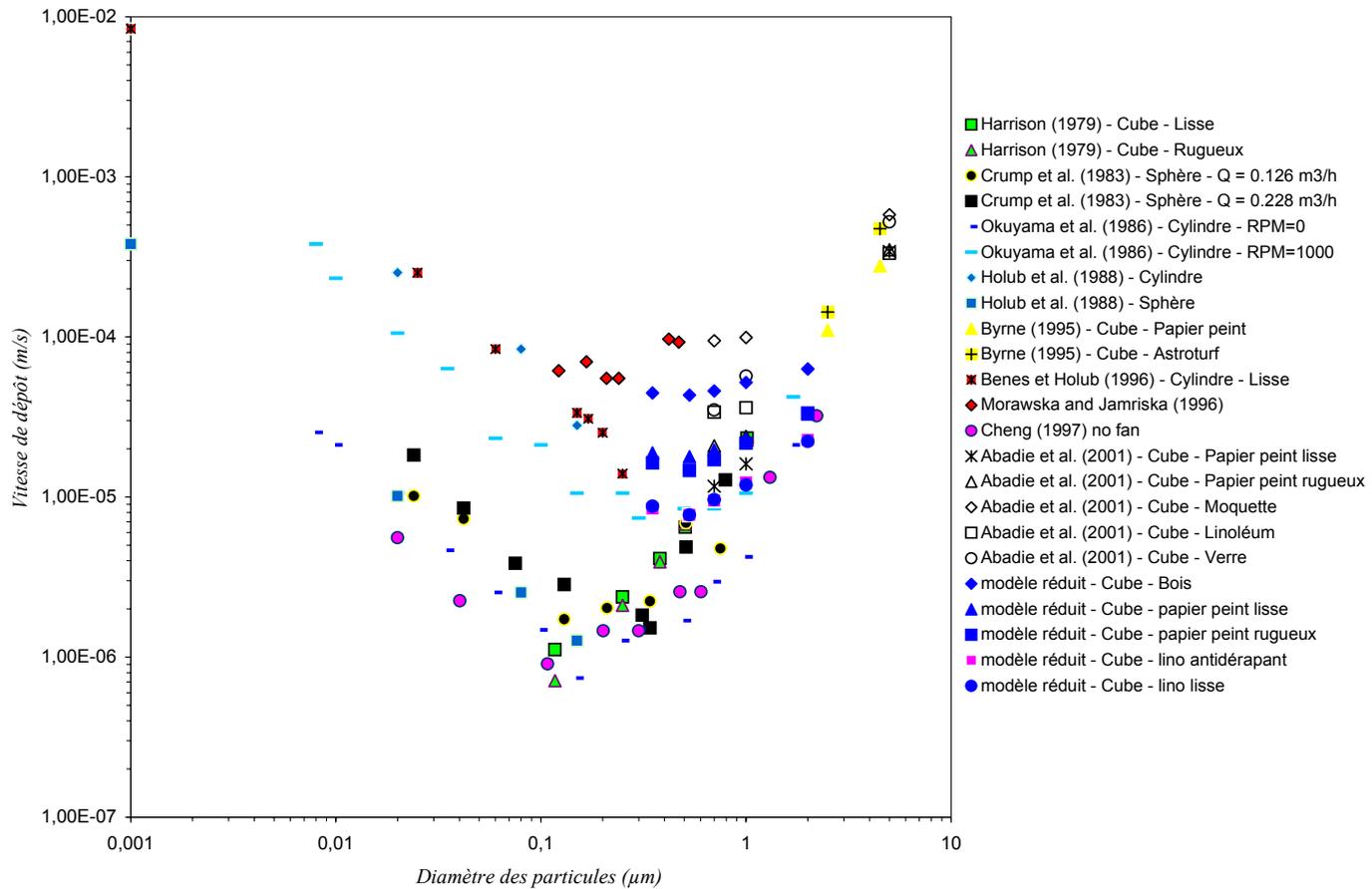


Figure III.29 : Vitesses de dépôt en fonction du diamètre des particules.

Le positionnement de nos résultats s'intègre tout à fait dans la bibliographie. Les écarts constatés confirment bien que selon le revêtement étudié, ou encore selon le niveau d'agitation considéré, le dépôt des particules peut varier de façon plus ou moins sensible. En effet, la constante de dépôt dépend de plusieurs paramètres intrinsèques liés aux revêtements des parois des bâtiments et aux écoulements. Pour mieux cerner le problème du dépôt particulaire en ambiance ventilée et généraliser nos résultats, Il est donc indispensable d'adimensionnaliser le problème.

III.3.3 adimensionnalisation du problème

Nous construisons un nombre de Reynolds de référence basé sur la vitesse d'agitation de l'hélice (point fixe à l'extrémité d'une des pales), sa distance par rapport à la paroi et la viscosité dynamique de l'air intérieur.

$$Re = \frac{LD_h\omega}{4\nu}$$

avec :

$\frac{L}{2}$: distance de l'hélice par rapport à la paroi ;

D_h : diamètre de l'hélice ;

ω : vitesse angulaire de l'hélice ;

$V_h = \frac{D_h}{2}\omega$: vitesse à l'extrémité de l'hélice ;

V_d : vitesse de dépôt ;

D : Diamètre des particules.

En représentant V_d/V_h en fonction de D/Ra , figures III.30 à III.38, nous faisons apparaître des profils adimensionnels traduisant l'interaction particule-paroi par le biais de deux rapports. L'un concernant les vitesses au cœur du caisson et l'autre (au niveau de la paroi) considère l'envergure du polluant et des aspérités du revêtement.

Le choix d'une représentation adimensionnelle fait que nous ne perdons en rien de la symétrie des profils qui montre la qualité des expérimentations en milieu « réduit bien contrôlé ». La mise en valeur de l'influence de la vitesse d'agitation pour chacun des revêtements par les figures III.30 à III.38, révèle que ω n'agit pas comme une vraie constante mais possède un impact important et complexe sur le dépôt particulaire.

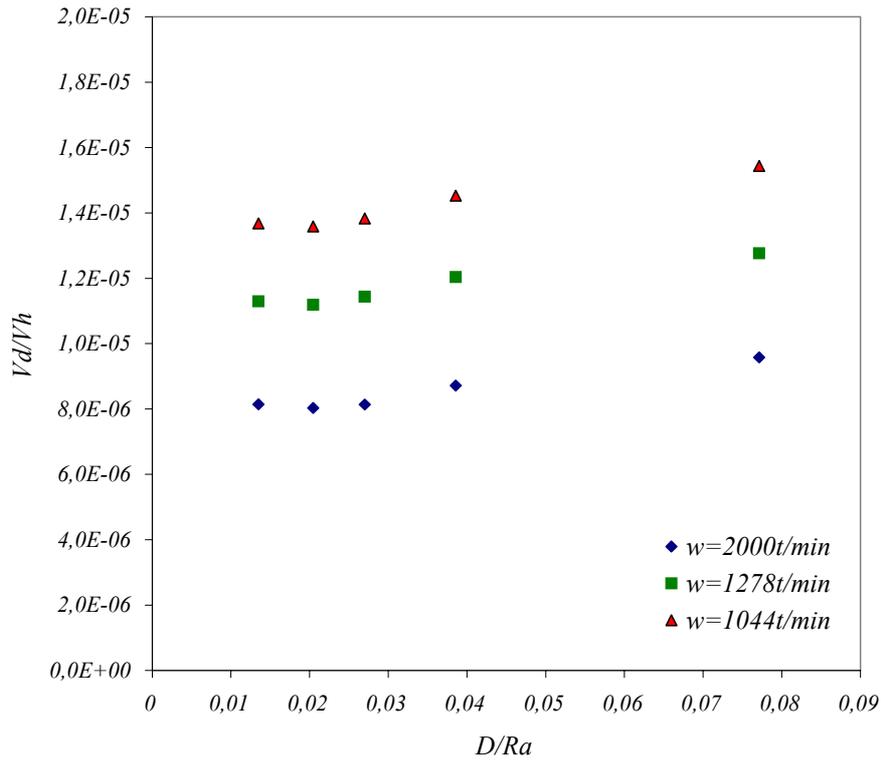


Figure III.30 : V_d/V_h en fonction de D/Ra pour différents niveaux d'agitation (Ciment)

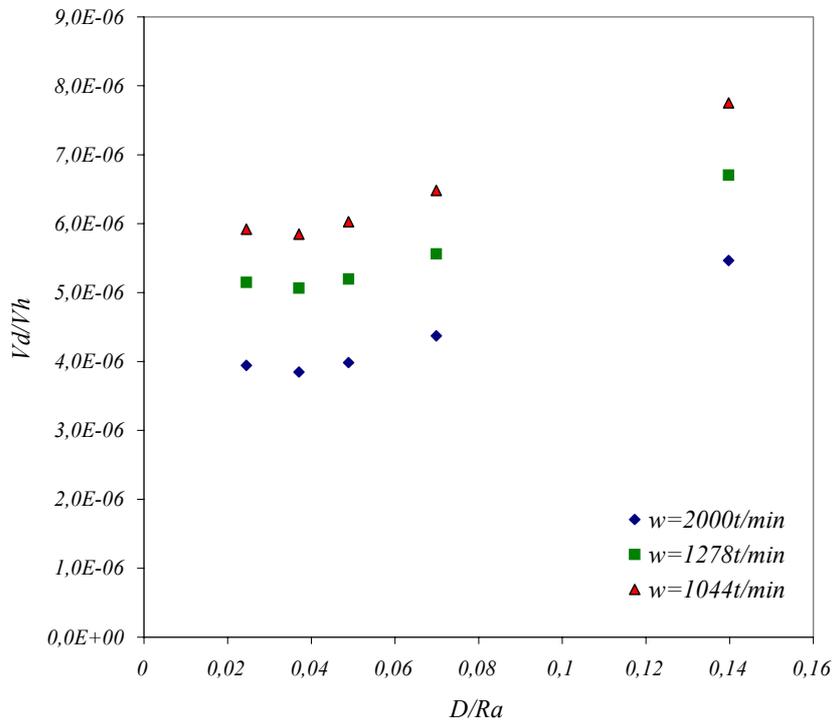


Figure III.31 : V_d/V_h en fonction de D/Ra pour différents niveaux d'agitation (Plâtre)

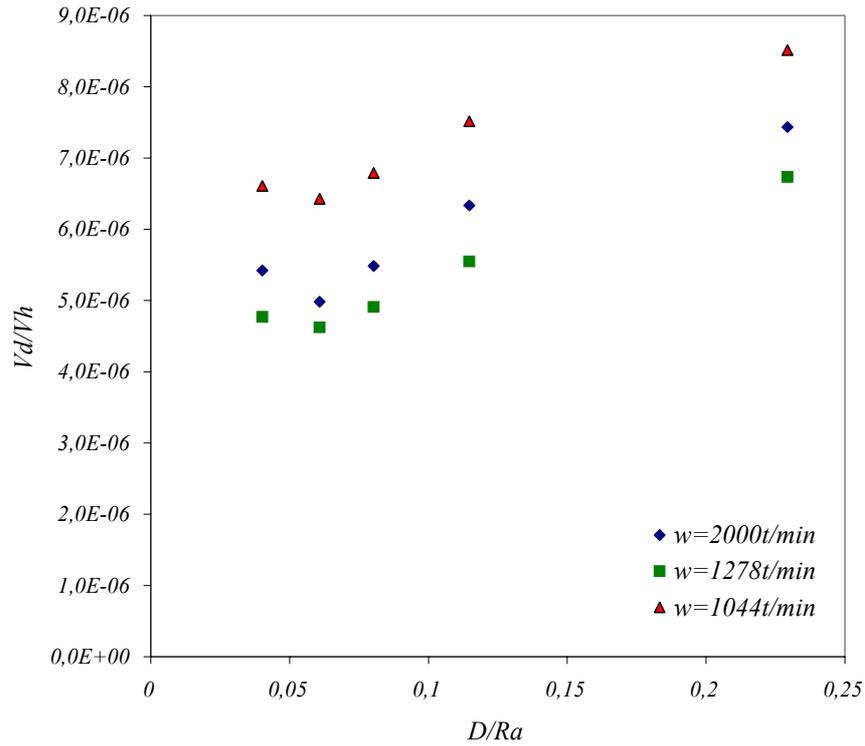


Figure III.32 : V_d/V_h en fonction de D/Ra pour différents niveaux d'agitation (Bois contre-plaqué)

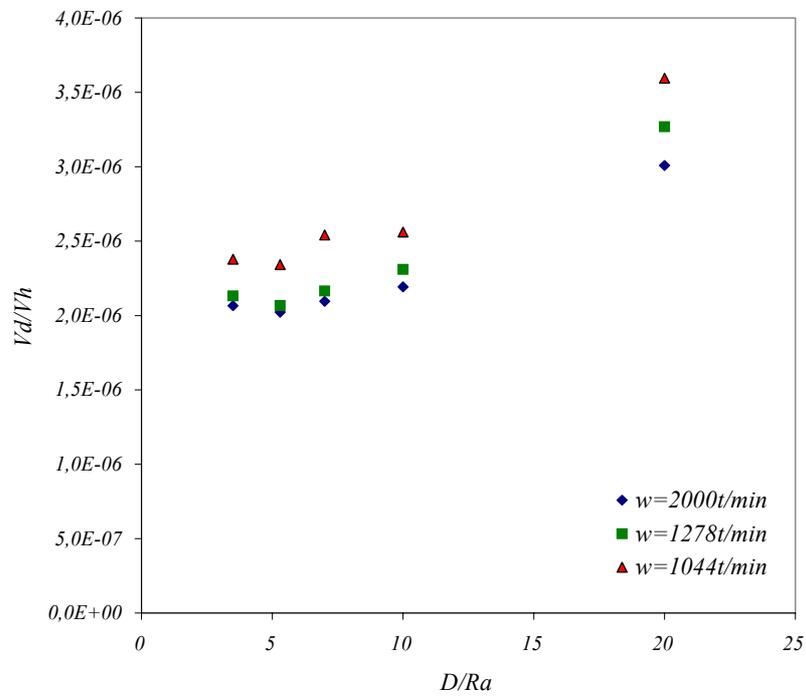


Figure III.33 : V_d/V_h en fonction de D/Ra pour différents niveaux d'agitation (Plexiglas)

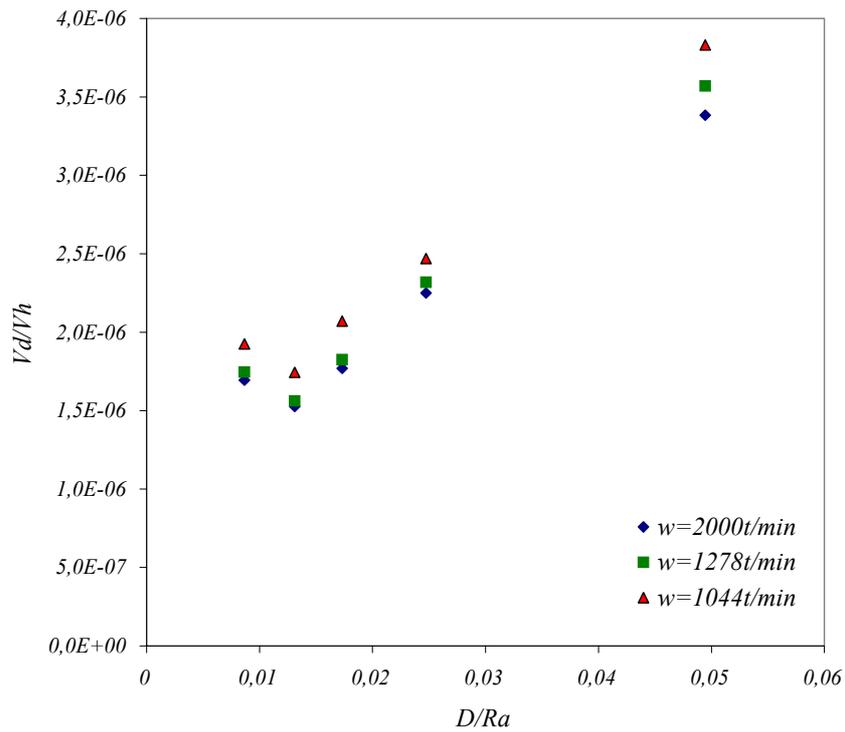


Figure III.34 : V_d/V_h en fonction de D/Ra pour différents niveaux d'agitation (Papier peint rugueux)

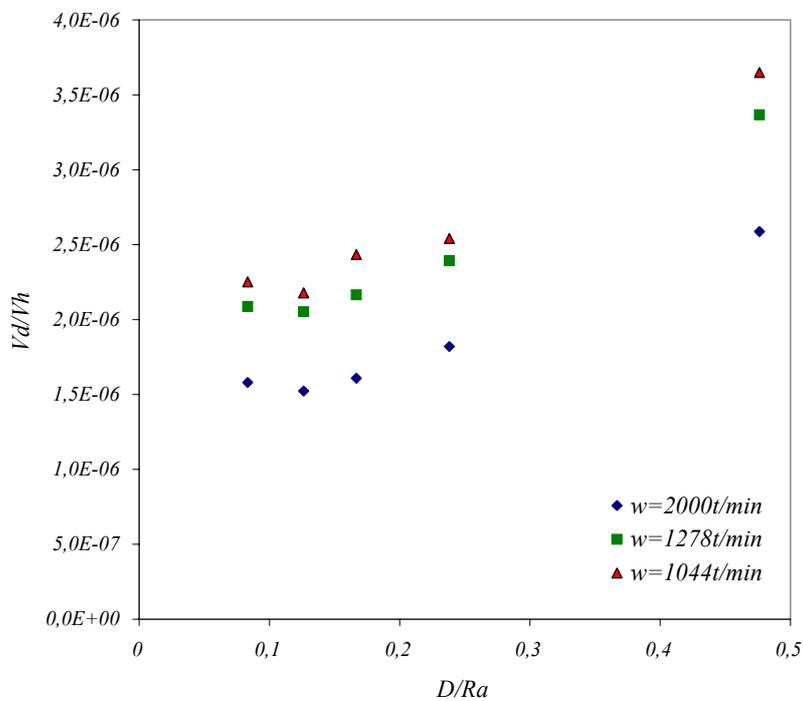


Figure III.35 : V_d/V_h en fonction de D/Ra pour différents niveaux d'agitation (Bois aggloméré)

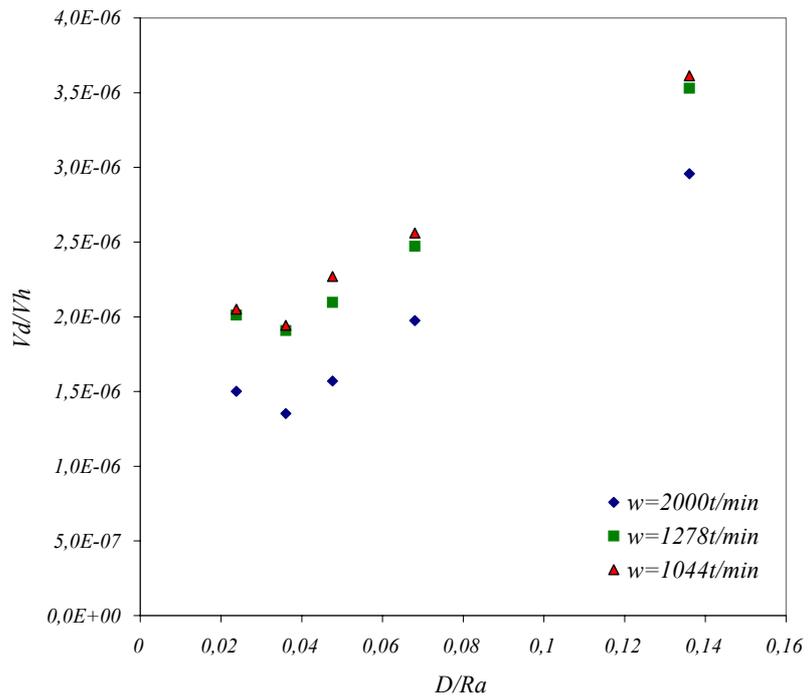


Figure III.36 : V_d/V_h en fonction de D/Ra pour différents niveaux d'agitation (Papier peint lisse)

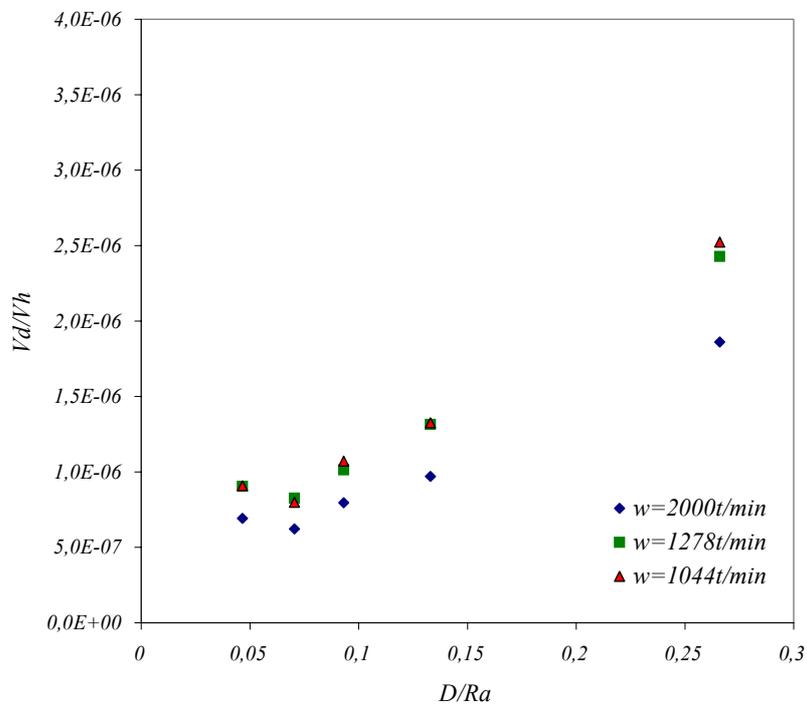


Figure III.37 : V_d/V_h en fonction de D/Ra pour différents niveaux d'agitation (linoléum antidérapant)

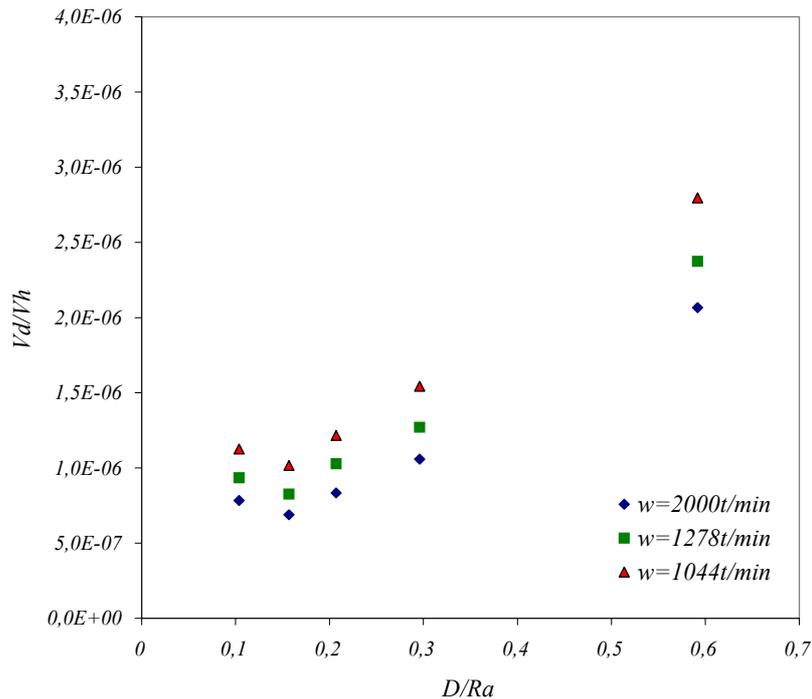


Figure III.38 : V_d/V_h en fonction de D/Ra pour différents niveaux d'agitation (linoléum lisse)

Afin de mettre en valeur l'intérêt de cette adimensionnalisation, et voir l'importance d'intégrer le paramètre Ra dans le comportement du dépôt particulaire, les figures suivantes regroupent les profils adimensionnels (III.39) puis dimensionnels (III.40) des différents revêtements pour $\omega=2000 \text{ tr/min}$.

Nous constatons que le cas adimensionnel permet une meilleure ségrégation des comportements des différents revêtements étudiés. Par exemple concernant le Plexiglas et le papier peint rugueux, nous voyons qu'ils se situent presque sur le même niveau de dépôt mais sur un intervalle très écarté pour D/Ra . Par contre, l'utilisation du paramètre dimensionnel D seul, ne fait pas apparaître une telle ségrégation (figure III.40).

Le fait d'adimensionnaliser nos résultats permet d'établir différentes plages de D/Ra . Pour des revêtements qui ont le rapport D/Ra voisin, le dépôt est alors influencé par d'autres paramètres que celui de la rugosité (le bois aggloméré, le linoléum lisse et antidérapant et le papier peint lisse).

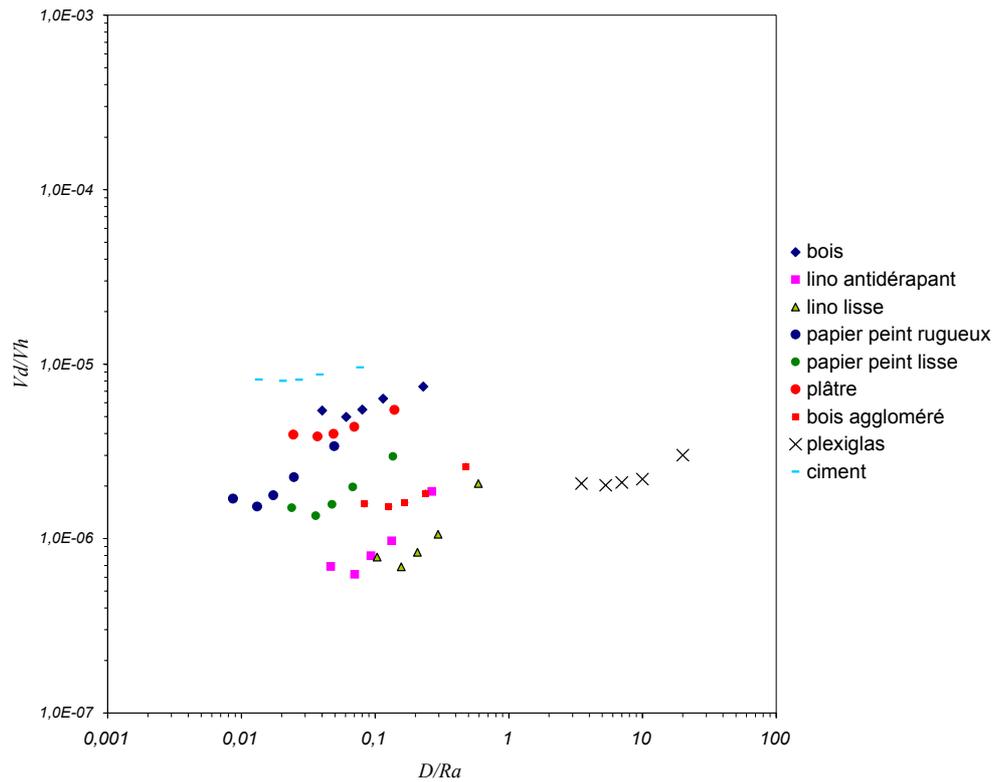


Figure III.39 : V_d/V_h en fonction de D/Ra pour différents revêtements ($w=2000$ t/min).

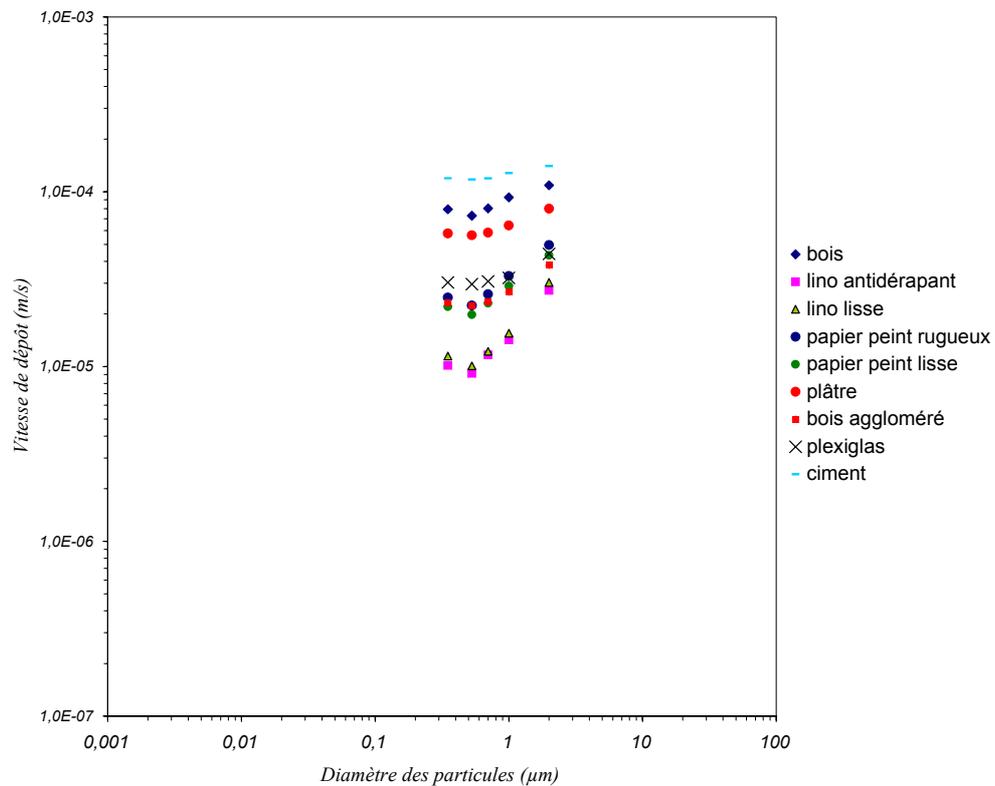


Figure III.40 : Vitesse de dépôt en fonction du diamètre des particules pour différents revêtements ($w=2000$ t/min).

CONCLUSION

Ce rapport présente la phase 1 du programme PRIMEQUAL2 concernant l'étude expérimentale de l'interaction « particule-paroi » qui a été menée au LEPTAB.

Dans la première partie de ce rapport, nous avons positionné le problème, établi un point bibliographique, puis proposé notre démarche. La seconde partie concerne le modèle globale adopté. Une troisième partie expose ensuite, les travaux expérimentaux et les résultats obtenus pour l'évaluation du dépôt particulaire à l'intérieur du bâtiment.

L'étude expérimentale réalisée sur le transfert des particules fines a été menée grâce à un dispositif expérimental en volume réduit (volume cubique à géométrie régulière). L'écoulement d'air induit par une hélice à l'intérieur du caisson expérimental est turbulent. La température et l'humidité (contrôlées tout au long des expérimentations) n'influencent pas le dépôt des particules. Les paramètres essentiels sur lesquels une variation a été réalisée dans notre étude restent les suivants : plusieurs tailles de particules fines (concernant le polluant), plusieurs types de revêtements du bâtiment (concernant les parois) et enfin plusieurs débits de ventilation (concernant le brassage).

L'évaluation des constantes de dépôts est réalisée pour 9 revêtements, 5 tailles de polluants et 3 différentes vitesses d'agitation. Une caractérisation 3D de la rugosité a été faite pour chacun des revêtements étudiés. Des paramètres intrinsèques à ces derniers ont été également évalués. La vitesse de dépôt particulaire a été calculée. Enfin, pour généraliser nos résultats, une étude adimensionnelle a également été proposée pour atteindre des profils de comportements spécifiques à chaque revêtement. L'intégration de 2 rapports adimensionnels D/Ra (diamètre des particules / rugosité) et Vd/Vh (vitesse de dépôt / vitesse à l'extrémité de l'hélice) a enfin permis une véritable « ségrégation » des profils de dépôts des particules au sein des ambiances ventilées.

Notre stratégie de recherche, veut qu'après avoir évalué expérimentalement le dépôt des particules à l'intérieur d'une ambiance ventilée, et montré l'importance du rôle des revêtements de parois ainsi que de l'écoulement d'air vis-à-vis de ce dépôt, nous nous orientons maintenant vers l'élaboration d'outils numériques de prédiction (phase 2) du dépôt particulaire. Ces derniers devront être capables, d'une part d'appréhender la migration des polluants particuliers au sein d'une ambiance (approche fine par l'évaluation des trajectoires particulaire), et d'autre part nous guider vers une optimisation des systèmes de ventilation pour améliorer la qualité sanitaire de l'air intérieur.

Références bibliographiques

ABADIE, M.

Contribution à l'étude de la pollution particulaire : rôle des parois, rôle de la ventilation.

Thèse Université de La Rochelle, Leptab, 2000.

Allen M.D. & Raabe O.G.

Re-evaluation of millikan's oil drop data for the motion of small particles in air

Journal of Aerosol Science, Vol. 13:6, pp. 537-547, 1982.

Alloul M.

Réentraînement par écoulement d'air d'une contamination particulaire déposée sur une surface.

Thèse, Université de Paris XII (Lpatc), 2002.

Bouilly J.

Étude de l'Impact de la Pollution Particulaire sur la Qualité de l'Air Intérieur en Site Urbain

Thèse Université de La Rochelle, Leptab, 2003

Bowen, B.D. and Masliyah, J.H.

Canadian Journal of Chemical Engineering, Vol 51, pp. 8-15, 1973.

Brock, J.R.

On the Theory of Thermal Forces Acting on Aerosol Particles.

Journal of Colloid Science, Vol. 17, pp. 768–780, 1962.

Buckley & Loyalka

Cunningham correction factor and accommodation coefficient: Interpretation of Millikan's data.

Journal of Aerosol Science, Vol. 20:3, pp. 347-349, 1989.

Byrne, M.A.

An Experimental Study of the Deposition of Aerosol on Indoor Surfaces.

Thesis for the degree of Doctor of Philosophy of the University College of London and the Diploma of Imperial College, 1995.

Chan, L.Y., Kwok, W. S. et al. and Chan, C. Y.

Human exposure to respirable suspended particulate and airborne lead in different roadside microenvironments.

Chemosphere, Vol. 41, pp. 93-99, 2000.

Chen, B.T., Yeh, H.C. and Cheng, Y.S.

Evaluation of an environmental reaction chamber.

Aerosol Science and Technology, Vol. 17, pp. 9-24, 1992

Cheng Y.S.

Wall deposition of radon progeny and particles in a spherical chamber.

Aerosol Science and Technology, Vol. 27, pp. 131-146, 1997.

Crump, J.G., Flagan, R.C. and Seinfeld, J.H.

Particle wall loss rates in vessels.

Aerosol Science and Technology, Vol. 2, pp. 303-309, 1983.

Cunningham, E.

On the Velocity of Steady Fall of Spherical Particles Through Fluid Medium.

Proc. R. Soc., Vol. A83, pp. 357-365, 1910.

Cunningham E.

On the velocity of steady fall of spherical particles through fluid medium.

Proc. R. Soc., Vol. A83, pp. 357-365 1910.

Dahneke, B.

The Capture of Aerosol Particles by Surfaces.

Journal of Colloid Interface Science, Vol. 37, pp 342-353, 1971.

Etkin, D. S.

Particulates in Indoor Environments: Characterization and Health Effects.

Indoor Air Quality Update, Cutter Information Corp., 1994.

Fogh, C.L., Byrne, M.A., Roed, J. and Goddard, A.J.H.

Size specific indoor aerosol deposition measurement and derived I/O concentrations ratios.

Atmospheric Environment, Vol. 31, pp. 2193-2203, 1997.

Fuchs, N.A.

The Mechanics of Aerosols.

Pergamon, Oxford, 1964.

Guichard,

La pollution particulaire des milieux gazeux.

Journée d'étude des problèmes de mesure et de contrôle de la pollution particulaire en milieu gazeux. Seeri Ed., Paris, 1969

Hall D.

Measurements of the mean force on a particle near a boundary in turbulent flow.

J. Fluid Mech, Vol. 187, pp. 451-466, 1988.

Harrison, A.W.

Quiescent Boundary Layer Thickness on Aerosol Enclosures under Convective Stirring Conditions.

Journal of Colloid and Interfacial Science, Vol. 69, pp. 563-570, 1979.

Heywood, H.

Symposium Interaction Fluids and Particles.

Institute Chemical Engineering, London, pp.1-8, 1962.

Hinds, W.C.

Aerosol Technology : Properties, Behaviour, and Measurement of Airborne Particles.
Edited by John Wiley & Sons, Inc, 1982.

Jansson A., Christensson B., Johansson J. and Must A.

Indoor Air Particles – Determination of Presence and Behaviour.
8th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, 1999.

Kildeso, J., Nielsen J.B. and Schneider T.

Cross-sectional study of Surface Dust Contamination in Danish Schools and Day-Care Centers.
8th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, 1999.

Koutrakis, P., Briggs, S.L.K. and Leaderer, B.P.

Source Apportionment of Indoor Aerosols in Suffolk and Onondaga Counties.
Environment Science Technology, Vol. 26, pp. 521-527, 1992.

Lai, A.C.K., Byrne, M.A. and Goddard, A.J.H.

Aerosol deposition in turbulent channel flow on a regular array of three dimensional roughness elements.
J. Aerosol Sci., Vol. 32, pp. 121–137, 2001a.

Lai, A.C.K.

Particle deposition indoors: a review.
Indoor Air, Vol. 12, pp. 211-214, 2002.

Lai, A.C.K. Nazaroff, W.W.

Supermicron particle deposition from turbulent chamber flow onto smooth and rough vertical surfaces.
Atmospheric Environment, article in press.

Lange, C.

Indoor Deposition and the Protective Effect of Houses against Airborne Pollution.
Ph.D Thesis (Riso National Laboratory), Denmark, Mai 1995.

Lengweiler, P., Moser, A. and Nielsen, P.V.

New Functions to Model Measured Deposition and Resuspension Rates of Particles.
8th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, 1999.

Loewenstein, J.C.

Etude des Relations Fines entre Pollutions Intérieure et Extérieure dans un Hôpital de la Région Parisienne.
E.D.F., mars 1990.

Long, C., Suh, H., Koutrakis, P.

Characterisation of indoor particle sources using continuous mass and size monitors.
J Air and Waste Manage Assoc., Vol. 50, pp. 1236-1250, 2000

Monn, C. and Junker, M.

Indoor/Outdoor Ratios, Deposition and Resuspension of Fine and Coarse Particles.
8th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, 1999.

Morawska, L. & Jamriska, M.

Deposition of radon progeny on indoor surfaces.
Journal of Aerosol Science, Vol. 27, pp. 305-312, 1996.

Nazaroff, W.W., Gadgil, A.J. and Weschler, C.J.

Critique of the Use of Deposition Velocity in Modeling Indoor Air Quality.
Modeling of Indoor Air Quality and Exposure, ASTM STP 1205, Niren L. Nadga, Ed.,
American Society for Testing and Material, Philadelphia, pp. 81-104, 1993.

Nomura, Y., Hopke, P.K., Fitzgerald, B. and Mesbah, B.

Deposition of particles in a chamber as a function of ventilation rate.
Aerosol Sci. Technol., Vol. 27, pp. 62-72, 1997.

Offermann, F.J., Sextro, R.G., Fisk, W.J., Grimsrud, D.T., Nazaroff, W.W., Nero,
A.V., Revzan, K.L. and Yater J.

Control of Respirable Particles in Indoor Air with Portable Air Cleaners.
Atmospheric Environment, Vol. 19, n° 11, pp. 1761-1771, 1985.

Oglesby, L., Künzli, N., Rössli, M., Braun-Fahrländer, C., Mathys, P., Stern, W., Jantunen,
M., Kousa A.

*Validity of ambient levels of fine particles as surrogate for personal exposure to outdoor air
pollution - Results of the European Expolis-EAS Study (Swiss Center Basel).*
J Air and Waste Manage Assoc., Vol.50, pp.1251-1261, 2000.

Okuyanna, K., Kousaka, Y., Yamamoto, S. and Hosokaya, T.

Particle Loss of Aerosols with Particle Diameters between 6 and 2000 nm in a Stirred Tank.
Journal of Colloid and Interface Science, Vol. 110, pp. 214-223, 1986.

Owen, M.K. and Sparks, L.E.

Airborne Particle Sizes and Sources Found in Indoor Air.
Indoor Air 90, July 1990.

Perrin M.L.

Etude de la dynamique d'aérosols fins produits artificiellement. Application à l'atmosphère
Thèse, Paris VI, rapport CEA R 5062, 140p, 1980.

PRIMEQUAL.

*Programme Interministériel pour une Meilleure QUALité de l'air à l'échelle locale et
urbaine.*

Projets, 1999 – 2002.

Rader, D.J.

Momentum slip correction factor for small particles in nine common gases.
Journal of Aerosol Science, Vol. 21:2, pp. 161-168, 1990.

Reeks M.W. & Hall D.

Kinetic models for particle suspension in turbulent flow
Journal Physics D. Appl. Phys., Vol. 21, pp. 574-589, 2001.

Reist, P.C.

Aerosol Science and Technology, second ed.
McGraw-Hill, Inc., New York, 1993.

Renoux, A. et Boulaud, D.

Les Aérosols : Physique et Métrologie.
Lavoisier Tech&Doc, 1998.

Sandu, A.

Contribution à l'Etude Numérique du Transport Turbulent de Polluants Particulaires en Cavités.

Thèse de doctorat des universités de La Rochelle (France) et de Bucarest (Roumanie),
décembre 1999.

Stetzenbach, L.D.

Microbiology of Indoor Environment.

Proceedings of Assessing Microbiological Contamination of Indoor Environments, Fairfax,
Virginia, USA. Mid-Atlantic Environmental Hygiene Resource Center, Philadelphia, USA,
1994.

Thatcher, T.L. and Layton, D.W.

Deposition, Resuspension and Penetration of Particles within a Residence.
Atmospheric Environment, Vol. 29, pp. 1487-1497, 1995.

Thatcher, T.L., Lai, A.C.K., Moreno-Jackson, R., Sextro, R.G. and Nazaroff, W.W.

Effects of room furnishings and air speed on particle deposition rates indoors.
Atmospheric Environ., Vol. 36, pp.1811–1819, 2002.

Van Dingenen, R., Raes, F. and Vanmarcke, H.

Molecule and aerosol particle wall loss in smog chambers made of glass.
Journal of Aerosol Science, Vol. 20, pp. 113-122, 1989.

Wadell, H.

Journal of Geology.
Vol. 41, pp. 310-331, 1933.

Waldmann, L. and Schmitt, K.H.

Aerosol Science.
C.N. Davies (Ed.), Academic Press, London, 1966.

Xu, M., Nematollahi, M., Sextro, R.G., Gadgil, A.J. and Nazaroff, W.W.

Deposition of Tobacco Smoke Particles in a Low Ventilation Room.
Aerosol Science and Technology, Vol. 20, pp. 194-206, 1994.

PHASE 3 :
ÉTUDE DU TRANSFERT PARTICULAIRE
À ÉMISSION CONTROLÉE

Olivier RAMALHO¹
Jacques RIBÉRON¹
Evelyne GEHIN³
Karim LIMAM²

*¹Centre Scientifique et Technique du
Bâtiment (CSTB),*

*²Laboratoire d'études des phénomènes
de transfert appliqués au bâtiment
(LEPTAB, Université de La Rochelle),*

*³Centre d'études et recherche en
thermique environnements et systèmes
(CERTES, Université Paris XII),*

CSTB
le futur en construction



Avec la participation de :
Bernard COLLIGNAN¹, Julien GARRIGUE¹ et Patrick O'KELLY¹

SOMMAIRE

1	INTRODUCTION.....	4
2	OBJECTIFS	5
3	MATERIEL & METHODES.....	6
3.1.	Description de la chambre expérimentale	6
3.1.1.	Géométrie de la chambre.....	6
1.1.1	Matériaux de la chambre expérimentale	9
1.1.2	Instrumentation de la chambre expérimentale	10
1.1.3	Génération de particules latex	15
1.1.4	Génération de particules d'encens	18
4	RESULTATS	21
4.1.	Génération de particules polystyrène latex	23
4.1.1.	Papier peint lisse.....	23
4.1.1.1.	Renouvellement d'air 0,5 vol/h.....	23
4.1.1.2.	Renouvellement d'air 1 vol/h.....	25
4.1.2.	Papier peint rugueux.....	26
4.1.2.1.	Renouvellement d'air 0,5 vol/h.....	26
4.1.2.2.	Renouvellement d'air 1 vol/h.....	26
4.2.	Génération particules de combustion de l'encens pin.....	28
4.2.1.	Papier peint lisse.....	28
4.2.1.1.	Renouvellement d'air 0,5 vol/h.....	28
4.2.1.2.	Renouvellement d'air 1 vol/h.....	29
4.2.2.	Papier peint rugueux.....	31
4.2.2.1.	Renouvellement d'air 0,5 vol/h.....	31
4.2.2.2.	Renouvellement d'air 1 vol/h.....	33
4.3.	Discussion	35
5	CONCLUSION	38
6	REFERENCES.....	40

Liste des figures

Figure 1 : Plan de situation de la chambre 1 au niveau de la maison expérimentale.....	6
Figure 2 : géométrie de chambre étudiée	7
Figure 3 : dimensions des bouches de ventilation.....	8
Figure 4 : vues partielles de la chambre étudiée (paroi sud, coin sud-ouest et paroi nord).	8
Figure 5 : Dispositif d'extraction et station de pilotage du dispositif.....	11
Figure 6 : Vues des points de prélèvements. Figure de gauche : coin SE (Face entrée air). Au centre : coin NO (Face extraction). A droite : Face extraction (autre vue).....	13
Figure 7 : Vue générale façade sud avec les 4 sondes de vitesse positionnées dans l'axe du soufflage et les 3 points de prélèvements entrée air (en haut à droite), face entrée air (à gauche de la phoyo) et centre (au premier plan).	14
Figure 8 : Vue du prélèvement au centre avec position du point d'injection (à gauche). Vue extérieure de la chambre depuis la fausse porte (à droite).	14
Figure 9 : Vue du prélèvement au niveau de l'extraction et de la position de la sonde de vitesse.	15
Figure 10 : Dispositif de génération de particules polystyrène latex.	15
Figure 11 : Module de génération d'air.	16
Figure 12 : Module de génération d'aérosol (gauche) et schéma de coupe de l'atomiseur (droite).....	16
Figure 13 : Sécheur à diffusion (modèle 3062, TSI).....	16
Figure 14 : Génération des particules de Latex 0,53 μm – Intercomparaison des 5 appareils (essais 1 et 2).	17
Figure 15 : Profil granulométrique des particules latex générées.	17
Figure 16 : Stabilité de l'émission de particules d'encens ($d_i = 0,575 \mu\text{m}$) testées en enceinte expérimentale (phase 1 du projet). Profil granulométrique associé (à droite).	18
Figure 17 : Vue générale de la combustion d'un bâtonnet d'encens dans le volume.	19
Figure 18 : Variations du jet de fumée blanche lors de la combustion d'encens.....	20
Figure 19 : Exemple de régression sur données brutes et lissées sur 1 ou 5 minutes.	22
Figure 20 : Suivi des vitesses moyennes enregistrées (essai 1 à gauche, essai 2 à droite).	23
Figure 21 : Suivi des températures de parois (essai 1 à gauche, essai 2 à droite).	23
Figure 22 : Suivi des températures d'air (essai 1 à gauche, essai 2 à droite).....	24
Figure 23 : Evolution de la concentration en nombre de particules dans le volume (essai 1 à gauche, essai 2 à droite).	24
Figure 24 : Suivi des vitesses moyennes enregistrées (latex, TRA = 1 vol/h).	25
Figure 25 : Suivi des températures de parois (à gauche) et des températures d'air (droite).	25
Figure 26 : Evolution de la concentration en nombre dans le volume (latex, TRA 1 vol/h, essai 1).....	26
Figure 27 : Suivi des vitesses moyennes (latex, 1 vol/h, PP rugueux).	26

Figure 28 : Suivi des températures de paroi et à différents points du volume.	27
Figure 29 : Evolution de la concentration en nombre de particules de latex ($d = 0,53 \mu\text{m}$)....	27
Figure 30 : Suivi des vitesses moyennes mesurées (encens, PP lisse, 0,5 vol/h).....	28
Figure 31 : Suivi des températures paroi et air (encens, PP lisse, 0,5 vol/h).	28
Figure 32 : Evolution de la concentration de particules (encens, PP lisse, 0,5 vol/h)	29
Figure 33 : Suivi des vitesses moyennes (encens, PP lisse, 1 vol/h, essais 1 et 2)	29
Figure 33 : Suivi des températures d'air moyennes (encens, PP lisse, 1 vol/h, essais 1 et 2) ..	30
Figure 33 : Suivi des températures de parois (encens, PP lisse, 1 vol/h, essais 1 et 2).....	30
Figure 34 : Essai 1 (24/10/06 11:08) Essai 2 (02/11/06 14:58)	30
Figure 35 : Essai 1 (03/11/06 19:58).....	32
Figure 36 : Essai 1 (03/11/06 15:49).....	34

Liste des tableaux

Tableau 1 : positions des bouches de ventilation (en cm).....	8
Tableau 2 : Nature et surface des revêtements apparents de la chambre expérimentale. Rapport S/V, rapport de la surface de matériau par rapport au volume de la chambre.	9
Tableau 3 : Paramètres de rugosité (synthèse phase 2).....	9
Tableau 4 : Vitesse de dépôt des particules de latex selon le degré d'agitation (ω , vitesse de rotation de l'hélice dans la cellule test, voir phase 2) et constante de dépôt rapportée à la pièce expérimentale de MARIA.....	10
Tableau 5 : Position des sondes de températures de parois.....	11
Tableau 6 : Position des sondes de vitesse dans le volume.....	12
Tableau 7 : Position des prélèvements de particules dans le volume.....	13
Tableau 8 : Synthèse de la génération de particules latex ($0,53 \mu\text{m}$).....	18
Tableau 9 : Synthèse de la génération de particules issues de la combustion d'un bâtonnet d'encens.	19
Tableau 10 : Synthèse des essais réalisés.....	21
Tableau 11 : Paramètres des modèles déterminés pour chaque essai.	36

1 INTRODUCTION

L'exposition aux particules dans notre environnement domestique dépend non seulement de la présence de sources intérieures, mais du transport des particules émises dans un volume ou même à travers plusieurs volumes jusqu'à l'occupant. Ce transport est dirigé par les mouvements d'air générés par la ventilation, la convection, la turbulence, mais également par les interactions des particules avec les surfaces, dominés par la sédimentation ou la diffusion selon la taille des particules, interactions rassemblées sous le vocable plus général de dépôt (voir la phase 2 de l'étude). Enfin, les particules peuvent également être soumises à des changements physiques affectant :

- le diamètre : condensation / évaporation des particules liquides
- le nombre : nucléation homogène / hétérogène des particules ultrafines
- le diamètre et le nombre : coagulation thermique ou cinématique après collisions de particules liés au mouvement brownien ou à des forces externes.

L'étude expérimentale présentée dans cette phase est centrée sur une seule taille de particules (0,5 μm) limitant son intérêt aux seules particules fines et non aux particules ultrafines pourtant majoritairement émises durant les activités domestiques. Ce choix est lié d'une part à la difficulté pratique de rassembler plusieurs spectromètres dans un même volume permettant de suivre la concentration de nanoparticules en temps réel. Mais il est également et surtout lié à la difficulté de transposer les modèles numériques développés dans la phase 4 de l'étude à ces tailles de particules. En effet, le nombre important de paramètres physiques à prendre en compte multiplierait considérablement les temps de calcul et de plus l'équipe du LEPTAB n'a pas engrangé suffisamment d'expérience sur la modélisation des particules ultrafines pour permettre un développement conséquent dans le temps imparti à l'étude.

Il nous a toutefois semblé important d'associer à la génération de particules calibrées de latex, un aérosol plus complexe et surtout plus représentatif d'une activité domestique donnée. Il était nécessaire de choisir une génération stable de particules au cours du temps. Parmi les activités testées, la combustion d'un bâtonnet d'encens et le chauffage d'appoint à pétrole sont les seules sources présentant un niveau suffisamment stable de particules émises. Le chauffage d'appoint a été écarté, compte tenu des émissions exclusives en particules ultrafines et également du fait des turbulences que cette source occasionnerait dans le volume, compliquant d'autant la tâche de modélisation ultérieure. La combustion d'un bâtonnet d'encens a donc été choisie comme source "représentative" d'une activité domestique réelle.

2 OBJECTIFS

L'émission de particules en situation contrôlée est réalisée en grandeur réelle pour différents scénarios de sources et de configuration (revêtements, renouvellement d'air) dans une pièce de la maison expérimentale MARIA afin de déterminer l'influence de certains facteurs sur le transport des particules au sein d'un volume :

- nature de l'aérosol : microsphères de polystyrène latex ou particules associées à la combustion de l'encens,
- taux de renouvellement d'air : 0,5 ou 1 vol/h,
- rugosité des revêtements : papier peint lisse ou rugueux (testés durant la phase 2 au LEPTAB).

Les mesures réalisées dans la pièce de la maison expérimentale MARIA servent également de cadre de validation à la simulation numérique élaborée au cours de la phase 4. Ce type de développement a pour objectif de permettre d'une part l'évaluation de l'exposition des occupants face à différentes tailles de polluants particuliers en considérant différents scénarios, et d'autre part la prédiction du dépôt particulaire sur l'ensemble des surfaces du bâtiment.

3 MATERIEL & METHODES

3.1. Description de la chambre expérimentale

La chambre expérimentale est située au sein de la maison expérimentale MARIA (Maison Automatisée pour la Recherche Innovante sur l'Air). C'est une maison individuelle sur 3 niveaux contrôlée et instrumentée au regard des paramètres thermo-aérauliques associée à une station météorologique (Riberon & O'Kelly, 2002). La maison est située sur le site du Centre Scientifique et Technique du Bâtiment à Marne-la-Vallée. Elle comprend 4 chambres, une douche et une salle de bain au 1^{er} étage. Le séjour, la cuisine et les toilettes sont situées au rez-de-chaussée. Un sous-sol total comprend un garage et la pièce de contrôle centrale permettant d'enregistrer et visualiser l'ensemble des paramètres mesurées. La maison expérimentale a été utilisée pour étudier la chimie de l'air intérieure en période estivale (Nicolas et al., 2005, 2003), le transport de polluant gazeux (Koffi et al., 2007) et comme support à des études de modélisation numérique (Akoua, 2004; Akoua et al., 2003, 2005).

3.1.1. Géométrie de la chambre

La chambre 1 a été utilisée pour les expérimentations. Le sol de la chambre nue est en béton et les murs et plafonds sont peints en blanc. Un pan de placoplâtre vient fermer le retour présent dans le coin nord-ouest. Une fenêtre sur la façade ouest est maintenue constamment fermée, comme le volet. La lumière (néons) est allumée durant les essais. Une fausse porte a été installée à l'entrée. Elle est munie d'une bouche d'extraction en partie basse.

