HAL
open science

CARACTERISATION DES PARTICULES EN GARES SOUTERRAINES

Aude Fortain

To cite this version:

Aude Fortain. CARACTERISATION DES PARTICULES EN GARES SOUTERRAINES. Physique [physics]. Université de La Rochelle, 2008. Français. NNT : . tel-00294977v2

HAL Id: tel-00294977

https://theses.hal.science/tel-00294977v2

Submitted on 17 Apr 2009

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.

LABORATOIRE D'ETUDE DES PHENOMENES DE TRANSFERT APPLIQUE AU BATIMENT

THESE

présentée devant L'UNIVERSITE DE LA ROCHELLE

Pour obtenir

LE GRADE DE DOCTEUR

Spécialité : GENIE CIVIL ET SCIENCES DE L'HABITAT

par

Aude FORTAIN

CARACTERISATION DES PARTICULES EN GARES SOUTERRAINES

Soutenue le 12 juin 2008 devant la commission d'examen composée de :

D. BOULAUD	Professeur IRSN, Le Vesinet	Rapporteur
E.GEHIN	Professeur Université Paris XII (CERTES)	Rapporteur
F. ALLARD	Professeur Université de La Rochelle	Examinateur
P.CHAZETTE	Ingénieur CEA (HDR)	Examinateur
K.LIMAM	Maître de Conférences Université de La Rochelle	Examinateur
N.PARADOT	Chargé d'études SNCF	Examinateur
JF.BALACEY	Expert qualité de l'air SNCF	Invité
E.MASSON	Chargée de recherches SNCF	Invitée

Peu d'hommes s'aperçoivent de ce qu'est la solitude,
et combien elle s'étend;
car une foule n'est pas une compagnie,
et des figures ne sont qu'une galerie de portraits,
et la conversation, une cymbale résonnante
là où il n'y a point d'amour.
Francis BACON, Essais, sur l'Amitié

Remerciements

Les travaux présentés dans ce mémoire ont été réalisés dans le cadre d'une thèse en collaboration avec la Direction de la Recherche de la SNCF et le LEPTIAB de l'Université de La Rochelle.

Je tiens tout d'abord à remercier Karim Limam et Francis Allard pour avoir accepté de diriger cette thèse, m'avoir soutenue lors de ces travaux et m'avoir autant appris sur ce sujet. Ils m'ont également accueillie au sein du LEPTIAB et y ont grandement facilité mon intégration. Je remercie également Pierre Etienne Gautier, qui m'a proposé ce sujet et m'a donc permis de découvrir le monde ferroviaire et de m'enrichir d'une expérience de trois années dans l'industrie. J'exprime également ma plus vive reconnaissance à Patrick Chazette et Jean-Christophe Raut pour tout ce qu'ils m'ont appris durant notre collaboration, pour l'intérêt qu'ils ont porté à mes travaux et tout le temps qu'ils m'ont accordé.

Mes sincères remerciements vont également à Nicolas Paradot et Elisa Masson pour leur encadrement, leur soutien, leur bonne humeur durant ces trois ans et cette dernière année (!). Je n'oublie pas non plus Xavier et Jean-Pierre qui m'ont bien épaulé à la fin de ma thèse et plus généralement toute l'unité PSF et Béatrice Morel pour leur accueil, leur soutien et pour m'avoir supporté au quotidien, surtout à la fin !!!!

Je suis également très reconnaissante envers Jean-François Balacey, Paulo Da Costa, Matthieu Pihouée pour leurs expertises techniques et pour avoir pris le temps d'échanger avec moi sur ces travaux. Enfin, sans l'accord de Jean-Marc Durand et la collaboration de tout le personnel de la gare Magenta, Gérard Cantin, Jean-Marie Petit, Pascal Guzman, Sébastien Veyssière et sans les personnes qui ont marché toute une nuit dans la gare, cette thèse ne serait pas ce qu'elle est aujourd'hui.

Je remercie également très très sincèrement Timi, Lélia, Agota, Nicolas, Sylvain, Hassan, Mihai, Erwan, Emmanuel, Alain, Marc pour m'avoir toujours très bien accueillie à La Rochelle et m'avoir soutenue et aidée pendant les trois ans et pour le jour J.

Enfin, comment ne pas oublier tous ceux avec qui j'ai partagé différents bureaux et beaucoup de bons moments (qui permettaient d'oublier les mauvais) : Estelle, Gaëlle, Eva, Julien, Arnaud, Laurent, Vincent, Christophe, Jérôme.

Merci également à Denise Sabourin pour m'avoir accueillie et hébergée lors de mes déplacements à La Rochelle et à Martine O'Reilly pour avoir réussi à me faire prendre du recul et à mieux gérer ma fin de thèse.
Enfin, je terminerai en remerciant mes parents qui ont relu ma thèse et ont supporté mes humeurs, Hélène et Jorge, pour m'avoir soutenue aussi et m'avoir changé les idées quand il le fallait, ma grand-mère, qui n'y a rien compris mais qui me donne le plaisir de la rendre fière, Tiburce et Pexi, les deux fidèles, et toute la famille. Merci aussi à mes plus "vieux" amis Christelle, Cynthia, Nicholas, Karine pour s'être toujours souciés de moi et merci aussi à Lolo, Laulau et Lolo, Sylvie, Mathilde et aux féminines de l'EVUS de manière générale, qui ont, elles aussi, été soumises à mes humeurs, dans le train ou sur les stades.

Et je termine en souhaitant bonne chance à Estelle et Jean-Christophe pour leurs très prochaines soutenances, et à Virginie, Nourredine et Sönke pour la fin de leur thèse.

Résumé

La qualité de l'air dans les gares souterraines est un sujet émergeant en lien direct avec l'exposition des personnes à la pollution de l'air intérieure et extérieure. Ainsi, le travail réalisé lors de cette thèse consistait à mieux caractériser les particules présentes dans ces enceintes ferroviaires.

La première partie de ce travail présente un état de l'art des connaissances de la pollution particulaire dans les gares souterraines. Les particularités chimiques et des concentrations par rapport à l'air extérieur sont mises en avant, ainsi que l'intérêt d'étudier les concentrations en nombre.

La deuxième partie est consacrée à la caractérisation des particules durant une dizaine de jours d'exploitation ainsi qu'à l'étude de la faisabilité de mesures Lidar dans une enceinte ferroviaire. Cette étude a permis de mettre en évidence des particularités chimiques et des concentrations suivant différentes périodes ainsi que l'intérêt du Lidar pour étudier le transport des particules dans un tel volume.

La troisième partie a permis d'étudier trois sources spécifiques à une gare, la ventilation, les voyageurs et les trains en s'intéressant plus particulièrement aux concentrations en nombre de chaque source. En fonction des scenarii d'étude, nous avons pu mettre en évidence un apport particulier de chaque source.

Enfin une quatrième partie a permis d'étudier l'application d'un modèle global pour calculer les évolutions des concentrations en gare et de mettre en évidence les difficultés rencontrées pour déterminer certaines données d'entrée.

Les perspectives quant à la connaissance de sources, à la surveillance de la qualité de l'air et la modélisation sont présentées en conclusion.

Abstract

Air quality in underground station becomes a very important topic for studying people exposure at pollution of indoor and outdoor air. In this way, the aim of this work was to better characterise particles in this kind of area.

The first part of this work presents a state of the art about underground station particle pollution. Chemical and concentration specificities compared to outdoor air are underscored as well as the interest of studying number concentration.

The second part is dedicated to the study of the particles during ten or so days as well as the feasibility study of Lidar measurements in an underground station. This measurement campaign permits to show chemical and concentration specificities according to different traffic periods as well as the interest of Lidar measurement to study particle dispersion in such large volume.

In the third part, three specific sources were studied, namely ventilation, passengers and trains by considering particularly number concentration for each source. According to the different scenario, we have shown different contribution for each source.

At last, in a forth part, we studied the implementation of a global model to calculate particle concentration in an underground station and we have shown the difficulties to determine input data.

The perspectives regarding to the knowledge of the sources, the survey of air quality and the modelling are presented in conclusion.

Sommaire

INTRODUCTION **14**

I. POLLUTION DE L'AIR **17**

I.1. LES PARTICULES ATMOSPHERIQUES, EN AIR INTERIEUR ET DANS LES GARES **21**

I.1.1. LES PARTICULES ATMOSPHERIQUES 21

I.1.1.1. Origines des particules *21*

I.1.1.2. Diamètres des particules *24*

I.1.1.3. Tailles des particules *26*

I.1.1.4. Réglementation *27*

I.1.1.4. Conclusion *29*

I.1.2. LA POLLUTION PARTICULAIRE INTERIEURE 30

I.1.2.1. Les différentes sources de pollution en air intérieur *30*

I.1.2.2. Pollution particulaire dans une gare souterraine *31*

I.1.2.3. Conclusion *35*

I.2. MOUVEMENT DES PARTICULES **37**

I.2.1. GRANDEURS CARACTERISTIQUES DES PARTICULES 37

I.2.1.1. Temps de relaxation *37*

I.2.1.2. Libre parcours moyen apparent *37*

I.2.1.3. Les lois de Fick *38*

I.2.1.4. Le nombre de Knudsen *38*

I.2.1.5. Le facteur de correction de Cunningham *39*

I.2.1.6. Le coefficient de diffusion *39*

I.2.1.7. La loi de résistance de Newton *40*

I.2.1.8. La loi de Stokes *41*

I.2.1.9. La vitesse de sédimentation *41*

I.2.2. PHENOMENES DE THERMOPHORESE, PHOTOPHORESE, DIFFUSIONPHORESE ET ELECTROPHORESE 42

I.2.2.1. Force de thermophorèse *42*

I.2.2.2. Force de photophorèse *43*

I.2.2.3. Force de diffusionphorèse *44*

I.2.2.4. Force d'électrophorèse *44*
I.2.4. ADHERENCE DES PARTICULES 44
I.2.4.1. Forces de Van der Waals *44*
I.2.4.2. Forces électriques *45*
I.2.4.3. Forces de capillarité *45*
I.2.5. REBOND SUR LES PAROIS 45
I.2.6. REENTRAINEMENT DES PARTICULES FIXEES SUR UNE PAROI 46
I.2.6.1. Force de portance *46*
I.2.6.2. Force de réentrainement *47*
I.2.7. COEFFICIENTS DE MISE EN SUSPENSION 48
I.2.8. LA COAGULATION DES PARTICULES 50
I.2.9. PROPRIETES OPTIQUES DES PARTICULES 51
I.2.9.1. Absorption de la lumière par les particules *51*
I.2.9.2. Diffusion de la lumière par les particules *52*
I.3. MODELISATION DE LA DISPERSION DES PARTICULES 55
I.3.1. MODELISATION DE L'ECOULEMENT FLUIDE 55
I.3.1.1. La Simulation Numérique Directe (DNS) *55*
I.3.1.2. La Simulation des Grandes Echelles (LES) *56*
I.3.1.3. Les modèles statistiques *56*
I.3.1.4. Modélisation des particules *57*
I.3.2. APPROCHE GLOBALE 58
I.4. CONCLUSION 63
II. DOMAINE D'ETUDE 65
II.1. LA GARE SOUTERRAINE MAGENTA 67
II.1.1. CHOIX DE LA GARE 67
II.1.2. ARCHITECTURE DE LA GARE MAGENTA 69
II.1.3. LA VENTILATION MECANIQUE 72
II.1.4. LE MATERIEL MI2N 74
II.1.5. DESCRIPTION DE CERTAINS ORGANES D'UN TRAIN 77
II.1.5.1. Les bogies *77*
II.1.5.2. Le freinage *77*
II.1.5.3. Le pantographe et la caténaire *80*

II.1.4. LES TRAFICS FERROVIAIRE ET DE VOYAGEURS 81
II.1.4.2. Trafic ferroviaire 81
II.1.4.3. Trafic voyageurs 82

II.2. BILAN DES PREMIERES ETUDES SUR LA CARACTERISATION DES PARTICULES MENEES A MAGENTA 84

II.2.1. CADRE DES TRAVAUX EN QUALITE DE L'AIR A LA SNCF 84
II.2.2. BILAN DES MESURES REALISEES A MAGENTA EN OCTOBRE 2000 85
II.2.2.1. Résultats des analyses de concentrations en PM_{10} 85
II.2.2.2. Résultats des analyses chimiques 86

II.3. NOUVELLES CARACTERISATIONS DES PARTICULES A MAGENTA : DESCRIPTIF DES MESURES 89

II.3.1. ETUDE GLOBALE DURANT UNE SEMAINE D'EXPLOITATION 89
II.3.2. ETUDE DE TROIS SOURCES 91

II.4. CONCLUSION 93

III. ETUDE GLOBALE DURANT UNE SEMAINE D'EXPLOITATION 94

III.1. PRESENTATION DE LA MESURE LIDAR 97

III.1.1. PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT D'UN LIDAR 97
III.1.2. UTILISATION DU LIDAR 100
III.1.3. APPLICATION AU CAS D'UNE GARE 100

III.2. PROTOCOLE DE MESURE ET METHODOLOGIE 102

III.2.1. PROTOCOLE DE MESURES 102
III.2.2. METHODOLOGIE 106
III.2.2.1. Méthode de la pente 107
III.2.2.2. Méthode d'inversion de Klett 109

III.3. RESULTATS 110

III.3.1. MESURES IN SITU 110
III.3.1.1. Evolution du trafic ferroviaire 110
III.3.1.2. Mesures en masse et en nombre 111
III.3.1.2. Propriétés optiques 116
III.3.2. COMPOSITION CHIMIQUE 118

III.3.2.1. Coulométrie et chromatographie ionique *120*
III.3.2.2. Microscopie électronique à balayage *124*
III.3.2.3. Origine plausible de certains composés *126*
III.3.3. COHERENCE ENTRE LES MESURES IN SITU 128
III.3.3.1. TEOM et filtres *128*
III.3.3.2. Aéthalomètre et filtres *130*
III.3.3.3. Néphélomètre et TEOM *132*
III.3.4. RESULTATS DES MESURES LIDAR 133
III.3.4.1. Signaux Lidar bruts obtenus pendant la campagne *133*
III.3.4.2. Etude des signaux bruts du 9 mai 2006 ..... *138*
III.3.4.3. Etude des passages de trains le 5 mai 2006 ..... *138*

III.4. CONCLUSION 144

IV. EVALUATION GRANULOMETRIQUE DES SOURCES ET DE LA REMISE EN SUSPENSION 145

IV.1. DISPOSITIF EXPERIMENTAL ET DESCRIPTION DES EXPERIENCES 147

IV.1.1. DISPOSITIF DE MESURE 147
IV.1.2. EXPERIENCES 150
IV.1.2.1. Déroulement *150*
IV.1.2.2. Incidents particuliers *153*

IV.2. RESULTATS 156

IV.2.1. CARACTERISATION DES SOURCES 156
IV.2.1.1. Ventilation *156*
IV.2.1.2. Voyageurs *161*
IV.2.1.3. Trains *166*
IV.2.2. APPORT DES SOURCES 173
IV.2.2.1. Voyageurs *173*
IV.2.2.2. Trains *177*
IV.2.3. INCERTITUDES SUR LES CALCULS DE POURCENTAGE D'APPORT 182
IV.2.3.1. Voyageurs *182*
IV.2.3.2. Trains *183*

IV.3. CONCLUSION 186

V. FAISABILITE DE LA MODELISATION DES CONCENTRATIONS EN PARTICULES DANS UNE GARE ……... 187

V.1. DESCRIPTION DU MODELE POUR LA GARE 189

V.1.1. PRINCIPE DU MODELE DE NAZAROFF 189

V.1.2. APPLICATION A LA GARE 190

V.1.2.1. La ventilation 190

V.1.2.2. Détermination de la concentration initiale, de la concentration extérieure et des constantes de dépôt 191

V.1.3. COMMENTAIRES SUR LES DONNEES D'ENTREE 197

V.1.3.1. Ventilation mécanique et naturelle 197

V.1.3.2. Réévaluation des constantes de dépôt 198

V.2. EXPLICATIONS DES DIFFICULTES D'APPLICATION AU CAS DE LA GARE ET PERSPECTIVES 203

V.2.1. HYPOTHESES DES DIFFICULTES D'APPLICATION AU CAS DE LA GARE 203

V.2.2. PERSPECTIVES 203

V.3. CONCLUSION 205

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES 206

BIBLIOGRAPHIE 210

Introduction

Depuis des dizaines d'années, la pollution atmosphérique a fait l'objet de nombreuses études afin de mieux comprendre les changements climatiques en cours mais également afin de mieux connaître l'exposition des personnes et les risques sanitaires encourus. Dans la mesure où une partie de cette pollution atmosphérique pénètre dans les bâtiments et où les citadins passent plus de 80% de leur temps en milieu intérieur (transports, habitats, bureaux, …), la qualité de l'air intérieur est progressivement devenue un sujet de préoccupation majeur sur le plan scientifique, mais aussi au niveau des instances gouvernementales.

Ainsi, il a été observé que depuis des dizaines d'années, les exigences en termes d'isolation thermique et phonique ayant augmenté et engendré un confinement des bâtiments, la qualité de l'air intérieur s'est peu à peu dégradée. Cette pollution de l'air faisait tout d'abord référence à la pollution gazeuse provenant de l'extérieur ou d'une production intérieure liée aux matériaux de construction ou à une activité particulière à l'intérieur du local étudié. La pollution particulaire, provenant souvent des mêmes sources, n'a été étudiée que plus récemment et a pris toute son ampleur suite à des évènements médiatisés comme ceux des risques sanitaires liés à l'exposition à l'amiante. C'est ainsi que la pollution de l'air dans les transports et en particulier dans les gares souterraines est devenue depuis peu un sujet relativement important eu égard au nombre de voyageurs empruntant régulièrement les transports en commun ainsi qu'au personnel y travaillant. Ainsi, les premières études ont permis de mettre en évidence que les concentrations à l'intérieur des gares sont souvent bien plus élevées qu'à l'extérieur car ces lieux sont assez confinés et présentent une activité assez particulière.

C'est dans ce cadre que s'inscrit notre étude dont les buts sont d'une part de mieux connaître la pollution particulaire et d'autre part de mieux comprendre comment elle se disperse dans un volume tel qu'une gare souterraine, première pierre importante avant d'envisager un quelconque système de réduction.

L'étude bibliographique, présentée en première partie, met ainsi deux points importants en valeur. Le premier concerne le type de mesure effectué. Les réglementations en vigueur, que ce soit pour l'extérieur ou l'intérieur, ne faisant référence qu'à des concentrations en masse, la plupart des études menées dans des gares souterraines ont porté sur ce type de concentrations,

plus facilement comparables aux normes en vigueur. Or, comme plus les particules sont fines moins elles contribuent à la masse, mais plus la plupart d'entre elles pénètrent dans l'organisme, les concentrations en nombre ont une grande importance d'un point de vue sanitaire. En ce sens, il est donc important de connaître les répartitions granulométriques des particules en gare souterraine.

Le deuxième point concerne la connaissance des sources de particules en gare. Bien qu'elles soient en partie identifiées par rapport notamment à certaines espèces chimiques propres à l'activité ferroviaire, les sources de particules sont encore mal connues en termes de concentration et de tailles de particules émises. Or, comme dans d'autres domaines scientifiques, si on veut envisager des systèmes de réduction à la source des concentrations en particules dans les gares, il faut commencer par bien en caractériser les émissions (tailles, quantité, chimie).

C'est en considérant ces deux aspects ainsi que celui du transport des particules dans un volume comme une gare que nous avons orienté notre réflexion.

Dans un premier temps, nous avons étudié la pollution particulaire durant une dizaine de jours d'activité commerciale en gare. Nous avons ainsi pu mettre en évidence des cycles jour/nuit en fonction de l'activité dans l'enceinte. Ayant également remarqué que les appareils de mesure traditionnels ne permettaient pas de comprendre ce qui se passait dans un tel volume, nous avons étudié la faisabilité d'un appareil de mesure donnant des informations en plusieurs dimensions et non pas ponctuellement.

Nous nous sommes ensuite intéressés à l'influence sur les concentrations en particules de trois sources différentes : la pollution extérieure qui pénètre par le réseau de ventilation, les voyageurs et les trains. Ces trois sources ont fait l'objet de campagnes de mesures bien distinctes afin de pouvoir en discriminer les influences. Ces mesures ont permis d'étudier la granulométrie de chaque source mais aussi d'en estimer un apport en concentration.

Enfin, nous avons également étudié la faisabilité d'un modèle numérique permettant le calcul des concentrations dans une gare. En effet, afin d'étudier à l'avenir un système de réduction en concentrations, il peut être relativement opportun d'en simuler les effets dans un modèle afin d'évaluer sa pertinence. Ayant des données d'entrées sur les sources à l'aide de nos expérimentations précédemment décrites, un modèle suffisamment développé pourrait être confronté aux données en deux dimensions obtenues à l'aide de l'instrument de mesures étudié en première partie. Les difficultés rencontrées au cours de la réalisation de ce modèle, telles qu'il n'a pas été possible d'aboutir complètement, seront présentées.

Tous ces travaux ont été réalisés en choisissant une gare d'étude dans laquelle nous avons effectué toutes les expérimentations. Ainsi, après l'étude bibliographique présentée dans un premier chapitre, nous présenterons dans un deuxième chapitre notre gare d'étude en justifiant le choix que nous avons fait par rapport notamment à ses particularités architecturales et au trafic ferroviaire. Le troisième chapitre présentera la campagne de mesures réalisée durant plus d'une semaine d'exploitation commerciale et sera suivi du quatrième chapitre présentant l'étude des trois sources. Enfin, un cinquième chapitre nous permettra de mettre en avant les difficultés quant à l'élaboration d'un modèle appliqué à notre étude.

En conclusion, nous ferons un rappel des résultats obtenus au cours de cette thèse et nous indiquerons les perspectives pouvant être données à cette étude.

Chapitre 1

-

Pollution de l'air

Nomenclature du Chapitre 1

Lettres latines

A	constante de Dahneke	J
A_{ha}	constante d'Hamaker	J
B	mobilité d'une particule	$cm.dyn^{-1}.s^{-1}$
C	concentration en particules dans l'air	kg ou $nombre.m^{-3}$
Cc	coefficient de Cunningham	-
C_D	coefficient de traînée	-
C_{Di}	concentration en particules déposées	kg ou $nombre.m^{-3}$
C_{ext}	concentration extérieure en particules dans l'air	kg ou $nombre.m^{-3}$
C_i	concentration intérieure en particules dans l'air	kg ou $nombre.m^{-3}$
D	coefficient de diffusion des particules	$m^2.s^{-1}$
d_{St}	diamètre de Stokes	µm
da	diamètre aérodynamique	µm
dp	diamètre de la particule	µm
dp+	diamètre adimensionnel de la particule	-
E	champ électrique	$V.m^{-1}$
Ec	énergie cinétique d'une particule	J
e_r	coefficient de restitution	-
f	coefficient de pénétration	-
F_{adh}	force d'ahérence	N
F_c	force d'électrophorèse	N
F_{cap}	force de capillarité	N
F_D	force de traînée	N
F_g	force gravitationnelle	N
$Flux_R$	flux de réentrainement	$kg.cm^{-2}.s^{-1}$
F_{por}	force de portance	N
F_R	force de réentrainement	N
F_s	force de traînée d'une particule (domaine de Stokes)	N
F_{th}	force de thermophorèse	N
g	accélération gravitationnelle	$m.s^{-2}$
H	coefficient de thermophorèse	-
J	densité de flux	kg ou $nombre.m^{-2}.s^{-1}$
K	constante de Boltzmann	$J.K^{-1}$
k_a	conductivité thermique de l'air	$W.m^{-1}.K^{-1}$
Kn	nombre de Knudsen	-
k_p	conductivité thermique de la particule	$W.m^{-1}.K^{-1}$
K_R	fraction réentraînée	-
m	indice de réfraction du milieu	-
Δm	masse réentraînée	kg
m_0	masse initialement déposée	kg
p	pression de l'air	Pa
q	charge électrique d'une particule	C
Re	nombre de Reynolds	-
RF	facteur de remise en suspension	m^{-1}
r_p	rayon de la particule	m

RR	taux de remise en suspension	min^{-1}
s	aire de la surface de la poudre exposée à l'écoulement	cm^2
S	surface	m^2
S_i	source interne de particules	kg ou nombre.m^{-3}
t	temps	s
T	température absolue	K
T_R	taux de réentraînement	s^{-1}
V	volume	m^3
V*	vitesse de frottement	$m.s^{-1}$
Vd	vitesse de dépôt globale	$m.s^{-1}$
Vde	vitesse de dépôt	$m.s^{-1}$
V_c	vitesse critique de rebond	$m.s^{-1}$
V_m	vitesse moyenne de la particule	$m.s^{-1}$
V_p	vitesse de la particule	$m.s^{-1}$
V_s	vitesse de sédimentation de la particule	$m.s^{-1}$
V_{te}	vitesse d'électrophorèse	$m.s^{-1}$
V_{th}	vitesse de thermophorèse	$m.s^{-1}$
x	distance à la paroi	m
x_s	distance de séparation	m
Z	mobilité électrique de la particule	$m^2.s^{-1}.V^{-1}$

Lettres grecques

α	paramètre de taille de la particule	-
β	constante de rebond	$m^2.s^{-1}$
λ	longueur d'onde	m
λ_d	constante de dépôt globale	s^{-1}
λ_{de}	constante de dépôt	s^{-1}
λ_m	libre parcours moyen des molécules de gaz	m
λ_{pa}	libre parcours moyen apparent de la particule	m
λ_r	coefficient de renouvellement d'air	s^{-1}
λ_R	paramètre de remise en suspension	s^{-1}
μ	viscosité dynamique de l'air	$kg.m^{-1}.s^{-1}$
υ	viscosité cinématique de l'air	$m^2.s^{-1}$
σ	tension superficielle	$N.m^{-1}$
ρ_g	masse volumique du gaz	$kg.m^{-3}$
ρ_p	masse volumique de la particule	$kg.m^{-3}$
τ	temps de relaxation	s

Comme nous venons de le voir, la qualité de l'air dans les bâtiments est un sujet d'étude relativement récent. Les travaux menés jusqu'à présent ont permis de montrer que la qualité de l'air intérieur dépendait à la fois de la pollution extérieure et de la présence de sources d'émission à l'intérieur. Une gare souterraine, bien que pouvant être située très bas sous terre, possède beaucoup d'ouverture vers l'extérieur (par les accès aux voyageurs mais également par les tunnels). Afin d'évaluer la pollution particulaire dans une gare, il est donc utile de connaître celle de l'extérieur. En ce sens, ce premier chapitre va nous permettre de préciser les différentes origines et particularités des particules rencontrées en air extérieur d'une part et en air intérieur d'autre part. Dans le but d'étudier leur dispersion, nous décrirons également, de manière non exhaustive, les différents types de forces auxquelles elles peuvent être soumises et qui permettent de décrire leur mouvement. C'est à partir de ces connaissances physiques qu'il est possible de modéliser le mouvement de ces particules, cette modélisation pouvant permettre de caractériser le transport des particules en extérieur ou dans une enceinte. Un des buts de cette thèse étant de réaliser un modèle pour le cas d'une gare, les différentes techniques de modélisation seront donc abordées dans une dernière partie de ce chapitre.

I.1. Les particules atmosphériques, en air intérieur et dans les gares

Les particules rencontrées dans l'atmosphère et en air intérieur peuvent avoir diverses origines, tailles, compositions chimiques. Certaines sont naturelles, d'autres dues à l'activité humaine. Ce premier paragraphe aborde les différentes notions concernant les sources, tailles et la réglementation en air extérieur et intérieur. Il détaille également quelques études réalisées en gares souterraines en Europe.

I.1.1. Les particules atmosphériques

I.1.1.1. Origines des particules

Les particules en suspension dans l'atmosphère peuvent être de différentes sortes : naturelles ou anthropiques d'une part, primaires ou secondaires d'autre part.

Les particules naturelles peuvent provenir de l'altération des roches, des océans, des déserts, des volcans, de la combustion de la biomasse ou être d'origine biologique (virus, bactéries, pollen, spores…). Les sources anthropiques sont beaucoup plus nombreuses. On peut citer par exemple l'automobile, l'industrie, le chauffage domestique, les incinérateurs, etc. Ainsi, dans le cas d'une ville de deux millions d'habitants, l'usure des chaussures envoie, chaque jour, 1,5 tonnes de particules dans l'air et l'abrasion des pneus des voitures en rejette 8 tonnes (Renoux et Boulaud, 1998).

La nature des particules, primaire ou secondaire, dépend du fait qu'elles soient émises directement sous forme de particules ou qu'elles résultent de la conversion de certains gaz en particules, soit par condensation directe soit à la suite d'une chaîne plus ou moins complexe de réactions chimiques.

Les émissions de particules naturelles sont bien plus importantes que celles de particules anthropiques mais ces dernières sont concentrées dans des zones géographiques beaucoup plus restreintes.

Le Tableau 1 présente une estimation des flux d'émission moyens annuels des principaux types de particules dans l'atmosphère (Chazette, 2004). Ce tableau permet de mettre en

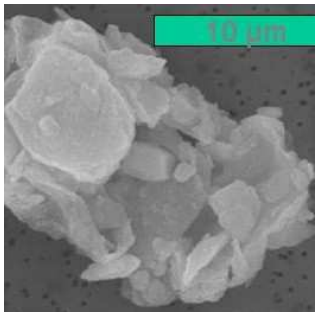
évidence que pour la majorité des types de particules, il existe une composante naturelle et une composante anthropique. La composante naturelle représente, à elle seule, environ 90% des émissions en flux de masse totale annuelle. Les évolutions des estimations entre 1995 et 2001 montrent à quel point les flux d'émission moyens annuels ne sont connus que très approximativement.

	Émission (10^{12} g/an)		
	1995	**1996**	**2001**
Particules naturelles primaires			
Poussières désertiques	1 500	1 500	2 150
Sels de mer	1 300	1 300	3 340
Poussières volcaniques	30	33	33
Débris biogéniques	50		56
Carbone suie (produit par la combustion de la biomasse)			6 à 9
Particules naturelles secondaires			
Sulfates produits par les gaz biogéniques (1)	130	90	57
Sulfates produits par le SO2 volcanique	20	12	21
Nitrates principalement produits par les oxydes d'azote	30	22	4
Combustion de la biomasse (organiques, nitrates, sulfates)	90		
Combustion de la biomasse (carbone organique seul)			45 à 80
Carbone organique produit par les gaz biogéniques (COV)		5 à 12	16
Particules anthropiques primaires			
Poussières industrielles	100	100	100 à 200
Carbone suie	10	13	6 à 8
Particules anthropiques secondaires			
Carbone organique produit par la combustion des fuels fossiles	10	60	10 à 30
Sulfates produits par le SO2	190	140	122
Nitrates principalement produits par les oxydes d'azote	50	40	14
(1) Par exemple, les terpènes.			

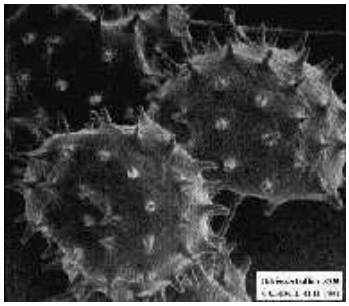
Tableau 1 : Estimation des flux d'émission moyens annuels des principaux types d'aérosols dans l'atmosphère (Chazette, 2004)

I.1.1.2. Diamètres des particules

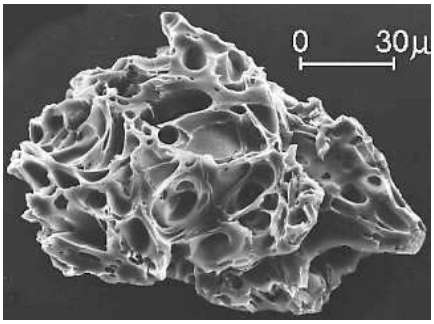
Les théories de la physique des aérosols sont souvent établies pour des particules considérées comme sphériques. Mais, comme le montre la Figure 1, selon leurs origines, les particules peuvent avoir des formes complètement différentes et sont en général très loin d'être sphériques.



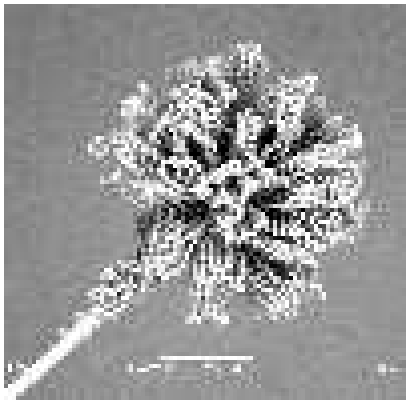
particule désertique (source : A. Gaudichet, LISA)



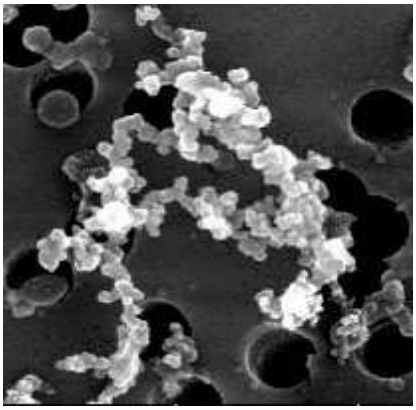
pollen d'hibiscus (source : http://uq.edu.au/nanoworld)



particule de cendre émise par l'éruption du Mont St. Hélène (source : http://volcanoes.usgs.gov)



moisissure de l'air intérieur (source:M. Boissier, CSTB)



particule de suie (source: MPI for Chemistry Mainz)

Figure 1: différentes formes de particules

Pour définir la dimension d'une particule, on peut alors avoir recours à divers types de diamètres statistiques. On peut notamment en citer deux, très couramment utilisés :

- Le diamètre de Stokes : diamètre d'une sphère ayant la même vitesse de chute et la même masse spécifique que la particule considérée
- Le diamètre aérodynamique : diamètre d'une sphère ayant la même vitesse de chute que la particule et une masse volumique égale à $1 g.cm^{-3}$.

La Figure 2 présente schématiquement ces deux types de rayons pour une même particule (Renoux, 1998).

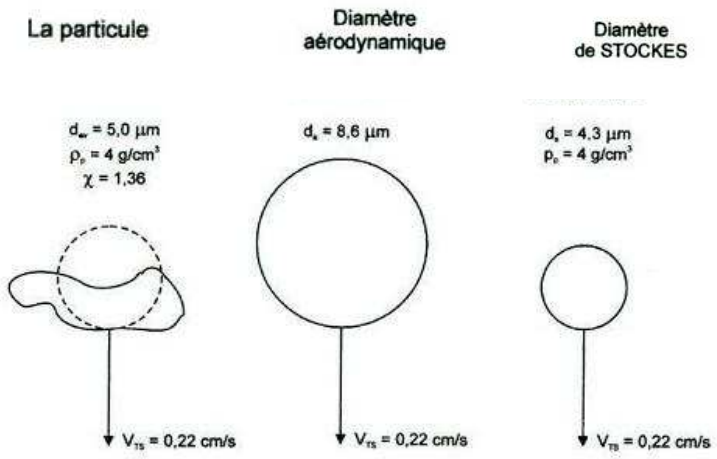


Figure 2 : diamètres de Stokes et aérodynamique pour une même particule

Le lien entre le diamètre aérodynamique (d_a) et le diamètre de Stokes (d_{St}) est donné par la relation suivante (Seinfeld, 1998):

$$d_a = d_{St}\left(\frac{\rho_p Cc(d_{St})}{Cc(d_a)}\right)^{1/2}, \qquad (1)$$

Avec ρ_p : masse volumique de la particule et Cc : facteur de correction de Cunningham dans le cas d'un diamètre aérodynamique ou d'un diamètre de Stokes.

Le coefficient de Cunningham peut être donné par (Seinfled, 1998) :

$$Cc = 1 + \frac{2\lambda_p}{d_p}\left[1{,}257 + 0{,}4\exp\left[-\frac{1{,}1 d_p}{2\lambda_p}\right]\right], \qquad (2)$$

Mais nous verrons dans la deuxième partie de ce chapitre une autre expression de ce coefficient.

I.1.1.3. Tailles des particules

Les particules peuvent être classées selon trois catégories : les grosses particules de diamètre aérodynamique supérieur à 2 µm, les particules fines de diamètre aérodynamique compris entre 0,1 et 2 µm et les particules ultrafines de diamètre aérodynamique inférieur à 0,1 µm. Ces particules ont des origines et des comportements différents.

Les grosses particules proviennent essentiellement de processus mécaniques (érosion, frottement) et ont des mouvements dépendants de leur poids.

Les particules fines proviennent soit du grossissement de noyaux de condensation[1], soit de la coagulation de particules ultrafines, ces dernières étant essentiellement des particules primaires de condensation.

Les études des évolutions des concentrations en particules vis à vis de la réglementation font souvent référence aux PM_X. Il s'agit là d'une dénomination utilisée pour parler des particules ("Particulate Matter") dont le diamètre aérodynamique est inférieur à Xµm. Il est ainsi fréquent de parler de PM_{10}, $PM_{2.5}$ voire PM_1. Ces trois classes de tailles ont été définies afin de rendre compte de la faculté des particules à pénétrer dans le système respiratoire. On considère en effet que la quasi-totalité des particules inférieures à 10µm peut entrer dans le système respiratoire, le nez filtrant naturellement les particules plus grosses. Les particules inférieures à 2,5µm et a fortiori à 1µm sont celles qui iront le plus profondément dans les poumons, au niveau des bronchioles voire des alvéoles (voir le schéma du système respiratoire humain en Figure 3).

A l'heure actuelle, les réglementations en air extérieur et intérieur prennent en compte la concentration en masse de particules. Or, plus les particules sont grosses, plus elles contribuent à la concentration massique mesurée mais moins elles pénètrent dans le système respiratoire. Et plus les particules sont fines, plus la plupart d'entre elles pénètrent dans l'organisme mais moins elles contribuent à la masse totale. Ainsi, une concentration de PM_{10} exprimée en masse ($\mu g.m^{-3}$) rendra plutôt compte de la présence de grosses particules alors qu'une concentration de PM_{10} exprimée en nombre ($particules.L^{-1}$) rendra plutôt compte de la présence de particules fines, souvent beaucoup plus nombreuses que les grosses. On comprend alors que d'un point de vue sanitaire, il est également important d'avoir des informations sur la concentration en nombre des particules.

---

[1] Un noyau de condensation est une particule solide ou liquide de très petite taille et sur laquelle peuvent s'accumuler des gouttelettes d'eau par changement de phase de la vapeur d'eau environnante qui se transforme en eau liquide après condensation

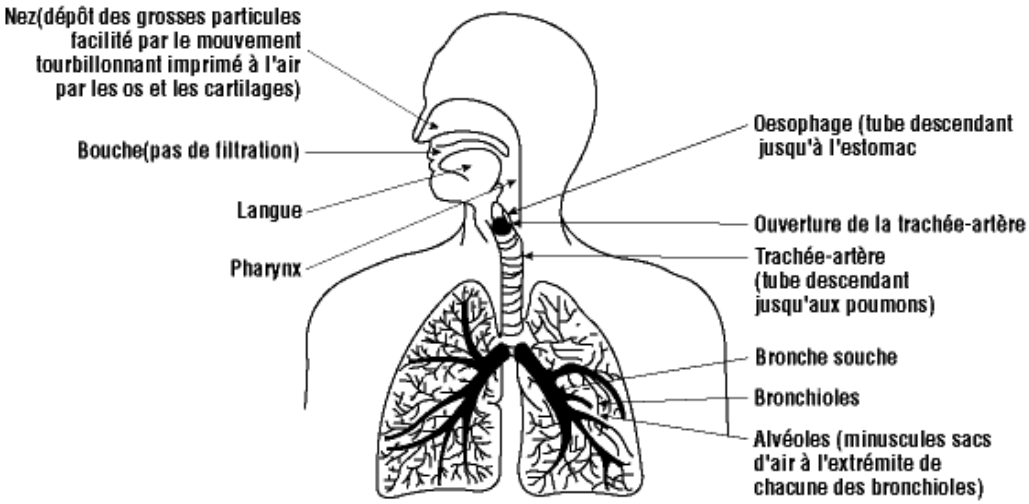


Figure 3 : schéma du système respiratoire humain

I.1.1.4. Réglementation

En air extérieur, une directive européenne (Directive 1999/30/CE du conseil du 22 avril 1999) a établi différentes valeurs limites de PM_{10} à ne pas dépasser pour 2005 puis 2010, comme les moyennes annuelles de concentrations massiques présentées dans le Tableau 2 qui prévoit une diminution par 2 de la concentration en 5 ans. Pour l'instant, aucune valeur limite n'a été fixée pour les $PM_{2.5}$.

Cette directive a été transposée au droit français et fait l'objet du décret 2002-213 du 15 février 2002. La même moyenne annuelle de 40 $\mu g.m^{-3}$ a été retenue à compter du 1er janvier 2005.

	PM_{10} ($\mu g.m^{-3}$)	$PM_{2.5}$ ($\mu g.m^{-3}$)
2005 (moyenne annuelle)	40	-
2010 (moyenne annuelle)	20	-

Tableau 2 : moyennes annuelles à ne pas dépasser en air extérieur en particules pour 2005 et 2010

Concernant l'air intérieur, les seules réglementations en vigueur font référence à des valeurs de concentrations des différents lieux de travail (INRS, 2004). Deux types de locaux sont définis : les locaux à pollution non spécifique et les locaux à pollution spécifique. Les premiers sont les locaux dans lesquels la pollution est liée à la seule présence humaine, à l'exception des locaux sanitaires. Les deuxièmes sont les locaux dans lesquels des substances dangereuses ou gênantes sont émises sous forme de gaz, vapeurs, aérosols solides ou liquides

autres que celles qui sont liées à la seule présence humaine, locaux pouvant contenir des sources de micro-organismes potentiellement pathogènes ou locaux sanitaires (INRS, 2004). Le code du travail ne fixe pas de valeurs limites dans le cas des locaux à pollution non spécifique. En revanche, dans le cas des locaux à pollution spécifique, deux valeurs ont été fixées pour les poussières sans effet autre qu'un effet de surcharge sur la santé. Une valeur de 10 $mg.m^{-3}$ a été fixée pour les poussières totales et de 5 $mg.m^{-3}$ pour les particules alvéolaires ($PM_{2,5}$).

De par son volume important, il est difficile d'appliquer à une gare les solutions de réduction de concentrations en particules comme celles préconisées pour les locaux à pollution spécifique (ventilation, captage à la source). Pour la qualité de l'air intérieur dans les gares, il y a donc, à l'heure actuelle, des valeurs guides qui permettent, dans le cas de la SNCF par exemple, de guider son action dans le but d'assurer la protection de la santé de l'ensemble des usagers, y compris les plus sensibles d'entre eux. Ces valeurs sont établies par le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF) dans l'avis du 3 mai 2001 (CSHPF, 2001). Elles sont définies en considérant qu'une personne est exposée au cours de sa journée à l'environnement souterrain d'une gare et à l'environnement extérieur. L'exposition en milieu souterrain est définie comme la concentration dans ce milieu multiplié par le temps de présence, en considérant que l'exposition dans une gare est identique à l'exposition dans un train. L'exposition en milieu extérieur a été choisie comme le produit du percentile 90 (P_{90ex} : concentration extérieure dépassée 90% du temps) par le temps de présence à l'extérieur, en considérant que la directive européenne autorise 35 dépassements par an de la valeur Clim (valeur limite journalière extérieure définie par la directive européenne à 50$\mu g.m^{-3}$) soit environ 10% des jours de l'année. La somme de ces deux expositions ne doit pas dépasser la limite à respecter à l'extérieur (Clim) définie par la directive européenne.
Les valeurs en PM_{10} ainsi calculées sont données dans le Tableau 3, en fonction du temps de présence dans le milieu souterrain (T_{sout}).

	2001	2005
	C_{Lim} = 50 + 40 %, soit 70 µg.m-³	C_{Lim} = 50 µg.m-³
	P_{90ext} = 33 µg.m-³	P_{90ext} = 23 µg.m-³
T_{sout} = 1 h 30	C_{sout} < 625 µg.m-³	C_{sout} < 455 µg.m-³
T_{sout} = 1 h 45	C_{sout} < 540 µg.m-³	C_{sout} < 393 µg.m-³
T_{sout} = 2 heures	C_{sout} < 477 µg.m-³	C_{sout} < 347 µg.m-³
T_{sout} = 2 h 15	C_{sout} < 428 µg.m-³	C_{sout} < 311 µg.m-³

Tableau 3 : valeurs de référence du CSHPF pour des enceintes souterraines (CSHPF, 2001)

Les concentrations limites journalières établies par le CSHPF sont à respecter même en cas de concentrations extérieures élevées.