Le volume de la chambre est de $30,5 \text{ m}^3$. La surface totale de la chambre est de $62,9 \text{ m}^2$. Le rapport surface / volume est alors de $2,06 \text{ m}^2/\text{m}^3$.

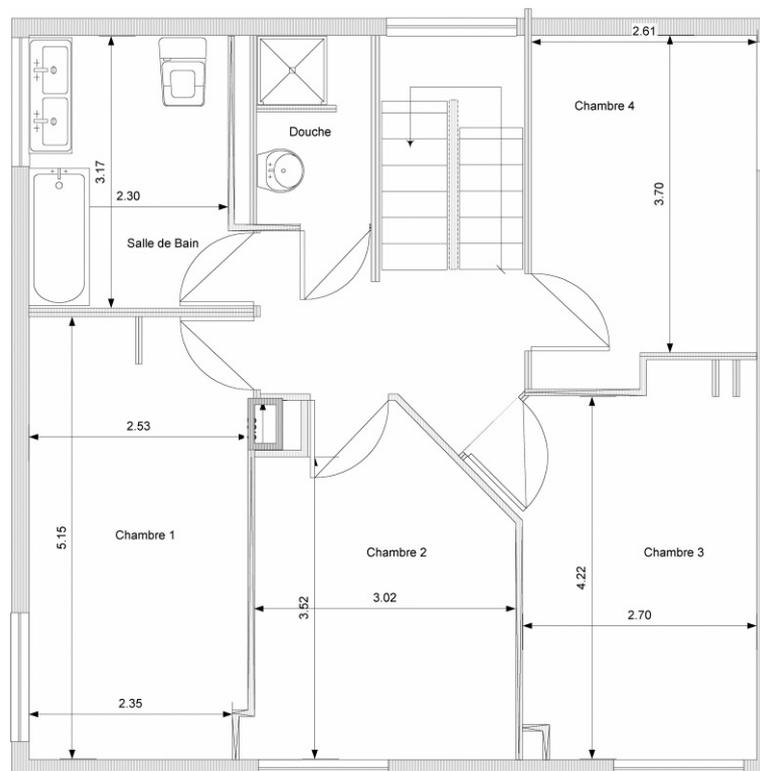


Figure 1 : Plan de situation de la chambre 1 au niveau de la maison expérimentale.

La Figure 2 présente la géométrie de la chambre expérimentale étudiée.

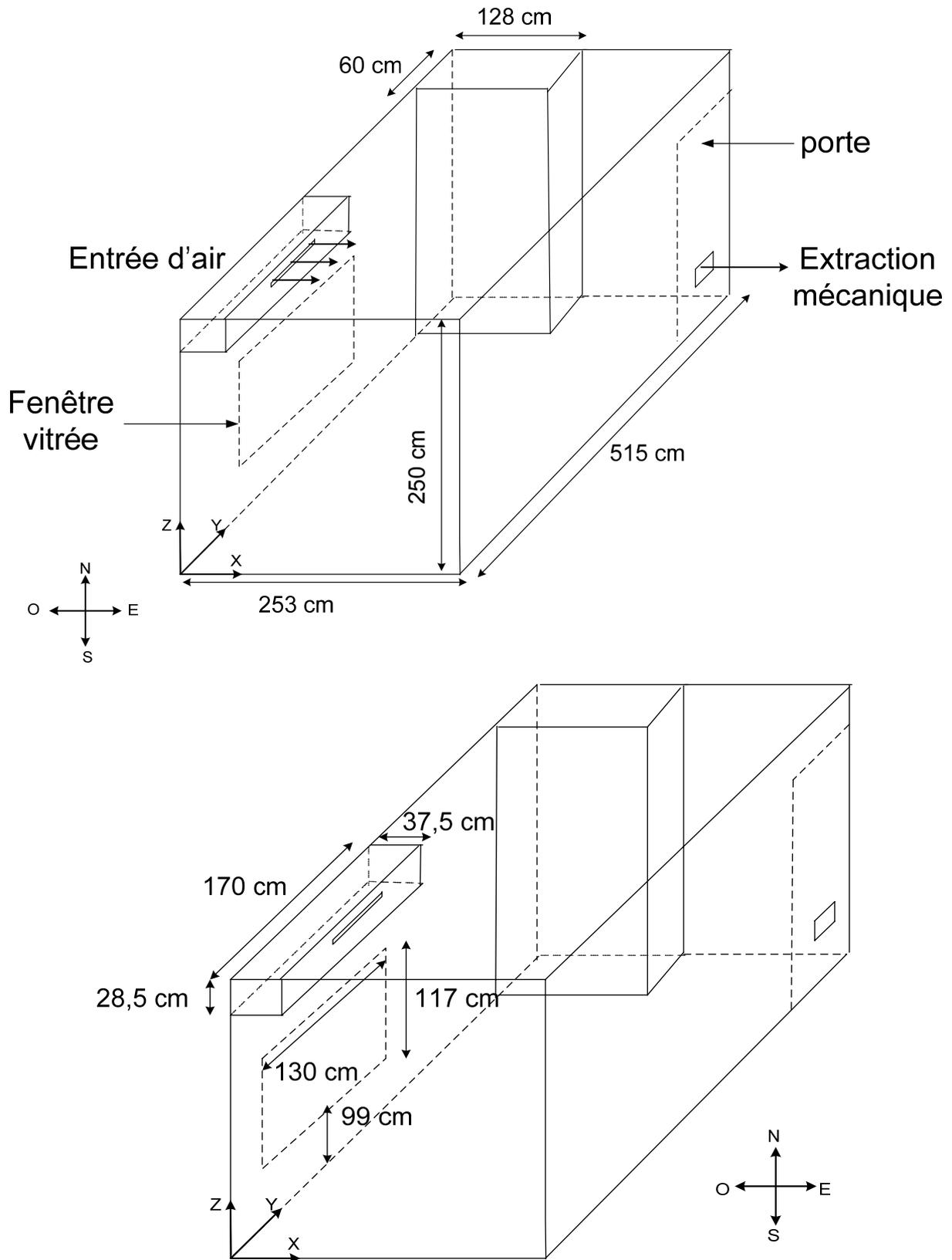


Figure 2 : géométrie de chambre étudiée

La Figure 3 présente les dimensions des bouches de ventilation (voir page suivante).

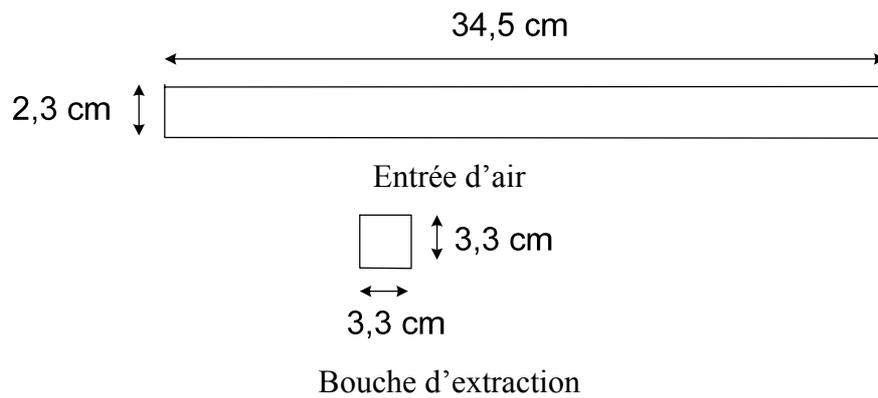


Figure 3 : dimensions des bouches de ventilation

Le Tableau 1 présente les positions des bouches de ventilation dans le système de coordonnées cartésien présenté dans la Figure 2.

Entrée d'air			Bouche d'extraction		
x	y	z	x	y	z
37,5	85	235,75	253	473,35	14,65

Tableau 1 : positions des bouches de ventilation (en cm).

La Figure 4 présente des vues partielles de la chambre étudiée.



Figure 4 : vues partielles de la chambre étudiée (paroi sud, coin sud-ouest et paroi nord).

1.1.1 Matériaux de la chambre expérimentale

Le sol de la chambre expérimentale a été recouvert d'un revêtement vinylique lisse (sol PVC Pluton Uni Tarkett). Ce matériau est le même que celui dénommé linoléum lisse dans la phase 2 du projet. Les murs de la pièce ont été recouverts selon les essais d'un papier peint blanc d'aspect lisse ou rugueux (gamme Fresco 89002F et PAP62 de Graham & Brown). Les surfaces exposées des différents matériaux sont rassemblés au Tableau 2.

Matériau	Surface (m ²)	Rapport S/V (m ² /m ³)
Papier peint rugueux	30.2	0.99
Papier peint lisse	30.2	0.99
Linoleum lisse	12.3	0.40
Surface vitrée	3.8	0.12
Plafond peint	12.3	0.40
Mur peint non recouvert	3.1	0.10

Tableau 2 : Nature et surface des revêtements apparents de la chambre expérimentale. Rapport S/V, rapport de la surface de matériau par rapport au volume de la chambre.

Ces 3 matériaux ont été préalablement caractérisés par le LEPTAB lors de la phase 2 de l'étude en termes de critères de rugosité (Tableau 3).

Critères de macro-rugosité			
	Revêtement vinylique lisse	Papier peint lisse	Papier peint rugueux
R _t (µm)	27.6	84.6	367.4
R _a (µm)	3.38	14.7	40.44
R _q (µm)	4.21	17.02	49.22
R _{sk}	0.07	0.1	-0.06
R _{ek}	2.76	1.95	2.56
S _d (%)	100.09	101.93	104.25
R _p (µm)	14.52	44.71	200.55
R _v (µm)	13.08	39.89	166.9
Critères de micro-rugosité			
	Revêtement vinylique lisse	Papier peint lisse	Papier peint rugueux
R _t (µm)	14.5	69.5	119.5
R _a (µm)	1.52	12.15	18.89
R _q (µm)	1.92	13.89	22.46
R _{sk}	0.05	-0.01	0.21
R _{ek}	3	1.9	2.2
S _d (%)	100.08	101.84	102.61
R _p (µm)	7.97	34.76	61.56
R _v (µm)	6.49	34.79	57.93

Tableau 3 : Paramètres de rugosité (synthèse phase 2).

Avec :

R_a : écart moyen par rapport à la ligne moyenne du profil ;

- R_p : hauteur de la saillie la plus haute du profil ; autrement dit, il donne une mesure de l'irrégularité de la surface ;
- R_v : profondeur du creux le plus bas du profil ; il donne aussi une mesure de l'irrégularité de la surface ;
- R_t : largeur totale de la fonction de distribution des hauteurs ; $R_t=R_p+R_v$
- R_q : racine carrée de la moyenne arithmétique des carrés des écarts par rapport à la ligne moyenne du profil ;
- R_{sk} : moment d'ordre trois des écarts par rapport à la ligne moyenne du profil, normalisé par la valeur du R_q élevé à la puissance $3/2$;
- R_{ek} : moment d'ordre quatre des écarts par rapport à la ligne moyenne du profil, normalisé par la valeur du R_q élevé à la puissance 4 ;
- S_d : surface développée, c'est l'aire réelle de la surface exprimé en pourcentage de l'aire de la surface de base.

La vitesse de dépôt des particules de latex $0,53 \mu\text{m}$ sur les 3 revêtements a été caractérisé en cellule test pour 3 différentes vitesses de brassage (Tableau 4).

	Vitesse de dépôt v_d (m/h)		
	$\omega = 1044$ t/min	$\omega = 1278$ t/min	$\omega = 2000$ t/min
PP rugueux	0.0480	0.0527	0.0805
PP lisse	0.0535	0.0643	0.0713
Rev. vinyl. lisse	0.0280	0.0278	0.0363
	Constante de dépôt λ_d (h^{-1})		
	$\omega = 1044$ t/min	$\omega = 1278$ t/min	$\omega = 2000$ t/min
PP rugueux	0.047	0.052	0.080
PP lisse	0.053	0.064	0.071
Rev. vinyl. lisse	0.011	0.011	0.015

Tableau 4 : Vitesse de dépôt des particules de latex selon le degré d'agitation (ω , vitesse de rotation de l'hélice dans la cellule test, voir phase 2) et constante de dépôt rapportée à la pièce expérimentale de MARIA.

1.1.2 Instrumentation de la chambre expérimentale

Pour assurer un bruit de fond en particules aussi bas que possible, un caisson de filtration munis de 2 filtres en série (Pré-filtre gravimétrique F9 et Filtre terminal HEPA H14 EN1822 MEGALAM MD A, Camfil Farr) a été installé au niveau de la prise d'air située dans les combles de la maison expérimentale. Un débit de soufflage a été forcé au travers du caisson pour compenser la perte de charge ($\Delta P \sim 150$ Pa), le tirage lié à l'extraction étant insuffisant. Grâce à ce dispositif, la perte de charge ΔP est ramenée à une valeur comprise entre 2 et 4 Pa.

Le bruit de fond obtenu ainsi est de l'ordre de 300-800 particules par litre ($D_i = 0,575 \mu\text{m}$), contre 2000-3000 particules par litre initialement (provenant de l'air extérieur). La filtration permet également de limiter les fluctuations qu'entraînerait l'utilisation de l'air extérieur comme référence.



Figure 5 : Dispositif d'extraction et station de pilotage du dispositif.

Sondes de température de paroi

Les sondes utilisées pour les mesures de température de paroi sont des sondes plates type K raccordées sur un module NATIONAL INSTRUMENT type FP-RTD-124. Ce module est un module 16 bits qui convertit la mesure des sondes K en signal numérique, lequel est enregistré sur un PC. Le même système est utilisé pour la sonde de température/humidité ROTRONIC (mesure de la température de l'enceinte). La différence est que la sonde ROTRONIC envoie directement un signal 0-1V au module NATIONAL INSTRUMENT. Là, il s'agit d'un module FP-AI 100.

Sondes Température de parois		x	y	z
Paroi Nord Porte	PN_Port	1.905	5.15	1.2
Paroi Nord Placard	PN_Plac	0.64	4.55	1.2
Paroi Ouest Basse	PO_Bas	0	2.275	0.8
Paroi Ouest Haute	PO_Haut	0	2.275	1.6
Paroi Ouest Vitrage	PO_Vitr	0	0.7	1.585
Paroi Sud Basse	PS_Bas	1.265	0	0.8
Paroi Sud Haute	PS_Haut	1.265	0	1.6
Paroi Est centre	PE_Centr	2.53	2.575	1.2
Plafond	Plafond	1.265	2.575	2.45
Sol	Plancher	1.265	2.575	0

Tableau 5 : Position des sondes de températures de parois.

Sondes de vitesse et de température d'air

La mesure de vitesse a été réalisée à l'aide d'un thermoanémomètre DANTEC (modèle 54N10, sondes de type 54R10) conçu pour les mesures de vitesse d'air intérieure qui ne dépassent pas 5 m/s. La précision est de $\pm 0,01$ m/s (0-1 m/s) ou de $\pm 5\%$ de la lecture (gamme 0-5 m/s). Il s'agit d'un appareil multivoies (9 voies au maximum) mesurant sur chaque voie une vitesse d'air omnidirectionnelle et la température. Le système de mesure est constitué d'un analyseur et de sondes de vitesse d'air. L'analyseur permet l'alimentation des sondes et reçoit le signal qu'il convertit ensuite pour la restitution des vitesses d'air, de la température et de la turbulence. Le principe de la mesure est le fil chaud (ici deux petites sphères chauffées).

La référence est le coin bas SO de la pièce expérimentale.

Sondes Vitesse	x	y	z
Sonde 1 / jet	0.379	0.855	2.365
Sonde 2 / jet	0.908	0.855	2.365
Sonde 3 / jet	1.432	0.855	2.365
Sonde 4 / jet	1.941	0.855	2.365
Sonde 5 / centre	1.265	2.575	1.25
Sonde 6 / extraction	2.48	4.7	0.16
Sonde 7 / verticale	1.265	3.8625	0.6
Sonde 8 / verticale	1.265	3.8625	1.2
Sonde 9 / verticale	1.265	3.8625	1.8

Tableau 6 : Position des sondes de vitesse dans le volume.

Comptage de particules

Cinq compteurs optiques ont été utilisés. Le Dust Monitor modèle 1.108 (GRIMM) mesure en continu le nombre de particules par tranche de taille (diamètre) et par litre d'air prélevé. L'appareil utilise la diffraction lumineuse pour compter les particules présentes dans l'échantillon d'air prélevé qui traversent le faisceau lumineux (diode laser monochromatique). La distribution en taille (15 classes de tailles entre 0,3 et 20 μm) des particules prélevées est obtenue en quantifiant la dispersion angulaire causée par le passage de particules de taille variable au travers d'un rayon lumineux produit par une diode laser monochromatique sur un angle de 60-120°. Le débit de l'appareil est de 1,2 L/min. L'instrument permet de compter les particules jusqu'à 2000 $\#\cdot\text{cm}^{-3}$ sans effets de coïncidence avec une sensibilité de 10^{-3} $\#\cdot\text{cm}^{-3}$ et une reproductibilité de 2%.

Un point de mesure est réalisée toutes les 3 secondes en limitant le nombre de canaux à 8 : plage de 0,3 à 2 μm . L'enregistrement des données se fait au travers d'une carte mémoire déchargée pour chaque instrument à la fin de chaque essai. L'utilisation des cartes mémoires présente l'avantage de limiter l'encombrement du volume par la présence d'ordinateurs portables et de fils, limitant du même coup les perturbations aérauliques liées aux mesures.

Le prélèvement est réalisé au travers de la sonde isocinétique standard livrée avec chaque instrument.

Une inter-comparaison des 5 compteurs optiques a été effectuée en utilisant le montage de génération de particules polystyrène latex (voir 1.1.3).

GRIMM 1.108	x	y	z
Entrée air (soufflage)	0.6435	0.855	2.365
Face entrée air	2.19	0.855	1.25
Centre	1.265	2.575	1.25
Face extraction	0.5	4.15	1.25
Extraction	2.33	4.7	0.155

Tableau 7 : Position des prélèvements de particules dans le volume.

Les Figure 6, Figure 7, Figure 8 et Figure 9 présentent différentes vues du volume instrumenté.



Figure 6 : Vues des points de prélèvements. Figure de gauche : coin SE (Face entrée air). Au centre : coin NO (Face extraction). A droite : Face extraction (autre vue).



Figure 7 : Vue générale façade sud avec les 4 sondes de vitesse positionnées dans l'axe du soufflage et les 3 points de prélèvements entrée air (en haut à droite), face entrée air (à gauche de la phoyo) et centre (au premier plan).



Figure 8 : Vue du prélèvement au centre avec position du point d'injection (à gauche). Vue extérieure de la chambre depuis la fausse porte (à droite).

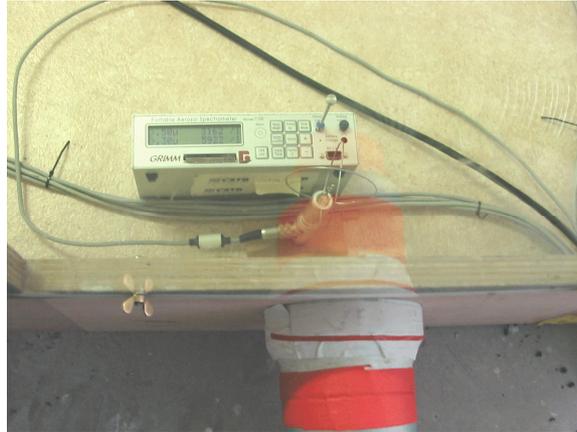


Figure 9 : Vue du prélèvement au niveau de l'extraction et de la position de la sonde de vitesse.

1.1.3 Génération de particules latex

Des microsphères de polystyrène latex (monodispersé centré sur $0,53 \mu\text{m}$, densité $1,05 \text{ g/mL}$) ont été générées suivant le montage décrit dans la Figure 10. Il comporte 3 modules : générateur d'air, générateur d'aérosol et sécheur à diffusion.

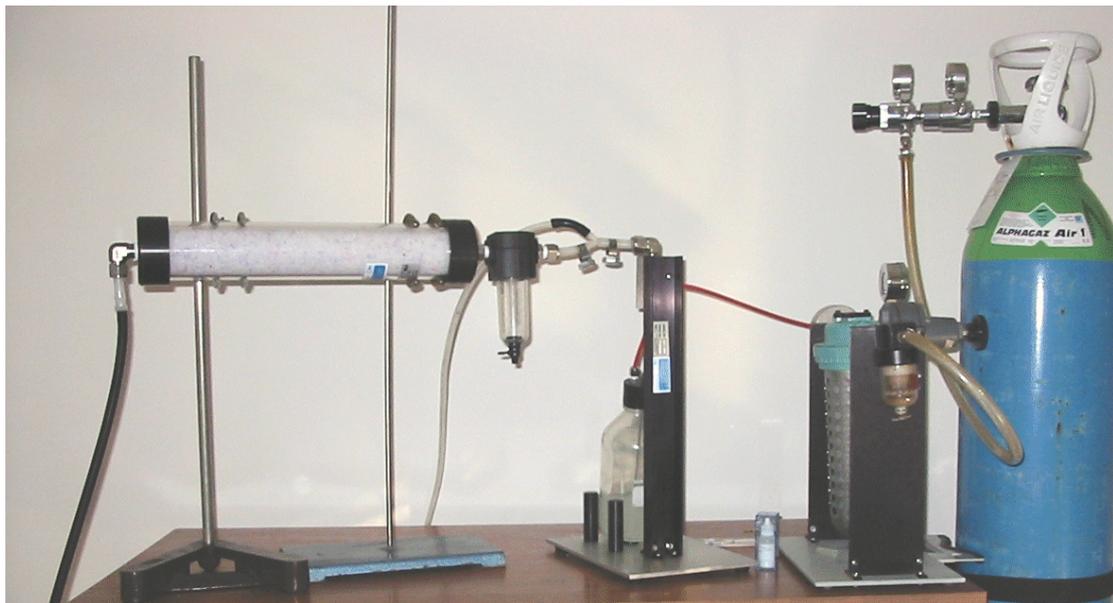


Figure 10 : Dispositif de génération de particules polystyrène latex.

Le générateur d'air (modèle 3074, TSI) est alimenté par de l'air synthétique comprimé (Figure 11). Le régulateur de pression permet de régler l'arrivée d'air comprimé à 20 psi (138kPa), pression utilisée lors des expériences. Puis, l'air est séché dans le sécheur d'air par des billes de silice qui ont la propriété de retenir l'humidité. Et enfin, l'air est filtré de toutes particules par le filtre à particules. On obtient ainsi, un air propre et sec, prêt à être utilisé par le module suivant : le générateur d'aérosols.

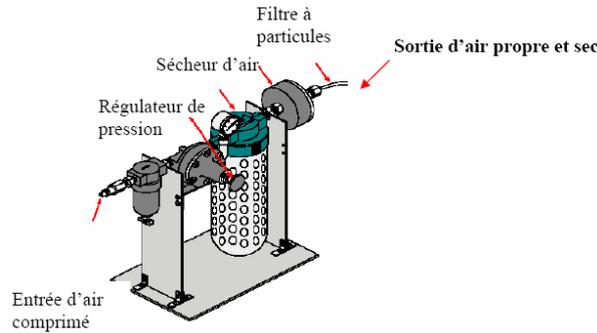


Figure 11 : Module de génération d'air.

La génération d'aérosol est obtenue à l'aide d'un atomiseur (modèle 3076, TSI,). L'atomiseur (n°2) permet de générer de fines gouttelettes de la solution (n°4) présente dans la bouteille (14 gouttes de solution dans l'eau ultrapure). En effet, l'air comprimé (n°1) entre dans l'atomiseur et se détend à grande vitesse à travers un orifice de 0.343mm de diamètre. La perte de charge ainsi créée, provoque l'aspiration de la solution (n°3) dans l'atomiseur qui la disperse en fine gouttelettes, comme l'illustre la figure 7 ci-dessous. Les gouttelettes sont propulsées sur la paroi opposée, et les plus grosses s'y impactent avant de retourner dans la bouteille par le retour du liquide en excès (n°6) ; quant aux plus fines, elles sont emportées par le flux d'air, en haut vers la sortie de l'atomiseur, sous forme d'aérosol (n°5).

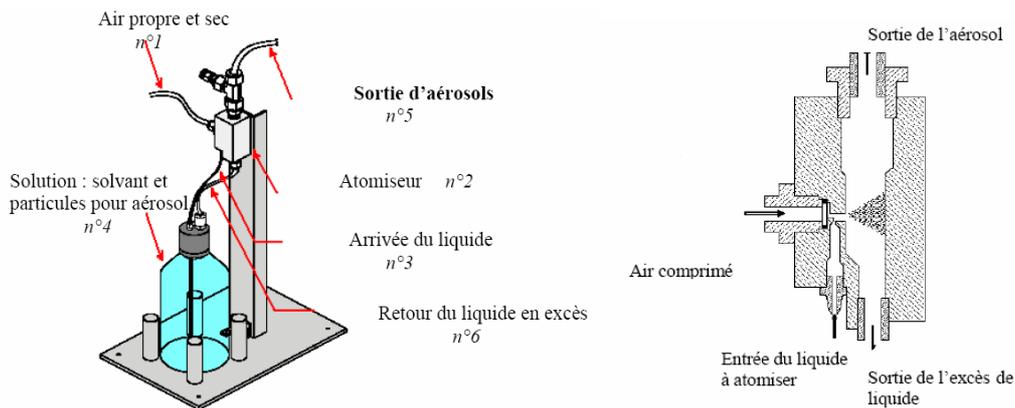


Figure 12 : Module de génération d'aérosol (gauche) et schéma de coupe de l'atomiseur (droite).

Il est important d'obtenir un aérosol sec car les particules arrivant de l'atomiseur se présentent sous forme de gouttelettes et sont recouvertes d'une couche du solvant utilisé pour les générer, ce qui fausse la mesure du diamètre des particules. Ainsi, en passant dans le sécheur à diffusion (Figure 13), elles vont traverser un tube percé (n°1) entouré de billes de silice (n°2). Les billes de silice permettent de retenir l'humidité est on a alors en sortie un aérosol sec (n°3). Le gel de silice est opérationnel s'il est de couleur bleue, s'il est trop chargé d'humidité il devient rose et n'assèche plus.

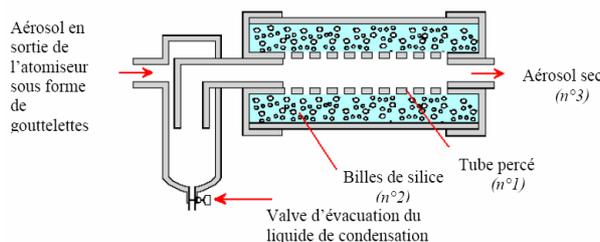


Figure 13 : Sécheur à diffusion (modèle 3062, TSI).

Les 5 compteurs optiques ont été utilisés pour déterminer le taux d'émission de particules latex générées par le système (Figure 14). Le taux d'émission moyen des particules (microsphères en polystyrène Latex de diamètre 0,53 μm) est de 37 000 particules par seconde, correspondant à un taux d'émission massique de 0,003 $\mu\text{g/s}$ (particules sphériques de densité 1,05 g/mL). La génération de particules reste stable : autour de 1% de variation seulement. Le coefficient de variation lié à l'écart entre appareils est de 15%. (*Remarque : les essais ont montré un écart significatif entre le taux d'émission théorique 37 000 $\# \cdot \text{s}^{-1}$ et le taux d'émission observé autour de 75 000 $\# \cdot \text{s}^{-1}$, certainement associé à une modification du débit nominal de 2,5 à 5 $\text{L} \cdot \text{min}^{-1}$*).

Le profil granulométrique (Figure 15) montre des niveaux d'impuretés relativement élevés de particules de taille comprise entre 0,3 et 0,5 μm . Les particules de diamètre 0,53 μm restent néanmoins majoritaires.

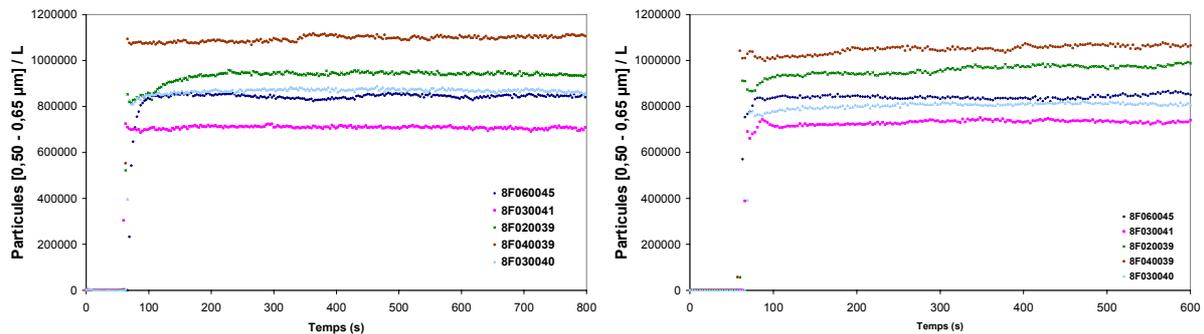


Figure 14 : Génération des particules de Latex 0,53 μm – Intercomparaison des 5 appareils (essais 1 et 2).

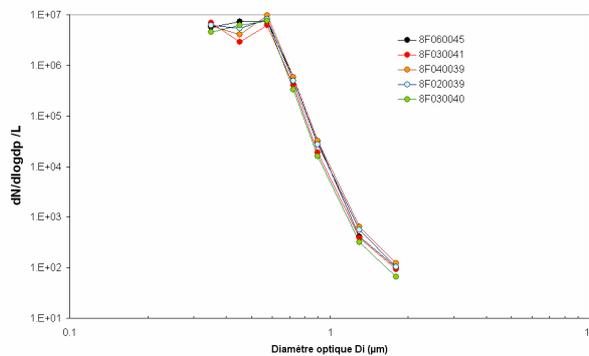


Figure 15 : Profil granulométrique des particules latex générées.

Le Tableau 8 rassemble les conditions expérimentales de génération. La génération de particules latex était réalisée dans la chambre 2 avec une ligne de transfert en Bev-A-Line Hytrel permettant d'amener le point d'entrée des particules au niveau du centre de la chambre 1. Le jet d'émission était orienté verticalement vers le haut. La génération de particules est démarrée 10 min avant injection des particules dans le volume pour permettre une stabilisation de la génération. Une vanne 3 voies permet de basculer rapidement l'injection initialement orientée vers l'extérieur, vers le volume d'expérimentation.

Synthèse génération latex	
Taille de particules considérées	0.50-0.65 μm
Débit de sortie (L/min)	2.5
Emission (particules / s)	3.70E+04
Emission (μg / s)	0.003
Coefficient de variation (%)	15%
Durée de génération vers la volume	30 min
Ecart à la moyenne	
8F060045	-5%
8F030041	-20%
8F040039	20%
8F030040	-5%
8F020039	10%

Tableau 8 : Synthèse de la génération de particules latex (0,53 μm).

1.1.4 Génération de particules d'encens

Des bâtonnets d'encens (parfum pin) ont été utilisés pour simuler une génération de particules dans le volume. L'aérosol émis est polydispersé avec un mode principal centré autour de 200 nm (voir la phase 1 du projet). L'encens considéré a été caractérisé en détail en enceinte expérimentale durant la phase 1 du projet (Figure 16). La stabilité de l'émission varie entre 10 et 15% pour le diamètre considéré [0,5 – 0,6 μm].

L'émission de particules est rendu visible par un filet de fumée blanche lors de la combustion de l'encens. Ce jet de fumée est caractérisé par une vitesse de l'ordre de 2 m/s (mesurée à 5 mm du bout incandescent par un fil chaud).

Le bâtonnet d'encens est allumé par un opérateur qui quitte ensuite rapidement la pièce et referme la fausse porte derrière lui.

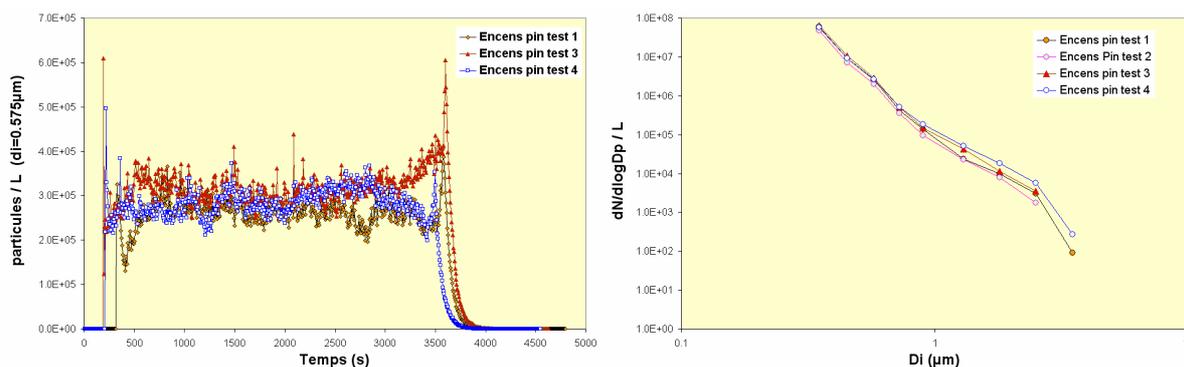


Figure 16 : Stabilité de l'émission de particules d'encens ($d_i = 0,575 \mu\text{m}$) testées en enceinte expérimentale (phase 1 du projet). Profil granulométrique associé (à droite).

Le Tableau 9 résume les conditions de génération des particules issues de la combustion d'un bâtonnet d'encens.

Synthèse génération encens	
Taille de particules considérées	0.50-0.65 μm
Emission (particules / s)	1E+07
Coefficient de variation (%)	23%
Durée de génération	~40-45 min

Tableau 9 : Synthèse de la génération de particules issues de la combustion d'un bâtonnet d'encens.

Les Figure 17 et Figure 18 montrent quelques variations observées dans la forme du jet de fumée blanche.



Figure 17 : Vue générale de la combustion d'un bâtonnet d'encens dans le volume.

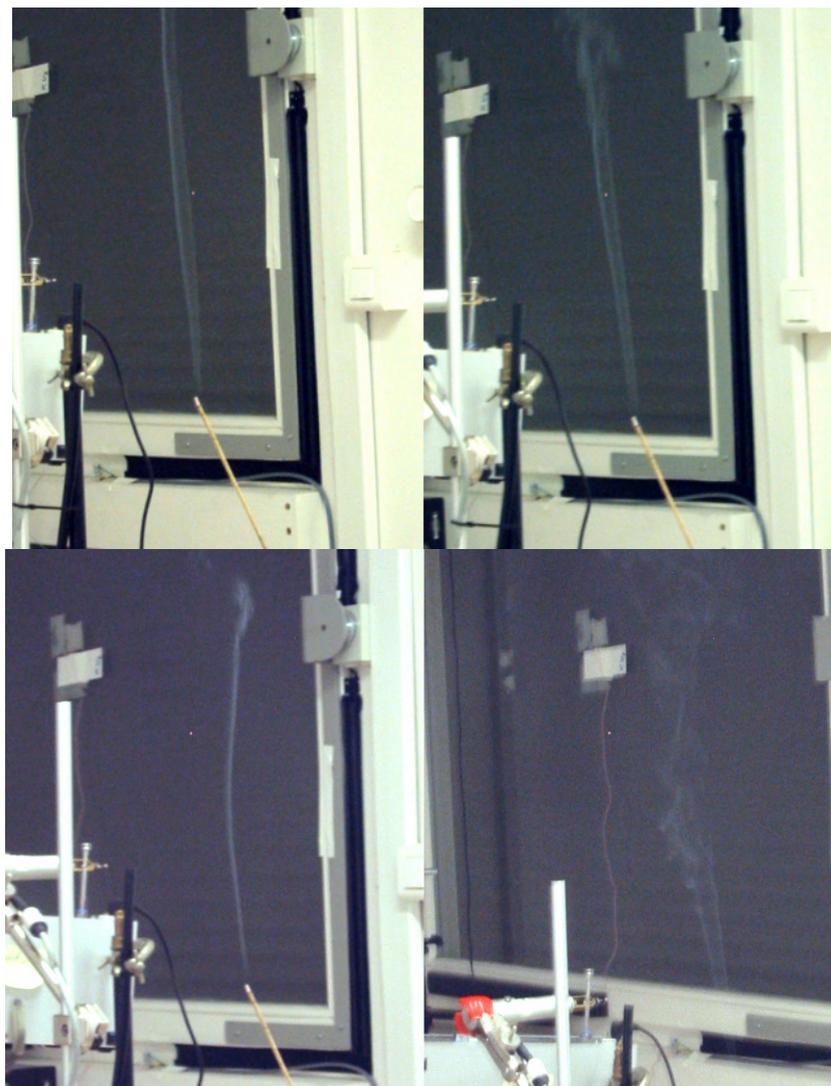


Figure 18 : Variations du jet de fumée blanche lors de la combustion d'encens.

4 RESULTATS

Sur les 16 expérimentations prévues (2 répétitions de 8 situations différentes), seules 11 ont pu être réalisées par manque de disponibilité de la maison expérimentale. Le Tableau 10 résume les conditions de chaque essai.

Source Particules	Papier peint	Débit extraction (m ³ /h)	Renouvellement d'air (vol/h)	Essai	Date	Durée génération (s)	Commentaires
Latex	Lisse	14.74 ± 0.05	0.48	1	30/10/2006 10:58	1800	
Latex	Lisse	14.37 ± 0.11	0.47	2	30/10/2006 16:53	1800	
Latex	Lisse	30.46 ± 0.10	1.00	1	02/11/2006 10:41	1800	manque 8F030040 - Face extraction
Latex	Lisse	--	--	2	--	--	--
Latex	Rugueux	16.06 ± 0.06	0.53	1	03/11/2006 19:03	1800	masqué dans décroissance encens soustraction décroissance $k_d = 0.00085 \text{ s}^{-1}$
Latex	Rugueux	--	--	2	--	--	--
Latex	Rugueux	30.88 ± 0.07	1.01	1	03/11/2006 12:46	1800	
Latex	Rugueux	30.79 ± 0.16	1.01	2	03/11/2006 15:00	1800	à la suite de l'essai 1
Encens	Lisse	14.78 ± 0.07	0.48	1	25/10/2006 10:44	4233	manque phase montée du 8F020039 Face entrée problème de mémoire en cycle
Encens	Lisse	--	--	2	--	--	--
Encens	Lisse	32.86 ± 0.33	1.08	1	24/10/2006 11:08	3812	
Encens	Lisse	30.44 ± 0.25	1.00	2	02/11/2006 14:58	3495	
Encens	Rugueux	16.22 ± 0.06	0.53	1	03/11/2006 19:58	1145	Encens coupé pour écourter durée de l'essai (~20 min)
Encens	Rugueux	--	--	2	--	--	--
Encens	Rugueux	30.42 ± 0.20	1.00	1	03/11/2006 15:49	3432	
Encens	Rugueux	--	--	2	--	--	--

Tableau 10 : Synthèse des essais réalisés.

Les résultats des compteurs optiques sont corrigés des écarts observés entre les 5 instruments. Les facteurs de correction apportés sont les suivants :

8F060045	x 1.05
8F030041	x 1.20
8F040039	x 0.80
8F030040	x 1.05
8F020039	x 0.90

Par ailleurs, les résultats ont été corrigés par rapport au bruit de fond initial de la chambre expérimentale. Ce bruit de fond inhérent à la préparation de chaque essai décroît dans le temps de façon exponentielle. La fonction de décroissance associée est alors soustraite aux valeurs mesurées à chaque pas de temps (3 s).

Durant l'émission active de la source, la variation de la concentration en particules au cours du temps est donnée par la relation suivante qui suppose une homogénéité du volume et des phénomènes de coagulation négligeables :

$$\frac{dC}{dt} = \frac{E}{V} - \lambda C \quad (1)$$

L'émission étant constante dans le temps, la relation permet d'aboutir à :

$$C = \frac{E}{\lambda V} (1 - \exp(-\lambda t)) \quad (2)$$

Avec

C : concentration en particules (0,5 µm) par litre

E : émission constante en particules par seconde

V : volume de la chambre expérimentale (30,5 m³ soit 30500 litres).

λ : Constante de décroissance du premier ordre (s⁻¹) impliquant le dépôt (λ_d) et le renouvellement d'air (λ_v), avec $\lambda = \lambda_d + \lambda_v$

t : Temps (s).

Ce modèle a été appliqué au prélèvement situé au centre de la pièce. Les paramètres d'émission ont été calculés à partir du modèle et comparés aux données de génération déterminées préalablement.

La constante de décroissance est estimée expérimentalement une fois l'émission de la source arrêtée en linéarisant l'équation résultante, obtenant ainsi :

$$\ln(C) = C_{\max} \cdot \exp(-\lambda(t - t_{\max}))$$

avec

C_{\max} : concentration maximale obtenue au moment de l'arrêt de la source.

t_{\max} : temps associé à l'arrêt de la source.

Les fluctuations importantes de la mesure entraînent un coefficient de détermination de la régression linéaire faible. Elles n'affectent toutefois pas la pente de la décroissance observée. En effet, en lissant les données sur 1 ou 5 min, on obtient la même constante de décroissance tout en améliorant le coefficient de détermination (Figure 19). L'erreur associée à la valeur de la constante varie également en fonction du lissage. Cette erreur reste au final inférieure à 10%.

Les régressions linéaires ont été réalisées à l'aide de l'utilitaire d'analyse de Microsoft Excel XP. Pour la phase d'émission, l'ajustement du modèle aux données a été réalisé sous Microcal Origin 6 à l'aide d'un algorithme de Levenberg-Marquardt.

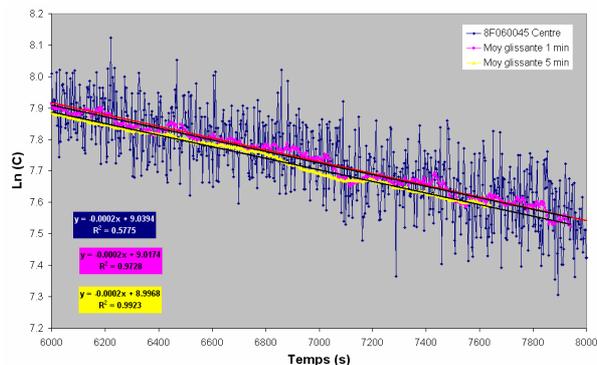


Figure 19 : Exemple de régression sur données brutes et lissées sur 1 ou 5 minutes.

4.1. Génération de particules polystyrène latex

4.1.1. Papier peint lisse

4.1.1.1. Renouvellement d'air 0,5 vol/h

Les deux essais ont été réalisés le même jour, le premier en fin de matinée et le second en fin d'après-midi.

Les vitesses d'air sont maximales au niveau de l'entrée d'air ($0,7 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) et minimales au niveau de la verticale (sondes 7, 8 et 9) et du centre (Figure 20).

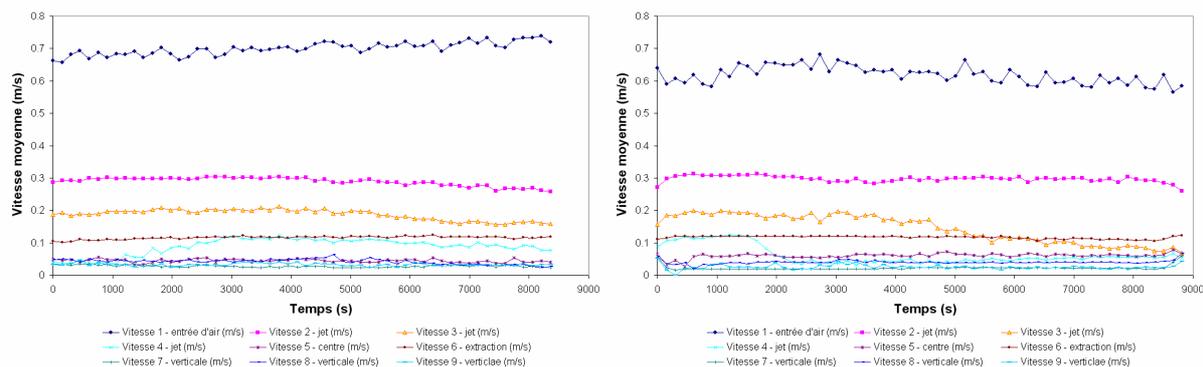


Figure 20 : Suivi des vitesses moyennes enregistrées (essai 1 à gauche, essai 2 à droite).

Le premier essai est marqué par une augmentation progressive des températures de parois (Figure 21). Le second quant à lui présente des températures stables hormis la sonde posée sur la vitre qui enregistre une baisse significative de température associée à l'évolution de la température extérieure (de 16 à 12 °C). La mesure de température associée aux sondes thermoanémométriques est présentée à la Figure 22. L'ensemble des points de mesure reste homogène avec des écarts inférieurs à 1 °C. Néanmoins, les 3 points de mesures les plus proches du jet (points 1, 2 et 3) subissent des variations importantes au cours des essais, dictées par l'air extérieur. Cet écart s'amenuise et devient négligeable pour le premier essai au moment de l'injection des particules. Par contre, pour le second essai, cet écart prend de l'importance à partir de l'injection des particules.

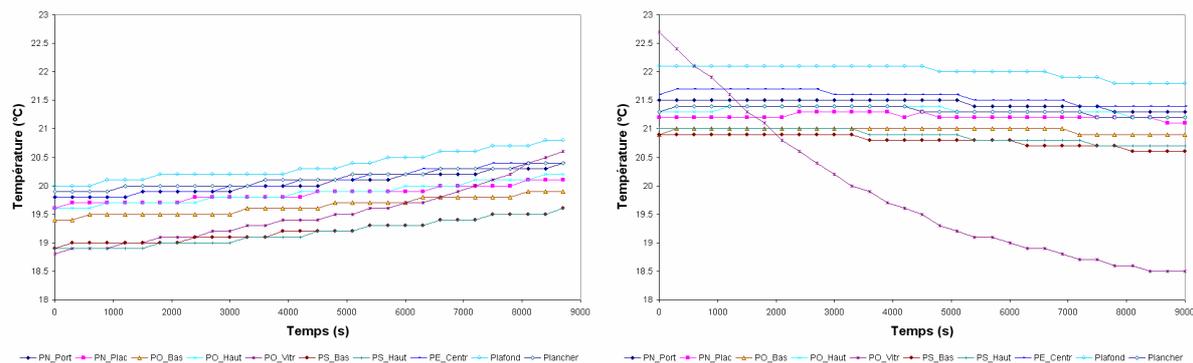


Figure 21 : Suivi des températures de parois (essai 1 à gauche, essai 2 à droite).

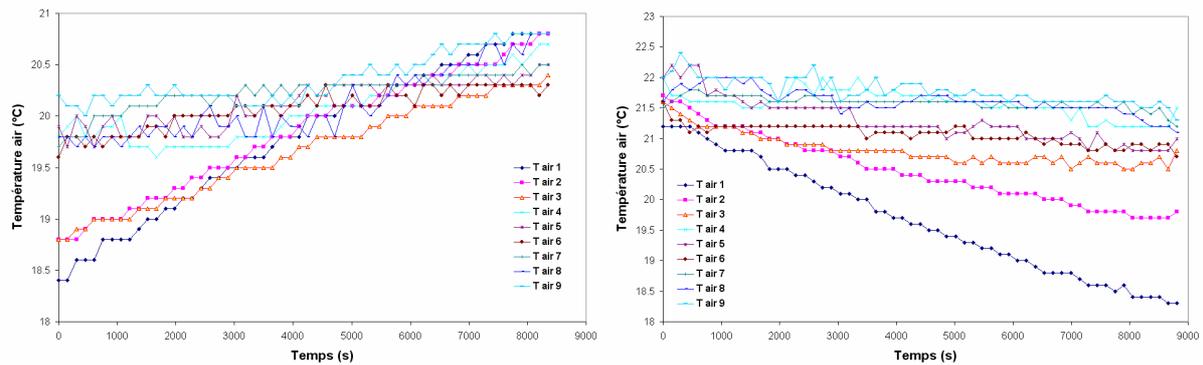


Figure 22 : Suivi des températures d'air (essai 1 à gauche, essai 2 à droite).

La concentration en nombre de particules fluctue en général avec une amplitude d'environ 500 particules/L. Les fluctuations maximales sont observées pour la mesure au niveau de l'entrée d'air avec des amplitudes de l'ordre de 2000-3000 particules/L. Hormis le prélèvement au niveau de l'entrée d'air, les 4 autres prélèvements présentent des niveaux et cinétiques comparables indiquant une certaine homogénéité entre ces zones. La concentration atteinte dans le volume à la fin de l'émission atteint 4000 particules par litre.

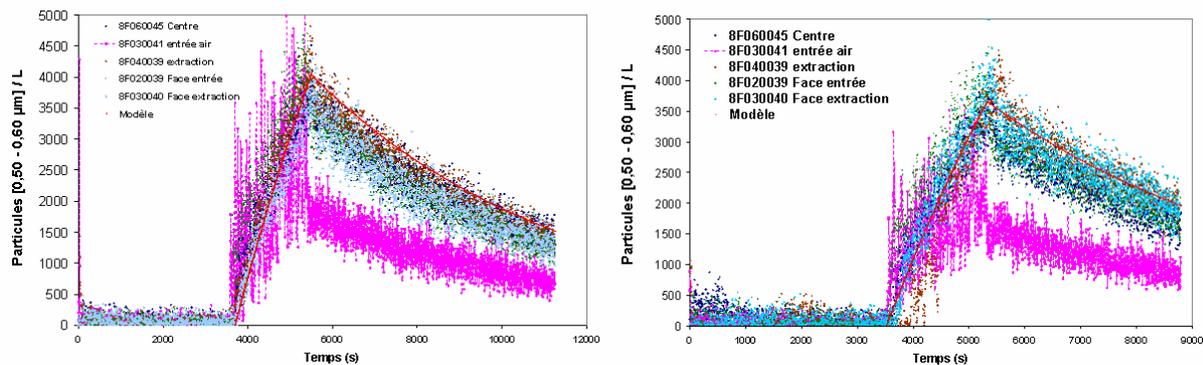


Figure 23 : Evolution de la concentration en nombre de particules dans le volume (essai 1 à gauche, essai 2 à droite).

Le modèle appliqué à la mesure au centre de la pièce permet de déterminer une constante de décroissance de l'ordre de $1,7 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ pour les deux essais. Le taux d'émission déterminé par le modèle est par contre de l'ordre de $7-8 \cdot 10^4 \text{ \#} \cdot \text{s}^{-1}$, deux fois plus important que celui prévu par la génération. Cet écart est sans doute lié à une erreur expérimentale lors de la génération du latex, probablement au niveau du débit dans la ligne de génération. Un débit plus élevé augmenterait le flux de particules et tendrait également à mieux homogénéiser le volume, ce qui est effectivement observé. Un débit de 5 L/min (au lieu de 2,5 L/min) conduit à un taux d'émission de particules de $7,45 \cdot 10^4 \text{ \#} \cdot \text{s}^{-1}$, conforme aux résultats du modèle. Une vérification sur une autre taille de particules ($d_i = 0,45 \text{ \mu m}$) confirme cette hypothèse : taux d'émission de $4 \cdot 10^4 \text{ \#} \cdot \text{s}^{-1}$ (conforme au modèle) au lieu de $2 \cdot 10^4 \text{ \#} \cdot \text{s}^{-1}$. Par ailleurs, cette variation du débit entraîne une variation de la vitesse d'injection du même ordre de $1,5 \text{ à } 3 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$.

4.1.1.2. Renouvellement d'air 1 vol/h

Un seul essai a pu être réalisé dans le courant de l'étude. L'essai a été effectué en fin de matinée. Les vitesses d'air au niveau du jet et de l'extraction ont doublées par rapport à l'expérimentation précédente (Figure 24). Le profil des températures de parois est stable avec une faible augmentation au cours de l'essai de quelques dixièmes de degrés (Figure 25). La température de l'air est relativement homogène entre les points de mesure, autour de 17 °C. La température du jet est plus fraîche et augmente au cours de l'essai pour se stabiliser à partir de 6000 s.

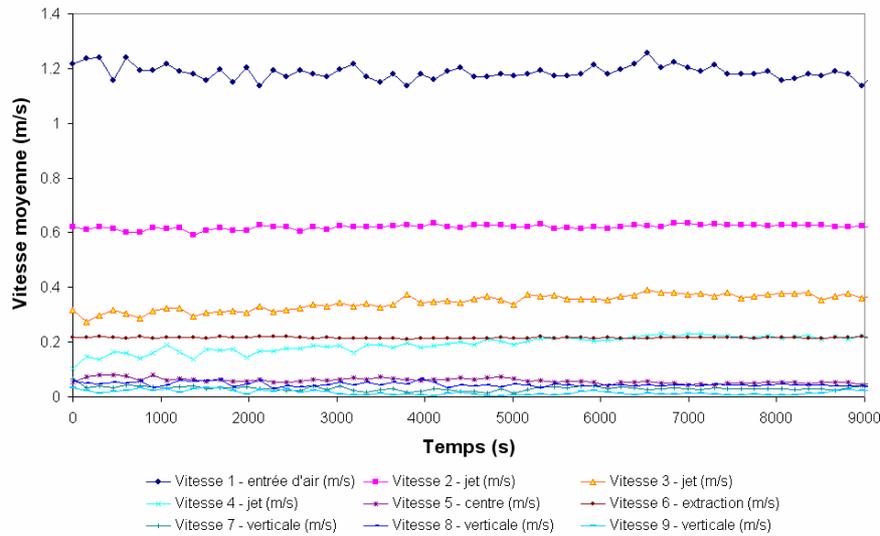


Figure 24 : Suivi des vitesses moyennes enregistrées (latex, TRA = 1 vol/h).

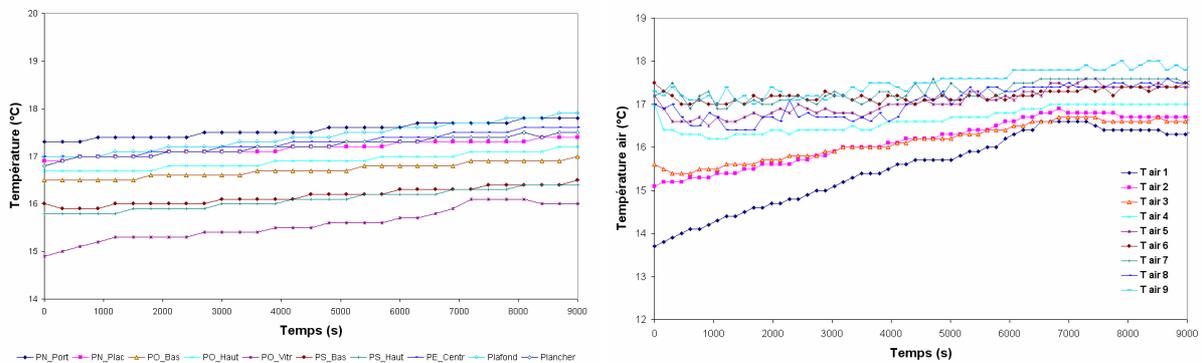


Figure 25 : Suivi des températures de parois (à gauche) et des températures d'air (droite).

Les fluctuations de la concentration en nombre de particules sont moins prononcées lors de cet essai : autour de 200 particules/L ou 1000-1500 particules/L au niveau du jet d'air (Figure 26). En dehors des mesures effectuées dans le jet d'air, les 4 autres prélèvements présentent des niveaux et cinétiques comparables. La concentration maximale atteinte est de 3500 particules/L, légèrement plus faible que celle observée pour un taux de renouvellement moindre.

La modélisation donne une valeur pour la constante de décroissance de $3,3 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ avec un taux d'émission de $7,1 \cdot 10^4 \text{ \#} \cdot \text{s}^{-1}$.

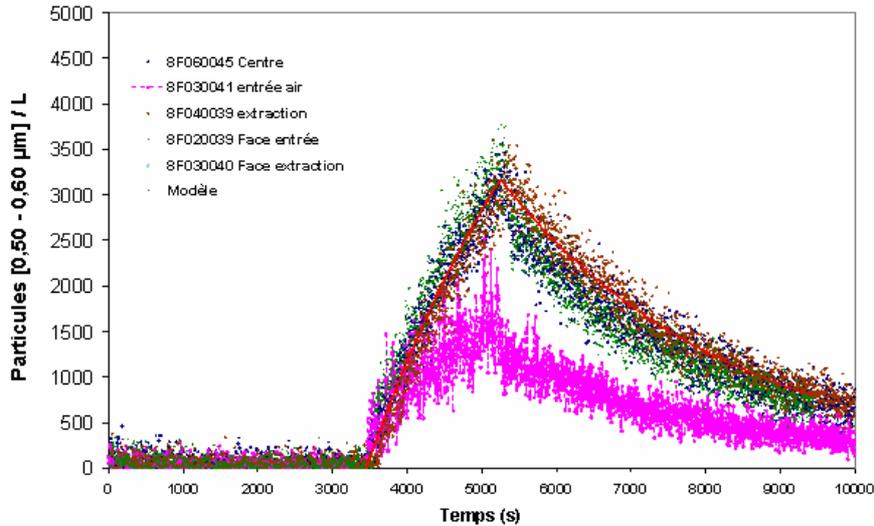


Figure 26 : Evolution de la concentration en nombre dans le volume (latex, TRA 1 vol/h, essai 1).

4.1.2. Papier peint rugueux

4.1.2.1. Renouvellement d'air 0,5 vol/h

L'essai réalisé le 03/11/2006 ne s'est pas révélé exploitable en termes de génération de particules de polystyrène latex. Il n'a malheureusement pas pu être réédité dans le courant de l'étude par manque de disponibilité de la maison expérimentale.

4.1.2.2. Renouvellement d'air 1 vol/h

Les deux essais ont été réalisés successivement l'un à la suite de l'autre en début d'après-midi. Les vitesses moyennes sont stables et légèrement plus élevées au niveau du jet par rapport à l'essai avec le papier peint lisse (Figure 27). Les températures de parois et aux points de prélèvement sont assez homogènes et comprises entre 17 et 19 °C (sauf jet d'air plus frais). La vitre présente un échauffement à partir de 4000 s qui n'est pas lié à un réchauffement de l'air extérieur, mais vraisemblablement à un ensoleillement direct de la vitre, la réchauffant malgré le store fermé (Figure 28).

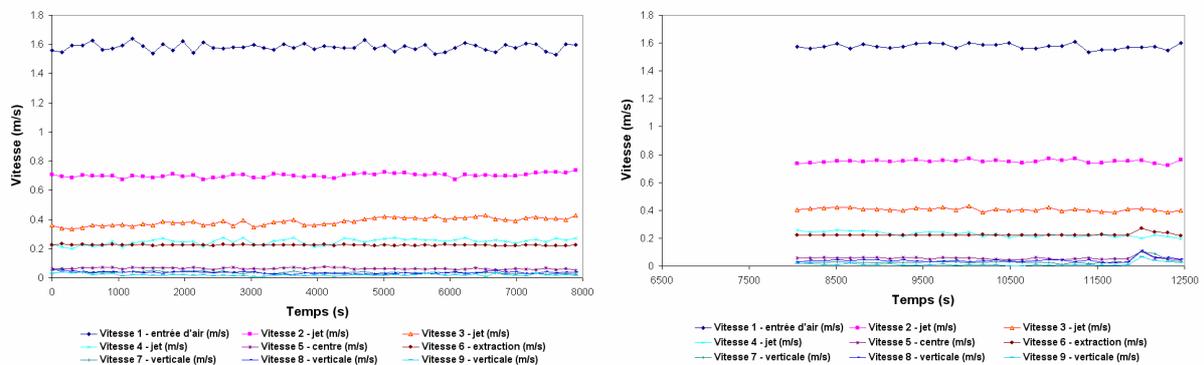


Figure 27 : Suivi des vitesses moyennes (latex, 1 vol/h, PP rugueux).

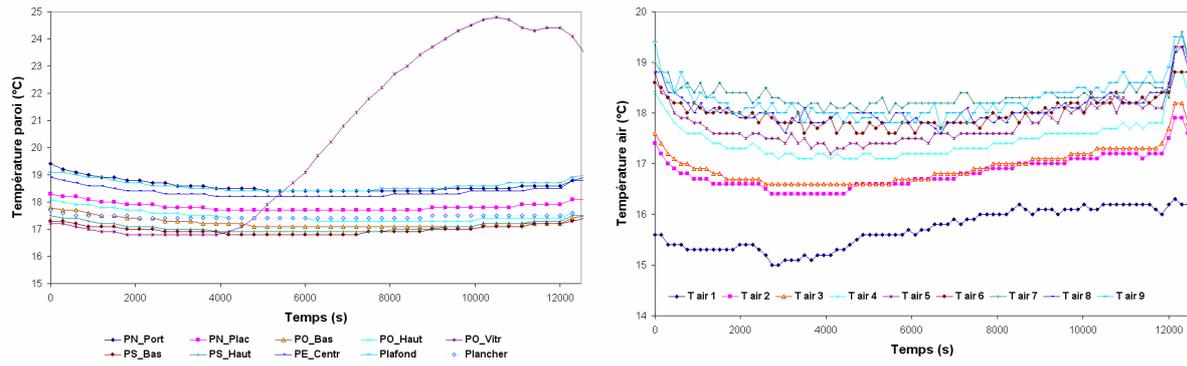


Figure 28 : Suivi des températures de paroi et à différents points du volume.

L'évolution de la concentration en nombre de particules de 0,5 à 0,6 μm est présentée à la Figure 29 pour les deux essais. La concentration maximale atteinte est de 2000 à 2500 $\#\cdot\text{L}^{-1}$. Les fluctuations sont comprises entre 200 et 500 $\#\cdot\text{L}^{-1}$ sur l'ensemble des points de mesure.

La modélisation conduit à des constantes de décroissance de $3,7\text{-}3,9\cdot 10^{-1} \text{ s}^{-1}$. Les taux d'émission modélisés sont par contre plus faibles que précédemment de $4,2 \text{ à } 5,2\cdot 10^4 \#\cdot\text{s}^{-1}$ respectivement pour les essais 1 et 2.

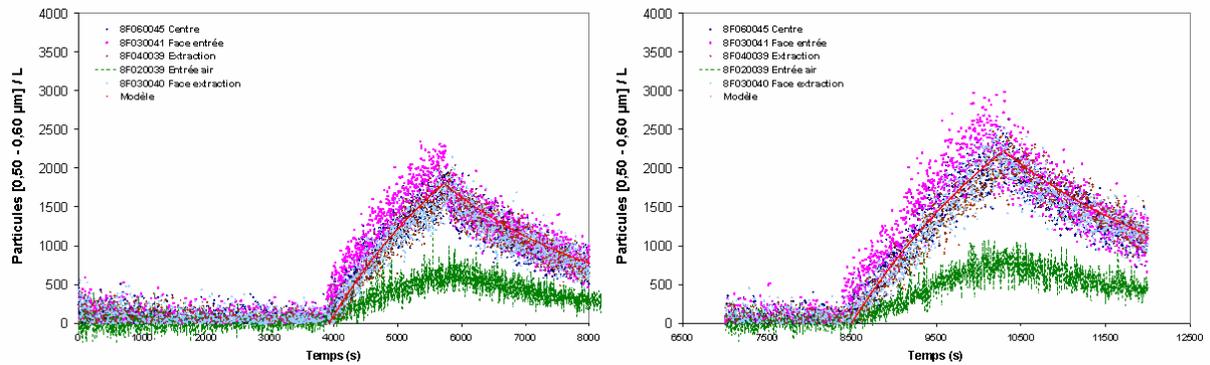


Figure 29 : Evolution de la concentration en nombre de particules de latex ($d = 0,53 \mu\text{m}$).

4.2. Génération particules de combustion de l'encens pin

4.2.1. Papier peint lisse

4.2.1.1. Renouvellement d'air 0,5 vol/h

Un seul essai a pu être réalisé en fin de matinée. Les vitesses d'air sont assez stables et du même ordre que les essais similaires effectuées avec les particules de latex (Figure 30). Les points 3 et 4 présentent plus de variations ce qui était déjà le cas dans les essais précédents.

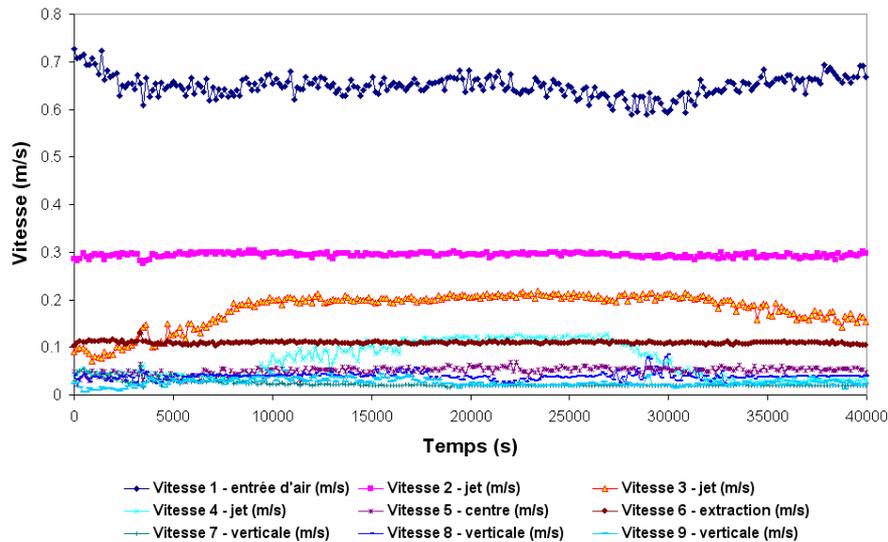


Figure 30 : Suivi des vitesses moyennes mesurées (encens, PP lisse, 0,5 vol/h).

Les variations de températures sont présentées à la Figure 31. La température augmente progressivement de façon générale jusqu'à 25 000 s et se stabilise. Au niveau de la vitre, la température est assujettie aux variations de la température extérieure. De la même façon, les températures associées au jet d'air sont plus fraîches et suivent les fluctuations de l'air extérieur.

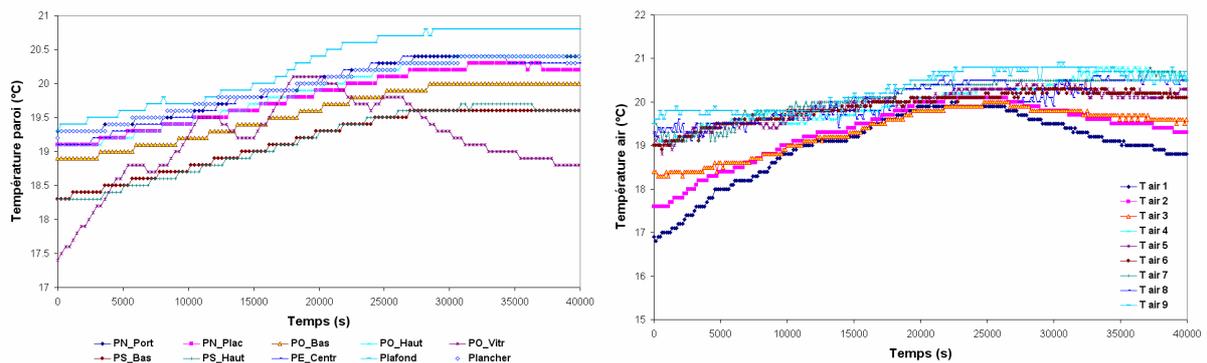


Figure 31 : Suivi des températures paroi et air (encens, PP lisse, 0,5 vol/h).

Les concentrations de particules observées dans la tranche de taille $[0,5 - 0,6 \mu\text{m}]$ atteignent $4 \cdot 10^5 \text{ \#} \cdot \text{L}^{-1}$ (Figure 32) au centre de la pièce. Dans le reste de la pièce, la concentration atteinte est de l'ordre de $2,5 \cdot 10^5 \text{ \#} \cdot \text{L}^{-1}$. Enfin, au niveau de l'entrée d'air la concentration maximale se situe autour de $1,5 \cdot 10^5 \text{ \#} \cdot \text{L}^{-1}$ avec des fluctuations très importantes pouvant atteindre $2 \cdot 10^5 \text{ \#} \cdot \text{L}^{-1}$.

La modélisation permet d'estimer la constante de décroissance de l'ordre de $2,2 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$. Le taux d'émission modélisé est quant à lui très faible de l'ordre de $3,9 \cdot 10^6 \# \cdot \text{s}^{-1}$, par rapport aux données précédemment collectées lors de la phase 1 de l'étude. Il est également très faible par rapport aux expérimentations qui vont suivre. En dehors d'une hétérogénéité des bâtonnets d'encens entre eux, aucune autre explication n'a été trouvée à ce jour.

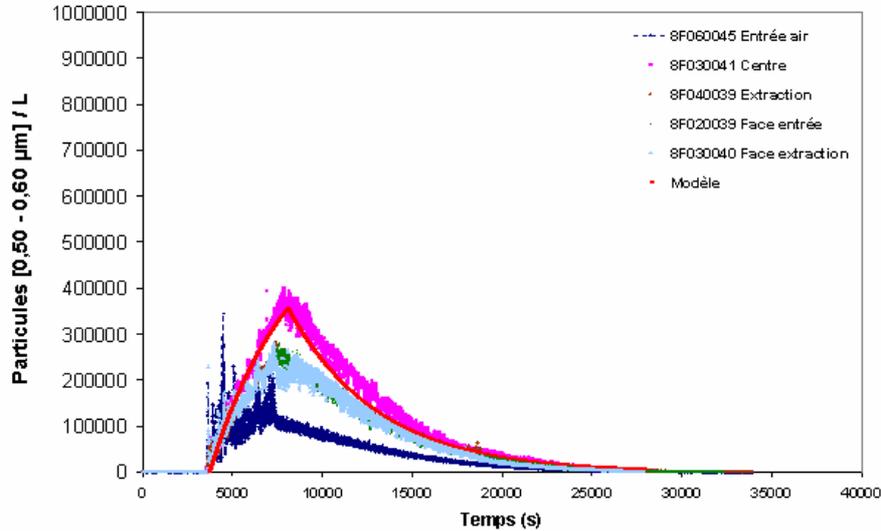


Figure 32 : Evolution de la concentration de particules (encens, PP lisse, 0,5 vol/h)

4.2.1.2. Renouvellement d'air 1 vol/h

Deux essais ont été réalisés indépendamment l'un de l'autre à 9 jours d'intervalle, le premier en fin de matinée et le second en milieu d'après-midi. Les vitesses d'air restent stables et sont du même ordre que celles observées pour les essais réalisés à ce taux de renouvellement d'air (Figure 33). La vitesse d'air au niveau de l'extraction apparaît très élevée lors de l'essai 1 et n'a pas été confirmée dans les autres essais.

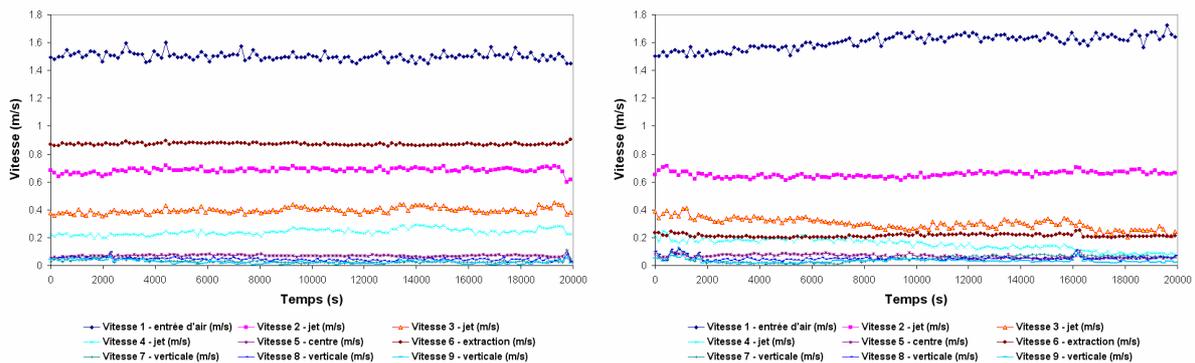


Figure 33 : Suivi des vitesses moyennes (encens, PP lisse, 1 vol/h, essais 1 et 2).

Les températures de l'air aux différents points restent stables au cours du premier essai (Figure 34). Les températures au niveau du jet d'air sont les plus froides. Au cours du second essai, les températures tendent à décroître compte tenu du rafraîchissement de l'air extérieur de 10 à 6 °C. Les températures de parois suivent également cette tendance (Figure 35) avec une température au niveau de la vitre très variable selon les fluctuations extérieures.

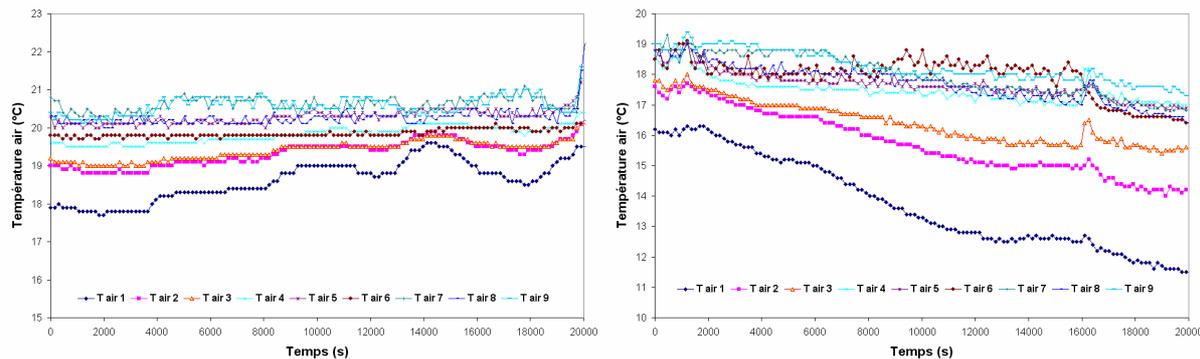


Figure 34 : Suivi des températures d'air moyennes (encens, PP lisse, 1 vol/h, essais 1 et 2)

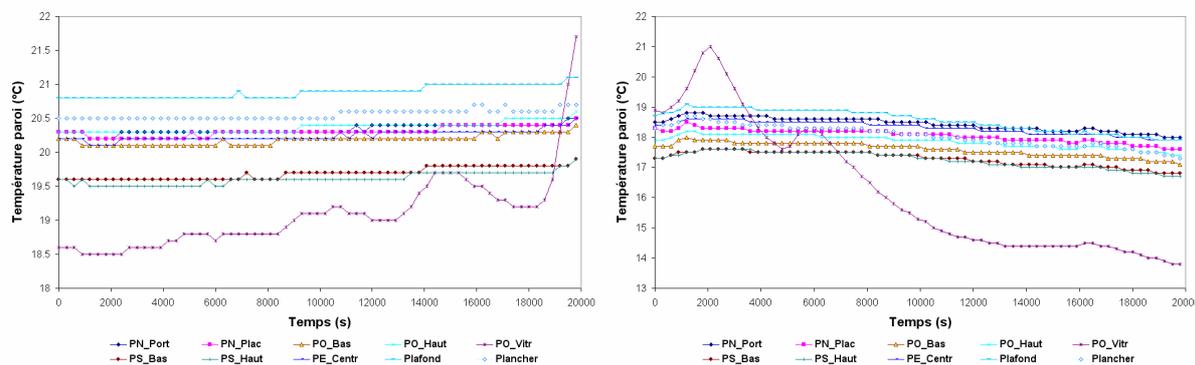


Figure 35 : Suivi des températures de parois (encens, PP lisse, 1 vol/h, essais 1 et 2)

La concentration maximale observée dans le volume est de $7 \cdot 10^5$ et $8,5 \cdot 10^5 \text{ \#} \cdot \text{L}^{-1}$ selon les essais au niveau du centre de la pièce (Figure 36). Les écarts observés entre les différents points de mesure à 0,5 vol/h n'apparaissent plus ici. Hormis au niveau de l'entrée d'air, la concentration au sein du volume semble assez homogène. Les fluctuations observées restent par contre du même ordre.

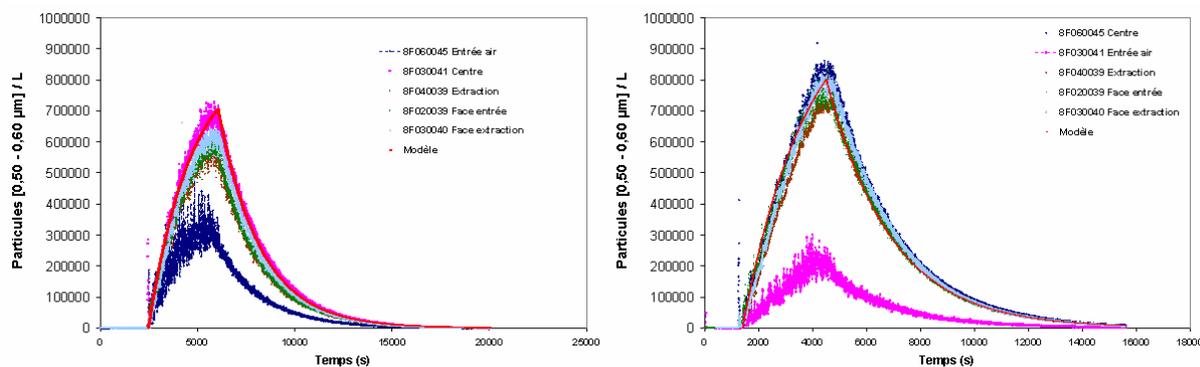


Figure 36 : Suivi des concentrations en nombre de particules $[0,5-0,6 \mu\text{m}]$ (encens, PP lisse, 1 vol/h).

La constante de décroissance observée est de $4,2$ et $4,6 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ en appliquant le modèle. Le taux d'émission modélisé se situe entre $1,2$ et $1,4 \cdot 10^7 \text{ \#} \cdot \text{s}^{-1}$ selon l'essai, en accord avec les données d'émission observées lors de la phase 1 de l'étude.

4.2.2. Papier peint rugueux

4.2.2.1. Renouvellement d'air 0,5 vol/h

Un seul essai a été réalisé pour cette situation en utilisant un bâtonnet d'encens écourté, compte tenu du fait que cet essai a été réalisé en dernier en fin d'après-midi juste avant de libérer la maison expérimentale pour d'autres activités.

Les vitesses d'air moyennes sont restées stables tout au long de l'essai (Figure 37). La vitesse au point 3 est plus faible comparativement aux autres essais réalisées au même taux de renouvellement d'air.

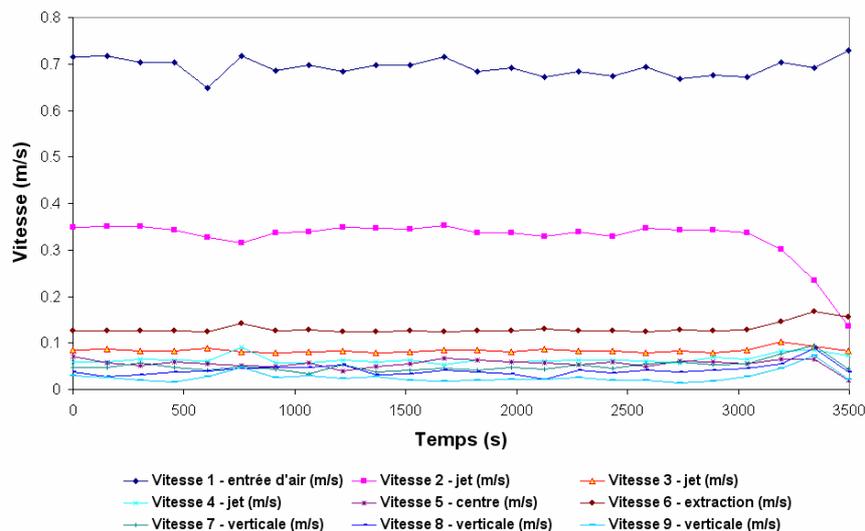


Figure 37 : Suivi des vitesses moyennes (encens, PP rugueux, 0,5 vol/h).

Les températures de l'air et des parois aux différents points sont relativement stables avec des températures plus froides au niveau du jet d'air et au niveau de la vitre (Figure 38 et Figure 39).

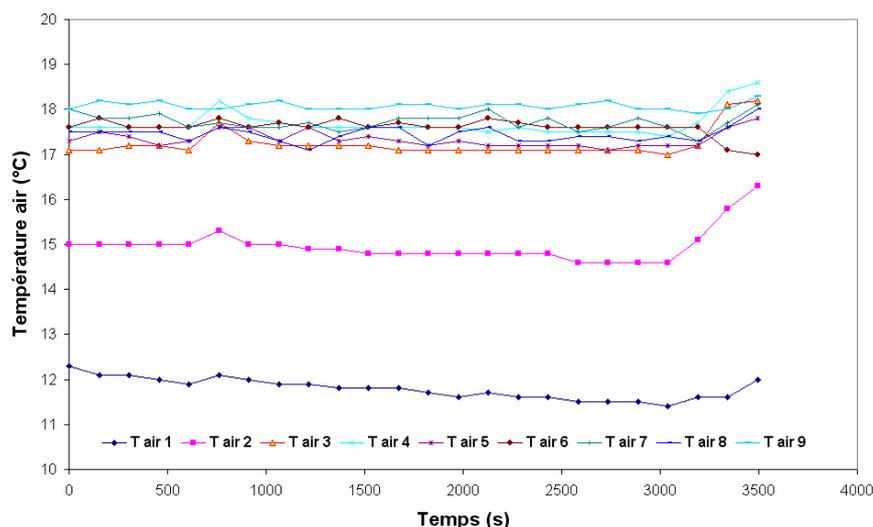


Figure 38 : Suivi des températures d'air (encens, PP rugueux, 0,5 vol/h)

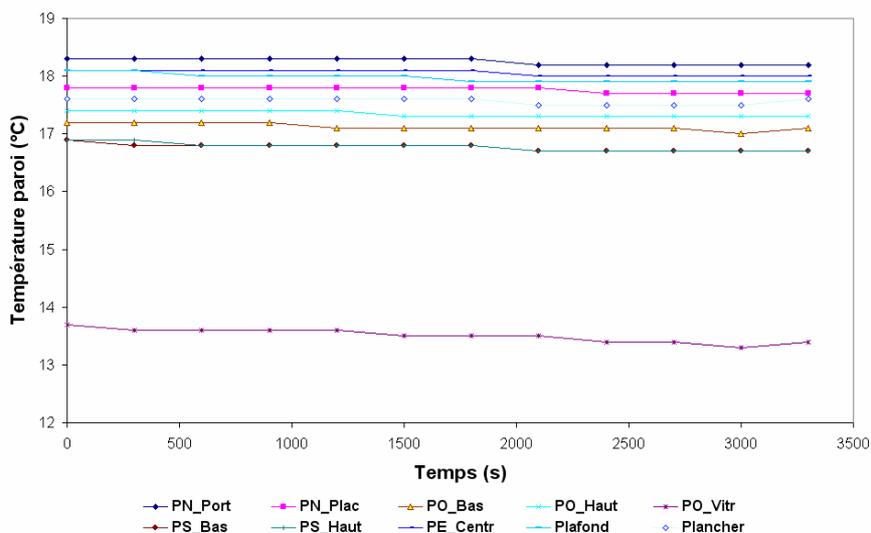


Figure 39 : Suivi des températures de paroi (encens, PP rugueux, 0,5 vol/h)

Les concentrations de particules observées évoluent de façon comparable dans le volume (sauf au niveau de l'entrée d'air). Toutefois, lors de la combustion, les fluctuations sont plus importantes et ce sur l'ensemble des prélèvements (Figure 40). La concentration maximale observée est proche de $3 \cdot 10^5 \text{ \#} \cdot \text{L}^{-1}$.

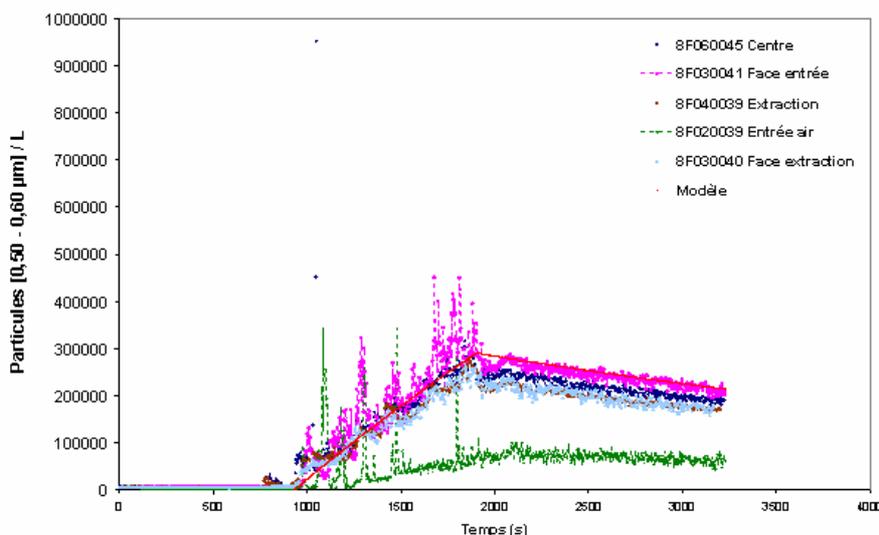


Figure 40 : Suivi des concentrations en nombre de particules [0,5-0,6 µm] (encens, PP rugueux, 0,5 vol/h).

En modélisant, une constante de décroissance de $2,2 \cdot 10^4 \text{ s}^{-1}$ et un taux d'émission de $10^7 \text{ \#} \cdot \text{s}^{-1}$ sont obtenues. Ces données sont en accord avec les données d'émission de l'encens et la décroissance observée avec la papier peint lisse.

4.2.2.2. Renouvellement d'air 1 vol/h

Un seul essai a été réalisé en milieu d'après-midi dans ces conditions. Les vitesses d'air moyennes restent stables et conformes aux expérimentations précédentes utilisant le même taux de renouvellement d'air (Figure 41). Les températures d'air diminuent à partir de 1500 s du fait de la chute de la température extérieure (Figure 42) tout comme la température de la vitre (Figure 43). Le reste des parois présente une température stable et homogène autour de 18 °C.

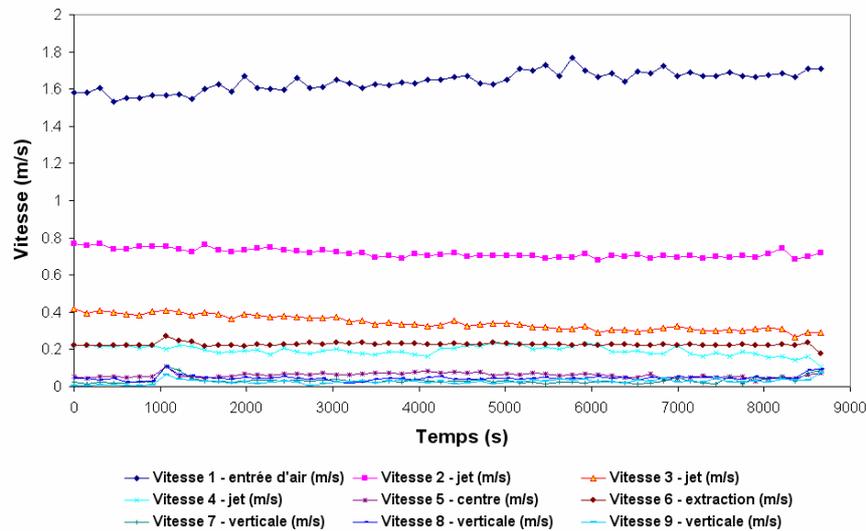


Figure 41 : Suivi des vitesses moyennes (encens, PP rugueux, 1 vol/h).

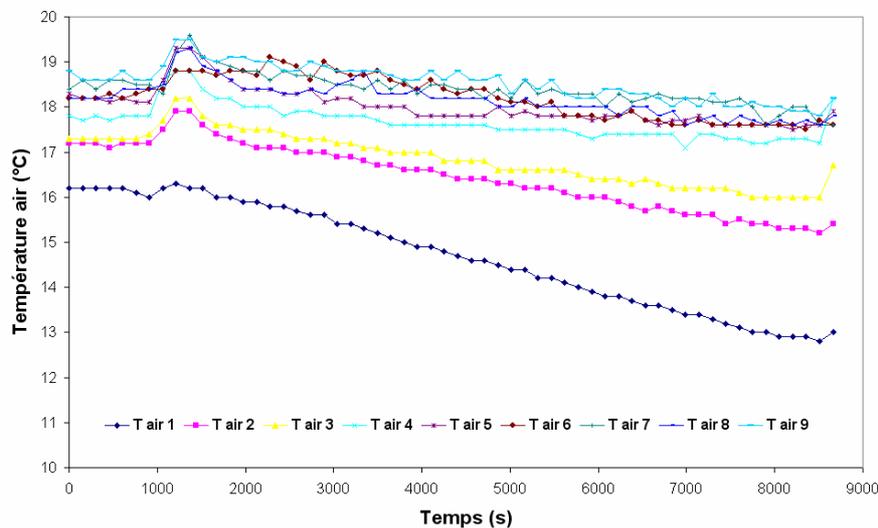


Figure 42 : Suivi des températures d'air (encens, PP rugueux, 1 vol/h).

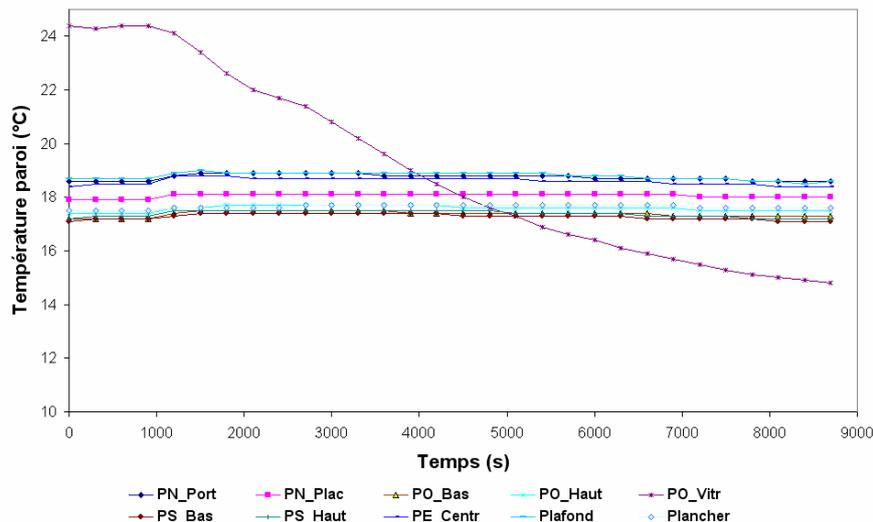


Figure 43 : Suivi des températures de paroi (encens, PP rugueux, 1 vol/h).

La concentration en nombre de particules est maximale au point de prélèvement située face à l'entrée d'air jusqu'à atteindre $7 \cdot 10^5 \text{ \#} \cdot \text{L}^{-1}$ au moment de l'arrêt de la combustion de l'encens (Figure 44). Le point central présente des concentrations légèrement inférieures. Les points situés à l'extraction et face à l'extraction présentent des niveaux de concentrations similaires. Au niveau de l'entrée d'air, la concentration maximale atteint environ $10^5 \text{ \#} \cdot \text{L}^{-1}$.

La constante de décroissance déterminée par le modèle est de l'ordre de $4,1 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ et le taux d'émission de $8,8 \cdot 10^6 \text{ \#} \cdot \text{s}^{-1}$. Contrairement aux essais précédant, le modèle ne retranscrit pas de façon adéquate la montée de la concentration au fil du temps qui présente un caractère plus linéaire. La phase de décroissance reste de type exponentielle.

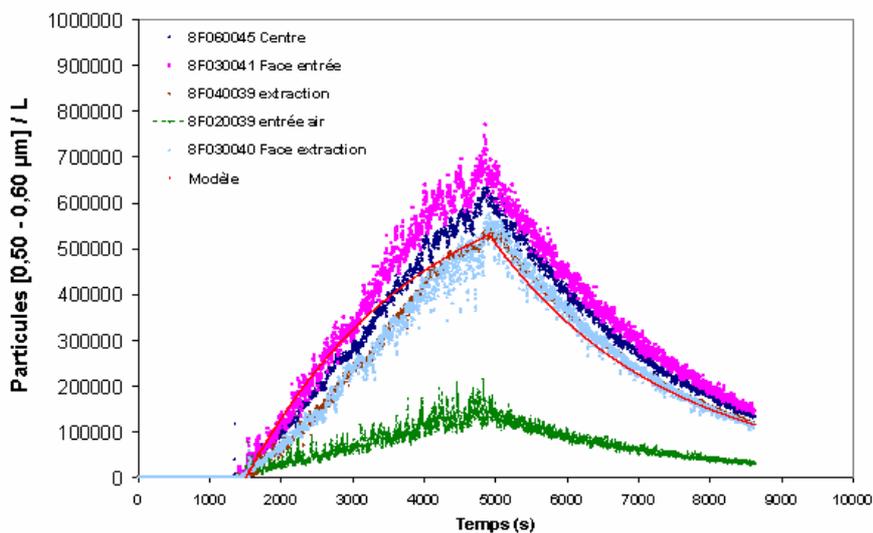


Figure 44 : Suivi des concentrations en nombre de particules [0,5-0,6 µm] (encens, PP rugueux, 1 vol/h).

4.3. Discussion

L'ensemble des résultats montre une relative homogénéité de la distribution de particules fines (0,5-0,6 μm) au sein de la pièce à l'exception du jet d'entrée d'air. Les vitesses d'air sont faibles et ne plaident pas en faveur de l'homogénéité. Par contre, la vitesse d'émission des particules est relativement élevée (3 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ pour les particules de polystyrène latex et 2 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ pour les particules de combustion d'encens). Celle-ci favorise une distribution homogène de la concentration de particules. Par ailleurs, dans le cas de l'encens, l'émission de particules peut se faire de façon isotrope (dans toutes les directions), même si le filet de fumée vertical concentre vraisemblablement la majorité des particules. Enfin, la source n'est pas ponctuelle. Dans le cas des particules de latex injectées au travers d'une tube de 6 mm de diamètre, l'émission est très certainement de forme conique.

La température des parois n'est pas stable dans tous les essais. La température de la partie vitrée varie notamment énormément en fonction de l'heure de la journée et les fluctuations extérieures d'ensoleillement ou de température. Cette variation de température au cours d'un essai peut localement contribuer à déposer plus de particules sur les surfaces en favorisant la condensation. Ce phénomène pourrait expliquer de façon globale que la vitesse de dépôt des particules issues de la combustion de l'encens est plus importante que celle observée pour les particules de latex. Deux autres facteurs peuvent également expliquer cet écart :

- une différence de la concentration : une concentration plus importante augmenterait la probabilité de collision et donc les pertes par dépôt sur les surfaces dans l'hypothèse où le processus est irréversible.
- Une différence dans la forme de la particule : la forme de la particule de combustion est la résultante d'une agrégation de particules ultrafines, forme plus complexe que la microsphère de latex et plus propice à s'accrocher aux surfaces.

L'ensemble des paramètres modélisés sont reportés pour chaque essai au Tableau 11, avec :

λ_{exp} : constante de décroissance expérimentale d'ordre 1 en s^{-1} ou h^{-1} , ($\lambda_{\text{exp}} = \lambda_{\text{v}} + \lambda_{\text{inst}} + \lambda_{\text{d}}$).

λ_{v} : constante de décroissance associée au renouvellement d'air en h^{-1} (l'efficacité de ventilation est supposée être égale à 1).

λ_{inst} : constante de décroissance liée aux débits cumulés de prélèvements. Chaque compteur optique étant muni d'un filtre, la mesure tend à épuiser le nombre de particules dans la pièce. Il est nécessaire d'en tenir compte même si la valeur est faible.

λ_{d} : constante de décroissance associée au dépôt de particules en h^{-1} . C'est le produit de la vitesse de dépôt avec le rapport de la surface cumulée sur le volume de la pièce.

v_{d} : vitesse de dépôt des particules considérées (en $\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$).

CV(%) : coefficient de variation observé dans la constante de décroissance déterminé pour chaque point de mesure.

Emission exp : taux d'émission expérimental déterminé par le modèle et exprimé en particules par seconde (noté part. /s ou encore $\#\cdot\text{s}^{-1}$). C'est le taux d'émission au centre de la pièce.

t_{50} (h) : temps nécessaire pour que la concentration diminue de moitié par rapport au maximum atteint au moment de l'arrêt de la génération de particules.

t_{90} (h) : temps nécessaire pour que la concentration diminue de 90% par rapport au maximum atteint au moment de l'arrêt de la génération de particules.

La constante de décroissance a été déterminée à chaque essai pour tous les points de prélèvement. Les résultats montrent des valeurs très voisines les unes des autres y compris pour le point situé dans le jet d'air, comme en témoigne le coefficient de variation (écart-type sur moyenne) inférieur ou égal à 7%. Il n'y a donc pas de zones de dépôt privilégiées dans la pièce étudiée.

A partir des constantes de décroissance, les temps caractéristiques t_{50} et t_{90} peuvent être déterminés. Il faut plus d'une heure pour diminuer la concentration de particules latex de moitié et presque 4 heures pour la diminuer d'un facteur 10 dans un taux de renouvellement faible de 0,5 vol/h. En comparaison, dans les mêmes conditions, la concentration de particules issues de la combustion de l'encens disparaît de moitié en moins d'une heure et de 90 % en moins de 3 heures.

Source Particules	Papier peint	Essai	λ_{exp} (s ⁻¹)	λ_{exp} (h ⁻¹)	CV (%)	λ_v (h ⁻¹)	λ_{instr} (h ⁻¹)	λ_d (h ⁻¹)	v_d (m/h)	Emission exp. (part. /s)	t_{50} (h)	t_{90} (h)
Latex (0,53 µm)	Lisse	1	0.000172	0.62	4%	0.48	0.012	0.12	0.060	79503 ± 526	1.1	3.7
Latex (0,53 µm)	Lisse	2	0.000175	0.63	7%	0.47	0.012	0.15	0.071	72553 ± 462	1.1	3.7
Latex (0,53 µm)	Lisse	1	0.000327	1.18	3%	1.00	0.012	0.17	0.081	71159 ± 325	0.6	2.0
Latex (0,53 µm)	Rugueux	1	0.000370	1.33	4%	1.01	0.012	0.31	0.148	41772 ± 271	0.5	1.7
Latex (0,53 µm)	Rugueux	2	0.000392	1.41	7%	1.01	0.012	0.39	0.188	52396 ± 315	0.5	1.6
Encens (0,575 µm)	Lisse	1	0.000223	0.80	7%	0.48	0.012	0.31	0.149	3879277 ± 7354	0.9	2.9
Encens (0,575 µm)	Lisse	1	0.000459	1.65	2%	1.08	0.012	0.56	0.273	12278064 ± 35768	0.4	1.4
Encens (0,575 µm)	Lisse	2	0.000424	1.53	2%	1.00	0.012	0.52	0.251	14103596 ± 30967	0.5	1.5
Encens (0,575 µm)	Rugueux	1	0.000224	0.81	6%	0.53	0.012	0.26	0.128	10156252 ± 236326	0.9	2.9
Encens (0,575 µm)	Rugueux	1	0.000413	1.49	3%	1.00	0.012	0.48	0.231	8814137 ± 31457	0.5	1.5

Tableau 11 : Paramètres des modèles déterminés pour chaque essai.

Les vitesses de dépôt déterminées à partir du modèle sont globalement plus élevées pour les particules d'encens que pour les particules de latex. La contribution du dépôt par rapport à la décroissance globale est comprise entre 14% et 28% pour les particules de latex et entre 32% et 38% pour les particules d'encens. La Figure 45 représente la vitesse de dépôt en fonction du renouvellement d'air. Augmenter le taux de renouvellement d'air augmente également la vitesse de dépôt des particules d'encens. Cette dépendance est nettement moins significative pour les particules de latex. Le renouvellement d'air peut agir de plusieurs façons sur la vitesse de dépôt, principalement sur les caractéristiques aérauliques à la surface du revêtement (modification de la couche limite), mais aussi en refroidissant plus rapidement l'air et les parois favorisant ainsi le dépôt par condensation des particules plus chaudes.

La rugosité du papier peint affecte significativement la vitesse de dépôt des particules de latex mais pas celles d'encens. Au contraire, la vitesse de dépôt des particules d'encens en présence du papier peint rugueux est même légèrement plus faible (~10%) qu'en présence du papier peint lisse. L'hypothèse qui peut être avancée est que la sphéricité de la particule de latex est sensible à cet écart de rugosité du revêtement. A l'opposé, la particule de combustion d'encens présenterait une forme plus complexe, plus "rugueuse", laquelle masquerait l'effet de la rugosité de la surface du revêtement. Malgré des caractéristiques de rugosité différentes, les différences observées en cellule test en terme de vitesse de dépôt entre les 2 papiers peints lisse et rugueux sont faibles. Les caractéristiques des deux revêtements ne sont finalement pas très séparées malgré les écarts observés.

Les constantes de dépôt sont plus importantes que celles observées en cellule test lors de la phase 2 (voir Tableau 4). Les vitesses de dépôt sont du même ordre ou supérieures, mais elles intègrent différentes contributions. A partir de ces résultats, la contribution des différents

matériaux sur le dépôt global reste difficile à évaluer. En effet, comme montré dans la phase 2, il est nécessaire de connaître le niveau de brassage de l'air pour estimer correctement la vitesse de dépôt. Dans la cas de la pièce expérimentale, les vitesses d'air sont faibles, le volume est donc peu brassé. Les vitesses de dépôt associées aux différents revêtements sont donc vraisemblablement plus faibles que ceux déterminés dans la cellule test.

Déterminer les contributions de chaque revêtement nécessite l'utilisation de modèles plus élaborés prenant en compte les variations du champ thermoaéraulique.

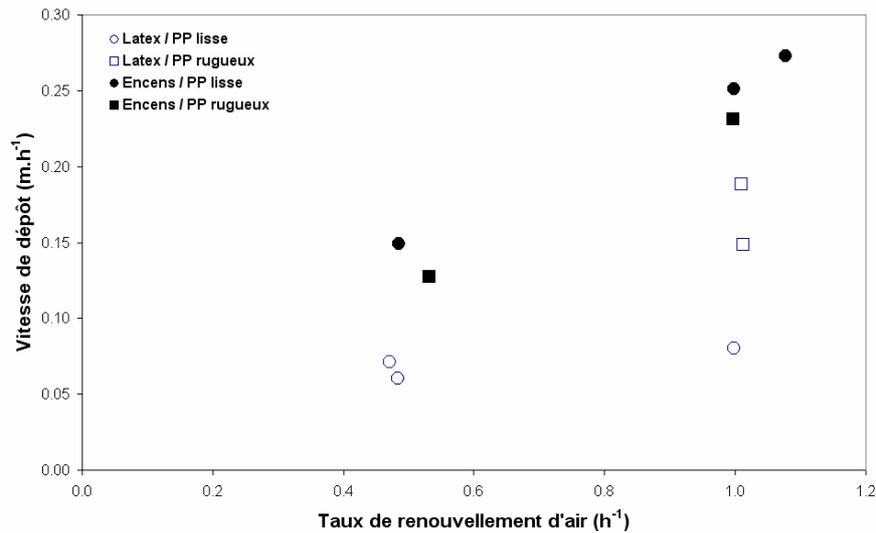


Figure 45 : Vitesse de dépôt selon le renouvellement d'air.

5 CONCLUSION

L'émission de particules en situation contrôlée ou constante (bâtonnet d'encens) a été réalisée en grandeur réelle dans une pièce de la maison expérimentale MARIA du CSTB pour deux sources de particules de $0,5 \mu\text{m}$ (microsphères de latex ou combustion d'encens), deux revêtements muraux différents (papier peint lisse et rugueux) et deux renouvellements d'air (0,5 et 1 vol/h assurés par une ventilation double flux sans surpression). Le champ de vitesse, de température d'air, de température de paroi et de concentration en nombre de particules (compteurs optiques) ont été déterminés au sein du volume.

La concentration en particules reste assez homogène dans le volume de la pièce hormis au niveau du jet d'entrée d'air où la concentration reste systématiquement plus faible et plus fluctuante. Cette homogénéité apparaît comme la conséquence d'une vitesse d'émission des particules élevée et non d'un brassage efficace de l'air qui serait illustré par des vitesses d'air élevées, jamais observées dans les expérimentations. Le caractère plus ou moins isotrope des émissions de particules n'a pas été déterminé. Il pourrait également contribuer à l'homogénéité observée dans le volume.

Les températures d'air et de paroi peuvent varier au cours d'un essai qui peuvent conduire à une modification des interactions particules-surfaces en intégrant notamment des phénomènes de condensation locale. Ces variations sont sujettes aux fluctuations extérieures et par conséquent au moment de la journée. L'impact de la température d'air et de paroi reste à déterminer, mais il est somme toute vraisemblable que la vitesse de dépôt peut varier au cours de la journée.

Un modèle simple permet d'estimer les constantes de dépôt qui varient selon les situations entre 0,12 et $0,56 \text{ h}^{-1}$. Les constantes de dépôt varient très peu entre différents points de la pièce expérimentale. La contribution du dépôt par rapport à la décroissance globale du nombre de particules représente 15% à 30% (latex) ou 30% à 40% (encens). Les vitesses de dépôt calculées varient entre $0,06$ et $0,19 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ (latex) et entre $0,13$ et $0,27 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ (encens).

Le temps nécessaire après arrêt de la génération pour diminuer la concentration maximale de 90% dans la pièce peut atteindre près de 4 heures dans le cas défavorable (0,5 vol/h, particules de latex, papier peint lisse).

Influence de la nature des particules

La vitesse de dépôt des particules de combustion d'encens est plus importante que celle associée aux microsphères de latex. Cette différence peut être liée à :

- une condensation plus importante de ces particules chaudes sur les parois plus froides.
- une concentration plus élevée de ces particules entraînant une augmentation de la fréquence des collisions et donc des pertes par dépôt sur les surfaces en faisant comme hypothèse que la particule ne rebondit pas.
- un facteur de forme différent entre les particules de latex et les particules d'encens. La forme de la particule de combustion est la résultante d'une agrégation de particules ultrafines, forme plus complexe que la microsphère de latex et plus propice à s'accrocher aux surfaces.

Influence du taux de renouvellement d'air

Augmenter le taux de renouvellement d'air augmente également significativement la vitesse de dépôt des particules dans l'ensemble du volume. C'est particulièrement vrai pour les particules issues de la combustion de l'encens. Le phénomène est négligeable pour les particules de latex. Le renouvellement d'air peut agir de plusieurs façons sur la vitesse de dépôt, principalement sur :

- les caractéristiques aérauliques à la surface du revêtement (modification de la couche limite),
- une modification de la trajectoire des particules,
- un refroidissement plus rapidement de l'air et des parois favorisant ainsi le dépôt par condensation des particules plus chaudes.

Influence de la nature du revêtement

La rugosité du papier peint affecte significativement la vitesse de dépôt des particules de latex mais pas celles d'encens. L'incidence de la rugosité propre à la particule pourrait prendre le pas sur la rugosité du matériau. Les particules lisses peu rugueuses subiraient la rugosité des matériaux tandis que les particules à forme plus complexe plus rugueuse seraient moins sensibles aux variations de rugosité des matériaux. Cette hypothèse mérite d'être approfondie avant de pouvoir donner des éléments plus concrets.

Les résultats observés ne sont pas directement transposables à d'autres tailles de particules, pour lesquelles d'autres interactions peuvent diriger leur transport (coagulation et nucléation hétérogène des particules ultrafines ou sédimentation pour les grosses particules).

Cette étude expérimentale permet de mettre en évidence l'interdépendance des paramètres dominant le transport des particules dans un environnement intérieur. La nature même des particules est un paramètre clef dans l'interaction des particules avec les surfaces, elle va intervenir de différentes manières selon la ventilation et le revêtement considéré. Chaque situation apparaît unique et de façon à généraliser, il est nécessaire d'approfondir les connaissances sur les relations entre les différents paramètres clés du transport et du devenir des particules dans l'environnement intérieur.

6 REFERENCES

Akoua A.A., Collignan B., Maupetit F. & Ramalho O. (2003), *Experimental and numerical VOC concentration field analysis from flooring material in a ventilated room*, Proceedings of the 7th International Conference on Healthy Buildings' 2003, December 7-11 2003, Singapore, pp 370-375.

Akoua A.A. (2004), *Appréciation de l'efficacité de la ventilation pour l'étude de la qualité de l'air intérieur*, Thèse de Doctorat, Université de La Rochelle, 187 p.

Akoua A.A., Allard F., Beghein C. & Collignan B. (2005), *An index to analyse contaminant removal efficiency taking into account the energetic cost of ventilation*, Proceedings of the 10th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, September 4-9 2005, Beijing (China), Volume III, pp 2750-2755.

Koffi J., Ribéron J., Husaunndee A. & Allard F. (2007), *Experimental study of pollutant transfer within dwellings*, Roomvent' 2007, June 13-15 2007, Helsinki (Finland), submitted.

Nicolas M., Ramalho O. & Maupetit F. (2005), *A preliminary field study of indoor chemistry*, Proceedings Indoor Air'2005, 10th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, Beijing (China), September 4th-9th 2005, vol. 2, 1739-1743.

Nicolas M., Ramalho O. & Maupetit F. (2003), *Impact of ozone on indoor air quality: a preliminary field study*, Proceedings of ISIAQ 7th International Conference, Healthy Buildings 2003, Singapore, December 7th – 11th 2003, vol. 1, 247-252.