Comme on peut le constater d'après les Tableau 1 et Tableau 2, qu'ils s'agissent de normes ou de valeurs guides, l'ordre de grandeur des concentrations limites en air intérieur est jusqu'à 20 fois plus important qu'en air extérieur, le confinement étant le facteur principal des fortes concentrations en air intérieur.

I.1.1.4. Conclusion

On vient de voir que les particules atmosphériques peuvent avoir des origines, des modes de formation, des tailles, des formes et des comportements totalement différents. Selon le type d'environnement où on se trouve, les distributions granulométriques de particules peuvent être relativement différentes, comme le montre la Figure 4.

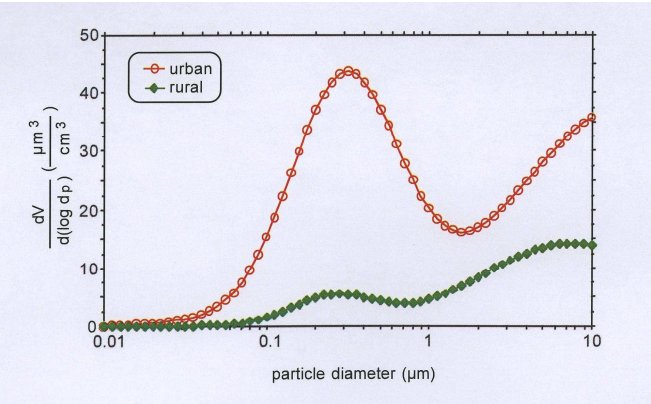


Figure 4 : distributions granulométriques de particules en zone rurale et urbaine (Nazaroff, 2004)

La pollution extérieure pouvant pénétrer dans les bâtiments, la qualité de l'air dans les locaux est, pour une part importante, influencée par celle de l'environnement dans lequel sont situés ces locaux. Le taux de pénétration des particules présentes dans l'air extérieur est très variable et dépend en particulier des dispositifs de renouvellement de l'air dans les locaux. Pour les particules fines, par exemple, on considère que, en l'absence de sources intérieures d'émission, les concentrations intérieures et extérieures proches sont équivalentes, alors que pour les particules plus grosses, les concentrations intérieures sont plus faibles, toujours en l'absence de sources intérieures. La qualité de l'air est ainsi très liée au renouvellement de l'air du local (ventilation), à l'ensemble des systèmes de conditionnement d'air qui ont pu y être installés (climatisation, humidificateurs...), et à l'activité humaine qui s'y développe (bricolage, tabagisme, chauffage, cuisson...). Les teneurs de certains polluants peuvent y être sensiblement plus élevées qu'à l'extérieur, et ce d'autant plus que les systèmes d'isolation sont efficaces (Bouilly, 2003).

Afin de bien distinguer la spécificité des polluants pouvant être trouvés en air intérieur, le paragraphe suivant permettra de détailler tout d'abord les différentes sources de particules typiques de l'air intérieur puis celles que l'on peut rencontrer dans le cas d'une gare souterraine.

I.1.2. La pollution particulaire intérieure

Comme on l'a vu en introduction, l'isolation acoustique et thermique des bâtiments a eu pour effet de dégrader la qualité de l'air intérieur. Les personnes passant environ 90% de leur temps dans des espaces fermés (bureaux, maisons, transports,…) cette dégradation est devenue un problème de santé publique depuis plusieurs dizaines d'années.
Les deux paragraphes suivants présentent les différentes sources de particules généralement retrouvées en air intérieur (cas des maisons, bureaux) et plus spécifiquement dans une gare souterraine.

I.1.2.1. Les différentes sources de pollution en air intérieur

A cause de la perméabilité des bâtiments et du renouvellement d'air par la ventilation, on retrouve dans l'air intérieur les différents types de polluants présents à l'extérieur. Mais des sources plus spécifiques au milieu intérieur existent également. Le Tableau 4 présente les

principales sources d'émission de polluants (gaz et particules) rencontrées en air intérieur (Jones, 1999).

Polluants	**Principales sources d'émission**
Allergènes	Poussière, animaux domestiques, insectes
Amiante	Matériaux retardant au feu, isolation
Dioxyde de carbone	Activité métabolique, combustion, véhicules motorisés dans les garages
Monoxyde de carbone	combustion, chaudières, cuisinières, chauffages au gaz et au fuel, fumée de cigarette
Formaldéhyde	Plaques d'aggloméré, isolation, mobilier
Micro-organismes	personnes, animaux, plantes, systèmes d'air conditionné
Dioxyde d'azote	combustion, véhicules motorisés dans les garages
Substances organiques	Adhésifs, solvants, matériaux de construction, combustion, peintures, fumée de cigarette
Ozone	Réactions photochimiques
Particules	Re-suspension, fumée de cigarette, produits de combustion
Hydrocarbures aromatiques polycycliques	combustion, fumée de cigarette
Pollens	Air extérieur, arbres, herbes, plantes
Radon	Terre, matériaux de construction (béton, pierre)
Champignons, moisissures	Terre, plantes, denrées alimentaires, revêtements inétrieurs
Dioxyde de soufre	Air extérieur, combustion,

Tableau 4 : principaux polluants et sources d'émission en air intérieur (Jones, 1999)

L'émission ou la présence de ces polluants dans l'air intérieur est liée à la présence des sources de pollution et au renouvellement de l'air des pièces du bâtiment. Dans les bâtiments, les pollutions intérieure et extérieure peuvent se cumuler, mais aussi interagir, en créant d'autres polluants tels certains composés organiques volatils ou de très fines particules.

I.1.2.2. Pollution particulaire dans une gare souterraine

On peut distinguer différentes sources d'émission de particules dans une gare souterraine.

On peut citer, tout d'abord, l'air extérieur qui entre par les ouvertures des gares et par le réseau de ventilation, qui débouche souvent à proximité de voies de circulation. On retrouve donc des particules caractéristiques de la pollution extérieure dans les stations souterraines

mais à des taux moindres, une partie des particules pouvant se déposer avant d'arriver dans la station.

Les voyageurs sont également une source de particules. Le tabagisme, l'usure des vêtements, des chaussures, la desquamation sont autant d'exemples de sources de particules. Par exemple, sur le quai d'une station sans correspondance telle que Breguet-Sabin ou Simplon, on enregistre une fréquentation d'environ 25 personnes toutes les 1 min 45. Chaque personne émet environ 5 millions de particules par minute, dont le diamètre est supérieur à 0,5 µm. On a donc un total de 71 millions de particules émises par minute par les usagers (Teissier, 2003).

Enfin, l'activité ferroviaire génère une grande quantité de particules. Elles peuvent avoir diverses origines : l'usure du matériel (freins, frottements roues/rails et pantographes/caténaires, ballast) qui génère des particules essentiellement métalliques, l'usure du réseau (usure des murs, des sièges et surtout des revêtements de sol) et les travaux de maintenance réalisés chaque nuit et spécifiques à l'activité ferroviaire (Pillot Tokarek, 2003). Les frottements au niveau des contacts roue/rail et pantographe/caténaire étant minimisés afin de ne pas provoquer une trop grande résistance, ce sont donc les systèmes de freinage, lieu de frottements intenses, qui pourraient être à l'origine d'une grande partie de la pollution particulaire. De part l'activité d'une gare, ces particules peuvent être sans cesse remises en suspension lors des passages de trains, des déplacemennts des voyageurs et par les multiples courants d'air.

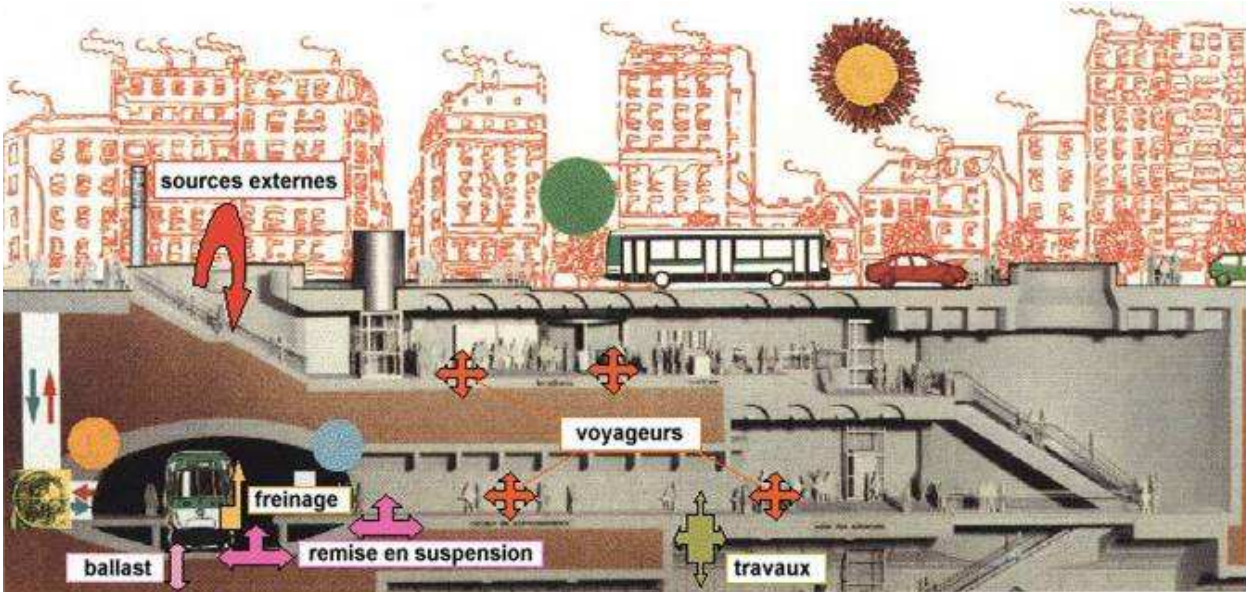


Figure 5 : Différentes sources de particules dans le réseau souterrain (source Direction Générale de la Santé, 2003)

Enfin, les typologies de gares peuvent expliquer les différences de concentrations mesurées dans diverses stations. En effet, l'architecture, la densité de trafic, la fréquentation, la ventilation (puissance, mode), le nombre et la disposition des voies, le type de trains, et la localisation de la gare par rapport à une source d'émission extérieure (grand boulevard, usine,…) seront autant de paramètres pouvant avoir une influence sur les concentrations en particules.

L'étude de la qualité de l'air dans les gares souterraines a pris de l'importance lorsque divers scientifiques comme Schweizer et al. (2005) ont montré que dans certaines villes européennes la population passe environ 8% de son temps (c'est-à-dire environ 2h par jour) dans les transports (Aarnio, 2005). Les concentrations, les composés chimiques, les phénomènes mis en jeu étant complètement différents de ceux observés en extérieur, il a été nécessaire de mener des études se focalisant sur ce type de milieu. De ce fait, différentes campagnes de mesures, décrites ci-après, ont été réalisées dans des gares souterraines européennes pour mieux comprendre cette problématique. Trois points ont particulièrement été étudiés : les évolutions temporelles, les niveaux en masse et/ou en nombre et enfin les compositions chimiques.

Concernant les évolutions temporelles, de manière générale, il a été observé que même si les variations temporelles dépendent de l'infrastructure étudiée, les niveaux de concentration mesurés dans les gares sont toujours plus élevés que les niveaux extérieurs.
Par exemple, des mesures réalisées dans le métro de Stockholm (Johansson, 2002) montrent que les évolutions journalières présentent des niveaux minimums le matin entre 4h et 5h et maximums l'après midi entre 18h et 19h. Pendant cette période de pointe, deux pics de concentration ont été observés uniquement pendant la semaine. Les mêmes observations ont été faites dans le métro de Rome où des mesures en continu PM_{10} ont également montré que les fluctuations des concentrations coïncidaient avec les passages de train (Ripanucci, 2006). En revanche, à Helsinki, les mesures ne montraient pas de variations régulières dans les concentrations journalières (Aarnio, 2005).

Comme on l'a vu précédemment, les niveaux de concentration peuvent être étudiés de deux manières : soit en considérant la masse de particules, soit en considérant le nombre de particules. Dans la plupart des cas, comme les normes ou valeurs de référence sont établies en

masse, c'est ce type de grandeur qui est étudiée. Ainsi, le Tableau 5 présente les résultats de différentes études menées dans trois réseaux ferroviaires européens en terme de moyennes horaires. Les valeurs entre parenthèses donnent les valeurs minimales et maximales des moyennes horaires mesurées. Suivant les cas, des mesures de PM_{10} et $PM_{2,5}$ ont été effectuées en semaine et/ou weekend.

		Stockholm	Helsinki	Londres
PM10	Semaine	469 µg.m^{-3} (212 à 722)	/	/
	Samedi	370 µg.m^{-3} (59,1 à 597)	/	/
	Dimanche	302 µg.m^{-3} (66,8 à 467)	/	/
PM2.5	Semaine	258 µg.m^{-3} (105 à 388)	60 µg.m^{-3} (23 à 103)	270 à 480 µg.m^{-3}
	Samedi	204 µg.m^{-3} (23,9 à 334)	/	/
	Dimanche	165 µg.m^{-3} (33,7 à 256)	/	/
Période des mesures		7h-19h	6h-18h	7h-17h

Tableau 5 : moyennes horaires en PM_{10} et $PM_{2,5}$ (concentrations minimales et maximales) dans différents réseaux européens. (Johansson, 2002 et Aarnio, 2005)

Dans le cas de Stockholm, les concentrations en semaine sont beaucoup plus élevées que le samedi et le dimanche, tant pour les PM_{10} que pour les $PM_{2,5}$. On peut supposer que cela est dû à la différence de densité de trafic entre la semaine et le weekend.

Si on compare les valeurs $PM_{2,5}$ pour les trois réseaux, on remarque que celui d'Helsinki est nettement moins pollué que ceux de Stockholm et Londres. N'ayant d'informations ni sur le taux de fréquentation, ni sur la densité de trafic, ni sur l'infrastructure et les caractéristiques des trains, il est possible que les différences observées proviennent l'un ou de plusieurs de ces facteurs.

Notons que dans le cas de Rome, les niveaux moyens journaliers en PM_{10} étaient de 407µg.m^{-3} sur les quais, 281µg.m^{-3} en tunnel et 142µg.m^{-3} dans les salles d'échange. Les moyennes journalières en PM_{10} des quais et tunnels (351µg.m^{-3}) étaient trois fois et demi plus fortes que celles mesurées à l'extérieur (Ripanucci, 2006).

Quelques études font également état de mesures réalisées en nombre. C'est ainsi le cas de l'étude effectuée à Helsinki durant laquelle la distribution en taille des particules de diamètre compris entre 10nm et 500nm a été mesurée. Ces mesures montrent que les concentrations (31000 (± 14 000) part.cm^{-3}) et les distributions en taille dans la station de métro sont relativement similaires à celles mesurées à l'extérieur (27000 (± 17 000) part.cm^{-3}).

Le dernier point important est donc l'analyse chimique des composés présents dans les gares souterraines. Dans la plupart des cas, l'élément présent en plus grande quantité est le fer. Mais on trouve également d'autres composés, comme on peut le voir dans le Tableau 6.

	New York	Rome	Helsinki
Fer	26000 $ng.m^{-3}$	35000 $ng.m^{-3}$	29000 $ng.m^{-3}$
Manganèse	240 $ng.m^{-3}$	540 $ng.m^{-3}$	311 $ng.m^{-3}$
Cuivre	/	2030 $ng.m^{-3}$	117 $ng.m^{-3}$
Nickel	/	60 $ng.m^{-3}$	34 $ng.m^{-3}$
Titane	/	/	39 $ng.m^{-3}$
Chrome	84 $ng.m^{-3}$	/	/
Zinc	/	460 $ng.m^{-3}$	/
Plomb	/	100 $ng.m^{-3}$	/
Antimoine	/	180 $ng.m^{-3}$	/
Aluminium	/	/	276 $ng.m^{-3}$

Tableau 6 : composition chimique des particules de différents réseaux européens (Johansson, 2002 et Aarnio, 2005)

Ici aussi, on note des compositions relativement différentes suivant les réseaux, ces différences pouvant être dues aux différents types de trains circulant dans ces réseaux. Lorsqu'on compare la proportion de manganèse par rapport au fer, on remarque que pour les trois réseaux, cette proportion est à peu près du même ordre de grandeur : 0,92% dans le cas de New York, 1,5% dans le cas de Rome et 1,07% dans le cas d'Helsinki.

La proportion de cuivre par rapport au fer est bien plus importante dans le cas de Rome (5,8%) que dans le cas d'Helsinki (0,4%).

Enfin pour le Nickel, la proportion par rapport au fer est de 0,17% dans le cas de Rome et de 0,12% dans le cas d'Helsinki, ce qui reste assez proche.

I.1.2.3. Conclusion

Comme on a pu le voir, les particules peuvent être très différentes de part leurs origines, formes, compositions chimiques selon l'environnement étudié. Dans le cas des enceintes ferroviaires, on note toutefois des concentrations en particules beaucoup plus élevées qu'à l'extérieur ainsi que des concentrations en éléments métalliques relativement significatives.

Ces différences font qu'elles peuvent être très caractéristiques de l'environnement étudié. L'étude de la qualité de l'air dans un bâtiment passe par la connaissance des différentes forces pouvant agir sur ces particules en influençant par exemple leurs déplacements. Le paragraphe suivant permet la description de certaines de ces forces.

I.2. Mouvement des particules

La description du mouvement des particules dans l'air nécessite la définition de divers phénomènes physiques et grandeurs spécifiques. Bien que les particules aient des formes très diverses, les théories physiques permettant d'étudier leur dispersion ont été établies pour des particules sphériques. Suivant leurs tailles, les particules seront soumises à différentes forces et auront donc des mouvements relativement différents. Les paragraphes suivants apportent quelques notions de base sur la physique des particules.

I.2.1. Grandeurs caractéristiques des particules

I.2.1.1. Temps de relaxation

Le temps de relaxation est le temps au bout duquel la vitesse de la particule est du même ordre de grandeur que la vitesse du fluide. Cette grandeur est un paramètre important de la physique des particules qui dépend des propriétés de la particule (masse volumique et diamètre) et du gaz porteur (viscosité et masse volumique) (Renoux, 1998).

Si V_m est la vitesse moyenne d'une particule dans une direction donnée, à l'instant t = 0, sa vitesse V à l'instant t s'écrit :

$$V = V_m e^{-t/\tau}, \tag{3}$$

avec τ (s) le temps de relaxation de l'aérosol qui, à l'instant t = 0, aura parcouru, dans la direction donnée, la distance x (m) :

$$x = V_m \tau (1 - e^{-t/\tau}). \tag{4}$$

I.2.1.2. Libre parcours moyen apparent

Les particules en suspension dans un gaz subissent constamment des chocs dus aux molécules constituant le gaz porteur. De ce fait, leurs trajectoires s'apparentent plutôt à des courbes lisses qu'à des successions de segments de droite (cas des molécules). La distance moyenne parcourue par une particule dans une direction donnée, avant que sa vitesse suivant cette

direction ne devienne nulle correspond au libre parcours moyen λ_{pa} (m), défini par Renoux, 1998):

$$\lambda_{p_a} = V_m \tau \,. \tag{5}$$

I.2.1.3. Les lois de Fick

Dans un gaz renfermant des particules, le mouvement brownien, généralement pris en compte pour les particules inférieures à 1µm, tend à rendre la concentration C uniforme dans tout le volume gazeux, de sorte que les flux de particules vont se déplacer préférentiellement des régions de plus fortes concentrations vers celles de faibles concentrations, suivant deux lois appelées lois de Fick.

La première de ces lois donne le flux φ de particules (pendant l'unité de temps à travers l'unité de surface) se déplaçant de la zone de fortes concentrations vers celle de faibles concentrations, soit (Renoux, 1998):

$$\vec{\varphi} = -D\overrightarrow{grad}C \,, \tag{6}$$

avec D coefficient de diffusion des particules et $\overrightarrow{grad}C$ gradient de concentration en particules.

La seconde loi de Fick, qui fait intervenir le temps t dans un espace tridimensionnel (x,y,z), s'écrit :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D\nabla^2 C \,, \tag{7}$$

avec $\nabla^2 = \frac{\partial^2}{\partial x^2} + \frac{\partial^2}{\partial y^2} + \frac{\partial^2}{\partial z^2}$.

I.2.1.4. Le nombre de Knudsen

On caractérise la continuité du milieu par rapport à la particule de rayon r_p à l'aide d'un nombre sans dimension, appelé nombre de Knudsen. Ce nombre est défini comme le rapport entre le libre parcours moyen et le rayon de la particule (Renoux, 1998):

$$Kn = \frac{\lambda_p}{r_p} \,. \tag{8}$$

Il permet de distinguer trois types de comportement des aérosols :

- Le domaine continu correspondant à Kn<<1, loi de Stokes (voir en I.2.1.8) : cas où les particules ont des rayons supérieurs au micromètre,
- Le domaine intermédiaire correspondant à Kn ≈ 1 : cas où le rayon des particules est du même ordre de grandeur que le libre parcours moyen ce qui implique que le milieu n'est plus considéré comme continu,
- Le domaine moléculaire correspondant à Kn>>1 : cas où les particules sont soumises au mouvement brownien.

I.2.1.5. Le facteur de correction de Cunningham

Le facteur de correction de Cunningham est utilisé pour le régime intermédiaire, lorsque le rayon des particules devient de plus en plus petit. Ainsi, lorsque Kn ≈ 1 , soit $r_p \approx 6{,}4.10^{-8}$ m pour de l'air en condition normale, les dimensions des vides intermoléculaires et des particules étant comparables, le milieu ne peut plus être considéré comme continu. Ce facteur est alors introduit dans l'expression de la force de Stokes (décrite en I.2.1.8) afin de tenir compte de cette particularité du milieu (Renoux, 1998).

On utilise donc la formule de Millikan-Cunningham qui définit le coefficient Cc comme suit :

$$C_c = 1 + A_1 Kn + A_2 Kn \exp^{\left(-\frac{b}{Kn}\right)}, \qquad (9)$$

où A_1, A_2 et b sont trois constantes adimensionnelles. N'étant pas connues avec précision, elles varient selon les auteurs :

A_1=1,209 ; A_2=0,406 ; b=0,893 (Millikan, 1923) ;

A_1=1,25 ; A_2=0,42 ; b=0,87 (Perrin, 1980) ;

A_1=1,105 ; A_2=0,400 ; b=0,596 (Allen-Raabe, 1982) ;

A_1=1,155 ; A_2=0,471 ; b=0,596 (Buckley-Loyalka, 1989) ;

A_1=1,207 ; A_2=0,440 ; b=0,78 (Rade, 1990).

Lorsque le nombre de Knudsen augmente, le facteur de correction de Cunningham Cc augmente.

I.2.1.6. Le coefficient de diffusion

Une particule est également caractérisée par son coefficient de diffusion D, donné par la relation d'Einstein (Renoux, 1998) :

$$D = K.T.B, \tag{10}$$

avec K constante de Boltzmann ($1{,}38.10^{-23}$ $J.K^{-1}$), T température absolue et B mobilité dynamique définie pour un milieu donné par le rapport de la vitesse à l'équilibre à la force appliquée à la particule :

$$B = \frac{V_p}{F}. \tag{11}$$

D'où l'expression du coefficient de diffusion (Renoux, 1998):

- Domaine continu : $D = \dfrac{KT}{6\pi r_p \mu}$, (12)
- Domaine intermédiaire : $D = \dfrac{KT}{6\pi r_p \mu} C_c$, (13)
- Domaine moléculaire : $D = \dfrac{3}{8}\sqrt{\dfrac{\pi}{2}}\dfrac{1}{n\pi r_p^{\,2}}\sqrt{\dfrac{K_B T}{m_m}}$, (14)

Avec m_m et n les masses et concentration des molécules du gaz porteur.

I.2.1.7. La loi de résistance de Newton

La force de résistance F_D d'un fluide sur le mouvement d'une sphère a été initialement établie par Newton, dans le cadre d'une évaluation balistique de boulets de canons (soit pour des sphères au moins 104 fois plus grandes que des particules), ceci pour des nombres de Reynolds supérieurs à 1000 (Bouilly, 2003) :

$$F_D = \frac{C_D \pi d_p^{\,2} \rho_g V^2}{8}, \tag{15}$$

avec V : vitesse de la particule, dp : diamètre de la particule et ρ_g : viscosité dynamique du gaz porteur

Le coefficient de traînée C_D est constant pour les valeurs de Reynolds supérieures à 1000 sinon il varie selon le régime de turbulence.

I.2.1.8. La loi de Stokes

L'équation de Newton est un cas particulier dans lequel les effets visqueux de l'air peuvent être négligés par rapport aux effets d'inertie (Re important). En fait, comme les vitesses d'air et les dimensions des particules sont généralement faibles, la plupart des mouvements particulaires ont lieu pour des nombres de Reynolds faibles. Stokes a obtenu analytiquement une expression de la résistance de l'air F_s, considéré comme fluide incompressible, sur une particule sphérique, à partir des équations de Navier Stokes en régime permanent, en l'absence de forces appliquées au fluide et pour Re<<1 et Kn<<1 (Renoux, 1998) :

$$F_S = 6\pi r_p \mu V_p \,, \tag{16}$$

avec Vp : vitesse de la particule.

I.2.1.9. La vitesse de sédimentation

La vitesse de sédimentation, V_S, d'une particule est atteinte lorsque la force de résistance aérodynamique (force de traînée de Stokes F_S, (15)) équilibre son poids (Renoux, 1998). La force de gravité F_g s'exerçant sur une particule considérée comme sphérique s'exprime de la manière suivante :

$$F_g = \frac{4}{3}\pi r_p^{\,3}\left(\rho_p - \rho_g\right)g \,, \tag{17}$$

avec ρ_g : masse volumique du gaz porteur, ρ_p : masse volumique de la particule.

La vitesse de sédimentation d'une particule de diamètre d_p est déduite de l'égalité de F_S avec F_g soit :

$$V_S = \frac{d_p^{\,2}\left(\rho_p - \rho_g)\right)}{18\mu} g \,. \tag{18}$$

L'expression précédente peut s'écrire sous la forme :

$$V_S = \tau g \,, \tag{19}$$

où τ représente le temps de relaxation de la particule dans un milieu donné et g l'accélération due à la pesanteur.

Généralement, la masse volumique ρ_g du gaz est négligeable devant celle de la particule, soit :

$$\tau = \frac{d_p^{\,2}\rho_p}{18\mu} \,. \tag{20}$$

Pour le domaine intermédiaire (Kn ≈ 1), la formule de Stokes doit être corrigée par le coefficient Cc de Millikan et Cunningham :

$$F_S = \frac{6\pi r_p \mu V_p}{C_C}, \tag{21}$$

d'où :

$$\tau = \frac{d_p^{\,2} \rho_p}{18\mu} C_C . \tag{22}$$

I.2.2. Phénomènes de thermophorèse, photophorèse, diffusionphorèse et électrophorèse

I.2.2.1. Force de thermophorèse

Lorsqu'un gradient de température existe dans une enceinte, les particules migrent de la zone chaude vers la zone froide (Renoux, 1998). Ce phénomène est appelé thermophorèse. L'expression de cette force de thermophorèse est décrite de la manière suivante :

- Cas où $d_p < \lambda_m$ (Kn >1)

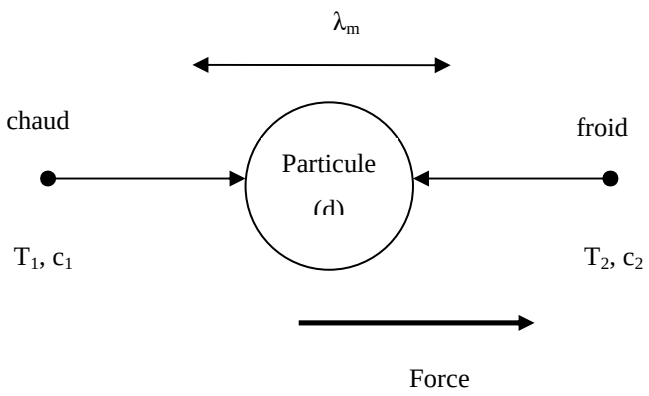


Figure 6 : force de thermophorèse dans le cas des petites particules

$$F_{th} = \frac{-p\lambda_m d_p^{\,2} \Delta T}{T}, \tag{23}$$

avec p : la pression du gaz,

λ_m : le libre parcours moyen des molécules de gaz,

ΔT : le gradient de température,

T : la température absolue de la particule.

L'expression de la vitesse de thermophorèse est donnée par :

$$V_{th} = \frac{-0.55\mu\Delta T}{\rho_g T}. \tag{24}$$

- Cas où $d_p > \lambda_m$ (Kn<1)

Dans ce cas, il se crée un gradient de température à l'intérieur de la particule et on obtient :

$$F_{th} = \frac{-9\pi\mu^2 d_p H\Delta T}{2\rho_g T}, \tag{25}$$

où H prend en compte le gradient à l'intérieur de la particule :

$$H = \left(\frac{1}{1+6Kn}\right)\left(\frac{k_a/k_p + 4.4Kn}{1+2k_a/k_p + 8.8Kn}\right), \tag{26}$$

avec k_a et k_p les conductivités thermiques de l'air et de la particule. La vitesse de thermophorèse devient alors :

$$V_{th} = \frac{-3\mu CcH\Delta T}{2\rho_g T}. \tag{27}$$

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 de la particule.

I.2.2.2. Force de photophorèse

Lorsqu'un rayon lumineux arrive sur des particules, celles-ci peuvent être attirées ou repoussées. Des inégalités de température se développent à l'intérieur de la particule, on dit qu'il y a photophorèse. La force de photophorèse dépend de l'intensité et de la longueur d'onde du rayonnement incident ainsi que de la dimension, de la forme, du matériau de la particule et de la pression du gaz. Elle est maximale pour les particules dont le diamètre est égal au libre parcours moyen des molécules de gaz. Si une particule est fortement absorbante, la force est positive (dans le même sens que la lumière), elle est négative pour les particules peu absorbantes (Renoux, 1998).

I.2.2.3. Force de diffusionphorèse

La diffusionphorèse est le phénomène suivant lequel les particules 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 (Renoux, 1998).

I.2.2.4. Force d'électrophorèse

A cause de l'ionisation naturelle, un aérosol tend vers un état d'équilibre, sa charge est donc nulle. Cependant, des particules peuvent avoir une charge électrique. Cette charge est due à la présence d'ions dans l'atmosphère provenant de différentes sources de rayonnement. Ainsi, une particule portant une charge électrique $q = pe$ (avec p le nombre d'unités de charge élémentaire e) subit dans un champ électrique E une force Fc (électrophorèse) telle que :

$$F_c = qE \,. \tag{28}$$

De ce fait, la particule chargée acquiert une vitesse V_{te} telle que $V_{te} = ZE$ où Z est la mobilité électrique de la particule (en $m^2.s^{-1}.v^{-1}$). La vitesse acquise par la particule est telle que la force de traînée (équation (19)) équilibre la force électrique. D'où l'expression de la mobilité électrique (Z) pour le domaine de Stokes corrigé du facteur Cc :

$$Z = \frac{pe}{3\pi d_p \mu} Cc \,. \tag{29}$$

I.2.4. Adhérence des particules

Lorsque les particules entrent en contact avec des parois solides, elles s'y fixent fortement : c'est le phénomène d'adhérence, les forces correspondantes étant les forces d'adhésion. Les principales forces d'adhésion sont décrites ci-après (Renoux, 1998).

I.2.4.1. Forces de Van der Waals

Les forces de Van der Waals sont des forces d'attraction électrostatiques entre des dipôles de signes contraires qui apparaissent à la suite de mouvements aléatoires des électrons dans chacun des matériaux. Ainsi, la force d'attraction entre une particule et une paroi s'exprime par :

$$F_{adh} = \frac{A_{ha} d_p}{12x^2} \,, \tag{30}$$

avec A_{ha} constante de Hamaker, d_p diamètre de la particule et x distance à la paroi.

La constante de Hamaker dépend d'une constante d'interaction et est caractéristique du matériau constituant les particules et du milieu interstitiel.

I.2.4.2. Forces électriques

A l'heure actuelle, il n'y a que très peu d'information sur l'influence de la charge électrique sur l'adhérence d'une particule sur une paroi. Cependant, on sait que cet effet électrostatique est important. Ainsi les forces d'adhésion, sur des particules de 40 à 60 µm, sont augmentées d'un facteur 2 lorsque le nombre de charges unité passe de 700 à 2500 (Renoux, 1998).
Il est estimé malgré tout que pour des particules de diamètre inférieur à 50 µm, les forces de Van der Waals restent prépondérantes devant les forces électriques (Alloul Marmor, 2002).

I.2.4.3. Forces de capillarité

Généralement l'adhérence d'une particule sur une paroi augmente avec l'humidité relative de l'air ambiant, le phénomène ne devenant appréciable que lorsque l'humidité relative est supérieure à 70%. Ceci est dû à l'apparition d'un film par condensation capillaire entre la paroi et la particule qui a pour effet d'augmenter l'attraction entre les deux corps. La force de capillarité s'exprime par :

$$F_{cap} = 2\pi d_p \sigma , \qquad (31)$$

avec d_p diamètre de la particule et σ tension superficielle d'un film liquide.

I.2.5. Rebond sur les parois

Lorsqu'une particule entre en collision avec une surface, l'énergie cinétique de la particule est convertie en énergie de déformation (la particule et la surface se déforment) et en énergie de rebond. Si cette énergie de rebond est supérieure à l'énergie 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. La force d'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 (Bouilly,2003).
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 :

$$V_c = \frac{\beta}{d_a}, \tag{32}$$

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 :

$$E_c = \frac{d_p A(1 - e_r^{\,2})}{2 x_s e_r^{\,2}}, \tag{33}$$

avec x_s : distance de séparation de la surface, A : constante de Dahneke, e_r : coefficient de restitution.

I.2.6. Réentrainement des particules fixées sur une paroi

Les forces de traînée et de portance sont les forces qui interviennent de façon prépondérante dans le réentraînement des particules fixées sur une paroi. La force de traînée est déterminante pour le détachement des particules, la force de portance joue un rôle important dans le réentraînement.

Sous l'action d'un jet d'air, la particule est soumise à une force d'entraînement dont l'action s'oppose à celle de la force d'adhésion. Ainsi, soit elle se loge en un endroit où les forces d'adhésion sont plus fortes, soit elle acquiert une vitesse suffisante lui permettant d'être arrachée (Bouilly, 2003).

I.2.6.1. Force de portance

Dans le cas où l'écoulement est limité par une paroi où la particule se déplace le long de cette dernière, la force moyenne de portance s'exprime par la formule semi-empirique :

$$F_{por} = 4.2 \rho_g \upsilon^2 (d_p^{\,+})^{2.31}, \tag{34}$$

avec ρ_g masse volumique du gaz porteur, υ viscosité cinématique du gaz porteur et d_p^+ diamètre adimensionnel de la particule de diamètre d_p défini par :

$$d_p^+ = \frac{V^* d_p}{\upsilon}, \tag{35}$$

où V* vitesse de frottement.

I.2.6.2. Force de réentrainement

Lorsqu'une particule se déplace dans l'air, elle subit de la part de ce dernier une force de résistance. Si l'écoulement est stable, cette force, dite force de traînée, a le même sens que celui-ci. Dans le cas d'une sphère de diamètre adimensionnel d_p^+ , cette force est égale à :

$$F_D = 8.02 \rho \upsilon^2 \left(d_p^+\right)^2. \tag{36}$$

Certains auteurs prennent en compte des mouvements éventuels de la particule (glissement, rotation, oscillation) avant son détachement de la paroi. Ils font 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 :

$$F_R = 10.45 \rho \upsilon^2 \left[1 + 300\left(\frac{d_p}{2}\right)^{-0.31}\right]\left(\frac{d_p^+}{2}\right)^{2.31}. \tag{37}$$

Dans un travail récent, Alloul-Marmor (2002) a montré l'existence d'un effet de seuil, la fraction de particules réentraînée étant d'autant plus grande que les particules considérées sont grosses. Son travail montre que les deux paramètres les plus importants sont la vitesse du courant d'air et la granulométrie des particules. Ainsi plus la particule est fine plus il est difficile de l'arracher par un courant d'air (voir Figure 7).

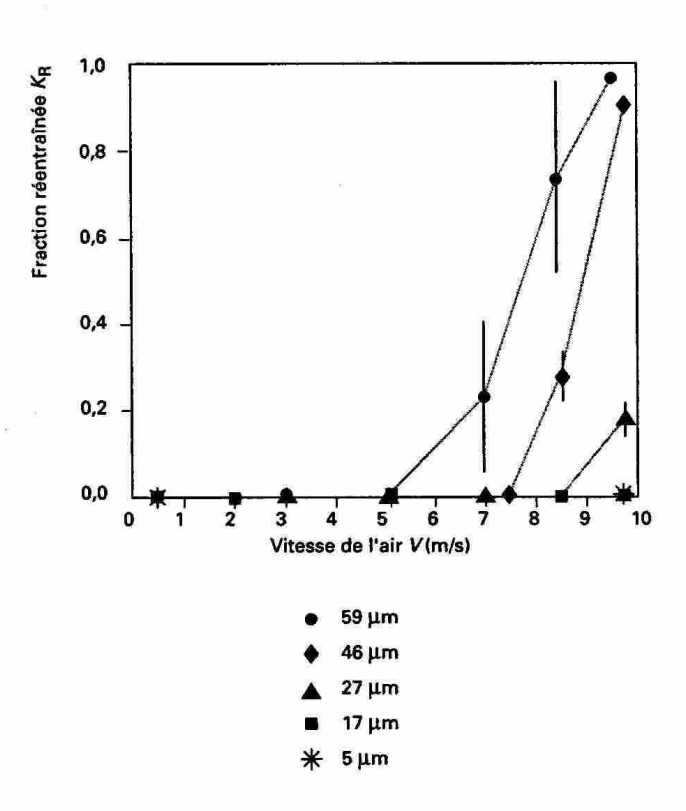


Figure 7 : évolution de la fraction réentraînée en fonction de la vitesse d'air pour différentes tailles de particules (Renoux, 2003)

La Figure 7 montre qu'il faut une vitesse d'environ 10m.s^{-1} pour que des particules de 5µm commencent à être réentraînées par l'écoulement d'air.

I.2.7. Coefficients de mise en suspension

Par définition, le terme de mise en suspension introduit un mécanisme supplémentaire dans le phénomène de suspension. Il s'agit du détachement de la particule de la surface sur laquelle elle repose, avant son envol dans l'écoulement libre. Lorsque l'on ne différentie pas les différents modes de transfert de la particule après le détachement, on peut également utiliser le terme de réentraînement (Alloul Marmor, 2002).

Dans la littérature, la quantité de matière mise en suspension est exprimée en terme de coefficients de réentraînement. Il en existe un grand nombre. Les études expérimentales dans le domaine de l'environnement, conduisent à des résultats de type évolution de la concentration du contaminant visé en fonction de la hauteur par rapport au sol, la vitesse du vent, le type de sol (Sehmel et Lloyd, 1974) à partir desquels il est souvent difficile d'évaluer

un coefficient de mise en suspension. Les coefficients les plus fréquemment employés dans le cas du réentraînement par écoulement d'air sont : la fraction réentraînée, le taux de réentraînement et le flux de réentraînement.

- La fraction réentraînée K_R (sans dimension) est définie par le rapport de la quantité de poudre mise en suspension sur la quantité initialement déposée sur une surface. Cette fraction est donnée par la relation :

$$K_R = \frac{\Delta m}{m_0}, \tag{38}$$

où Δm : masse réentraînée

m_0 : masse initialement déposée sur la surface.

La fraction mise en suspension est utilisée principalement lorsque le phénomène évolue peu dans le temps ou sur une période définie intéressante.

Les deux autres termes introduisent la notion de temps en intégrant dans leur expression la durée d'exposition à l'écoulement :

- Le taux de réentraînement T_R (s^{-1}) exprime la fréquence avec laquelle la matière particulaire est réentraînée. Expérimentalement, il se détermine pour une durée d'exposition qui peut être plus ou moins longue suivant la méthodologie utilisée, et généralement suivant le nombre ou bien la masse des particules. Le taux de mise en suspension T_R est défini par le rapport de la fraction mise en suspension K_R sur la période d'exposition t Δ (s) :

$$T_R = \frac{\Delta m}{m_0 \Delta t}. \tag{39}$$

Il s'agit d'un taux moyen sur la période d'exposition.

- Le flux de réentraînement $Flux_R$ ($g.cm^{-2}.s^{-1}$) est défini par le débit d'émission de matière par unité de surface. Il correspond donc à la quantité de matière mise en suspension en moyenne sur la durée d'exposition et par unité de surface et s'applique particulièrement pour décrire le cas d'un dépôt homogène en surface :

$$Flux_R = \frac{\Delta m}{\Delta t\ s}, \tag{40}$$

avec s : aire de la surface de la poudre exposée à l'écoulement (cm^2).

Pour exemple, dans le cas d'un dépôt surfacique, s représente l'aire de ce dépôt. Par contre, dans le cas d'un dépôt conique où seule la surface enveloppe du cône est directement en contact avec l'écoulement d'air, il faudra considérer la surface enveloppe du cône initial, c'est à dire la surface du cône sans l'aire de sa base. On suppose ici que la forme du dépôt n'évolue pas ou peu au cours du temps.
Pour une même situation étudiée, on peut donc utiliser l'un ou l'autre de ces trois coefficients. Toutefois, la diversité de ces expressions peut compliquer les interprétations notamment lorsque l'on cherche à comparer des études de la littérature entre elles. Il convient donc d'être prudent devant de telles situations.

On peut également citer le facteur de remise en suspension ainsi que le taux de remise en suspension (Gomes, 2005).
Le facteur de remise en suspension est défini comme le rapport de la concentration en particules par la concentration en particules par unité de surface.

$$RF(m^{-1}) = \frac{concentration\ de\ particules\ (nombre\ de\ particules.m^{-3})}{concentration\ surfacique\ (nombre\ de\ particules.m^{-2})} \quad (41)$$

Une deuxième manière d'exprimer la remise en suspension est d'utiliser le taux de remise en suspension défini comme suit :

$$RR(\min^{-1}) = \frac{taux\ de\ remise\ en\ suspension\ surfacique\ (nombre\ de\ particules.s^{-1}.m^{-2})}{concentration\ surfacique\ (nombre\ de\ particules.m^{-2})} \quad (42)$$

I.2.8. La coagulation des particules

La coagulation des aérosols est le processus d'adhésion ou de fusion d'une particule avec une autre. Il peut y avoir plusieurs phénomènes conduisant au contact entre deux particules. Quand cette approche s'effectue grâce au mouvement brownien, on dit qu'il y a coagulation thermique ou brownienne.
En régime turbulent, les fluctuations de vitesse au sein du fluide peuvent influer sur le mouvement des particules, conduisant à deux mécanismes. Le premier est la coagulation par diffusion turbulente : les petites particules suivent les fluctuations aléatoires de vitesses dans le fluide, deux particules se trouvant dans deux tourbillons voisins pouvant alors rentrer en collision. Le second mécanisme est la coagulation turbulente inertielle : les particules ayant

une densité différente de celle du fluide, deux particules de tailles différentes auront des temps de réponse aux fluctuations de vitesses différents ce qui permet la collision.
Des champs extérieurs peuvent aussi exercer une influence sur la formation d'agglomérats : champs électriques, champs acoustiques, etc. On dit alors qu'il y a coagulation cinématique.

Il faut toujours garder à l'esprit que pour qu'il y ait coagulation, il faut que la concentration en particules soit suffisante, c'est-à-dire supérieure à environ 10^5 particules.cm^{-3}. De plus une très grande proximité ou un choc entre particules n'entraîne pas nécessairement la coagulation. Un coefficient appelé efficacité de collision rend compte de ce fait. S'il a lieu, le phénomène de coagulation modifiera la granulométrie et donc le comportement des particules concernées (Renoux, 1998).

I.2.9. Propriétés optiques des particules

Les propriétés optiques des particules sont la cause d'un certain nombre de phénomènes atmosphériques (halos, couronnes, arc-en-ciel, couchers de soleil colorés) et à l'origine de la diminution de la visibilité lors de fortes pollutions particulaires. Mais c'est à partir de ces propriétés que des méthodes performantes et particulièrement sensibles de mesure de concentration et de granulométrie ont été mises au point (Renoux, 1998).

I.2.9.1. Absorption de la lumière par les particules

L'action des particules sur la lumière peut se traduire par plusieurs effets : diffusion, absorption, réflexion, réfraction ou diffraction du rayon lumineux (voir Figure 8).

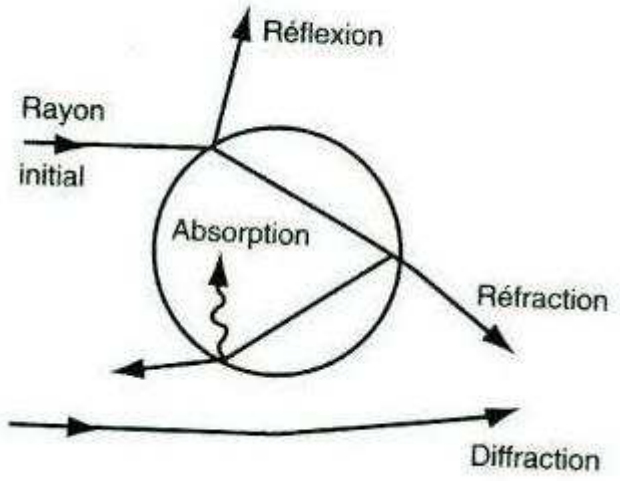


Figure 8 : interaction lumière-particule (Renoux, 1998)

Une des caractéristiques d'une particule est son coefficient d'absorption. Il est défini comme le rapport du flux lumineux diffusé et absorbé par l'aérosol par le flux lumineux incident. Il est proportionnel au diamètre de la particule élevé à la puissance 4 et décroît donc très rapidement avec le diamètre de la particule (Renoux, 1998).

I.2.9.2. Diffusion de la lumière par les particules

La diffusion de la lumière par un aérosol peut être simple ou multiple, élastique ou inélastique. Elle est dite simple lorsque la lumière diffusée par une particule isolée arrive directement à l'observateur, sinon elle est multiple. Elle est inélastique lorsque la lumière diffusée a une longueur d'onde différente de celle de la lumière incidente. En physique des aérosols, on ne considère que la diffusion simple et élastique.

Plusieurs théories permettent la description de la diffusion de la lumière par les aérosols.

- La théorie de Rayleigh

Cette théorie est valable pour les particules fines (d_p<0,05 µm). Remarquant qu'une particule diélectrique crée, loin d'elle, un champ électrique équivalent à celui d'un dipôle, cette théorie établit une équivalence entre sphère et dipôle. Cette théorie considère que le champ électromagnétique de l'onde incidente est uniforme sur toute la particule et qu'il crée un dipôle qui oscille de façon synchrone avec le champ électromagnétique incident. En fait, le domaine de validité de cette théorie est limité. Il est admis que la taille de la particule doit être inférieure à $\lambda/10$ (λ longueur d'onde de la lumière) pour des indices de réfraction de l'ordre de $\sqrt{2}$.

- La théorie de Rayleigh-Gans

Cette théorie décrit la diffusion de la lumière par une particule sphérique d'indice de réfraction m voisin de l'unité avec $2\alpha(m-1) << 1$, pour que les déphasages à l'extérieur de la particule restent faibles, où $\alpha = \frac{2\pi r_p}{\lambda}$ avec α paramètre de taille de la particule, r_p rayon de la particule et λ longueur d'onde de la lumière.

On suppose que chaque élément de la particule diffuse la lumière suivant la théorie de Rayleigh. On obtient l'intensité de la lumière diffusée des champs élémentaires rayonnés, en tenant compte des différences de phase, puis en élevant cette somme au carré.

- La théorie de Mie ou de Lorenz-Mie (Renoux, 1998)

Résolvant les équations électromagnétiques de Maxwell avec les conditions aux limites appropriées, la théorie de Mie (valable pour α<30) permet de décrire avec précision l'allure de la lumière diffusée par une particule sphérique placée dans un milieu absorbant, homogène et isotrope, éclairé par une onde plane. Le milieu entourant la particule est diélectrique, la particule et le milieu qui la contient étant non magnétiques.

Que ce soit pour une particule transparente ou absorbante, la lumière diffusée vers l'avant est toujours plus importante. De plus, elle est moins sensible aux variations de l'indice de réfraction de la particule que la diffusion arrière.

- La théorie de Lorenz-Mie généralisée

Depuis quelques temps, beaucoup de compteurs optiques de particules remplacent la lumière blanche par un rayonnement laser. Il a donc fallu adapter les théories de la diffusion d'une onde plane à la diffusion d'une onde finie. C'est la théorie de Lorenz-Mie généralisée.

En fait, si le diamètre du faisceau laser est plus grand que celui de la particule, la théorie de Lorenz-Mie reste valable. Si le diamètre du faisceau laser est très petit devant celui de la particule, il faut alors utiliser la théorie de Lorenz-Mie généralisée.

Il est à noter que les propriétés optiques des particules sont très importantes dans la mesure où beaucoup d'appareils de mesures sont basés sur ces théories physiques.

Les phénomènes précédemment décrits sont ceux le plus fréquemment rencontrés lors de l'étude du mouvement de particules dans l'air. Suivant les cas étudiés, ils n'interviennent pas tous et auront des ordres de grandeur différents, donc une influence différente sur le comportement des particules. Lorsqu'on veut étudier la dispersion des particules dans un environnement donné, on peut avoir recours à différents types de modèle. La connaissance et l'estimation des phénomènes précédemment décrits sont alors importantes afin de réaliser un modèle le plus précis possible.

Nous allons voir dans le paragraphe suivant les différentes méthodes de modélisation permettant de réaliser ce type d'étude.

I.3. Modélisation de la dispersion des particules

Afin de réaliser des études d'impact, d'étudier l'influence de systèmes de réduction de concentration en particules, de connaître la distribution des concentrations en particules dans un espace donné, la modélisation peut s'avérer être un outil indispensable. Il existe deux méthodes de modélisation du comportement particulaire dans les enceintes : l'approche numérique de type CFD (Computational fluid dynamics) et l'approche globale (équation bilan de conservation de la quantité de polluant). L'approche numérique CFD permet une description relativement fine des phénomènes en modélisant les trajectoires des particules. En fonction de l'environnement étudié, on choisit de tenir compte de différentes forces décrites précédemment afin de calculer au cours du temps les positions des particules dans l'espace et éventuellement leur dépôt sur les parois.

L'approche globale permet, quant à elle, l'évaluation de la concentration en particules dans l'enceinte. Comme le principe de l'approche globale n'est pas de déterminer les trajectoires des particules, les force décrites précédemment ne sont pas prises en compte, seuls des termes permettant de qualifier le renouvellement d'air, la remise en suspension et le dépôt des particules sont utilisés afin de calculer la concentration en particules (Bouilly, 2003).

Ce chapitre présente les différentes méthodes numériques existantes ainsi que l'approche globale.

I.3.1. Modélisation de l'écoulement fluide

Pour prédire l'écoulement fluide, trois grandes familles se distinguent : la Simulation Numérique Directe (DNS, Direct Numerical Simulation), la Simulation des Grandes Echelles (LES, Large Eddy Simulation) et les modèles statistiques (RANS, Reynolds Averaged Navier Stokes equations).

I.3.1.1. La Simulation Numérique Directe (DNS)

Cette méthode consiste à résoudre directement les équations de Navier Stokes. Elle permet de ne pas faire intervenir de modélisation mais son principal inconvénient est la nécessité d'avoir un maillage avec un nombre de points très importants. A titre d'exemple, pour prendre en

compte toutes les échelles de la turbulence, il faut un nombre de points équivalent à $Re^{9/4}$ pour une étude en 3D, ce qui pose un problème pour les écoulements industriels ou tels que les écoulements d'air en milieu ferroviaire qui sont en général des écoulements à grand nombre de Reynolds. La conséquence immédiate est la limitation de la simulation numérique directe à des problèmes fondamentaux. Actuellement, de part la limitation des machines de calcul, il est difficile d'effectuer une simulation avec un mailllage de plus de deux millions de points. Il apparaît que la DNS n'est pas l'outil adapté à la représentation des écoulements pour un bâtiment.

I.3.1.2. La Simulation des Grandes Echelles (LES)

La LES permet d'aborder des calculs réels comme celui des écoulements en bâtiment en introduisant un nouveau niveau de description moins fin, ce qui revient à opérer un filtrage parmi les échelles de l'écoulement à l'aide d'un paramètre de maille : on distingue les gros tourbillons des structures fines d'échelle inférieure à la maille de calcul (Sagaut, 1998). Les tourbillons de taille supérieure à la maille sont donc déterminés par le calcul et le transfert d'énergie des gros tourbillons vers les plus petits tourbillons est modélisé pour prendre en compte l'effet de ces petits tourbillons. Lors du calcul des grandes échelles, les interactions existant entre celles-ci et les échelles plus petites absentes de la simulation sont prises en compte par l'introduction d'un terme dans les équations régissant le mouvement du fluide. On utilise pour cela un modèle de sous-maille. Le modèle le plus répandu est le modèle de Smagorinsky (1963) adapté de ses travaux en prévisions météorologique. Cependant ce dernier demande la spécification du coefficient du modèle C_s. Les travaux de Bouilly montrent que la LES semble être une méthode bien adaptée pour représenter l'écoulement fluide instantané dans les bâtiments. Cette méthode donne des résultats en accord avec les expérimentations (Bouilly, 2003).

I.3.1.3. Les modèles statistiques

La modélisation RANS repose sur une description statistique de la turbulence. Elle consiste à appliquer la moyenne statistique aux équations de Navier Stokes pour ainsi utiliser un traitement statistique de ces équations. Cette moyenne suit les règles de Reynolds et permet d'aboutir aux équations de Reynolds donnant les équations d'évolution du champ moyen. Ce traitement introduit des inconnues supplémentaires (ce sont les tensions de Reynolds qui traduisent l'interaction entre le champ moyen et le champ fluctuant) dans le système d'équation et conduit donc à faire des hypothèses de fermeture pour résoudre les termes

supplémentaires qui apparaissent dans ces équations. L'introduction de ces hypothèses de fermeture donne lieu à une modélisation. Il existe plusieurs niveaux de fermeture. La plus utilisée consiste à relier le tenseur des contraintes de Reynolds à un coefficient de viscosité de la turbulence qui est ensuite déterminé à l'aide d'équations de transport de quantités turbulentes. Le modèle k-ε basé sur une équation de transport pour l'énergie cinétique de la turbulence k et d'une seconde équation de transport pour son taux de dissipation ε est le plus classiquement utilisé. Le modèle standard est semi-empirique. L'hypothèse principale du modèle standard est que l'écoulement est supposé parfaitement turbulent et que les effets de viscosité moléculaire sont négligeables (Abadie, 2000).

I.3.1.4. Modélisation des particules

Deux grandes familles de méthodes permettent la prévision de la diffusion particulaire : les méthodes eulériennes et les méthodes lagrangiennes.

- Les modèles eulériens

Dans le modèle eulérien, les particules sont vues comme un milieu continu. La concentration des particules dans le milieu fluide est considérée comme une grandeur scalaire (comme la température, par exemple) et on suppose que la dispersion des particules respecte le mécanisme de diffusion de Fick. Cette approche n'est valable que pour certains écoulements turbulents (Batchelor, 1949). Pour le cas général des écoulements, quand la constante de temps des particules devient grande, le modèle de loi de Fick peut être irréaliste. La diffusion des particules doit alors être considérée différemment.

Pour pouvoir considérer le mélange des particules et du fluide comme un milieu hétérogène et par la suite modéliser le phénomène de diffusion des particules dans le fluide il faut tenir compte de certaines hypothèses et surtout négliger l'inertie des particules. Cette hypothèse n'est valable que pour les particules très petites (dont la taille est voisine de celle des molécules du fluide).

Il existe deux types de modèles eulériens : à une phase et à deux phases.

Les modèles eulériens à une phase (Rudinger et al, 1964), 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. En revanche, 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 (Elghobashi et al, 1983), 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 définir 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 modèles lagrangiens

Dans les modèles lagrangiens, les particules sont traitées de manière individuelle, elles sont suivies le long de leur trajectoire grâce à la résolution de l’équation de la dynamique du mouvement. Les propriétés globales des particules sont obtenues par une moyenne d’ensemble sur toutes les trajectoires.

L’avantage des méthodes Lagrangiennes est d’une part qu’elles s’appuient sur un nombre plus petit d’hypothèses pour le mécanisme de diffusion et d’autre part que l’interaction entre les particules et les limites du domaine peuvent être menées naturellement.

Les interactions des particules avec le fluide (ou avec les parois) sont explicitement prises en compte. Par rapport aux modèles Eulériens, où, après résolution, l’accès aux champs de concentrations et de vitesses particulaires est direct, il faut faire appel à des calculs statistiques qui permettent de générer les champs de concentration et de vitesse des particules à partir des trajectoires calculées pour chaque particule. Ceci induit le tirage d’un nombre assez élevé de particules pour que les résultats statistiques soient représentatifs.

Les modèles lagrangiens peuvent être des outils efficaces pour la prédiction du mouvement des particules dans l’air. En revanche, pour des particules fines, ils peuvent imposer une restriction sur le pas de temps de calcul qui risque d’augmenter de façon irréaliste le temps total de résolution. Ceci est une limite assez importante dans l’utilisation de ces modèles (Denes, 2007).

I.3.2. Approche globale

Pour la détermination de la qualité de l’air intérieur, l’évaluation de la concentration en particules dans l’air est primordiale. Pour cela, il faut considérer les différents échanges qui entrent en jeu, sans décrire le mouvement du fluide. Ainsi, la concentration particulaire de l’air intérieur dépend de plusieurs paramètres : 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) qui influencent énormément la concentration en particules dans l'ambiance intérieure (Abadie, 2000). La figure suivante illustre les différents échanges particulaires à l'intérieur d'une enceinte.

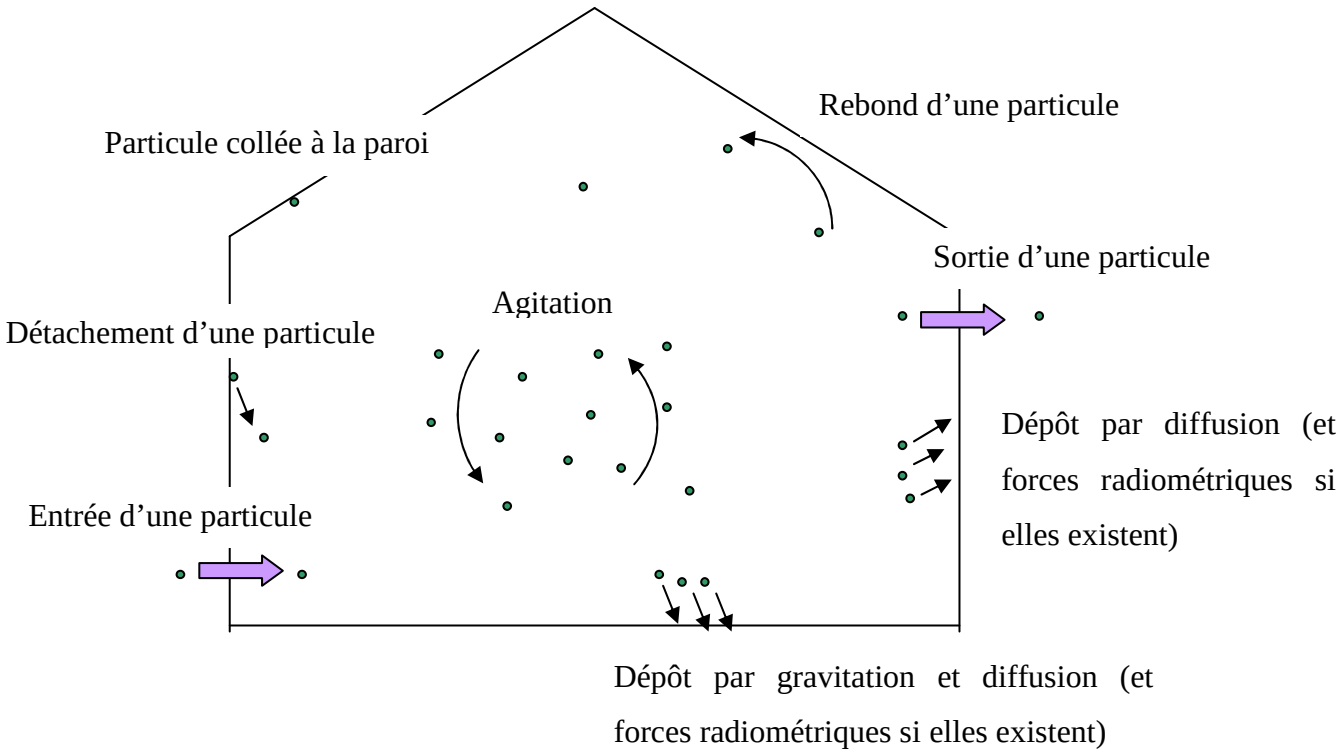


Figure 9 : mouvement des particules dans une enceinte

Le bilan de conservation massique du polluant particulaire, dans une enceinte mono-zone et de concentration homogène, peut être exprimé par la relation suivante, Nazaroff (1993) :

$$\frac{dC_i(t)}{dt} = f\lambda_r C_{ext} - \lambda_r C_i - \lambda_{de} C_i + \lambda_R C_{Di} + S_i \,, \qquad (43)$$

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 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.

- Coefficient de pénétration de la pollution extérieure

Ce coefficient traduit le pourcentage de particules extérieures que l'on retrouve effectivement à l'intérieur du volume d'étude. Il est défini par la relation suivante :

$$f = \frac{C_{ext}}{C_{\text{int}/\,ouv}}, \tag{44}$$

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}).

Loewenstein évalue ce coefficient pour un hôpital de la région parisienne à *30%* pour les particules inférieures à 10µm. Pour la même taille de particules, Koutrakis (1992) et Thatcher (1995) obtiennent un coefficient de 100%. Cette dernière valeur est communément admise pour les particules inférieures à 10µm.

- Paramètre de dépôt

Le paramètre de dépôt λ_{de}, peut être calculé par le produit de la vitesse globale de dépôt et de la surface intérieure de paroi, divisé par le volume total de la zone.

$$\lambda_{de} = \frac{S}{V} V_{de}, \tag{45}$$

avec :

S : surface intérieure (m^2),

V : volume total (m^3),

V_{de} : 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 de particules vers une surface, et la concentration, C_i , de la même espèce dans l'air :

$$V_d = \frac{J}{C_i} . \tag{46}$$

- Paramètre de remise en suspension

Les phénomènes de dépôt et de remise en suspension étant très difficiles à évaluer indépendamment l'un de l'autre, il est habituel de considérer un effet global λ_d (décharge) (Abadie, 2000).

$$\lambda_{de} C_i + \lambda_R C_{Di} \approx \lambda_d C_i \ , \tag{47}$$

L'équation (43) devient :

$$\frac{dC_i(t)}{dt} = f\lambda_r C_{ext} - \lambda_r C_i - \lambda_d C_i + S_i \tag{48}$$

Si tous les paramètres sont constants et que f est égal à 1, la solution de cette équation est :

$$C_i(t) = C_{ext} \frac{\lambda_r}{\lambda_r + \lambda_d} [1 - \exp(-(\lambda_r + \lambda_d)t)] Ci(0) \exp(-(\lambda_r + \lambda_d)t) + S_i(t) . \tag{49}$$

Par la connaissance de la constante de dépôt global (λ_d) on peut déterminer la concentration en particules dans l'air d'une enceinte.

On utilise également la vitesse de dépôt global V_d pour décrire le phénomène de dépôt particulaire dans une enceinte :

$$V_d = \lambda_d \frac{V}{S} . \tag{50}$$

Cette vitesse de décharge 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 global est très délicat. Elle dépend de plusieurs paramètres qui caractérisent les particules, l'écoulement d'air et les revêtements des parois.

Dans le cas de l'étude de la qualité de l'air dans une gare souterraine, nous avons choisi de considérer l'approche globale. En effet, de par la taille et la complexité du volume considéré (décrit dans le chapitre 2), nous n'avons pour l'instant que peu de données sur l'aéraulique de la gare. De plus, lors du début de la thèse, nous préférions réaliser un modèle relativement facile à utiliser et pouvant être ré-exploitable pour d'autres gares sans avoir à faire de modifications lourdes au niveau d'un maillage par exemple. Nous avons donc choisi d'étudier la faisabilité d'un modèle se basant sur l'approche globale, ce modèle constituant alors une première approche qui pourra être affinée à l'avenir.

I.4. Conclusion

Ce chapitre nous a permis de montrer que les milieux intérieurs présentaient des spécificités d'un point de vue pollution, spécificités d'autant plus fortes lorsqu'il s'agit d'un volume confiné dans lequel il y a une activité particulière comme les gares souterraines. Malgré la ventilation existante et de par son confinement, une gare souterraine peut donc présenter de fortes concentrations en particules. Une exposition prolongée à de fortes concentrations pouvant être nocive pour la santé, il convient donc de les étudier de manière approfondie afin de pouvoir envisager des systèmes de réduction de concentrations adaptés au cas de gares souterraines.

Comme nous l'avons vu dans la première partie, l'étude de ces concentrations peut se faire de deux manières : soit en considérant l'aspect normatif donc en étudiant des concentrations en masse, soit en considérant l'aspect sanitaire donc en étudiant des concentrations en nombre. Comme plus les particules sont fines plus la plupart d'entre elles pénètrent dans l'organisme, les concentrations en nombre ont donc une grande importance (ceci étant étayé par le fait que les normes descendent progressivement des PM_{10} vers les $PM_{2.5}$). En ce sens, il est donc important de connaître les répartitions granulométriques des particules en gare souterraine.

Nous avons donc choisi dans le cadre de cette thèse de réaliser deux types de campagnes de mesure. La première permettant de mieux connaître la pollution particulaire apportée par l'activité commerciale dans la gare et la deuxième permettant d'étudier différentes sources propres à la gare et contribuant donc à la pollution globale apportée lors de l'activité commerciale. Même si nous avons également effectué des mesures en masse, nous avons choisi durant cette thèse de mettre l'accent sur l'aspect sanitaire et donc de travailler la plupart du temps avec des concentrations en nombre.

De plus, toutes les mesures réalisées jusqu'à présent ne donnant que des informations ponctuelles dans l'espace, nous avons également étudié la faisabilité de mesures permettant de connaître la répartition des concentrations sur un quai durant la première campagne expérimentale. En effet, la connaissance de la répartition des concentrations peut donner des informations sur d'éventuels phénomènes d'accumulation, informations pouvant être utiles afin d'optimiser à l'avenir un système de réduction des concentrations.

Le chapitre suivant présentera la gare dans laquelle nous avons travaillé, son architecture, les raisons de notre choix ainsi qu'une première description des campagnes expérimentales que nous avons réalisées.

Chapitre 2

-

Domaine d'étude

Comme nous l’avons vu dans le chapitre précédent, le travail mené durant cette thèse consiste à étudier la pollution particulaire dans une gare souterraine, d’une manière globale pendant plus d’une semaine d’exploitation mais aussi celle émise par trois sources spécifiques. Afin de réaliser les campagnes expérimentales décrites dans ce chapitre, nous avons choisi une gare d’étude. La première partie de ce chapitre détaille les critères de choix de cette gare et présente ensuite la gare choisie. Les deuxième et troisième présenteront les mesures déjà réalisées dans notre gare d’étude ainsi que les protocoles de celles que nous avons réalisées dans le cadre de cette thèse.

II.1. La gare souterraine Magenta

II.1.1. Choix de la gare

Le caractère souterrain d'une gare est défini en prenant les conditions reprises de l'article GA 2 paragraphe 1.1 de l'annexe à l'arrêté du 20/02/1983 modifié "portant approbation des règles de sécurité et des modalités de contrôle applicables aux locaux accessibles aux public, situés sur le domaine public du chemin de fer et rigoureusement indispensables à l'exploitation de celui-ci". Les conditions simultanées suivantes entraînent le classement en gare souterraine :

- Situation en dessous du niveau d'accès des secours,
- Moitié de la surface des faces verticales longitudinales n'étant pas à l'air libre,
- Couverture en totalité.

Les gares souterraines du réseau SNCF étant toutes situées sur le réseau RER de l'Ile de France, l'attribution du caractère souterrain est donc limité aux gares de cette région . A partir de ces critères, une liste de neuf gares souterraines et mixtes du réseau RER SNCF a été établie : La Défense, Haussmann Saint Lazare, Magenta, Invalides, Musée d'Orsay et Porte de Clichy pour les gares souterraines, Gare de Lyon, Gare du Nord et Saint Michel Notre Dame pour les gares mixtes (Balacey, 2003).

Avant la mise en place des différents protocoles des expérimentations menées pendant ce travail de thèse, une gare d'étude parmi les neuf gares citées ci-dessus devait être choisie. Différents critères ont été pris en compte (Balacey, 2002):

- L'ancienneté de la gare : plus la gare est récente, moins il est difficile d'obtenir des informations sur son fonctionnement, son architecture, etc.…nous avons donc choisi une gare relativement récente.
- L'architecture de la gare : nous avons essayé de trouver une gare présentant un volume au niveau des quais relativement simple à prendre en compte et en ligne droite. En effet, nous verrons que l'expérimentation décrite dans le chapitre 5 nécessitait que les voies et quais ne soient pas en courbe.

- Sa situation par rapport à la ligne de RER : pour cette étude nous avons préféré choisir une qui ne soit pas un terminus de ligne afin de ne pas se placer dans le cas particulier d'un trafic soumis au stationnement prolongé des trains.
- Le type de matériel roulant : il est fréquent que dans certaines gares plusieurs types de trains circulent. Ils peuvent différer de par leur forme, leur vitesse et leurs matériaux et donc générer des différences particulaires (concentration, chimie). Dans le but de limiter le nombre de paramètres, nous avons privilégié les gares où ne circule qu'un seul type de matériel roulant.
- Le trafic et les interconnexions : nous avons essayé de choisir une gare dans laquelle le trafic (voyageurs et trains) soit assez important pour garantir un niveau suffisant en concentration de particules mais dans laquelle les interconnexions avec d'autres lignes RER et/ou métro soient minimales ou aient une influence très faible afin d'éviter les échanges entre notre zone d'étude et ce qui peut être considéré comme l'extérieur.
- La pollution particulaire : nous avons choisi une gare dans laquelle les concentrations en particules sont suffisamment élevées. Pour cela nous nous sommes basées sur des campagnes de mesures réalisées par la SNCF (Balacey, 2003).

Tous ces critères nous ont permis de choisir la gare Magenta (RER E) comme domaine d'étude parmi les neuf gares souterraines et mixtes de la région parisienne. C'est une gare relativement simple au niveau architectural, en ligne droite, avec des interconnexions au métro et RER assez éloignées et en nombre limité. En effet, on peut voir sur la Figure 10, que Magenta est situé entre la Gare du Nord, où se trouvent les correspondances avec les lignes 4 et 5 du métro et les RER B et D, et la Gare de l'Est. Elle est assez récente (mise en service commercial en juillet 1999), un seul type de matériel roulant (décrit dans le paragraphe II.1.1.2) y circule et, bien qu'étant une des dernières gares de la ligne E, ce n'est pas un terminus de ligne. Sa fréquentation est élevée, elle est à ce titre au sixième rang des neuf gares classées souterraines et sa concentration en poussières est moyenne, elle est au septième rang des neuf gares listées, Balacey (2005).

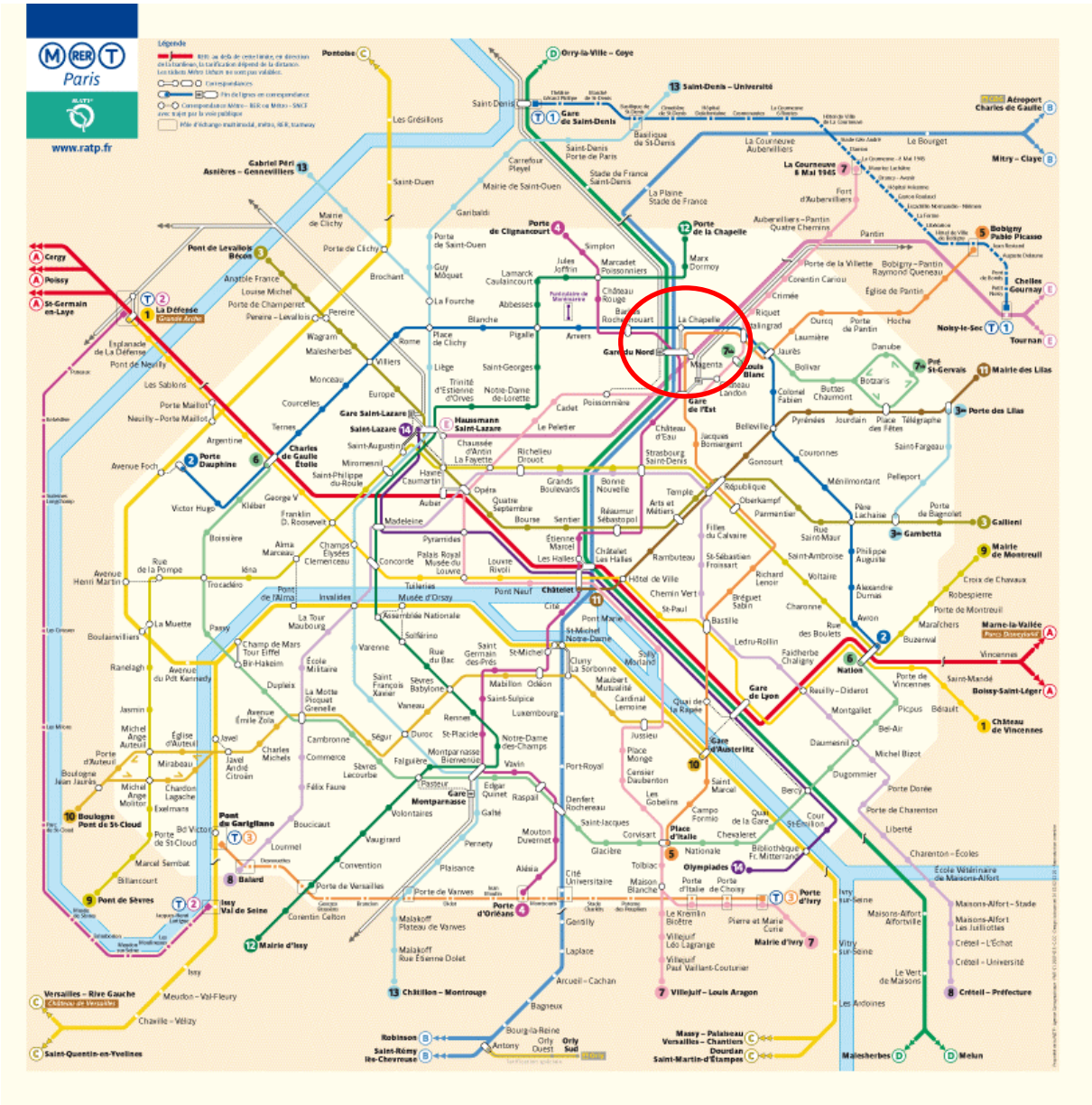


Figure 10 : situation de la gare Magenta dans le réseau RER, métro et tramway de Paris (source RATP)

II.1.2. Architecture de la gare Magenta

Comme on peut le voir sur la Figure 11, la gare Magenta est constituée de trois niveaux :

- le niveau des quais (30,1 m sous le niveau du sol),
- une terrasse médiane (14,6 m sous le niveau du sol) avec les pôles Saint Denis et Alsace,
- une mezzanine de liaison avec la gare du nord (12,6 m sous le niveau du sol).

  Le niveau de la rue (rue du faubourg Saint Denis) est à l'altitude 58,1 m.

Cet imposant volume rend la définition des zones séparant l'intérieur de l'extérieur ou des zones d'interconnexion relativement difficile.

Le niveau des quais est constitué de 2 quais et 4 voies. Ils mesurent 228m de long. La largeur de la gare est de 53 m pour environ 7 m de hauteur. La Figure 11 nous permet de voir qu'elle est constituée d'un tunnel central à deux voies et de deux tunnels latéraux mono-voie (tunnels cerclés de rouge). Le tunnel central a une voûte de 21 m d'ouverture et les deux tunnels latéraux ont une voûte de 11 m de large.

La surface de la gare, assimilée à un rectangle de 228 m de longueur et de 53 m de largeur, est de 12 084 m^2. Le volume de la gare, assimilé à un parallélépipède de surface de 12 084 m^2 et d'une hauteur moyenne de 7 m, est de 84 588 m^3.

La Figure 12 présente un schéma en vue de dessus de la gare Magenta, les voies étant représentées en grisé et les quais en blanc. Les quais du tube central et ceux des tubes latéraux communiquent chacun de leur côté par onze arcades réparties sur toute la longueur des quais (représentées par une flèche en pointillé rouge sur la Figure 12). Ces arcades correspondent à des accès aux niveaux supérieurs et induisent des courants d'air locaux relativement importants. Les quais 51 et 53 sont dédiés à la circulation vers Pantin alors que les quais 52 et 54 sont dédiés à la circulation vers Haussmann Saint-Lazare.

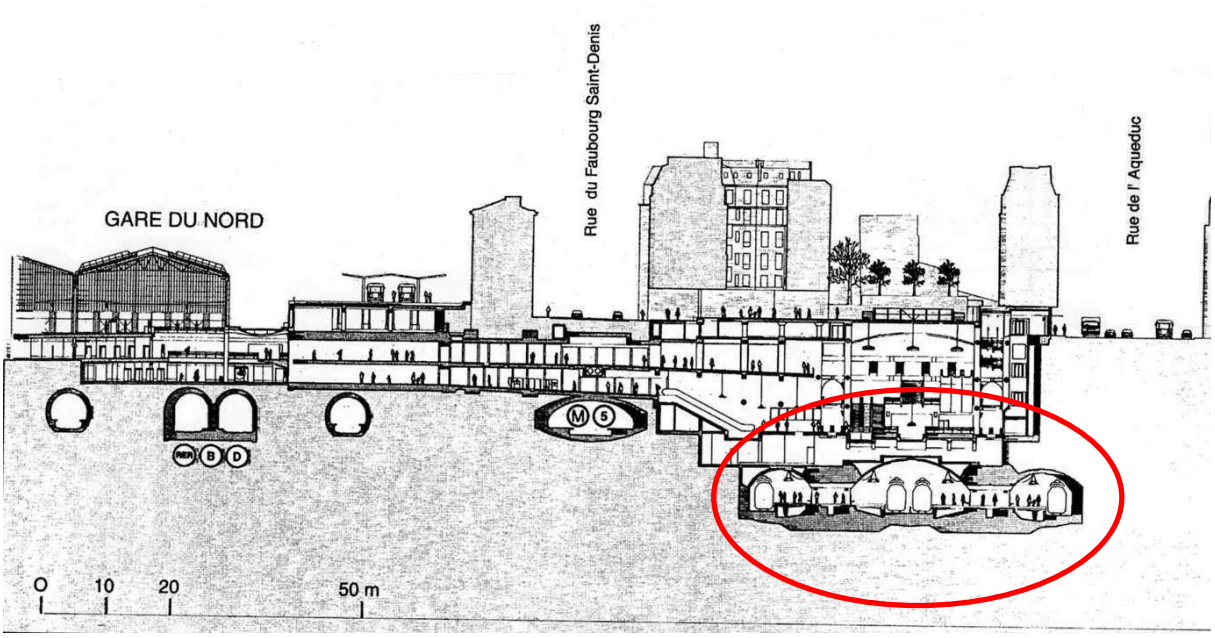


Figure 11 : schéma et situation de la gare Magenta

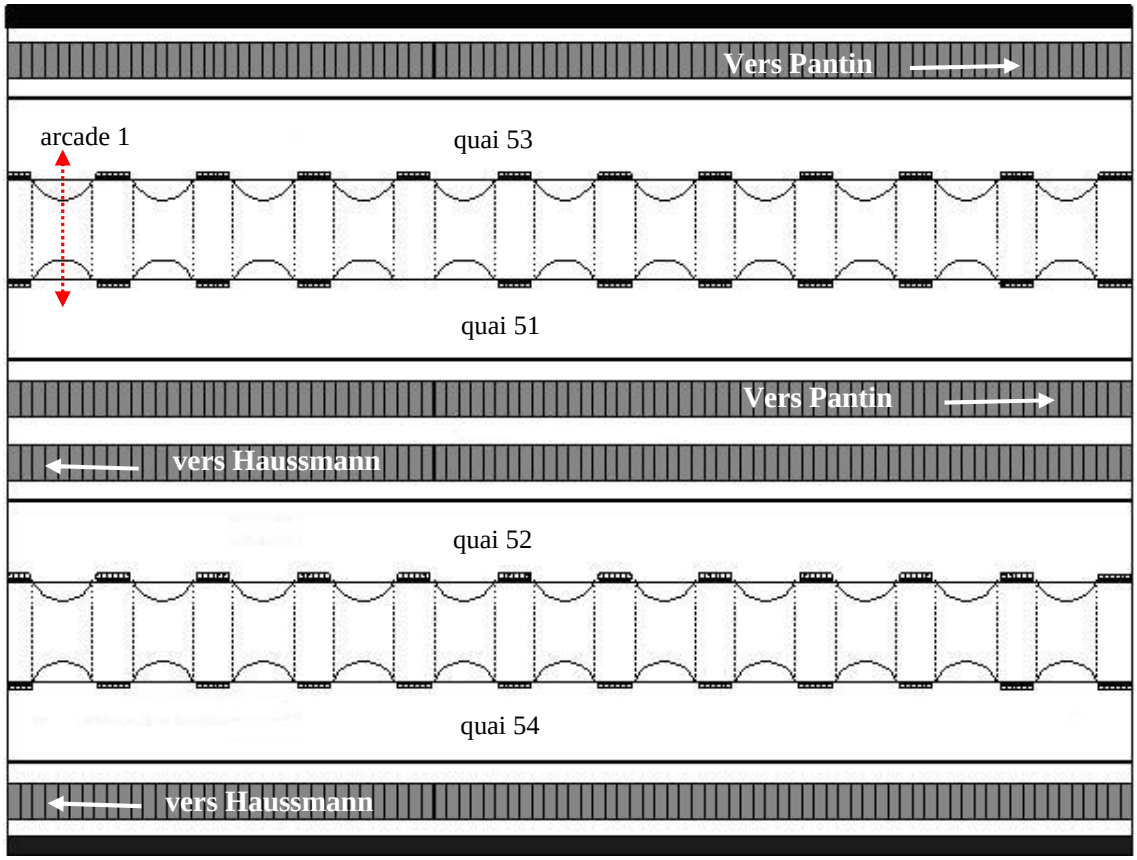


Figure 12 : schéma de la gare Magenta et des sens de circulation des trains

Figure 13 : photo du tube central de la gare Magenta

II.1.3. La ventilation mécanique

Le premier rôle de la ventilation mécanique est d'assurer le désenfumage en cas d'incendie dans une gare ou un tunnel (dit mode désenfumage). Dans les gares les plus anciennes, la ventilation n'a été conçue que dans ce but et ne fonctionne donc qu'en cas d'incendie.

Dans les gares plus récentes, la ventilation mécanique possède un deuxième rôle (dit mode confort) qui est d'établir et de maintenir l'atmosphère des espaces souterrains dans des conditions satisfaisantes de salubrité et de confort thermique. Dans ce cas, la ventilation mécanique fonctionne toute l'année, passant en régime de désenfumage si besoin est. Pour des espaces de type tunnel ferroviaire, une ventilation naturelle est assurée par l'effet piston des trains et une aération par les accès et les baies en liaison avec l'extérieur.

La ventilation mécanique de la gare Magenta est composée de plusieurs puits constitués eux-mêmes de plusieurs ventilateurs (voir Figure 14). Certains puits fonctionnent toute l'année en mode confort afin de maintenir une température, une humidité, des vitesses et un renouvellement d'air relativement satisfaisants pour les voyageurs, d'autres sont dimensionnés pour le désenfumage de la gare en cas d'incendie.

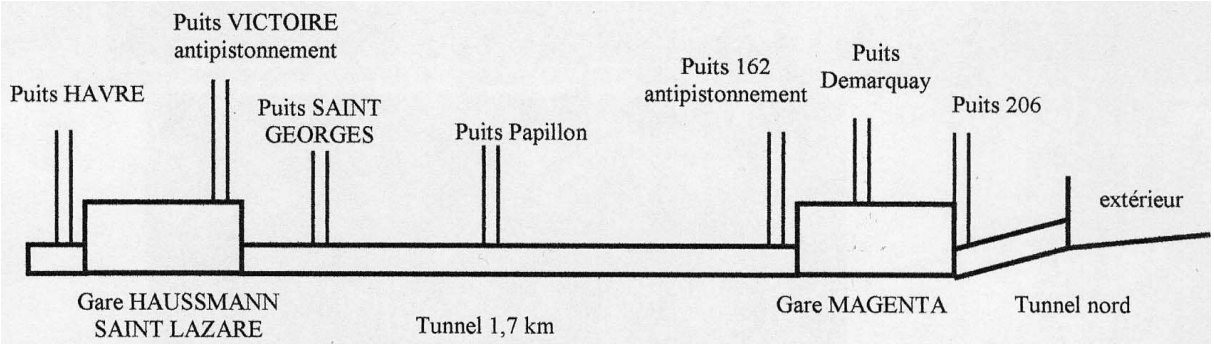


Figure 14 : schéma des puits de ventilation de Magenta et Haussmann St Lazare

Pour des raisons de clarté, la Figure 14 ne fait pas apparaître le puits Magenta situé au niveau des quais de la gare Magenta.

En mode confort, ce système de ventilation peut fonctionner suivant deux scenarii (voir Figure 15):

- scenario hiver (15 octobre au 15 avril) : l'air est pris dans les tunnels et insufflé dans la gare pour la réchauffer puis extrait au-dessus des quais
- scenario été (15 avril au 15 octobre) : l'air extérieur est insufflé dans la gare puis extrait vers les tunnels.

L’air est mis en mouvement via trois séries de puits :

- le puits Demarquay situé à côté de l’hôpital Fernand WIDAL est constitué de 2 puits.

Le premier puits est situé à proximité immédiate de la rue et comporte 4 ventilateurs, chacun d’un débit unitaire maximal de 35 m^3/s en soufflage (mode été) et extraction (mode hiver). Il donne directement dans la salle d’échange au dessus des quais de Magenta (pôle Demarquay). Ce puits a un rôle actif sur le mode confort et ne fonctionne qu’à 50% de son débit maximal en temps normal.

Le deuxième puits, situé au 206 rue du Faubourg Saint Denis, à côté de l’hôpital Fernand Widal, comporte 2 ventilateurs, chacun d’un débit unitaire maximal de 51 m^3/s, habituellement à l’arrêt. Ils fonctionnent en soufflage en cas du scénario de désenfumage. Ce puits joue un rôle d’anti-pistonnement et n’a pas de rôle actif sur le mode confort.

- le puits Magenta situé face au 171 rue du Faubourg Saint Denis. Il correspond aux grilles situées au-dessus des quais de la gare Magenta. Ce puits comporte 4 ventilateurs, chacun d’un débit unitaire maximal de 50 m^3/s, fonctionnant toujours en extraction, quel que soit le mode été ou hiver. Ce puits est toujours en extraction et ne fonctionne qu’à 50% de son débit maximal en temps normal.

- le puits Papillon, situé au milieu du tunnel entre Haussmann Saint Lazare et Magenta, comporte 4 ventilateurs, chacun d’un débit unitaire maximal de 60 m^3/s. Ces ventilateurs sont toujours en fonctionnement, en soufflage en mode hiver, en extraction en mode été, mais ne sont utilisés qu’à 50% de leur débit maximal en temps normal.