Ribéron J. & O'Kelly P. (2002), *MARIA: An experimental tool at the service of indoor air quality in housing sector*, Proceedings of the 9th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, June 30 – July 5 2002, Monterey (USA), Volume III, pp 191-195.

PHASE 4 :
DEVELOPPEMENT ET VALIDATION D'OUTILS
D'EVALUATION DU TRANSFERT PARTICULAIRE
DANS LES AMBIANCES VENTILEES

Karim LIMAM²

Marc ABADIE²

Jean-Jacques AKOUA¹

*¹Centre Scientifique et Technique du
Bâtiment (CSTB),*

*²Laboratoire d'études des phénomènes
de transfert appliqués au bâtiment
(LEPTAB, Université de La Rochelle),*



Avec la participation de :

Timea DENES², Sakina EL HAMDANI², Mihai GUSTIUC², Patrick O'KELLY¹

Sommaire

Résumé	5
Liste des figures	7
Liste des tableaux	8
Introduction générale.....	9
Chapitre 1 : Modélisation du transfert particulaire dans les ambiances ventilées	13
1. Introduction	15
2. Modélisation et méthode de résolution.....	17
2.1. Modélisation de l'écoulement porteur des particules	17
2.2. Modélisation numérique de la dynamique particulaire	17
2.2.1. Principe	17
2.2.2. Force brownienne	19
2.2.3. Forces extérieures	20
2.3. Choix de la méthode de résolution de l'écoulement fluide :	22
2.3.1. Simulation directe	22
2.3.2. Simulation des grandes échelles	23
2.3.3. Approche statistique	23
2.4. Système d'équations moyennées	25
2.5. Hypothèses de fermeture	25
2.6. Le modèle standard bas-nombre de Reynolds.....	27
2.7. Choix du modèle pour les particules	28
3. Conclusion.....	30
Chapitre 2 : Etude du dépôt dans la cellule Test du LEPTAB	33
1. Introduction	35
2. Dispositif et protocole expérimental	35
3. Résultats expérimentaux.....	39
PRIMEQUAL PARTICULES – Phase 4 :	3

3.1. Calcul de la constante de dépôt	39
3.2. Résultats	40
4. Simulations numériques	41
4.1. Maillage	41
4.2. Conditions aux limites et critères de convergence	43
4.3. Résultats de la phase fluide	44
4.4. Résultats de la phase particulaire	46
5. Synthèse des résultats.....	46
5.1. Comparaison des vitesses de dépôt mesurées et modélisées.....	46
5.2. Comparaison avec les résultats de la littérature	47
6. Conclusion.....	48
Chapitre 3 : Etude de la dispersion et du dépôt dans la chambre de la maison MARIA du CSTB.....	51
1. Configuration géométrique	53
2. Maillage et conditions aux limites.....	54
2.1. Maillage.....	54
2.2. Conditions aux limites et critère de convergence.....	56
3. Résultats	56
3.1. Phase fluide	56
3.2. Phase dispersée.....	61
3.2.1. Trajectoires et temps de résidence.....	62
3.2.2. Dépôt particulaire	65
3.2.3. Exposition des personnes.....	71
4. Conclusion.....	75
Conclusion générale	76
Références	78

Résumé

Les modèles de dépôt décrits dans le rapport de la phase 2 ne sont applicables que si la concentration en particules peut être considérée homogène à l'intérieur du volume d'air pollué étudié. Cette hypothèse forte réduit leur utilisation aux cas des salles de petites tailles qui ne présentent pas de singularités comme la présence d'un jet d'air provenant d'une bouche de soufflage ou d'un ventilo-convecteur ainsi qu'à la présence de sources ponctuelles de particules. Par conséquent, parallèlement au développement de ces premiers types de modèles, l'équipe de qualité de l'air particulaire du LEPTAB a dédié ses efforts expérimentaux et numériques dans la recherche d'outils de prédiction permettant d'évaluer l'hétérogénéité de la concentration en particules dans les environnements intérieurs.

Ce rapport présente la contribution du LEPTAB dans la phase 4 du programme PRIMEQUAL2 intitulée « Développement et validation d'outils de prédiction du transfert particulaire dans les ambiances intérieures ».

Une série d'études expérimentales et numériques a tout d'abord été effectuée par le LEPTAB pour une cellule Test de 9m^3 où deux taux de renouvellement d'air ont été étudiés : 0,5 et $1,0\text{ vol.h}^{-1}$. Une modification de la position des bouches de ventilation a également été effectuée pour la cellule Test du LEPTAB (entrée en position basse/sortie en position haute et inversement). En mesurant l'évolution des concentrations de particules dans la cellule Test, la présente étude a permis de mieux cerner l'influence de la ventilation sur la pollution particulaire, montrant que le mouvement des particules de l'air intérieur dépend non seulement du taux de renouvellement d'air, mais aussi du chemin emprunté par le flux d'air dans l'ambiance (stratégie de ventilation). Nous avons constaté que l'influence des positions de l'entrée et de la sortie d'air était plus forte pour les particules fines que pour les particules de taille plus importantes. Pour la configuration Bas-Haut, l'effet d'un doublement du taux de renouvellement d'air se traduit par un doublement de la vitesse de dépôt alors que pour l'autre configuration (Haut-Bas), l'augmentation du taux de renouvellement d'air ne modifie pas le dépôt pour les particules d'un diamètre supérieur $0,9\ \mu\text{m}$ et son effet est inversé pour les particules plus petites.

Une seconde partie dans cette phase 4 concerne une pièce réelle de la maison MARIA du CSTB (30m^3), dont l'écoulement est fortement tridimensionnel (bouches diagonalement opposées) contrairement à celui plus bidimensionnel (bouches en regard) présent dans la cellule Test étudiée en premier lieu. Nous avons grâce à des outils de prédiction réalisé diverses simulations numériques, puis établi une synthèse comparative des résultats. L'objectif principal de cette seconde partie numérique est de présenter le potentiel de ce type d'outil prédictif qui en plus de reproduire des tendances de dépôt global, permet de déterminer les trajectoires des particules, d'évaluer les temps de résidence des particules dans l'ambiance, de suivre l'évolution du dépôt par parois et d'étudier l'hétérogénéité spatiale des concentrations en particules.

Liste des figures

Figure 1 : Dispersion des particules par diffusion brownienne.....	19
Figure 2 : Forces extérieures s'exerçant sur une particule	20
Figure 3: Vue extérieure de l'enceinte	35
Figure 4: Schéma de principe (le Grimm 1 est placé au cœur de la cellule, le Grimm 2 contrôle l'apport en air neuf, la coupe est selon le plan médian).....	36
Figure 5 : Système de ventilation «entrée d'air neuf»	36
Figure 6 : Générateur de particules Topas 410	37
Figure 7 : Compteur de particules GRIMM 1.108	38
Figure 8 : Evolution de la quantité de particules en suspension à l'intérieur de la cellule	38
Figure 9 : Vitesses de dépôt en fonction du diamètre des particules pour 0,5 et 1 vol/h.....	41
Figure 10 : Maillage structuré imposé pour la cellule Test.....	42
Figure 11 : Valeurs de y^+ obtenus au frontières de la cellule Test (entrée d'air : 7cm×10cm).....	42
Figure 12 : Ecoulements obtenus pour cellule test, cas 0,5 vol/h	44
Figure 13 : Ecoulements obtenus pour la cellule test, cas 1,0 vol/h	45
Figure 14 : Confrontation Mesures/Calcul en cellule Test	47
Figure 15 : Position de nos résultats dans la bibliographie	47
Figure 16 : Géométrie de chambre MARIA.....	53
Figure 17 : Dimensions des bouches de ventilation.....	53
Figure 18 : Vues partielles de la chambre étudiée	54
Figure 19 : Vue isométrique du maillage de la chambre MARIA	55
Figure 20 : Vue dans le plan YZ (à gauche) et XY (à droite) du maillage structuré	55
Figure 21 : Vue dans le plan XZ du maillage	56
Figure 22 : Vue isométrique de l'écoulement à l'intérieur de la chambre (1 vol/h) avec isosurfaces représentant les zones de vitesses supérieures à 0.185m/s.....	57
Figure 23 : Champ de vitesses dans les plans XZ (gauche) et XY (droite) passant par le centre de l'entrée d'air (1 vol/h)	57
Figure 24 : Champ de vitesses dans les plans XZ (gauche) et XY (droite) passant par le centre de la sortie d'air (1 vol/h).....	58
Figure 25 : Champ de vitesses dans les plans XZ (gauche) et XY (droite) passant par le centre de l'entrée d'air (0,5 vol/h)	58
Figure 26 : Champ de vitesses dans les plans XZ (gauche) et XY (droite) passant par le centre de la sortie d'air (0,5 vol/h).....	58
Figure 27 : Localisation des sondes anémométriques.....	59
Figure 28 : Vitesses obtenues dans les 9 points de mesure (1 vol/h).....	60
Figure 29 : Intensités turbulentes obtenues dans les 9 points de mesure (1 vol/h)	60
Figure 30 : Vitesses obtenues dans les 9 points de mesure (0,5 vol/h).....	61
Figure 31 : Intensités turbulentes obtenues dans les 9 points de mesure (0.5 vol/h)	61
Figure 32 : Exemple de trajectoires de particules de 2 μ m qui sortent de la pièce (injection à l'entrée d'air).....	62
Figure 33 : Exemple de trajectoires de particules de 2 μ m qui se déposent sur les parois (injection à l'entrée d'air).....	62
Figure 34 : Exemple de trajectoires de particules de 2 μ m (injection au centre).....	63
Figure 35 : Lignes de courant du champ fluide depuis la position d'injection des particules .	63
Figure 36 : Evolution du dépôt des particules de 2 μ m.....	64
Figure 37 : Evolution du nombre de particules pour chaque Grimm dans la pièce MARIA...	67
Figure 38 : Constantes de dépôt évaluées d'après les mesures Grimm	67

Figure 39 : Comparaison des expérimentations – constantes de dépôt (CT : Cellule Test du LEPTAB, BH : ventilation avec entrée Basse/sortie Haute, BH : ventilation avec entrée Haute/sortie Basse).....	68
Figure 40 : Comparaison des expérimentations – vitesses de dépôt.....	68
Figure 41 : Comparaison des simulations numériques – constantes de dépôt.....	69
Figure 42 : Comparaison des simulations numérique – vitesses de dépôt.....	70
Figure 43 : Constantes de dépôt ou vitesse.....	71
Figure 44 : Position du plan médian.....	72
Figure 45 : Evolution du nombre de particules dans chaque zone (0,35 et 2 μ m).....	72
Figure 46 : Position du plan médian.....	73
Figure 47 : Evolution du nombre de particules dans chaque zone (0,35 et 2 μ m).....	73
Figure 48 : Position du plan médian.....	74
Figure 49 : Evolution du nombre de particules dans chaque zone (0,35 et 2 μ m).....	74

Liste des tableaux

Tableau 1 : Coordonnées des bouches d’entrée et de sortie d’air.....	37
Tableau 2 : Constantes obtenues pour les configurations étudiées (Bas-Haut et Haut-Bas) et les deux taux de renouvellement d’air (0,5 et 1 vol/h).....	40
Tableau 3 : Constantes de dépôt (h^{-1}).....	46
Tableau 4 : Positions des bouches de ventilation (en cm).....	53
Tableau 5 : Localisation des sondes anémométriques.....	59
Tableau 6 : Constantes de dépôt pour 1 vol/h.....	65
Tableau 7 : Constantes de dépôt pour 0,5 vol/h.....	66

Introduction générale

Depuis quelques années, la Qualité de l'Air Intérieur (QAI) s'impose comme un sujet qui préoccupe de plus en plus les citoyens, les politiques et les gouvernements [CCM99]. Cet intérêt récent provient de la simple constatation que les citoyens passent en moyenne de 20 à 22 heures par jour à l'intérieur de lieux clos (habitat, lieu de travail, transport,...) d'après [ALI03] et que de nombreuses études tendent à montrer que la qualité de l'air y est souvent moins satisfaisante qu'à l'extérieur d'après [JAN99]. Cette situation a même tendance à s'aggraver ces dernières années avec l'augmentation de l'étanchéité de l'enveloppe du bâtiment et la réduction des débits de ventilation imposées dans l'unique objectif d'économies d'énergie.

Plusieurs programmes de recherche dans le domaine de la pollution de l'air intérieur et de ses effets sur la santé ont été effectués (Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur (OQAI), Programme de Recherche Inter organisme pour une Meilleure Qualité de l'air à l'Echelle Locale (PRIMEQUAL)...). L'objectif de ces programmes était à la fois de disposer d'outils de connaissances scientifiques et d'obtenir des données qui permettraient une gestion pertinente de la QAI (notamment en cas de crise), afin de développer une approche préventive des questions sanitaires.

L'un des risques majeurs pour la santé publique est celui lié aux particules en suspension dans l'air, communément appelées « poussières ». Les particules « fines » dont le diamètre est inférieur ou égal à 10 micromètres s'inhalent facilement. Elles pénètrent profondément dans les poumons (les particules dont le diamètre est inférieur à 2.5 μ m atteignent même les alvéoles) et sont à l'origine de graves troubles respiratoires. Selon certaines estimations, ces particules provoqueraient plusieurs dizaines de milliers de décès prématurés en Allemagne, en Italie, en France et dans l'ensemble de l'Union Européenne. Le précédent programme PRIMEQUAL avait déjà abordé la problématique « aérosol » vis-à-vis des sources de particules et de leurs proportions relatives. Pour une étude plus approfondie, un second programme PRIMEQUAL II a été lancé en 2004, où plusieurs thèmes de recherche ont été retenus.

Dans le cadre de la pollution particulaire de l'air intérieur (issue essentiellement de l'activité humaine sous toutes ses formes), deux niveaux de modélisation du transfert de particules au sein des ambiances intérieures sont utilisés dans la bibliographie :

- **l'approche globale**, dans laquelle on s'intéresse à l'ensemble des particules par son comportement global vis-à-vis de l'ambiance. Cette approche a déjà été appliquée lors de la phase 2 au cours de laquelle un modèle réduit doté d'une agitation de l'air intérieur par brassage (hélice) était étudié. Nos travaux concernant cette phase (transmis dans le premier rapport) visaient le rôle des revêtements et du niveau d'agitation sur le dépôt de particules fines en suspension dans l'air. Pour cela nous avons adopté une démarche consistant à mesurer des constantes de dépôt (en condition homogène de concentration) dans un volume réduit contrôlé où étaient testés différents revêtements standards du bâtiment qui interagissaient pour plusieurs niveaux d'agitation de l'air avec un polydispersé calibré (particules solides sphériques). La capacité des différents revêtements à décharger l'air pollué était alors étudiée. Ce premier rapport a ainsi présenté des lois de comportement obtenues en modèle réduit faisant apparaître des minima de dépôt pour le diamètre 0,53 μ m pour trois

niveaux d'agitation différents. Les modèles de dépôt décrits dans la phase 2 ne sont applicables que si la concentration en particules peut être considérée homogène à l'intérieur du volume étudié. Cette hypothèse forte réduit leur utilisation aux cas des salles de petites tailles ne présentant pas de singularités comme la présence d'un jet d'air provenant d'une bouche de soufflage ou d'un ventilateur-convecteur ainsi qu'à la présence de sources ponctuelles de particules. Ainsi, l'étude des locaux de grands volumes tels que les atriums, les amphithéâtres, les salles de conférence ou plus généralement de situations entraînant une hétérogénéité spatiale (phénomène singulier, jet, ...) comme c'est souvent le cas dans les ambiances intérieures du bâtiment, doivent faire appel à des outils de prédiction permettant d'évaluer l'hétérogénéité de la concentration en particules (approche fine).

- **l'approche fine**, dans laquelle les particules en mouvement sont suivies au cours de leurs déplacements dans l'écoulement d'air. Les équations de la dynamique sont alors résolues soit par des méthodes eulériennes (pour des particules ayant très peu d'inertie) ou lagrangiennes (les particules ont leur propre comportement qui diffère de celui du fluide). Pour les particules pesantes telles que celles rencontrées à l'intérieur du bâtiment, seuls les modèles lagrangiens sont applicables. En effet, les modèles eulériens considèrent que les particules suivent fidèlement l'écoulement fluide et ont par conséquent une application limitée aux petites particules (peu inertielles). Les modèles lagrangiens, quant à eux, décrivent explicitement les interactions des particules avec le fluide et les parois en résolvant directement l'équation de la dynamique du mouvement. Il est donc nécessaire de résoudre dans un premier temps l'écoulement de l'air dans le domaine d'étude afin de déterminer les champs de vitesses instantanées de l'air, donnée nécessaire à la prédiction des vitesses et des positions successives des particules au cours du temps. Pour cela, la mécanique des fluides numérique propose trois voies possible : la simulation numérique directe (Direct Numerical Simulation – DNS), la simulation des grosses structures (Large Eddy Simulation – LES) et les modèles statistiques (Reynolds-Averaged Navier Stokes – RANS). Notons que la DNS demande trop de ressources de calcul pour être appliquée à un volume de grande taille telles les ambiances intérieures du bâtiment. La LES nécessite également des temps de calcul importants, on notera que les récents développements de la POD (approche qui consiste à construire un système dynamique d'ordre faible par utilisation de la décomposition orthogonale aux valeurs propres du champ fluide) permettent de les réduire. Cependant, cette approche reste limitée pour l'instant à deux dimensions de l'espace [ALL03].

En ingénierie du bâtiment, le choix se porte donc généralement sur les modèles statistiques (RANS). Seulement, ceux-ci ne permettent que la connaissance des vitesses moyennes de l'air, des modèles additionnels sont donc nécessaires pour la génération des vitesses fluctuantes de l'air. De nombreux modèles ont été développés depuis près d'une vingtaine d'années, du plus simple comme celui de [GOS81] au plus compliqué comme celui de [BLU92]. Au LEPTAB, les travaux de thèse de [SAN99] et [ABA00] ont permis de mettre au point un code de calcul des trajectoires de particules solides au sein d'écoulements turbulents tridimensionnels. Différents modèles ont été testés, on citera notamment les modifications apportées par [ABA00] au modèle de [GOS81] afin de mieux prendre en compte la turbulence de l'écoulement porteur.

Dans ce second rapport, un premier chapitre est dédié à la modélisation numérique du transport de particules au sein d'un écoulement turbulent. D'une part, le choix quant à la résolution de l'écoulement de l'air dans le domaine d'étude est présenté et argumenté. D'autre part, une méthode d'approche de la phase dispersée (particules en suspension dans l'air) sera également exposée. Un deuxième chapitre viendra positionner à la fois l'outil expérimental

(cellule test de 9m³) mais également numérique (code de calcul PARDIFF) développés au LEPTAB. Cette partie est dédiée à la modélisation de la dispersion des particules fines par le biais des deux approches évoquées précédemment (Lagrangien/Eulérien). Enfin un troisième chapitre propose une application concrète de la modélisation pour un volume plus important : la chambre de 30m³ de la maison expérimentale MARIA du CSTB de Marne-la-Vallée. Suite aux études tant expérimentales que numériques pour ces deux cas (cellule Test LEPTAB et pièce de MARIA au CSTB), nous proposerons des perspectives de développement sur les aspects numériques qui nous semblent indispensables à atteindre pour espérer des résultats suffisants alliés à des temps de calcul raisonnables.

Chapitre 1 : Modélisation du transfert particulaire dans les ambiances ventilées

1. Introduction

La modélisation du transfert particulaire dans les ambiances ventilées par le biais de calculs numériques de type CFD (Computational Fluid Dynamics) propose généralement un deuxième niveau d'approche et une prédiction plus détaillée du comportement des particules dans des conditions d'hétérogénéité puisqu'il permet le suivi individuel des particules dans l'écoulement d'air d'une ambiance.

Le comportement des particules dépend de leurs paramètres physiques (taille, forme, densité), des caractéristiques de l'écoulement turbulent et des forces extérieures agissant sur les particules. On sait qu'en raison de la turbulence elles sont dispersées, c'est-à-dire qu'elles ne suivent pas toutes la même trajectoire. Les prédictions reposent sur deux approches :

- **les méthodes eulériennes**, dans lesquelles une grandeur relative aux particules n'est pas évaluée le long de trajectoires, mais dans un certain repère géométrique. La grandeur ainsi calculée peut être soit la concentration moyenne en polluant [HUA79], [NEU81] soit une probabilité de présence [ROB61], [MUN81]. Certains modèles eulériens [HUA79], [NEU81] supposent une analogie entre la diffusion moléculaire (loi de Fick) et la dispersion turbulente et nécessitent la connaissance du coefficient de dispersion des particules. Celui-ci peut être donné par des lois d'évolution [HUA79] ou déterminé à partir des théories de [BAT49] qui ne sont qu'une extension tridimensionnelle de celle de [TAY21].

Les modèles eulériens à une phase considèrent le système particules/air comme un milieu hétérogène dans lequel les particules suivent fidèlement l'écoulement fluide. Pour la résolution, ils nécessitent une équation supplémentaire en plus des équations relatives à l'écoulement. Ces modèles sont faciles à mettre en œuvre et ils peuvent prendre en compte des aérosols concentrés ainsi que les effets des particules sur l'écoulement fluide. Par contre, ils nécessitent une bonne connaissance des coefficients de diffusion, et ils ont une application limitée aux petites particules (sans inertie). Les modèles eulériens à deux phases considèrent quant à eux les particules et le fluide comme deux milieux continus mélangés. La résolution de ces modèles est plus complexe car elle consiste à obtenir l'écoulement de chaque milieu. En plus d'une bonne connaissance des coefficients de diffusion, ils nécessitent la définition de conditions limites pour les deux milieux.

- **les méthodes lagrangiennes** dans lesquelles les particules sont suivies le long de leurs trajectoires (si l'écoulement turbulent est obtenu à l'aide d'un calcul eulérien, on pourra parler de méthode eulérienne-lagrangienne).

Les modèles qui requièrent le moins d'hypothèses sont les modèles lagrangiens. Les interactions des particules avec le fluide (ou avec les parois) sont explicitement prises en compte. Par rapport aux modèles eulériens, où après la résolution l'accès aux champs de concentration et aux vitesses particulaires est direct, il faut ici faire appel à des calculs statistiques qui permettent de générer les champs de concentrations et de vitesses des particules à partir des trajectoires calculées pour chaque particule.

Dans la bibliographie nous constatons qu'en plus de la pesanteur, la force exercée par le fluide sur les particules est souvent réduite à la traînée visqueuse [GOS81], et la simulation du comportement des particules « lourdes » nécessite la prise en compte de l'effet du croisement

des trajectoires car les particules ne suivent pas les trajectoires du fluide et traversent les structures turbulentes (différence d'inertie entre les particules lourdes et le fluide ainsi que l'action de la pesanteur, les forces électrostatiques, etc.). [GOS81] en tient compte dans son modèle en considérant le glissement de particules par rapport à des structures turbulentes.

Les travaux de [SAN99] ont consisté en la mise au point d'un code numérique de transport particulaire dans un écoulement turbulent en cavité, utilisant le modèle de [GOS81]. Ce code permet la prédiction de la trajectoire des particules par la prise en compte des différentes forces qui agissent sur celles-ci : force de traînée, de gravité, de poussée, thermophorèse ; mais également du caractère turbulent de l'écoulement d'air. Les vitesses et les caractéristiques turbulentes de l'écoulement d'air sont évaluées par résolution des équations de Navier Stokes (modèle $k - \epsilon$).

Les raisons les plus fréquentes pour lesquelles l'approche lagrangienne est préférée à l'approche eulérienne, résident dans la complexité de certaines des méthodes utilisées [ROB61] et également au fait que le domaine de fermeture restreint des modèles de fermeture à gradient (loi de Fick) [MUN81]. Dans l'approche lagrangienne la turbulence est introduite parfois de façon déterministe [ABB80] mais le plus souvent aléatoire, elle est fréquemment supposée statistiquement homogène [GOS81], [KOW81], gaussienne [GOS81], [KRA70] et/ou isotrope [ABB80], [GOS81], [KRA70], [DUK80].

Le paragraphe suivant est consacré à la modélisation. Dans un premier temps, les équations de la méthode eulérienne-lagrangienne adoptée ici sont présentées. Le choix de la méthode de résolution de la phase porteuse (RANS avec un modèle à bas-nombre de Reynolds) est argumenté et largement commenté dans une deuxième partie. Enfin, les équations du modèle lagrangien utilisé au LEPTAB sont décrites dans une dernière partie.

2. Modélisation et méthode de résolution

2.1. Modélisation de l'écoulement porteur des particules

Les équations qui régissent l'écoulement porteur (air) sont déduites à partir des lois générales de conservations de la masse et de la quantité de mouvement (équations de Navier-Stokes).

Equation de continuité :

$$\operatorname{div}(\vec{u}) = 0 \quad (1)$$

Equations du mouvement :

$$\frac{\partial \vec{u}}{\partial t} + \operatorname{div}(\vec{u} * \vec{u}) = -\frac{1}{\rho} \overrightarrow{\operatorname{grad}} p + \operatorname{div}\left(\nu \left(\overrightarrow{\operatorname{grad}} \vec{u} + (\overrightarrow{\operatorname{grad}} \vec{u})^t\right)\right) + \vec{g} \quad (2)$$

2.2. Modélisation numérique de la dynamique particulaire

2.2.1. Principe

Les méthodes lagrangiennes traitent les particules de manière individuelle. Ainsi, celles - ci sont suivies le long de leur trajectoire grâce à la résolution de l'équation de la dynamique du mouvement qui s'écrit, d'après [HIN87] :

$$\begin{aligned} \frac{\pi}{6} d_p^3 \rho_p \frac{dU_p}{dt} = & C_D \frac{\pi}{8} \rho d_p^2 |U - U_p| (U - U_p) + \frac{\pi}{6} d_p^3 \rho \frac{dU}{dt} \\ & I \qquad \qquad \qquad II \qquad \qquad \qquad III \\ & + C_a \frac{\pi}{6} d_p^3 \rho \left(\frac{dU}{dt} - \frac{dU_p}{dt} \right) + C_h d_p^2 \sqrt{\pi \rho \mu} \int_0^t \frac{dU}{\sqrt{t-t'}} - \frac{dU_p}{dt'} dt' + F_{Brow} + F_{ext} \\ & \qquad \qquad \qquad IV \qquad \qquad \qquad V \qquad \qquad \qquad VI \quad VII \end{aligned} \quad (3)$$

Avec *I* : force d'accélération de la particule,

II : force de traînée (de résistance visqueuse) de la particule,

III : terme dû au gradient de pression autour de la particule induit par son mouvement,

IV : force de « masse ajoutée » de la particule,

V : terme historique de Basset,

VI : forces browniennes,

$VIII$: forces extérieures,

d_p : diamètre de la particule (m),

ρ, ρ_p : masses volumiques du fluide et de la particule (kg m^{-3}),

μ : viscosité dynamique du fluide ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$),

U, U_p : vitesses instantanées (totales) du fluide et de la particule (m s^{-1}),

C_D : coefficient de traînée,

C_a : coefficient de masse ajoutée, et

C_h : coefficient de Basset.

On montre que les termes III , V et VI peuvent être négligés lorsque les gradients de vitesses entre la particule et le fluide sont faibles ou encore lorsque l'accélération du fluide ou de la particule est faible également [HJE67]. L'équation à résoudre devient donc :

$$\frac{\pi}{6} d_p^3 \rho_p \frac{dU_p}{dt} = C_d \frac{\pi}{8} \rho d_p^2 |U - U_p| (U - U_p) + F_{Brow} + F_{ext} \quad (4)$$

Pour la résolution, l'équation (4) est décomposée pour chaque direction de l'espace selon des équations différentielles ordinaires, en faisant apparaître pour chaque direction concernée la vitesse et la position de la particule. Le système à résoudre devient alors :

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{du_p}{dt} = \sum F_x \\ \frac{dv_p}{dt} = \sum F_y \\ \frac{dw_p}{dt} = \sum F_z \\ \frac{dx_p}{dt} = u_p \\ \frac{dy_p}{dt} = v_p \\ \frac{dz_p}{dt} = w_p \end{array} \right. \quad (5)$$

Avec F_x, F_y et F_z : forces extérieures suivant x, y et z (N kg^{-1}).

La détermination de la vitesse de la particule nécessite donc la connaissance des forces extérieures qui s'exercent sur la particule, de la vitesse totale du fluide, U , c'est-à-dire la somme de la vitesse moyenne et de la vitesse fluctuante de l'écoulement fluide.

2.2.2. Force brownienne

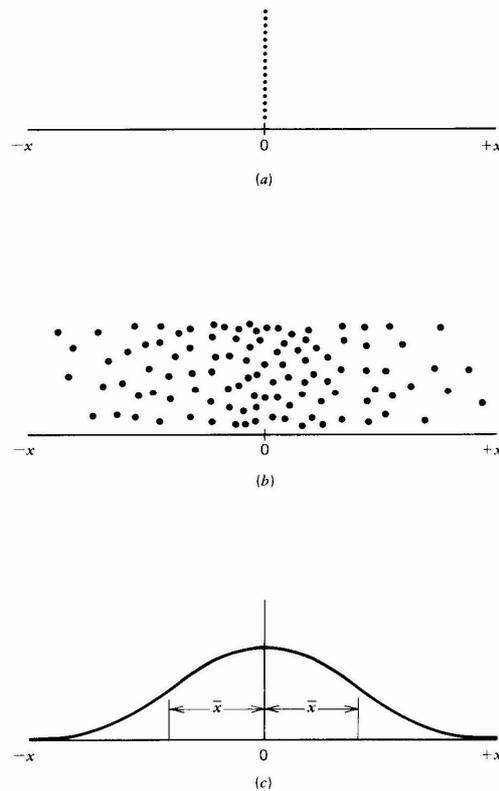


Figure 1 : Dispersion des particules par diffusion brownienne

Tout fluide pollué au repos contient des particules en mouvement brownien. L'origine de ce déplacement vient de la collision constante des molécules de fluide à la surface de la particule. Quand les particules sont petites, inférieures à $0,1 \mu\text{m}$, le mouvement brownien représente la plus importante cause de leur transport. Dans le cas où l'espace de mouvement disponible devient grand, ce mouvement a un ordre de grandeur inférieur aux autres. La diffusion de particules est le transport net de ces particules grâce à un gradient de concentration qui va déplacer celle-ci de la zone de concentration la plus élevée vers la moins élevée. La caractéristique la plus importante de ce transport est le coefficient de diffusion de la particule, qui caractérise la liaison entre le flux des aérosols et le gradient de la concentration. Plus le coefficient de diffusion est élevé, plus le transport par ce mouvement est rapide. La première loi de Fick détermine que le flux de particules d'aérosols est égal à l'opposé du produit du coefficient de diffusion et du gradient de concentration (forme valable en absence des forces extérieures):

$$J = -D \frac{dC_p}{dx} \quad (6)$$

Le phénomène de mouvement brownien se traduit physiquement comme un déplacement aléatoire des particules fines dans un fluide statique. Le déplacement est causé par une force moléculaire, appelée force brownienne. Pour modéliser ce mouvement nous avons programmé dans le code PARDIFF la possibilité de prendre en compte la force brownienne (qui affecte essentiellement les particules fines). Ainsi pour donner la caractéristique aléatoire,

un générateur de nombres aléatoires a été appliqué. Ces numéros varient entre -1 et 1 en donnant une distribution gaussienne voir Figure 1 précédente.

L'expression de cette force est la suivante :

$$F_B = G_i \sqrt{\frac{\pi S_0}{\Delta t}} \quad (7)$$

$$S_0 = \frac{216 \nu k_B T}{\pi^2 \rho_f d_p^5 S^2 C_C} \quad (8)$$

(S étant le rapport entre la masse volumique de la particule et celle du fluide)

2.2.3. Forces extérieures

Les forces extérieures pouvant être prises en compte dans le code numérique sont : la force de traînée, la force de masse ajoutée, la force de gravité, la force de poussée et la force de thermophorèse (Figure 2).

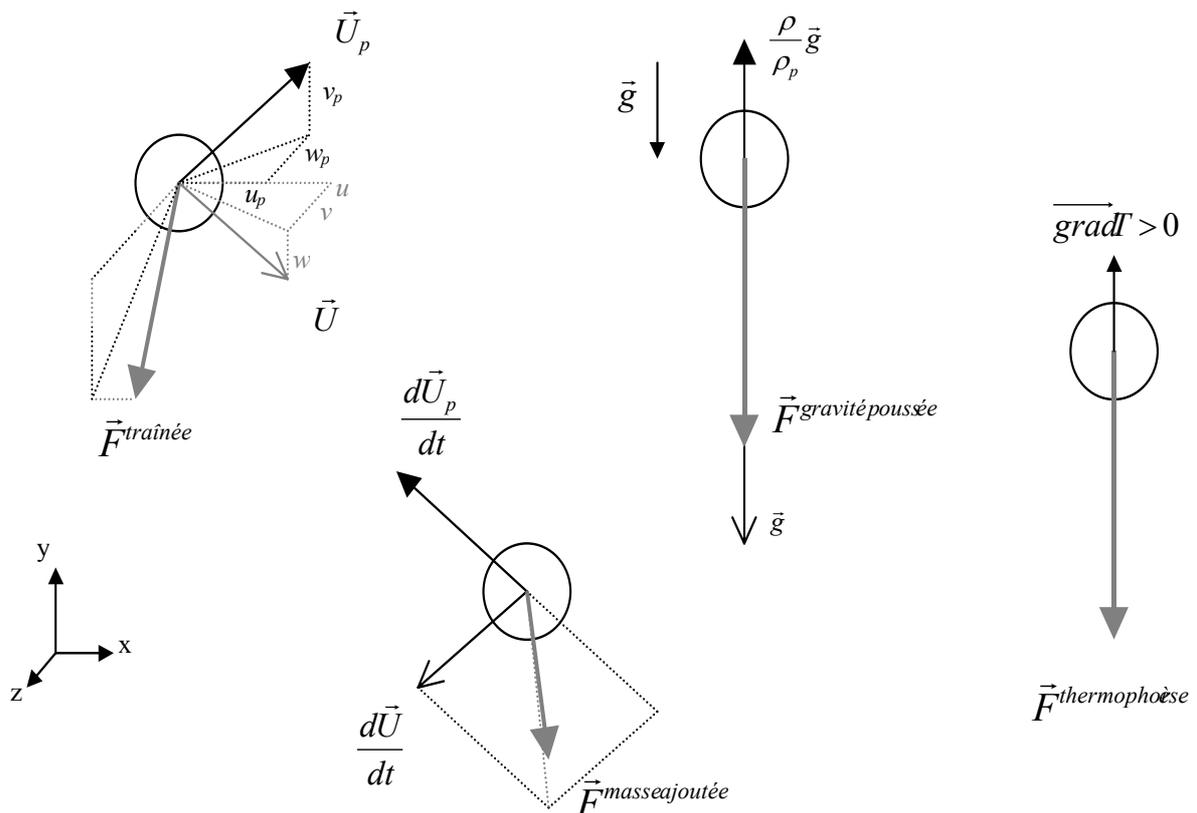


Figure 2 : Forces extérieures s'exerçant sur une particule

La force de traînée est la force principale qui traduit l'interaction entre la particule et le milieu fluide en mouvement, son expression suivant les trois directions de l'espace est :

$$\begin{cases} F_x^{trainée} = 0.75 \times C_C \times C_D \times \frac{\rho}{\rho_p d_p} |U - U_p| (u - u_p) \\ F_y^{trainée} = 0.75 \times C_C \times C_D \times \frac{\rho}{\rho_p d_p} |U - U_p| (v - v_p) \\ F_z^{trainée} = 0.75 \times C_C \times C_D \times \frac{\rho}{\rho_p d_p} |U - U_p| (w - w_p) \end{cases} \quad (9)$$

Avec U, U_p : vitesses totales du fluide et de la particule (m s^{-1}),

u, v, w : composantes fluctuantes de la vitesse du fluide (m s^{-1}),

u_p, v_p, w_p : composantes fluctuantes de la vitesse de la particule (m s^{-1}),

ρ, ρ_p : masses volumiques du fluide et de la particule (kg m^{-3}),

C_C : coefficient de Cunningham, et

C_D : coefficient de traînée.

La force de masse ajoutée représente la force nécessaire pour déplacer latéralement la masse de fluide qui se trouve sur le trajet de la particule, soit :

$$\begin{cases} F_x^{masse ajoutée} = C_a \times \frac{\rho}{\rho_p} \left(\frac{du}{dt} - \frac{du_p}{dt} \right) \\ F_y^{masse ajoutée} = C_a \times \frac{\rho}{\rho_p} \left(\frac{dv}{dt} - \frac{dv_p}{dt} \right) \\ F_z^{masse ajoutée} = C_a \times \frac{\rho}{\rho_p} \left(\frac{dw}{dt} - \frac{dw_p}{dt} \right) \end{cases} \quad (10)$$

Le coefficient de masse ajoutée est calculé à partir de l'expression de [ODAR 64] :

$$C_a = 1.05 - \frac{0.066}{A_c^2 + 0.12} \quad \text{et} \quad A_c = \frac{|U - U_p|^2}{d_p \left| \frac{dU_p}{dt} - \frac{dU}{dt} \right|} \quad (11)$$

Les forces de gravité et de poussée sont fonction de la direction des axes x, y et z par rapport à la verticale terrestre. C'est pourquoi la force qui en résulte a été exprimée en termes généraux en décomposant l'accélération gravitationnelle selon les trois directions :

$$\begin{cases} F_x^{gravité\ poussée} = g_x \times \left(1 - \frac{\rho}{\rho_p}\right) \\ F_y^{gravité\ poussée} = g_y \times \left(1 - \frac{\rho}{\rho_p}\right) \\ F_z^{gravité\ poussée} = g_z \times \left(1 - \frac{\rho}{\rho_p}\right) \end{cases} \quad (12)$$

Avec g_x , g_y et g_z : composantes de la gravité ($m\ s^{-2}$).

La force de thermophorèse apparaît lorsqu'un gradient de température existe dans le gaz. La valeur de cette force dépend du gaz et des propriétés de la particule. Or, dans cette étude les écoulements traités sont isothermes, il n'est donc pas nécessaire de prendre cette force en compte.

2.3. Choix de la méthode de résolution de l'écoulement fluide :

L'étude de la dispersion des particules dans l'air concerne la résolution à la fois de l'écoulement fluide (air) et de l'écoulement des particules qui est induit. Il est donc nécessaire de résoudre dans un premier temps l'écoulement de l'air dans le domaine. On fera l'hypothèse que l'aérosol particule - air est suffisamment dilué pour que l'effet de la présence des particules ne perturbe pas l'écoulement d'air. Ainsi l'écoulement d'air sera caractérisé une seule fois et ne changera pas au cours du traitement des particules. On dispose de plusieurs possibilités pour la prédiction d'écoulement d'air ; trois grandes familles se distinguent :

- la simulation directe (Direct Numerical Simulation ou DNS),
- la simulation des grandes échelles (Large Eddy Simulation ou LES),
- la modélisation statistique (Reynolds Averaged Navier-Stokes ou RANS).

2.3.1. Simulation directe

La résolution numérique directe des équations de Navier-Stokes nécessite une grande capacité de stockage et entraîne des temps de calculs (CPU) extrêmement importants. Ces contraintes rendent cette technique mal adaptée aux calculs d'écoulements turbulents industriels. En effet, ces derniers sont constitués d'une multitude de tourbillons de tailles différentes et il faut utiliser une discrétisation spatiale très fine, coûteuse en stockage et en temps CPU, pour représenter les plus petits d'entre eux. Il a été montré [VER95], que le nombre de points de discrétisation nécessaires pour simuler la totalité des échelles d'un écoulement turbulent évolue approximativement comme le cube du nombre de Reynolds, Re^3 . Donc, pour réduire le temps et le volume des calculs, le recours à des hypothèses de modélisation est indispensable.

2.3.2. Simulation des grandes échelles

La LES est basée sur le filtrage spatial des équations de Navier-Stokes. Avec cette technique, les équations du mouvement turbulent sont filtrées [SAG98] et ne sont résolues que pour les grosses structures turbulentes, dont la taille est supérieure à celle des mailles. Les petites échelles, qui ne sont pas simulées, sont prises en compte au travers des modèles sous-mailles. Ces modèles, fortement inspirés de ceux utilisés dans l'approche statistique, supposent que les mouvements des petites structures sont plus universels, c'est-à-dire moins dépendant des conditions aux limites que les mouvements des grandes structures. Cette technique, dans laquelle l'évolution des grosses structures est simulée tandis que les petites échelles sont modélisées, permet d'étudier des écoulements à hauts nombres de Reynolds. Avec l'augmentation de la capacité de calcul informatique cette technique devient de plus en plus abordable. Cependant, elle impose des temps de calculs relativement importants (mais inférieurs à ceux de la simulation directe) et nécessite une représentation précise de l'écoulement en entrée du domaine.

Une étude exhaustive sur la comparaison entre DNS et LES a été menée par [PIO01]. Notons que [BOU03] a utilisé la LES (calcul CNUSC–Montpellier) avec différents modèles de sous-maille pour déterminer le taux de dépôt de particules de diamètre $5\mu\text{m}$. [BEG05] a également utilisé la LES avec le modèle de sous-maille Smagorinsky pour calculer la dispersion des grosses particules (5 et $20\mu\text{m}$) dans une chambre de taille de $2.5 \times 2.5 \times 2.5\text{m}$. Avec cette configuration le mouvement réel des particules étudiées durant 38 secondes a demandé 19 jours de calcul. Le maillage contenait de $57 \times 82 \times 57$ cellules. Bien que ces tentatives ont pu aboutir malgré un temps calcul énorme, le problème se pose réellement lorsque l'on veut simuler les particules fines sachant que la LES nous impose des techniques de filtre (les petits tourbillons ne peuvent être capturés par le maillage et c'est le modèle de sous-maille qui les prend en compte), des difficultés supplémentaires s'ajoutent lorsque l'on simule des polluants ayant de très petits diamètres.

2.3.3. Approche statistique

Le dernier groupe de modèles est celui des modèles classiques. Dans ces modèles on introduit les moyennes temporelles des différentes variables dans l'équation de Navier-Stokes et on fait des hypothèses de fermeture pour résoudre les équations supplémentaires (contraintes de Reynolds) qui apparaissent dans ces équations. L'approche statistique, beaucoup moins coûteuse en temps de calcul que les précédentes (DNS ou LES), est couramment utilisée par les codes de calcul industriels et semble, d'après la littérature [ABA00], adaptée aux écoulements internes.

L'objectif de cette approche est d'oublier le mouvement turbulent instantané du fluide, trop complexe, et de chercher des équations prédisant simplement l'évolution des champs moyens. Pour cela, les équations du mouvement sont moyennées temporellement, afin d'en faire disparaître les termes fluctuants, et les nouvelles inconnues qui apparaissent sont prises en compte au travers de modèles de fermeture (ou de turbulence). Plus ces modèles sont élaborés, plus la représentation physique de l'écoulement est juste, mais plus les coûts de calcul sont importants. Ainsi, pour chaque type d'écoulement, il faut rechercher le meilleur compromis entre la précision des résultats et la complexité du modèle utilisé. Différents modèles ont été groupés selon [VER95] de la manière suivante :

- modèles de zéro équation (ou modèles de longueur de mélange),

- modèles de deux équations (k-ε modèles),
- modèles de contraintes de Reynolds, et
- modèles des contraintes algébriques.

Notons que les modèles $k - \varepsilon$ ont été les modèles les plus populaires pour résoudre des problèmes de turbulence, parce qu'ils donnent un bon compromis entre la qualité des résultats et le temps de calcul. D'autre part pour les deux premiers types de modèles (zéro ou deux équations), on considère la viscosité turbulente comme isotrope ce qui réduit considérablement le temps calcul. En effet si le rapport entre les contraintes de Reynolds et le taux moyen de déformation n'est pas identique dans toutes les directions nous avons besoin d'équations supplémentaires pour les contraintes de Reynolds elles mêmes. C'est pour cette raison que les modèles des contraintes de Reynolds ont été développés. Par contre, dans ces modèles il y a sept nouvelles équations différentielles partielles qui apparaissent et par conséquent ces modèles sont très coûteux et ils ne sont pas encore adaptés aux écoulements dans les bâtiments pollués par les particules. Pour simplifier la situation, un autre type de modèles a été formé avec des équations transformées aux équations algébriques, fortement plus simples. Cette dernière famille de modèles nous permet de prendre en compte l'anisotropie de la turbulence avec moins d'augmentation du temps de calcul.

De façon générale la modélisation statistique permet de suivre l'évolution des caractéristiques d'un écoulement turbulent sans la résolution directe des équations du mouvement. Pour cela, les paramètres de l'écoulement φ_i sont décomposés en parties moyennes et fluctuantes (décomposition de Reynolds).

$$\varphi_i = \langle \varphi_i \rangle + \varphi_i' \quad (13)$$

où les équations instantanées sont moyennées afin d'obtenir des équations prédisant l'évolution du champ moyen.

L'opérateur moyenne de φ_i est :

$$\langle \varphi_i \rangle = \int_{-\infty}^{+\infty} \varphi_i p(\varphi_i) d\varphi_i \quad (14)$$

où $p(\varphi_i)$ est la fonction de densité de probabilité de la variable φ_i .

Dans la pratique, l'expérimentateur utilise la moyenne temporelle, définie par :

$$\bar{\varphi}_i = \frac{1}{T} \int_t^{t+T} \varphi_i(t) dt \quad (15)$$

2.4. Système d'équations moyennées

En appliquant la décomposition de Reynolds aux équations (1 & 2 précédentes),

$$\vec{u} = \overline{\vec{u}} + \vec{u}' \quad (16)$$

$$p = \overline{p} + p' \quad (17)$$

Puis en moyennant, on aboutit au système d'équations moyennées suivant :

$$\text{div}(\overline{\vec{u}}) = 0 \quad (18)$$

$$\frac{\partial \overline{\vec{u}}}{\partial t} + \text{div}(\overline{\vec{u}} * \overline{\vec{u}}) = -\frac{1}{\rho} \overline{\text{grad } \vec{p}} + \text{div}(\nu (\text{grad } \overline{\vec{u}} + (\text{grad } \overline{\vec{u}})^t)) - \text{div}(\overline{\vec{u}' * \vec{u}'}) + \overline{\vec{g}} \quad (19)$$

L'objectif, qui était d'oublier le mouvement instantané du fluide trop complexe et de chercher des équations régissant simplement le mouvement moyen en faisant disparaître les termes fluctuants, n'est atteint qu'en partie. En effet, de nouvelles inconnues apparaissent.

L'équation de quantité de mouvement introduit le tenseur $\overline{\vec{u}' * \vec{u}'}$ correspondant au tenseur de Reynolds (qui est en fait le tenseur des covariances de vitesses). Il traduit l'interaction entre le mouvement moyen et le mouvement fluctuant. Les tensions de Reynolds, $\overline{u'_i u'_j}$, expriment des tensions supplémentaires qui s'exercent sur l'écoulement moyen. Physiquement, elles reflètent l'échange de quantité de mouvement, par diffusion turbulente, entre les différentes parties de l'écoulement. Il faut noter que la trace du tenseur de Reynolds représente le double de l'énergie cinétique du mouvement turbulent, notée k :

$$k = \frac{1}{2} \overline{u'_i u'_i} \quad (20)$$

Le système d'équations de Reynolds est ouvert, c'est-à-dire qu'il y a plus d'inconnues que d'équations. Pour le résoudre, il faut modéliser les termes inconnus afin de les relier aux grandeurs calculées. C'est le rôle des modèles de fermeture.

2.5. Hypothèses de fermeture

Pour calculer les tensions de Reynolds, deux possibilités sont envisageables. D'une part, les corrélations doubles peuvent être calculées à partir des valeurs moyennes de l'écoulement en faisant appel au concept de viscosité turbulente. Cette première approche est chronologiquement la plus ancienne. D'autre part, on peut obtenir des équations de transport des tensions de Reynolds mais, dans ces nouvelles équations interviennent des termes de corrélations triples qu'il faut à nouveau modéliser. Cette seconde approche est difficile à mettre en œuvre en raison de la grande sensibilité des corrélations d'ordre 3 dans l'écoulement.

Parmi les hypothèses de fermeture habituellement utilisées en turbulence, celles consistant à considérer les tenseurs de Reynolds comme étant des termes de contraintes au même titre que les contraintes visqueuses. Ces corrélations sont alors reliées aux gradients de vitesse moyenne par l'intermédiaire d'une « viscosité turbulente ». On note que, la viscosité cinématique est liée au fluide lui-même alors que la viscosité turbulente caractérise la nature de l'écoulement. Cette hypothèse se traduit par :

$$-\overline{u' * u'} = \nu_t \left(\text{grad } \bar{u} + (\text{grad } \bar{u})^T \right) - \frac{2}{3} k \bar{I} \quad (21)$$

où ν_t est la viscosité turbulente.

Ces hypothèses de fermeture newtonienne sont bien entendu discutables, la simple proportionnalité linéaire entre les contraintes de Reynolds et les taux de déformation ne pouvant pas se démontrer, mais elle permet d'obtenir des équations de type Navier-Stokes pour le champ moyen. En effet, en posant,

$$p^* = \bar{p} + \frac{2}{3} \rho k \quad (22)$$

et en tenant compte de la relation de conservation de la masse, on retrouve le système fermé d'équations suivantes :

$$\text{div}(\bar{u}) = 0 \quad (23)$$

$$\frac{\partial \bar{u}}{\partial t} + \text{div}(\bar{u} * \bar{u}) = -\frac{1}{\rho} \text{grad } p^* + \text{div} \left((\nu + \nu_t) \left(\text{grad } \bar{u} + (\text{grad } \bar{u})^T \right) \right) + \bar{g} \quad (24)$$

le terme $(\nu + \nu_t)$ qui remplace le terme ν .

La viscosité turbulente ne peut être donnée que par des modèles physiques qui l'expriment en fonction des échelles caractéristiques de la turbulence. Parmi ces modèles, on a utilisé le modèle $k - \varepsilon$ à bas-nombre de Reynolds qui prend en compte les deux grandeurs principales d'un écoulement turbulent à savoir l'énergie cinétique turbulente et la dissipation turbulente. Le calcul de l'écoulement à l'aide du modèle $k - \varepsilon$ donne les valeurs moyennes temporelles des variables de vitesses, de la pression, de l'énergie cinétique turbulente et du taux de dissipation d'énergie cinétique turbulente en chacun des points du maillage. Le modèle $k - \varepsilon$ le plus utilisé dans la bibliographie est le modèle standard [BEG92], [SAN99]. [VER95] a montré que les modèles $k - \varepsilon$ ont cependant des difficultés à suivre les écoulements complexes comme les écoulements de rotation, les écoulements avec une couche limite très fine ou encore des écoulements à fluides séparés. Malgré ces critiques le modèle $k - \varepsilon$ a eu un succès indiscutable dans les applications industrielles et aux bâtiments, et ces modèles sont encore en développement de nos jours. L'avantage des modèles à bas-nombre de Reynolds, qui sont d'ailleurs de plus en plus utilisés, est que nous n'avons plus besoin d'utiliser les modèles pour gérer la couche limite à proximité des parois. Au sein du laboratoire nous disposons d'un code commercial, StarCD, qui a été utilisé pour réaliser nos calculs. Pour l'écoulement turbulent nous avons eu le choix entre plusieurs modèles de bas-nombre de

Reynolds qui sont disponibles dans StarCD, et nous avons opté pour le modèle standard à bas-nombre de Reynolds.

2.6. Le modèle standard bas-nombre de Reynolds

Les équations gouvernantes du modèle sont :

- l'équation de l'énergie cinétique turbulente

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t}(\rho_f k) + \frac{\partial}{\partial y} \left[\rho_f v_f k - \left(\mu + \frac{\mu_t}{\sigma_k} \right) \frac{\partial k}{\partial y} \right] = \\ \mu_t (P + P_B) - \rho_f \varepsilon - \frac{2}{3} \left(\mu_t \frac{\partial u_f}{\partial x} + \rho_f k \right) \frac{\partial u_f}{\partial x} + \mu_t P_{NL} \end{aligned} \quad (25)$$

avec

$$P = S_{ij} \frac{\partial u_f}{\partial y} \quad (26)$$

et

$$P_{NL} = - \frac{\rho_f}{\mu_t} \overline{u_f' v_f'} \frac{\partial u_f}{\partial y} - \left[P - \frac{2}{3} \left(\frac{\partial u_f}{\partial x} + \frac{\rho_f k}{\mu_t} \right) \frac{\partial u_f}{\partial x} \right] \quad (27)$$

et

$$S_{ij} = \frac{\partial u_f}{\partial y} + \frac{\partial v_f}{\partial x} \quad (28)$$

et

$$P_B = - \frac{g_i}{\sigma_{h,t}} \frac{1}{\rho_f} \frac{\partial \rho_f}{\partial x} \quad (29)$$

- l'équation de la dissipation de l'énergie cinétique turbulente est donnée par :

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t}(\rho_f \varepsilon) + \frac{\partial}{\partial y} \left[\rho_f v_f \varepsilon - \left(\mu + \frac{\mu_t}{\sigma_\varepsilon} \right) \frac{\partial \varepsilon}{\partial y} \right] = \\ C_{\varepsilon 1} \frac{\varepsilon}{k} \left\{ \mu_t (P + P') - \frac{2}{3} \left(\mu_t \frac{\partial u_f}{\partial x} + \rho_f k \right) \frac{\partial u_f}{\partial x} \right\} \\ + C_{\varepsilon 3} \frac{\varepsilon}{k} \mu_t P_B - C_{\varepsilon 2} \left(1 - 0.3 e^{-R_i^2} \right) \rho_f \frac{\varepsilon^2}{k} + C_{\varepsilon 4} \rho_f \varepsilon \frac{\partial u_f}{\partial x} + C_{\varepsilon 1} \frac{\varepsilon}{k} \mu_t P_{NL} \end{aligned} \quad (30)$$

où

$$P' = 1,33 \left[1 - 0,3e^{-R_t^2} \right] \left[P + 2 \frac{\mu}{\mu_t} \frac{k}{y^2} \right] e^{-0,00375 Re_y^2} \quad (31)$$

la viscosité de turbulence est :

$$\mu_t = f_\mu \frac{C_\mu \rho k^2}{\varepsilon} \quad (32)$$

où

$$f_\mu = \left[1 - e^{-0,0198 Re_y} \right] \left(1 + \frac{5,29}{Re_y} \right) \quad (33)$$

dans cette expression le nombre de Reynolds turbulent local est :

$$Re_y = \frac{y\sqrt{k}}{\nu} \quad (34)$$

Comme cela a été évoqué dans le paragraphe précédent les modèles de bas-nombre de Reynolds n'utilisent pas la loi logarithmique pour le traitement de la couche limite (comme dans le cas des modèles à haut-nombre de Reynolds), ainsi pour celle-ci un raffinement du maillage est indispensable. Sur ce maillage plus sophistiqué pour les cellules proches des parois, l'équation (31) n'est pas résolue, mais remplacée par l'expression suivante :

$$\varepsilon_p = \frac{2\nu k}{y^+} \quad (35)$$

où y^+ pour les cellules à côté des parois est de grandeur de 1.