La Figure 15 représente les trois puits de ventilation mécanique les plus proches de la gare Magenta et ayant un rôle actif sur le mode confort, en scenario hier ou été.

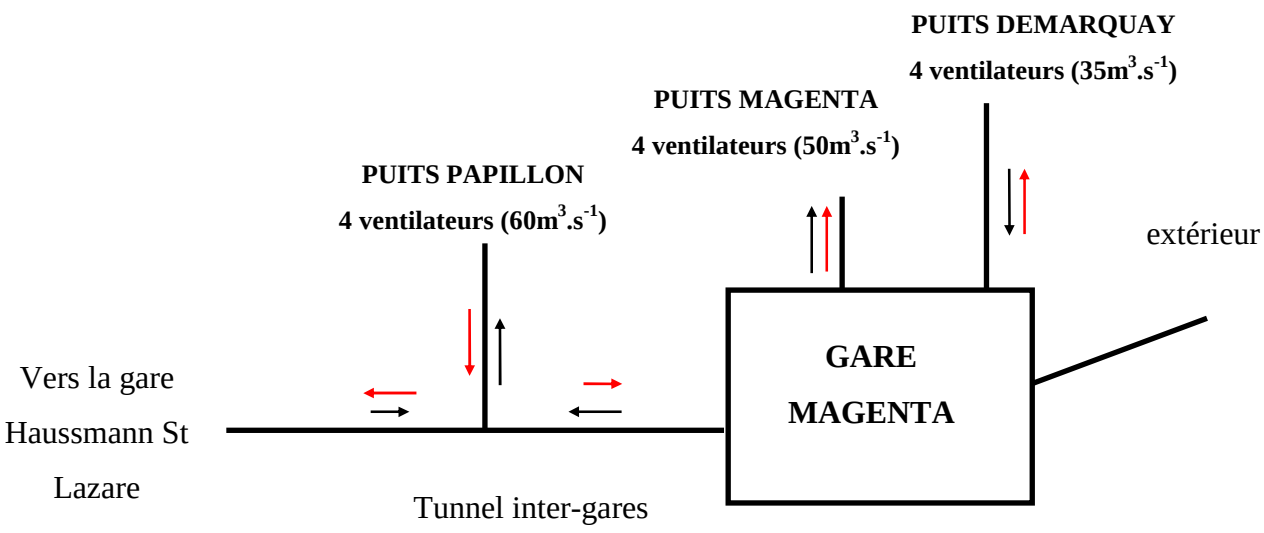


Figure 15 : schéma de la ventilation de confort de la gare Magenta

→ : scenario été

→ : scenario hiver

En fonctionnement normal, la ventilation n'est pas arrêtée la nuit, lorsque le service commercial n'est pas assuré. Il n'y a pas d'enregistrement du fonctionnement des divers ventilateurs qui sont surveillés, via des armoires spécialisées et un système informatique, par la Régie Eole, le Pôle de Liaison Magenta et la société IDEX.

II.1.4. Le matériel MI2N

Ces automotrices de banlieue à deux niveaux ont été spécialement conçues pour la ligne E du RER. Elles ont été développées conjointement par la SNCF et la RATP et construites par GEC Alstom (Figure 16). Elles mesures 112 m de long et ont une capacité de 1337 voyageurs. Constitué de cinq caisses, dont deux motrices, leur aménagement est novateur par les trois portes par caisses, cette disposition permettant d'améliorer les temps de montée et de descente des voyageurs en station, mais également par la présence d'une ventilation réfrigérée. Ce matériel est capable d'atteindre 140 km.h^{-1}. Dans Paris intra-muros, la vitesse maximale est de 60 km.h-1. Ces rames sont aptes à l'interconnexion, et donc bicourant (continu 1,5 kV / monophasé 25 kV-50 Hz) et sont utilisables aussi bien sur quais hauts (type RATP) que normaux (SNCF) (http://fr.wikipedia.org/wiki/Z_22500).

.

La Figure 17 présente quelques aspects techniques de ce type de matériel.

Seul ce type de matériel circule en gare Magenta.

Figure 16: schéma d'une motrice et de deux voitures d'un MI2N (source : service communication de la division Matériel et Traction)

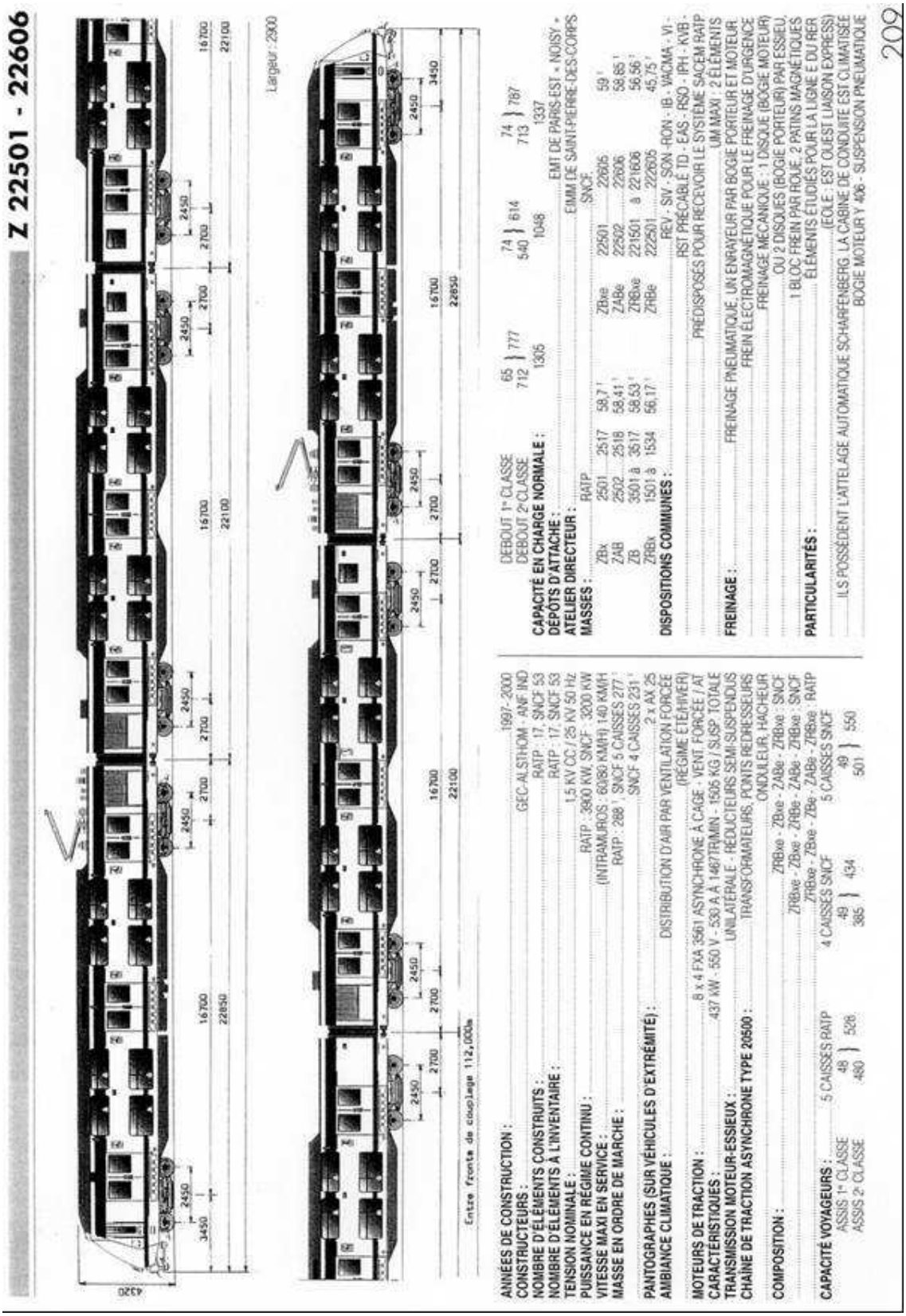


Figure 17 : description d'un MI2N

II.1.5. Description de certains organes d’un train

II.1.5.1. Les bogies

Le bogie est un petit chariot à quatre ou six roues (deux ou trois essieux) supportant une motrice, une voiture voyageur ou des wagons de marchandises (voir Figure 18). La suspension secondaire (c'est à dire entre la caisse et le bogie) est soit mécanique (à ressort), soit pneumatique, alors que les primaires sont pratiquement toujours à ressort. En général, les trains sont constitués de deux types de bogies : des bogies porteurs qui permettent de porter la caisse et des bogies moteurs qui permettent la mise en mouvement de la rame.

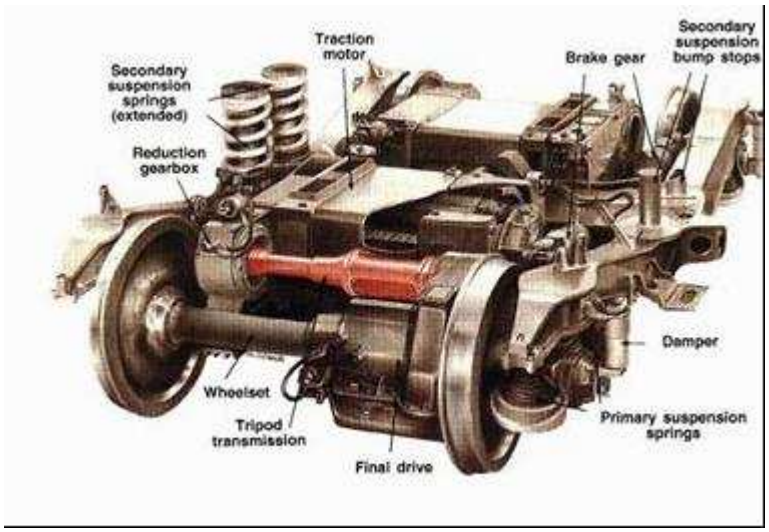


Figure 18 : bogie moteur de TGV

II.1.5.2. Le freinage

Le MI2N possède un freinage mixte constitué à la fois de semelles pour les bogies moteurs et de disque pour les bogies porteurs.
(http://perso.wanadoo.fr/florent.brisou/Freinage%20organes.htm).

Les freins à semelles

Trois types de semelles de freins peuvent être utilisées : les semelles en fonte, les semelles en matériau composite et les semelles en matériau fritté.
Sur les MI2N, ce sont les semelles en matériau composite qui sont utilisées.
A l’origine, les semelles en composite (dites semelles "organiques") présentaient un coefficient de frottement à sec satisfaisant, mais une usure très importante en raison de la

rugosité naturelle des tables de roulement des roues, ce qui rendait le bilan financier défavorable par rapport à la fonte (le coût du composite étant nettement plus élevé).

Dans les années 60, suite au développement du frein à disques, la résistance à l'usure a été améliorée en introduisant un peu de matériau abrasif afin de polir rapidement les tables de roulement pour éviter une usure trop rapide des semelles, sans pour autant user notablement la roue.

Il faut néanmoins noter que les semelles en matériau composite présentent encore quelques inconvénients :

- elles sont sujettes aux inclusions métalliques (particules arrachées à la roue), ce qui les rend ensuite plus agressives vis-à-vis de la roue,
- elles dégradent également l'état de surface de la roue et amplifient l'émission du bruit de roulement mais relativement moins que les semelles en fonte,
- elles présentent des capacités thermiques encore limitées. Leur utilisation reste donc limitée aux applications à niveau d'énergie moyen.

Enfin, il est important de signaler dans le cadre de cette étude que la semelle composite intègre des matériaux de friction métalliques (fonte, cuivre, carbone, oxydes métalliques, etc...) et un abrasif (silice en général) amalgamés à l'aide d'un liant (résine synthétique). C'est cette dernière qui produit une odeur de caoutchouc brûlé lorsque le freinage a été un peu violent...

Les freins à disques

Le frein à disques a été développé pour accompagner l'augmentation des vitesses des trains. Les premiers disques ont été tout naturellement réalisés en fonte, matériau simple et bon marché et qui a l'avantage de présenter de bonnes caractéristiques thermiques. Le frein à disque en fonte reste aujourd'hui le plus couramment utilisé, car il représente malgré tout le meilleur compromis économique actuel en regard des performances requises, que ce soit pour de la grande vitesse (ICE, Shinkansen) ou du service urbain (RER, métros ou tramways). C'est ce type de disque qui est utilisé sur le matériel MI2N (voir Figure 19).

Figure 19 : disque double en acier sur bogie TGV Duplex

Les dispositifs de freins à disques sont généralement couplés à des systèmes de garnitures de freins. Elles sont soit en matériau composite soit en matériau fritté.

Les garnitures en matériau composite présentent des coefficients de frottement très élevés (0,35 en moyenne), et très stables en fonction de la vitesse (initiale, mais aussi instantanée), une certaine résistance aux hautes températures (jusque vers 600°C) et sont moins sensibles à l'humidité qu'à leurs origines.

Les garnitures en matériau fritté (voir Figure 20) ont été développées en parallèle pour trouver une réponse à la sensibilité à l'humidité des garnitures en matériau composite et à leur capacités thermiques limitées. Ce matériau est réalisé sous la forme d'une poudre à base métallique (fer, cuivre ou bronze) agglomérée sous forte pression et haute température (procédé dit de frittage).

Figure 20 : garniture de frein à disque en matériau fritté pour TGV

D'un point de vue qualité de l'air et toxicologie, c'est la composition chimique et la taille des particules générées par ces différents matériaux qui seront les informations les plus importantes.

II.1.5.3. Le pantographe et la caténaire

L'énergie électrique nécessaire pour faire fonctionner le train est délivrée par la caténaire (câble électrique suspendu au dessus de la voie) et captée par le pantographe (bras articulé situé sur la toiture des motrices). Le captage du courant s'effectue par frottement du pantographe sur la caténaire qui est disposée en biseau de manière à utiliser le maximum de la surface du pantographe. Ce frottement peut être une source d'émission de particules.

La Figure 21 présente le pantographe d'un MI2N captant du courant sur la caténaire.

La caténaire est essentiellement composée de cuivre. Quant aux pantographes des MI2N, ils sont formés d'une bande de carbone contenant également des traces de cuivre.

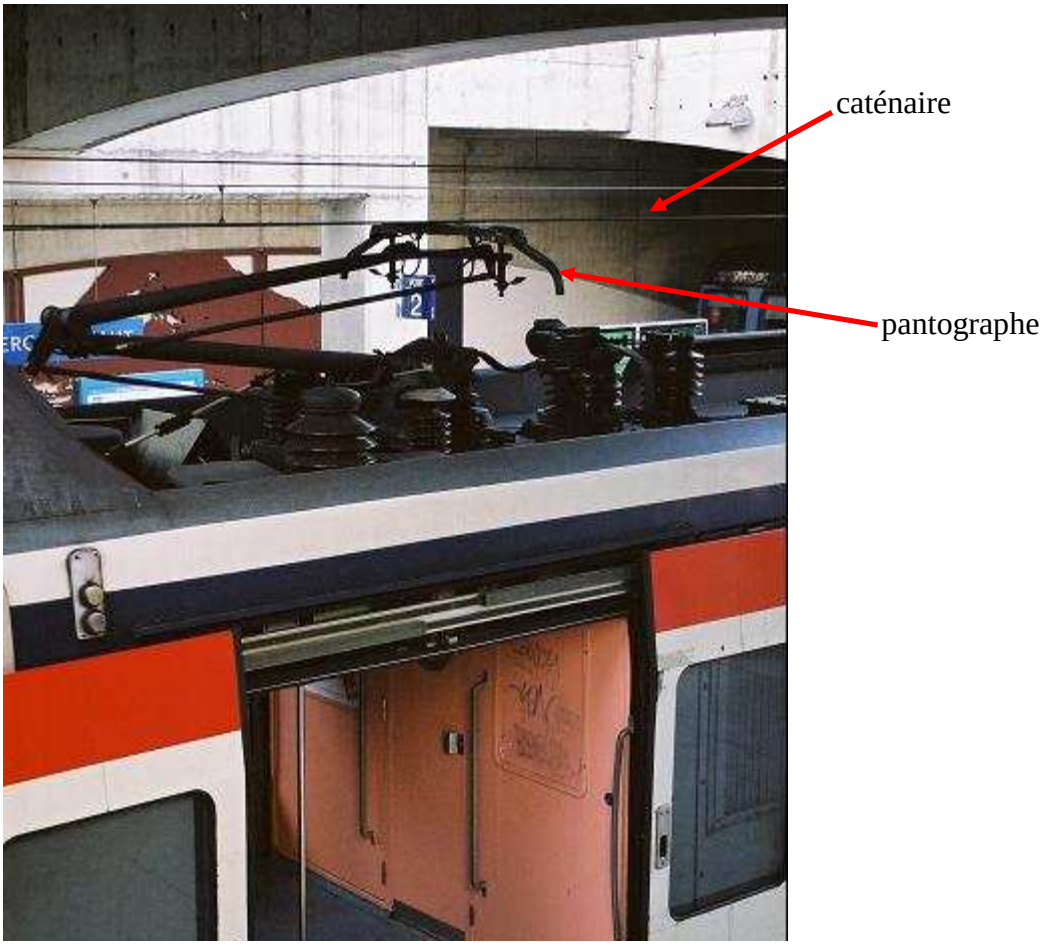


Figure 21 : pantographe d'un MI2N et caténaire

Deux types d'alimentation électrique sont utilisés : une alimentation en courant continu 1500V et une alimentation en courant alternatif 25kV.

Les contacts roues/rail et pantographe/caténaire sont minimisés pour avoir un minimum de frottement donc un minimum d'énergie consommé.

II.1.4. Les trafics ferroviaire et de voyageurs

II.1.4.2. Trafic ferroviaire

Comme on l'a vu précédemment, la gare Magenta est une gare où la circulation ferroviaire est assez élevée. Environ 400 trains par jour ouvrable de base circulent dans cette gare.
Le RER étant essentiellement un moyen de transport domicile/travail, le trafic ferroviaire est continu d'environ 5h30 du matin jusqu'à 1h00 et connaît des heures de pointes en semaine aux environ de 8h et de 18h, le trafic en week-end étant moins dense. Le Tableau 7 donne ainsi l'exemple du nombre de trains par heure lors d'une journée de weekend (30 avril 2006) et d'une journée de semaine (2 mai 2006). On voit bien que durant le weekend, il y a environ 40 trains par heure quelque soit la période de la journée (à l'exception du début et de la fin de journée) alors qu'en semaine, durant les périodes de pointe, il peut y avoir jusqu'à environ 60 trains par heure.

La nuit, lorsque le trafic commercial est interrompu, des travaux sont réalisés en gare ou dans les tunnels. Ce créneau horaire étant relativement court, des travaux ont lieu généralement toutes les nuits, toute l'année. Dans le cas où des interventions nécessiteraient de couper l'alimentation électrique de la caténaire, ces travaux sont alors réalisés avec des engins diesel.

jour	heure	Trains par heure
30 avril 2006	0h – 1h	28
30 avril 2006	1h – 2h	4
30 avril 2006	2h – 3h	0
30 avril 2006	3h – 4h	0
30 avril 2006	4h – 5h	0
30 avril 2006	5h – 6h	21
30 avril 2006	6h – 7h	40
30 avril 2006	7h – 8h	39
30 avril 2006	8h – 9h	41
30 avril 2006	9h – 10h	37
30 avril 2006	10h – 11h	39
30 avril 2006	11h – 12h	40
30 avril 2006	12h – 13h	41
30 avril 2006	13h – 14h	40
30 avril 2006	14h – 15h	40
30 avril 2006	15h – 16h	39
30 avril 2006	16h – 17h	41
30 avril 2006	17h – 18h	40
30 avril 2006	18h – 19h	39
30 avril 2006	19h – 20h	41
30 avril 2006	20h – 21h	39
30 avril 2006	21h – 22h	40
30 avril 2006	22h – 23h	35
30 avril 2006	23h – 00h	32
1 mai 2006	0h – 1h	33
1 mai 2006	1h – 2h	4
1 mai 2006	2h – 3h	0
1 mai 2006	3h – 4h	0
1 mai 2006	4h – 5h	0
1 mai 2006	5h – 6h	21

jour	heure	Trains par heure
2 mai 2006	0h – 1h	33
2 mai 2006	1h – 2h	3
2 mai 2006	2h – 3h	0
2 mai 2006	3h – 4h	0
2 mai 2006	4h – 5h	0
2 mai 2006	5h – 6h	23
2 mai 2006	6h – 7h	41
2 mai 2006	7h – 8h	58
2 mai 2006	8h – 9h	62
2 mai 2006	9h – 10h	41
2 mai 2006	10h – 11h	40
2 mai 2006	11h – 12h	35
2 mai 2006	12h – 13h	40
2 mai 2006	13h – 14h	37
2 mai 2006	14h – 15h	39
2 mai 2006	15h – 16h	42
2 mai 2006	16h – 17h	49
2 mai 2006	17h – 18h	61
2 mai 2006	18h – 19h	60
2 mai 2006	19h – 20h	41
2 mai 2006	20h – 21h	40
2 mai 2006	21h – 22h	40
2 mai 2006	22h – 23h	40
2 mai 2006	23h – 00h	31
3 mai 2006	0h – 1h	32
3 mai 2006	1h – 2h	2
3 mai 2006	2h – 3h	0
3 mai 2006	3h – 4h	0
3 mai 2006	4h – 5h	0
3 mai 2006	5h – 6h	22

Tableau 7 : exemple de trafic en weekend (30 avril 2006) et en semaine 2 mai 2006)

II.1.4.3. Trafic voyageurs

Le nombre de voyageurs est de 35800 par jour soit, pour 280 jours (JOB) par an, 10,024 millions de voyageurs par an. De par sa fréquentation, la gare Magenta se place au 6ème rang des gares SNCF de l'Ile de France. L'estimation précise du nombre de voyageurs en fonction de la journée est assez difficile à réaliser, néanmoins, on suppose qu'elle suit à peu

près la même évolution durant la semaine que celle du trafic ferroviaire avec les mêmes heures de pointe et les mêmes heures creuses.

Les voyageurs accèdent au niveau des quais par divers accès répartis sur toute la longueur des quais. En plus de l'activité ferroviaire, ils constituent une source de particules dans la gare, comme on l'a vu dans le chapitre 1.

II.2. Bilan des premières études sur la caractérisation des particules menées à Magenta

Des campagnes de mesure ont déjà été réalisées en gare Magenta. Il s'agissait de répondre à la demande du CSHPF du 10 octobre 2000 demandant à la SNCF de "déterminer pour les particules, leur granulométrie et leur composition chimique" (CSHPF, 2000). Il demandait également de mettre l'accent "sur les éléments permettant d'apprécier la contribution des différentes sources [air extérieur et dispositifs de ventilation, influence de l'exploitation ferroviaire, des techniques de nettoiement, de l'activité humaine,...] ainsi que sur l'évaluation des actions entreprises pour réduire les niveaux de contamination particulaire".
Les paragraphes qui suivent décrivent brièvement les travaux réalisés dans différentes gares en matière de qualité de l'air ainsi que les premiers résultats spécifiques à Magenta.

II.2.1. Cadre des travaux en qualité de l'air à la SNCF

Suite à l'avis du CSHPF du 10 octobre 2000, une première série de mesures exploratoires a donc été réalisée en gare de Lyon (juillet 2000) et de façon plus complète en gare Magenta (octobre 2000). Pour ces 2 gares, ces mesures ont montré une corrélation entre le trafic et les concentrations en particules, avec mise en évidence de cycles journaliers et hebdomadaires et ont fourni des informations sur la nature chimique des poussières (Balacey, 2005). Des résultats plus détaillés pour la gare Magenta sont donnés dans le paragraphe suivant.

D'autres part, à la suite des avis du CSHPF du 5 avril puis du 3 mai 2001, la SNCF a établi une liste de neuf gares souterraines et mixtes du réseau Ile de France, répondant aux critères cités en début de chapitre. Elle a également conçu deux programmes d'actions pour les années 2001 à 2003 puis 2004 à 2006 visant à répondre aux recommandations de ces 2 avis. Ces deux programmes ont permis de rassembler des informations concernant la typologie des gares (caractéristiques générales des lignes, correspondances, architecture, infrastructure, trafic, fréquentation des voyageurs, ventilation). Diverses campagnes de mesures sur plusieurs polluants ont été réalisées, comme on le verra ci-après, et des essais de réduction des concentrations en particules avec un train aspirateur ont été menés. Concernant les

concentrations en particules, des mesures ont été effectuées en divers points des gares (quais, couloirs, salles d'échange). Un programme de recherche sur l'optimisation de la ventilation en gare Saint Michel Notre Dame a également vu le jour en parallèle des deux programmes d'étude précédemment cités.

C'est notamment sur ces données et plus précisément sur celles concernant la gare Magenta, décrites ci-après, que la thèse s'est également appuyée.

II.2.2. Bilan des mesures réalisées à Magenta en octobre 2000

Cette campagne de mesure a été conçue pour suivre les indicateurs les plus caractéristiques de la qualité de l'air, en un lieu de la gare représentatif de la fréquentation des voyageurs (milieu de quai du tube central) et dans un puits de ventilation jugé représentatif de l'air extérieur (air prélevé par une cheminée à 22 m du sol, à environ 15 m de la bordure du trottoir), pendant deux phases de ventilation (Balacey, 2001). Elle a été réalisée du 03 au 19 octobre en tenant compte de ces deux phases (mode été du 5 au 15 octobre, mode hiver les autres jours).

Les mesures visaient principalement à comparer les concentrations et les natures des poussières entre la gare et l'air extérieur. Elles ont porté sur les grandeurs suivantes : poussières inférieures à 10 µm (PM_{10}), monoxyde de carbone (CO), monoxyde d'azote (NO), dioxyde d'azote (NO_2), dioxyde de carbone (CO_2), dioxyde de soufre (SO_2), ozone (O_3), la température et l'humidité relative.

Des mesures sur filtres ont également été réalisées afin de déterminer la nature des métaux, la composition de la fraction soluble des poussières, la teneur en carbone organique et carbone suie des poussières et la concentration en hydrocarbures aromatiques monocycliques dans l'air.

II.2.2.1. Résultats des analyses de concentrations en PM_{10}

Les résultats des mesures de concentration massique de PM_{10} montrent tout d'abord que la concentration en PM_{10} dans la gare est notablement plus forte que celle de l'air extérieur et présente des cycles journaliers et hebdomadaires.

La Figure 22 montre l'évolution des moyennes journalières en $\mu g.m^{-3}$ pour le mode été (en vert) et le mode hiver (en violet).

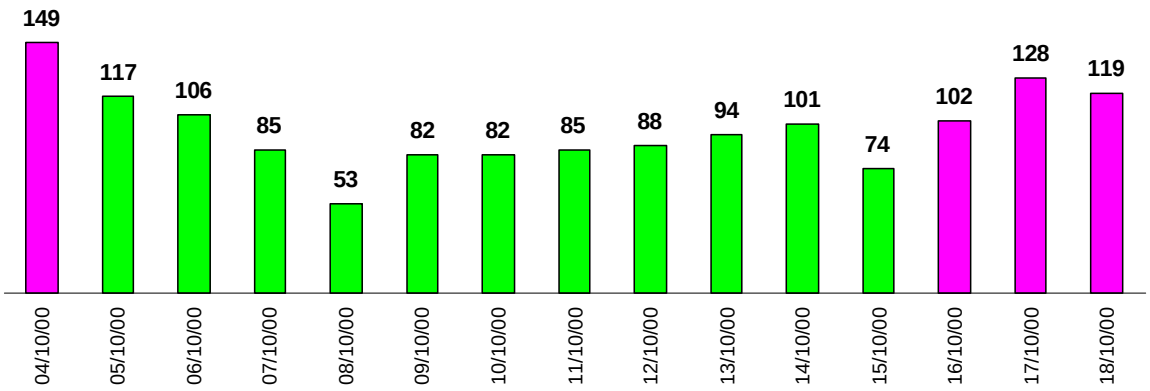


Figure 22 : évolution des moyennes journalières PM_{10} en $\mu g.m^{-3}$ pour les deux modes de ventilation (hiver en rose et été en vert)

Le mode hiver se traduit par une augmentation de 17 % de la concentration en PM_{10} en gare (comparaison des moyennes des 5,6 et 9 au 13 octobre (été), soit 99 $\mu g/m^3$ aux moyennes des 16 au 18 octobre (hiver) soit 116 $\mu g/m^3$).

La comparaison des mesures en gare et au niveau du puits de ventilation montre que le rapport entre la concentration intérieure et la concentration extérieure dans la gare est en moyenne de 19% (du 05 au 13 octobre). Cette valeur ne tient pas compte des 14 et 15 octobre, jours de forte pollution sur Paris, le samedi 14 octobre ayant été le jour où tous les polluants ont été à leur niveau maximum.

La mise en parallèle des graphes des PM_{10} et des mouvements des trains montre qu'il existe une relation forte entre ces 2 paramètres.

Les mesures ont également permis d'observer les trois types de jour, type semaine, du lundi au vendredi, le samedi et enfin le dimanche. Du lundi au vendredi et le samedi, il y a deux pointes de mouvements, le matin, entre 06h et 09h, et le soir, entre 16h et 21h. Le dimanche, même si le nombre de trains est le même que le samedi, les pointes sont pratiquement absentes.

II.2.2.2. Résultats des analyses chimiques

Les résultats des mesures chimiques montrent que, en mode ventilation été, il existe des différences notables de composition entre les poussières de l'air extérieur et celles de la gare. Il est possible des distinguer trois types d'éléments :

- des éléments présents dans l'air extérieur et dont la concentration (en %) diminue dans le milieu ferroviaire souterrain : soufre, brome, vanadium. Ceci peut s'expliquer pour le soufre, produit par les combustions et présent en partie sous forme de dioxyde de soufre et qui se dissout facilement dans l'eau,
- des éléments qui présentent des variations non significatives entre l'air extérieur et le milieu ferroviaire souterrain : silicium, calcium, potassium, zirconium, zinc, plomb, titane, nickel,
- des éléments dont les concentrations (en %) augmentent en milieu ferroviaire souterrain. Par ordre décroissant, ce sont le fer (roues, rails, aiguillages), le baryum (présents dans les semelles composites des matériaux de freinage), le cuivre (caténaire, moteurs électriques), le chrome (roues, rails, aiguillages) et le manganèse (acier des aiguillages). Le fer est l'élément prépondérant puisqu'il représente 30% des poussières.

Les résultats des dosages du carbone suie montrent que les quantités sont relativement plus importantes dans le puits de ventilation (26,9%) qu'à l'intérieur de la gare et légèrement plus importantes en mode été (16,4%) qu'en mode hiver (13,2%). Quant aux dosages de carbone organique, on note un écart entre les résultats en mode hiver (7,4%) et mode été (11,0%), la quantité dans le puits de ventilation étant relativement proche de celle en mode hiver (8,5%).

L'examen des résultats du dosage de la fraction soluble montre qu'il existe des différences notables de composition (en %) entre l'air extérieur et celui de la gare. Il y a environ 4 à 5 fois plus de composés solubles dans l'air extérieur que dans celui de la gare. Ceci s'explique par la présence dans l'air extérieur de composés solubles produits par la transformation des polluants atmosphériques, tels les nitrates et les sulfates résultants des oxydes d'azote et du soufre.

Une approche de la composition a également été effectuée en rapprochant les résultats des différentes méthodes. Ainsi, les résultats de la méthode PIXE (métaux) ont été ajoutés à ceux du dosage du carbone total, non pris en compte par cette méthode et une partie des résultats de la méthode fraction soluble (azote des nitrates non dosé par la méthode PIXE). La somme de ces résultats représente 70% de la composition globale ce qui a été jugé acceptable compte tenu des incertitudes (prélèvements réalisés à des jours différents, variations de composition de l'atmosphère, incertitudes des méthodes d'analyses, pas de dosage de l'oxygène des oxydes potentiels). Une représentation graphique de la composition figure ci-dessous.

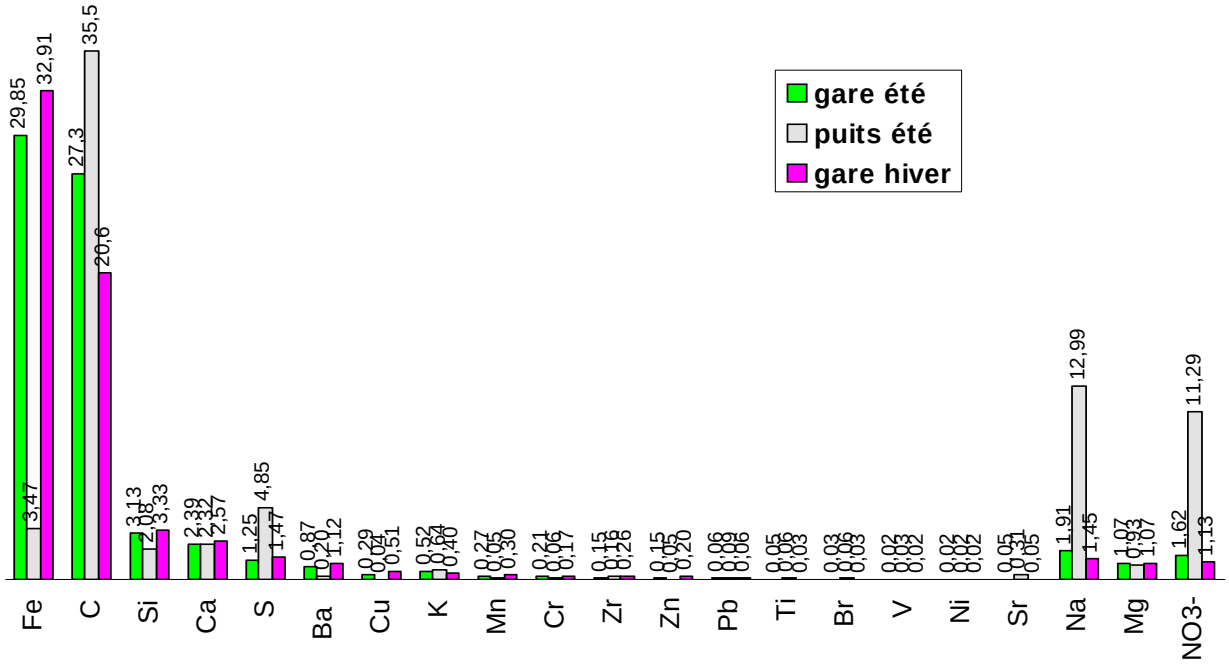


Figure 23 : composition globale des poussières (%)

L'analyse de ces résultats montrent que l'étude des concentrations massiques a déjà permis d'évaluer une influence de l'air extérieur ainsi que celle du trafic ferroviaire. Les analyses chimiques montrent une présence d'éléments métalliques assez importante, notamment du fer, comme on a pu également le voir dans d'autres réseaux européens.

En revanche, il semble relativement opportun de les enrichir d'une part de mesures granulométriques afin de mieux connaître le type de particules présentes en gare et d'autres part de mesures permettant de caractériser certaines sources.

De plus, ayant remarqué que les concentrations massiques semblaient avoir évolué depuis octobre 2000, nous avons choisi, notamment pour la campagne durant une semaine d'exploitation, de refaire des mesures chimiques et de concentrations massiques afin de travailler avec des données actualisées.

II.3. Nouvelles caractérisations des particules à Magenta : descriptif des mesures

Comme nous l'avons vu dans le chapitre 1, il y a un intérêt tout particulier à mieux connaître la contribution de l'activité commerciale d'une gare ainsi qu'à étudier, en complément, différentes sources d'un point de vue granulométrique.
En ce sens, deux campagnes expérimentales ont été réalisées durant cette thèse dans la gare Magenta : une première visant à caractériser les particules (chimie, masse, granulométrie) et leur répartition sur un quai pendant une semaine complète d'exploitation en fonction de différentes périodes et une deuxième visant à caractériser trois sources particulières d'un point de vue granulométrique.
Le chapitre qui suit va nous permettre de détailler les choix qui ont été faits pour mettre en place ces deux campagnes expérimentales.

II.3.1. Etude globale durant une semaine d'exploitation

Comme nous le verrons dans le chapitre 3, le but de cette campagne de mesure était d'évaluer de manière globale la pollution due à l'activité commerciale de la gare, une manière de caractériser cette pollution étant de comparer la pollution de jour et celle de nuit. Ainsi, nous avons étudié plus finement les cycles jour/nuit vis à vis des concentrations (en masse et nombre) et compositions chimiques des particules. Mais cette campagne a également été l'occasion d'étudier la faisabilité de mesure Lidar (LIght Detection And Ranging) à donner des informations sur la répartition des particules sur la longueur d'un quai en gare.
Le principe de la mesure lidar est rappelé dans le chapitre 3. Les Lidar sont habituellement utilisés pour étudier les différentes couches de l'atmosphère ainsi que les répartitions des particules dans celles-ci. C'est pour cette deuxième caractéristique que nous avons voulu tester un lidar en gare Magenta.

Pour cette expérimentation, nous avons choisi de travailler de manière à caractériser les particules lors de l'activité normale de la gare, nuit et jour. Nous avons donc réalisé les mesures, en continu, durant plus d'une semaine.

Afin de pouvoir caractériser le trafic ferroviaire durant un maximum de temps, nous avons choisi de positionner les instruments de mesure sur un quai du tube central, tube où la circulation ferroviaire est la plus dense et dure le plus longtemps. La possibilité de visualiser d'éventuels effets des trains sur les particules dans les deux sens de circulation (effet de tête et effet de queue des trains), nous a également conduits à choisir ce tube. Un problème d'humidité sur le quai 51 nous a contraints à travailler sur le quai 52.

Cette expérimentation nécessitant un grand nombre d'appareils de mesure et donc un fort encombrement sur le quai, nous les avons positionnés en bout de quai 52, endroit moins fréquenté, afin de ne pas gêner la circulation des voyageurs. Ils sont symbolisés par le terme IS (in situ) sur la Figure 24. Le lidar a été placé à l'autre bout de ce même quai (symbole L sur la Figure 24) et un anémomètre (symbole S sur la Figure 24) a été positionné près des mesures in situ. Le dispositif expérimental ainsi que les résultats de cette campagne sont décrits dans le chapitre 3.

Cette expérimentation s'est déroulée du 27 avril et 9 mai 2006.

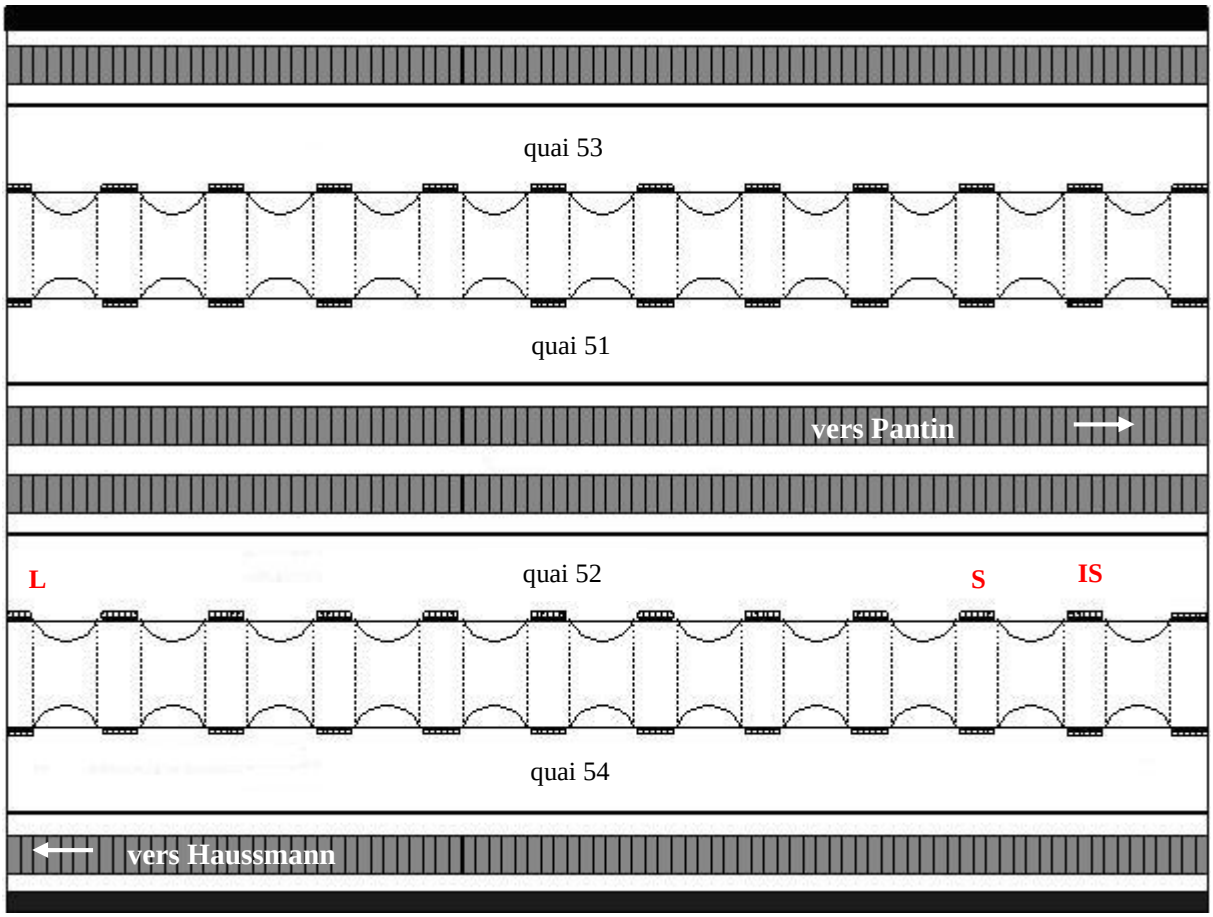


Figure 24 : schéma de la gare Magenta et lieu de mesure de l'expérimentation durant une semaine d'exploitation

II.3.2. Etude de trois sources

Le but de cette campagne de mesure était de pouvoir caractériser différentes sources de particules d'un point de vue granulométrique, un des objectifs de la thèse étant de mieux connaître les répartitions granulométriques à des fins sanitaires. Comme on a pu le voir dans le chapitre 1, il existe plusieurs sources de particules dans les gares souterraines : ballast, trains, voyageurs, pollution extérieure apportée par la ventilation notamment et travaux. La voie de Magenta n'étant pas faite avec du ballast et les travaux étant considérés comme une activité très ponctuelles dans la gare, nous avons donc choisi d'étudier les trois autres sources : la ventilation, les voyageurs et les trains.

Nous avons également essayé d'évaluer la remise en suspension qu'elles provoquent.

Les trois sources étudiées lors de ces essais étaient la ventilation, les voyageurs et les trains.

La caractérisation granulométrique de ces sources avait également pour but d'alimenter un modèle (décrit dans le chapitre 5) permettant de calculer la concentration en particules dans la gare durant la journée d'exploitation.

Afin de minimiser les paramètres pouvant perturber les mesures et d'avoir des données d'entrée pour le modèle relativement propres, nous avons choisi de nous placer dans un endroit le plus confiné possible du quai, c'est à dire en bout d'un quai d'un tube latéral monovoie. En effet, les tubes latéraux ont l'avantage de ne présenter qu'un seul sens de circulation des trains, les mesures sont donc moins soumises aux circulations d'air relativement complexes provoquées par la circulation des trains dans les deux sens comme sur les quais du tube central. D'autre part, nous avons choisi de nous placer en bout de quai car l'arcade située à ces endroits (arcade 1 et arcade 11 sur la Figure 25) ne présentent pas d'accès aux niveaux supérieurs de la gare, les mouvements d'air dus aux voyageurs et courants d'air naturels y sont donc moindres. Parmi les deux quais possibles (54 et 53), le quai 53 a été choisi en raison d'un accès simplifié à une alimentation électrique.

C'est pour ces raisons que les mesures de cette campagne expérimentale ont été effectuées à l'endroit symbolisé par la croix rouge sur la Figure 25.