2.7. Choix du modèle pour les particules

Concernant les particules se mouvant dans l'air, l'effet de la turbulence est modélisé soit par une force supplémentaire ([ABB80]), soit par l'introduction dans l'équation du mouvement d'une particule, de la vitesse instantanée du fluide « vue » par cette particule et déterminée par l'une ou l'autre des méthodes évoquées plus haut (lagrangienne, eulérienne).

La simulation numérique (réalisée par [ABA00]) de l'écoulement du fluide à l'aide d'un modèle $k - \varepsilon$ ne permet d'obtenir que les champs *moyens* des vitesses, il lui a fallu donc reconstituer artificiellement les composantes instantanées de ces vitesses pour pouvoir résoudre l'équation de mouvement de la particule. Les modèles les plus simples permettant d'y arriver, prennent en compte la turbulence de manière très simplifiée par l'introduction d'une fluctuation de vitesse constante dont on change le signe aléatoirement [ALL82]. Certains, plus complexes, déterminent ces fluctuations de vitesse par la prise en compte des

caractéristiques turbulentes locales de l'écoulement ([GOS81], [ORM84], [BER90], [LU92]). Notre choix s'est porté sur le modèle statistique de [GOS81] qui consiste à introduire les moyennes temporelles des différentes variables (vitesses, pression...) dans les équations de Navier Stokes, et à faire des hypothèses de fermeture pour résoudre les équations supplémentaires (contraintes de Reynolds) qui apparaissent dans ces équations.

En plus de la pesanteur, la force exercée par le fluide sur les particules est souvent réduite à la traînée visqueuse (Gosmann et Ioannides [GOS81]), et la simulation du comportement de particules « lourdes » nécessite la prise en compte de l'effet du croisement des trajectoires car les particules ne suivent pas les trajectoires du fluide et traversent les structures turbulentes (différence d'inertie entre les particules lourdes et le fluide ainsi que l'action de la pesanteur, les forces électrostatiques, etc...). Le modèle de Gosmann et Ioannides [GOS81] détermine les composantes fluctuantes de la vitesse du fluide tient compte dans son modèle en considérant le glissement de particules par rapport à des structures turbulentes.

L'équation du mouvement de la particule est donc intégrée jusqu'à ce que la particule n'interagisse plus avec le tourbillon. Le temps d'intégration est déterminé comme le minimum entre la durée de vie du tourbillon, t_e , et le temps de résidence de la particule dans le tourbillon, t_r .

La durée de vie d'un tourbillon est fonction de l'énergie cinétique turbulente, k , et de la dissipation de l'énergie turbulente, ε :

$$t_e = \frac{L_e}{(2k/3)^{1/2}} \text{ et } L_e = C \frac{k^{2/3}}{\varepsilon} \quad (36)$$

C : constante évaluée à 0.46 par [CHE83], et
 L_e : dimension caractéristique d'un tourbillon (m).

Le temps de résidence, durée mise par la particule pour traverser le tourbillon, est :

$$t_r = -\tau_p \times \ln \left(1 - \frac{L_e}{\tau_p |\vec{u} - \vec{u}_p|} \right) \text{ et } \tau_p = \frac{\rho_p d_p^2}{18\mu} \quad (37)$$

τ_p : temps de relaxation de la particule (s),
 \vec{u} , \vec{u}_p : vitesses instantanées du fluide et de la particule (m s^{-1}).

Lors des travaux de thèse de [ABA00] au LEPTAB, ce modèle ([GOS81]) a été testé et validé grâce à une confrontation avec les résultats expérimentaux de [SNY71]. Ainsi le code PARDIFF développé au laboratoire repose sur le modèle de Gosmann et Ioannides [GOS81] depuis 1999. Pour situer le modèle choisi dans le contexte bibliographique, il faut souligner que même si l'inconvénient majeur de ce modèle est que le champ de vitesse est supposé implicitement identique afin que le coefficient de corrélation des fluctuations de vitesses entre deux points du domaine soit unitaire, ce modèle constitue la base de beaucoup d'autres modèles développés plus tard comme ceux de [DUR84], et [MOS01], et c'est un modèle qui est à l'heure actuelle implémenté dans plusieurs codes commerciaux tels que StarCD.

3. Conclusion

Ce premier chapitre a permis de présenter un état de la pratique concernant la modélisation du transfert particulaire dans les ambiances ventilées. Ainsi, la méthode actuellement la plus prometteuse est la méthode eulérienne/lagrangienne qui consiste à une résolution eulérienne de l'écoulement porteur (l'air) et lagrangienne pour la phase particulaire. En conséquence, évaluer la pollution particulaire des ambiances demande une haute compétence en mécanique des fluides numériques ainsi que des ressources (et du temps) importantes.

La résolution numérique d'un écoulement à l'intérieur d'une ambiance d'un bâtiment requiert en effet de l'expérience puisque ce domaine présente habituellement des zones à forts gradients de vitesses et à turbulence élevée (jet et paroi) et d'autres zones à faibles vitesses et peu turbulentes. Ainsi, l'expérience du LEPTAB dans la modélisation de ce type d'écoulement a montré que l'utilisation d'un modèle k- ϵ standard, avec loi de paroi, est à proscrire et qu'un modèle à bas-nombre de Reynolds, sans loi de paroi, doit être utilisé, avec pour effet immédiat une augmentation considérable du temps de résolution de l'écoulement porteur.

Quant à la résolution de la phase particulaire, le LEPTAB développe depuis près d'une dizaine d'années, un code basé sur l'approche lagrangienne nommé PARDIFF qui intègre le modèle de Gosmann et Ioannides [GOS81]. Ce modèle permet une reconstruction rapide du champ de vitesses instantanées de la phase porteuse nécessaire à la détermination de la trajectoire des particules. Cependant, l'expérience montre qu'un minimum d'un millier de trajectoires de particules doit être calculé pour obtenir des tendances quant au transport et à la dispersion du polluant particulaire à l'intérieur d'une ambiance, demandant de nouveau des temps de calcul importants.

Ces contraintes nous ont conduit à diviser la présente étude en deux parties. La première concerne la cellule Test du LEPTAB qui, avec un volume réduit de 9 m³, permet d'effectuer des simulations lagrangiennes dans des temps raisonnables et ainsi de pratiquer des études plus fondamentales comme par exemple l'analyse de l'effet relatif des différentes forces agissant sur les particules. La seconde est dédiée à l'étude de la dispersion particulaire au sein d'un domaine de taille réelle : la chambre de la maison MARIA du CSTB (30 m³). Cette étude permettra l'application des différents concepts liés (et développés au LEPTAB) à l'analyse du transfert particulaire dans les ambiances ventilées au cas réel d'une ambiance intérieure dans bâtiment.

Chapitre 2 : Etude du dépôt dans la cellule Test du LEPTAB

1. Introduction

Le but de cette étude est d'évaluer expérimentalement et numériquement l'impact de la ventilation sur la qualité particulaire de l'air dans une enceinte. Cette approche consiste donc à évaluer l'effet de différents scénarios de ventilation que l'on rencontre fréquemment dans les bâtiments. Pour cela, nous disposons d'une cellule expérimentale (l'enceinte Test du LEPTAB) qui sera également modélisée numériquement. Le principe de la méthode consiste à étudier la décroissance de la concentration particulaire en fonction du temps à la suite de l'injection des particules polluantes à l'intérieur de la cellule (pollution interne), ceci pour chaque stratégie de ventilation. Cette décroissance de la concentration particulaire permet ainsi de déterminer des constantes globales de dépôt. Plus ces valeurs sont élevées, plus la concentration particulaire va diminuer rapidement (soit par dépôt sur les surfaces, soit par extraction). Par conséquent, plus la constante globale de dépôt est élevée, plus l'exposition des occupants à la pollution particulaire est limitée. Cette constante constitue donc un bon indicateur de la qualité de l'air particulaire d'une ambiance intérieure. Après la description du dispositif expérimental et du principe de mesure, les valeurs de la constante globale de dépôt mesurées dans la cellule Test sont présentées. Dans une seconde partie, la modélisation numérique de cette expérimentation est décrite et les résultats obtenus sont comparés à ceux expérimentaux et à ceux de la littérature.

2. Dispositif et protocole expérimental

Au sein du LEPTAB, nous disposons de différents outils expérimentaux dédiés à l'évaluation de la dispersion et du dépôt de particules. La cellule Test que nous avons utilisé pour nos expérimentations est présentée en Figure 3.



Figure 3: Vue extérieure de l'enceinte

Cette cellule expérimentale en bois a pour dimensions : $2,5 \times 2,5 \times 1,5$ m (volume = 9.375 m³ et surface intérieure = 27.5 m²). La rugosité moyenne du contreplaqué constituant cette cellule est identique à celui étudié dans le premier rapport du LEPTAB (Phase 2, où Ra prend la valeur de $8,72\mu\text{m}$).

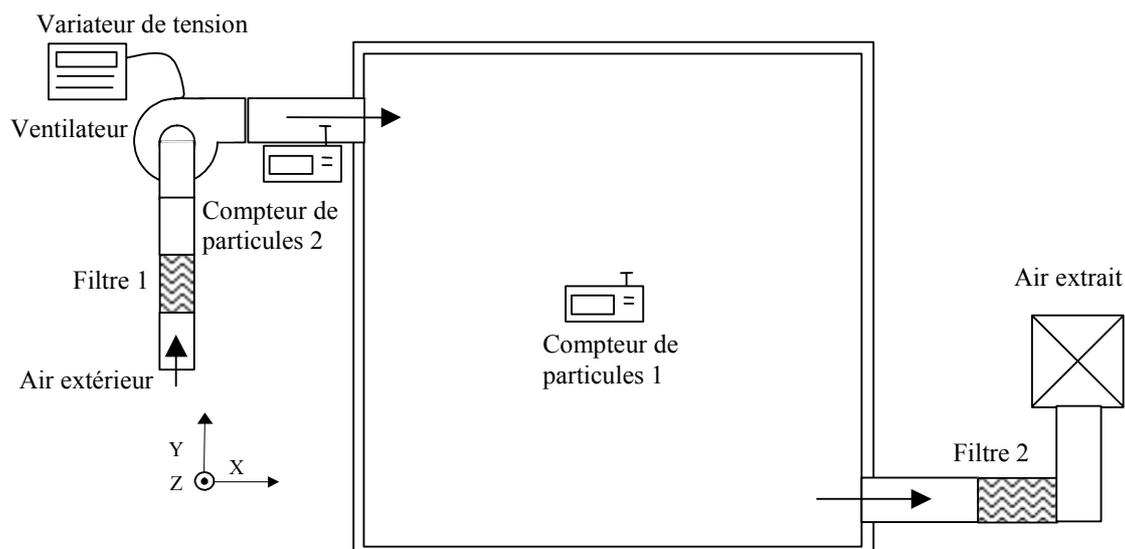


Figure 4: Schéma de principe (le Grimm 1 est placé au cœur de la cellule, le Grimm 2 contrôle l'apport en air neuf, la coupe est selon le plan médian)

Afin de générer un écoulement ascendant pour assurer l'homogénéité du mélange particulaire dans la cellule Test (pendant l'injection) l'enceinte est équipée d'un agitateur à hélice placé au centre sur le plafond). Un système mécanique lié à la cellule a été installé enfin d'assurer la ventilation. L'installation a été réalisée selon le schéma présenté sur la Figure 4, et le système se compose d'un filtre à haute efficacité (type H13, 99,95% des particules supérieures à $0,3\mu\text{m}$ sont capturées), un ventilateur relié à un variateur de tension, et un tuyau (de longueur supérieure à 30 fois son diamètre) qui assure la liaison entre la cellule et le ventilateur. Une vue du système de ventilation de la cellule Test est présentée sur la Figure 5.



Figure 5 : Système de ventilation «entrée d'air neuf»

Les orifices d'injection et de sortie mesurent 10 cm de largeur et 7 cm de hauteur. La position des bouches de ventilation a été choisie selon la configuration étudiée, sachant que l'on peut adopter soit une ventilation traversante Haut-Bas soit Bas-Haut. Les coordonnées des centres des ouvertures sont présentés dans le Tableau 1.

	Configuration1 "Bas-Haut"	Configuration2 "Haut-Bas"
Soufflage	X=0	X=0
	Y=0,305	Y=2,195
	Z=0,75	Z=0,75
Extraction	X=0,625	X=0,625
	Y=2,195	Y=0,305
	Z=0,75	Z=0,75

Tableau 1 : Coordonnées des bouches d'entrée et de sortie d'air

Pendant nos mesures, deux taux de renouvellement d'air ont été étudiés (0,5 et 1,0 volume/heure) ainsi que deux configurations de ventilation généralement utilisées dans les bâtiments (configuration entrée en bas de la cellule et sortie en haut, et l'inverse : entrée en haut et sortie en bas). Le calibrage du taux de renouvellement d'air imposé a été effectué par la méthode du gaz traceur.

Les particules utilisées lors de cette phase expérimentale sont des particules de poudre d'alumine, de diamètre moyen compris entre 0,6 μ m et 0,8 μ m (50 % des particules ont des diamètres inférieurs à cette valeur). Ces particules, conditionnées sous forme de poudre sèche, ont été dispersées à l'aide d'un générateur de poudre Topas 410 à débit contrôlé. Cet appareil (Figure 6) fonctionne sur le réseau d'air comprimé et permet de produire une quantité constante de particules moyennant un contrôle rigoureux de la pression de l'air comprimé (2 bars pour la présente expérimentation).



Figure 6 : Générateur de particules Topas 410

Les compteurs de particules utilisés sont des GRIMM G 1.108 (Figure 7). La mesure est exprimée en nombre de particules par litre. La résolution est de 1 μ g/m³ et la concentration limite de 100 mg/m³. L'air est échantillonné par une sonde isocinétique. Cet air pollué est aspiré par une pompe de débit constant et ajusté (1,2 litres/minute), puis passe dans la cellule de mesure optique. Lorsqu'une particule entre dans la cellule de mesure, elle traverse le faisceau laser et produit une diffraction de la lumière qui est mesurée dans un angle de 90° par un photo-détecteur. Un analyseur de pics permet ensuite de classifier les particules selon leur taille.



Figure 7 : Compteur de particules GRIMM 1.108

Afin d'évaluer le rôle de la ventilation et sa capacité à évacuer l'air vicié en particules fines, nous avons procédé en deux étapes principales : la première consiste à injecter les particules d'alumine tout en brassant l'air avec le ventilateur plafonnier pour atteindre un niveau appréciable d'homogénéisation du polluant, puis la ventilation traversante est activée et la mesure proprement dite est effectuée. Plus précisément, la procédure suivante a été respectée pour chaque expérience. Avant de démarrer une série de mesures, la cellule est nettoyée avec une soufflette à air comprimé. La constance de la pression d'air comprimé au niveau du Topas, et donc la génération de particules, est assurée pendant toute la durée de l'expérimentation. Après l'injection de particules, l'air est brassé pendant encore 10 minutes. Puis, après la vingtième minute, le brassage est interrompu et le système de ventilation est mis en marche. Selon le taux de renouvellement d'air l'expérience dure de 3 à 6 heures. Pendant chaque mesure la décroissance de la concentration des particules polluantes est mesurée par les compteurs optiques qui ne sont arrêtés que lorsqu'il ne reste qu'environ 10% de la pollution injectée (fin de la mesure).

L'évolution typique obtenue pour la concentration en particules est représentée par la Figure 8.

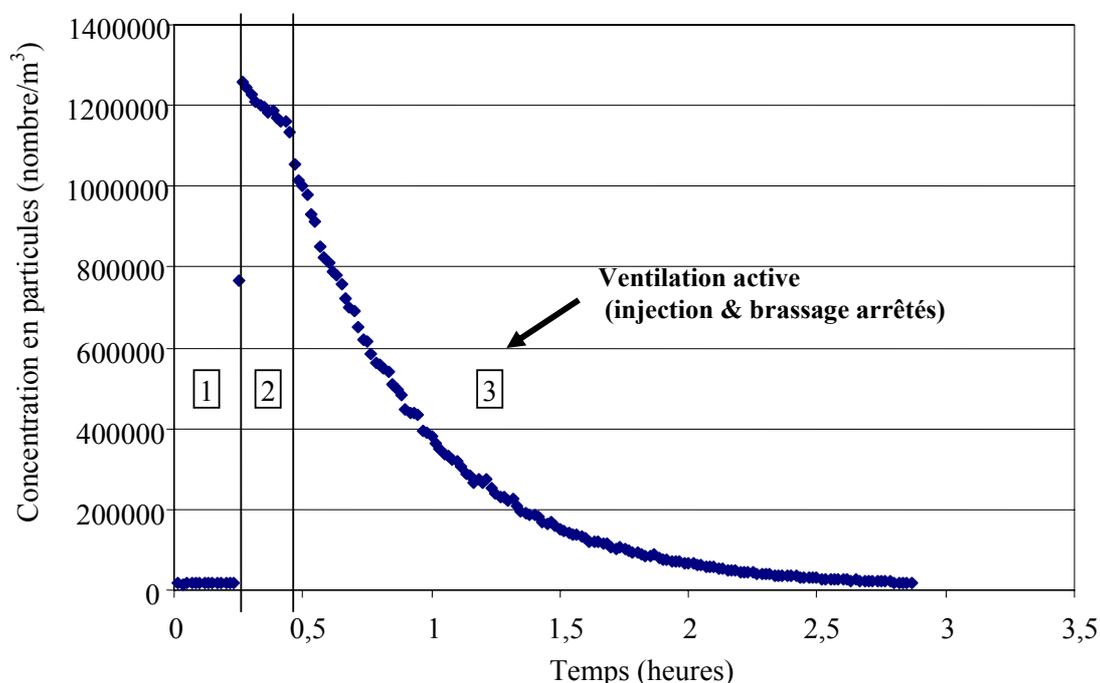


Figure 8 : Evolution de la quantité de particules en suspension à l'intérieur de la cellule

3. Résultats expérimentaux

3.1. Calcul de la constante de dépôt

Selon l'approche globale [NAZ93], l'équation de transport massique des polluants dans un local ventilé mécaniquement s'écrit selon l'équation suivante:

$$\frac{dC_i}{dt} = f \lambda_r C_o - \lambda_r C_i + S_i + \lambda_R D_i - \lambda_{de} C_i \quad (38)$$

I II III IV V

Les différents termes numérotés ci-dessus sont respectivement :

- I le transport des particules de l'extérieur vers l'intérieur par le système de VCM et par infiltration,
- II le transport des particules de l'intérieur vers l'extérieur par le VMC et par exfiltration,
- III le terme source,
- IV la re-suspension des particules déposées,
- V le taux de dépôt sur les surfaces du local.

Dans la présente expérimentation, une fois le polluant injecté, il n'y a plus de sources actives de particules ainsi le terme III vaut zéro. Comme ces particules sont petites la re-suspension est négligée (terme IV est nul). Le transport de particules de l'extérieur vers l'intérieur est empêché par le filtre à haute efficacité, le terme I est alors également négligeable. Ainsi la solution de l'équation qui définit la concentration moyenne au sein de la cellule est de la forme suivante :

$$C_i(t) = C_0 \exp(-\lambda_g t) \quad (39)$$

où λ_g est appelée constante globale de dépôt qui est la somme du taux de renouvellement d'air dans la cellule λ_v et de la constante de dépôt :

$$\lambda_g = \lambda_v + \lambda_d \quad (40)$$

La valeur de la constante globale est déterminée par régression linéaire (seules les valeurs obtenues avec un coefficient de corrélation, R^2 , supérieur à 96% ont été retenues).

3.2. Résultats

Nous cherchons ici à évaluer l'influence des très faibles vitesses d'écoulement d'air, comme celles rencontrées dans les ambiances intérieures, sur le dépôt des particules. Les nombres de Reynolds associés sont faibles, pour les taux de renouvellement d'air de 0,5 vol/h et 1,0 vol/h, on a :

$$Re_{0,5} = \frac{1}{\nu} v_{inj} d_{inj} = 6,6574 \left(\frac{cm^2}{s} \right)^{-1} * 18,6012 \frac{cm}{s} * 7cm = 866,86 \quad (41)$$

$$Re_{1,0} = 6,6574 * 37,2024 * 7 = 1733,7 \quad (42)$$

où d_{inj} est la hauteur de la bouche d'injection.

Ces faibles valeurs du nombre de Reynolds signifient que l'écoulement reste faiblement turbulent, ce qui signifie que les particules auront une tendance assez marquée à suivre l'écoulement d'air.

Les résultats obtenus pour les constantes de dépôt en fonction du diamètre des particules sont présentés dans le Tableau 2. Afin de diminuer l'erreur de nos mesures, chaque essai a été répété au moins 3 fois

	Bas-Haut		Haut-Bas	
	0,5 vol/h	1 vol/h	0,5 vol/h	1 vol/h
0,3-0,4	0,32	0,50	0,58	0,34
0,4-0,5	0,28	0,51	0,48	0,31
0,5-0,65	0,26	0,54	0,41	0,29
0,65-0,8	0,23	0,54	0,35	0,31
0,8-1,0	0,26	0,57	0,34	0,32
1,0-1,6	0,29	0,60	0,32	0,32
1,6-2,0	0,22	0,58	0,33	0,33

Tableau 2 : Constantes obtenues pour les configurations étudiées (Bas-Haut et Haut-Bas) et les deux taux de renouvellement d'air (0,5 et 1 vol/h)

Par la connaissance de la constante de dépôt ($\lambda_{dépôt}$), on peut déterminer la concentration en particules dans l'air d'une enceinte monozone où les caractéristiques du volume étudié sont alors prises en compte dans la formulation de la « vitesse de dépôt » (équation 43) qui représente globalement la vitesse à laquelle une particule migre vers une des parois avec une certaine probabilité d'y adhérer.

$$V_{dépôt} = \frac{\text{Volume total de la zone}}{\text{Surface intérieure totale}} \times \lambda_{dépôt} \quad (43)$$

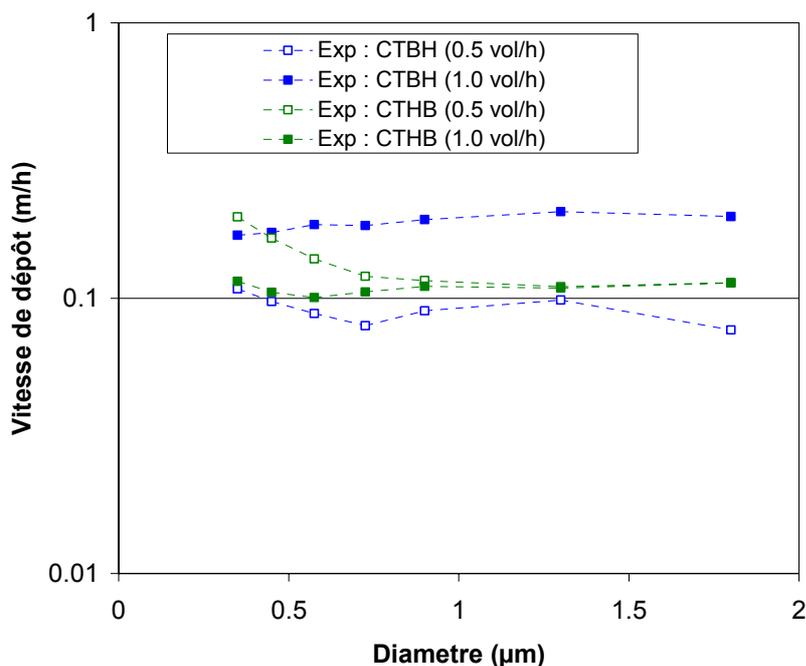


Figure 9 : Vitesses de dépôt en fonction du diamètre des particules pour 0,5 et 1 vol/h

La Figure 9 montre l'évolution du dépôt particulaire en fonction de la taille des particules, du taux de renouvellement d'air et de la position des bouches de soufflage et d'extraction. Pour la configuration BH, l'effet d'un doublement du taux de renouvellement d'air se traduit par un doublement de la vitesse de dépôt alors que pour l'autre configuration (HB), si l'augmentation du taux de renouvellement d'air ne modifie pas le dépôt pour les particules d'un diamètre supérieur 0,9 μm, son effet est inversé pour les particules plus petites.

4. Simulations numériques

4.1. Maillage

La détermination de l'écoulement nécessite un maillage très fin dans une grande partie du domaine. Afin de suivre avec précision toute variation des champs massique et aérodynamique, particulièrement dans la région où les gradients sont importants, nous avons adopté un maillage non uniforme, fortement resserré près des parois et des bouches de ventilation. Le maillage utilisé est un maillage structuré (Figure 10), le seul exploitable pour le moment par le code PARDIFF de dispersion particulaire. Plusieurs tests ont été effectués pour optimiser le maillage au voisinage des parois afin d'utiliser le modèle $k - \varepsilon$ à bas nombre de Reynolds pour calculer l'écoulement d'air. La valeur de la distance adimensionnée y^+ est inférieure à 1 pour toutes les parois du domaine sauf dans une petite zone au voisinage de l'entrée d'air où elle varie entre 1 et 5 (Figure 11). Malgré la taille relativement petite des ouvertures, le resserrement des mailles entraîne rapidement une augmentation significative du nombre total de mailles, qui atteint ici $53 \times 61 \times 43 = 139019$ mailles.

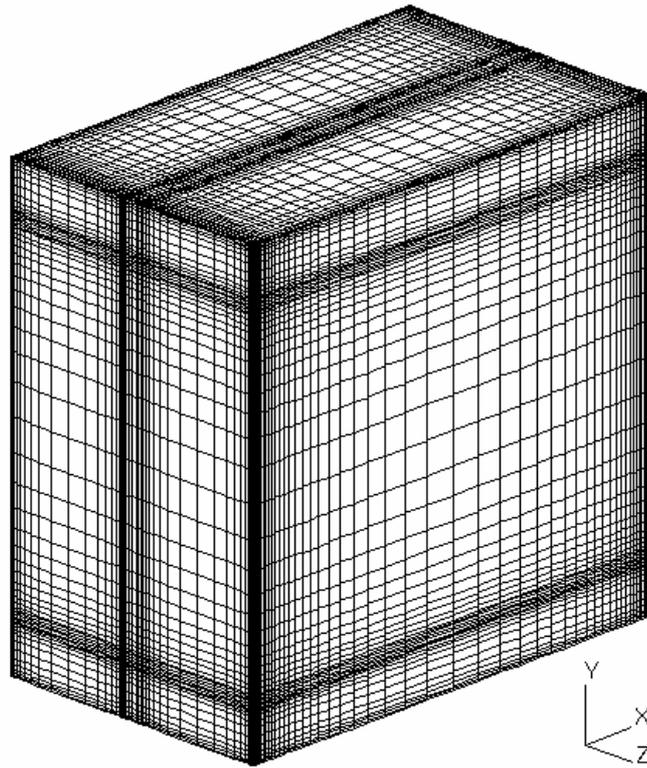


Figure 10 : Maillage structuré imposé pour la cellule Test

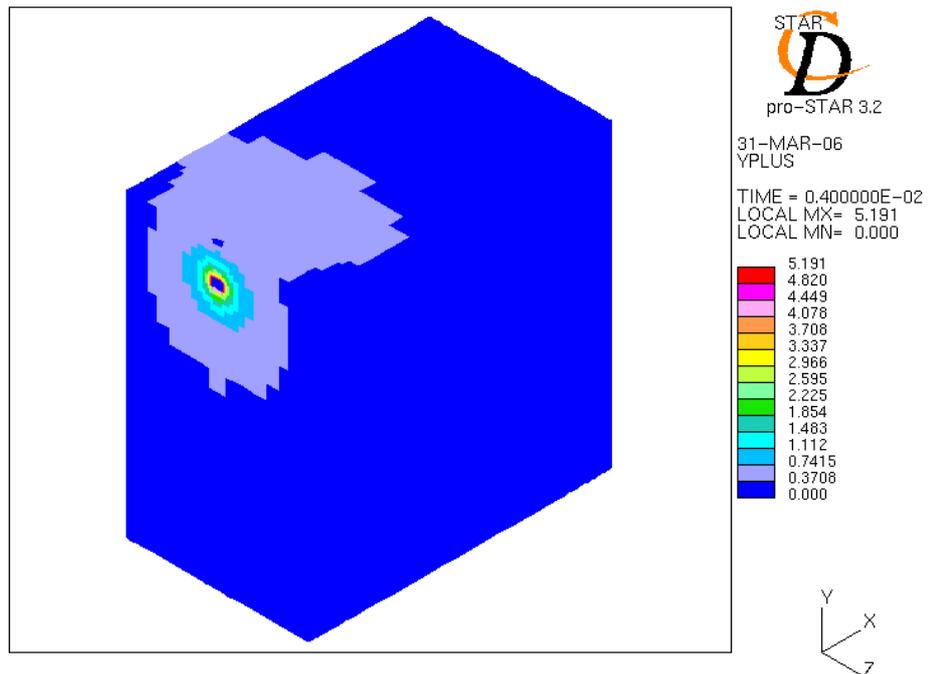


Figure 11 : Valeurs de y^+ obtenus au frontières de la cellule Test (entrée d'air : 7cm×10cm)

4.2. Conditions aux limites et critères de convergence

En entrée, la vitesse d'injection de l'air dans la pièce est calculée de la manière suivante :

$$U = \frac{Q}{S} \quad (44)$$

avec U : la vitesse d'injection ($m.s^{-1}$),
 $Q = V\lambda_r$: le débit d'air ($m^3.s^{-1}$),
 λ_r : le taux de renouvellement d'air de la pièce (s^{-1}),
 V : le volume de la chambre ventilée (m^3), et
 S : la surface d'entrée d'air (m^2).

La vitesse d'injection est donc égale à $0,19 m.s^{-1}$ pour $\lambda_r = 0.5 vol/h$.

L'énergie cinétique turbulente est déterminée à partir de l'intensité de la turbulence qui est fonction de l'écart type des fluctuations de vitesse.

$$K = \frac{3}{2} (IU)^2 \quad (45)$$

L'intensité turbulente a été évaluée à 3 % dans le cas présent.

La caractérisation du taux de dissipation est plus délicate. Nous avons choisi de l'exprimer en fonction de l'énergie cinétique turbulente, et d'une échelle de longueur caractéristique de l'écoulement d'entrée.

$$\tilde{\varepsilon} = C_{\mu}^{3/4} \frac{K^{3/2}}{L} \quad (46)$$

L'échelle de longueur caractéristique de l'écoulement est approximée par la relation suivante :

$$L = 0.09d_H \quad (47)$$

où d_H est le diamètre hydraulique de la bouche de ventilation.

Les parois sont considérées comme imperméables à l'air dont la vitesse est nulle au niveau des parois, et les conditions limites turbulentes sont $\kappa = 0$ et $\varepsilon = \infty$.

Le critère de convergence choisi implique que la somme des résidus normalisés dans chaque volume de contrôle et pour chaque variable (vitesses, pression et quantités turbulentes) soit inférieure à 10^{-6} . Le schéma de résolution numérique Quick a été utilisé.

4.3. Résultats de la phase fluide

Dans cette section, sont présentés les champs de vitesse obtenus numériquement pour la cellule Test avec des taux de renouvellement d'air de 0,5 vol/h et 1 vol/h. Comme deux configurations différentes ont été simulées (Bas-Haut et Haut-Bas), les Figures 12 et 13 donnent alors les plans médians passant par les bouches (Figures de gauche pour le plan vertical et à droite pour le plan médian horizontal).

• Taux de renouvellement d'air de 0,5 vol/h

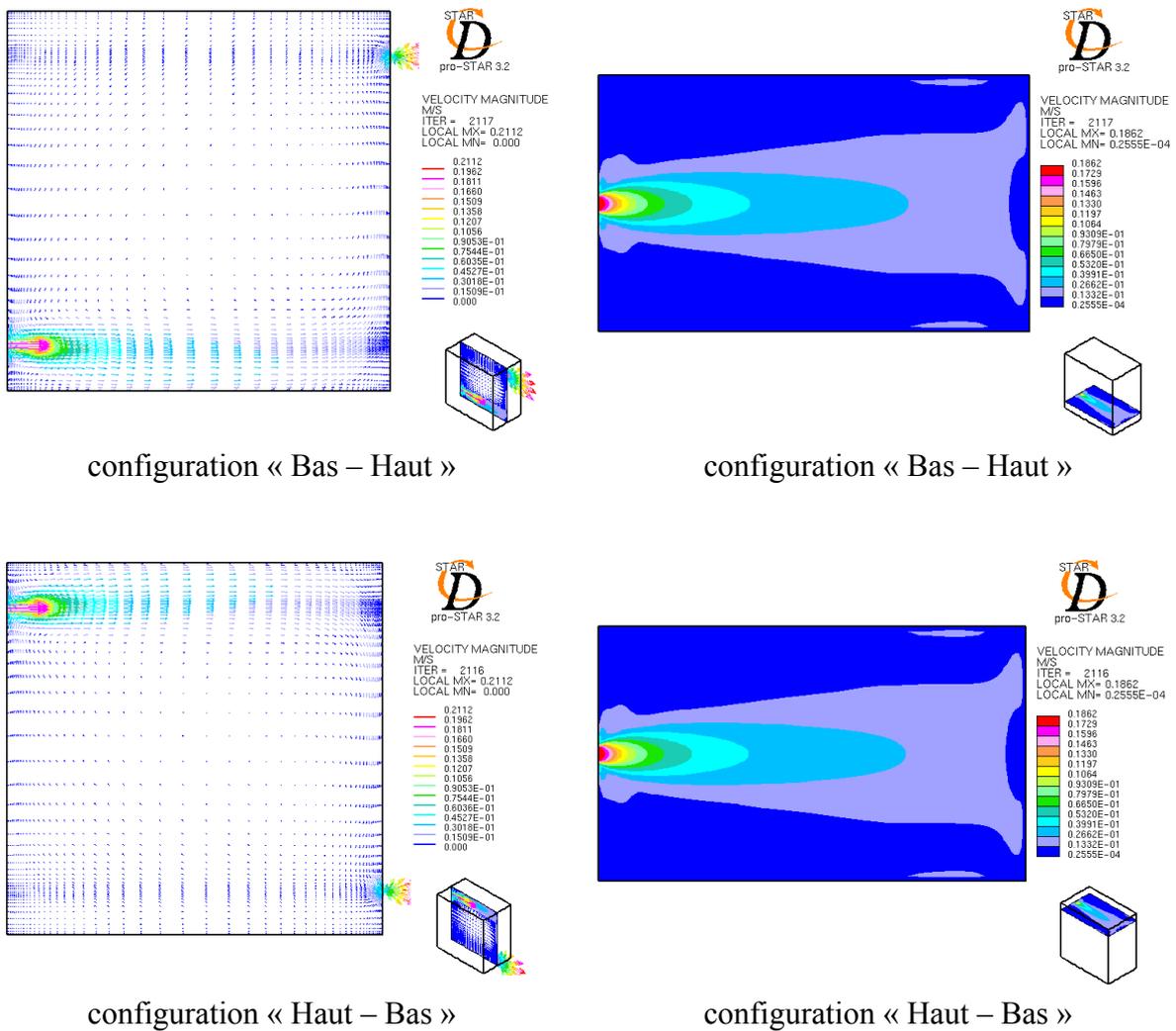


Figure 12 : Ecoulements obtenus pour cellule test, cas 0,5 vol/h

● **Taux de renouvellement d'air de 1 vol/h**

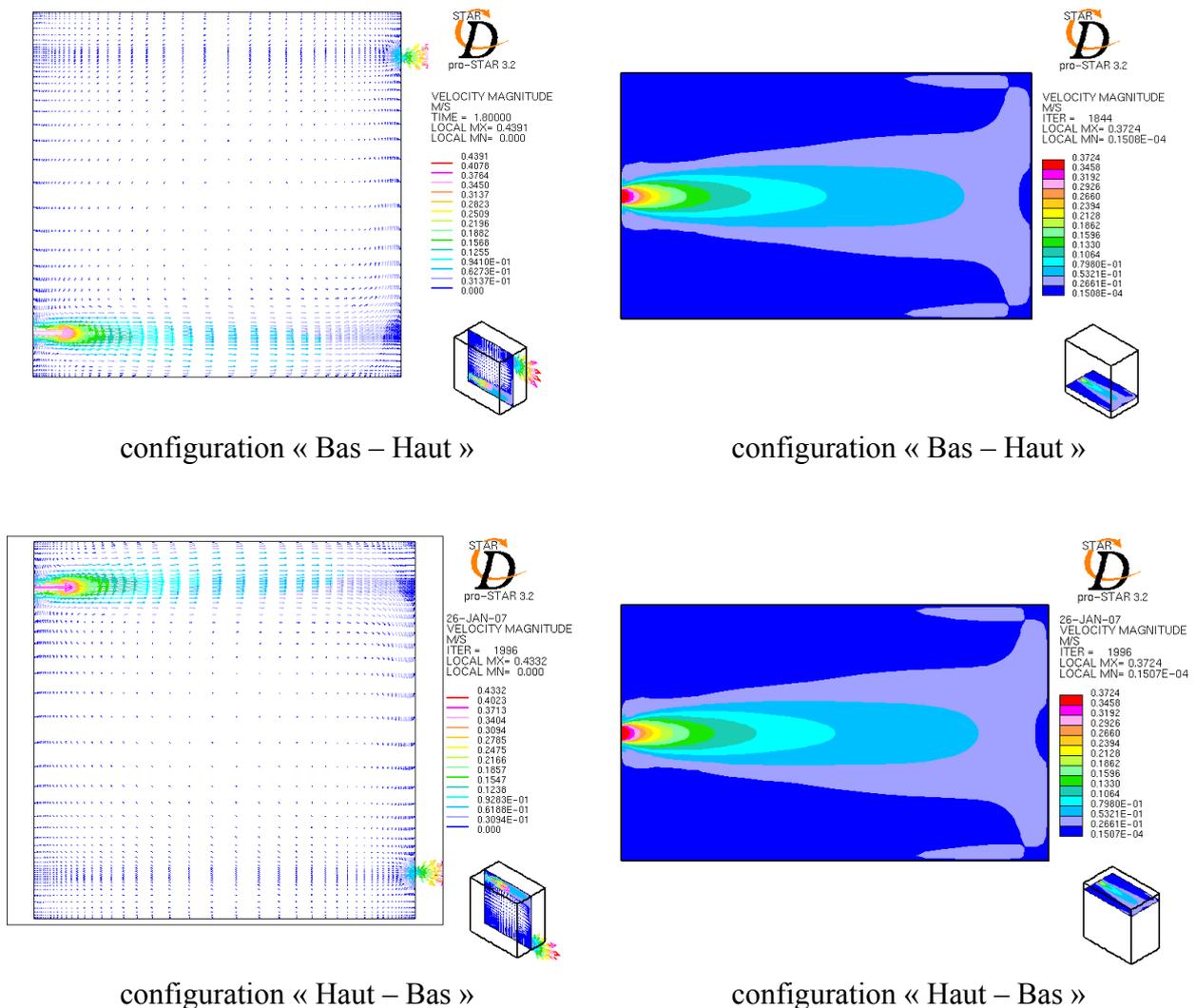


Figure 13 : Ecoulements obtenus pour la cellule test, cas 1,0 vol/h

Qu'il s'agisse de 0,5 ou de 1,0 vol/h, le jet d'air arrive sur le mur en face puis retourne le long des parois latérales. Sur les murs latéraux les zones ayant des vitesses légèrement élevées, sont visibles. Cette forme de l'écoulement est présente pour les deux configurations (Haut-Bas et Bas-Haut) et les différences semblent peu importantes. Lorsque l'on compare le cas 1 vol/h (Figure 13) au cas de 0,5 vol/h (Figure 12), on remarque que les zones de re-circulation près des parois latérales sont plus importantes pour le taux de renouvellement d'air de 1 vol/h. Malgré la vitesse d'injection de 18,6 cm/s (pour 0,5 vol/h), la vitesse dans le reste du domaine est très faible avec un ordre de grandeur de quelque mm/s. Pour 1,0 vol/h, bien que la vitesse d'injection de 37,2 cm/s soit deux fois plus élevée, la vitesse moyenne reste très faible et du même ordre de grandeur que les précédentes (cas 0,5 vol/h). Ce fait provient du développement du jet d'air dont la vitesse moyenne centrale diminue selon l'inverse de la distance à l'entrée de la bouche, ainsi, l'effet d'un doublement de la vitesse d'entrée est rapidement estompé (dans les 20 premiers centimètres). Cependant il faut noter que la turbulence engendrée est elle plus élevée dans la région proche du jet.

4.4. Résultats de la phase particulaire

L'objectif de toutes les simulations présentées dans cette section est d'évaluer le dépôt des particules par le biais du calcul de la constante (et vitesse) de dépôt, ceci à partir d'une concentration homogène en particules. Seule la configuration Bas – Haut a été étudiée à cause du temps de calcul élevé nécessaire.

Plus précisément, une série de 6 simulations a eu pour objectif d'évaluer l'importance de la prise en compte de la force brownienne sur le dépôt des particules de diamètres compris entre 0,55 et 1 μm . Le Tableau 3 présente les valeurs de constante de dépôt obtenues pour un taux de renouvellement d'air de 0,5 vol/h. Les résultats montrent clairement que la force brownienne n'influence pas le dépôt des particules de diamètre supérieur à 0,75 μm , cependant l'effet est notable pour les particules de 0,55 μm pour lesquelles le dépôt est augmenté de 50%.

Diamètre (μm)	Avec force brownienne	Sans force brownienne
0,55	0,72	0,47
0,75	0,43	0,46
1,0	0,50	0,51

Tableau 3 : Constantes de dépôt (h^{-1})

5. Synthèse des résultats

Ce dernier paragraphe du chapitre 2 fait d'une part la comparaison entre les mesures et les valeurs prédites par le calcul et positionne nos résultats par rapport ceux de la bibliographie.

5.1. Comparaison des vitesses de dépôt mesurées et modélisées

La Figure 14 présente une comparaison entre les valeurs de dépôt mesurées et celles calculées grâce à PARDIFF (triangle et rond rouges et vides) et à StarCd (ronds pleins). Tout d'abord, les vitesses de dépôt obtenues par PARDIFF pour 0,5 vol/h surestiment celles mesurées. Ce fait a déjà été observé et a pour origine la surestimation de la turbulence à proximité de la paroi. En effet, le modèle lagrangien utilisé, en considérant l'isotropie de la turbulence, tend à surestimer la composante fluctuante du fluide normal à la paroi, et donc la force du fluide en direction de la paroi.

Récemment, [LAI06] a présenté une modification du traitement de la turbulence dans le modèle lagrangien à proximité des parois. Cependant, cette correction repose sur une corrélation empirique non universelle. Notons également que le fait de prendre en compte la force brownienne paraît améliorer la tendance d'augmentation du dépôt observée sur les mesures pour les particules les plus petites.

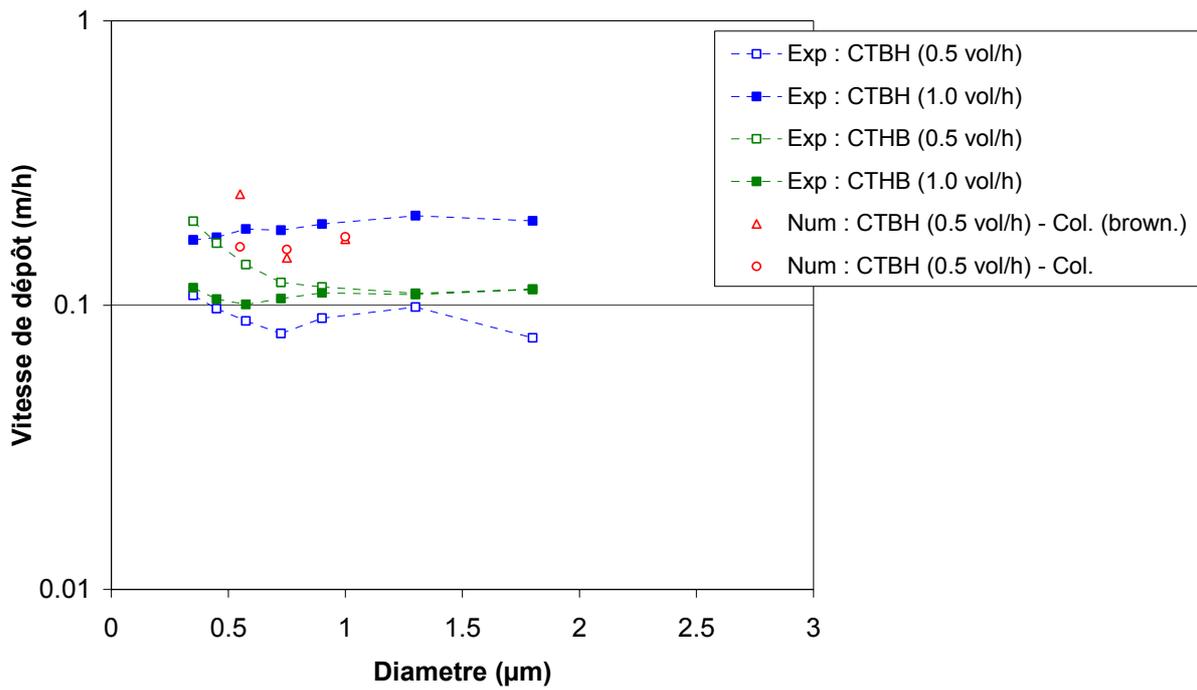


Figure 14 : Confrontation Mesures/Calcul en cellule Test

5.2. Comparaison avec les résultats de la littérature

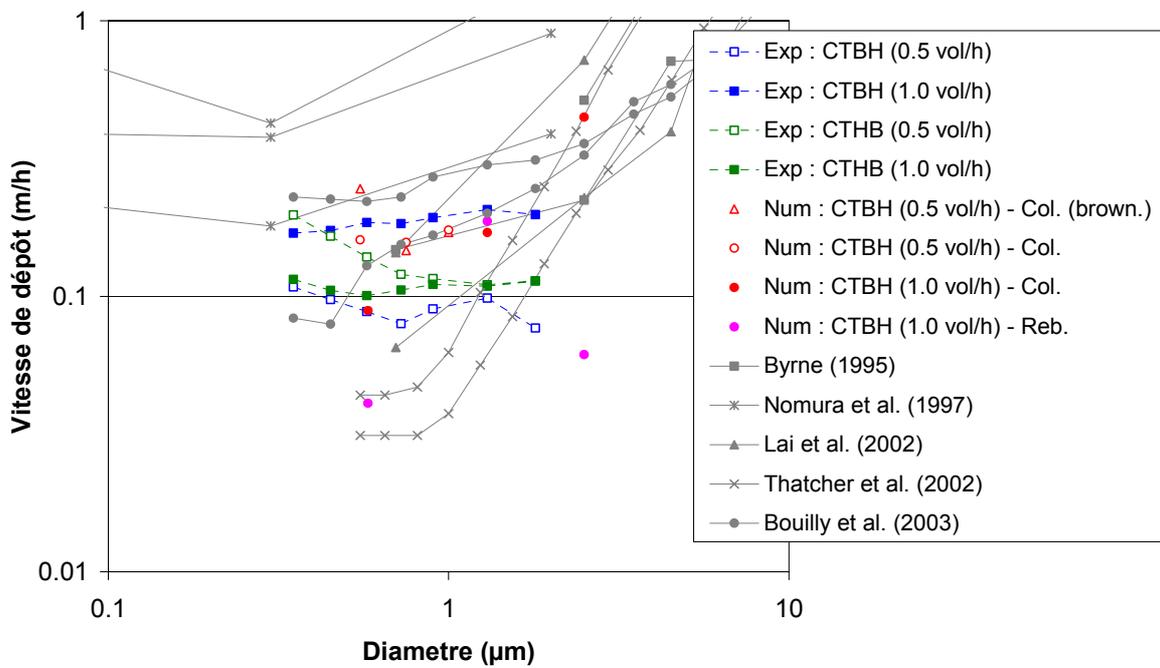


Figure 15 : Position de nos résultats dans la bibliographie

La Figure 15 vient positionner nos valeurs expérimentales et numériques par rapport à celles rencontrées dans la bibliographie pour des ambiances intérieures. Des résultats concernant des simulations effectuées récemment pour la cellule Test (avec des bouches de ventilation plus larges) ont été ajoutés pour compléter les données. Cette comparaison permet de vérifier que les résultats obtenus ici sont du même ordre de grandeur que les études précédentes sur le sujet. Cependant, les différences de configurations étudiées rendent difficiles une analyse plus poussée.

6. Conclusion

Grâce à notre cellule Test et son équipement, nous avons pu mesurer l'évolution de concentration de particules dans une cellule ventilée mécaniquement et ayant une géométrie très standard dans le bâtiment.

En mesurant l'évolution de la concentration en particules dans une cellule ventilée mécaniquement, la présente étude a permis de mieux cerner l'influence de la ventilation sur la pollution particulaire, montrant que le mouvement des particules de l'air intérieur dépend non seulement du taux de renouvellement d'air, mais aussi du chemin emprunté par le flux d'air dans l'ambiance (stratégie de ventilation). Nous avons constaté que l'influence des positions de l'entrée et de la sortie d'air est plus forte pour les particules fines que pour les particules de taille plus importantes, et qu'une augmentation du taux de renouvellement d'air n'implique pas nécessairement un dépôt plus élevé des particules en suspension. Le choix d'une stratégie de ventilation passant par un choix judicieux à la fois du taux de renouvellement d'air mais aussi de la position des entrées et sortie d'air, demeure indispensable afin de limiter la pollution particulaire dans les ambiances habitables.

Les résultats numériques ont, quant à eux, permis de retrouver les ordres de grandeur du dépôt avec cependant une tendance à la surestimation de la vitesse de celui-ci. Le coût en terme de temps de calcul nécessaire aux simulations lagrangiennes n'est donc justifié que si d'autres informations sont apportées par l'outil numérique.

L'objectif principal de l'étude numérique de la chambre de la maison MARIA du CSTB présentée dans le chapitre suivant est justement de présenter le potentiel de ce type d'outil qui en plus de reproduire des tendances de dépôt global, permet de déterminer les trajectoires des particules, d'évaluer les temps de résidence des particules dans l'ambiance, de suivre l'évolution du dépôt par parois et d'étudier l'hétérogénéité des concentrations en particules.

Chapitre 3 : Etude de la dispersion et du dépôt dans la chambre de la maison MARIA du CSTB

1. Configuration géométrique

La Figure 16 (ci-dessous) présente la géométrie de la chambre MARIA étudiée.

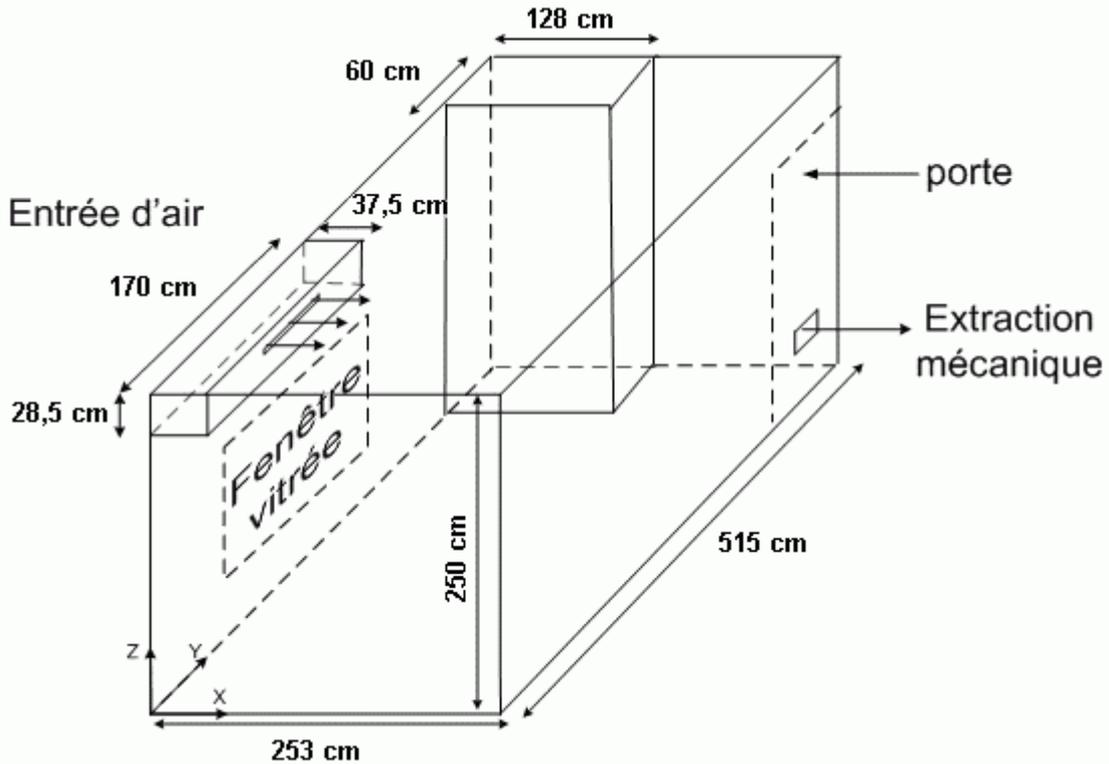


Figure 16 : Géométrie de chambre MARIA

Cette pièce MARIA est ventilée mécaniquement par deux bouches de ventilation qui sont présentées ci-après (Figure 17).

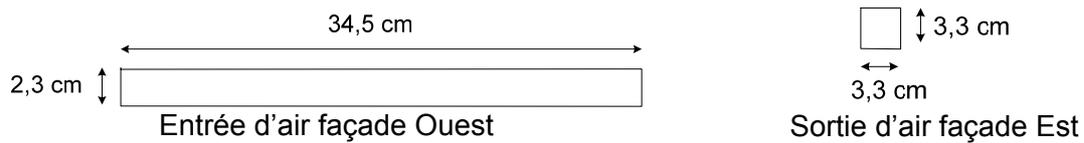


Figure 17 : Dimensions des bouches de ventilation

Le Tableau 4 présente les positions des bouches de ventilation dans le système de coordonnées cartésien présenté dans la Figure 16.

Entrée d'air			Bouche d'extraction		
x	y	z	x	y	z
37,5	85	235,75	253	473,35	14,65

Tableau 4 : Positions des bouches de ventilation (en cm)

La Figure 18 vient présenter deux vues partielles de la chambre étudiée.



Caisson d'entrée d'air



Coin de la bouche d'extraction

Figure 18 : Vues partielles de la chambre étudiée

2. Maillage et conditions aux limites

2.1. Maillage

La détermination de l'écoulement nécessite un maillage très fin dans une grande partie du domaine. Afin de suivre avec précision toute variation des champs massique et aérodynamique, particulièrement dans la région où les gradients sont importants, nous avons adopté un maillage non uniforme, fortement resserré près des parois et des bouches de ventilation. Le maillage utilisé est un maillage structuré (Figure 19 à 21). Plusieurs tests ont été effectués pour optimiser le maillage au voisinage des parois afin d'utiliser le modèle $k - \varepsilon$ à bas-nombre de Reynolds pour calculer l'écoulement d'air. La valeur de la distance adimensionnée y^+ est inférieure à 1 pour toutes les parois du domaine sauf dans une petite zone au voisinage de l'entrée d'air où elle varie entre 1 et 5 (résultat identique au cas du chapitre 2).

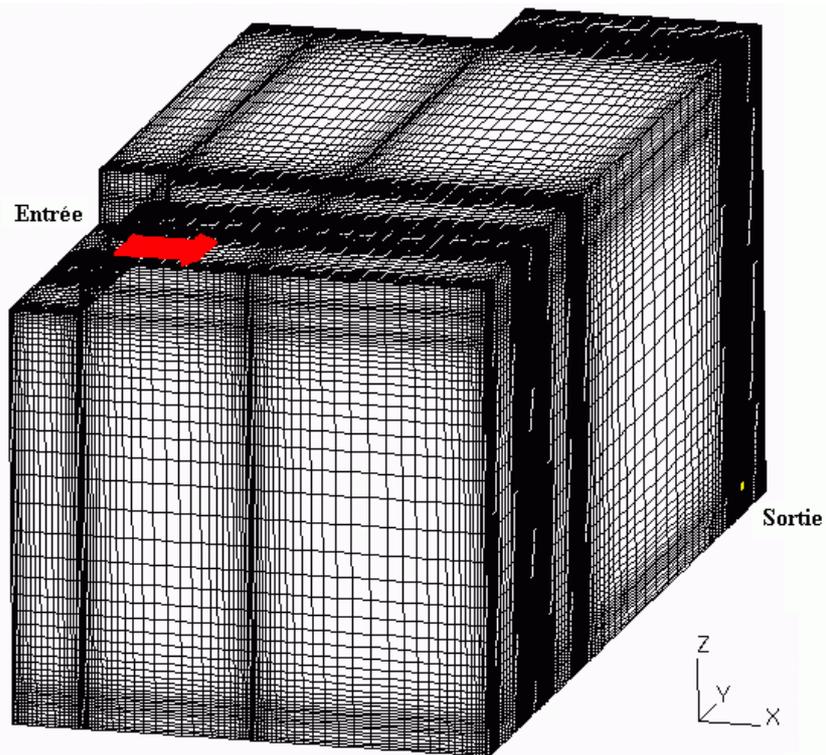


Figure 19 : Vue isométrique du maillage de la chambre MARIA

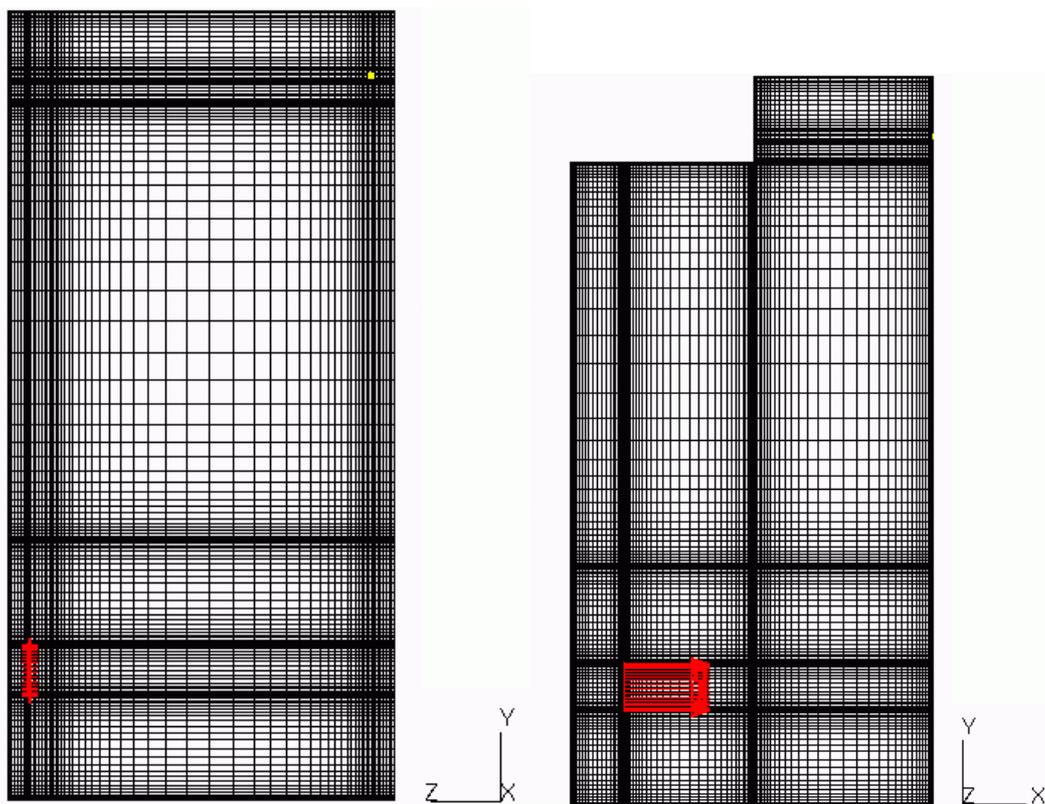


Figure 20 : Vue dans le plan YZ (à gauche) et XY (à droite) du maillage structuré

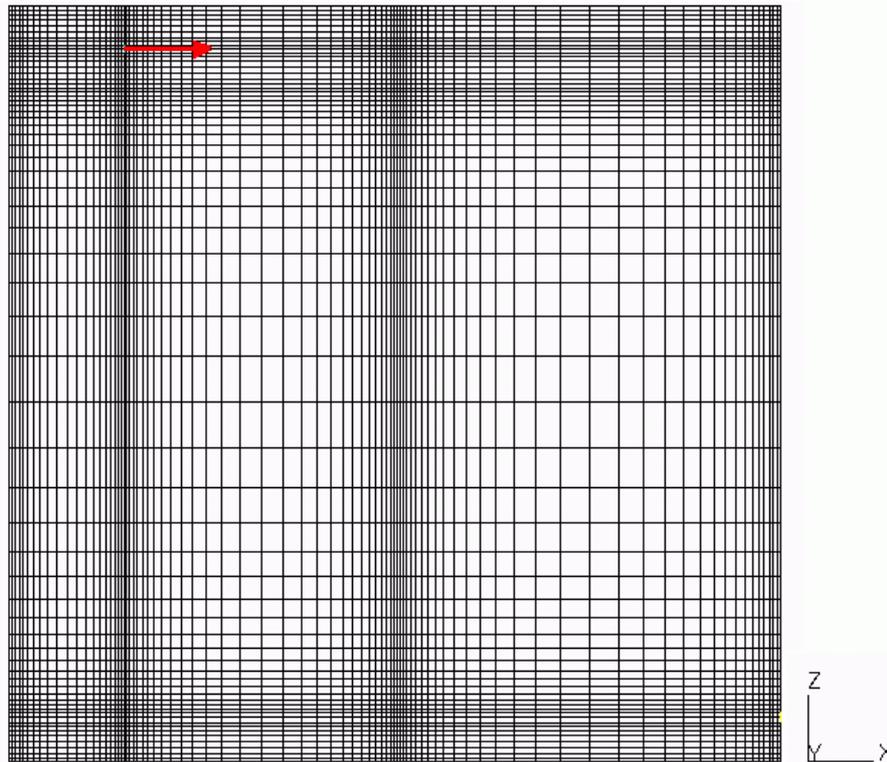


Figure 21 : Vue dans le plan XZ du maillage

2.2. Conditions aux limites et critère de convergence

Les conditions aux limites sont déterminées de manière identique à celle présentée dans le chapitre 2. La vitesse d'injection est égale à 0.5333 m.s^{-1} pour $\lambda_p = 0.5 \text{ vol/h}$. Le taux de turbulence qui a été déterminé à partir des mesures vaut 6.9%. Les parois sont de nouveau considérées comme imperméables à l'air dont la vitesse est nulle au niveau des parois avec des conditions limites turbulentes sont $\kappa = 0$ et $\varepsilon = \infty$. Le critère de convergence choisi implique que la somme des résidus normalisés dans chaque volume de contrôle et pour chaque variable soit inférieure à 10^{-6} . Le schéma de résolution numérique Quick a été utilisé.

3. Résultats

3.1. Phase fluide

Cette première partie vise à présenter l'écoulement d'air qui règne à l'intérieur de la chambre MARIA. Les Figures 22 à 26 présentent le champ moyen de vitesses d'air dans la chambre étudiée. Partout, dans la chambre, les vitesses sont très faibles. Elles sont de l'ordre de $0,1955 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$ pour 1 vol/h et $0,5310 \cdot 10^{-6} \text{ m/s}$ pour 0.5 vol/h. Au voisinage de l'entrée d'air la vitesse est de 0,272 m/s pour 1 vol/h et 0,1365 m/s pour 0.5 vol/h.

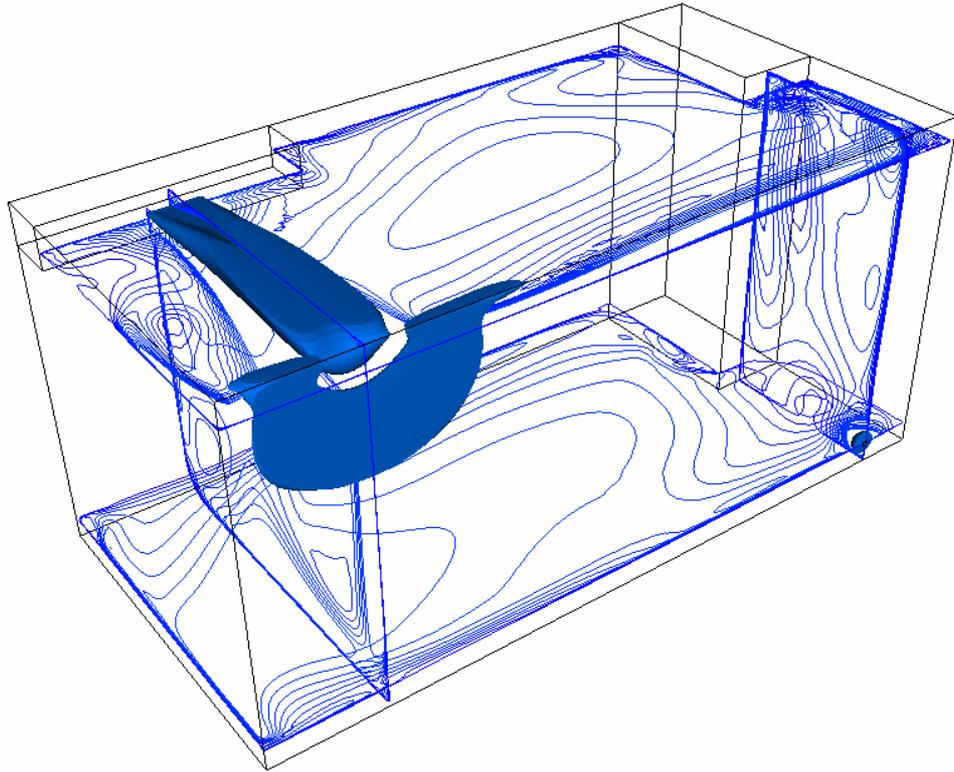


Figure 22 : Vue isométrique de l'écoulement à l'intérieur de la chambre (1 vol/h) avec isosurfaces représentant les zones de vitesses supérieures à 0.185m/s

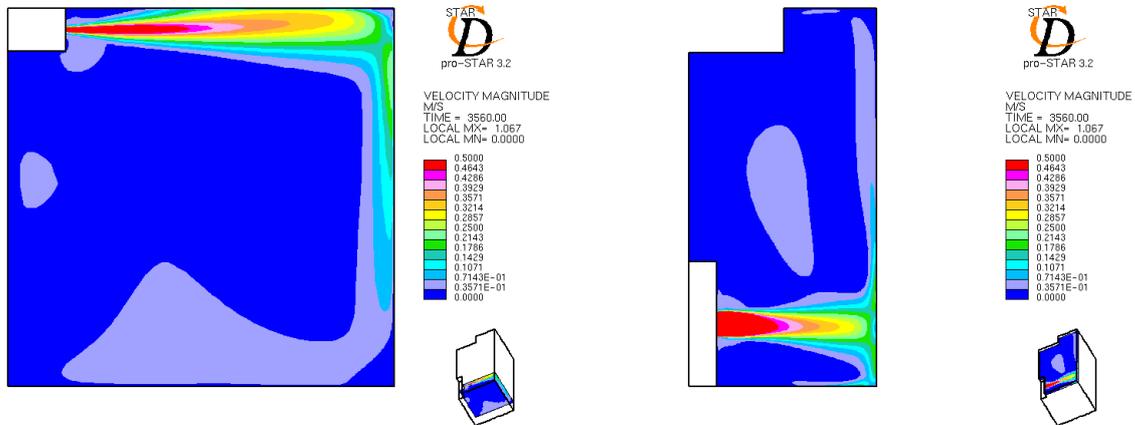


Figure 23 : Champ de vitesses dans les plans XZ (gauche) et XY (droite) passant par le centre de l'entrée d'air (1 vol/h)

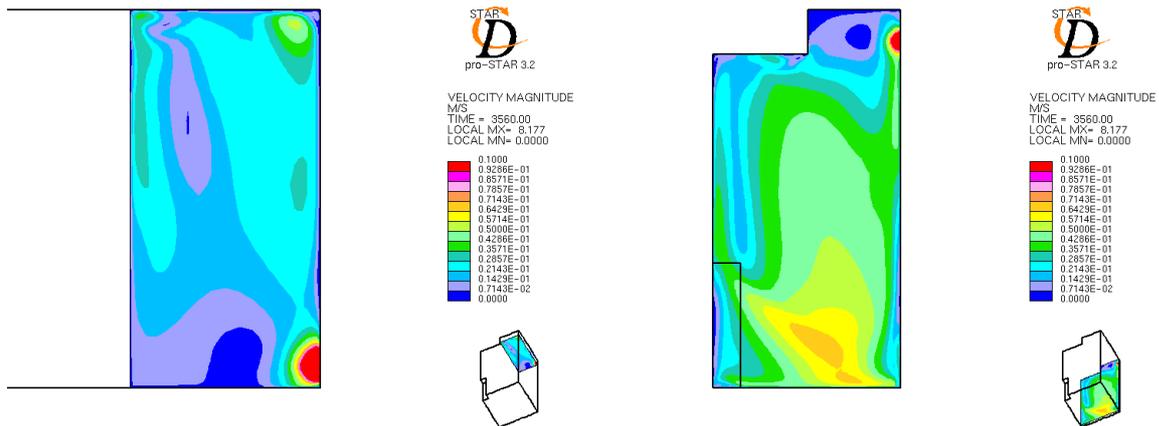


Figure 24 : Champ de vitesses dans les plans XZ (gauche) et XY (droite) passant par le centre de la sortie d'air (1 vol/h)

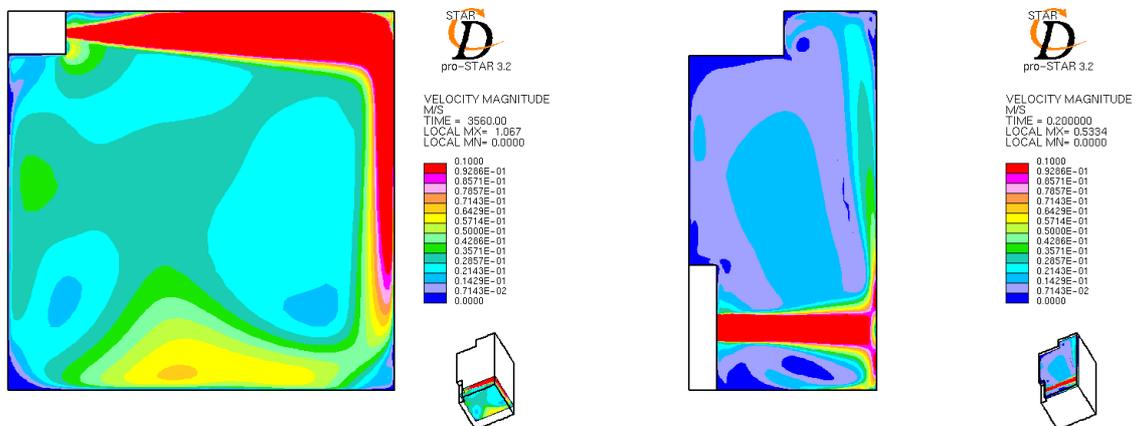


Figure 25 : Champ de vitesses dans les plans XZ (gauche) et XY (droite) passant par le centre de l'entrée d'air (0,5 vol/h)

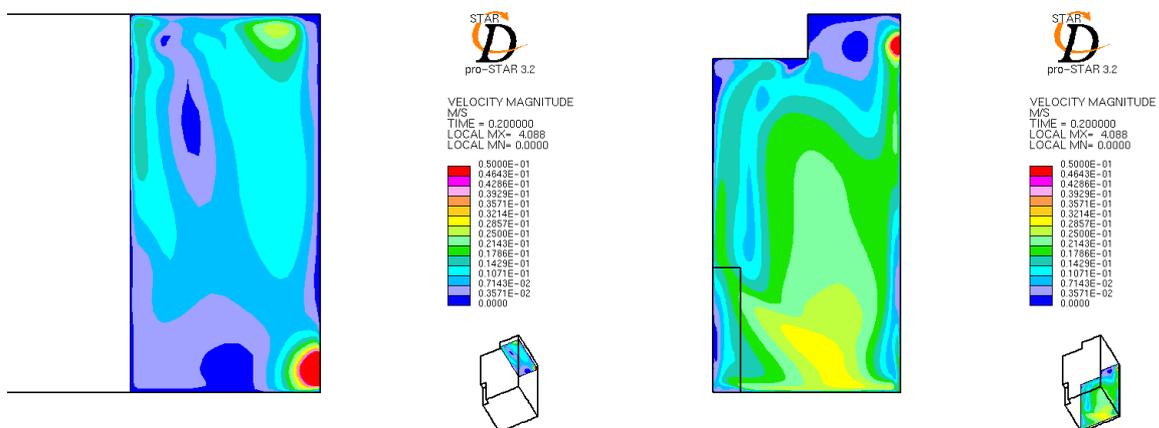


Figure 26 : Champ de vitesses dans les plans XZ (gauche) et XY (droite) passant par le centre de la sortie d'air (0,5 vol/h)

	x	y	z
Sonde 1	0,379	0,855	2,365
Sonde 2	0,908	0,855	2,365
Sonde 3	1,432	0,855	2,365
Sonde 4	1,941	0,855	2,365
Sonde 5	1,265	2,575	1,25
Sonde 6	2,48	4,7	0,16
Sonde 7	1,265	3,8625	0,6
Sonde 8	1,265	3,8625	1,2
Sonde 9	1,265	3,8625	1,8

Tableau 5 : Localisation des sondes anémométriques

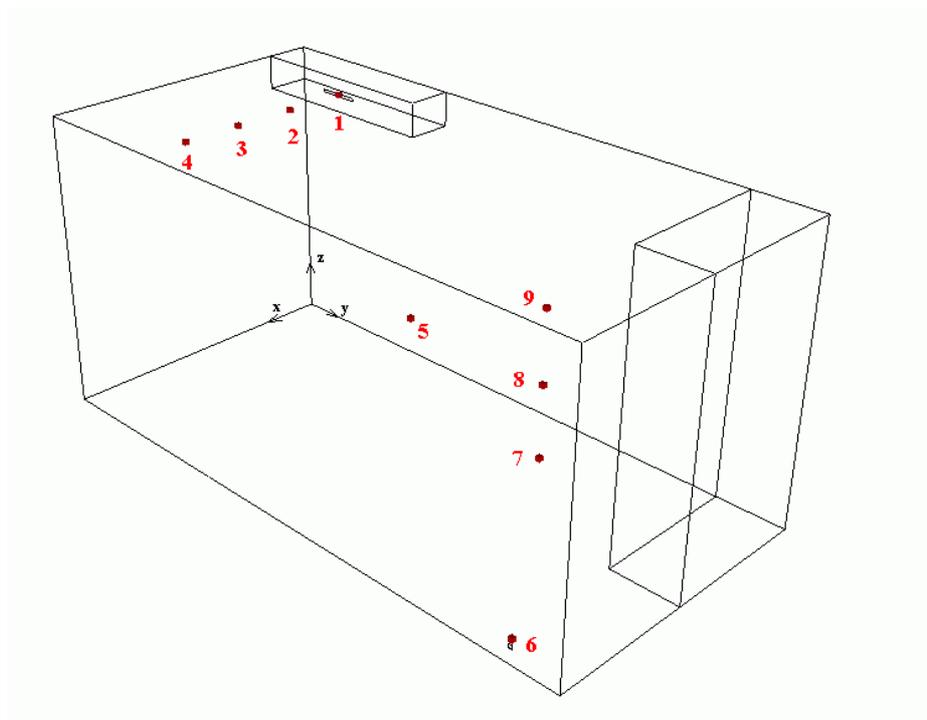


Figure 27 : Localisation des sondes anémométriques

Le Tableau 5 précédent fournit les positions des différentes sondes de vitesses dans MARIA (cf. Phase3 CSTB) et la Figure 27 leurs positions dans l'espace.

Les Figures 28 à 31 fournissent une comparaison entre les vitesses d'air et les intensités turbulentes mesurées lors de la phase expérimentales et celles obtenues par la simulation numérique. Bien que des écarts apparaissent quant à la prédiction par rapport aux mesures, la tendance est cependant bonne dans l'ensemble.

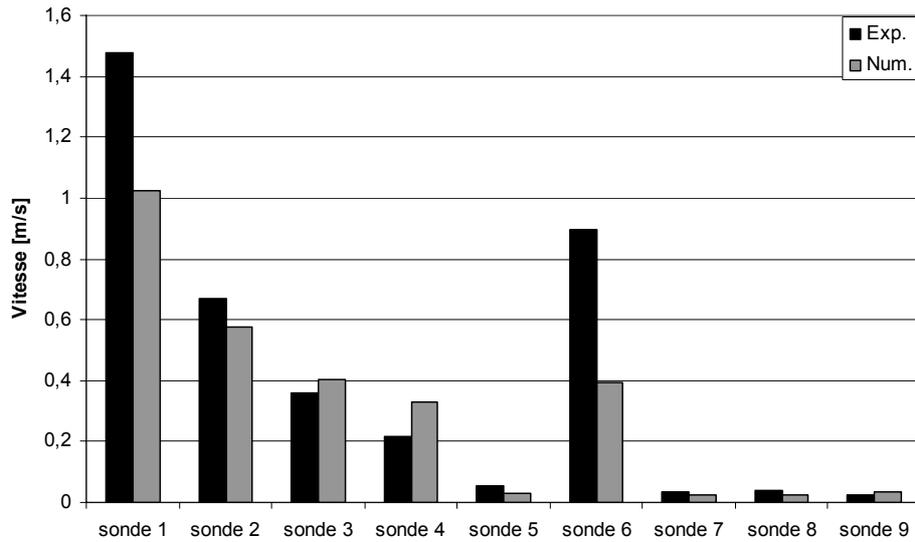


Figure 28 : Vitesses obtenues dans les 9 points de mesure (1 vol/h)

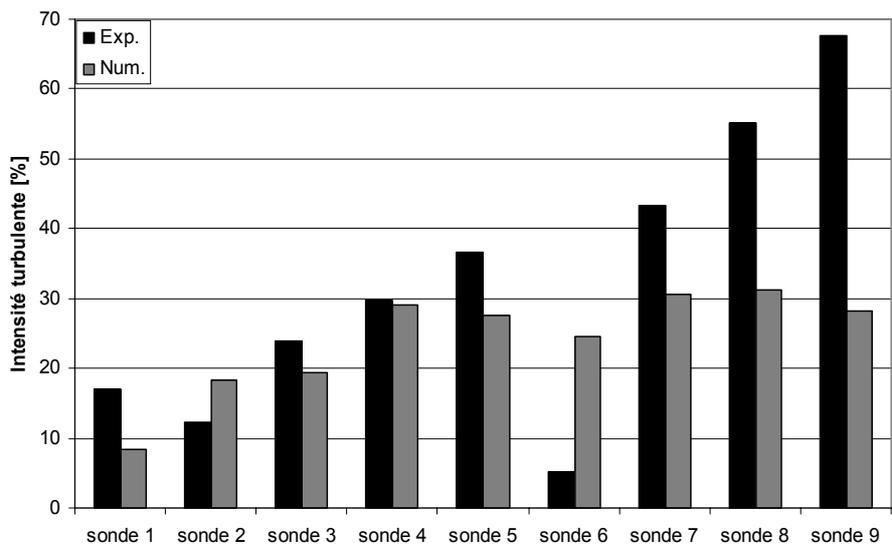


Figure 29 : Intensités turbulentes obtenues dans les 9 points de mesure (1 vol/h)

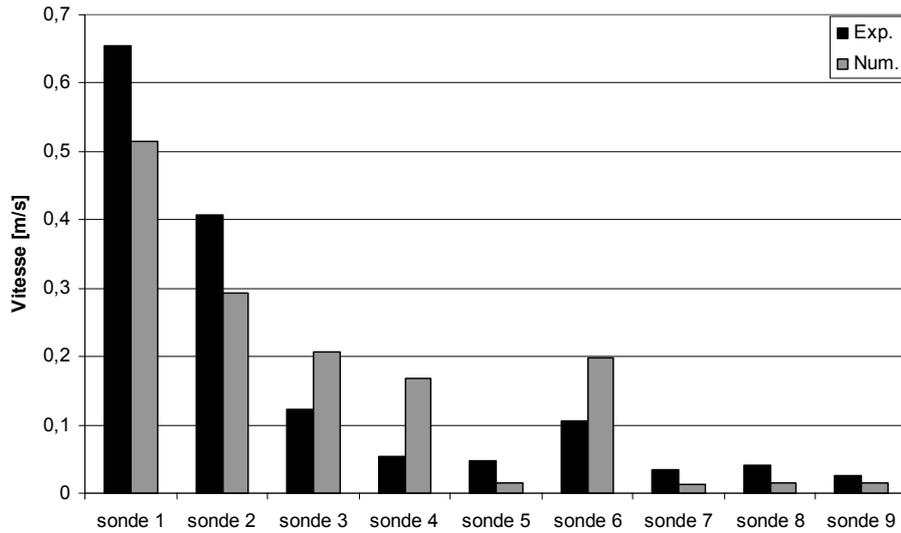


Figure 30 : Vitesses obtenues dans les 9 points de mesure (0,5 vol/h)

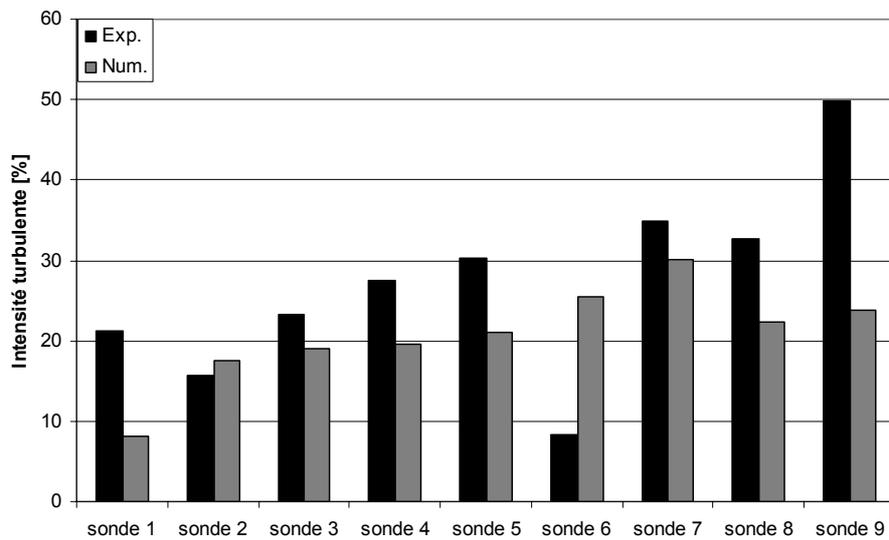


Figure 31 : Intensités turbulentes obtenues dans les 9 points de mesure (0.5 vol/h)

3.2. Phase dispersée

Cette seconde partie vise à présenter le transport et la diffusion des particules initialement introduites dans le domaine d'étude. Après avoir obtenu l'écoulement fluide, les particules sont injectées soit au niveau de la bouche de soufflage (premier test réalisé) soit au cœur de la pièce (conformément aux expérimentations du CSTB). La dispersion des particules, leur dépôt éventuel ou encore leur extraction par la sortie sont alors étudiés.

3.2.1. Trajectoires et temps de résidence

Un premier test a été réalisé pour simuler l'injection de particules arrivant par la bouche d'entrée d'air. Les particules simulées sont des particules de $2\mu\text{m}$ de diamètre, elles ne peuvent pas coaguler les unes aux autres et adhèrent aux parois qu'elles rencontrent. Les forces qui s'exercent sur ces particules sont essentiellement les forces de gravité et de traînée. La vitesse d'injection des particules est considérée comme égale à celle du fluide. Sous l'effet de l'écoulement d'air et des diverses forces, les particules suivent des trajectoires distinctes qui les mènent jusqu'à la bouche d'extraction par laquelle elles sortent de la pièce (Figure 32) ou encore jusqu'aux parois auxquelles elles adhèrent (Figure 33).

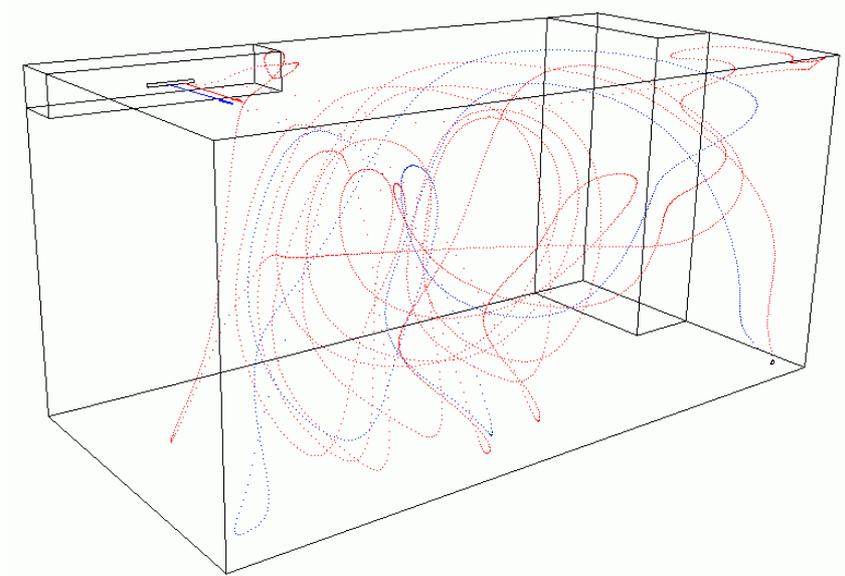


Figure 32 : Exemple de trajectoires de particules de $2\mu\text{m}$ qui sortent de la pièce (injection à l'entrée d'air)

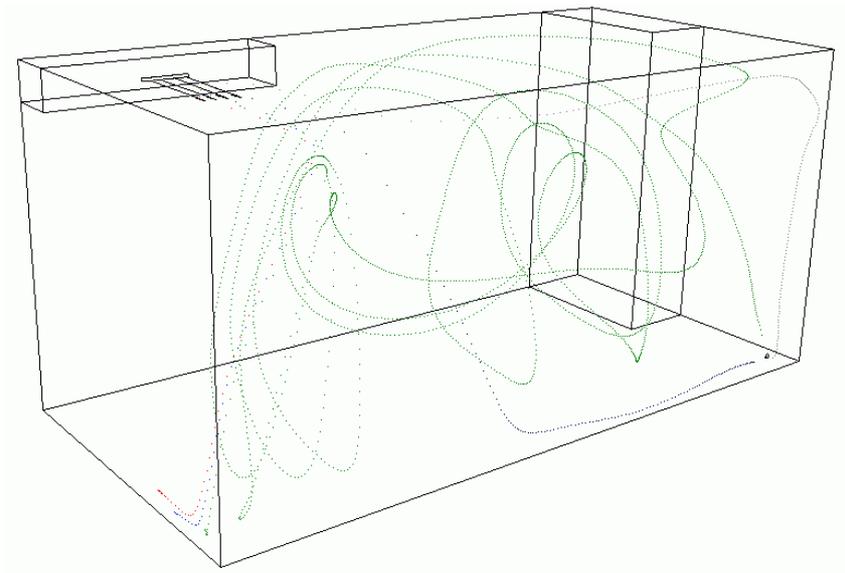


Figure 33 : Exemple de trajectoires de particules de $2\mu\text{m}$ qui se déposent sur les parois (injection à l'entrée d'air)

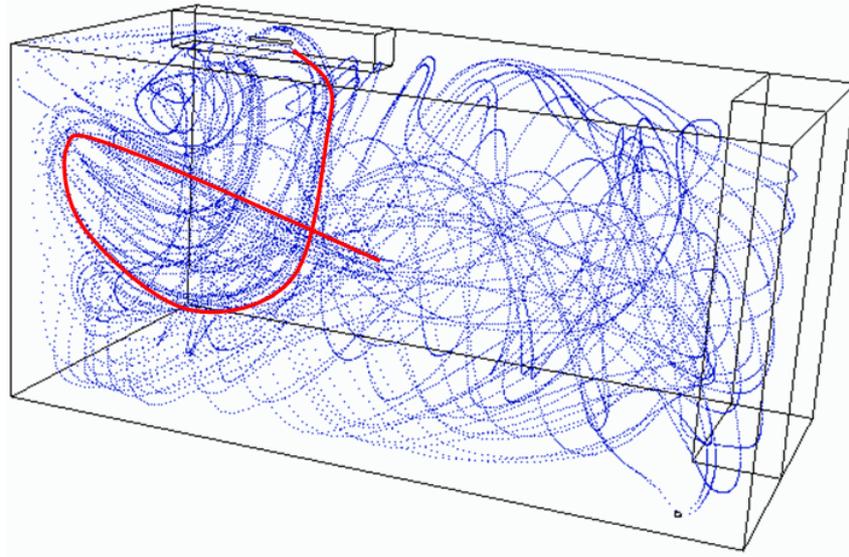


Figure 34 : Exemple de trajectoires de particules de 2µm (injection au centre)

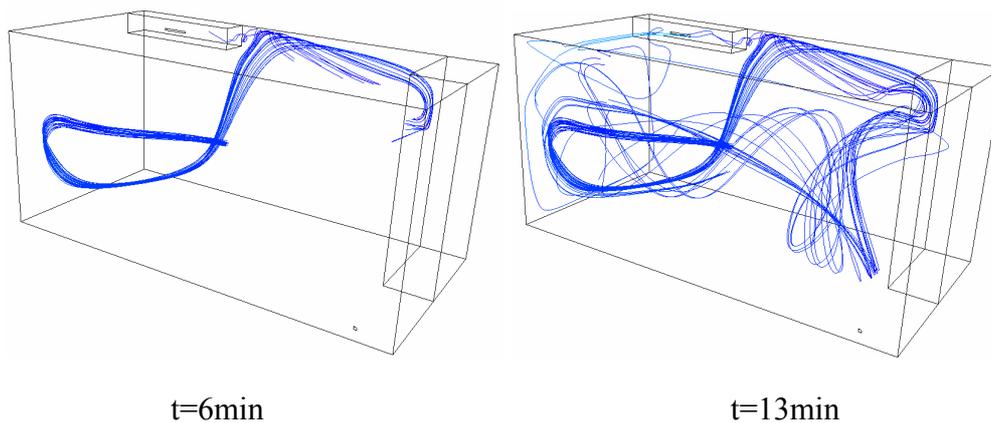


Figure 35 : Lignes de courant du champ fluide depuis la position d'injection des particules

Suite à ce test, la simulation d'une injection au centre de la pièce a été effectuée afin de reproduire le protocole expérimental (Figure 34).

D'une manière générale, les particules se déplacent dans un premier temps du centre de la pièce vers le caisson de soufflage de la ventilation (trait rouge) où elles sont fortement dispersées par le jet d'air. Ce premier déplacement des particules est fortement lié au transport par l'air dans cette première zone qui est à faible turbulence et donc à faible dispersion turbulente. Ainsi, les lignes de courant du champ fluide depuis la position d'injection des particules, présentées en Figure 35, sont pratiquement confondues avec le début des trajectoires des particules. Dans un second temps, les particules, en rencontrant des zones à plus forte turbulence (près du jet), vont s'écarter du mouvement d'air par dispersion turbulente et acquérir leurs propres trajectoires.

La Figure 36 ci-après présente l'évolution de la localisation finale des particules. Notons que près de 6 min s'écoule avant que les particules ne commencent à se déposer. Entre 6 et 7.5

min, le dépôt des particules s'effectue uniquement sur la paroi en face du jet (P5) et le coté du bloc en face de la sortie (P3).

Entre 7.5 et 13 min, aucune particule ne se dépose ou sort de la pièce et pendant ce laps de temps la majorité des particules sont dispersées dans l'ensemble du volume. A ce moment là, la concentration dans la pièce devient plus homogène et le dépôt de particules (et l'extraction par la sortie) suit une évolution croissante.

Au bout d'une heure, 53 % des particules injectées se sont déposées sur les parois de la chambre alors que 18 % sont sorties de la pièce par l'extraction et 28.5 % demeurent dans l'air. 24% des particules injectées se déposent sur la paroi en face du jet (P5), 9 % sur le sol et les 20 % restant sur les autres parois.

Le temps de résidence des particules reste difficile à évaluer puisque le devenir de près de 28.5 % de particules reste incertain. Néanmoins, en se basant sur les 18 % qui sortent de la pièce, le temps de résidence moyen des particules de $2\mu\text{m}$ est de 32 min avec un temps de résidence minimal de 17 min.

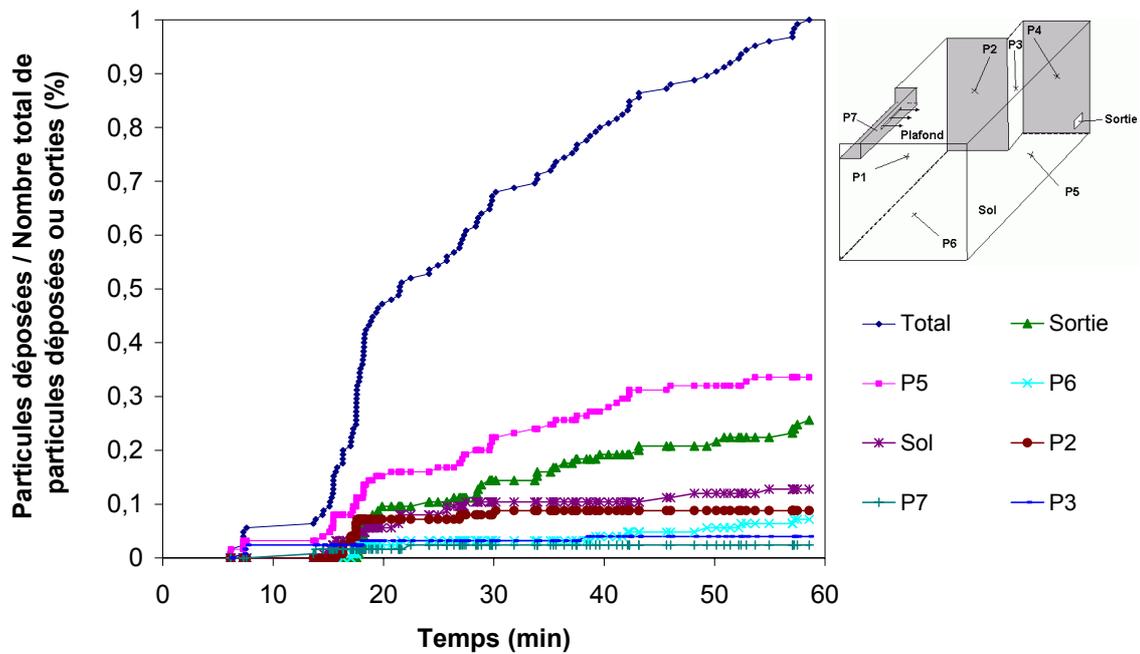


Figure 36 : Evolution du dépôt des particules de $2\mu\text{m}$

3.2.2. Dépôt particulaire

Cette deuxième partie vise à déterminer la vitesse et la localisation du dépôt particulaire à l'intérieur de la chambre.

Dans ce cas, une injection aléatoire des particules dans l'ensemble du volume de la zone est effectuée afin d'obtenir l'homogénéité initiale de la concentration en particules nécessaire à l'évaluation de la vitesse de dépôt. Notons que cette procédure permet de gagner un temps de calcul précieux par rapport aux 13 min (au minimum) qu'aurait demandé l'obtention de l'homogénéité à partir d'une injection au centre de la pièce.

• Constantes de dépôt

Diamètre (μm) Nombre	Injection Particules	Interaction Particule / Paroi		Temps simulé	Taux de renouvellement d'air
		Rebond	Collent		Taux global de dépôt
1 μm 1024 particules	Homogène • $v_{inj}=0\text{m/s}$	x		559s (0.155h)	1h ⁻¹ 0.08h ⁻¹
1 μm 1024 particules	Homogène $v_{inj}=0\text{m/s}$		x	562s (0.156h)	1h ⁻¹ 0.25h ⁻¹
2 μm 1024 particules	Homogène $v_{inj}=0\text{m/s}$	x		900s (0.25h)	1h ⁻¹ 0.04h ⁻¹
2 μm 50 particules Nombre trop faible	Homogène $v_{inj}=0\text{m/s}$		x	s (h)	1h ⁻¹ Non retenu
1 μm 3600 particules	Ponctuelle • centre • $v_{inj}=1.5\text{m/s}$ dirigé vers le haut	x		1700s (0.472h)	1h ⁻¹ 0.21h ⁻¹
1 μm 3600 particules	Ponctuelle • centre • $v_{inj}=1.5\text{m/s}$		x	1500 s (0.416h)	1h ⁻¹ 1.67 h ⁻¹
2 μm 3600 particules	Ponctuelle • centre • $v_{inj}=1.5\text{m/s}$	x		1700s (0.472h)	1h ⁻¹ 0.28h ⁻¹
2 μm 3600 particules	Ponctuelle • centre • $v_{inj}=1.5\text{m/s}$		x	1500 s (0.416h)	1h ⁻¹ 2.07 h ⁻¹

Tableau 6 : Constantes de dépôt pour 1 vol/h

Nombre	Diamètre (μm)	Injection Particules	Interaction Particule / Paroi		Temps simulé	Taux de renouvellement d'air
			Rebond	Collent		Taux global de dépôt
3600 particules	0.35 μm	Homogène • $v_{inj}=0\text{m/s}$	x		2900s (0.472h)	0.5h ⁻¹ 0.04h ⁻¹
3600 particules	0.55 μm	Homogène • $v_{inj}=0\text{m/s}$	x		2900s (0.472h)	0.5h ⁻¹ 0.069h ⁻¹
3600 particules	0.75 μm	Homogène • $v_{inj}=0\text{m/s}$	x		2900s (0.472h)	0.5h ⁻¹ 0.0606h ⁻¹
3600 particules	1 μm	Homogène • $v_{inj}=0\text{m/s}$	x		2900s (0.472h)	0.5h ⁻¹ 0.1142h ⁻¹
3600 particules	2 μm	Homogène • $v_{inj}=0\text{m/s}$	x		2900s (0.472h)	0.5h ⁻¹ 0.415h ⁻¹

Tableau 7 : Constantes de dépôt pour 0,5 vol/h

Les Tableaux 6 et 7 ci-dessus présentent les différentes configurations étudiées et les valeurs de constantes de dépôt particulaire calculées.

• Vitesse de dépôt

Ce paragraphe concerne la vitesse de dépôt du polluant particulaire. Il permet en trois étapes de :

- rappeler quelques résultats obtenus lors du traitement des données expérimentales de MARIA,
- fournir les résultats du LEPTAB concernant la cellule Test et la pièce MARIA
- faire la synthèse de l'ensemble des résultats et les comparer à ceux de la bibliographie.

Le CSTB nous a transmis les résultats bruts des campagnes de mesures réalisées dans MARIA à la fin Février 2007. Les évolutions des 4 Grimms positionnés dans la pièce (Cf. rapport phase 3 CSTB) sont présentées sur la Figure 37.

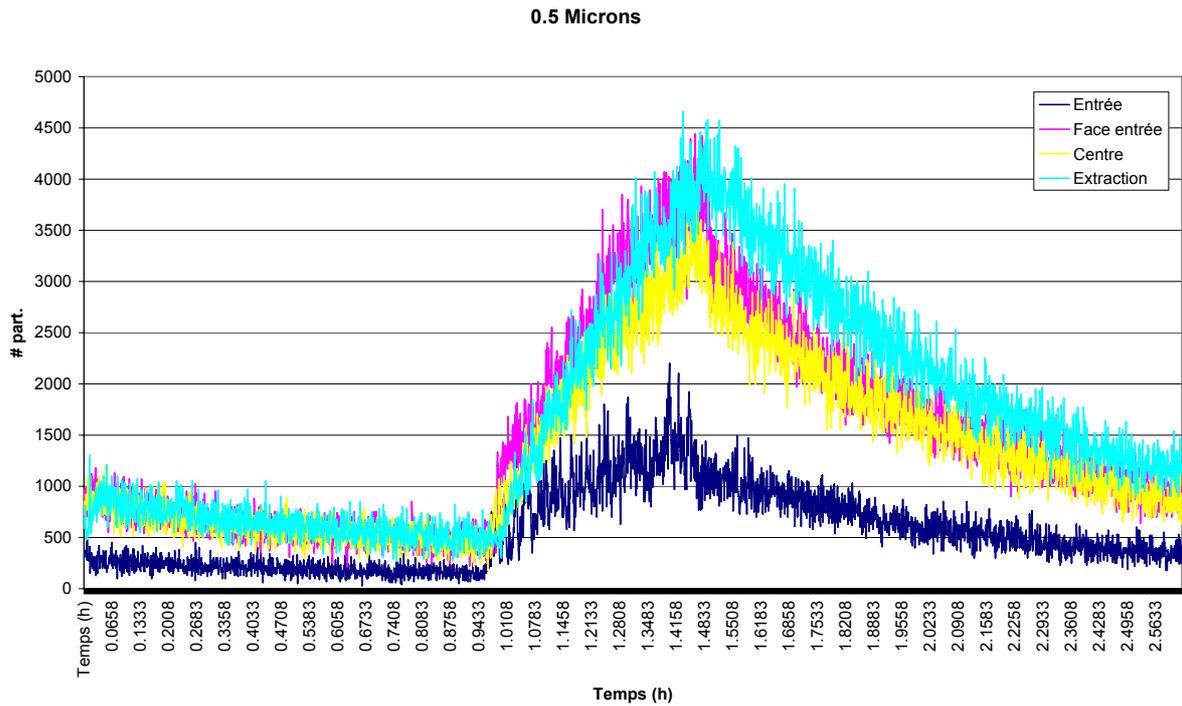


Figure 37 : Evolution du nombre de particules pour chaque Grimm dans la pièce MARIA

La détermination des différentes courbes de décroissance (Figure 37) a permis de déterminer les constantes de dépôt (Figures 38 et 39) et d'en déduire les vitesses de dépôt (Figure 40).

Résultats expérimentaux - Cellule MARIA

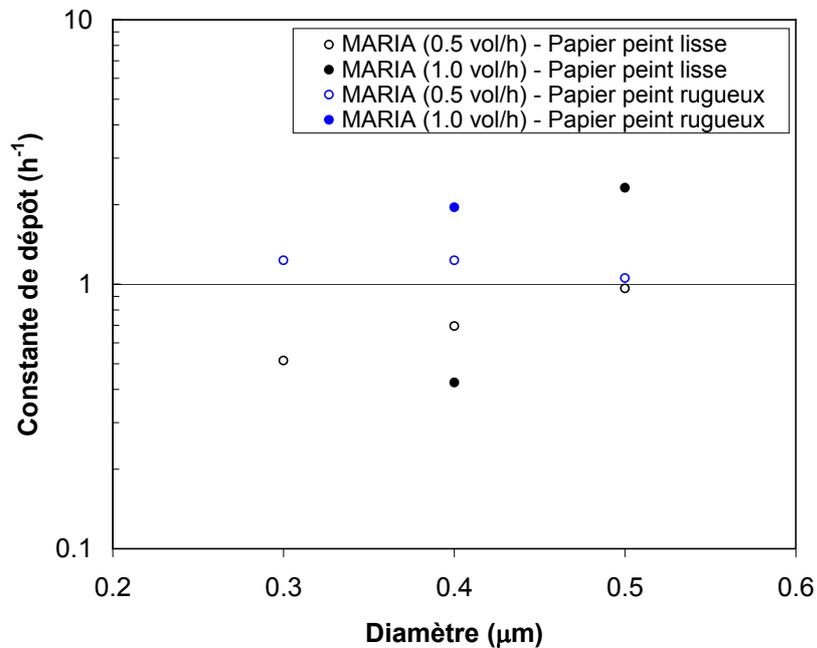


Figure 38 : Constantes de dépôt évaluées d'après les mesures Grimm

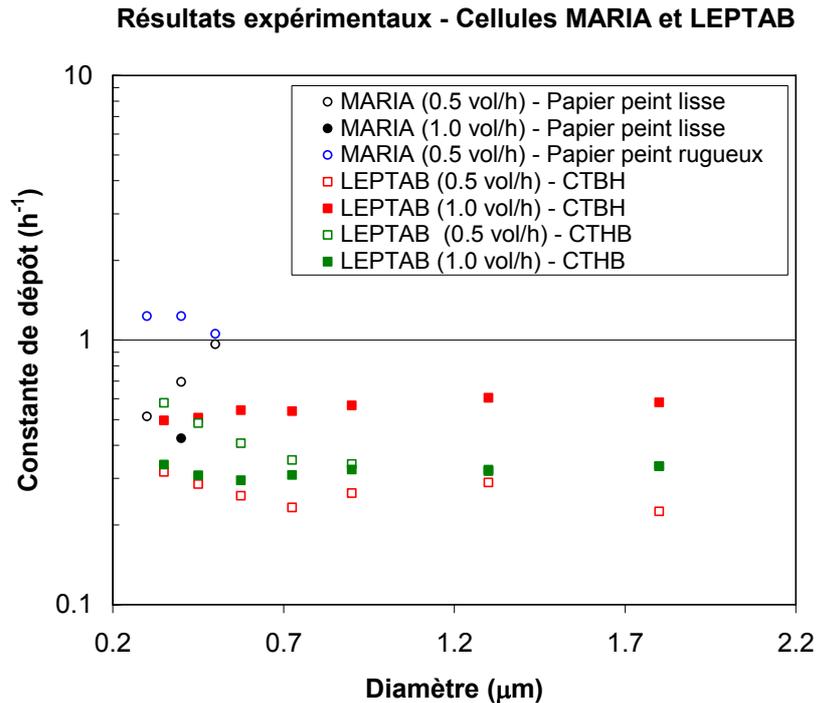


Figure 39 : Comparaison des expérimentations – constantes de dépôt (CT : Cellule Test du LEPTAB, BH : ventilation avec entrée Basse/sortie Haute, BH : ventilation avec entrée Haute/sortie Basse)

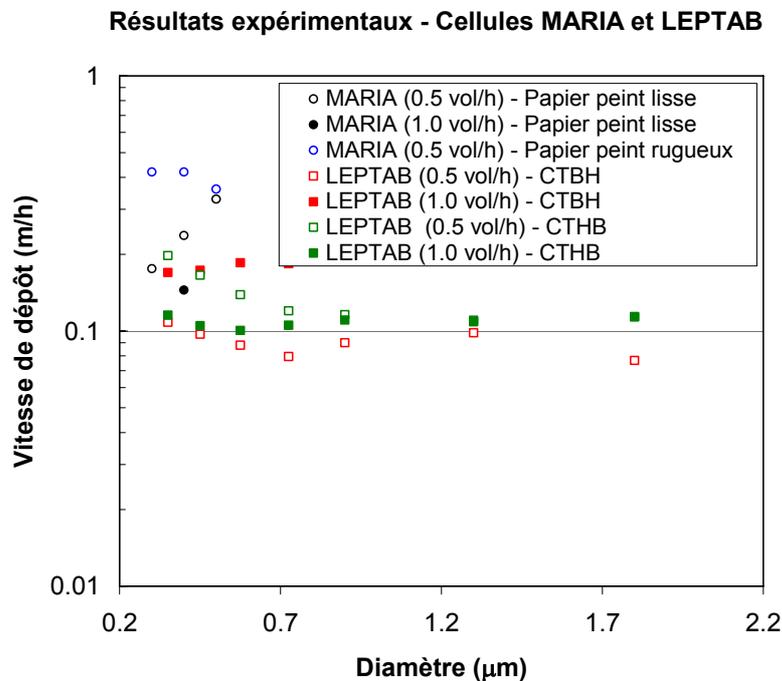


Figure 40 : Comparaison des expérimentations – vitesses de dépôt (CT : Cellule Test du LEPTAB, BH : ventilation avec entrée Basse/sortie Haute, BH : ventilation avec entrée Haute/sortie Basse)

Soulignons ici que la détermination du coefficient de dépôt par une approche globale suppose que la concentration soit suffisamment homogène à l'intérieur du volume d'air, ce qui, a priori, n'est pas le cas dans cette étude (différences entre les différents Grimms : Figure 37). Les résultats seront donc à analyser avec prudence.

Les Figures 41 et 42 viennent comparer les résultats numériques obtenus pour MARIA et pour la cellule Test. L'ensemble des simulations permet de mettre en évidence la variation de la vitesse de dépôt des particules dans des ambiances du bâtiment. Ainsi les valeurs obtenues varient de 0.04 m/h à 2 m/h. La tendance montre la capacité d'extraction de la ventilation. La simulation CTBH présente des bouches de ventilation (Entrée/Sortie) qui sont dans un même plan, ce qui rend plus efficace l'extraction des particules par rapport à la configuration de MARIA qui a des bouches (Entrée/Sortie) diagonalement opposées.