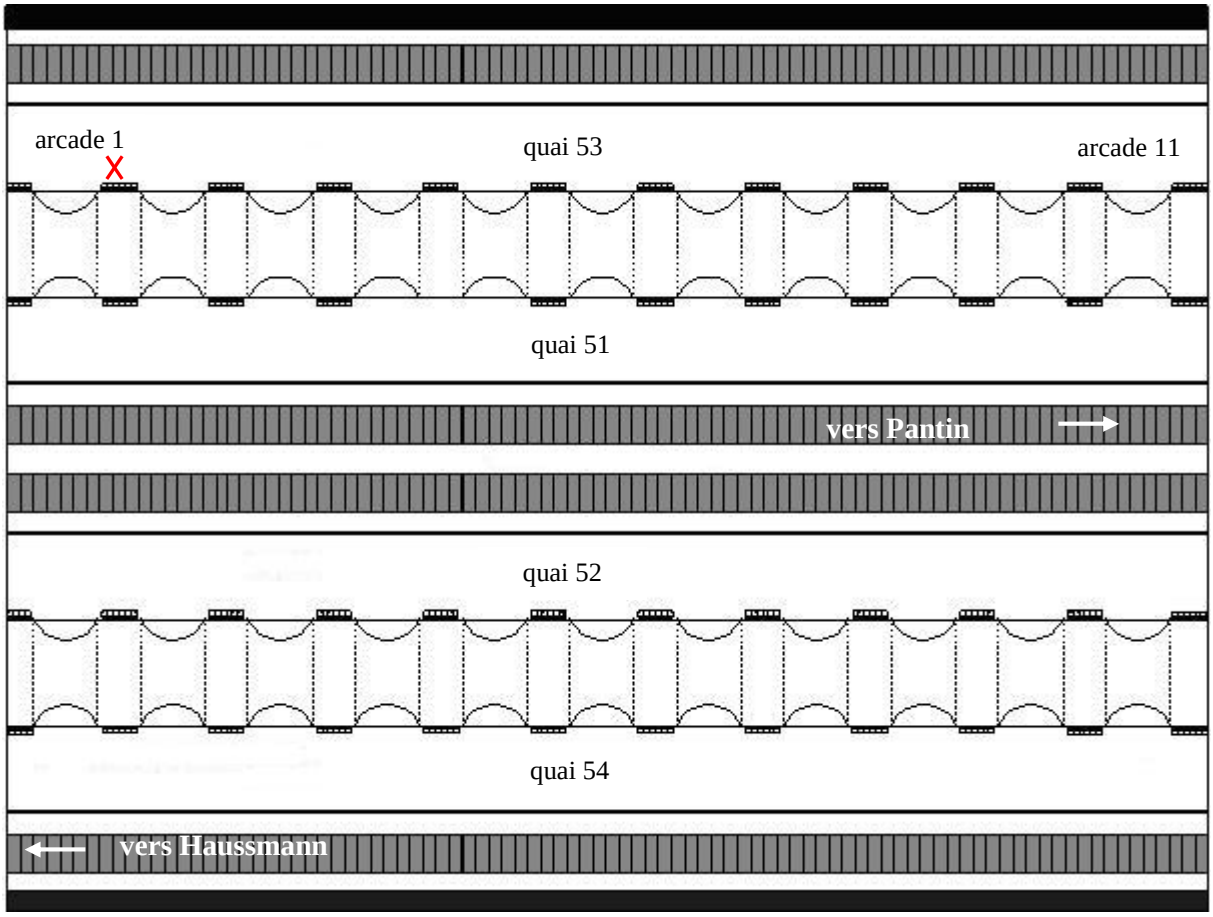


Figure 25 : schéma de la gare Magenta et lieu de mesure des trois expérimentations de nuit

Comme nous le verrons dans le chapitre 4, afin de ne pas perturber les sources entre elles, nous avons choisi de les étudier chacune séparément. Pour cela, nous avons réalisé trois expérimentations de nuit, une nuit pour chaque source. La première s'est déroulée dans la nuit du 8 au 9 février 2006, la deuxième du 16 au 17 mars 2006 et la troisième du 23 au 24 novembre 2006. Ces dates ont été choisies en fonction de la disponibilité du matériel de mesure et des différents types de travaux réalisés en gare. Les mesures commençaient avant l'arrêt de la circulation commerciale (vers 22h/23h), l'étude de chaque source se faisant une fois la circulation terminée (entre 1h et 5h), lorsqu'il n'y avait plus d'activité dans la gare. Nous avons chaque fois poursuivi les mesures jusqu'à la reprise de la circulation le lendemain matin (jusqu'à 6h environ). Le dispositif expérimental ainsi que les résultats de cette campagne sont décrits dans le chapitre 4.

II.4. Conclusion

De part la simplicité de son architecture, le peu d'interconnexions, l'unicité du matériel et son âge récent, la gare Magenta a donc été choisie afin de réaliser les différentes campagnes de mesure durant cette thèse. Deux campagnes ont été effectuées. La première consistait à mieux comprendre les différences entre la pollution en journée et la pollution de nuit et à tester un Lidar (habituellement utilisé en air extérieur) en gare souterraine afin d'obtenir des informations sur la répartition des particules sur toute une longueur de quai. La deuxième consistait à caractériser d'un point de vue granulométrique trois sources différentes (ventilation, voyageurs, rames) ainsi qu'à évaluer la remise en suspension qu'elles pouvaient engendrer, la caractérisation granulométrique des sources permettant ensuite la définition de données d'entrée d'un modèle simplifié.

Les chapitres suivants présentent les résultats des deux campagnes expérimentales ainsi que le modèle réalisé pendant cette thèse.

Chapitre 3

-

Etude globale durant une semaine d'exploitation

Nomenclature du Chapitre 3

Lettres latines

a	coefficient d'Angström	-
C(λ)	constante Lidar	$V.m^3.sr$
fc	fond de ciel	V
F(z)	fonction de recouvrement	-
N_x	concentration en nombre des particules de taille x	$part.L^{-1}$
k_B	constante de Boltzmann ($1{,}38\times10^{-23}$)	$J.K^{-1}$
m	indice de l'air	-
M	concentration massique	$\mu g.m^{-3}$
n_a	densité de particules par unité de volume	m^{-3}
P	pression de l'air	Pa
$\overline{r^3}$	rayon cubique moyen	m^3
S	signal lidar	V
s^2	abscisse curviligne	m^2
V	volume occupé par le gaz	m^3
T	température de l'air	K

Lettres grecques

α	coefficient d'extinction	m^{-1}
α_m et α_p	coefficients d'extinction moléculaire et des particules	m^{-1}
α_{abs}	coefficients d'absorption	m^{-1}
β	coefficients de rétro-diffusion	m^{-1}
β_m et β_p	coefficients de rétro-diffusion moléculaire et des particules	m^{-1}
δ	facteur de dépolarisation (δ =0.0279)	-
Θ	angle de diffusion	radian
λ	longueur d'onde du rayonnement	m
ρ	masse volumique des particules	$\mu g.m^{-3}$
σ_m	section efficace des molécules	m^2
σ_{ext}	section efficace d'extinction	m^2
Φ	angle de polarisation	radian
Ω	angle solide de diffusion	radian

Les chapitres précédents nous ont permis de voir l'importance de mieux connaître la pollution particulaire en gare, notamment d'un point de vue granulométrique et chimique, de mieux comprendre les répartitions des concentrations dans ce type d'enceinte et de présenter notre domaine d'étude, à savoir la gare Magenta. Dans cette optique, nous avons réalisé dans cette gare, durant une dizaine de jours, une campagne expérimentale permettant à la fois de mieux caractériser les particules (masse, granulométrie, chimie), de mettre en évidence des cycles liés au trafic ferroviaire et d'étudier la faisabilité de mesures Lidar en gare, appareil habituellement utilisé pour étudier l'atmosphère. Cette campagne expérimentale a été menée en collaboration avec une équipe de recherche du Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement du CEA qui développe diverses applications du Lidar et qui a mis au point une méthodologie où l'analyse en masse, en nombre et chimique des particules est complétée par des analyses optiques et permettent une expression des données Lidar en terme de concentration.

Ce chapitre va donc présenter tout d'abord cet appareil de mesure et justifier son utilisation en milieu intérieur comme dans le cas d'une gare. Dans une seconde partie, nous exposerons le protocole mis en place ainsi que des méthodes d'analyse des données Lidar. Enfin, dans une troisième partie, nous présenterons les résultats de cette campagne de mesures.

III.1. Présentation de la mesure Lidar

III.1.1. Principe de fonctionnement d'un Lidar

Le Lidar (acronyme de LIght Detection And Ranging) est utilisé notamment pour étudier les constituants de l'atmosphère (comme les particules et les nuages). Le principe de la mesure Lidar est similaire à celui du radar mais avec un rayonnement lumineux qui peut aller de l'ultraviolet à l'infrarouge thermique. Il s'agit d'une technique optique active de mesure à distance, par opposition aux techniques passives de télédétection d'une source de rayonnement naturel (Cornillaut, 1997). Un faisceau laser est envoyé dans le milieu où il interagit par diffusion et absorption avec les particules et les molécules présentes dans le milieu. Une partie de la lumière est rétrodiffusée vers un télescope pour constituer le signal Lidar (Figure 26). À partir de cette composante rétrodiffusée, on peut alors déduire des informations quant au diffuseur (sa concentration par exemple) et sa distance par rapport au système de mesure.

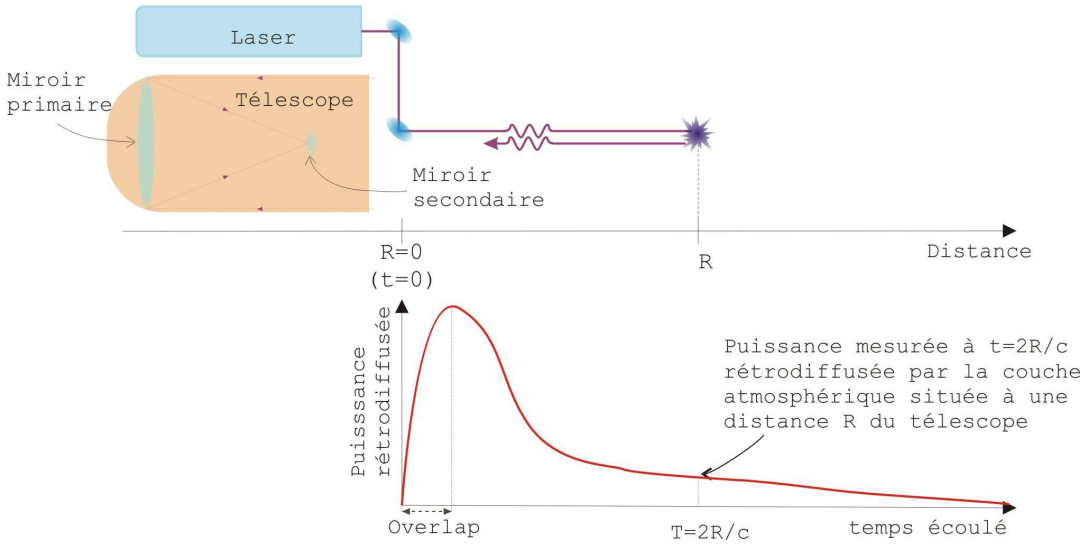


Figure 26 : schéma de principe de la mesure Lidar (http://fr.wikipedia.org/wiki/Lidar)

Comme on peut le voir sur la Figure 26, la puissance rétrodiffusée du signal Lidar ne décroît pas avec la distance depuis l'instant de son émission. En effet, il existe une distance durant

laquelle cette puissance augmente. Elle représente la distance de recouvrement (appelée “overlap” sur la figure), distance en dessous de laquelle le Lidar ne peut mettre en évidence la présence de particules. Cette distance de recouvrement est due au délai que met le faisceau laser pour pénétrer dans le champ de vue du système de détection, c'est-à-dire de l’influence du miroir secondaire sur le miroir primaire soit négligeable.

Un Lidar comporte toujours un émetteur et un récepteur (Cornillaut, 1997). La figure ci-dessous (Flamant, 2003) détaille les principaux composants d’un Lidar.

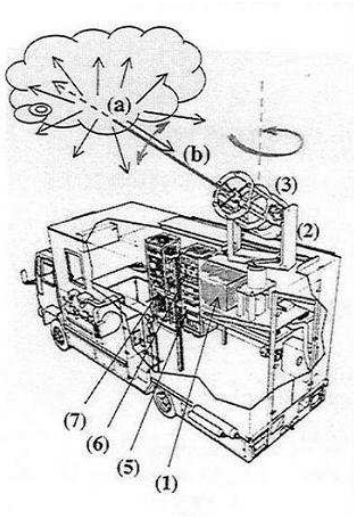


Figure 27 : description d'un Lidar

Lors d’une mesure Lidar, une lumière émise par un laser à émission pulsée ou continue (1) est propagée dans l’atmosphère (a). Les molécules et particules sur le trajet du faisceau vont l’absorber ou la diffuser dans toutes les directions (atténuation) et une petite fraction de cette lumière (b) va être renvoyée dans la direction d’émission. Lors de l’émission, un système opto-mécanique (2) permet de diriger la ligne de visée.
Un télescope de réception récolte ensuite l’onde rétrodiffusée (3) et une optique associée permet de filtrer la lumière reçue pour fournir un signal Lidar optique. Un photodétecteur associé à une électronique (5) convertit le signal Lidar optique en signal Lidar électrique et un convertisseur analogique-numérique (6) fournit un signal Lidar numérique. Un ensemble informatique (7) permet le traitement du signal en temps réel, les affichages et le stockage des données.

Le Lidar exploite les conséquences de l’interaction entre le rayonnement laser et les constituants de l’atmosphère. Les différents processus d’interaction tels que diffusions,

absorptions voire fluorescence, vont conditionner les caractéristiques spectrales et d'intensité du rayonnement mesuré par le dispositif de réception. Le Lidar fournit ainsi des informations sur la composition et la concentration des différents constituants de l'atmosphère en fonction des processus d'interaction sélectionnés.

Les trois principaux phénomènes de diffusion mis en jeu dans un Lidar sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Processus	**Caractéristiques**	**Section efficace de diffusion, σ (cm^2)**
Diffusion élastique : Mie Rayleigh	λ réception = λ émission particules, poussières, atomes et molécules	 $\approx 10^{-10}$ $\approx 10^{-26}$
Fluorescence	λ réception ≠ λ émission atomes et molécules	 $\approx 10^{-24}$
Diffusion inélastique : Diffusion Raman	λ réception ≠ λ émission molécules	$\approx 10^{-29}$

Tableau 8 : principaux phénomènes de diffusion dans un Lidar (Cornillaut, 1997).

La diffusion élastique se produit sans échange d'énergie entre les photons incidents et la molécule rencontrée. Le photon est alors diffusé sans changement de fréquence. C'est le cas de la diffusion Rayleigh (lorsque la taille du diffuseur est largement inférieure à la longueur d'onde utilisée) ou de celle de Mie (lorsque la taille du diffuseur est du même ordre de grandeur que la longueur d'onde utilisée).

La diffusion inélastique, beaucoup plus faible, appelée aussi diffusion Raman, est à l'origine d'un décalage de la fréquence de l'onde incidente ν_r. Les photons sont alors diffusés selon deux fréquences : $\nu_0 + \nu_r$ (décalage vers les hautes fréquences - correspond aux raies appelée « raies anti-Stokes ») et $\nu_0 - \nu_r$ (décalage vers les basses fréquences - correspond aux raies appelées « raies Stokes »). Ce décalage de fréquence est caractéristique de la molécule rencontrée et permet donc de la discriminer.

L'autre phénomène essentiel d'influence de l'atmosphère est l'absorption du rayonnement laser le long du trajet aller-retour du faisceau. Cette absorption est incluse dans le coefficient d'extinction qui tient compte des effets de diffusion ainsi que de l'absorption par les divers constituants de l'atmosphère à la longueur d'onde considérée (Cornillaut, 1997).

III.1.2. Utilisation du Lidar

Parmi les objectifs scientifiques du Lidar, on peut citer par exemple, l'étude des propriétés optiques et microphysique des particules (Chazette et al, 2007), des nuages de glace et de l'évolution temporelle de la couche limite atmosphérique (Menut et al,1999).

Jusqu'à présent, la totalité des expérimentations réalisées avec des Lidars se déroulent à l'extérieur. Elles ont pour but d'étudier par exemple la contribution des particules dans le réchauffement climatique d'une manière locale (au dessus d'une ville) ou globale (Chazette, 2004), la variation de concentration en particules durant une journée dans une ville (influence de la circulation automobile, …). Des études ont également été menées afin de mieux comprendre comment se dispersent les particules issus de divers phénomènes ponctuels : (feux de forêt (Chazette et al, 2007), éruptions volcaniques (Chazette et al, 1995),..) ou quels sont les impacts de la pollution urbaine sur divers équilibres écologiques (vallée de la Maurienne par exemple). Toutes ces campagnes de mesure permettent d'extraire des informations sur la structure, les propriétés optiques et microphysiques de particules étudiées.

Comme on peut le voir, les Lidars sont donc habituellement utilisés pour des mesures sur de longues distances de l'ordre de plusieurs centaines de mètres à plusieurs kilomètres. Ce type d'appareil de mesure n'a pas été utilisé jusqu'à présent pour des distances plus courtes comme celles que l'on peut rencontrer en air intérieur. Une gare souterraine pouvant tout de même présenter un volume assez important et des distances de quelques centaines de mètres, nous avons voulu étudier la faisabilité de telles mesures en gare Magenta.

III.1.3. Application au cas d'une gare

Comme nous l'avons vu dans les chapitres précédents, beaucoup d'études menées jusqu'à présent en gares souterraines ont consisté en la réalisation de campagnes de mesures mettant en jeu des instruments de mesure ponctuels. De ce fait, le transport des particules dans ce type d'enceinte est encore mal compris. C'est pour sa capacité à donner des informations en trois dimensions que nous avons pensé étudier la faisabilité d'un Lidar en gare souterraine.

Pour cela, nous avons utilisé un système breveté par le CEA-CNRS qui présente l'avantage d'être en sécurité oculaire. Ce système, du nom de Lidar Aérosol UltraViolet (LAUV), que l'on peut voir sur la Figure 28, travaillant à une longueur d'onde de 355 nm, permet d'obtenir des mesures suivant la ligne de visée avec une résolution de 1,5 m. Les données sont utilisables de manière quantitative à partir d'une distance de 100 m par rapport au lieu

d'émission, ceci lorsque aucune correction n'est effectuée et de 50 m si une correction du facteur géométrique est effectuée. Le système LAUV a été défini pour mesurer en atmosphère naturelle afin d'étudier les basses couches de la troposphère. Ceci ne l'empêche pas de détecter des nuages de haute altitude vers 14 km. L'énergie utilisée est de 16 mJ par tir. Il est possible qu'elle soit surdimensionnée par rapport au besoin en air intérieur, ce qui, en présence d'une concentration importante en particules, pourrait conduire à un éblouissement du détecteur (ici un photomultiplicateur).

Figure 28 : Photographie du système Lidar LAUV en opération sur le quai de la gare SNCF de Magenta.

III.2. Protocole de mesure et méthodologie

Comme nous l'avons vu, cette campagne de mesures, réalisée durant une semaine d'exploitation, consistait à mieux comprendre les différences entre la pollution en journée et celle de nuit, c'est à dire la pollution due à l'activité commerciale de la gare et celle lorsque qu'il n'y a pas d'activité (pollution de fond). Pour cette campagne expérimentale, nous avons effectué des mesures de concentration en nombre, en masse mais également analysé la composition chimique des particules pour mieux les caractériser. Nous avons également étudié la faisabilité de mesures Lidar, étude qui nécessitait également de mieux connaître les particules afin de mieux analyser les signaux Lidar obtenus.

III.2.1. Protocole de mesures

Cette campagne de mesures a nécessité différents types d'appareils de mesure, afin de mieux définir et connaître les particules présentes dans la gare mais aussi afin de tirer un maximum d'informations des données Lidar. En effet, les signaux bruts obtenus lors de mesures Lidar ne traduisent que l'intensité reçue par le récepteur. Si l'on veut pouvoir exprimer cette information en terme de concentration, des informations comme la granulométrie des particules et leur densité sont nécessaires.

Les différents instruments de mesure utilisés lors de la campagne sont présentés dans le Tableau 9. Ils permettent d'effectuer des mesures en concentration massique grâce à des microbalances TEOM munies de têtes de prélèvement $PM_{2,5}$ et PM_{10}, de la granulométrie en nombre et des mesures des propriétés optiques des particules présentes sur le quai de la gare. Des prélèvements sur filtres ont aussi été effectués en vue d'analyses ultérieures en laboratoire.

Instruments (modèle +marque)	Fréquence d'acquisition	Paramètre mesuré (précision)
Lidar rétrodiffusion (LAUVA, Leosphère)	1 minute	Profil horizontal d'extinction (10%)
		Structure horizontale des couches de particules
Néphélomètre 3λ (TSI)	1 minute	Coefficient de diffusion des particules (<5%)
Aéthalomètre (Magee Scientific Company)	2 minutes	Concentration massique en carbone suie (<10%)
Granulomètre par impaction ELPI (Dekati)	1 minute	Granulométrie en nombre des particules de 0,028 à 10 µm en diamètre (~5%)
Prélèvements sur filtre (Whatman GF/F)	Variable (débit de 15 $m^3.h^{-1}$ pour le filtre carbone suie et 30 $m^3.h^{-1}$ pour les filtres fines et grosses)	Spéciation chimique des particules (fraction carbonée et fraction soluble) (~5-10%)
Microbalance TEOM (TEOM 1400, Rupprecht and Pataschnik)	1 minute	Concentration massique des particules PM10 et PM2,5 (5µg.m^{-3})
Station météorologique (PTU 200, Vaisala)	1 minute	Température (~0,1K), humidité relative (1%), pression (~1hPa)
Anémomètre Sonic (CSAT3, Campbell Scientific Inc)	1 seconde	Vitesse d'air (1mm.s^{-1}), température vituelle

Tableau 9 : appareils utilisés durant la campagne de mesures

Les fréquences d'acquisition des appareils ont été fixés de manière à observer le plus de phénomènes possibles dans la gare. Comme en période de pointe, on peut considérer qu'il y a en moyenne un train toutes les deux minutes, nous avons choisi de considérer des temps d'échantillonnage de cet ordre là.

Un néphélomètre permet la mesure du coefficient de diffusion des particules. Celui utilisé lors de l'expérimentation possède trois longueurs d'onde : 450, 550 et 700 nm et était équipé d'une tête de prélèvement PM_{10}. Les particules à étudier sont éclairées par un rayonnement

halogène sous un angle compris entre 7 et 170°. Le coefficient de diffusion est déduit du rapport entre l'intensité de la lumière incidente et celle de la lumière diffusée par les particules prélevées. L'incertitude de mesure est inférieure à 10% et est en grande partie due à la variation de l'humidité relative dans l'instrument de mesure (Raut et Chazette, 2007).

L'aéthalomètre utilisé permet la mesure de concentration en carbone suie. Comme le néphélomètre, il était équipé d'une tête de prélèvement PM_{10} durant la campagne de mesures. Cet appareil mesure l'atténuation d'un rayon de lumière transmis à travers un échantillon collecté sur un filtre. Cette atténuation est proportionnelle à la quantité de carbone suie déposée sur ce filtre.

L'ELPI (Electrical Low Pressure Impactor**)** est un compteur de particules mesurant des distributions granulométriques pour des tailles de particules dont les diamètres sont compris entre 0,028 et 10,03µm sur douze canaux. Les particules sont tout d'abord chargées électriquement puis sont classées en fonction de leur taille en passant dans un impacteur en cascade basse pression. Lors de notre expérimentation, cet appareil était également équipé d'une tête PM_{10}.

A partir des mesures granulométriques, on peut définir le rapport en nombre $\frac{N_{2.5}}{N_{10}}$ avec :

$$N_x = \int_{14nm}^{x} \frac{\partial N(r)}{\partial r} dr \,, \tag{51}$$

où $\frac{1}{N_{tot}} \frac{dN(r)}{dr}$ représente la distribution en taille.

Enfin, l'anémomètre 3D sonic mesure la vitesse d'air sur trois axes non-orthogonaux. Les vitesses d'air sont données en trois composantes orthogonales U_x, U_y et U_z.

Le Tableau 10 présente l'état de fonctionnement de chaque appareil installé sur le quai entre le 27 avril et le 9 mai 2006. Suite à une alerte incendie dans la gare, les mesures in situ ont été arrêtées le 8 mai par le service incendie de la SNCF. Seules les observations Lidar ont été poursuivies. Les mesures TEOM ont été effectuées simultanément avec des têtes $PM_{2,5}$ et PM_{10}.

	Jours												
Instruments	27	28	29	30	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Lidar rétrodiffusion	■	■	■	■	■	■	▒	▒	■	■	■	■	■
Néphélomètre 3λ	▒	▒	■	■	■	■	■	■	■	■	■	▒	
Aéthalomètre	■	▒	■	■	■	■	■						
Granulomètre par impaction ELPI		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	▒	
Granulomètre optique HHPC6	■	▒	■	■	■	■	■	■	■	■	■	▒	
Filtres		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	
Microbalance TEOM	■	■	▒	■	■	■	■	■	■	■	■	▒	
Diffusiometre PdRam		▒	■	■	■	■	■	■					
Station météorologique	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	▒	
Anémomètre Sonic	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	▒	

■ Fonctionnement correct

▒ Fonctionnement partiel sur la période

□ Ne fonctionne pas

Tableau 10 : fonctionnement des appareils de mesure

Afin d'être protégés pendant toute la durée de l'expérimentation, les instruments de mesure in situ ont été installés sur le quai avec des têtes de prélèvements placées à 2,40 m du sol comme on peut le voir sur la Figure 29. Le Lidar a été placé à l'autre bout du quai à 2,40 m du sol également (Figure 31). Afin de ne pas gêner la circulation des voyageurs, l'anémomètre a été positionné contre le mur du quai à 1,70 m du sol, à une arcade de distance des mesures in situ (Figure 30).

Figure 29 : implantation des mesures in situ

Figure 30 : implantation de l'anémomètre

Figure 31 : implantation du Lidar en gare Magenta

III.2.2. Méthodologie

Nous présenterons dans le chapitre suivant des résultats des mesures Lidar. Afin de pouvoir interpréter plus facilement les mesures obtenues avec cet instrument, il est nécessaire d'en traiter le signal brut. Afin de pouvoir définir le coefficient d'extinction, il est nécessaire d'utiliser une méthode d'inversion du signal.

Il existe notamment deux méthodes d'inversion : la méthode de la pente et la méthode de Klett (1981) qui utilise un point du profil comme référence.

Des mesures Lidar n'ayant jamais été réalisées en gare avant notre expérimentation, il était très difficile de savoir avant cette campagne quels types de profil Lidar nous obtiendrions et quelle méthode utiliser pour inverser ces signaux. Nous présentons donc ici les deux méthodes et nous verrons dans le paragraphe des résultats quelle méthode peut être utilisée pour l'inversion.

III.2.2.1. Méthode de la pente

L'application de cette méthode suppose deux hypothèses : un milieu homogène et une visée horizontale (Flamant, 2003).

Le signal brut obtenu à partir d'un Lidar dépend à la fois des particules et des molécules présentes dans le milieu étudié. Ainsi, l'équation du signal Lidar s'écrit :

$$S = F(z)\frac{\beta_p + \beta_m}{s^2}C(\lambda)\exp\left[-2\int_0^s(\alpha_p(s)+\alpha_m(s))ds\right] + fc\,, \qquad (52)$$

avec s^2 : ligne de visée,

fc : fond de ciel (intensité lumineuse du bruit de fond)

α_m et α_p : coefficients d'extinction moléculaire et des particules,

β_m et β_p : coefficients de rétro-diffusion moléculaire et des particules,

$C(\lambda)$: constante dépendant des paramètres Lidar,

F(z) : fonction de recouvrement.

La méthode de la pente consiste à calculer le coefficient directeur des signaux mesurés.

En prenant comme hypothèse que les particules sont les mêmes dans toute la gare, on a :

$$S_2 = (S - fc)s^2 = C(\lambda)\beta\exp\left[-2\int_0^s(\alpha ds)\right], \qquad (53)$$

avec $\beta = \beta_p+\beta_m$ et $\alpha=\alpha_p+\alpha_m$

En prenant le logarithme puis en dérivant par rapport à s cette nouvelle expression, on obtient :

$$\ln(S_2) = \ln C + \ln \beta - 2\int_0^s \alpha ds \tag{54}$$

$$\frac{d\ln(S_2)}{ds} = \frac{1}{\beta(s)}\frac{d\beta}{ds} - 2\alpha(s) \tag{55}$$

Comme β(s) est constant, on a donc :

$$\frac{d\ln(S_2)}{ds} = \frac{\Delta\ln(S_2)}{\Delta s} = -2\alpha(s)\,. \tag{56}$$

Le coefficient d'extinction est donc représenté par la pente de $\ln(S_2)$.

Comme on a vu que $\alpha=\alpha_p+\alpha_m$, la détermination de α_m va nous permettre ensuite de remonter à la valeur de α_p.

Les grandeurs α_m et β_m sont caractéristiques des molécules de la gare et sont exprimées par les équations suivantes :

$$\begin{aligned} \alpha_m &= n_a \sigma_m \\ \beta_m &= n_a \frac{\partial \sigma_m}{\partial \Omega} \end{aligned} \quad , \tag{57}$$

avec Ω : angle solide de diffusion, n_a : densité de particules par unité de volume et σ_m: section efficace des molécules.

La détermination de la densité de l'atmosphère se fait via les mesures de pression et température dans la gare, à l'aide de l'équation (58) :

$$P = n_a k_B T \quad , \tag{58}$$

où k_B : constante de Boltzmann ($1{,}38\times10^{-23}$ J.K^{-1}).

Le modèle de diffusion de Rayleigh donne ensuite les valeurs de σ_m par l'équation (59) :

$$\sigma_m(\Theta) = \frac{\pi^2}{n_a^{\,2}\lambda^4}\left|m^2 - 1\right|\left(\frac{6+3\delta}{6-7\delta}\right)\left(\cos^2(\Phi)\cos^2(\Theta) + \sin^2(\Phi)\right), \tag{59}$$

avec Ω : angle solide de diffusion, n_a : densité de particules, δ : facteur de dépolarisation (δ=0.0279), λ : longueur d'onde du rayonnement, Θ : angle de diffusion, Φ : angle de polarisation et m : indice de l'air.

III.2.2.2. Méthode d'inversion de Klett

Comme on l'a vu précédemment, la méthode de la pente s'applique très bien dans le cas d'atmosphère homogène. Malheureusement, dans certains cas, comme les nuages épais, le brouillard, la fumée ou les poussières, ce type de méthode n'est pas utilisable car le milieu ne peut plus être considéré comme homogène. On utilise alors la méthode de Klett (Klett, 1981). L'équation lidar (52) peut s'exprimer sous la forme d'une équation différentielle de Bernouilli d'ordre 1 dont la solution est analytique (Klett, 1981) :

$$\beta(z) = \frac{(z - z_s)^2 S(z) Q(z)}{(z_r - z_s) 2 \frac{S(z_r)}{\beta(z_r)} + 2 \int_z^{z_r} \frac{1}{\Phi_p(z)} (z' - z_s) 2 S(z') Q(z') dz'}, \tag{60}$$

$$\text{avec } Q(z) = \exp\left[2 \int_z^{z_r} \left(\frac{\Phi_m}{\Phi_p(z)} - 1 \right) \alpha_m(z') dz' \right] \tag{61}$$

avec z_r : point de référence et z_s : distance sur le quai

La solution est présentée ici pour une mesure à partir du sol. On constate que cette équation est sous-déterminée. Pour résoudre le problème, il faut connaître le signal lidar (qui est mesuré), les propriétés de diffusion des molécules de l'air (les coefficients de diffusion α_m et de rétrodiffusion β_m qui donnent $\Phi_m = \beta_m/\alpha_m$), le profil du rapport du coefficient de rétrodiffusion sur le coefficient d'extinction des particules $\Phi p(z)$ et la valeur de la rétrodiffusion à un point de référence z_r. La diffusion moléculaire est obtenue pour chaque altitude *z* via la théorie de Rayleigh. En supposant que $\Phi p(z)$ est constante avec la distance, il reste donc trois inconnues pour une équation. Il est donc nécessaire d'utiliser des contraintes extérieures pour déterminer une solution fiable. Dans notre cas, il s'agira du rapport entre la rétrodiffusion et l'extinction (appelé BER), le point servant de référence étant le point des mesures in situ.

Nous venons de détailler le protocole de mesure mis en place durant cette expérimentation ainsi que les méthodes utilisées pour l'analyse des mesures Lidar. Nous allons donc présenter maintenant les résultats issus de cette campagne de mesures dans le paragraphe suivant.

III.3. Résultats

Etant donné la quantité relativement importante des données obtenues lors de cette campagne expérimentale, nous avons choisi ici de ne présenter que les résultats nous semblant les plus importants. Nous présenterons donc dans les paragraphes qui suivent les résultats des mesures en masse, nombre et des propriétés optiques tout d'abord, puis les résultats des analyses chimiques et enfin les résultats des mesures Lidar.

III.3.1. Mesures in situ

III.3.1.1. Evolution du trafic ferroviaire

La Figure 32 présente l'évolution du nombre de trains par heure au cours de la campagne de mesures[2]. Les semaines choisies pour l'expérimentation comprenaient deux week-ends prolongés chacun par un jour férié. Nous n'avons donc pas pu étudier une semaine d'exploitation normale, mais la présence de ces deux jours fériés nous garantissait une quasi-absence de travaux pendant notre campagne de mesures.

Nous pouvons observer sur cette figure que les week-ends et jours fériés, le trafic ferroviaire est quasiment constant pendant la journée avec environ quarante trains par heure au maximum. En revanche, pendant la semaine, on peut observer un profil relativement différent avec deux pics de circulation à environ soixante trains par heure. Ces deux pics correspondent aux heures de pointes du matin (de 6h à 9h) et du soir (de 16h à 19h). Entre ces deux pics, le nombre de trains par heure est assez proche de celui du week-end.

On peut voir également l'arrêt de la circulation ferroviaire la nuit entre 2h et 5h. Le passage entre les périodes de circulation et d'arrêt du trafic est appelé cycle jour/nuit.

[2] Le nombre de trains par heure a été calculé en sommant le nombre de trains circulant entre deux heures, reporté à la première heure (exemple : le 29 avril, entre 5h et 6h, 21 trains ont circulé, on a donc attribué cette valeur de 21 à 5h).

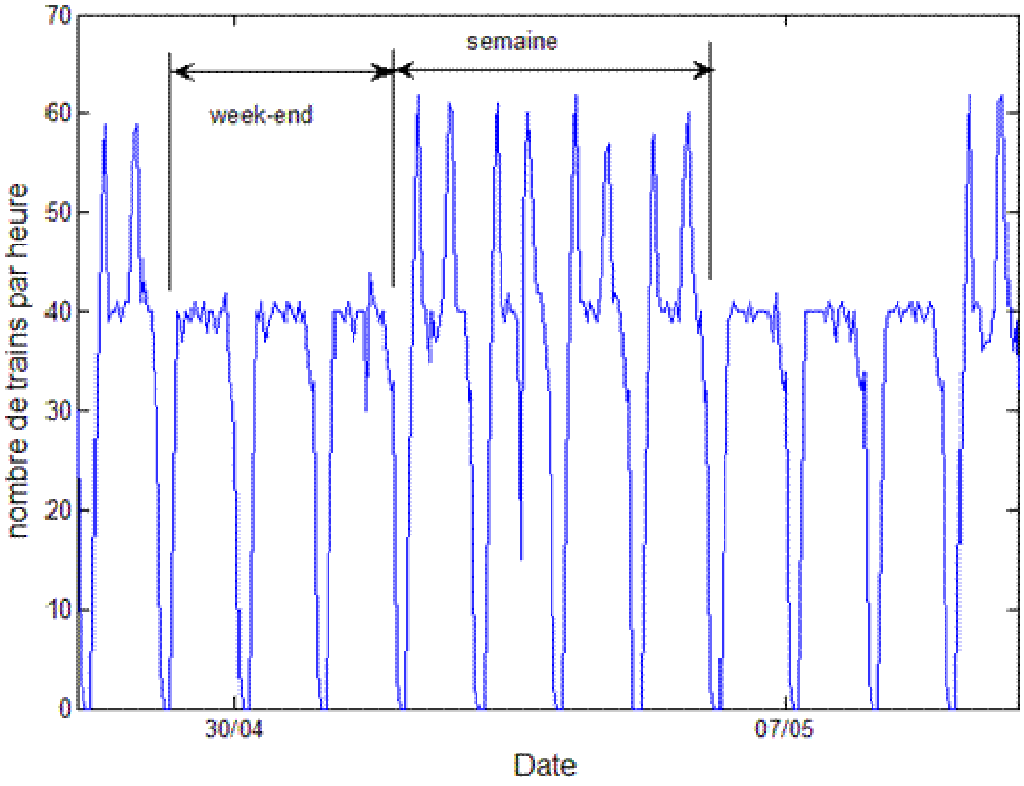


Figure 32 : évolution du trafic ferroviaire au cours de la campagne de mesures

Nous allons présenter maintenant les résultats des mesures in situ et voir l'importance de la circulation commerciale sur les grandeurs mesurées.

III.3.1.2. Mesures en masse et en nombre

- Concentrations en masse mesurées par les TEOM

Les Figure 33 et Figure 34 présentent les concentrations en masse des PM_{10} et $PM_{2,5}$ mesurées durant la campagne de mesures. Comme on peut le constater sur ces deux figures, les cycles jour/nuit et heures de pointe/heures creuses (en semaine) sont très nettement marqués pour ces deux types de grandeurs. Ainsi, lorsqu'on représente les concentrations en PM10 et le trafic ferroviaire, comme sur la Figure 35, on se rend compte que les cycles sur les concentrations sont fortement influencés par le trafic. Comme pour le trafic, on observe des variations de concentration entre le week-end et la semaine. De même, sur la Figure 36, on voit très nettement que les pointes de trafic et celles en concentration se produisent en même temps.

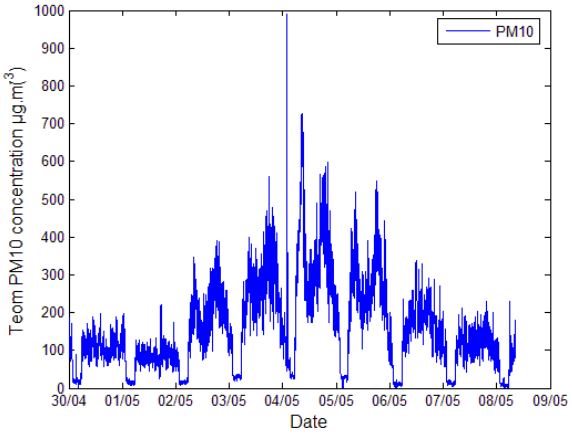


Figure 33 : concentrations en PM_{10} mesurées durant l'expérimentation

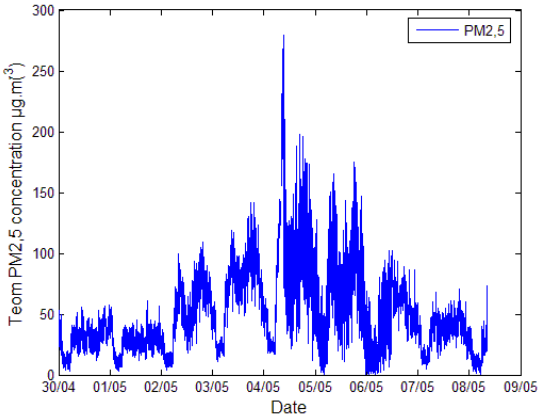


Figure 34 : concentrations en $PM_{2,5}$ mesurées durant l'expérimentation

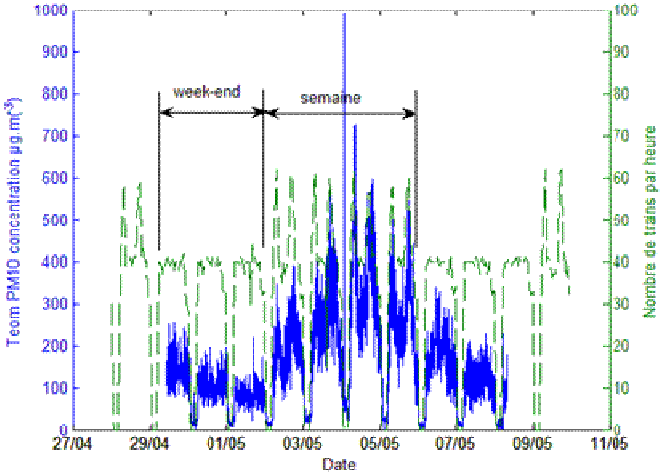


Figure 35 : corrélation entre le trafic et les concentrations en PM_{10}

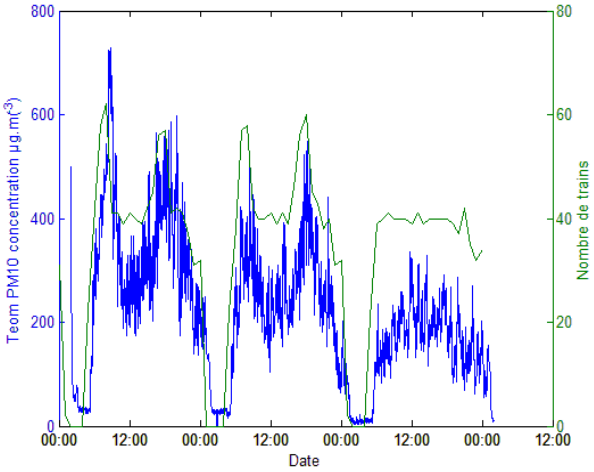


Figure 36 : corrélation entre le trafic et les concentrations en PM_{10} le 4, 5 et 6 mai

Comme on peut s'y attendre, les niveaux en PM_{10} sont beaucoup plus élevés que ceux en $PM_{2,5}$. Le Tableau 11 présente différentes moyennes calculées à partir des mesures en PM_{10} et $PM_{2,5}$ durant l'expérimentation. Il permet de montrer que les concentrations en particules sont nettement plus élevées en semaine qu'en week-end, l'activité dans la gare étant plus faible le week-end. Malgré le même nombre de trains, les concentrations le samedi semblent légèrement plus élevées que le dimanche comme cela a été remarqué durant la campagne 2000 (Balacey, 2001). Ce tableau met également en évidence les différentes périodes dans la journée, avec des concentrations plus fortes le matin et l'après midi au moment des heures de

pointes, une diminution le midi et le soir et un retour à un niveau assez bas pendant la nuit, en l'absence d'activité dans la gare.

		PM_{10} (µg/m3)	$PM_{2,5}$ (µg/m3)
Week-end		105,7	38,6
Semaine		224,2	68,5
Moyenne journalière semaine	1° jour	162,1	50,2
	2° jour	224,6	70,0
	3° jour	290,0	86,6
	4° jour	220,3	67,3
Pointe du matin (6h-9h)		182,9	68,0
Heure creuse de journée (9h-16h)		170,9	57,3
Pointe de l'après midi (16h-19h)		223,1	76,3
Heure creuse du soir (19h-01h)		151,6	62,9
Nuit (2h-5h)		19,7	15,5
Norme PM10 (en 2005) en air extérieur		40	-
Norme PM10 (en 2010) en air extérieur		20	-

Tableau 11: différentes moyennes en PM_{10} et $PM_{2,5}$ durant l'expérimentation à Magenta

Si on compare les moyennes journalières calculées pour les jours de la semaine pendant cette campagne, on peut remarquer qu'elles sont systématiquement inférieures aux valeurs guides établies par le CSHPF (voir chapitre 1) pour l'année 2005 et même pour une exposition de 2h15 pour laquelle il est préconisé que la concentration souterraine doit être inférieure à 311µg.m^{-3}.

Enfin si on compare ces moyennes à celles des réseaux étrangers cités dans le chapitre 1, on se rend compte qu'elles sont moins élevées que celles mesurées à Stockholm et Londres et à peu près du même ordre de grandeur que celles mesurées à Helsinki.

- Evolution du rapport $PM_{2,5}/PM_{10}$

Regardons maintenant l'évolution du rapport $PM_{2,5}/PM_{10}$ en masse présenté sur la Figure 37.

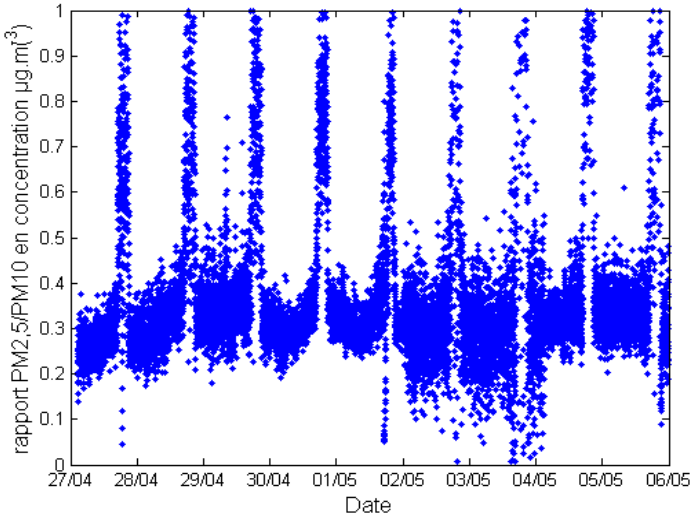


Figure 37 : évolution du rapport $PM_{2,5}/PM_{10}$

La Figure 37 montre qu'en concentration en masse, le rapport $PM_{2,5}/PM_{10}$ présente des transitions jour/nuit très marquées. En journée, ce rapport est proche de 0,3 alors que la nuit il peut atteindre la valeur de 1. Ceci signifie que la nuit la contribution en masse des PM_{10} est proche de celle des $PM_{2,5}$ et que les particules fines sont donc majoritaires. En revanche, la journée, près de 70% des particules sont des grosses particules supérieures à 2,5 µm.
Quant au rapport $N_{2,5}/N_{10}$, il reste très proche de 1 de jour comme de nuit, ce qui montre la prédominance des particules fines durant ces deux périodes dans la gare.

- Granulométrie

Cette prédominance est particulièrement visible sur les mesures granulométriques. Ainsi, la Figure 38 présente l'évolution des concentrations en nombre pour les particules de rayons compris entre 0,014 et 5,015 µm durant la totalité de l''expérimentation et permet de mettre en évidence la prépondérance des particules de rayons inférieurs à 0,3 µm. on remarque également que le nombre total de particules est de l'ordre de 10^7 particules.L^{-1} durant l'expérimentation, ce qui est proche de ce qu'on peut observer à l'extérieur.

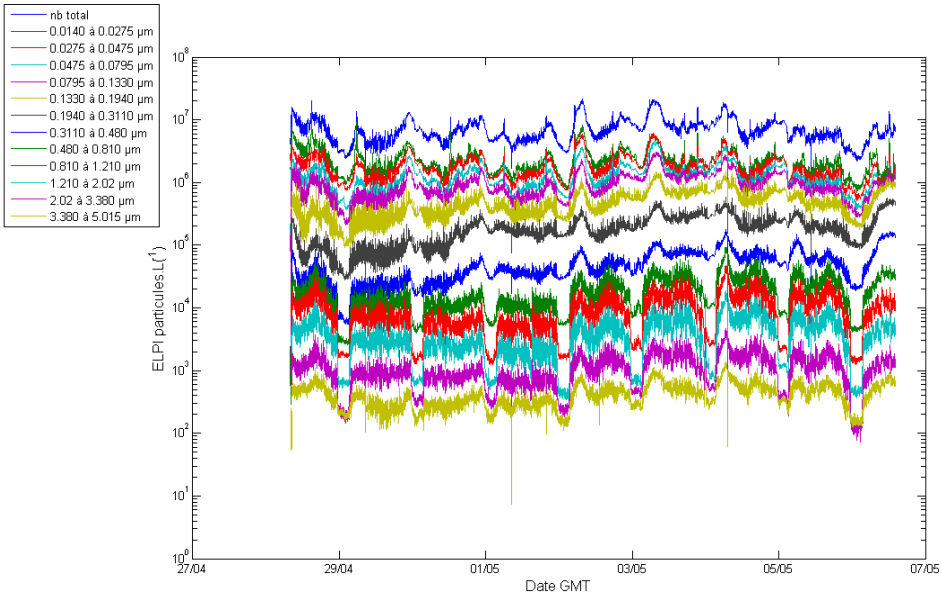


Figure 38 : concentration en nombre des particules (de 0,014 à 5,015µm en rayon) durant l'expérimentation (en échelle logarithmique)

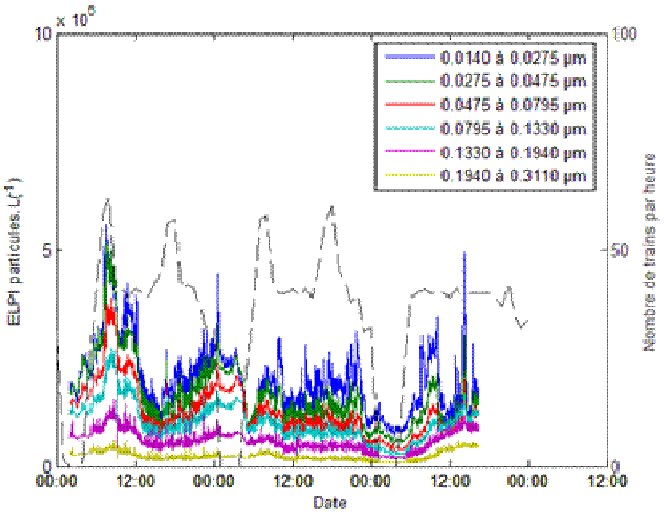


Figure 39 : concentrations en nombre en particules fines le 4, 5et 6 mai

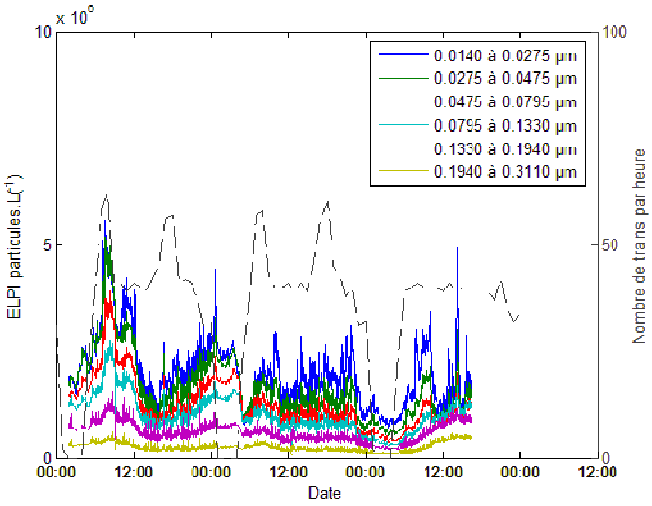


Figure 40 : concentrations en nombre en grosses particules le 4, 5et 6 mai

Si on considère à nouveau l'exemple des 4, 5 et 6 mai comme précédemment, on peut voir sur les Figure 39 et Figure 40 que les cycles jour/nuit sont visibles sur quasiment toutes les tailles de particules mais les cycles heures de pointe/heures creuses sont plus marqués pour les particules supérieures à 0,3110 µm (en rayon). Les particules inférieures à 0,3110 µm ne

semblent donc pas, en journée, autant influencées par le trafic que les particules plus grosses. Il est probable que ce type de particules reste constamment en suspension dans l'air durant la journée et qu'elles ne soient pas soumises au dépôt ou au transport par le trafic.

III.3.1.2. Propriétés optiques

- Partie absorbante

La Figure 41 présente les variations des concentrations en composés absorbants mesurées dans la gare Magenta pendant l'expérimentation. Comme on peut le remarquer, ces variations présentent également des cycles jour/nuit très marqués. Ces mesures ont été réalisées avec un aéthalomètre qui mesure un équivalent du carbone suie par absorbance. Or, la suie étant a priori le résultat de phénomènes de combustion inexistants dans la gare, il est probable qu'une partie de celle mesurée en gare provienne de l'extérieur et qu'une grande partie de la concentration d'absorbants soit liée à des oxydes de fer.

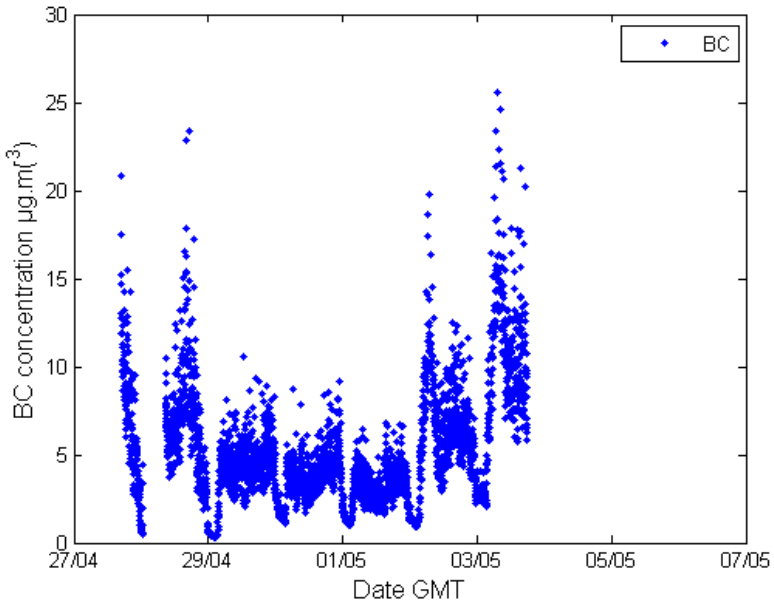


Figure 41 : concentration en carbone suie (Black Carbon) pendant l'expérimentation

- Partie diffusive

Comme pour les concentrations en masse, les propriétés optiques de diffusion de la lumière par les particules montrent des cycles jour/nuit et semaine/week-end très marqués (Figure 42). Elles semblent donc contenir une information sur les concentrations massiques ou du moins être très corrélées à ces dernières. Durant la journée, il ne semble pas y avoir de grande

différence entre les mesures aux différentes longueurs d'onde du néphélomètre, ce qui est à rapprocher de la valeur du coefficient d'Angström présenté ci-après.

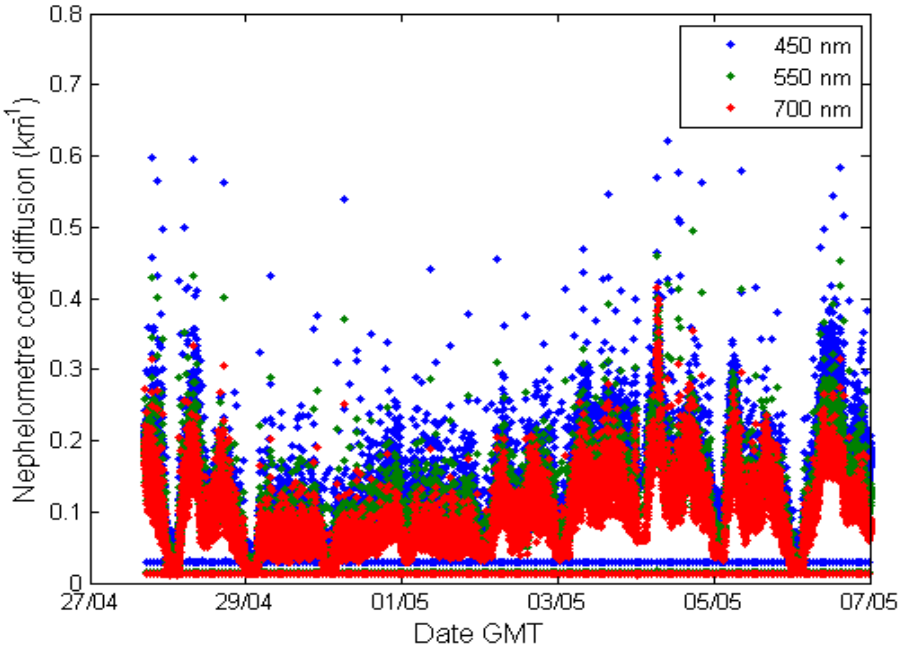


Figure 42 : évolution temporelle des coefficients de diffusion des particules mesurés aux trois longueurs d'onde de 450, 550 et 700nm, en gare Magenta lors de l'expérimentation

Le coefficient d'Angström décrit la dépendance spectrale des coefficients d'extinction ou de diffusion des particules. Ce coefficient permet de relier des mesures faites à des longueurs d'onde différentes. Il est donc fonction de la taille et de la nature des particules. Il est donné par l'équation (62) :

$$\frac{\alpha_1}{\alpha_2} = \left(\frac{\lambda_1}{\lambda_2}\right)^{-a}, \tag{62}$$

avec a : coefficient d'Angström.

Typiquement, de grosses particules (par exemple désertiques) prennent des valeurs inférieures à 1 à la différence de particules submicroniques (de pollution) qui prennent des valeurs autour de 1,5 à 2 (Hamonou et al, 1997).

La Figure 43 présente l'évolution temporelle du coefficient d'Angström à Magenta et durant la campagne LISAIR[3] (Raut, 2007) aux longueurs d'onde 450 et 550 nm. On peut remarquer

[3] Lidar pour la Surveillance de l'Air (LISAIR) : campagne de mesures réalisée du 9 au 29 mai 2005 permettant d'étudier la pollution particulaire dans Paris.

que durant la journée, les coefficients d'Angström sont proches de 0,5 ce qui signifie que l'on a une grande proportion de grosses particules dans l'air de la gare et qui confirme qu'il n'y a pas une grande différence entre les mesures aux différentes longueurs d'onde. Durant la nuit, les valeurs deviennent proches de celles observées en air extérieur, elles sont de l'ordre de 2. Comme on le constate sur la Figure 43, les valeurs du coefficient d'Angström en air extérieur peuvent aussi fortement évoluer en présence de grosses particules.

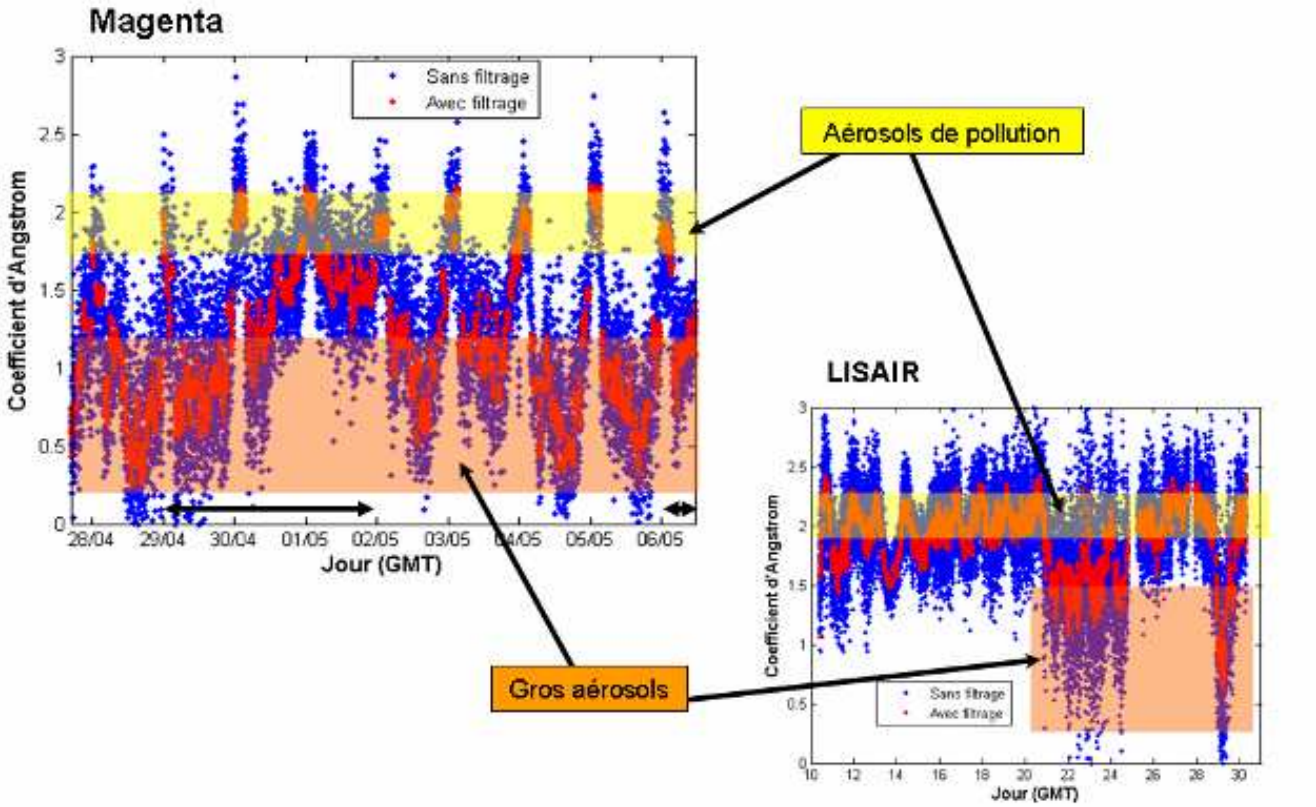


Figure 43 : évolution temporelle du coefficient d'Angström des particules mesuré en gare de Magenta (figure de gauche) et sur l'Esplanade de l'Hotel de Ville de Paris (figure de droite)

III.3.2. Composition chimique

Outre les mesures des concentrations en nombre et masse et des propriétés diffusives des particules, des analyses chimiques ont également été effectuées. Des prélèvements sur filtres ont été réalisés pendant toute la durée de l'expérimentation, à différentes périodes de la journée de manière à pouvoir étudier les périodes de pointe et périodes creuses. Deux classes de taille ont été prélevées pour les analyses en chromatographie ionique : particules fines (diamètre < 2 µm) et particules grossières (diamètre > 2 µm). Cette ségrégation en taille a pu

être réalisée en utilisant deux types de filtres avec des dimensions de pores différentes (0,4 et 8 µm) et en plaçant le filtre grossier sur le filtre fin lors des prélèvements. Pour les analyses de carbone suie et de carbone organique, un seul type de filtre à quartz a été utilisé. On a donc le carbone pour la totalité des particules. Les Tableau 12 et Tableau 13 présentent les différentes caractéristiques pour les trois types de filtres utilisés.

	PRELEVEMENTS								
N°	REFERENCE Filtre		DATE heure (TU)			Volume (m^3)			ΔV/ΔT
	0,4 µm	8 µm	DEBUT	FIN	Δ T	DEBUT	FIN	Δ V	(m^3/h)
CH1	La 360	L 360	28/4/06 10h47	28/4/06 16h31	05h44	2335.933	2343.445	7.512	31.45
CH2	La 359	L 359	28/4/06 16h36	29/4/06 07h30	14h54	2343.445	2362.721	19.276	31.05
CH3	La 358	L 358	29/4/06 07h34	29/4/06 20h45	13h11	2362.721	2379.817	17.096	31.12
CH4	La 357	L 357	29/4/06 20h48	30/4/06 06h32	09h44	2379.817	2392.400	12.583	31.03
CH5	La 356	L 356	30/4/06 06h37	30/4/06 16h29	09h52	2392.400	2405.517	13.117	31.91
CH6	La 355	L 355	30/4/06 16h34	01/5/06 08h57	16h23	2405.517	2425.378	19.861	29.09
CH7	La 354	L 354	01/5/06 09h01	01/5/06 17h16	08h15	2425.378	2436.279	10.901	31.71
CH8	La 353	L 351	01/5/06 17h20	02/5/06 07h49	14h29	2436.279	2454.237	17.958	29.76
CH9	La 352	L 352	02/5/06 07h51	02/5/06 16h12	08h21	2454.237	2465.072	10.835	31.14
CH10	La 351	L 353	02/5/06 16h15	03/5/06 07h57	15h42	2465.072	2483.967	18.895	28.88
CH11	La 350	L 350	03/5/06 07h59	03/5/06 16h41	08h42	2483.967	2494.727	10.76	29.68
CH12	La 349	L 349	03/5/06 16h50	04/5/06 04h23	11h33	2494.727	2508.828	14.101	29.30
CH13	La 348	L 348	04/5/06 04h25	04/5/06 09h50	05h25	2508.828	2515.565	6.737	29.85
CH14	La 347	L 347	04/5/06 09h52	04/5/06 15h41	05h49	2515.565	2523.061	7.496	30.93
CH15	La 346	L 346	04/5/06 23h00	05/5/06 03h00	04h00	2523.061	2523.061	0	-
CH16	La 345	L 345	05/5/06 07h11	05/5/06 13h34	06h23	2523.061	2531.247	8.186	30.78
CH17	La 344	L 344	05/5/06 23h00	06/5/06 03h00	04h00	2531.247	2536.629	5.382	32.29
CH18	La 343	L 343	06/5/06 09h09	07/5/06 08h50	23h41	2536.629	2560.575	23.946	24.27
CH19	La 342	L 342	08/5/06 23h00	09/5/06 03h00	04h00	2560.575	2565.850	5.275	31.65

Tableau 12 : Caractéristiques des prélèvements sur filtre pour les analyses ioniques

	PRELEVEMENTS						
N°	DATE heure (TU)			Volume (m^3)			ΔV/ΔT
	DEBUT	FIN	Δ T	DEBUT	FIN	Δ V	(m^3/h)
BC1	28/4/06 10h47	28/4/06 16h31	05h44	3085.063	3092.538	7.475	31.29
BC2	28/4/06 16h36	29/4/06 07h30	14h54	3092.538	3101.232	8.694	14.00
BC3	29/4/06 07h34	29/4/06 20h45	13h11	3101.232	3108.884	7.652	13.93
BC4	29/4/06 20h48	30/4/06 06h32	09h44	3108.884	3114.667	5.783	14.26
BC5	30/4/06 06h37	30/4/06 16h29	09h52	3114.667	3120.520	5.853	14.24
BC6	30/4/06 16h34	01/5/06 08h57	16h23	3120.520	3130.218	9.698	14.21
BC7	01/5/06 09h01	01/5/06 17h16	08h15	3130.218	3135.094	4.876	14.18
BC8	01/5/06 17h20	02/5/06 07h49	14h29	3135.094	3143.669	8.575	14.21
BC9	02/5/06 07h51	02/5/06 16h12	08h21	3143.669	3148.638	4.969	14.28
BC10	02/5/06 16h15	03/5/06 07h57	15h42	3148.638	3157.999	9.361	14.31
BC11	03/5/06 07h59	03/5/06 16h41	08h42	3157.999	3163.214	5.215	14.39
BC12	03/5/06 16h50	04/5/06 04h23	11h33	3163.214	3170.117	6.903	14.34
BC13	04/5/06 04h25	04/5/06 09h50	05h25	3170.117	3173.359	3.242	14.36
BC14	04/5/06 09h52	04/5/06 15h41	05h49	3173.359	3176.863	3.504	14.46
BC15	04/5/06 23h00	05/5/06 03h00	04h00	3176.863	3176.863	0	-
BC16	05/5/06 07h11	05/5/06 13h34	06h23	3176.863	3180.685	3.822	14.37
BC17	05/5/06 23h00	06/5/06 09h04	10h04	3180.685	3186.192	5.507	13.13
BC18	06/5/06 09h09	07/5/06 08h50	23h41	3186.192	3200.403	14.211	14.40
BC19	08/5/06 23h00	09/5/06 03h00	04h00	3200.403	3205.700	5.297	31.78

Tableau 13 : Caractéristiques des prélèvements sur filtre pour les analyses de carbone

Afin de connaître la spéciation chimique moyenne des particules, des analyses de coulométrie et de chromatographie ionique ont été réalisées. Des analyses au microscope électronique à balayage par spectrométrie X et micro fluorescence X ont également été menées au CEA afin de connaître plus précisément les éléments chimiques présents. L'analyse par micro fluorescence X a permis d'avoir la composition chimique globale, substrat du filtre et particules piégées, tandis que la spectrométrie X nous a permis d'avoir une analyse de certains grains.

III.3.2.1. Coulométrie et chromatographie ionique

Le Tableau 14 présente la répartition en fonction de certaines périodes de la composition chimique des particules fines et grosses. Pour les périodes de jour, nous avons considéré le filtre BC5 dont le prélèvement tient compte de la totalité de la durée du trafic. De la même manière, pour les périodes de nuit, nous avons considéré le filtre BC19 qui ne tient compte que de la durée sans trafic. Enfin pour les périodes de semaine et de weekend, nous avons effectué des moyennes de tous les filtres de chaque période.

		Carbone suie (%)	Matière organique (%)	Poussière minérale (%)	Nitrate (%)	Sulfate (%)	Ammonium (%)	Sels de mer (%)	Masse manquante (%)
fines	jour	5	31	51	4	6	2	1	0
	nuit	2	38	35	6	12	5	2	0
	semaine	7	41	43	2	5	1	1	0
	weekend	6	38	42	4	6	2	2	0
grosses	jour	0	6	87	3	2	0	2	0
	nuit	0	7	84	3	2	1	3	0
	semaine	0	9	85	2	3	0	1	0
	weekend	0	9	81	4	2	1	3	0

Tableau 14 : répartition en fonction de certaines périodes de la composition chimique des particules fines et grosses

Le Tableau 14 montre une différence assez importante de la composition chimique des particules en fonction de leur taille. On peut voir en effet que les grosses particules sont

composées principalement de poussières minérales (environ 80%) alors que les particules fines sont composées à la fois de poussières minérales (de 35% à 51%) et de matières organiques (de 31% à 41%).

On peut également observer qu'en fonction des différentes périodes étudiées, la composition chimique des grosses particules reste identique, ce qui n'est pas le cas des particules fines. En effet, pour ces dernières, la proportion de poussières minérales diminue significativement entre le jour et la nuit alors que celles de matières organiques et de sulfate augmentent sensiblement. En revanche, la composition chimique des particules fines ne varie pas de manière significative entre la semaine et le week-end.

Les Figure 44 et Figure 45 présentent l'exemple d'un prélèvement effectué de nuit uniquement lors de l'arrêt de la circulation. On retrouve bien les répartitions présentées dans le Tableau 14, à savoir des fines essentiellement composées de poussières minérales (35%) et de matière organique (38%) et des grosses essentiellement composées de poussières minérales (84%).

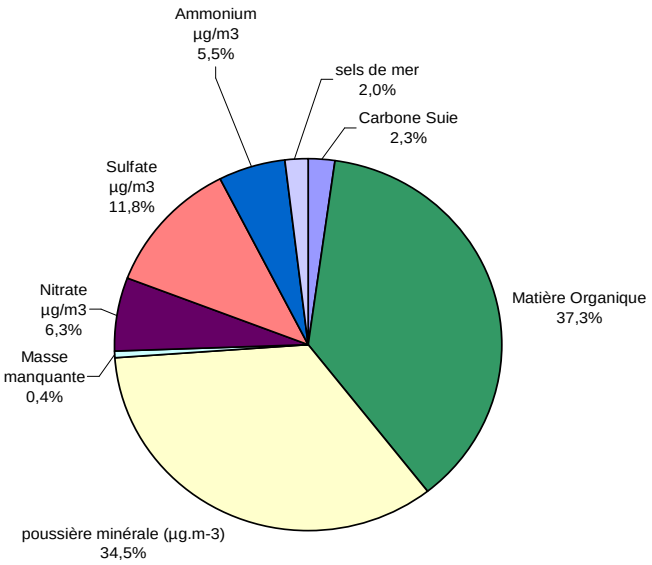


Figure 44 : répartition de la composition chimique pour les particules fines lors de la nuit du 9 mai 2006

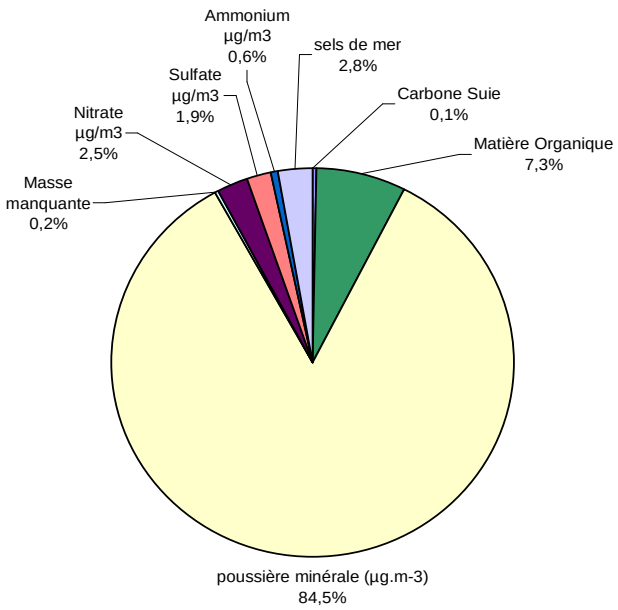


Figure 45 : répartition de la composition chimique pour les grosses particules lors de la nuit du 9 mai 2006

La présence de sels de mer dans les prélèvements effectués en gare est la preuve que l'air extérieur pénètre dans l'enceinte et contribue ainsi à la pollution intérieure.

- Comparaison avec LISAIR

Les Figure 46 et Figure 47 présentent une comparaison des contributions chimiques de nuit et de jour entre l'expérimentation de Magenta et celle de LISAIR. Ces deux expérimentations n'ayant pas eu lieu la même année, nous ne faisons ici qu'une comparaison qualitative et non quantitative.

Comme on peut le constater sur la Figure 46, les concentrations totales de nuit en grosses particules à l'extérieur et à l'intérieur ne présentent pas un écart très significatif et leurs compositions chimiques sont relativement proches. Concernant les particules fines, la concentration totale semble plus élevée à l'extérieur qu'à l'intérieur. Du point de vue de la composition chimique, on note la présence de poussière minérale à l'intérieur en plus des composés retrouvés à l'extérieur.

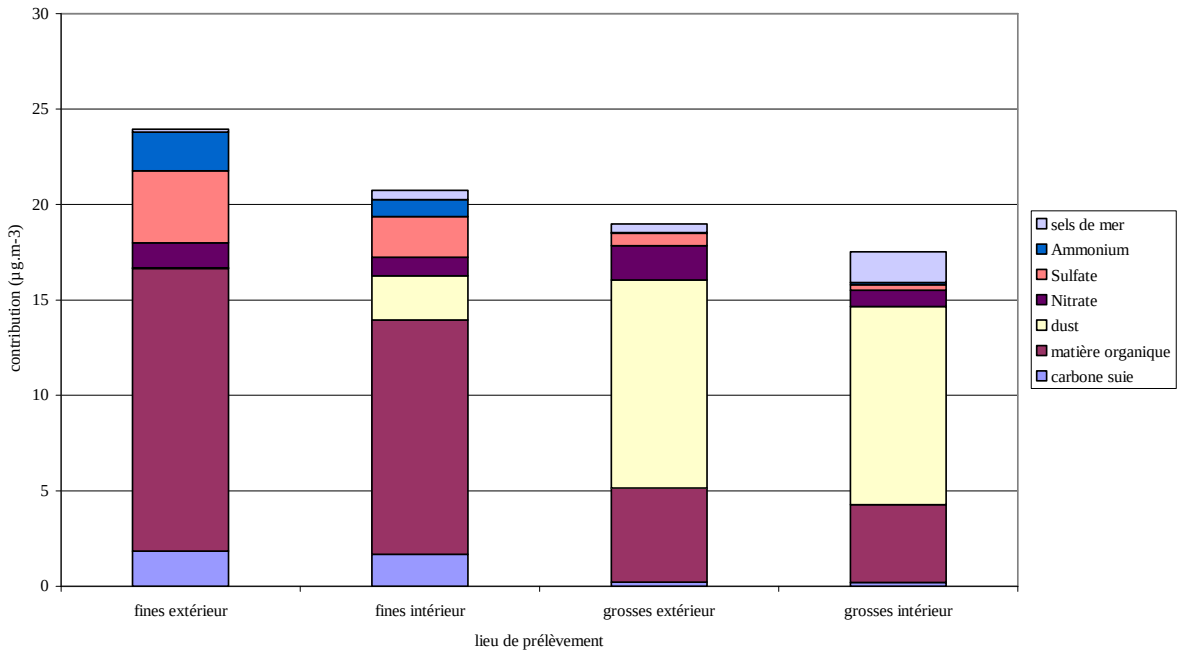


Figure 46 : comparaison des contributions de nuit de chaque composé lors de l'expérimentation à Magenta (intérieure) et de LISAIR (extérieur)

La Figure 47 montre que, de jour, les concentrations en grosses et fines particules sont plus importantes à l'intérieur qu'à l'extérieur. Ceci va dans le sens d'une forte production de particules durant la journée dans les gares souterraines. D'un point de vue de la composition chimique, on note la forte présence en intérieur de poussières minérales due au trafic ferroviaire, tant pour les grosses que pour les particules fines. Comme on l'a vu précédemment, dans la gare, les particules fines sont également constituées de matières organiques.

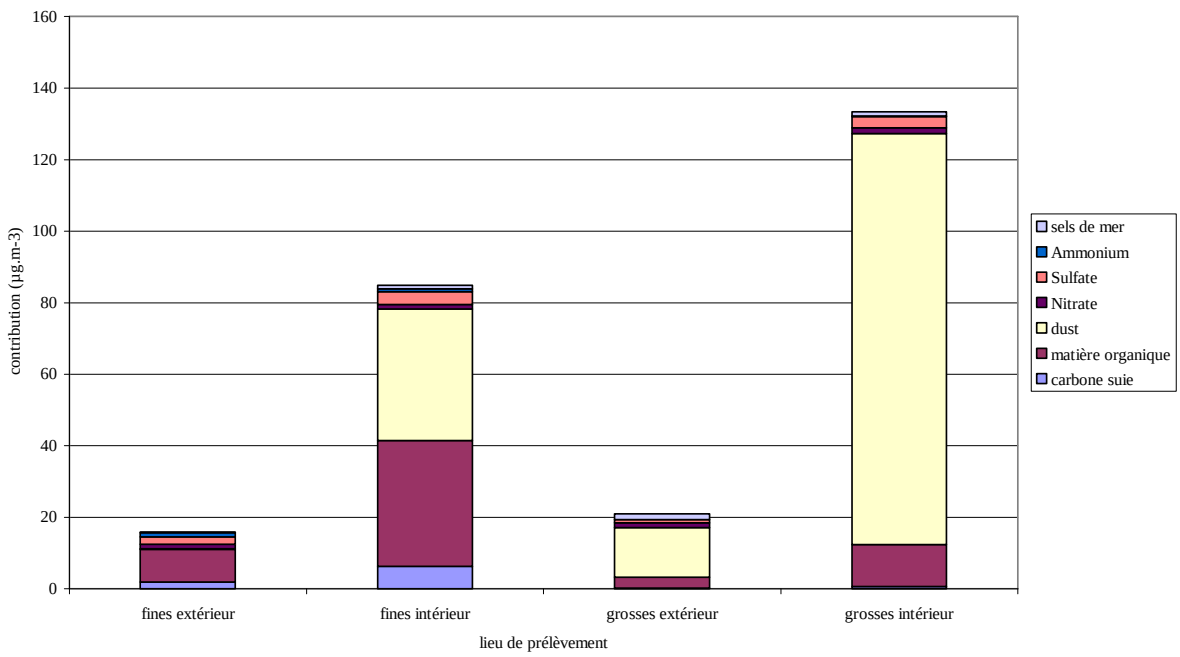


Figure 47 : comparaison des contributions de jour de chaque composé lors de l'expérimentation à Magenta (intérieur) et de LISAIR (extérieur)

En revanche, on peut noter à l'intérieur une concentration relativement élevée en carbone suie pour les particules fines. Il n'est pas possible de l'expliquer pour l'instant, mais nous tenterons de le faire avec les résultats qui suivent.

III.3.2.2. Microscopie électronique à balayage

Deux types d'analyses ont été réalisées au microscope électronique à balayage (MEB), de la micro-fluorescence par rayons X sur les filtres fins et de la spectrométrie par rayons X sur les filtres grossiers. Les résultats présentés ici ne sont que qualitatifs car non corrigés du rendement du détecteur et de la fluorescence des constituants des filtres.

La Figure 48 présente un exemple d'analyse de micro-fluorescence par rayons X sur un filtre fin dont le prélèvement s'est effectué de jour. On peut constater tout d'abord qu'il y a une forte signature du fer (Fe). D'autres éléments comme le manganèse (Mn), le baryum (Ba), le nickel (Ni), le cuivre (Cu), le zinc (Zn), l'aluminum (Al), le silicium Si, le zirconium (Zr), le soufre (S) et le calcium (Ca) sont également présents.

La Figure 49 présente un résultat d'analyse par spectrométrie par rayons X sur un filtre grossier. On retrouve globalement les mêmes éléments que ceux retrouvés sur le filtre fin, mais on peut également trouver des traces d'étain (Sn), de chrome (Cr), de chlore (Cl), de néodyme (Nd), de samarium (Sm) et de potassium (K).

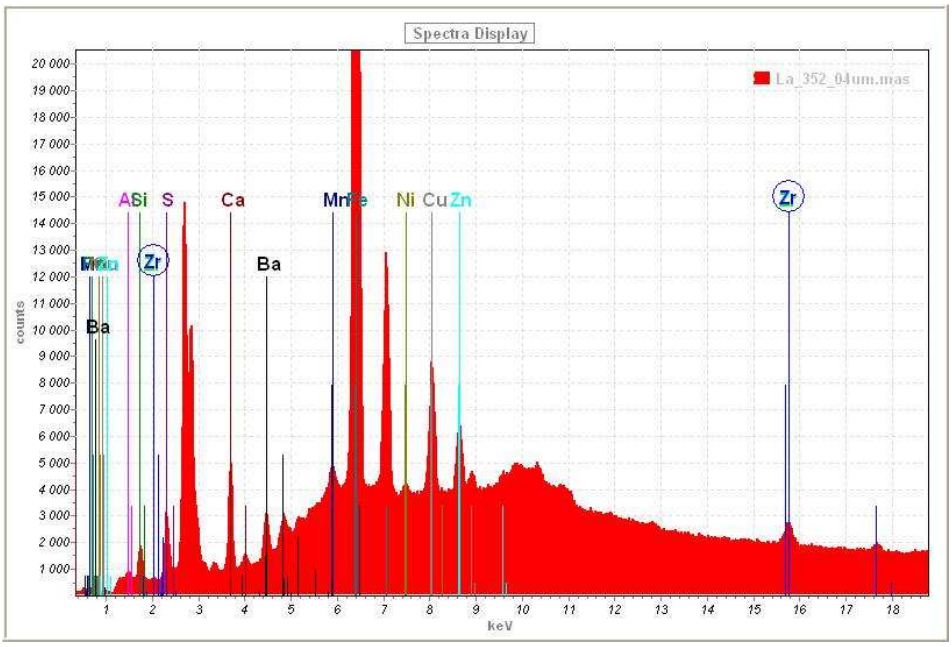


Figure 48 : analyse de micro fluorescence par rayons X pour un échantillon de jour des particules fines prélevé à Magenta

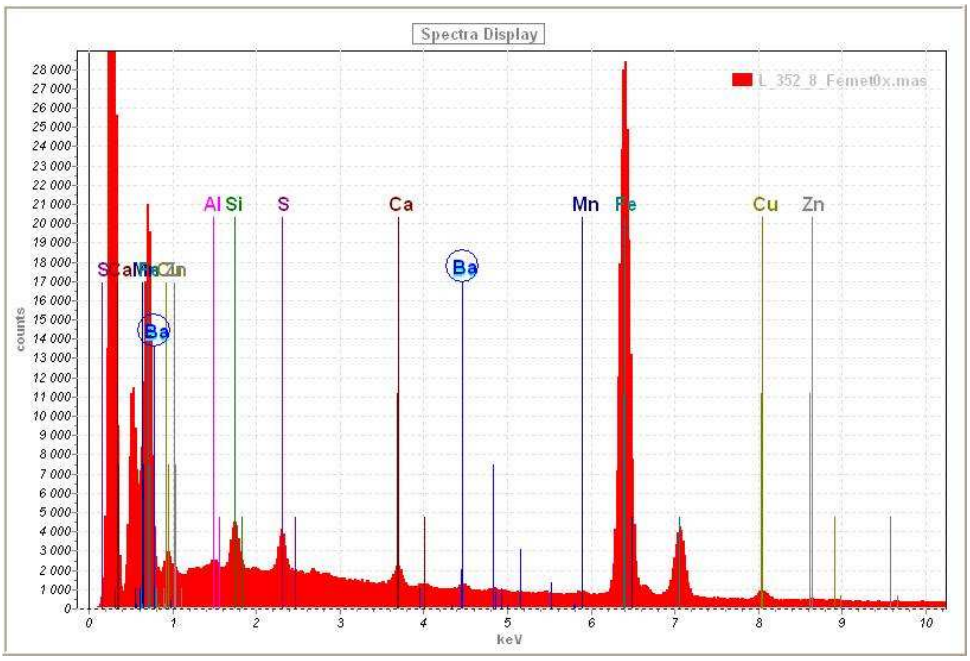


Figure 49 : analyse de spectrométrie par rayons X pour un échantillon de jour des grosses particules prélevé à Magenta

Afin d'obtenir des analyses MEB de bonnes qualités, les échantillons testés doivent conduire l'électricité. Pour cela, les échantillons isolants sont souvent recouverts d'une fine couche de carbone. C'est pour cela que cet élément n'est pas repéré lors de ce type d'analyse.

III.3.2.3. Origine plausible de certains composés

Tous les éléments retrouvés sur les filtres peuvent avoir diverses origines. Afin d'essayer de faire le parallèle avec certaines sources possibles d'émission d'un train, le Tableau 15 présente des composés retrouvés dans certains organes d'un train de type MI2N. Lors d'une étude réalisée en 2000 (Daval, 2001), des semelles de frein ont été analysées de plusieurs façons. Des analyses par fluorescence X et diffraction X (afin de détecter les éléments chimiques les composant) et par thermographie (afin d'obtenir les compositions en matière volatile, organique et minérale et de mettre en évidence des transformations de produit sous oxydation thermique) ont été réalisées sur des semelles neuves. Des analyses granulométriques et par diffraction X ont également été effectuées sur des poudres récupérées après freinage sur banc d'essai.

Les analyses thermogravimétriques ont permis de mettre en évidence la manière dont se dégrade une semelle de frein du même type que celle présente sur les MI2N. Ainsi, entre 30 et 100°C, on observe une perte de masse due à la dégradation des matières volatiles. Puis entre 100 et 600°C, une perte de masse due à la dégradation du M_OS_2 et du liant SBr. Entre 600 et 650°C, on observe une nouvelle perte due aux résidus carbonés des substances organiques lors du passage sous air. Vers 750°C, on met en évidence la dégradation de la chaîne carbonée du noir de carbone et transformation du Fe_2O_3 en Fe_3O_4 et à partir de 850°C, il y a un gain de masse dû à la formation d'oxydes de fer.

Pantographe	Caténaire	Roues	Freins
C	Cu	C : 0,425 %, Si : 0,35 %, Mn : 0,63 %, Al : 0,025 % Fe : 98,57 %	Moteur : Fe, C, $ZrSiO_4$, Cu, Sn, $BaSO_4$ (trace), MoS_2 (trace) (DAVAL) porteur : Cu, Sn, C, Cu_2O, CuO, Fe_3O_4 (traces)

Tableau 15 : composition chimique de certains organes d'un MI2N (Daval, 2001)

Cette dégradation de la chaîne carbonée à partir de 600°C explique la forte présence de carbone suie que nous pouvons observer sur les particules fines en journée. Ces fortes concentrations proviennent donc de l'usure des freins mais peut également venir des frottements entre le pantographe, également composé de carbone, et la caténaire.

Comme on peut le constater, à l'exception des éléments C et Mo, on retrouve sur les filtres bon nombre d'éléments composant les principaux organes émetteurs de particules d'un train de type MI2N. Des éléments tels le calcium, le potassium pourraient être le signe de la présence de feldspath qui pourrait provenir du carrelage de la gare. Ces analyses mettent également en évidence la présence d'oxydes de fer pouvant donc entraîner une sur-évaluation de la mesure équivalente en carbone suie de l'aethalomètre, comme nous l'avons vu dans le paragraphe III.3.1.2.

La Figure 50 permet de visualiser certaines sources sur un MI2N des divers éléments retrouvés sur les filtres en gare de Magenta.