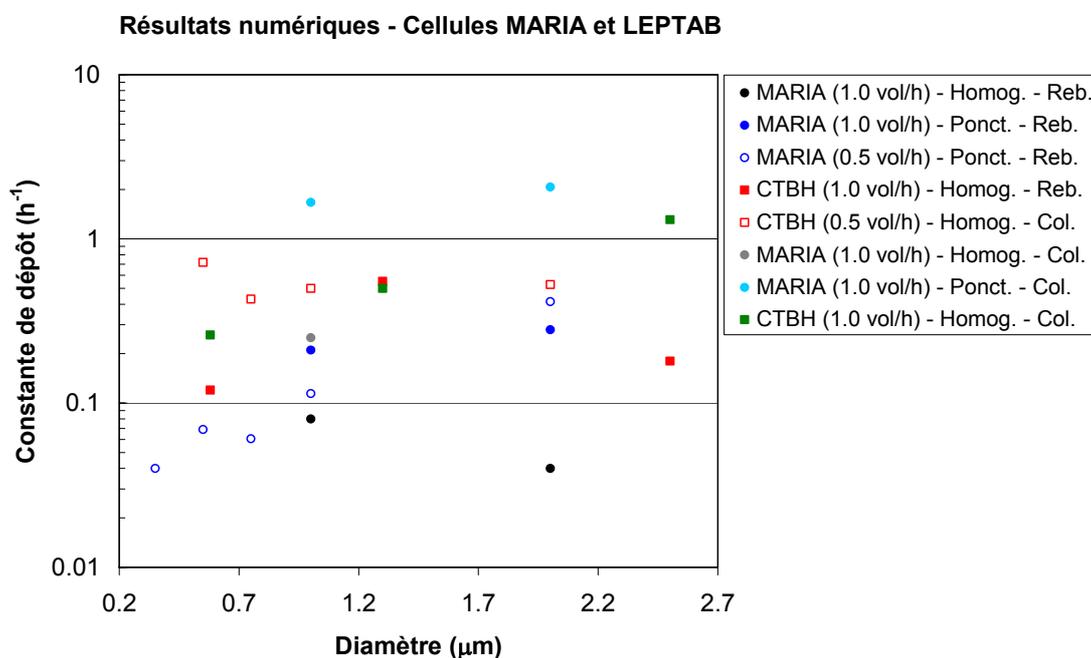


Figure 41 : Comparaison des simulations numériques – constantes de dépôt

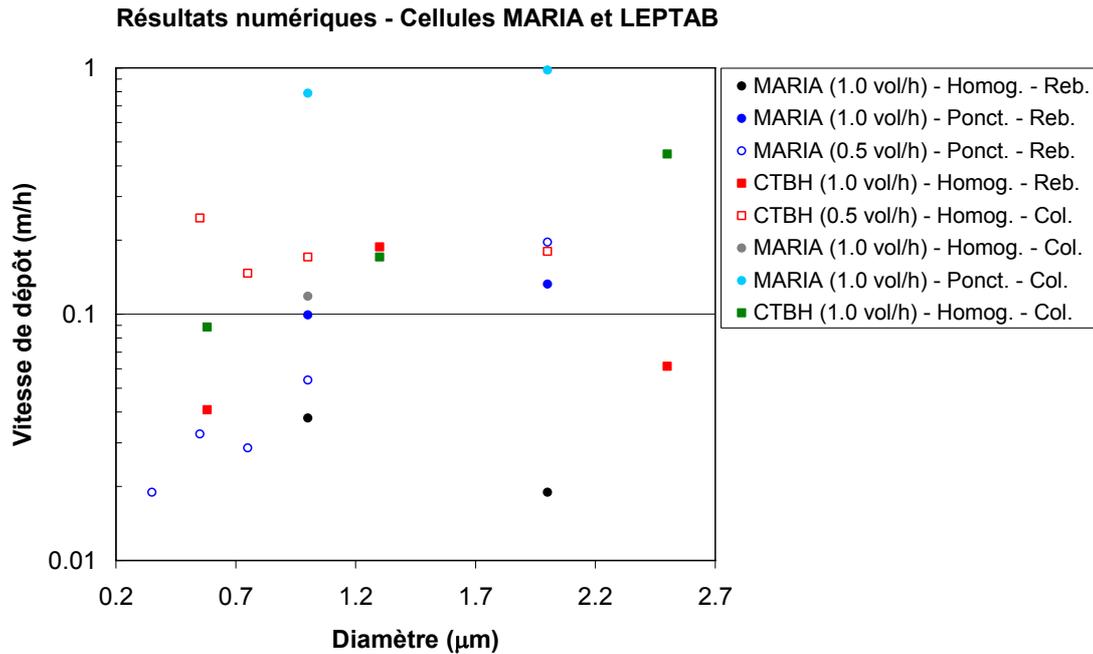


Figure 42 : Comparaison des simulations numérique – vitesses de dépôt

Les résultats de nos simulations montrent l'indépendance de l'efficacité de la ventilation vis-à-vis du taux de renouvellement d'air. Ainsi, contrairement à l'idée reçue, une augmentation de ce taux (de 0.5 à 1 vol/h) n'induit pas une amélioration de l'extraction du polluant particulaire. Ceci confirme les résultats numérique de [BOU03] (CIFQ2003).

Ainsi, d'après ces nouveaux résultats, obtenus pour des taux de renouvellement d'air habituellement utilisés dans le bâtiment, la position des bouches de ventilation (Entrée / Sortie) est un facteur essentiel dans l'optimisation de l'extraction du polluant particulaire, encore plus déterminant que le taux de ventilation pour certains cas.

La Figure 43 présente une comparaison de tous les résultats expérimentaux et numériques obtenus lors de la dernière phase de ce projet ainsi que des résultats de la littérature. Cette comparaison permet de vérifier que les résultats obtenus ici sont du même ordre de grandeur que les études précédentes sur le sujet. Cependant, les différences de configurations étudiées, la non homogénéité de la concentration en particules dans le volume d'air, mais également la différence de densité entre les différents polluants utilisés (latex, alumine, encens) ; rendent difficiles une analyse plus poussée.

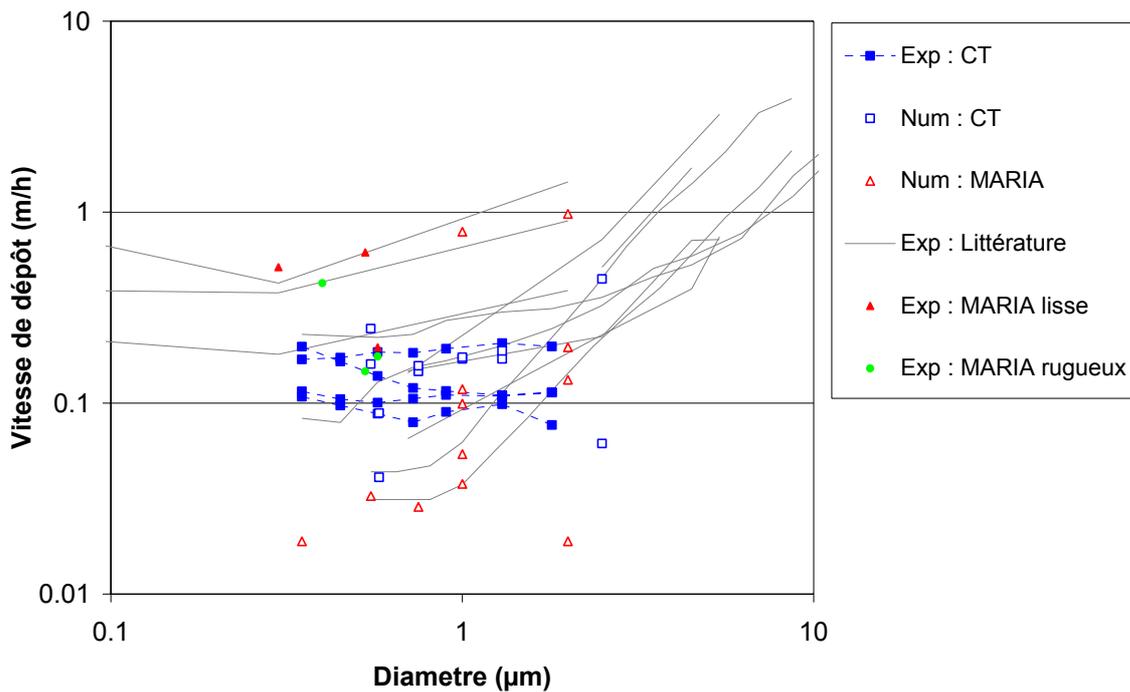


Figure 43 : Constantes de dépôt ou vitesse

3.2.3. Exposition des personnes

Cette troisième et dernière partie vise à déterminer l'exposition des personnes vis-à-vis de la dispersion du polluant dans la pièce. Nous avons pour cela subdivisé la pièce en plusieurs zones en disposant différents plans médians dans le volume et nous avons réalisé une analyse de nos données numériques relatives à chacune des différents sous volumes.

● Première subdivision: Plan médian entre l'entrée et la sortie d'air neuf

La Figure 45 compare les deux zones (gauche/droite de la Figure 44), en donnant le « pallier » du niveau d'exposition d'une personne située dans l'un ou l'autre sous volume. Nous donnons sur la Figure 45 les évolutions en nombre relatives à 0,35µm et 2µm. Les particules les plus lourdes dont le nombre diminue plus vite au cours du temps. La zone 2 reste de façon générale plus exposée pour les deux tailles.

Les graphes montrent également l'effet de la sédimentation par gravité des particules de 2µm qui très vite (en comparaison avec les particules de 0,35µm) descendent (en nombre) en dessous des 1500. Les écarts entre la zone 1 et la zone 2 restent faibles mais présente une certaine dissymétrie au niveau des profils tracés.

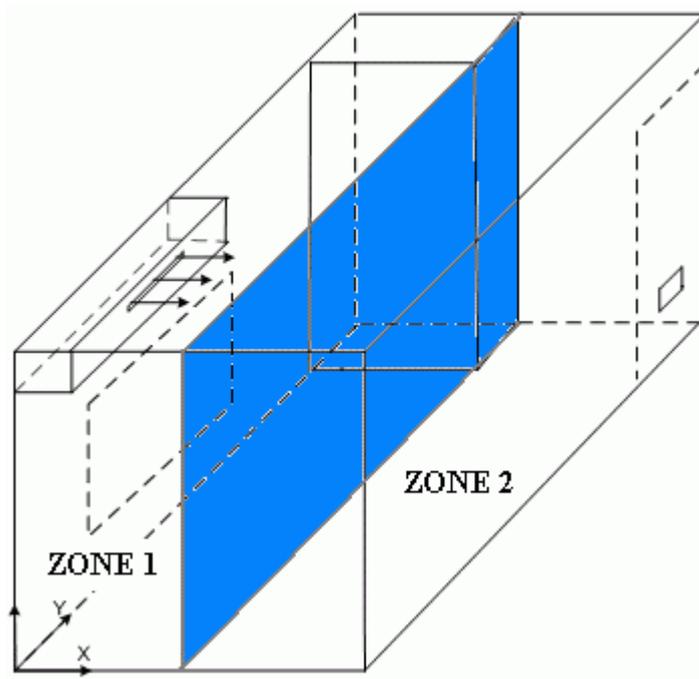


Figure 44 : Position du plan médian

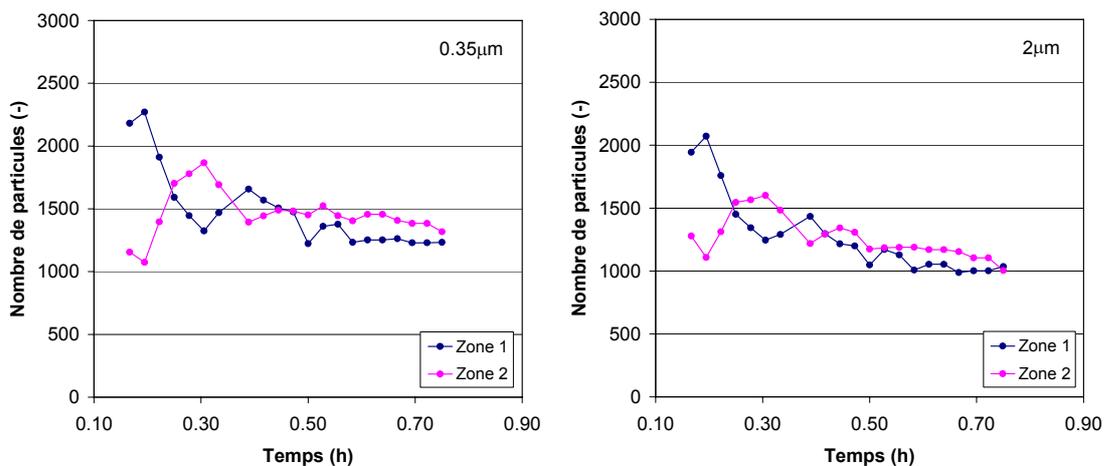


Figure 45 : Evolution du nombre de particules dans chaque zone (0,35 et 2µm)

• **Seconde subdivision : Plan médian horizontal à mi-hauteur (enfant / adulte)**

La Figure 47 compare les deux zones (hauteur d'enfant/hauteur d'adulte, Figure 46), en donnant le « pallier » du niveau d'exposition d'une personne située dans l'un ou l'autre sous volume. Nous constatons que la zone 4 est la plus exposée lorsqu'il s'agit d'un polluant de 0,35µm, à 2µm les deux zones semblent avoir un taux d'exposition relativement équivalent puisque leurs profils respectifs restent très voisins.

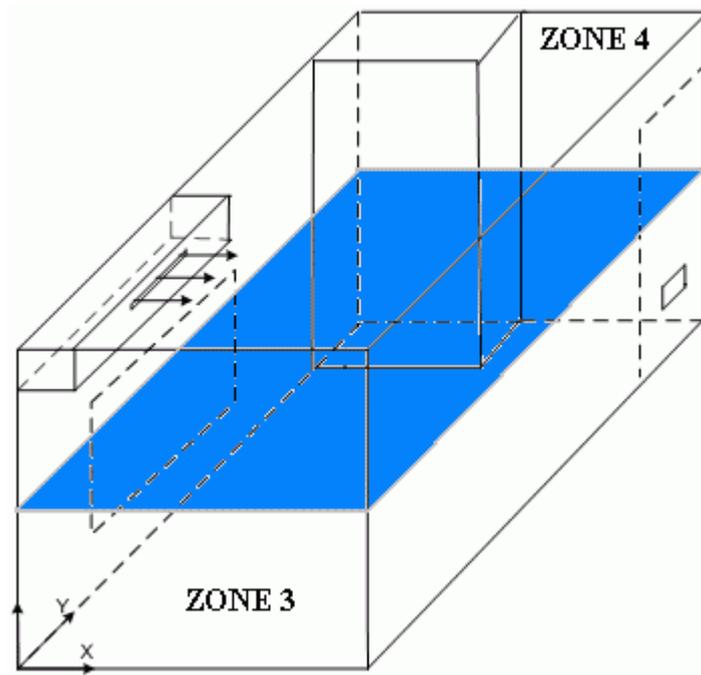


Figure 46 : Position du plan médian

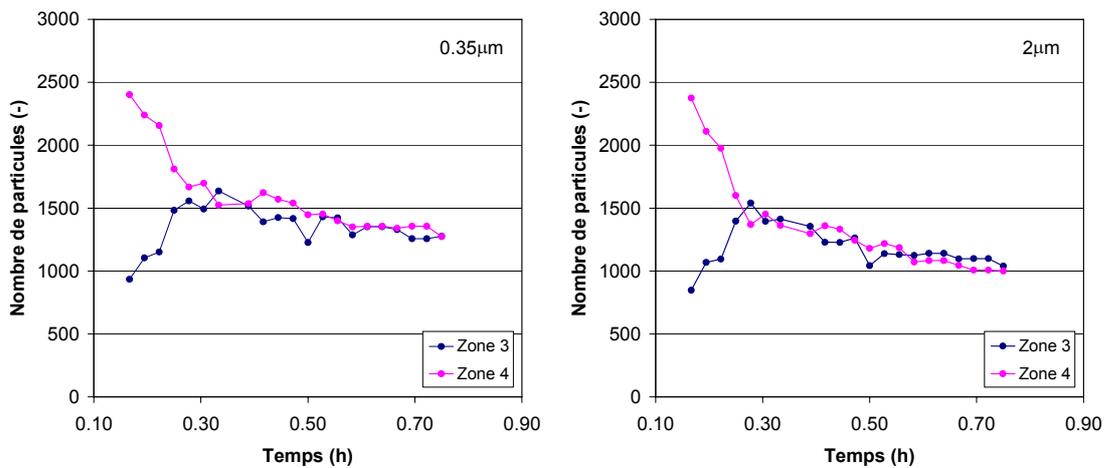


Figure 47 : Evolution du nombre de particules dans chaque zone (0,35 et 2µm)

Les graphes montrent comme précédemment que l'effet de la sédimentation par gravité des particules de 2µm est bien prononcé par rapport aux particules fines de 0,35µm qui après ½ heure sont en nombre près de 1500. Cependant pour ces deux zones (3 et 4) les écarts sont réduits en comparaison avec les zones (1 et 2) précédentes. Notons également que les profils gagnent en symétrie accusant un gain en homogénéisation présenté ici entre les deux zones (zone 3 et 4).

• Troisième subdivision : deux plans médians verticaux dans le sens longitudinal du renouvellement d'air

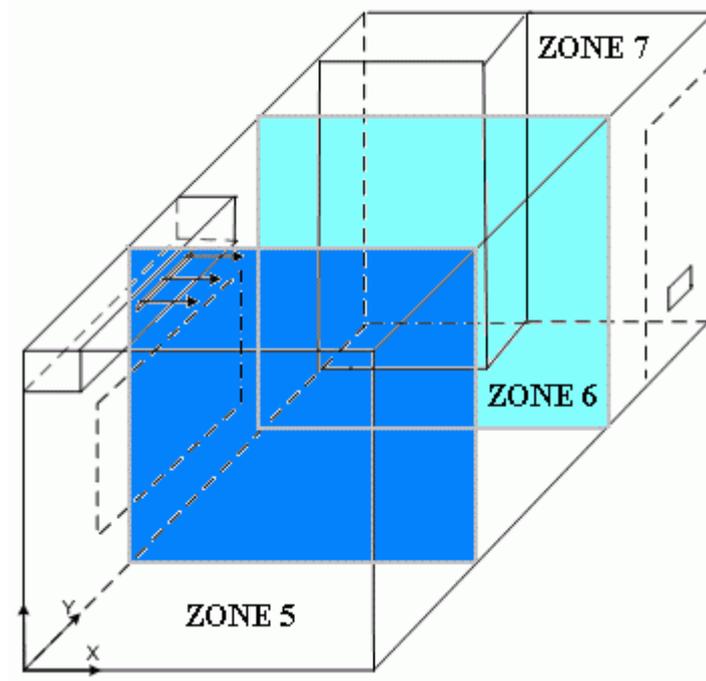


Figure 48 : Position du plan médian

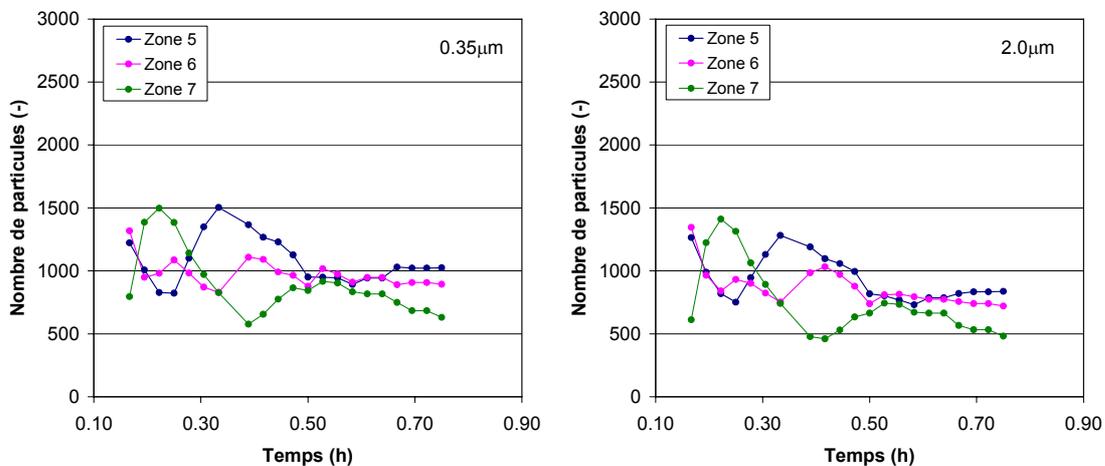


Figure 49 : Evolution du nombre de particules dans chaque zone (0,35 et 2µm)

Les figures 48 et 49 sont relatives aux trois dernières zones étudiées (5, 6 et 7). Nous constatons d'une part que bien qu'il y ait une similitude du comportement entre les particules de 0,35 et de 2µm, les profils présentent (entre les 3 zones) peu ou pas de symétrie. En effet seul un court pallier juste après ½ heure présente une bonne symétrie de l'évolution des 3 zones. D'autre part, l'évolution des concentrations en comparaison des zones étudiée accuse ici une forte hétérogénéité dans l'espace et dans le temps montrant que selon l'axe longitudinale les gradients de concentrations sont les plus forts en comparaison avec les autres figures (zones 1 et 2 puis 3 et 4) qui concerne les gradients transversaux puisque l'écoulement

transporte le polluant par mouvements circulaires (Figure 34 pour les trajectoires circulaires) d'axe longitudinale y selon la figure 48 précédente.

4. Conclusion

L'objectif principal de l'étude numérique de la chambre de la maison MARIA du CSTB était de présenter le potentiel de la simulation numérique pour les problèmes liés au polluant particulaire dans les ambiances intérieures.

La présente étude a permis de mieux cerner l'influence de la ventilation sur la pollution particulaire, montrant que le mouvement des particules de l'air intérieur dépend non seulement du taux de renouvellement d'air, du lieu d'injection du polluant (malgré une injection loin du soufflage, le polluant peut être aspiré par le jet du soufflage) mais aussi et essentiellement du chemin emprunté par le flux d'air dans l'ambiance (stratégie de ventilation).

Nous avons montré également que, en plus de la prédiction des concentrations particulières dans l'air intérieur, il a été possible de déterminer un cloisonnement du volume étudié pour estimer la décharge de l'air de zones bien délimitées dans lesquelles l'exposition des personnes au polluant a pu être évaluée. Ainsi, grâce à l'étude numérique de la chambre de MARIA, nous avons montré comment il était possible d'arriver à une évaluation des trajectoires et des temps de résidence (injection test de particules par la bouche de soufflage) ou encore des constantes et vitesses de dépôt (injection de particules de façon homogène ou ponctuelle au centre) pour plusieurs tailles de particules. Une approche de l'exposition des personnes a également été réalisée et a montré que l'hétérogénéité de la concentration en particules peut être important, même pour le cas de salles de taille modeste.

Conclusion générale

Le présent rapport présente les études réalisées par le LEPTAB, en collaboration avec le CSTB, dans le cadre du programme de recherche PRIMEQUAL 2 (phase 4). Suite à un premier chapitre théorique sur la modélisation du transfert particulaire dans les ambiances ventilées, nous présentons deux chapitres dédiés d'une part à la cellule Test du LEPTAB et d'autre part à la pièce MARIA du CSTB. L'absence de données expérimentales concernant le cas d'une répartition homogène en polluant (injection et brassage) initialement prévu par le CSTB, nous a amené à réaliser pour cette phase 4 des expérimentations additionnelles en cellule Test au LEPTAB. Ces mêmes expérimentations ont également fait l'objet de simulations numériques avant que l'étude proprement dite, c'est-à-dire celle de la pièce MARIA du CSTB, ne commence en février 2007 lorsque les données des expérimentations réalisées par le CSTB nous ont été communiquées.

L'objectif essentiel de cette phase 4 concerne donc l'approche CFD lagrangienne de la dispersion particulaire. Cette approche permet de reproduire le comportement des particules véhiculées par le fluide porteur par la prise en compte de paramètres pouvant générer de l'hétérogénéité quant à la dispersion des particules dans l'ambiance ventilée. Le modèle numérique adopté ici (modèle de turbulence à bas-nombre de Reynolds pour la détermination des caractéristiques de l'air et modèle lagrangien pour le calcul de la trajectoire des particules) semble bien adapté pour la prédiction de la qualité particulaire de l'air dans les bâtiments.

On a ainsi pu observer expérimentalement que pour les paramètres utilisés dans notre étude, le mode de ventilation peut s'avérer plus important que le taux de renouvellement de la chambre, montrant ainsi l'indépendance de l'efficacité de la ventilation vis-à-vis du taux de renouvellement d'air. Ainsi, contrairement à l'idée reçue, une augmentation de ce taux (de 0.5 à 1 vol/h) n'induit pas une amélioration de l'extraction du polluant particulaire. Pour les taux de renouvellement d'air habituellement utilisés, la position des bouches d'entrée et sortie de la ventilation est un facteur essentiel dans l'optimisation de l'extraction du polluant particulaire. Ces résultats expérimentaux ont d'ailleurs été illustrés par les visualisations obtenues à l'aide de l'approche CFD lagrangienne dans la pièce MARIA à partir desquels il est facile de comprendre l'importance de l'écoulement d'air (et non pas du taux de renouvellement d'air) sur les trajectoires et dépôt des particules.

Au-delà de la prédiction des concentrations particulières dans l'air intérieur, il a été possible de déterminer le dépôt ainsi que la décharge de l'air de zones bien délimitées dans lesquelles l'exposition au polluant a pu être évaluée. Ainsi, selon la géométrie de l'ambiance et le scénario de ventilation (position des bouches et débits), nous avons montré comment il était possible d'arriver à une évaluation quantitative du niveau de pollution intérieure des zones d'habitations (les zones de dépôt ou d'exposition préférentielles par exemple). L'avantage indéniable de l'approche CFD lagrangienne réside dans la facilité à tester différents scénarios de ventilation et à déterminer celui qui offre la meilleure qualité particulaire de l'air intérieur (constante de dépôt globale la plus élevée) tout en limitant le taux de renouvellement d'air.

Cependant, les temps de calcul élevés nécessaires à la détermination du devenir d'un nombre de particules statistiquement satisfaisant limitent l'utilisation de cette approche à la recherche fondamentale. En effet, le calcul lagrangien qui impose des pas de temps de l'ordre de 10^{-8} pour les tailles de l'ordre de 1 μm , rend les calculs extrêmement lourds. Une solution

consisterait essentiellement à optimiser les ressources informatiques en parallélisant le code PARDIFF afin de pouvoir multiplier les études telles que celles présentées dans ce rapport et acquérir de l'expérience sur le transport et dispersion des particules polluantes de l'air intérieur. Une autre solution serait de développer des lois de comportement, notamment sur les aspects d'hétérogénéité spatiale et de dépôt particulaire à partir de cette méthodologie CFD lagrangienne, afin de permettre l'élaboration de modèles intermédiaires entre ceux basés sur l'homogénéité de la concentration en particules (phase 2) et ceux présentés dans ce rapport. Seuls ces modèles intermédiaires, basés sur une description zonale du volume d'étude, pourront être intégrés dans les codes de calculs d'ingénierie plus généralistes comme les modèles thermo aérauliques multizones du bâtiment.

Références

- [ABA00] ABADIE M. « Contribution à l'étude de la pollution particulaire : rôle des parois, rôle de la ventilation ». Thèse Université de La Rochelle, 2000.
- [ABB80] ABBAS A. S. and al. The prediction of the particle laden gas flows. FS/80/1 Imperial College of Sciences and Technology, London, 1980.
- [ALI03] ALIAGA C. et WINQVIST K., 2003. Comment les femmes et les hommes utilisent leurs temps – Résultats de 13 pays européens. Eurostat, KS-NK-03-012-FR-N.
- [ALL98] "Natural Ventilation in Buildings"., AIOLOS Research Project DG XII for Science, Research and Development, JAMES & JAMES Ltd 35-37 William Road LONDON NW1 3ER -U.K., 356 p. + CDROM, 1998.
- [ALL02] ALLERY Cyrille « Contribution à l'identification des bifurcations et à l'étude des écoulements fluides par des systèmes dynamiques d'ordre faible». Thèse Université de Poitiers, 2002.
- [BAT49] BATCHLOR G.K. Diffusion in a field of homogeneous turbulence. I Eulerian analysis. Aust. J. Sc. Res. A2, p. 437-450, 1949.
- [ALV06] ALVIN C.K. LAI, FANGZHI CHEN. Modeling particle deposition and distribution in a chamber with a two-equation Reynolds-averaged Navier Stokes model. Aerosol Sci. 37 (2006) 1770- 1780.
- [BEG05] BÉGHEIN C, JIANG, Y., CHEN, Q. Y.: Using Large Eddy Simulation to Study Particle Motion in a Room, Indoor Air, 2005
- [BLU92] BLUMCKE, E. « Turbulente Partikeldispersion in eingeschlossenen Drallströmungen ». Ph.D. thesis, Deutsche Forschungsanstalt für Luft und Raumfahrt, Ruhr-Universität Bochum, Köln, 1992.
- [BOU03] BOUILLY J., « Etude de l'impact de la pollution particulaire sur la qualité de l'air intérieur en site urbain ».Thèse Univ.de La Rochelle, 2003.
- [BOU03] BOUILLY J., LIMAM K. BEGHEIN C. et CHEN Q. « Impact de la ventilation sur la dispersion des particules dans une enceinte». Congrès CIFQ 2003 - Québec.
- [BYR95] BYRNE, M.A., GODDARD, A. J. H., LANGE, C., ROED, J.: Stable Tracer Aerosol Deposition Measurements in a Test Chamber, Journal of Aerosol Science, Vol. 26, No. 4, pp. 645-653, 1995

- [CCM99] Communiqué du Conseil des Ministres du 8 septembre 1999 – Préoccupations sanitaires dans le bâtiment, présentée par M. BESSON, Secrétaire d'état au logement.
- [CHE92] CHEN et al. "Evaluation of an environmental reaction chamber". *Aerosol Science and Technology*, 17, pp 9-24, 1992.
- [DUK80] DUKOWICZ J. K. A particle-fluid numerical model for liquid sprays. *J. of Computational Physics*, vol. 35, 229-253, 1980.
- [DUR84] DURST, F., MILOJEVIC, D., SCHÖNUNG, B.: Eulerian and lagrangian predictions of particulate two-phase flows: a numerical study, *Appl. Math. Modelling*, Vol. 8. pp. 101-115., 1984
- [GOU99] GOUESBET G., BERLEMONT A.: Eulerian and Lagrangian approaches for predicting the behaviour of discrete particles in turbulent flows. *Progress in Energy and Combustion Science*, Vol. 25, pp. 133-159. 1999
- [GOS81] GOSMAN A.D., Ioannides E. Aspects of Computer Simulation of Liquid-Fuel Combustor. AIAA 19th Aerospace Science Meeting, St. Louis, paper 81-0323, 1981.
- [HIN82] HINDS, W.C. *Aerosol Technology: Properties, Behaviour, and Measurement of Airborne Particles* Edited by John Wiley & Sons, Inc, 1982.
- [HIN87] HINZE, J.O. *Turbulence* McGraw-Hill Book Company, Inc., 790 p., 1987.
- [HJE67] HJELMFELT, A.T. Dynamic Response of a Restrained Sphere in a Fluid. *Journal of the Engineering Mechanics Division, ASCE*, pp. 41-56, 1967.
- [HUA79] HUANG C. H. A theory of dispersion in turbulent shear flow. *Atmospheric environment*, Vol 13, p 453-463, Pergamon Press Ltd, 1979.
- [JAN99] JANSSON A. et al « Indoor air particles – Determination of presence and behavior » *Indoor Air* 99.
- [KLO01] KLOSE, G., REMBOLD, B., KOCH, R. and WITTIG S. « Comparison of state-of-the-art droplet turbulence interaction models for jet engine combustor conditions ». *Int.J.of Heat and Fluid Flow* 22, pp 343-349, 2001.
- [KRA70] KRAICHNAN R. H. – Diffusion by a random velocity-field *Phys. Fluids*, vol. 13, N°1, 1970.
- [LAI02] Lai, A.C.K., Byrne, M.A., Goddard, A.J.H.: Experimental Studies of the Effect of Rough Surfaces and Air Speed on Aerosol Deposition in a Test Chamber. *Aerosol Science and Technology* 36 pp. 973-982. 2002
- [LAI06] Lai, A.C.K.; Chen, F.: Modeling particle deposition and distribution in a chamber with a two-equation Reynolds-averaged Navier-Stokes model, *J. of Aerosol Science*, Vol. 37., No. 12., pp. 1770-1780., 2006.

- [LU92] LU, Q.Q., Fontaine, J.R., Aubertin, G. Particle Motion in Two Dimensional Confined Turbulent Flows. *Aerosol Science and Technology*, Vol. 17, pp. 169-185, 1992.
- [MOS01] MOSLEY, R. B., GREENWELL, D. J., Sparks, L. E., Guo, Z., Tucker, W. G., Fortmann, R., Whitefield, C.: Penetration of Ambient Fine Particles into Indoor Environment, *Aerosol Science and Tech.* 34, pp. 127-136, 2001
- [MUN81] MUNCH M. « Contribution à l'étude de la diffusion de particules dans un écoulement turbulent » Thèse de 3^{ème} Cycle, Univ-Louis Pasteur Strasbourg, 1981.
- [NAZ89] NAZAROFF, W.W. et G.R. Cass Mass transport aspect of pollutant removal at indoor surfaces, *Environment International*, 15, 1989.
- [NAZ93] NAZAROFF W.W., Gadgil A.J. and Weschler C.J. Critique of the use of Deposition Velocity in Modelling Indoor Air Quality, *Modelling of Indoor Air Quality and Exposure*, ASTM STP 1205, Niren L. Nadga, Ed., American Society for Testing and Material, Philadelphia, pp 81-104, 1993.
- [NEU81] NEUMAN S.P. « An Eulerian-Lagrangian numerical scheme for the dispersion-convection equation using conjugate space-time grids. *Journal of Computational Physics*, vol. 41, 1981.
- [NOM97] NOMURA, Y., HOPKE, P.K., FITZGERALD, B. AND MESBAH, B. Deposition of particles in a chamber as a function of ventilation rate, *Aerosol Sci. Technol.*, 27, 62-72, 1997.
- [ODA64] ODAR, F., Hamilton, W.S. Forces on a Sphere Accelerating in a Viscous Fluid. *Journal of Fluid Mechanics*, Vol. 18(2), pp. 302-314, 1964.
- [OFF85] OFFERMANN, F.J., Sextro, R.G., Fisk, W.J., Grimsrud, D.T., Nazaroff, W.W., Nero, A.V., Revzan, K.L. and Yater J. Control of Respirable Particles in Indoor Air with Portable Air Cleaners. *Atmospheric Environment*, Vol. 19, n° 11, pp. 1761-1771, 1985.
- [OKU86] OKUYANNA, K., Kousaka, Y., Yamamoto, S. and Hosokaya, T. Particle Loss of Aerosols with Particle Diameters between 6 and 2000 nm in a Stirred Tank *Journal of Colloid and Interface Science*, Vol. 110, pp. 214-223, 1986.
- [PIO01] PIOMELLI U.: Large-eddy and direct simulation of turbulent flows. Short course delivered at CFD2001 - 9 e conférence annuelle de la Société canadienne de CFD. Kitchener, Ontario, May 2001
- [ROB, 61] ROBERTS P.H. « Analytical theory of turbulent diffusion *J. Fluid Mech.*, vol.11, 257-283, 1961.

- [SAG98] SAGAUX P. Introduction à la simulation des grandes échelles pour les écoulements de fluide incompressible, Springer, Math et applic, 1998.
- [SAN, 99] SANDU, A. Contribution à l'Etude Numérique du Transport Turbulent de Polluants Particulaires en Cavités. Thèse de doctorat des universités de La Rochelle (France) et de Bucarest (Roumanie), décembre 1999.
- [SNY71] SNYDER, W.H, LUMLY J.L. Some Measurements of Particle Autocorrelation Functions in a Turbulent Flow. Journal of Fluid Mechanics, Vol. 48, part 1, pp.41-47, 1971.
- [THA02] Thatcher T.L., Lai, A. C. K., Moreno-Jackson, R., Sextro, R. G., Nazaroff, W. W.: Effects of room furnishing and air speed on particle deposition rates indoors, Atmospheric Environment 36, pp. 1811-1819, 2002.
- [TAY, 35] TAYLOR, G.I. « Statistical theory of turbulence, Part I-IV, Proc. R. Soc. Lond., A151, pp421-478, 1935.
- [VER95] VERSTEEG H. K., MALALASEKERA W.: An introduction to Computational Fluid Dynamics. The finite volume method. Pearson Education Limited, Harlow, England. 1995.

CARACTERISATION PHYSICO-CHIMIQUE ET ETUDE DU
TRANSPORT DES PARTICULES A L'INTERIEUR DES
LOCAUX

PHASE 4

Modélisation des champs thermo aérauliques et des
distributions de particules dans une chambre de la
maison expérimentale MARIA

Modélisation des champs thermo aérauliques et des distributions de particules dans une chambre de la maison expérimentale MARIA

Jean-Jacques AKOUA

SOMMAIRE

1. INTRODUCTION	4
2. LE DOMAINE D'ETUDE	4
3. L'ETUDE NUMERIQUE CFD	7
3.1 LES SIMULATIONS CFD.....	8
3.2 MODELISATION PHYSIQUE ET CONDITIONS AUX LIMITES DU DOMAINE DE CALCUL.....	8
3.2.1 <i>la modélisation physique</i>	8
3.2.2 <i>les conditions aux limites du domaine d'étude</i>	11
3.3 LE TRAVAIL DE MAILLAGE	13
4. RESULTATS ET ANALYSES	15
4.1 CONFRONTATION DES VITESSES D'AIR CALCULEES AUX VALEURS MEASUREES.....	15
4.2 COMPARAISON DES CONCENTRATIONS EN PARTICULES EVALUEES NUMERIQUEMENT ET EXPERIMENTALEMENT	18
4.3 ANALYSE DETAILLEE DES DISTRIBUTIONS DE PARTICULES ET DES CHAMPS AERAULIQUES.....	22
5. CONCLUSION	24
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	25

1. INTRODUCTION

Le programme de recherche PRIMEQUAL 2 a pour objectif la caractérisation physico-chimique et l'étude du transport des particules à l'intérieur des locaux.

Ce document présente l'étude numérique et expérimentale réalisée dans le cadre de ce programme. Cette étude vise à apprécier et analyser la pertinence des prédictions numériques de transports particulaires réalisée avec un logiciel commercial CFD.

Pour ce faire, des essais expérimentaux seront menés dans une chambre de la maison expérimentale MARIA du CSTB. Par la suite des simulations numériques CFD seront réalisées avec des conditions limites fournies par la campagne de mesures. Les résultats numériques seront par la suite comparés aux mesures pour apprécier la pertinence des prédictions numériques. Pour finir, l'outil CFD permettra d'accéder aux détails de la distribution de particules et des champs aérauliques et donc d'affiner notre analyse.

2. LE DOMAINE D'ETUDE

La maison expérimentale MARIA a une superficie de 140 m² et comprend 5 pièces principales réparties sur 2 niveaux (cf. : figure 1 et figure 2).



Figure 1 : vue générale de la maison MARIA

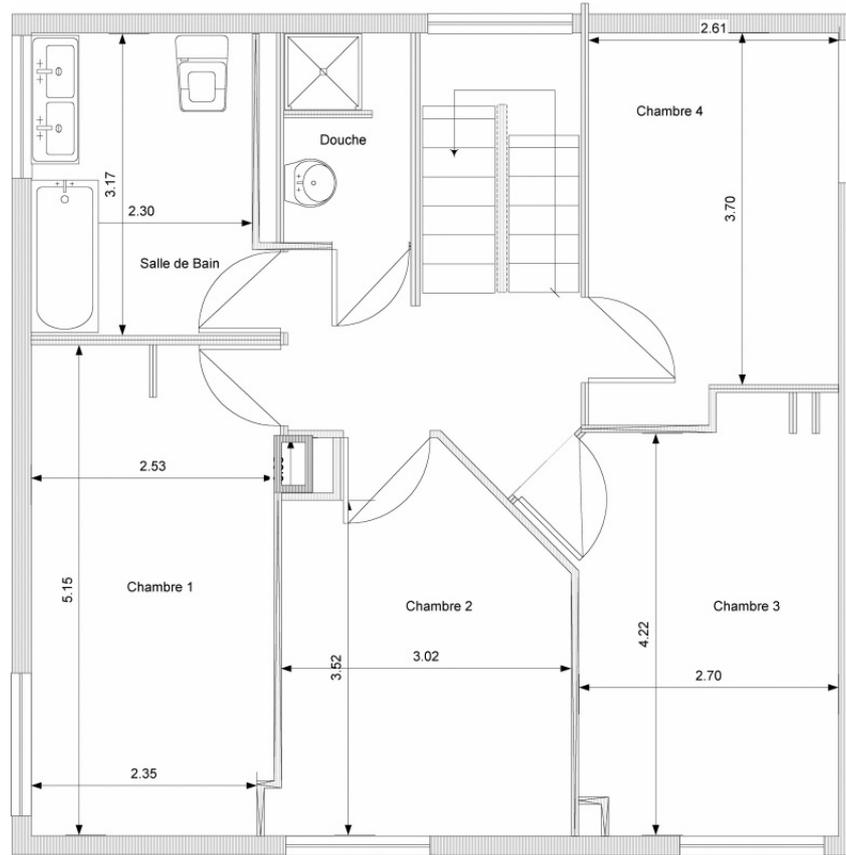


Figure 2 : plan de la maison MARIA (étage)

Le domaine de calcul est la chambre 1 (sur la figure 2) de la maison MARIA. Ses caractéristiques sont détaillées sur la figure 3.

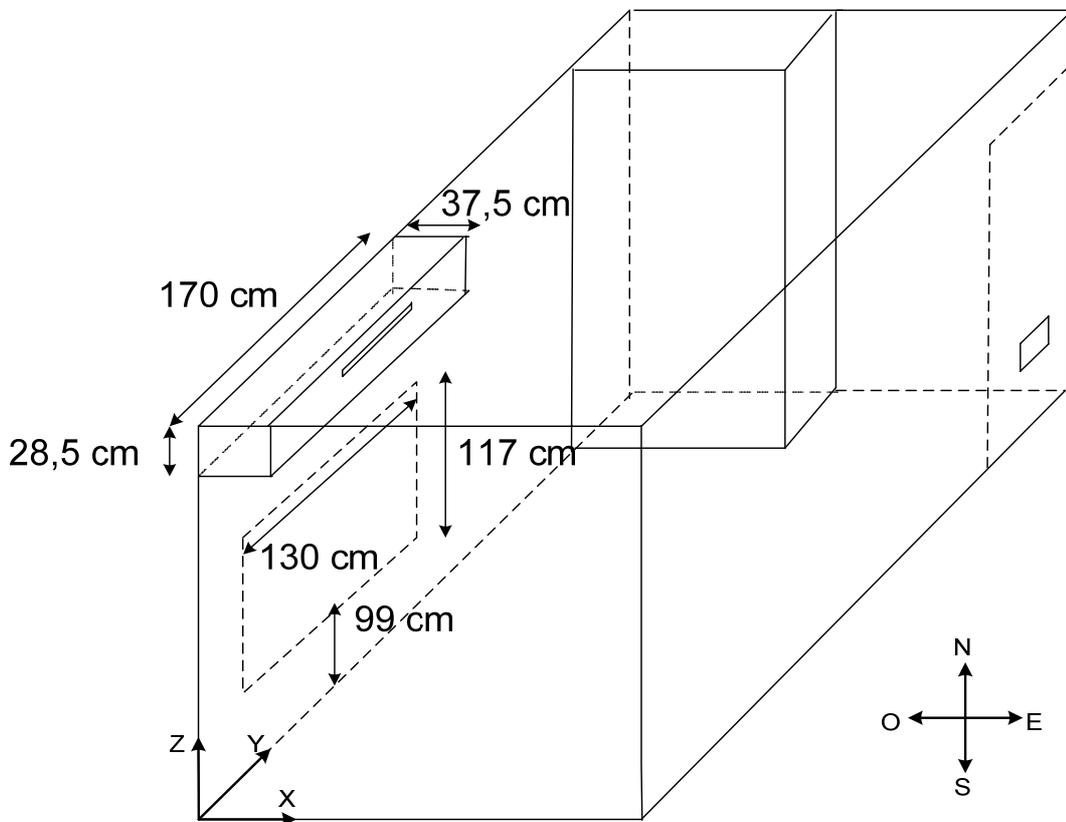
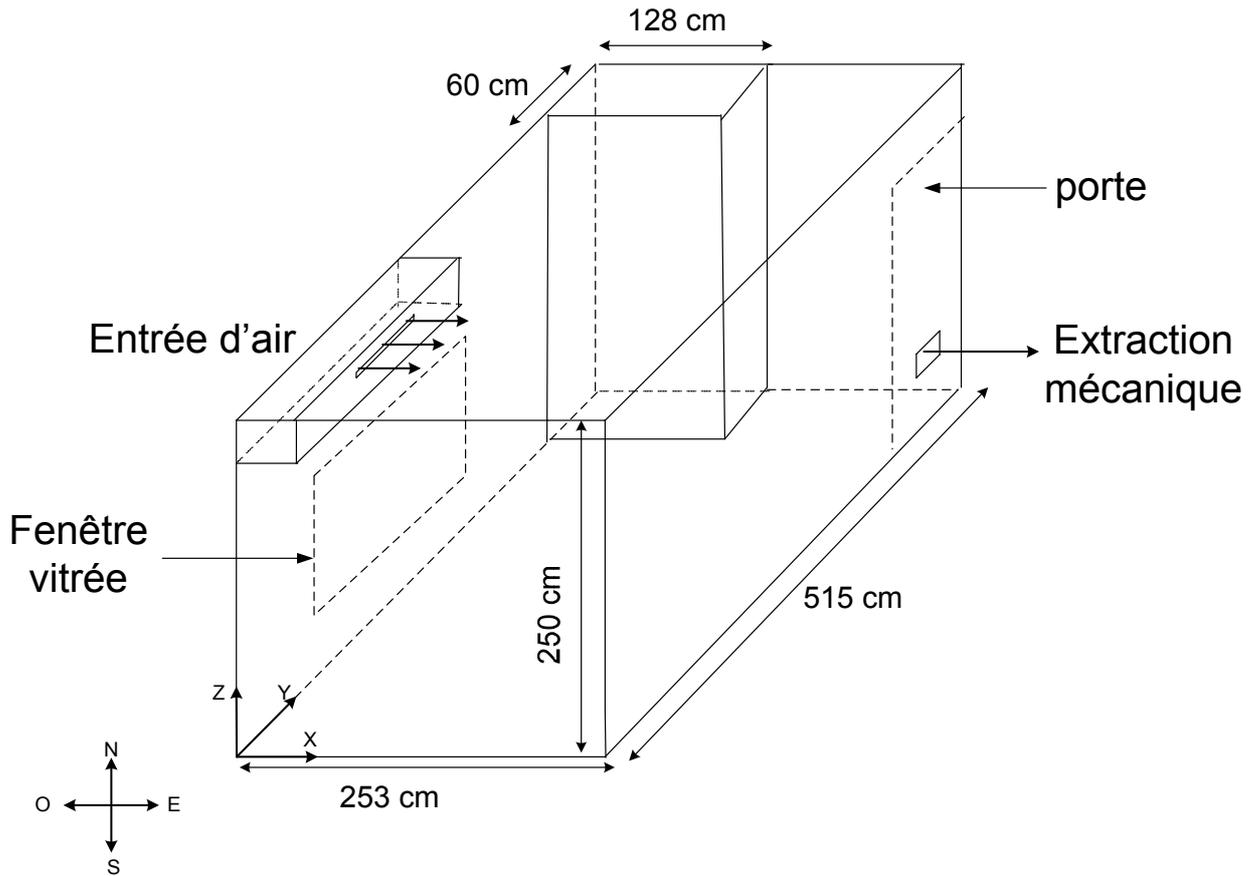


Figure 3 : géométrie de la chambre étudiée et du repère du domaine d'étude

La figure 4 présente les dimensions des bouches de ventilation de la chambre étudiée.

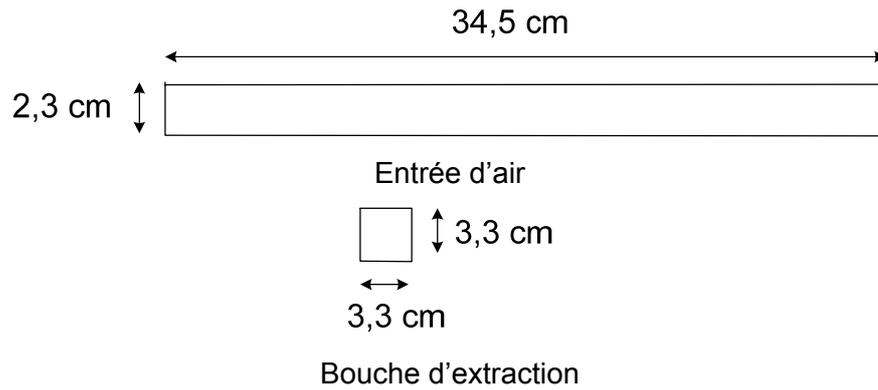


Figure 4 : dimensions des bouches de ventilation

Le tableau 1 présente les positions des bouches de ventilation dans le système de coordonnées cartésien présenté dans la figure 3.

Entrée d'air			Bouche d'extraction		
x	y	z	x	y	z
37,5	85	235,75	253	473,35	14,65

Tableau 1 : positions des bouches de ventilation (en cm).

La figure 5 présente des vues partielles de la chambre étudiée.



Figure 5 : vues partielles de la chambre étudiée.

3. L'ETUDE NUMERIQUE CFD

L'étude numérique CFD vise à reproduire les essais expérimentaux pour vérifier, via une analyse quantitative et qualitative, la cohérence des résultats du code numérique commercial CFD utilisé.

L'autre objectif principal est d'accéder aux détails des champs thermo aérauliques et des distributions de particules. Les simulations CFD devraient en effet permettre d'affiner notre analyse des transports particuliers dans le domaine d'étude.

Pour ce faire, la modélisation physique est décrite. On présente également les conditions aux limites du domaine de calculs CFD et le travail de maillage. On conclura ce paragraphe par la confrontation des résultats CFD aux mesures expérimentales et par l'analyse détaillée des champs aérauliques et des distributions de particules.

3.1 LES SIMULATIONS CFD

Les simulations CFD sont réalisées avec deux particules ; respectivement le Latex et l'encens.

On va également utiliser deux différents types de revêtements sur les murs. On aura ainsi une configuration de paroi lisse et une autre de paroi rugueuse comme décrit sur le tableau 6 (Limam, 2005).

Configuration avec parois lisses	
Papier peint lisse	Rugosité moyenne = 14,7 μm
Configuration avec parois rugueuses	
Papier peint rugueux	Rugosité moyenne = 40,44 μm

Tableau 6 : macro rugosité moyenne des parois utilisées

En plus des conditions ci-dessus décrites, le domaine d'étude sera soumis à deux différents renouvellement d'air ; TRA (taux de renouvellement d'air) respectivement de 0,5 vol/h et de 1vol/h.

On va ainsi réaliser un total de huit simulations numériques CFD.

3.2 MODELISATION PHYSIQUE ET CONDITIONS AUX LIMITES DU DOMAINE DE CALCUL

3.2.1 LA MODELISATION PHYSIQUE

L'écoulement est supposé turbulent et non isotherme.

Le fluide, l'air, est considéré comme incompressible. La masse volumique du fluide est directement fonction de la température (T) et a pour expression :

$$\rho(T) = \frac{PM}{RT} \quad (1)$$

Le caractère turbulent de l'écoulement fluide est traité à partir du modèle $\kappa - \varepsilon$ *Realizable* utilisant une approche *two layers* pour traiter l'écoulement près des parois du domaine d'étude (voir Akoua, 2004).

Les particules étudiés, le Latex et l'Encens, interagissent avec le fluide mais sont considérés comme inertes. On suppose en effet que les particules ne subissent pas de pertes massiques dans leur interaction avec le fluide (l'air). On étudie le régime permanent de la distribution de particules.

On fait également l'hypothèse que les particules qui collent aux parois en cas d'impact.

On utilise par ailleurs soit des parois lisses soit des parois rugueuses.

Le tableau 3 résume les modèles employés dans cette étude.

Aspect pris en compte	Hypothèses employées
Caractéristiques physiques du fluide	Incompressible
Caractéristiques de l'écoulement fluide	Stationnaire, non isotherme et turbulent
Modèle de turbulence (écoulement)	$\kappa - \varepsilon$ Realizable avec une approche two layers
Transport de particules	Particules inertes qui collent aux parois

Tableau 3 : Principales hypothèses de modélisation de l'écoulement.

Les équations décrivant les écoulements fluides sont suffisamment connues et décrites dans la littérature pour ne pas être repris dans cette étude (voir Akoua, 2004). On présente toutefois la formulation générale des équations fondamentales décrivant les écoulements fluides.

$$\frac{\partial(\rho\bar{\phi})}{\partial t} + \frac{\partial(\rho\bar{u}_j\bar{\phi})}{\partial x_j} = \frac{\partial}{\partial x_j} \left(\Gamma_\phi \frac{\partial(\rho\bar{\phi})}{\partial x_j} - \rho\overline{u'_j\phi'} \right) + F_\phi + \Phi_\phi \quad (2)$$

	$\bar{\phi}$	$\overline{u'_j\phi'}$	Γ	F_ϕ	Φ_ϕ
continuité	1	0	0	0	0
quantité de mouvement	\bar{u}_i	$\overline{u'_j u'_i}$	ν	$-\rho g_i \delta_{iz}$	$-\frac{\partial \bar{P}}{\partial x_i}$

Du fait de leur non linéarité, les équations de Navier-Stokes contiennent une corrélation d'ordre deux $-\overline{u'_i u'_j}$ appelée contrainte de Reynolds. Cette corrélation d'ordre 2 renforce le terme de diffusion et traduit la présence du mécanisme de transport par diffusion turbulente.

Plus de détails sur les principes de modélisation CFD des écoulements fluides sont disponibles dans le rapport de thèse (Akoua, 2004).

Les équations décrivant le transport particulaire dans le code Fluent sont les suivantes (Fluent, 2005) :

- Quantité de mouvement de la particule

$$m_p \frac{d\vec{U}_P}{dt} = \vec{F}_{drag} + \vec{F}_{pressure} + \vec{F}_{virtual\ mass} + \vec{F}_{gravitation} \quad (3)$$

Avec :

Force de traînée :

$$\vec{F}_{drag} = A_P \frac{\rho}{2} C_D \|\vec{U} - \vec{U}_P\| (\vec{U} - \vec{U}_P) = m_p \frac{18 \cdot \rho \cdot C_C}{24 \cdot \rho_p \cdot d_p} \|\vec{U} - \vec{U}_P\| (\vec{U} - \vec{U}_P) \quad (4)$$

Force de pression :

$$\vec{F}_{pressure} = - \frac{m_p}{\rho_p} \vec{\nabla} p \quad (5)$$

Force massique virtuelle (*Virtual mass force*) :

$$\vec{F}_{virtual_mass} = \frac{m_p \cdot \rho \cdot d}{2 \cdot \rho_p \cdot dt} (\vec{U} - \vec{U}_P) \quad (6)$$

Force gravitationnelle :

$$\vec{F}_{gravitation} = m_p \frac{\rho_p - \rho}{\rho_p} \cdot \vec{g} \quad (7)$$

- Accélération de la particule

$$\frac{d\vec{U}_P}{dt} = \vec{a} + \beta (\vec{U}_F - \vec{U}_P) \quad (8)$$

- Position de la particule

$$\frac{d\vec{X}_P}{dt} = \vec{U}_P \quad (9)$$

3.2.2 LES CONDITIONS AUX LIMITES DU DOMAINE D'ETUDE

Le système d'équations de conservation (de l'écoulement fluide et du transport particulaire) est entre autres constitué de l'équation de continuité, des équations de conservation de la quantité de mouvement, de l'énergie, et des équations de conservation de l'énergie cinétique turbulente et de son taux de dissipation. La résolution de ce système d'équations nécessite de fournir des conditions limites pour les inconnues qu'il contient.

Dans cette étude, toutes les conditions aux limites utilisées pour la mise en œuvre des simulations CFD sont fournies par une campagne de mesures in situ : les températures des parois solides (murs, plafond, plancher, etc.) et de l'air neuf ne sont pas imposées mais sont mesurées en continu.

3.2.2.1 Grandeurs imposées aux parois du domaine de calcul

Les parois sont considérées comme étanches à l'air. Par ailleurs, le fluide étant visqueux, les vitesses d'air sont nulles au niveau des parois et les conditions limites turbulentes sont $\kappa = 0$ et $\varepsilon = \infty$.

On indique la rugosité des parois et on impose des températures de surface des parois. Il est important de rappeler à ce niveau que la campagne de mesures a été réalisée sans imposition des températures des murs. Les températures exploitées pour caractériser les essais expérimentaux sont alors des moyennes temporelles. Ce sont donc ces températures moyennes mesurées qui sont employées comme conditions limites en températures des surfaces des parois solides (murs, plancher, plafond, fenêtre).

On considère en outre que les particules atteignant les parois solides y restent collées comme le suggère différentes études dont celles de Z. Zhang et Q. Chen (Zhang et Chen, 2006).

3.2.2.2 Conditions aux limites au niveau des bouches de ventilation

Les conditions aux limites communes aux bouches de ventilation sont la température de l'air et les grandeurs de la turbulence.

La température de l'air utilisée comme condition limite est fournie par les mesures expérimentales.

Concernant les grandeurs turbulentes, il n'existe pas de mesures directes. Leurs valeurs sont tout de même estimées par le biais de l'intensité turbulente I et de l'échelle de longueur de la turbulence L .

$$I = 0,16 \cdot (\text{Re}_{d_H})^{-1/8} \quad (10)$$

Où Re_{d_H} est le nombre de Reynolds calculé à partir de la vitesse de l'air extrait (U) et du diamètre hydraulique d_H de la bouche de ventilation (entrée d'air ou bouche d'extraction) [Fluent, 2005].

L'échelle de longueur de la turbulence est liée à la dimension des grands tourbillons de la turbulence. Elle est approximée via la relation suivante :

$$L = 0,07 d_H \quad (11)$$

Cas particulier de la bouche d'extraction

Pendant la campagne de mesures, les débits de ventilation étaient contrôlés via une extraction mécanique. La vitesse de l'air au niveau de la bouche d'extraction peut alors être calculée :

$$U = \frac{Q}{A} \quad (12)$$

Où U est la vitesse de l'air extrait et A est l'aire de la bouche d'extraction. Q exprime le débit de ventilation de la chambre : 15 m³/h (0,5 vol/h) et 30 m³/h (1 vol/h).

Ainsi, la donnée complémentaire à fournir comme condition limite au niveau de l'extraction est la vitesse d'air extrait (U).

Cas particulier de l'entrée d'air neuf

Le débit de ventilation étant imposé via une extraction mécanique, il se produit alors une différence de pression entre le domaine étudié et le milieu extérieur. Cette dépression génère l'entrée d'air neuf suivant la relation de Bernoulli pour les fluides incompressibles :

$$p_0 = p_s + \frac{1}{2} \rho U^2 \tag{13}$$

U exprime ici le module de vitesse au niveau de l'entrée d'air neuf. P_s représente la pression statique. P_0 est une pression relative à la pression statique.

Au niveau de l'entrée d'air, les données complémentaires à fournir comme conditions aux limites du calcul CFD sont alors la pression statique et la pression relative.

La pression statique est de $1,03.10^5$ Pa dans cette étude. Dans le code Fluent, il est recommandé de fixer la pression relative à 0 Pa pour des écoulements incompressibles [Fluent, 1998].

Le tableau 4 et le tableau 5 résument, pour respectivement des TRA de 0,5 vol/h et de 1vol/h, les conditions aux limites des parois, des entrées d'air et au niveau de l'extraction mécanique.

<i>Au niveau de la bouche d'extraction</i>					
<i>vitesse (m/s)</i>	<i>température (°C)</i>	<i>intensité turbulente</i>	<i>échelle de longueur de la turbulence (m)</i>		
3,9	21	5 %	0,01		
<i>Entrée d'air neuf</i>					
<i>pression relative (Pa)</i>	<i>température (°C)</i>	<i>intensité turbulente</i>	<i>échelle de longueur de la turbulence</i>		
0	18	15 %	0,001		
<i>Températures des parois solides (°C)</i>					
<i>mur est</i>	<i>mur ouest</i>	<i>mur nord</i>	<i>mur sud</i>	<i>plancher</i>	<i>plafond</i>
20,8	21	21	19,2	20	21

Tableau 4 : TRA de 0,5 vol/h - conditions limites au niveau de l'entrée d'air, de l'extraction mécanique et des parois de la chambre

<i>Au niveau de la bouche d'extraction</i>					
<i>vitesse (m/s)</i>	<i>température (°C)</i>	<i>intensité turbulente</i>	<i>échelle de longueur de la turbulence (m)</i>		
7,8	21	5 %	0,01		
<i>Entrée d'air neuf</i>					
<i>pression relative (Pa)</i>	<i>température (°C)</i>	<i>intensité turbulente</i>	<i>échelle de longueur de la turbulence</i>		
0	18	15 %	0,001		
<i>Températures des parois solides (°C)</i>					
<i>mur est</i>	<i>mur ouest</i>	<i>mur nord</i>	<i>mur sud</i>	<i>plancher</i>	<i>plafond</i>
20,8	21	21	19,2	20	21

Tableau 5 : TRA de 1 vol/h - conditions limites au niveau de l'entrée d'air, de l'extraction mécanique et des parois de la chambre

3.2.2.3 Conditions limites au niveau de la source d'émission des particules

La source d'émission des particules (de Latex et d'Encens) est au centre géométrique du domaine d'étude (voir tableau 6).

Les conditions d'émissions des particules pendant les essais expérimentaux sont indiqués dans le tableau 6. Ce sont ces données qui sont utilisées comme conditions d'émissions des particules dans les simulations CFD. On étudie le régime permanent de la distribution de particules.

<i>Génération de Latex mono dispersé (0,53 µm)</i>	
Taille de particules considérées	0,50-0,65 µm
Emission (particules / s)	$3,70 \cdot 10^{+04}$
Coefficient de variation (%)	15%
Débit massique	$3 \cdot 10^{-3}$ µg/s
Vitesse d'émission	3 m/s
Température	25 °C
Localisation de la source d'émission de latex	x=1,2665 m ; y= 2,575 m ; z=1,25 m
<i>Génération d'Encens mono dispersé (0,575 µm)</i>	
Taille de particules considérées	0,50-0,65 µm
Emission (particules / s)	10^{+07}
Coefficient de variation (%)	22%
Débit massique	350 µg/s
Vitesse d'émission	2 m/s
Température	300 °C
Localisation de la source d'émission d'encens	x=1,2665 m ; y= 2,575 m ; z=1,25 m

Tableau 6 : synthèse des conditions d'émission du Latex et de l'encens

3.3 LE TRAVAIL DE MAILLAGE

Le code CFD utilisé, Fluent, emploie la méthode des volumes finis. Le domaine de calcul est subdivisé en différents sous-volumes 3D, on parle de maillage. L'étape de maillage consiste en effet à paver entièrement le domaine de calcul avec des volumes de contrôle de façon que chaque point de calcul soit entouré d'un volume sans qu'il y ait recouvrement d'un volume sur l'autre. Il est souhaitable pour cela que la variation de tailles entre deux cellules adjacentes n'excède pas 20 % :

$$0,7 < \frac{\Delta x_i}{\Delta x_{i+1}}, \frac{\Delta y_i}{\Delta y_{i+1}}, \frac{\Delta z_i}{\Delta z_{i+1}} < 1,3 \quad (14)$$

La chambre étudiée est ainsi pavée de 1.678.944 cellules hexaédriques dont les volumes varient de $2,6 \cdot 10^{-10} \text{ m}^3$ à $7,1 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3$. Une vue partielle de la discrétisation spatiale de la chambre est proposée sur la figure 6.

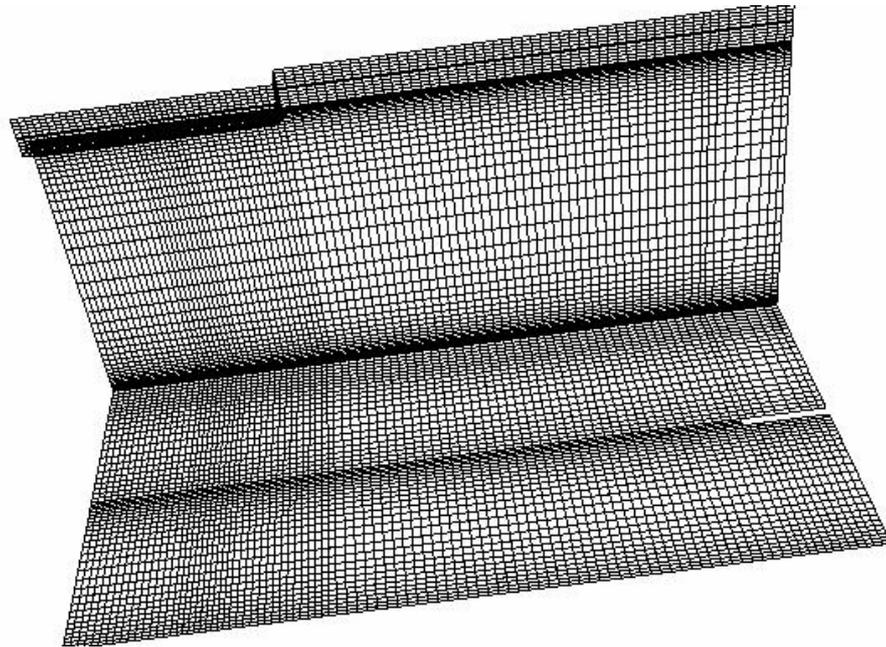


Figure 6 : vue partielle du maillage de la chambre (plancher et façade Ouest)

On voit sur la figure 6 que le maillage est affiné près des parois de la chambre. Un tel raffinement du maillage est nécessaire si on veut utiliser l'approche *two-layers* pour traiter l'écoulement près de ces parois. Par exemple, la valeur moyenne de la distance adimensionnée y^+ au niveau du parquet en bois de pin est $y^+ = 3 (< 5)$. L'utilisation de la méthode *two layers* est donc adaptée pour traiter les mouvements du fluide près des parois solides.

4. RESULTATS ET ANALYSES

Ce paragraphe présente les résultats des simulations numériques CFD. Dans un premier temps, les vitesses d'air et concentrations en particules calculées numériquement sont confrontées aux valeurs mesurées.

Dans un deuxième temps, on présente le détail des champs aérauliques et des distributions de particules.

4.1 CONFRONTATION DES VITESSES D'AIR CALCULEES AUX VALEURS MESUREES

Les positions exactes des points de mesures et de calculs de vitesse d'air sont indiquées dans le tableau 7.

Sondes anémométriques	Coordonnées (en m)		
	x	y	z
Sonde 1	0,379	0,855	2,365
Sonde 2	0,908	0,855	2,365
Sonde 3	1,432	0,855	2,365
Sonde 4	1,941	0,855	2,365
Sonde 5	1,265	2,575	1,25
Sonde 6	2,48	4,7	0,16
Sonde 7	1,265	3,8625	0,6
Sonde 8	1,265	3,8625	1,2
Sonde 9	1,265	3,8625	1,8

Tableau 7 : positions des sondes thermo anémométriques

Note :

L'origine et le repère de coordonnées cartésiennes du domaine d'étude sont indiquées sur la figure 1 (cf. : § 2).

La figure 7 et la figure 8 présentent les vitesses d'air mesurées et calculées pour respectivement les cas avec émissions d'Encens et les cas avec émissions de Latex (voir pages suivantes).

Cas avec émission de Latex.

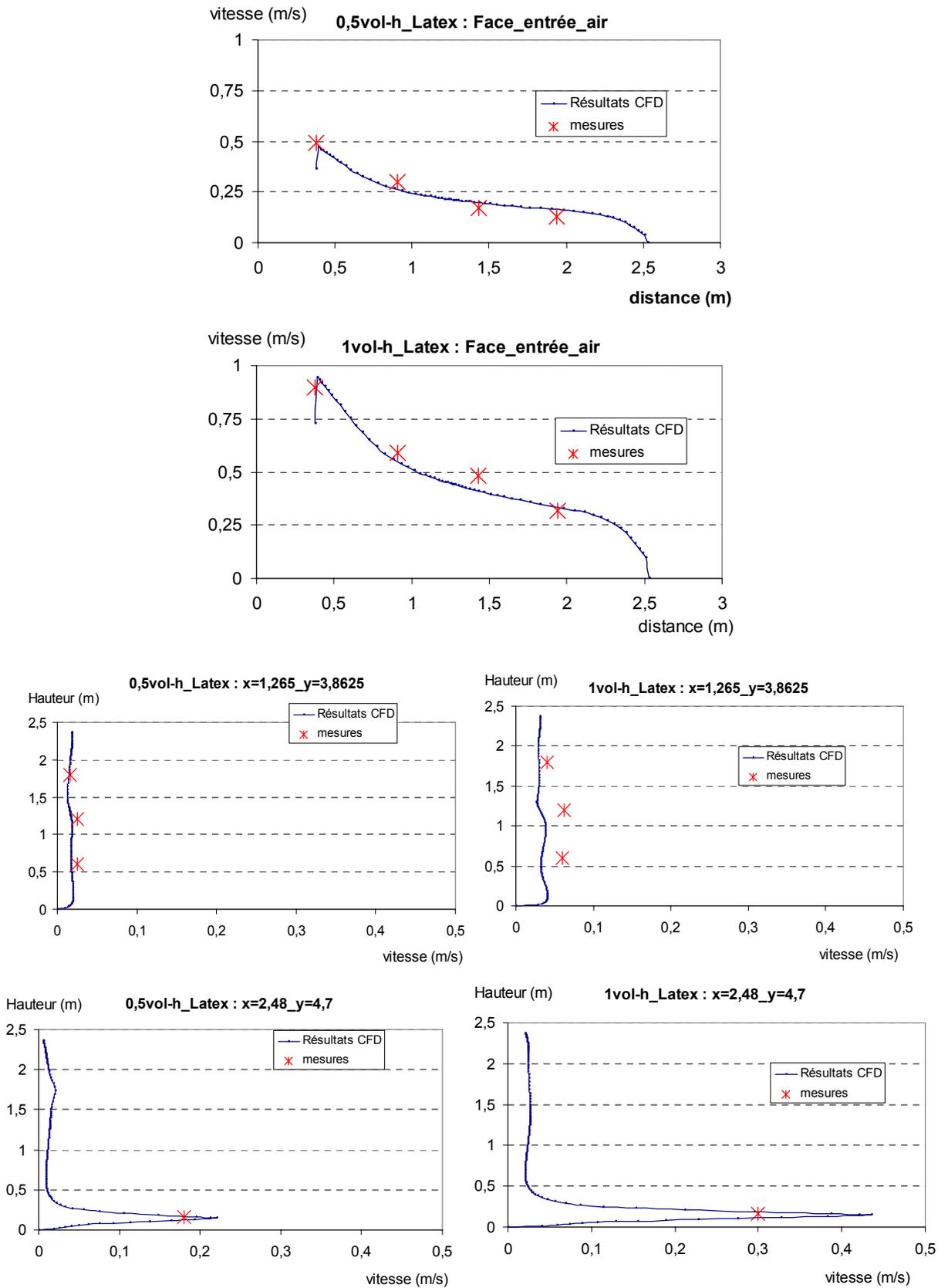


Figure 7 : vitesses d'air évaluées numériquement et vitesses d'air mesurées

Cas avec émission d'encens.

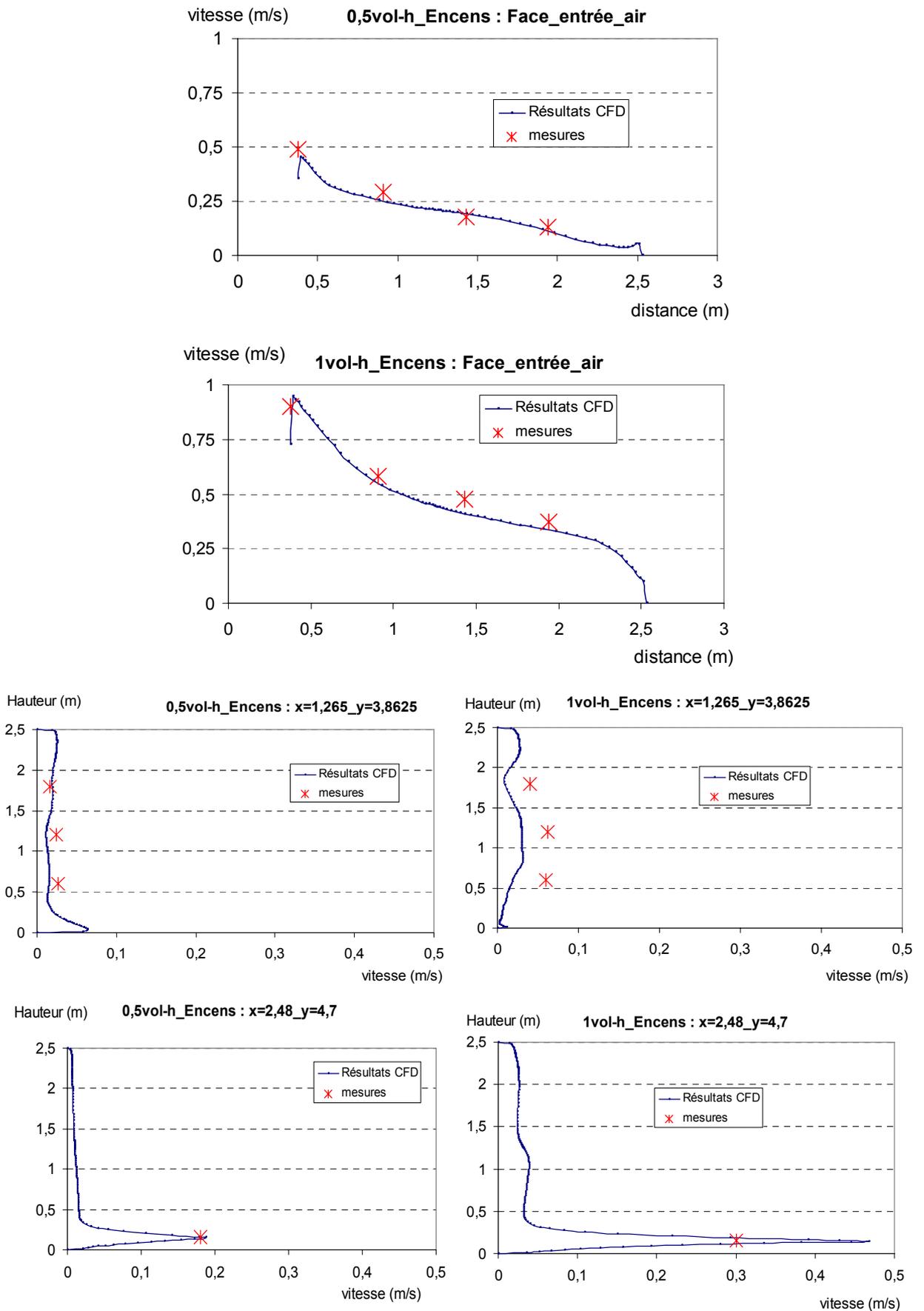


Figure 8 : vitesses d'air évaluées numériquement et vitesses d'air mesurées

La figure 7 et la figure 8 permettent de noter que la description CFD des profils de vitesses d'air concorde bien avec les résultats expérimentaux.

On peut noter également que pour les très faibles vitesses d'air ($\leq 0,05 \text{ m/s}$), les résultats CFD concordent moins bien avec les mesures (profils suivant l'axe $x=1,265 \text{ m}$ _ $y=3,8625 \text{ m}$). On peut expliquer ses (*faibles*) écarts par le fait qu'on est proche des limites métrologiques des anémomètres utilisés.

4.2 COMPARAISON DES CONCENTRATIONS EN PARTICULES EVALUEES NUMERIQUEMENT ET EXPERIMENTALEMENT

On a simulé l'état stationnaire des distributions de particules. On veut comparer les résultats des simulations numériques aux concentrations en particules mesurées.

On notera que les résultats expérimentaux présentés dans la partie 3 de ce rapport montrent qu'on n'atteint pas expérimentalement l'état stationnaire des distributions de particules parce qu'on épuise la source d'émission de particules avant ce stade.

Par conséquent, pour la comparaison numérique / expérimentale, on a considéré par hypothèse les valeurs les plus élevées de concentrations en particules comme les concentrations à l'état stationnaire.

Les positions exactes des points de mesures et de calculs de concentration en particules sont indiquées dans le tableau 8.

GRIMM	Coordonnées (en m)		
	x	y	z
Entrée d'Air	0,6435	0,855	2,365
Face entrée d'Air	2,19	0,855	1,25
Centre	1,265	2,575	1,25
Face Extraction	0,5	4,15	1,25
Extraction	2,33	4,7	0,155

Tableau 8 : positions des points de mesures des concentrations en particules

Note :

L'origine et le repère de coordonnées cartésiennes du domaine d'étude sont indiquées sur la figure 1 (cf. : § 2).

Les résultats expérimentaux présentés dans la partie 3 montrent par ailleurs que les distributions d'encens et de latex sont peu sensibles à la rugosité des parois utilisées dans cette étude. Par conséquent, on a décidé de confronter dans ce paragraphe uniquement les concentrations obtenues avec des parois lisses puisque le but premier de ce paragraphe est de vérifier la pertinence des résultats numériques CFD.

La figure 9 présente les résultats CFD et les mesures expérimentales de concentrations en encens. Les valeurs de concentrations présentées sont normalisées par la concentration en particules dans l'air extrait comme dans l'étude de Z. Zhang et Q. Chen (Zhang et Chen, 2006).

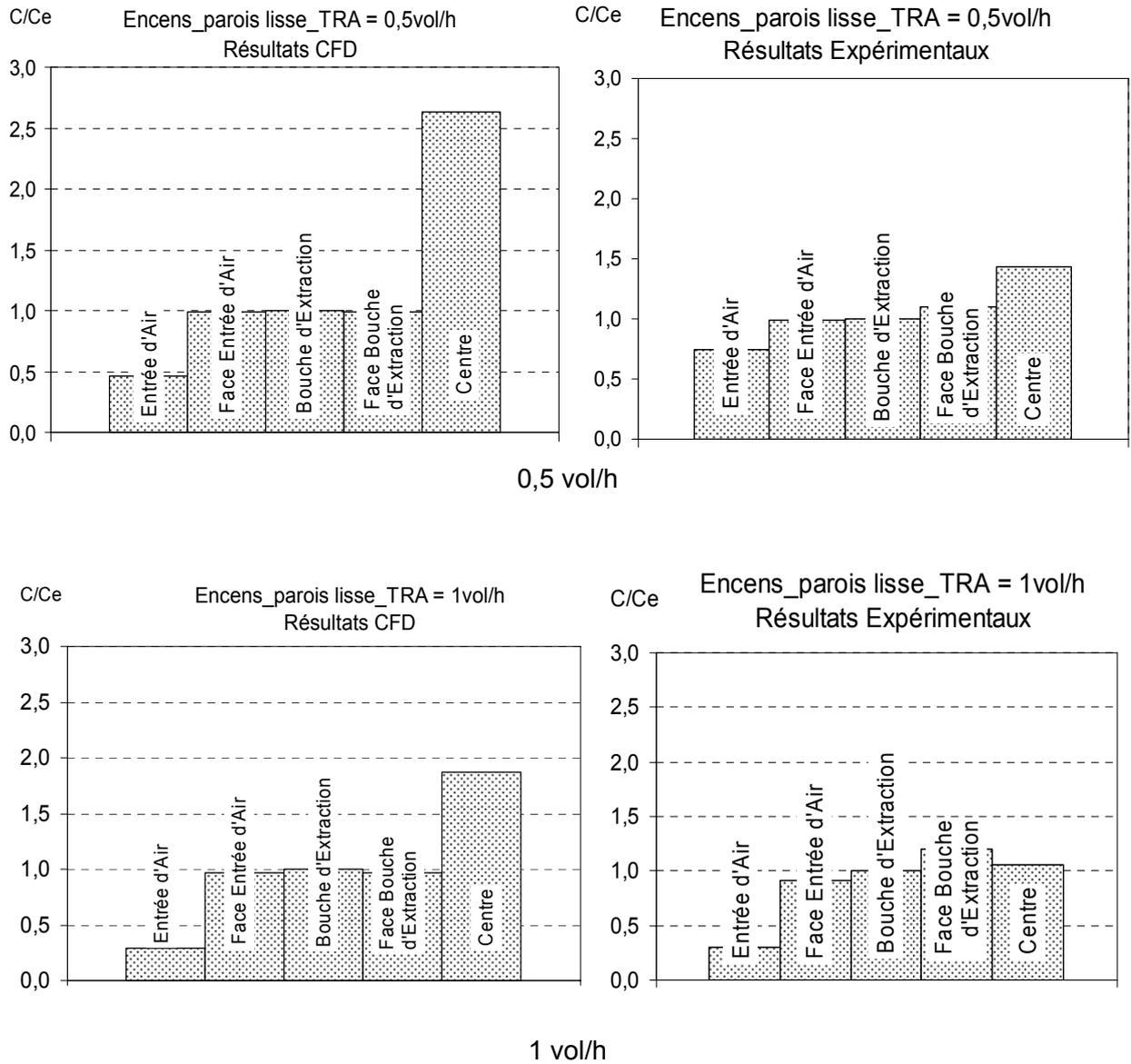


Figure 9 : comparaison des résultats numériques CFD et des résultats expérimentaux dans le cas des émissions d'Encens

Note :

C et Ce indiquent respectivement les concentrations en particules dans le volume de la chambre étudiée et dans l'air extrait.

La figure 10 présente les résultats CFD et les mesures expérimentales de concentrations en Latex. Les valeurs de concentrations présentées sont normalisées par la concentration en particules dans l'air extrait de la chambre étudiée.

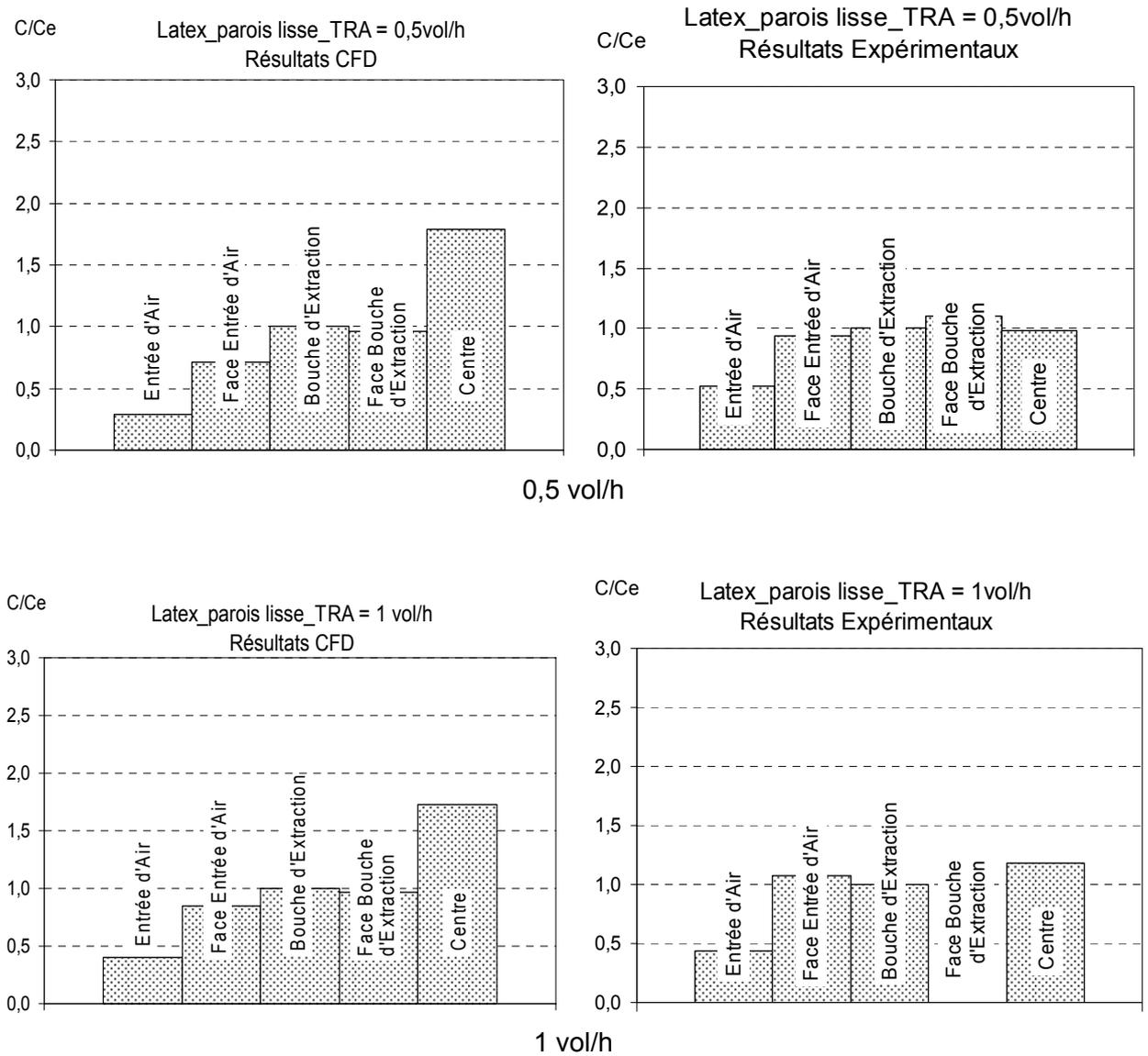


Figure 10 : comparaison des résultats numériques CFD et des résultats expérimentaux dans le cas des émissions de Latex

L'analyse des données de la figure 9 et de la figure 10 est présentée à la page suivante.

Les données de la figure 9 et de la figure 10 montrent que les prédictions CFD de distributions de particules sont globalement similaires aux résultats expérimentaux. On note ainsi les points suivants :

- A l'exception du centre de la chambre, une relative uniformité des concentrations en particules est observée dans le volume du domaine d'étude. Les vitesses d'air y sont en effet relativement faibles, la distribution de particules est alors peu influencée par les champs aérauliques.
- On observe, numériquement et expérimentalement, que les concentrations en particules sont plus importantes au centre de la chambre, lieu d'émission des particules. On notera toutefois que le code CFD prédit des concentrations en particules plus importantes au centre de la chambre que les valeurs mesurées. Ceci peut s'expliquer par le décalage du point de mesure par rapport au centre géographique de la chambre étudiée. La figure 11 présente une illustration de ce décalage dans le cas des émissions d'encens.



Figure 11 : bâtonnet d'encens et dispositif de prélèvement pour mesurage des concentrations de particules au centre de la chambre étudiée.

- Les plus faibles concentrations en particules sont logiquement observées dans la proche région de l'entrée d'air neuf (entrée d'air et face entrée d'air).
- Par ailleurs, plus important est le taux de renouvellement d'air, plus sont relativement faibles les concentrations en particules dans le volume de la chambre. En effet, lorsqu'on augmente le taux de renouvellement d'air, on accroît le brassage de l'air intérieur de la chambre et on transporte plus efficacement les particules d'encens émises.

Cette analyse sera affinée dans le prochain paragraphe à l'aide de visualisations 3D des distributions de particules et des champs aérauliques (cf. : § 4.3).

4.3 ANALYSE DETAILLEE DES DISTRIBUTIONS DE PARTICULES ET DES CHAMPS AERAUULIQUES

La figure 12 et la figure 13 présentent respectivement des illustrations de temps de résidences de particules d'encens et de latex dans la chambre. On rappelle que le temps de résidence d'une particule est le temps qu'elle met après son émission, pour atteindre un point donné du volume de la chambre.

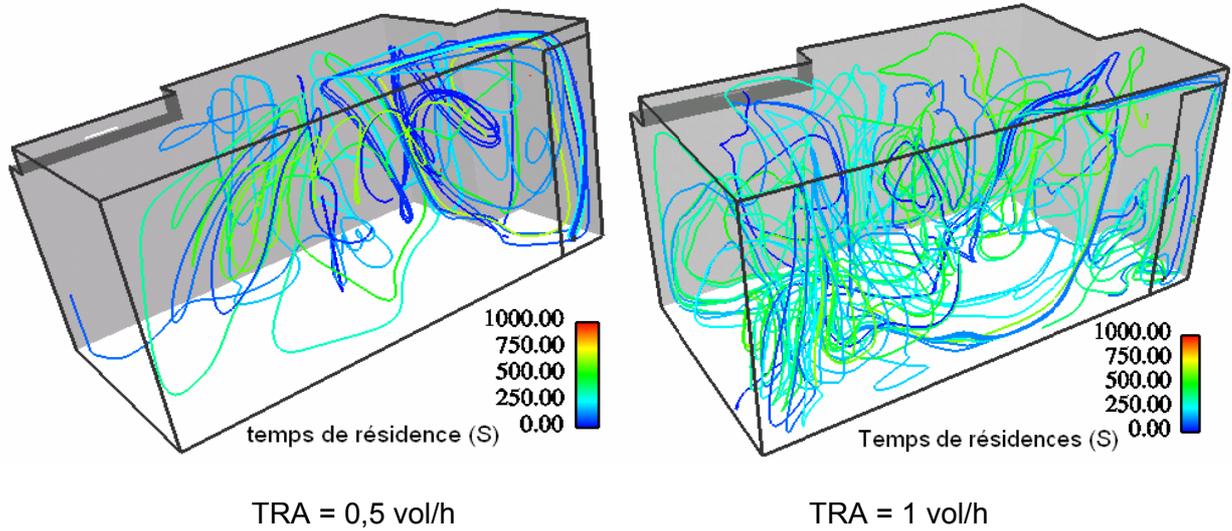


Figure 12 : temps de résidences des particules d'encens

Note : Vitesse d'émission = 2 m/s – Taux d'émission = 10^{+07} particules/s – Température d'émission = 300 °C.

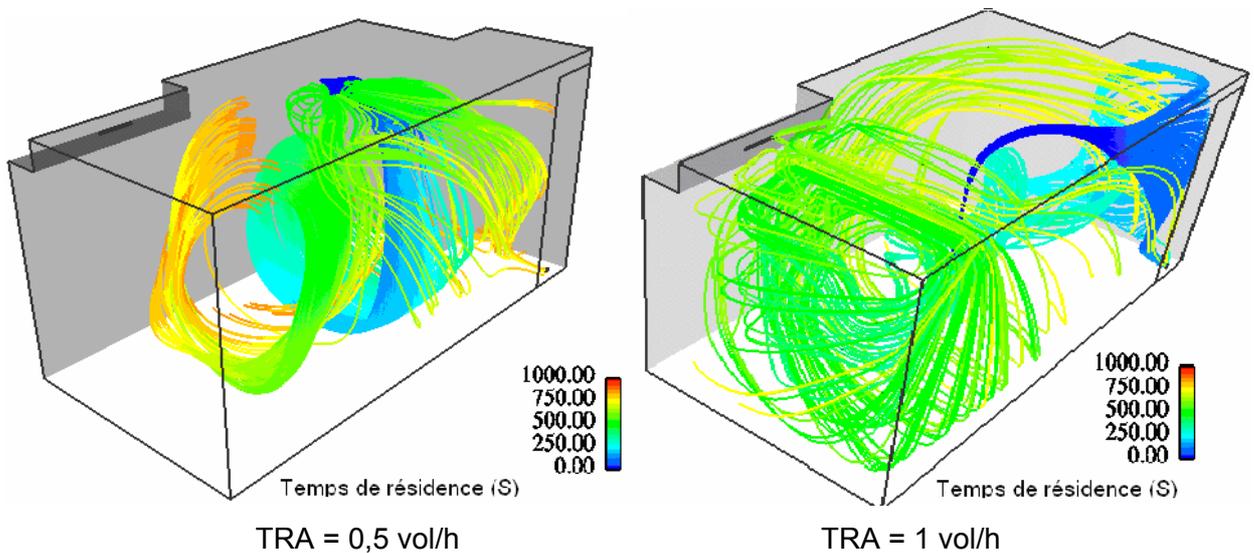


Figure 13 : temps de résidence des particules de Latex

Note : Vitesse d'émission = 3 m/s – Taux d'émission = $3,70 \cdot 10^{+04}$ particules/s

La figure 14 présente les détails des champs aérauliques dans la chambre étudiée.

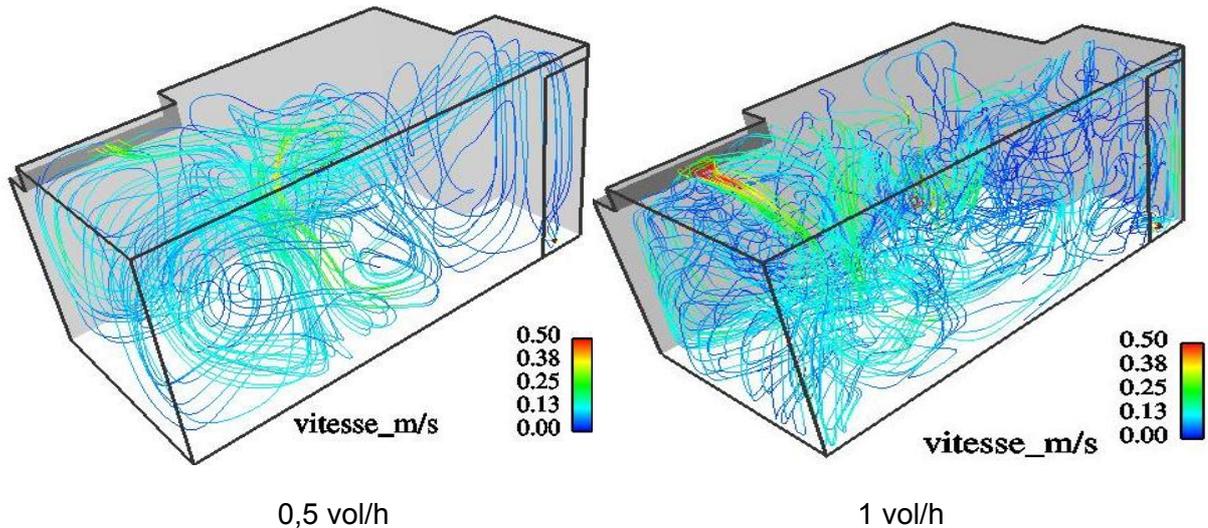


Figure 14 : champs aérauliques pour des taux de renouvellement d'air de 0,5 vol/h et 1 vol/h

Les détails des champs aérauliques illustrés par la figure 14 montrent que la proche région de l'entrée a logiquement des vitesses d'air plus élevées à 1 vol/h de TRA qu'à 0,5 vol/h de TRA. Le jet d'air neuf chute en effet plus rapidement à 0,5 vol/h qu'à 1 vol/h. Mis à part cette proche région de l'entrée d'air, les vitesses d'air sont relativement faibles dans le volume de la chambre (vitesses $\leq 0,1$ m/s).

Les illustrations de la figure 12 montrent qu'il n'y a pas de différences significatives entre les temps de résidence d'encens à 1 vol/h et à 0,5 vol/h de taux de renouvellement d'air (TRA) de la chambre. Les particules d'encens sont en effet émises à 300 °C au centre de la chambre. L'air intérieur de la chambre étant à 23 °C – 25 °C, ces particules chaudes d'encens sont donc dans un premier temps entraînées vers les parties hautes de la chambre. Les vitesses d'air étant relativement faibles dans cette région (voir figure 14), la distribution d'encens est alors peu sensible aux champs aérauliques de la chambre.

Dans le cas du Latex, les illustrations de la figure 13 montrent une distribution de particules moins homogène. On observe en effet que dans leur chemin vers la bouche d'extraction de la chambre, les particules décrivent des rouleaux, caractéristiques de l'influence des champs aérauliques sur le transport de ces particules.

5. CONCLUSION

L'étude numérique et expérimentale rapportée dans ce document a été réalisée dans le cadre du programme de recherche PRIMEQUAL 2.

Cette étude a permis d'analyser la pertinence des prédictions numériques de transports particulaires réalisées avec un logiciel commercial CFD.

Dans ce cadre, des essais expérimentaux ont été menés dans une chambre de la maison expérimentale MARIA du CSTB. Par la suite des simulations numériques CFD ont été réalisées avec des conditions limites fournies par la campagne de mesures.

Les résultats numériques ont été par la suite comparés aux mesures. Pour ce faire, les concentrations en particules ont été normalisées par les concentrations dans l'air extrait (mesurées pour l'expérimental et calculées pour la CFD).

On a ainsi noté que les résultats numériques de distribution de particules concordaient de façon satisfaisante avec les mesures.

On a en outre analysé numériquement le détail des distributions de particules et des champs aérauliques.

On a ainsi pu noter qu'il n'y avait pas de différences significatives entre les temps de résidence d'encens à 1 vol/h et à 0,5 vol/h de taux de renouvellement d'air (TRA) de la chambre. Les particules chaudes d'encens sont en effet dans un premier temps entraînées vers les parties hautes de la chambre. Les vitesses d'air étant relativement faibles dans cette région, la distribution d'encens est alors peu sensible aux champs aérauliques de la chambre.

En revanche, les distributions de particules de Latex sont moins homogènes. On a en effet noté que dans leur chemin vers la bouche d'extraction de la chambre, les particules de latex décrivent des rouleaux, montrant ainsi l'influence des champs aérauliques sur le transport de ces particules.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- [Akoua, 2004] Aké Ahiman AKOUA, *Appréciation de l'efficacité de la ventilation pour l'étude de la qualité d'air intérieur*. Thèse de doctorat présentée devant l'Université de la Rochelle le 22 Octobre 2004.
- [Fluent, 2005] Guide d'utilisation de Fluent 6.2.16
- [Limam, 2005] Karim LIMAM, *Etude du transfert des particules à l'intérieur des locaux*. Rapport d'étude (Primequal 2) du LEPTAB de l'Université de La Rochelle, Décembre 2005.
- [Zhang & Chen, 2006] Q. Zhang & Q. Chen, Experimental measurements and numerical simulations of particle transport and distribution in ventilated rooms. Atmospheric environment, accepted 5 January 2006.

CONCLUSION GENERALE

Cette étude a permis de documenter la nature et la physico-chimie de l'aérosol des environnements intérieurs, mais également de chercher à comprendre son évolution et ses interactions avec les constituants et équipements du bâtiment. Le projet s'est décomposé en 4 phases. Ce travail représente à notre connaissance une des premières études françaises d'envergure sur la caractérisation physico-chimique des sources de particules dans l'environnement intérieur.

L'ensemble des activités domestiques testées émet des particules ultrafines dans le même domaine de taille que les nanoparticules manufacturées. Sous le vocable nanoparticules manufacturées est sous-entendu l'ensemble des particules ultrafines d'origine exclusivement anthropique émises directement ou indirectement par des matériaux basés sur la nanotechnologie. Nous disposons aujourd'hui de peu d'éléments pour caractériser les émissions de particules associées à l'usage, stockage, détérioration de ces nanotechnologies et encore moins pour évaluer l'exposition et les risques associés. Pouvoir faire la part entre les différentes sources de particules ultrafines, donc déjà connaître les particules ultrafines de notre quotidien représente déjà un pas en avant. L'étude en identifiant des traceurs spécifiques permet ainsi d'apporter des éléments concrets pour permettre de dissocier les différentes contributions susceptibles d'intervenir dans un environnement intérieur.

En terme d'exposition, il reste toutefois à prendre en considération le devenir de l'aérosol émis, en impliquant les sources et puits propres à l'environnement intérieur considéré, à savoir le renouvellement d'air, le dépôt sur les surfaces mais également les phénomènes de coagulation et de condensation (y compris liée à l'hygroscopicité) qui peuvent venir modifier la distribution de l'aérosol au cours de son évolution spatiale et temporelle au sein de l'environnement intérieur.

L'analyse chimique a montré une spécificité de certains traceurs par rapport à un type d'activité donné. Il serait nécessaire de parfaire l'étude par l'analyse de ratios judicieusement choisis au regard de ceux utilisés avec succès pour caractériser les sources dans l'air extérieur.

L'évaluation des constantes de dépôts a été réalisée pour 9 revêtements, 5 diamètres de particules latex et 3 différentes vitesses d'agitation. Une caractérisation 3D de la rugosité a été faite pour chacun des revêtements étudiés. Des paramètres intrinsèques à ces derniers ont été également évalués. La vitesse de dépôt particulière a été calculée. Enfin, pour généraliser nos résultats, une étude adimensionnelle a également été proposée pour atteindre des profils de comportements spécifiques à chaque revêtement. L'intégration de 2 rapports adimensionnels D/R_a (diamètre des particules / rugosité) et V_d/V_h (vitesse de dépôt / vitesse à l'extrémité de l'hélice) a enfin permis une véritable « ségrégation » des profils de dépôts des particules au sein des ambiances ventilées.

L'émission de particules en situation contrôlée ou constante (bâtonnet d'encens) a été réalisée en grandeur réelle dans une pièce de la maison expérimentale MARIA du CSTB pour deux sources de particules de $0,5 \mu\text{m}$ (microsphères de latex ou combustion d'encens), deux revêtements muraux différents (papier peint lisse et rugueux) et deux renouvellements d'air

(0,5 et 1 vol/h assurés par une ventilation double flux sans surpression). Le champ de vitesse, de température d'air, de température de paroi et de concentration en nombre de particules (compteurs optiques) ont été déterminés au sein du volume.

La concentration en particules reste assez homogène dans le volume de la pièce hormis au niveau du jet d'entrée d'air où la concentration reste systématiquement plus faible et plus fluctuante. Cette homogénéité apparaît comme la conséquence d'une vitesse d'émission des particules élevée et non d'un brassage efficace de l'air qui serait illustré par des vitesses d'air élevées, jamais observées dans les expérimentations. Le caractère plus ou moins isotrope des émissions de particules n'a pas été déterminé. Il pourrait néanmoins également contribuer à l'homogénéité observée dans le volume.

Les températures d'air et de paroi peuvent varier au cours d'un essai qui peuvent conduire à une modification des interactions particules-surfaces en intégrant notamment des phénomènes de condensation locale. Ces variations sont sujettes aux fluctuations extérieures et par conséquent au moment de la journée. L'impact de la température d'air et de paroi reste à déterminer, mais il est somme toute vraisemblable que la vitesse de dépôt peut varier au cours de la journée.

Les constantes de dépôt varient selon les situations entre 0,12 et 0,56 h⁻¹. Elles varient très peu entre différents points de la pièce expérimentale. La contribution du dépôt par rapport à la décroissance globale du nombre de particules représente 15% à 30% (latex) ou 30% à 40% (encens). Les vitesses de dépôt calculées varient entre 0,06 et 0,19 m·h⁻¹ (latex) et entre 0,13 et 0,27 m·h⁻¹ (encens).

Le temps nécessaire après arrêt de la génération pour diminuer la concentration maximale de 90% dans la pièce peut atteindre près de 4 heures dans le cas défavorable (0,5 vol/h, particules de latex, papier peint lisse).

La vitesse de dépôt des particules de combustion d'encens est plus importante que celle associée aux microsphères de latex. Cette différence peut être liée à des phénomènes de condensation plus importante des particules chaudes sur les parois plus froides, à une concentration plus élevée de particules entraînant une augmentation de la fréquence des collisions ou bien à un facteur de forme différent entre les particules de latex et les particules d'encens. La forme de la particule de combustion est la résultante d'une agrégation de particules ultrafines, forme plus complexe que la microsphère de latex et plus propice à s'accrocher aux surfaces.

Augmenter le taux de renouvellement d'air augmente également significativement la vitesse de dépôt des particules dans l'ensemble du volume. C'est particulièrement vrai pour les particules issues de la combustion de l'encens. Le phénomène est négligeable pour les particules de latex. Le renouvellement d'air peut agir de plusieurs façons sur la vitesse de dépôt, principalement sur les caractéristiques aérauliques à la surface du revêtement (modification de la couche limite), une modification de la trajectoire des particules, et un refroidissement plus rapidement de l'air et des parois favorisant ainsi le dépôt par condensation des particules plus chaudes.

La rugosité du papier peint affecte significativement la vitesse de dépôt des particules de latex mais pas celles d'encens. L'incidence de la rugosité propre à la particule pourrait prendre le pas sur la rugosité du matériau. Les particules lisses peu rugueuses subiraient la rugosité des matériaux tandis que les particules à forme plus complexe plus rugueuse seraient moins sensibles aux variations de rugosité de la surface du matériau. Cette hypothèse mérite d'être approfondie avant de pouvoir donner des éléments plus concrets.

Cette étude expérimentale permet de mettre en évidence l'interdépendance des paramètres dominant le transport des particules dans un environnement intérieur. La nature même des particules est un paramètre clef dans l'interaction des particules avec les surfaces, elle va intervenir de différentes manières selon la ventilation et le revêtement considéré. Chaque situation apparaît unique et de façon à généraliser, il est nécessaire d'approfondir les connaissances sur les relations entre les différents paramètres clés du transport et du devenir des particules dans l'environnement intérieur.

Le mode de ventilation peut s'avérer plus important que le taux de renouvellement de la chambre, montrant ainsi l'indépendance de l'efficacité de la ventilation vis-à-vis du taux de renouvellement d'air. Ainsi, contrairement à l'idée reçue, une augmentation de ce taux (de 0.5 à 1vol/h) n'induit pas une amélioration de l'extraction du polluant particulaire. Pour les taux de renouvellement d'air habituellement utilisés, la position des bouches d'entrée et sortie de la ventilation est un facteur essentiel dans l'optimisation de l'extraction du polluant particulaire. Au-delà de la prédiction des concentrations particulières dans l'air intérieur, il a été possible de déterminer le dépôt ainsi que la décharge de l'air de zones bien délimitées dans lesquelles l'exposition au polluant a pu être évaluée. Ainsi, selon la géométrie de l'ambiance et le scénario de ventilation (position des bouches et débits), nous avons montré comment il était possible d'arriver à une évaluation quantitative du niveau de pollution intérieure des zones d'habitations (les zones de dépôt ou d'exposition préférentielles par exemple). L'avantage indéniable de l'approche CFD lagrangienne réside dans la facilité à tester différents scénarios de ventilation et à déterminer celui qui offre la meilleure qualité particulaire de l'air intérieur (constante de dépôt globale la plus élevée) tout en limitant le taux de renouvellement d'air.

Cependant, les temps de calcul élevés nécessaires à la détermination du devenir d'un nombre de particules statistiquement satisfaisant limitent l'utilisation de cette approche à la recherche fondamentale. Une solution consisterait essentiellement à optimiser les ressources informatiques en parallélisant le code PARDIFF afin de pouvoir multiplier les études telles que celles présentées dans ce rapport et acquérir de l'expérience sur le transport et dispersion des particules polluantes de l'air intérieur. Une autre solution serait de développer des lois de comportement, notamment sur les aspects d'hétérogénéité spatiale et de dépôt particulaire à partir de cette méthodologie CFD lagrangienne, afin de permettre l'élaboration de modèles intermédiaires entre ceux basés sur l'homogénéité de la concentration en particules (phase 2) et ceux présentés dans ce rapport. Seuls ces modèles intermédiaires, basés sur une description zonale du volume d'étude, pourront être intégrés dans les codes de calculs d'ingénierie plus généralistes comme les modèles thermo aérauliques multizones du bâtiment.

L'implication de ces résultats compte tenu de la préoccupation croissante de l'impact sanitaire associé aux particules ultrafines incite à l'amélioration de la gestion de ces sources. Il apparaît nécessaire de suivre plus attentivement l'efficacité des systèmes spécifiques de ventilation (hottes de cuisine) ou encore de réfléchir à d'autres systèmes de traitement d'air pour diminuer l'impact des émissions de particules ultrafines associées aux activités de cuisine sur la qualité de l'air intérieur. Certaines cuisines sont déjà équipées de système de ventilation spécifique pour limiter l'impact des émissions. Aujourd'hui, sont-ils suffisants ? sont-ils performants ? Les recommandations concernant cette activité domestique centrale à la problématique du logement sont :

- Améliorer l'extraction directement à la source pour limiter l'exposition des occupants : favoriser une hotte en fonctionnement par rapport à une bouche d'extraction. Cette dernière impliquerait un trajet plus long des particules émises avec pour conséquence une probabilité plus importante d'interagir avec les occupants.
- Les hottes de cuisine grand public sont-elles bien dimensionnées pour les émissions de particules ultrafines? Il serait souhaitable de remettre à plat les normes existantes et surtout de tester les hottes en situation réelle. Par ailleurs, sensibiliser la population à l'utilité d'une hotte de cuisine (et les fabricants à limiter les nuisances sonores) seraient utiles.
- L'ouverture de fenêtre serait également une solution en l'actionnant dès le début de l'activité (avec comme hypothèse un air extérieur plus propre). Mais son efficacité réelle reste à déterminer, car il s'agit de diluer et non de transporter dans les différentes pièces.

L'utilisation du chauffage d'appoint non raccordé représente une source majeure de particules ultrafines dans l'environnement intérieur. Ces appareils sont accessibles au grand public sans consignes particulières au regard de ces émissions. Les recommandations concernant ces équipements sont les suivantes :

- Généraliser la présente étude à d'autres modèles.
- Sensibiliser les fabricants aux émissions de particules ultrafines.
- Limiter à la source les émissions de particules en intégrant un module de filtration.

Les perspectives d'actions de recherche sont nombreuses à partir de l'importante quantité de données collectées lors de cette étude. Il s'agirait notamment de :

- déterminer la densité des particules émises par les différentes activités en jouant sur les données conjointes de l'ELPI et du DMS.
- Modéliser les phénomènes de coagulation et si possible de condensation de vapeur à partir des données d'émission réalisées, de façon à affiner et intégrer ces paramètres lors de l'étude exhaustive de l'impact des activités domestiques sur l'environnement intérieur.
- Poursuivre la recherche de traceurs ou combinaison de traceurs spécifiques des activités domestiques.
- Poursuivre l'étude des relations entre le dépôt des particules, les paramètres thermo-aérauliques et la nature / état de surface du couple particule / revêtement dans le but d'établir des lois de comportements.