Pantographe : C

Caténaire : Cu

Figure 50 : origine des éléments chimiques sur un MI2N

Roues : Fe, Mn, C, Si, Al

Freins : Fe, C, $ZrSiO_4$, Cu, Sn, $BaSO_4$ (trace), MoS_2 (trace), Cu_2O, CuO,

Les mesures in situ ont permis de mettre en évidence la prépondérance des particules fines (inférieures à 0,3 µm), la forte influence du trafic ferroviaire sur les concentrations et la composition chimique des particules, la différence de composition chimique entre les

particules fines et les grosses particules et l'influence de l'air extérieur sur les éléments chimiques retrouvés dans la gare.

III.3.3. Cohérence entre les mesures in situ

Etant donné la quantité de mesures in situ effectuée durant cette campagne, il peut être intéressant d'étudier la cohérence de certaines d'entre elles afin de vérifier que les mesures ont du sens ou de mettre en évidence des relations entre elles. Les paragraphes qui suivent vont donc nous permettre d'en étudier quelques-unes.

III.3.3.1. TEOM et filtres

Les Figure 51 et Figure 54 présentent les concentrations en PM_{10} et $PM_{2,5}$ réalisées par les TEOM, la pesée des filtres (corrigée de la masse des filtres) et la somme des éléments chimiques analysés sur ces mêmes filtres. On peut remarquer tout d'abord que les deux interpolations réalisées à partir des pesées des filtres et de la somme des éléments chimiques donnent des résultats identiques dans le cas des PM_{10}, ce qui signifie qu'il n'y a pas eu de pertes de matière entre la pesée et l'analyse des filtres. Dans le cas des $PM_{2,5}$, ces deux courbes présentent également la même allure, bien qu'on puisse observer de légers écarts lors de deux journées de la semaine.

Les Figure 52 et Figure 53 présentent le type de relation liant les données TEOM et les données des filtres. Dans ce cas, les données TEOM ont été moyennées sur les mêmes périodes que celles des filtres de prélèvement. Ces figures montrent qu'il existe des relations linéaires entre les concentrations en PM_{10} mesurées par le TEOM et les concentrations issues des pesées des filtres et de la somme des éléments chimiques ce qui confirme les corrélations entre ces données. Comme on peut le voir sur les Figure 55 et Figure 56, il en est de même pour les concentrations en $PM_{2,5}$.

Globalement dans les deux cas, les données obtenues à partir des filtres présentent des ordres de grandeurs identiques à ceux obtenus à partir des mesures des concentrations avec les TEOM. Le fait que les périodes de prélèvement des filtres soient relativement étendues dans le temps génère des écarts par rapport aux mesures instantanées des TEOM, comme on peut le voir aisément lors des périodes de nuit. Malgré cela, les trois types de mesure sont en bon accord.

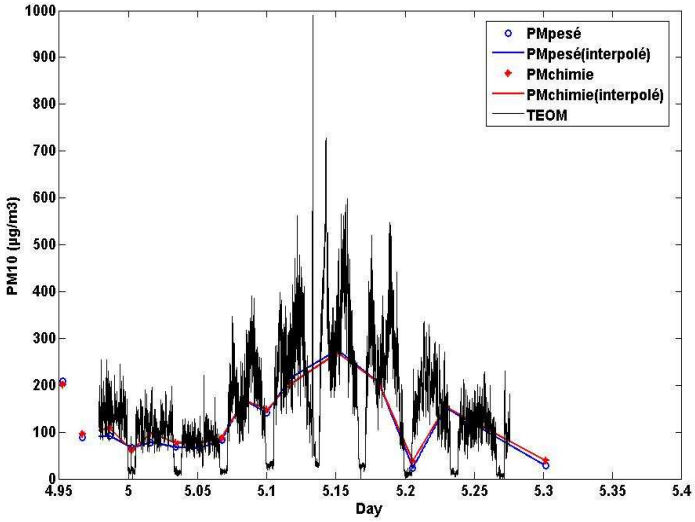


Figure 51 : cohérence entre les mesures PM10 par le TEOM, la pesée des filtres et la somme d'éléments chimiques

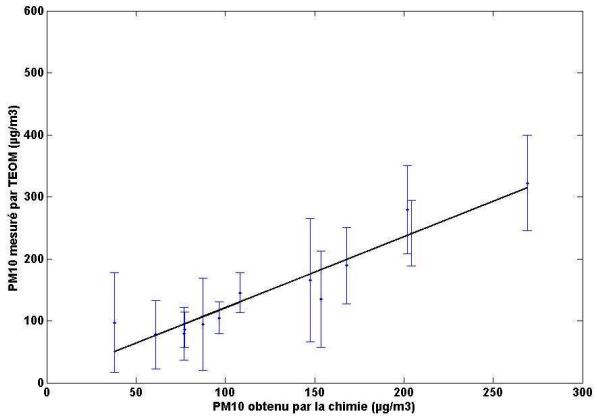


Figure 52 : cohérence entre les mesures PM_{10} par le TEOM et la somme des éléments chimiques (droite y=1,14x + 6,63)

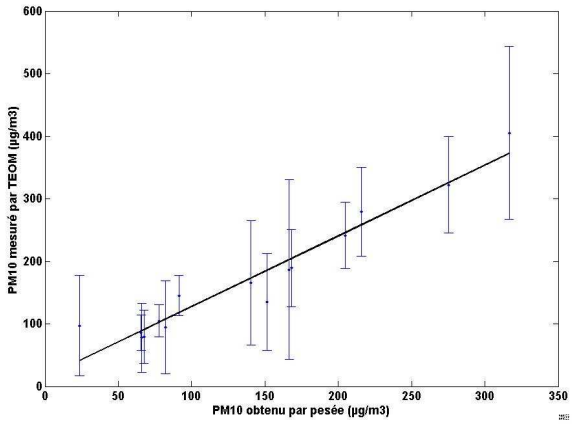


Figure 53 : cohérence entre les mesures PM_{10} par le TEOM et la pesée des filtres (droite y=1,12x+15,02)

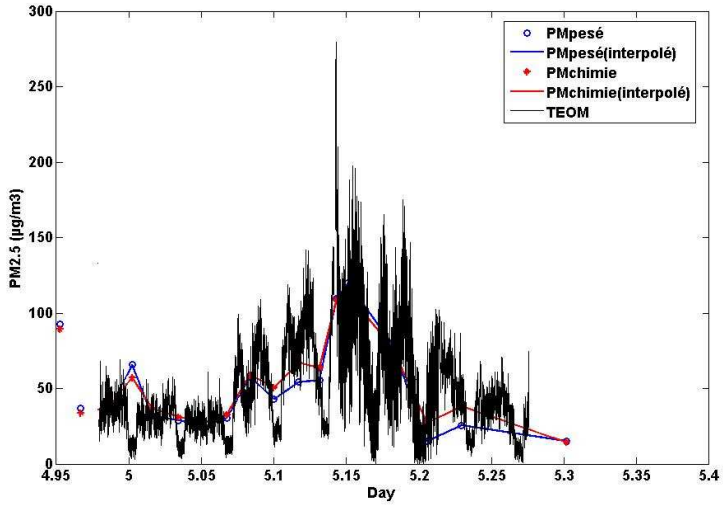


Figure 54 : cohérence entre les mesures $PM_{2,5}$ par le TEOM, la pesée des filtres et la somme d'éléments chimiques

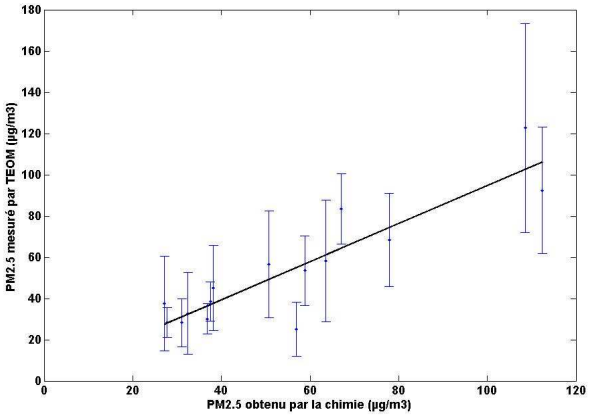


Figure 55 : cohérence entre les mesures $PM_{2,5}$ par le TEOM et la somme des éléments chimiques (droite y=0,92x + 2,56)

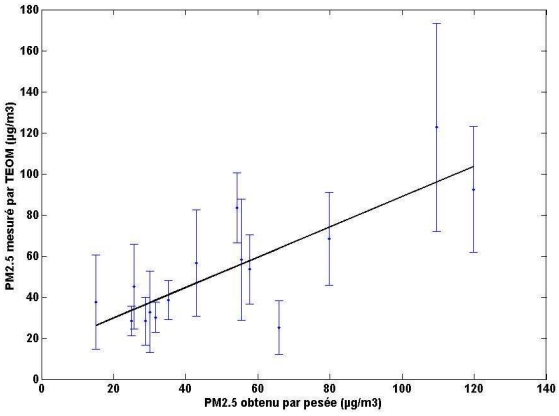


Figure 56 : cohérence entre les mesures $PM_{2,5}$ par le TEOM et la pesée des filtres (droite y=0,73x + 15,24)

III.3.3.2. Aéthalomètre et filtres

La Figure 57 présente l'évolution temporelle des concentrations en carbone suie mesurées avec l'aéthalomètre et avec les filtres. Comme on l'a vu précédemment pour les PM_{10} et $PM_{2,5}$, on remarque ici aussi que les concentrations de nuit sont plus importantes avec les filtres qu'avec l'aéthalomètre, ce qui semble logique, étant donné les plages de prélèvements étendues pour les filtres. En revanche, les concentrations de jour obtenues avec les filtres sont

relativement plus faibles que celles obtenues avec l'aéthalomètre (jusqu'à un facteur 2 environ). Cette différence est peut être due au fait qu'avec l'aéthalomètre, on ne mesure pas que du carbone suie mais aussi des oxydes de fer.

Comme cela a été indiqué dans le paragraphe sur les mesures des propriétés optiques, l'écart entre ces deux types de mesure peut s'expliquer par la présence d'oxydes de fer qui entraîne une surestimation de la concentration en carbone suie par l'aéthalomètre. Nous verrons par la suite que cette hypothèse est par ailleurs confirmée par les analyses chimiques réalisées en 2000 (Daval, 2001) sur des semelles de frein.

La Figure 58présente la corrélation entre les concentrations en carbone suie mesurées par l'aéthalomètre et celles mesurées sur les filtres. La relation linéaire obtenue montre là encore que les données sont en assez bon accord mais permet également d'évaluer le coefficient de calibration η_{abs} représenté par la pente de la droite. Par ce coefficient, il est ensuite possible de calculer le coefficient d'absorption α_{abs} tel que :

$$\alpha_{abs} = \frac{\Delta\tau \times A}{\eta_{abs} \times F \times T}, \tag{63}$$

avec $\Delta\tau$: différence de l'atténuation optique due au dépôt de particules sur le filtre pendant la période de prélèvement T (~2 min) en considérant un débit d'air sur le filtre F (~5 L.min^{-1}), A étant la surface de collecte du filtre (~ 0.5 cm^2).

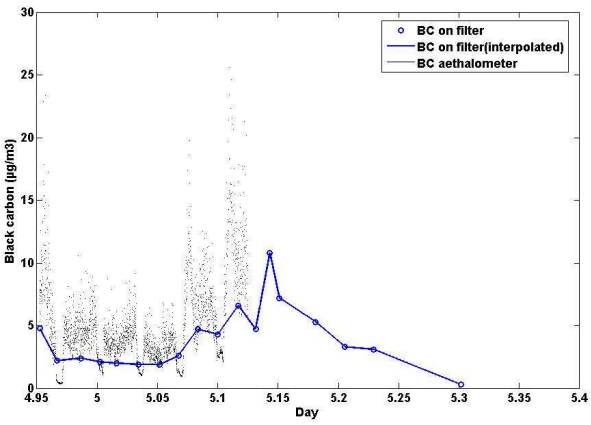


Figure 57 : cohérence entre les concentrations de carbone suie mesurées par l'aéthalomètre et les filtres

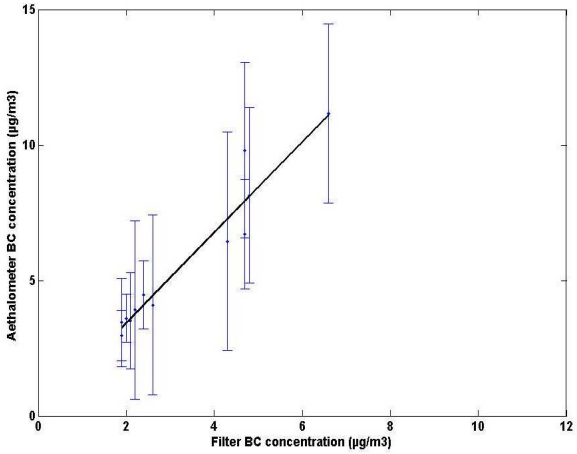


Figure 58 : corrélation entre les concentrations de carbone suie mesurées par l'aéthalomètre et les filtres (droite y=1,67x+0,08)

III.3.3.3. Néphélomètre et TEOM

L'étude de la corrélation entre les mesures optiques du néphélomètre et les mesures de concentration en masse peut nous donner une première indication quant à une possible corrélation entre les concentrations en masse et les mesures optiques Lidar.

La Figure 59 montre qu'une relation linéaire semble exister entre les mesures optiques du néphélomètre et les mesures de concentration en $PM_{2,5}$. On obtient ainsi une pente de $4{,}36.10^5$ $\mu g.m^{-2}$ entre les concentrations en $PM_{2,5}$ et le coefficient de diffusion. Le coefficient de corrélation d'environ 0,83 confirme que ces données sont bien corrélées. Ceci permet donc d'envisager la mesure optique comme un outil intéressant pour déterminer la concentration massique en particules dans une gare.

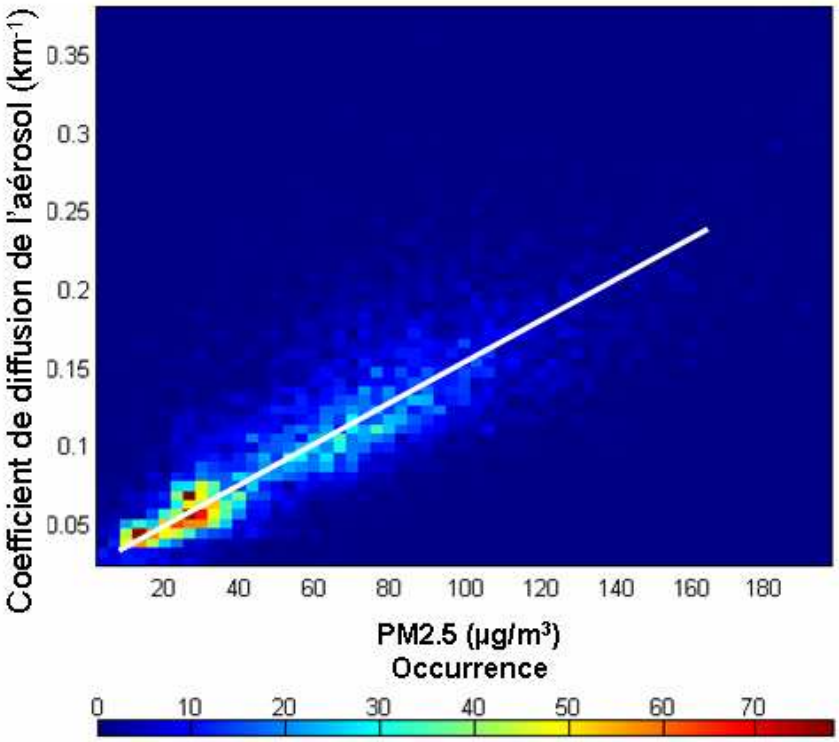


Figure 59 : Relation entre les propriétés optiques des particules (coefficient de diffusion) et la concentration massique en $PM_{2,5}$.

L'étude des corrélations entre les mesures in situ nous a donc permis tout d'abord de montrer que les concentrations en PM et les prélèvements sur filtres donnaient des résultats cohérents et étaient donc fiables. On a pu ensuite mettre en évidence la sur-évaluation du carbone suie

par l'aéthalomètre due à la présence d'oxydes de fer. Enfin, l'étude des mesures de concentration en $PM_{2,5}$ et du coefficient de diffusion a permis de mettre en évidence l'existence d'une relation entre les mesures en masse et les mesures des propriétés diffusives, ce qui laisse penser qu'il pourrait être possible d'envisager le même type de relation entre le Lidar et les concentrations en masse.

Le paragraphe suivant présentera donc les résultats de mesure obtenus avec le Lidar.

III.3.4. Résultats des mesures Lidar

Le Lidar ayant fonctionné pendant toute la durée de l'expérimentation, beaucoup de données ont été enregistrées. Par souci de clarté, nous ne présentons ici que les résultats permettant d'illustrer notre démarche lors de cette étude de faisabilité.

III.3.4.1. Signaux Lidar bruts obtenus pendant la campagne

Ayant pu observer en temps réel l'évolution des signaux Lidar pendant l'expérimentation, nous avons pu ajuster pendant la semaine certains paramètres et notamment la hauteur de celui-ci. Ainsi, les Figure 60 à Figure 63 présentent l'évolution de l'intensité de différents signaux lidar en fonction de la distance sur le quai.

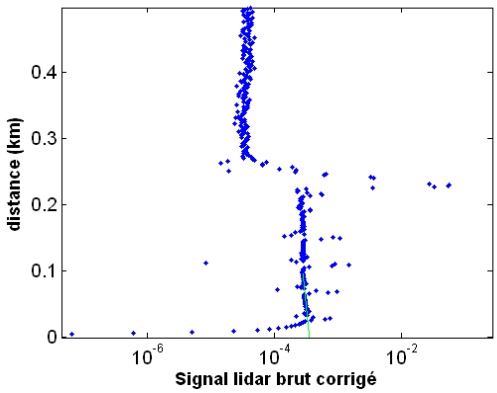


Figure 60: signaux Lidar bruts (u.a) du 4 mai au soir

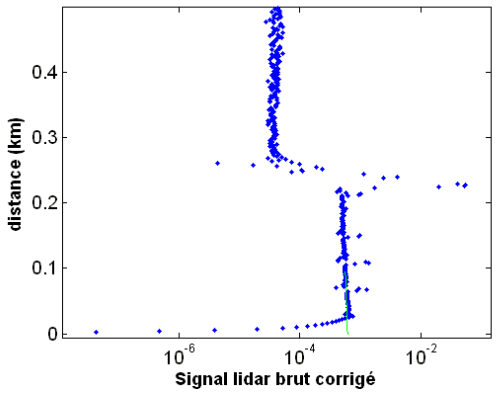


Figure 61 : signaux Lidar bruts (u.a) du 6 mai

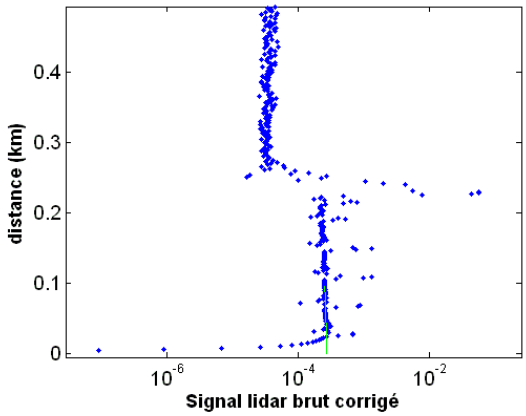


Figure 62 : signaux Lidar bruts (u.a) du 8 mai

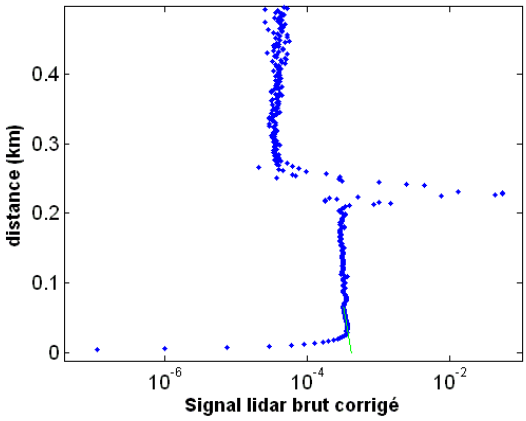


Figure 63 : signaux Lidar bruts (u.a) du 9 mai

Les Figure 60 à Figure 63 présentent l'intensité de différents signaux Lidar obtenus pendant notre expérimentation sur toute la longueur du quai (appelée ici altitude). De manière générale, on peut observer tout d'abord une brusque augmentation du signal sur les premières dizaines de mètres représentant la distance de recouvrement (dont on voit la correction en vert sur ces figures). Ensuite le signal se diffuse le long du quai puis à environ 230 m, on observe un important pic dû au fait que le faisceau laser du Lidar se réfléchit sur le mur du bout du quai opposé.

Sur les Figure 60 à Figure 62, on peut observer, avant le pic correspondant au mur, trois autres pics. Après avoir localisé la distance d'apparition de ces pics, nous nous sommes aperçus qu'une partie du faisceau laser du Lidar se réfléchissait dans des panneaux de signalisation de la gare, malgré le soin apporté à régler la hauteur du Lidar entre les voyageurs et ces panneaux. Le 9 mai, nous avons donc légèrement baissé la hauteur du Lidar de manière à éviter les panneaux. Nous avons donc, sur cette journée de mesure, des signaux plus propres comme on peut le constater sur la Figure 63, où on voit de légères variations du signal mais pas de pics liés à la présence de panneaux.

Nous avons également comparé les signaux Lidar (en terme de coefficient d'extinction calculé par la méthode de la pente) avec ceux du néphélomètre (en terme de coefficient de diffusion calculé à 355 nm) dans le cas de mesures en extérieur et des mesures réalisées dans la gare, avec des réglages des instruments identiques. Les Figure 64 et Figure 65 présentent ces résultats, la Figure 65 présentant plus particulièrement les résultats pour le 5 mai. On peut remarquer dans le cas des mesures en air extérieur que les deux coefficients suivent la même

évolution temporelle et sont du même ordre. En revanche, dans la gare, les deux coefficients sont sensiblement différents, présentant un écart de l'ordre d'un facteur 10. Cet écart n'est pas compensé par les valeurs du coefficient d'absorption qui en période de pointe atteint au maximum 0,4 km^{-1} (le coefficient d'extinction étant égal à la somme du coefficient d'absorption et du coefficient de diffusion). Plusieurs hypothèses peuvent être émises pour expliquer cet écart : le fait que le lidar ne ait pas de ségrégation en taille contrairement au néphélomètre, une perturbation du signal lidar lors des mesures, de la diffusion multiple due aux fortes concentrations en gare, ….

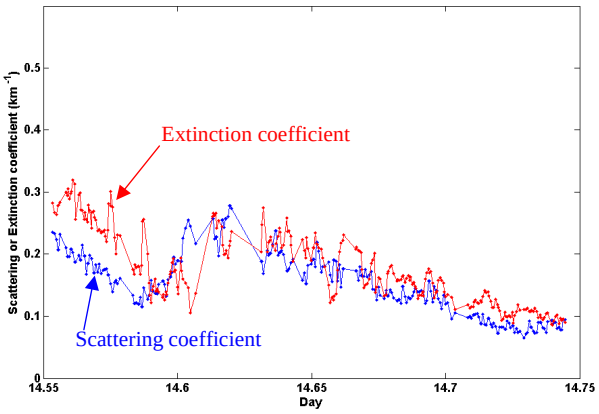


Figure 64 : comparaison du coefficient d'extinction (rouge) et du coefficient de diffusion (bleu) en air extérieur (expérimentation réalisée à Polytechnique le 14 mars 2007)

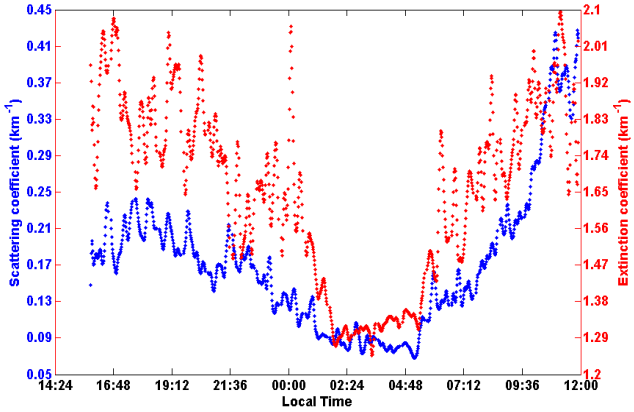


Figure 65 : comparaison du coefficient d'extinction (rouge) et du coefficient de diffusion (bleu) dans la gare le 5 mai 2006

Afin d'expliquer l'origine de cet écart, nous avons donc décidé de faire une deuxième expérimentation en gare dans la nuit du 25 au 26 octobre 2007. Pour cela, nous avons placé le même Lidar et le même néphélomètre, nommés L1 et N sur la Figure 25, au même bout de quai que lors de la première expérimentation, et avons rajouté à l'autre bout de quai un deuxième Lidar (Airborne Laser Scanning ALS), nommé L2 sur la Figure 25, à titre comparatif. Le fait d'avoir réalisé cette deuxième expérimentation de nuit, donc en l'absence de voyageur, nous a permis d'abaisser de manière significative la hauteur des deux Lidars de manière à éviter totalement les panneaux de signalisation du quai.

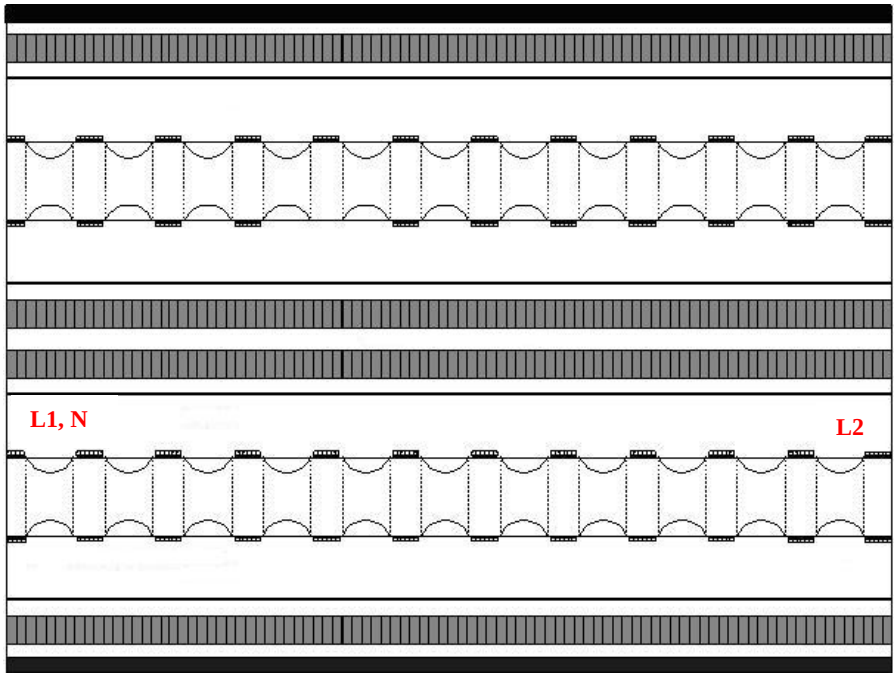


Figure 66 : schéma d'implantation des instruments lors de la deuxième expérimentation

La Figure 67 présente les coefficients d'extinction mesuré par le Lidar LAUV et le deuxième Lidar ALS et calculé à partir des données du néphélomètre. Comme cette expérimentation a été réalisée de nuit, on peut considérer que le milieu était relativement homogène. De ce fait, le coefficient d'extinction calculé à partir des mesures Lidar a été calculé avec la méthode de la pente. On peut voir, dans ce cas, que les coefficients d'extinction calculés à partir des données Lidar et des données du néphélomètre ont des ordres de grandeur similaires et des évolutions temporelles en bon accord.

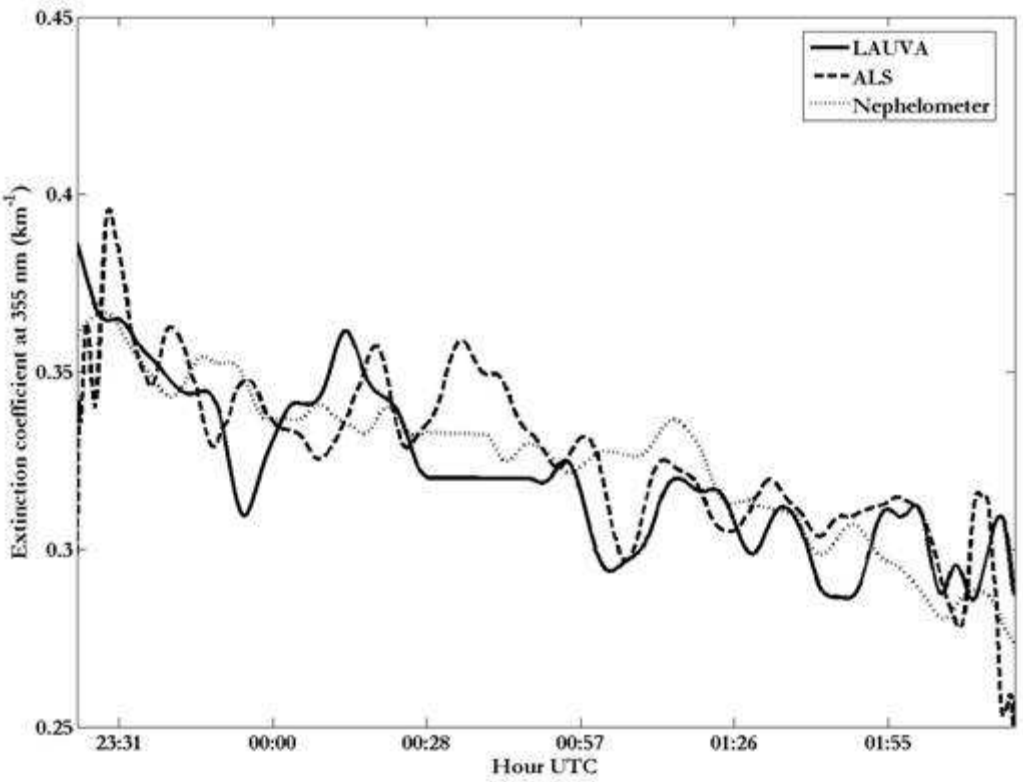


Figure 67 : comparaison des données des deux Lidars et du néphélomètre lors de l'expérimentation de nuit (25 au 26 octobre 2007)

Cette deuxième expérimentation vient donc confirmer la gêne due aux panneaux de signalisation lors de la première campagne de mesures mais aussi le fait que le Lidar LAUV et le néphélomètre sont corrélés même lorsqu'on réalise des mesures en air intérieur.

Les panneaux ont bien modifié l'intensité du signal reçu par le Lidar pour tous les jours de mesure, à l'exception du 9 mai. Nous pouvons donc utiliser les signaux du 9 mai sans restriction. En revanche, les signaux des autres jours de mesure peuvent être utilisés mais uniquement pour une étude qualitative et non quantitative.

Le 5 mai, nous avons également réalisé des tirs Lidar dans le tunnel. De par l'orientation du Lidar pour ces tirs, les panneaux du quai n'étaient pas sur le trajet du laser. Ces signaux peuvent donc aussi être traités comme ceux du 9 mai.

C'est sont donc sur ces signaux (du 9 mai et du 5 mai dans les tunnels) que nous nous sommes concentrés pour effectuer nos analyses.

Nous verrons par la suite, que la bonne corrélation entre le Lidar et le néphélomètre est très importante pour convertir les données optiques du Lidar en données en concentration massique.

III.3.4.2. Etude des signaux bruts du 9 mai 2006

Comme nous l'avons mentionné précédemment, nous avons choisi ici de travailler sur les données de la journée du 9 mai pour étudier la spécificité des signaux Lidar en gare. La Figure 68 présente trois signaux bruts Lidar de la journée du 9 mai, le premier pris à 10h38, le deuxième à 11h07 et le troisième à 11h36.

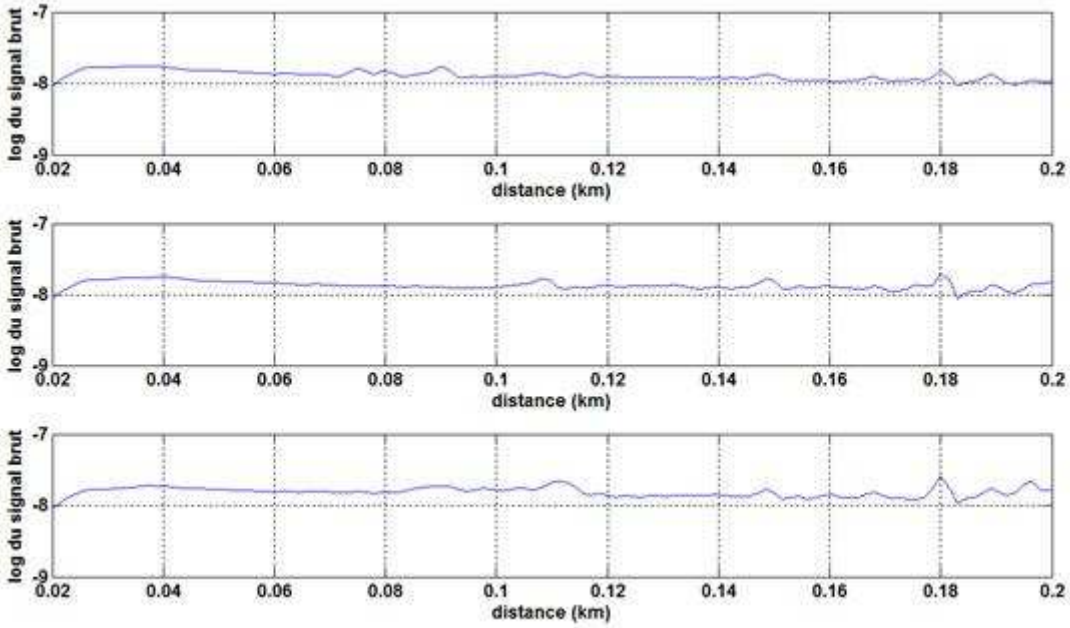


Figure 68 : signaux Lidar le long du quai à trois instants différents du 9 mai

Comme on peut le remarquer, ces signaux présentent des variations. Ne se produisant pas aux mêmes instants, celles-ci ne sont donc pas dues aux panneaux. Ce type de variation n'étant pas observé en air extérieur, il est donc possible que celles que l'on observe ici soient le signe d'une hétérogénéité des concentrations en particules le long du quai.

De par cette hétérogénéité, il n'est donc pas possible d'utiliser la méthode de la pente pour inverser les signaux. C'est donc celle de Klett que nous avons utilisée.

III.3.4.3. Etude des passages de trains le 5 mai 2006

Nous avons choisi de travailler sur les mesures Lidar réalisées le 5 mai dans le tunnel afin de pouvoir observer plus facilement d'éventuels effets dus aux passages des trains.

La Figure 69 présente l'évolution des signaux bruts Lidar durant les tirs en tunnel. Nous pouvons observer sur cette figure les trains à l'approche sur le quai où est positionné le Lidar (1), ceux qui s'éloignent sur le quai opposé (2), l'entrée du tunnel (3), des traînées à l'arrière des trains (4), ainsi qu'une structure particulière en particules (5).

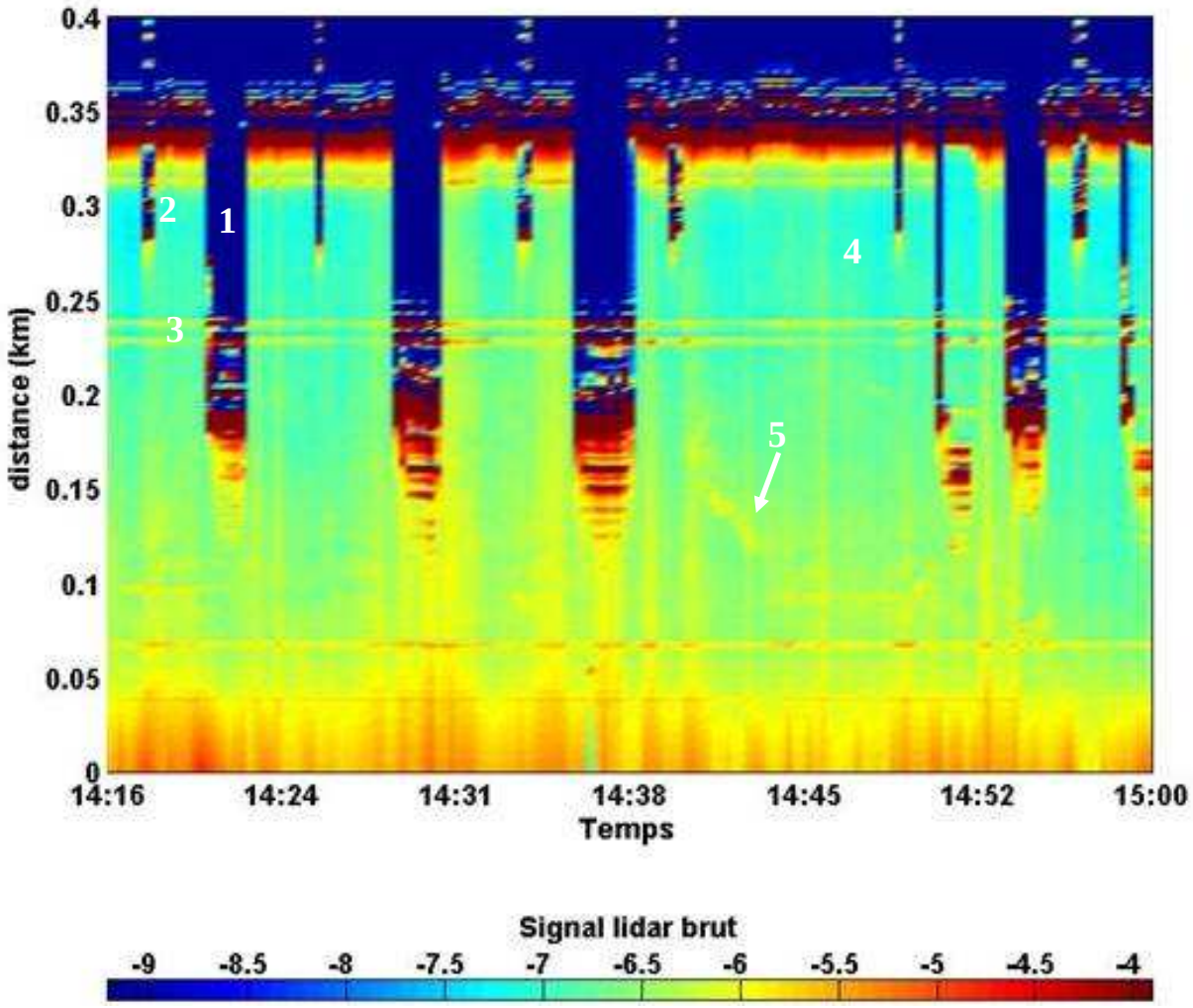


Figure 69 : signal brut Lidar lors des tirs en tunnel du 5 mai

Cette structure particulière de particules peut être due à l'aéraulique de la gare, probablement un enchaînement de pressions et surpressions au moment des passages de trains.

La Figure 70 présente les vitesses d'air mesurées sur le quai au moment des six passages de trains (flèches noires) entourant cette structure particulière. On remarque que les trains passant sur la voie opposée au Lidar semblent produire des vitesses d'air comprises entre 0,5 et 1 $m.s^{-1}$ tandis que ceux passant sur la voie où est situé le Lidar produisent des vitesses d'air de l'ordre de 1,5 $m.s^{-1}$. On note bien une augmentation des vitesses d'air entre le troisième et quatrième passage, moment qui semble correspondre à la naissance de notre structure. Mais, compte tenu de l'emplacement du sonic (sur le quai) et de la localisation de la structure (sur les voies), il n'est pas certain que ces deux évènements soient liés.

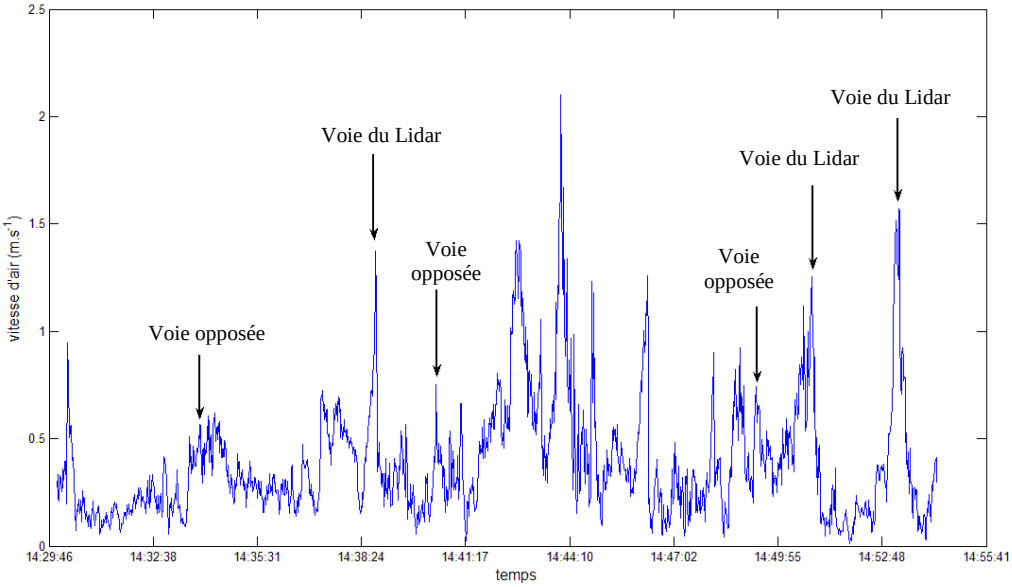


Figure 70 : vitesses d'air sur le quai pour les six passages de trains entourant la structure particulière en particules

La Figure 69 est très intéressante pour la compréhension de certains phénomènes dus aux passages de trains. Mais lorsqu'on étudie la qualité de l'air, l'information que l'on veut analyser est la concentration, en particules dans notre cas. Il faut donc convertir les données optiques du Lidar en données de concentration massique.

Cette concentration massique M ($\mu g.m^{-3}$) va s'exprimer de la manière suivante :

$$M = \alpha \frac{4\pi\rho\overline{r^3}}{3\sigma_{ext}}, \tag{64}$$

avec α : coefficient d'extinction (m^{-1}), ρ : masse volumique des particules ($kg.m^{-3}$), σ_{ext} : section efficace d'extinction (m^2) et $\overline{r^3}$: le rayon cubique moyen équivalent à la distribution en nombre (m^3). On considère ici que les propriétés des particules telles que ρ, σ_{ext} et $\overline{r^3}$ sont les mêmes en tout point. De plus, il s'agit bien évidemment d'une approximation de la concentration massique, qui reste néanmoins raisonnable à 25 % environ (Chazette, 2004).

Les quatre grandeurs α, ρ, σ_{ext} et $\overline{r^3}$ doivent être déterminées à partir des mesures Lidar et in situ que nous avons effectuées.

La première étape consiste à déterminer le coefficient d'extinction, à partir du signal brut du Lidar, à l'aide d'une méthode d'inversion. Le milieu n'étant pas homogène, cette inversion se fait à l'aide de la méthode de Klett. Comme nous l'avons vu précédemment, l'application de cette méthode nécessite de considérer le rapport entre la rétrodiffusion et l'extinction (appelé BER[4]) ainsi qu'un point de référence. Dans notre cas, le point de référence correspond à l'emplacement des mesures in situ, situées à l'autre bout du quai où été le lidar.

La deuxième étape consiste à déterminer les propriétés ρ, σ_{ext} et $\overline{r^3}$ des particules de la gare. Tout d'abord, la masse volumique des particules est obtenue à partir des prélèvements sur filtres. A partir de la quantité de composants retrouvés sur les filtres, on détermine la masse volumique des particules fines puis des grosses particules ainsi que leur contribution à la masse totale. Une masse volumique équivalente de $\rho=2 g.cm^{-3}$ a été obtenue dans le cas des particules de la gare.
Ensuite, le rayon cubique moyen est déterminé à partir des mesures granulométriques. Il est défini comme l'intégrale de r^3 sur toute la distribution en taille :

$$\overline{r^3} = \int_{r\,\min}^{r\,\max} r^3 \frac{dN_n}{dr} dr \,, \tag{65}$$

Avec $\frac{dN_n}{dr}$: distribution en taille normalisée. Ainsi, on obtient $\overline{r^3} = 7{,}73.10^{-3}\ (\pm 1{,}00.10^{-3})\ \mu m^3$.

Enfin, la distribution en taille de l'aérosol ainsi que le rayon moyen déterminé précédemment permettent d'évaluer la section efficace d'extinction en utilisant la théorie de Mie. Cette section efficace dépend des caractéristiques structurales et chimiques des particules et notamment de l'indice complexe de réfraction qui dépend de la longueur d'onde. La partie réelle de l'indice de réfraction conditionne les propriétés diélectriques des particules tandis que la partie imaginaire de cet indice conditionne les propriétés d'absorption de celles-ci.
En pratique, on cherche les indices qui, par la théorie de Mie, donnent le coefficient de diffusion et l'albédo de simple diffusion (rapport entre le coefficient de diffusion et le

[4]Le BER (backscatter to extinction ratio) est une propriété qui ne dépend pas de la concentration en nombre de particules mais plutôt de leurs propriétés physico-chimique (distribution en taille, forme, composition) qui est considérée comme uniforme dans la gare.

coefficient d'extinction) les plus proches de la mesure (Raut et Chazette, 2007). Dans le cas de la gare, en journée, c'est un indice d'environ $1{,}56\ (\pm 0{,}05) - i\ 0{,}035\ (\pm 0{,}005)$ qui nous donne le coefficient de diffusion et l'albédo les plus proches de la mesure. A partir de cet indice, on trouve alors, toujours d'après la théorie de Mie, une section efficace d'extinction $\sigma_{ext} = 6{,}74.10^{-10}\ (\pm 1{,}00.10^{-10})\ cm^2$ (Raut, 2008).

A ce stade, il convient toutefois de préciser que les calculs des grandeurs servant à établir la conversion en masse doivent être affinés. Les études de sensibilité n'ayant pas encore été réalisées, les résultats présentés ci-dessous sont donc à considérer avec toute la prudence nécessaire.

La détermination de ces données nous permet donc de convertir les signaux bruts Lidar en répartition de concentrations PM_{10}. Cette répartition est donnée par la Figure 71, sur laquelle seuls les trains à l'approche sur le quai où était placé le Lidar sont visibles.

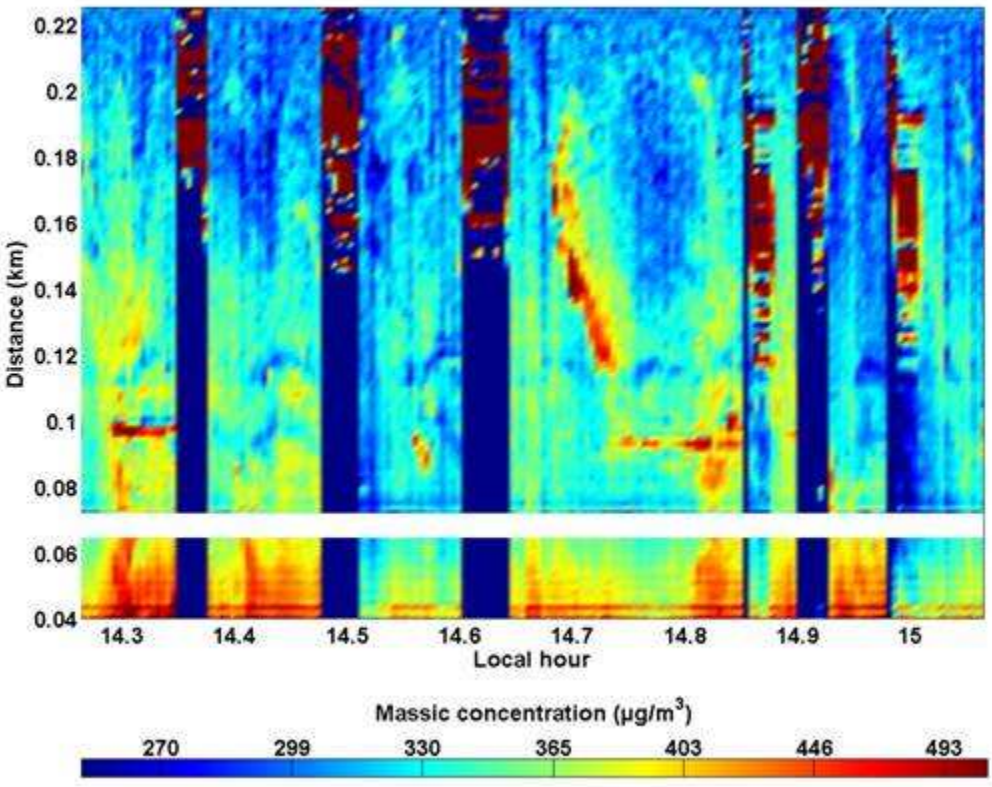


Figure 71: répartition des concentrations calculée à partir des tirs Lidar effectués en tunnel le 5 mai 2006 entre 14h et 15h

On peut voir nettement sur cette figure que les concentrations en particules ne sont pas réparties de manière homogène sur la trajectoire du faisceau laser et qu'elles peuvent atteindre ponctuellement des valeurs relativement élevées (environ 490 $\mu g.m^{-3}$). On peut observer ici des structures relativement complexes mettant en jeu l'aéraulique due aux passages de trains et probablement des phénomènes de remise en suspension.

Il pourrait être intéressant de réaliser à nouveau de telles mesures sur une durée plus longue afin de voir si de telles structures se reproduisent dans le temps et dans quelles conditions.

En tout état de cause, nous avons pu établir que le Lidar est un instrument de mesure permettant l'étude des répartitions des concentrations massiques dans un environnement fermé comme celui d'une gare souterraine.

III.4. Conclusion

Cette première campagne expérimentale d'une durée de 12 jours nous a permis de montrer l'influence de la circulation commerciale tant sur la répartition granulométrique des particules, que sur leurs concentrations en masse et même leurs compositions chimiques. Les particules fines et très fines sont ainsi prépondérantes en gare Magenta et sont composées en majorité de poussières minérales et matières organiques, les grosses particules, surtout présentes en journée, étant composées essentiellement de poussières minérales.
Cette première campagne nous a permis également de mettre en évidence le lien entre les mesures de concentration en masse ($PM_{2,5}$) et les mesures de propriétés optiques (coefficient de diffusion), ce qui nous a encouragé à tester un Lidar dans notre gare d'étude. Cette étude de faisabilité sur le Lidar a mis en avant la difficulté de mise en œuvre de ce type de mesure dans une gare, de part la spécificité de l'environnement : longueur de quai réduite par rapport au dimensionnement du Lidar, présence de nombreux obstacles (signalisations, voyageurs, trains). Malgré cela, les résultats actuels permettent d'envisager le développement d'un Lidar intérieur pouvant ainsi permettre de mieux mettre en évidence certains phénomènes spécifiques aux gares. En croisant ces observations Lidar avec des observations plus approfondies des évènements de la gare, il serait possible de mieux comprendre les phénomènes physiques mis en jeu dans ce type d'enceinte.

En complément de cette approche globale, il convient également de travailler d'une manière plus ciblée et de mieux comprendre certaines sources spécifiques aux gares. C'est ainsi que nous avons entrepris d'étudier trois sources potentielles : la ventilation, les voyageurs et les rames. Le chapitre suivant détaille les expérimentations associées à cette réflexion ainsi que les résultats obtenus.

Chapitre 4

-

Evaluation granulométrique des sources et de la remise en suspension

Le chapitre précédent a permis de mettre en évidence la pollution relativement spécifique à l'activité ferroviaire en gare souterraine. Comme nous l'avons vu dans le premier chapitre, il est à la fois utile de comprendre la répartition des concentrations en particules dans la gare mais aussi de mieux connaître chaque source individuellement afin d'envisager, dans le futur, un système de réduction adapté à ce type d'environnement.

En ce sens, nous avons voulu étudier trois sources de particules de manière individuelle. Les deux objectifs de la campagne expérimentale mise en œuvre étaient d'étudier la remise en suspension des particules provoquée par ces trois sources de la gare (la ventilation, les voyageurs et les trains) et de les caractériser vis à vis des concentrations en particules qu'elles génèrent.

Afin d'étudier et de caractériser ces sources séparément, trois expérimentations ont été réalisées, de nuit lorsque la circulation commerciale est terminée et avec la ventilation en mode hiver. Le chapitre qui suit décrit tout d'abord le dispositif expérimental ainsi que les mesures, puis les résultats de ces trois expérimentations et enfin conclut quant à la réponse de ces essais aux objectifs initialement définis.

IV.1. Dispositif expérimental et description des expériences

Comme nous l'avons précisé dans le premier chapitre, un de nos objectifs, lors de cette thèse, était d'orienter nos expérimentations sur l'aspect sanitaire. En ce sens, nous avons donc voulu, lors de ces trois expérimentations, caractériser les trois sources choisies par rapport à la taille et au nombre de particules qu'elles génèrent. Nous avons donc décidé de travailler avec des compteurs à particules pour ces trois expérimentations. Des instruments permettant également de définir l'environnement ont également été utilisés. Les paragraphes qui suivent décrivent le matériel utilisé lors des expérimentations ainsi que le déroulement de celles-ci.

IV.1.1. Dispositif de mesure

Afin de caractériser notre environnement de mesure mais également les concentrations en particules, différentes grandeurs ont été mesurées, lors de cette campagne.

Instruments	**Echantillonnage**	**Paramètre mesuré (unités)**
Granulométres optiques Grimm	6 secondes	Granulométrie en nombre des particules de 0,3 à 20 µm (part.L^{-1})
Analyseur Qtrack	6 secondes	Température (°C), humidité relative (%), concentration en CO_2 (ppm)
Anémomètre Sonic	1 seconde	Vitesse d'air (m.s^{-1}), température vituelle (°C)

Tableau 16 : appareils de mesure utilisés durant les trois campagnes expérimentales

Durant ces trois expérimentations, nous avons utilisé quatre granulomètres optiques Grimm. Ces granulomètres utilisent la diffusion de la lumière pour mesurer la taille et la concentration des poussières présentes dans l'air. L'air, aspiré par une pompe (le débit de l'appareil est régulé à 1,2l/min au moyen d'un débitmètre massique), passe dans une cellule de mesure où une diode laser émet une lumière constante à une longueur d'onde bien définie. L'échantillon

d'air traverse le faisceau et l'analyse de la lumière diffractée par les particules est effectuée par une diode CCD (Couple Charge Device) sur un angle de 60 à 120° puis est classifiée suivant un registre de plusieurs canaux en taille de particules. L'échantillon d'air est ensuite récupéré sur un filtre permettant une analyse physico-chimique de la poussière prélevée.
Suivant les modèles de compteurs, les canaux en taille sont plus ou moins importants. Ainsi, lors de nos trois expérimentations, nous avons utilisé trois compteurs de modèles 1108 et le quatrième de modèle 1105. Les modèles 1108 comportent 15 canaux en taille (0,3-0,4µm, 0,4-0,5µm, 0,5-0,65µm, 0,65-0,8µm, 0,8-1,0µm, 1,0-1,6µm, 1,6-2,0µm, 2,0-3,0µm, 3,0-4,0µm, 4,0-5,0µm, 5,0-7,5µm, 7,5-10,0µm, 10,0-15,0µm, 15,0-20,0µm et >20,0µm), alors que le modèle 1105 en comporte 8 (0,75-1,0µm, 1,0-2,0µm, 2,0-3,5µm, 3,5-5,0µm, 5,0-7,5µm, 7,5-10,0µm, 10,0-15,0µm et >15,0µm).
L'analyseur QTRAK mesure la température par thermistance (en °C), l'humidité relative par mesure capacitive (en %), la concentration en gaz carbonique par capteur infrarouge (en ppm) et la concentration en monoxyde de carbone par cellule électrochimique (en ppm).
L'anémomètre 3D sonic (modèle CSAT3) est le même que celui décrit dans le chapitre 3.

Le choix des compteurs de particules s'est porté sur des compteurs Grimm de par leur large gamme de classes de tailles mesurée mais également de part leur disponibilité au sein du LEPTAB et de la SNCF.
Ces instruments ont été installés sur trois trépieds différents : un trépied pour le sonic, un autre pour les trois compteurs Grimm 1108 (notés G1, G3 et G4) et un troisième pour le compteur Grimm 1105 (noté G2). Le sonic a été placé à 1,70m et les compteurs de particules à 1,70, 1,10 et 0,50m comme indiquées sur les Figure 73 et Figure 74. La Figure 72 présente le dispositif expérimental sur le quai de la gare.
La hauteur de 1,70m a été choisie car elle est représentative de la taille moyenne d'une personne. Les hauteurs des compteurs à 1,10m et 0,50m ont été choisies de manière à étudier un éventuel gradient vertical des concentrations en particules.
Afin de minimiser les perturbations entre chaque appareil, les trépieds étaient distants de 1 m entre eux et de 2 m de mur.
Dans le but de visualiser un maximum de phénomènes, les pas de temps ont été choisis les plus faibles possibles. Le sonic avait donc un pas de temps de 1 s et les trois compteurs de particules (G1, G3 et G4 sur la Figure 73) un pas de temps de 6 s. Suite à un problème d'acquisition avec le portable, le compteur 1105 (G2 sur la Figure 73) n'a pu être utilisé qu'avec un pas de temps de 1min.

Figure 72: disposition des instruments de mesure

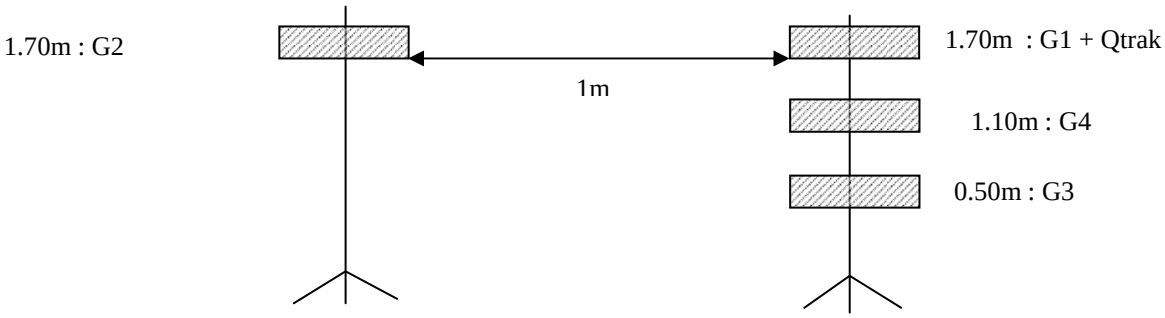


Figure 73: schéma du dispositif de mesure des compteurs de particules

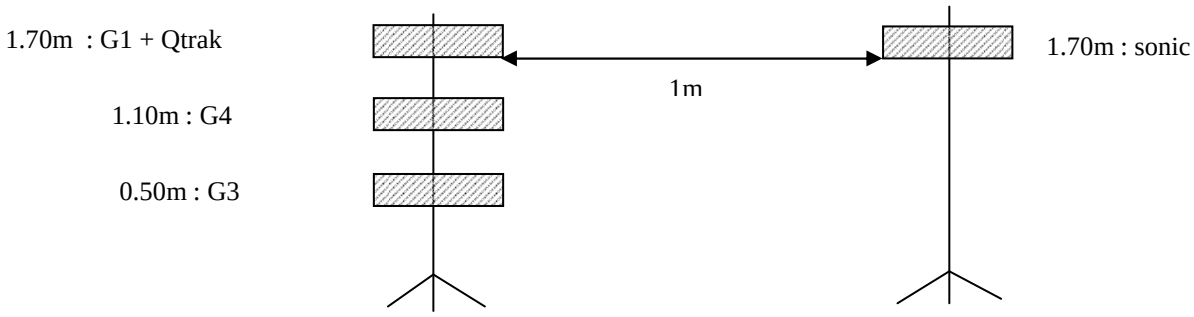


Figure 74: schéma du dispositif de mesure du sonic et des compteurs de particules

Ce dispositif de mesure a été utilisé pour chaque expérimentation.

IV.1.2. Expériences

Comme décrit dans le chapitre 2, cette campagne expérimentale a été scindée en trois expériences afin d'étudier les trois sources (ventilation, voyageurs et rames). Elles ont été effectuées durant trois nuits différentes. Les paragraphes qui suivent décrivent le déroulement de chaque expérience ainsi que les incidents rencontrés.

IV.1.2.1. Déroulement

Pour la première expérimentation, afin d'étudier l'influence de l'arrêt et remise en route de la ventilation sur les concentrations en particules, les ventilateurs du puits Demarquay ont été coupés à 23h05, ceux du puits Papillon à 23h25 et ceux des quais de Magenta à 23h35. La ventilation de Magenta a été remise en route à 2h55, celle du puits Demarquay à 3h05 et celle du puits Papillon n'a pu être remise en route qu'à 4h50 à cause des travaux d'installation du réseau GSM-R (système de radiocommunication analogique permettant de relier les conducteurs de train et les postes de commandement). Cette chronologie est représentée sur la Figure 75.

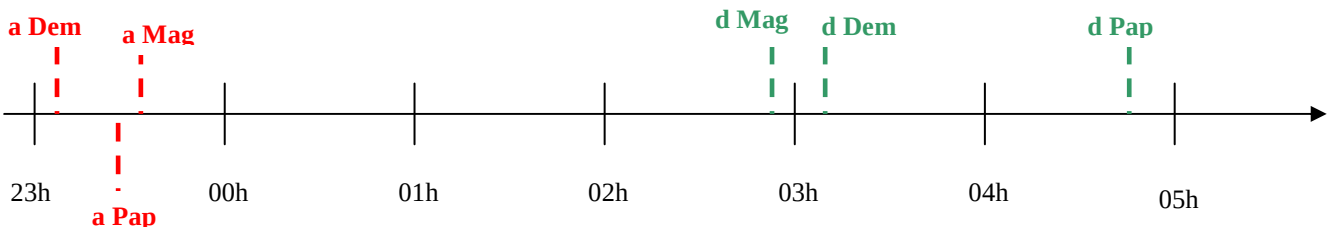


Figure 75 : horaires d'arrêt et de remise en route des puits de ventilation

a Dem : arrêt Demarquay	d Dem : départ Demarquay
a Pap : arrêt Papillon	d Pap : départ Papillon
a Mag : arrêt Magenta	d Mag : départ Magenta

Lors de la deuxième expérimentation, afin d'étudier l'influence de la circulation de voyageurs sur la variation de concentration en particules, 40 personnes ont suivi trois scenarii de marche. Tout d'abord, après l'arrêt de la circulation ferroviaire, un temps de 45min relatif à la diminution de la concentration observé lors de la première expérimentation, a été à nouveau respecté. Ensuite, un premier scenario consistait à laisser les quarante personnes statiques

devant les capteurs afin d'évaluer une éventuelle influence de la production naturelle de particules par les personnes.
Deux scenarii de passages ont ensuite été suivis : un scenario heure creuse et un scenario heure pleine. Le scenario heure pleine consistait à faire marcher devant les capteurs de mesure pendant 15min le groupe de quarante personnes. Pour le scenario heure creuse les quarante personnes ont été divisées en quatre groupes de dix personnes. Chaque groupe marchait environ 4min devant les capteurs et se succédait de manière à faire marcher dix personnes devant les capteurs pendant 15min. Chaque scenario était espacé d'un temps d'attente de 45min afin de laisser la concentration en particules diminuer. Ces deux scenarii ont été répétés une fois. Le Tableau 17 récapitule le déroulement des scenarii.

Enfin, lors de la troisième expérimentation, afin d'étudier l'influence des passages de rames sur les concentrations, deux scenarii ont été testés : un passage avec freinage et arrêt et un deuxième passage sans arrêt ni freinage. Chaque passage a été répété une fois. Afin de se placer dans des conditions les plus reproductibles possibles, chaque passage a été effectué dans les mêmes conditions : même mécanicien, même vitesse, même freinage, même rame d'essai (rame MI2N décrite dans le chapitre 2).
Les horaires de passages sont donnés dans le Tableau 18.

scenario	groupe	temps	Notes
statique	tous	02:00	arrivée du groupe (42 personnes)
		02:06	départ du groupe
pointe	tous	02:25	arrivée du groupe (42 personnes)
		02:41	départ du groupe
creuse	g4	03:23	arrivée du groupe (9 personnes)
		03:27	départ du groupe
	g3	03:27	arrivée du groupe (9 personnes)
		03:31	départ du groupe
	g2	03:31	arrivée du groupe (10 personnes)
		03:35	départ du groupe
	g1	03:35	arrivée du groupe (10 personnes)
		03:39	départ du groupe
pointe	tous	04:05	arrivée du groupe (42 personnes)
		04:20	départ du groupe
creuse	g1	04:41	arrivée du groupe (10 personnes)
		04:44	départ du groupe
	g2	04:44	arrivée du groupe (10 personnes)
		04:48	départ du groupe
	g3	04:49	arrivée du groupe (9 personnes)
		04:53	départ du groupe
	g4	04:53	arrivée du groupe (9 personnes)
		04:57	départ du groupe

Tableau 17: heures de passage des différents groupes

	Freinage 1	Sans arrêt 1	Freinage 2	Sans arrêt 2
Débouché	2h18min57s	3h02min40s	3h47min34s	4h32min31s
Arrêt	2h19min24s	/	3h48min03s	/
Mise en mouvement	2h20min30s	/	3h49min04s	/
sortie	2h20min56s	3h03min07s	3h49min33s	4h32min57s

Tableau 18 : heures de passage des rames d'essais

Lors de la première expérimentation, comme on le verra dans les résultats, une décroissance en concentration de particules a été observée une fois la circulation ferroviaire terminée. A partir de cette décroissance, il a été possible de calculer certains paramètres nécessaires au modèle décrit dans le chapitre 5. Afin de vérifier certains de ces paramètres, la ventilation (en mode hiver) a été coupée lors de cette troisième expérimentation. Le puits Demarquay a été arrêté à 00h06, la ventilation des quais de Magenta à 00h14 et le puits Papillon à 00h29. Le puits Demarquay a été remis en route à 4h34, la ventilation des quais à 4h48 et le puits Papillon à 5h00. Cette chronologie est représentée sur la Figure 76.

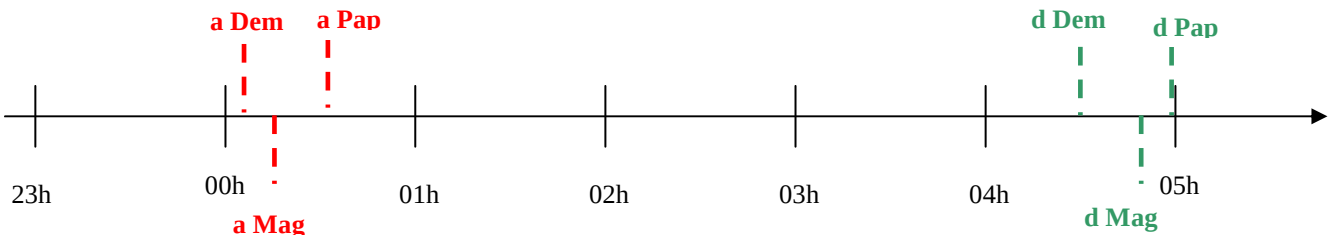


Figure 76 : horaires d'arrêt et de remise en route des puits de ventilation

a Dem : arrêt Demarquay
a Pap : arrêt Papillon
a Mag : arrêt Magenta

d Dem : départ Demarquay
d Pap : départ Papillon
d Mag : départ Magenta

IV.1.2.2. Incidents particuliers

Malgré toutes les précautions prises avant la réalisation des trois expériences, quelques incidents durant les essais ont été relevés.

Lors de la première expérimentation, divers travaux ont été réalisés :

- L'installation du réseau GSM-R dans le tunnel entre Magenta et Haussmann nécessitant des opérations de meulage et découpage sur la voie dans le tunnel à proximité de Magenta dégageant une grande quantité de poussières,
- La réalisation de travaux d'étanchéité au niveau des joints de voûtes directement dans la gare nécessitant quelques perçages ne dégageant que peu de poussières a priori.

Le Tableau 19 présente quelques observations réalisées durant la nuit de mesure.

Heure	**Réseau GSM-R**	**Travaux joints de voûtes**
00h50		Installation de l'échafaudage
1h45	meulage dans le tunnel	
2h25		Perçage dans la voûte
2h45		Déplacement de nacelle de la voie 53 vers la voie 51
3h59	meulage près du quai	

Tableau 19 : évènements observés pendant la nuit de mesure

Les travaux d'étanchéité ont été réalisés sur les quais du tube central de la gare (décrite dans le chapitre 2). Les différents évènements concernant ses travaux, repérés durant la nuit, n'ont pas influencé les mesures.

En revanche, les travaux d'installation du réseau GSM-R et notamment le meulage effectué vers 4h du matin a provoqué un pic de concentration de particules observables surtout pour les particules fines.

Lors de la deuxième expérimentation, deux incidents ont pu être observés, dont un a posteriori.

Le premier concernait la circulation ferroviaire. Suite à l'intervention des forces de l'ordre sur les voies en gare de Pantin (gare juste après Magenta en direction de la banlieue), la circulation a été interrompue sur le quai où étaient installés les instruments de mesure et se faisait de manière anormale sur les autres voies.

Le deuxième incident a été observé a posteriori, lors de l'analyse des résultats. En effet, comme on le verra dans l'analyse des résultats, des concentrations anormales en particules ont été mesurées cette nuit. Ceci s'explique par le fait que des essais de sécurité incendie ont eu lieu à Magenta durant la semaine de l'expérimentation. Ces essais consistaient à vérifier la signalisation incendie ainsi que le bon fonctionnement des puits de ventilation de

désenfumage suite à l'allumage de fumigènes dans la gare. Ils ont été effectués la veille et l'avant-veille de notre expérimentation. Ainsi même s'il ne restait visiblement plus de fumées lors de nos mesures, des concentrations en particules relativement inhabituelles ont été mesurées.

Enfin lors de la troisième expérimentation, une erreur de montage a fait que le compteur de référence a été placé à 0,50m au lieu de 1,70m. Ceci n'a pas eu d'incidence sur les mesures elles-mêmes mais les résultats présentés par la suite seront ceux du compteur de référence placé à 0,50m.

IV.2. Résultats

Cette partie présente les résultats de chaque nuit d'essai. Chaque expérimentation en gare a été précédée de mesures dans une pièce d'un laboratoire afin d'évaluer les différences pouvant exister entre chaque compteur optique. Tous les compteurs étaient placés au même point. A partir de ces mesures et en prenant comme référence le compteur étalonné le plus récemment, les mesures en gare ont été corrigées des différences observées lors de ces pré-campagnes.

Les résultats sont présentés tout d'abord en ce qui concerne la caractérisation des sources puis par rapport à la remise en suspension due à ces sources.

IV.2.1. Caractérisation des sources

IV.2.1.1. Ventilation

Le but de cette expérience était d'évaluer l'influence de la ventilation sur les concentrations en particules dans la gare. Les mesures ayant commencé avant l'arrêt de la circulation commerciale, des observations sur l'influence des passages de trains ont également pu être faites.

Les figures de ce paragraphe présentent les mesures corrigées du compteur de particules placé à 1,70m sur le trépied comportant 3 compteurs. Les relevés des autres compteurs étant relativement semblables, aucune étude n'a été effectuée sur un gradient vertical. Ces relevés sont fournis en annexe 1.

Les Figure 77 et Figure 78 présentent les variations de concentrations des particules comprises entre 0,30 et 2,0 µm durant l'expérimentation.

Entre 00h et 01h, on peut observer des pics de concentrations en particules assez réguliers, notamment pour les particules comprises entre 0,40 et 2,0 µm. Dans le cas des particules comprises entre 0,30 et 0,40 µm, cette régularité est en partie masquée par une augmentation puis diminution globale de la concentration. De plus, vers 5h30, au moment de la reprise du trafic, on observe une nette augmentation des concentrations des particules comprises entre 0,30 et 2,0 µm. Ces deux observations montrent que les particules inférieures à 2µm (et plus

particulièrement celles inférieures à 1µm) réagissent assez bien aux différentes perturbations liées aux passages de trains.

On peut également voir que le temps nécessaire pour redescendre aux concentrations de fond après l'arrêt de la circulation commerciale est d'environ 45 minutes (2700 secondes). A titre comparatif, on peut citer ici les travaux d'Abadie (Abadie, 2000) durant lesquels il estime un temps de dépôt de 5000 secondes pour des particules mesurant 0,7 et 1,0 µm et de 1200 secondes pour des particules de 5 µm dans le cas d'une enceinte confinée de dimension 0,6x0,6x0,6m. Dans notre cas, pour des particules comprises entre 0,3 et 0,4 µm, nous avons donc un temps de décroissance de 2700 secondes ce qui est plus rapide que le temps observé pour des particules de 0,7 µm dans le cas d'une enceinte confinée. La gare n'étant pas un volume confiné, il est probable que la décroissance que nous observons sur ces mesures ne traduise pas qu'un simple phénomène de dépôt.

Néanmoins, c'est ce temps de 45 minutes qui a été pris comme temps d'attente pour les deux autres expérimentations avant de commencer à mesurer l'influence des deux autres sources.

D'après des vidéos faites pendant les mesures, les pics observés à 3h et entre 4h et 5h correspondent aux travaux réalisés dans le tunnel et dans la gare, les différents évènements relevés dans le Tableau 19 n'étant pas observables sur les mesures.

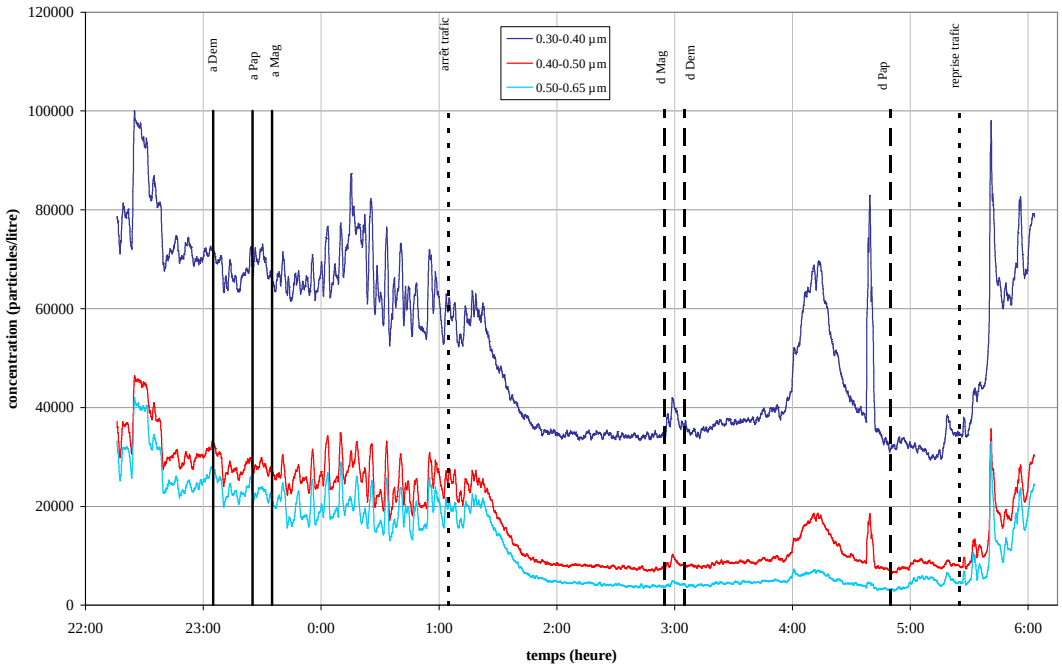


Figure 77 : variation des concentrations des particules comprises entre 0,3 à 0,65µm à 1,70m

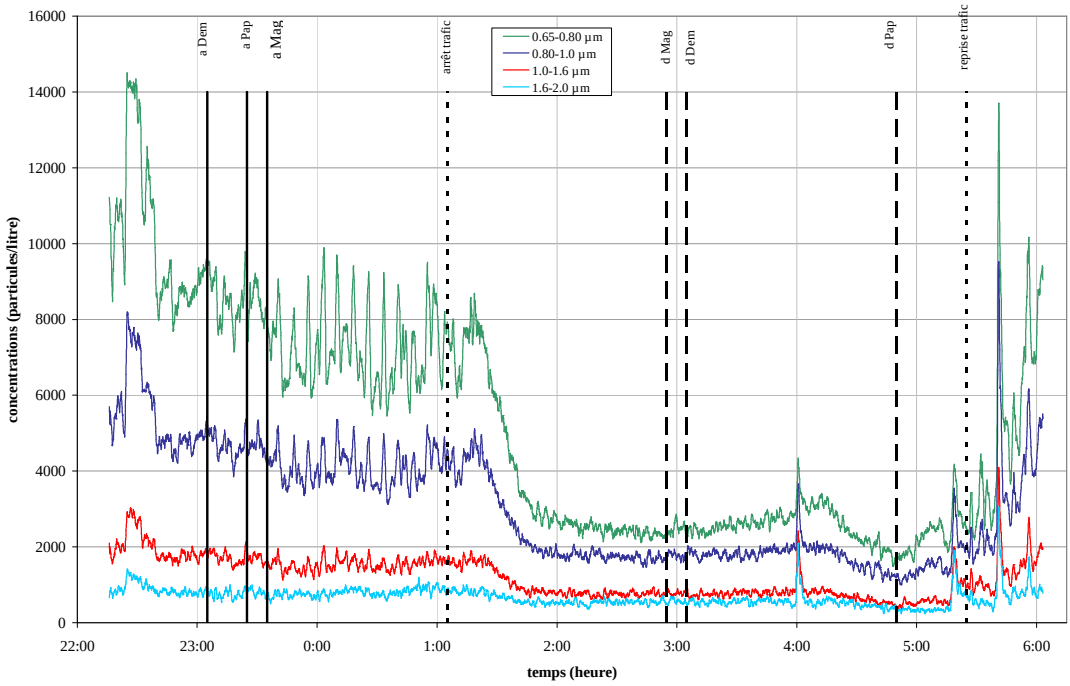


Figure 78 : variation des concentrations des particules comprises entre 0,65 à 2,0 µm à 1,70m

La comparaison des Figure 77 et Figure 78 montre que l'augmentation de concentration liée aux travaux est nettement moins visible sur les particules supérieures à 0,65µm que pour celles comprises entre 0,3µm et 0,65µm. Une conclusion possible de cette observation est que les travaux réalisés cette nuit là à Magenta, notamment ceux de meulage, sont générateurs de particules fines.

En revanche, les Figure 77 et Figure 78 ne permettent pas, à première vue, d'observer un quelconque effet dû à l'arrêt ou à la remise en route de la ventilation.

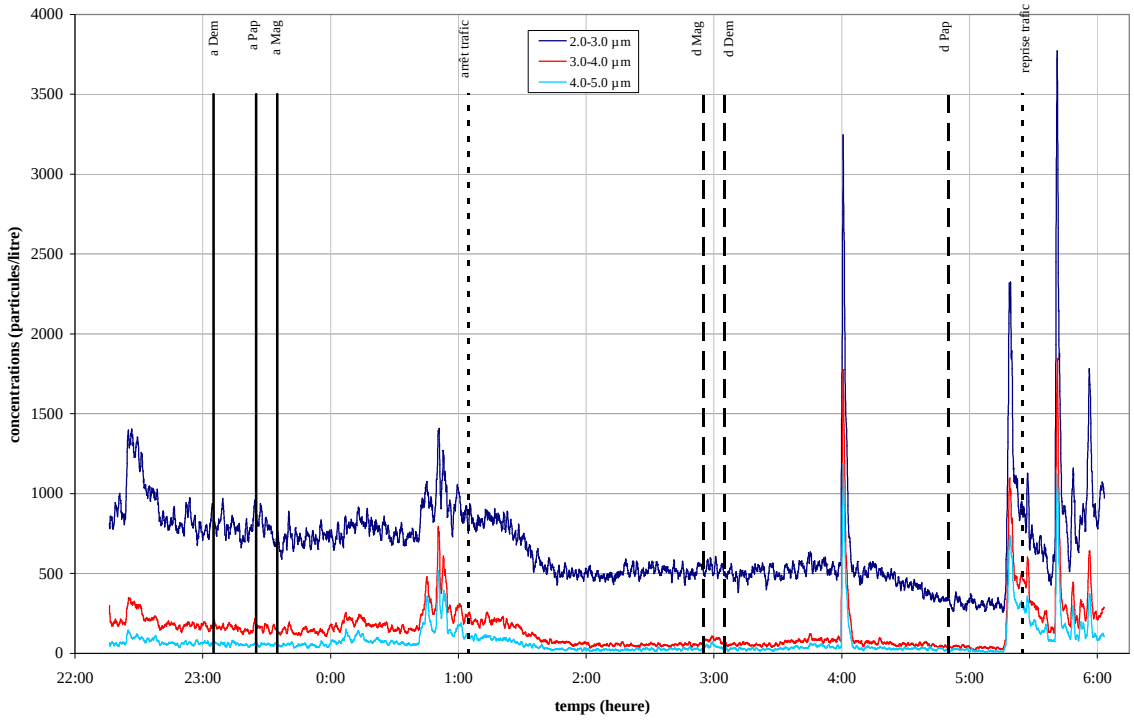


Figure 79 : variation des concentrations des particules de 2,0 à 5,0 µm à 1,70 m

La comparaison des Figure 78 et Figure 79 nous permet d'observer que l'augmentation du pic de concentration relatif aux travaux à 4h est beaucoup plus important pour les particules comprises entre 2µm et 3µm (concentration multipliée par 6 environ) que pour les particules comprises entre 0,65µm et 2µm (concentration multipliée par 2 environ) mais l'influence de ces travaux reste moins importante dans le temps pour les particules comprises entre 2µm et 3µm.

L'augmentation du pic de concentration lié à la reprise du trafic à 5h45 est quasiment aussi marquée pour les particules comprises entre 2µm et 3µm (concentration multipliée par 7 environ) que pour les particules comprises entre 0,3µm et 2µm (concentration multiplié par 6 environ). Cette observation tendrait à montrer que le trafic a donc une influence sur un large spectre de taille de particules.

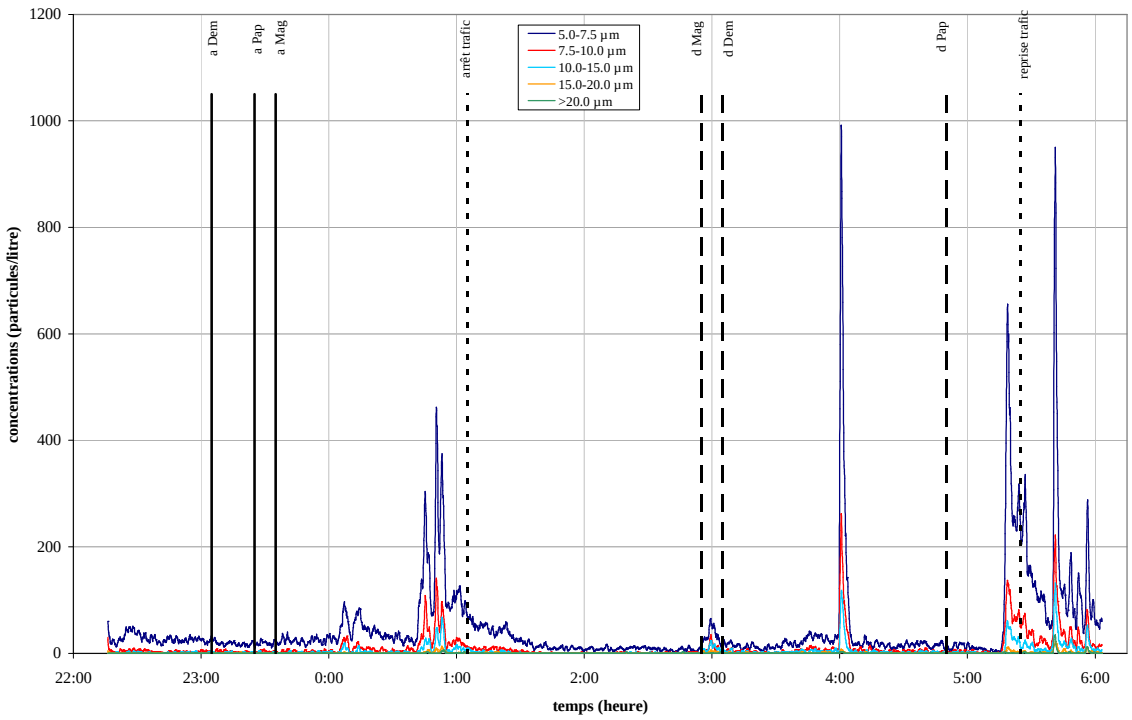


Figure 80 : variation des concentrations des grosses particules pour le compteur de particules à 1,70 m

La Figure 80 présente les variations de concentrations pour les particules supérieures à 5,0µm. les pics relatifs aux travaux ainsi qu'à la reprise du trafic sont ici aussi assez bien marqués (concentration multiplié par 10 environ dans les deux cas). En revanche, l'importance des pics relatifs aux passages des trains entre 00h et 01h n'est pas vraiment visible.

Cette première expérimentation ne nous a pas permis de mettre en évidence une quelconque influence de la ventilation. En revanche, d'autres expérimentations ont été menées dans le cadre d'un projet de recherche sur la ventilation de la gare Saint Michel Notre Dame (Balacey, octobre 2005). Elles ont notamment consisté à étudier différents scenarii de ventilation en faisant varier le nombre et la puissance de ventilateurs (durant des périodes de plus de 24h) et à étudier l'influence de ces scenarii de ventilation sur la concentration en PM_{10}. Des variations de concentration ont été observées lors de ces essais. Ainsi pour le fonctionnement en mode hiver, une réduction d'environ 21% a pu être observé entre un scenario sans ventilation et un scenario avec 50% des ventilateurs en insufflation dans la gare. Pour le fonctionnement en mode été, une réduction d'environ 26% a été mesurée entre un scenario sans ventilation et un scenario durant lequel les ventilateurs des tunnels étaient en fonctionnement (en extraction), des baies donnant dans les tunnels ouvertes et les ventilateurs de la gare à l'arrêt. Bien évidemment, ces valeurs dépendent des jours choisis comme

référence. Cependant, cette gare est relativement différente de Magenta en terme de nombre de voies, de fréquentation, d'architecture mais surtout au niveau du réseau de ventilation. Celui-ci est assez ancien et conçu pour le désenfumage de la gare et la ventilation est donc quasiment tout le temps à l'arrêt. Bien qu'il soit donc difficile de comparer directement les résultats obtenus à Saint Michel Notre Dame avec ceux de Magenta, il n'est pas irréaliste de penser que d'autres conditions de mesure pourraient compléter les résultats obtenus à Magenta. Ainsi, l'arrêt complet de la ventilation pendant plusieurs jours apporterait probablement des informations supplémentaires sur une possible accumulation des concentrations en particules. L'expérimentation menée à Magenta n'a peut être pas permis d'observer de tels effets à cause de la configuration de la ventilation (fonctionnement continu de la ventilation). D'autre part des mesures à la fois à l'intérieur de la gare et à l'extérieur des puits de ventilation devraient permettre d'estimer le transfert extérieur/intérieur pour chaque classe de tailles.

Nous avons donc pu observer durant cette première expérimentation que les particules présentes en plus grandes concentrations dans la gare Magenta sont les particules inférieures à 0,65µm, particules qui réagissent assez bien aux perturbations liées au trafic ferroviaire. Quant aux particules supérieures à 5µm, leur concentration pendant la nuit reste assez faible même avant l'arrêt de la circulation ferroviaire.
En revanche nous n'avons pu observer ni une influence de la ventilation ni de gradient vertical de concentration en particules.

IV.2.1.2. Voyageurs

Les figures suivantes présentent les évolutions des concentrations en particules mesurées lors de la deuxième nuit d'essai. Cette deuxième expérimentation avait pour but d'étudier l'influence de différents scenarii de passage des voyageurs sur les concentrations en particules. Les scenarii, décrits au début de ce chapitre, se sont succédés de la manière suivante : statique, heure pleine, heure creuse, heure pleine et heure creuse.

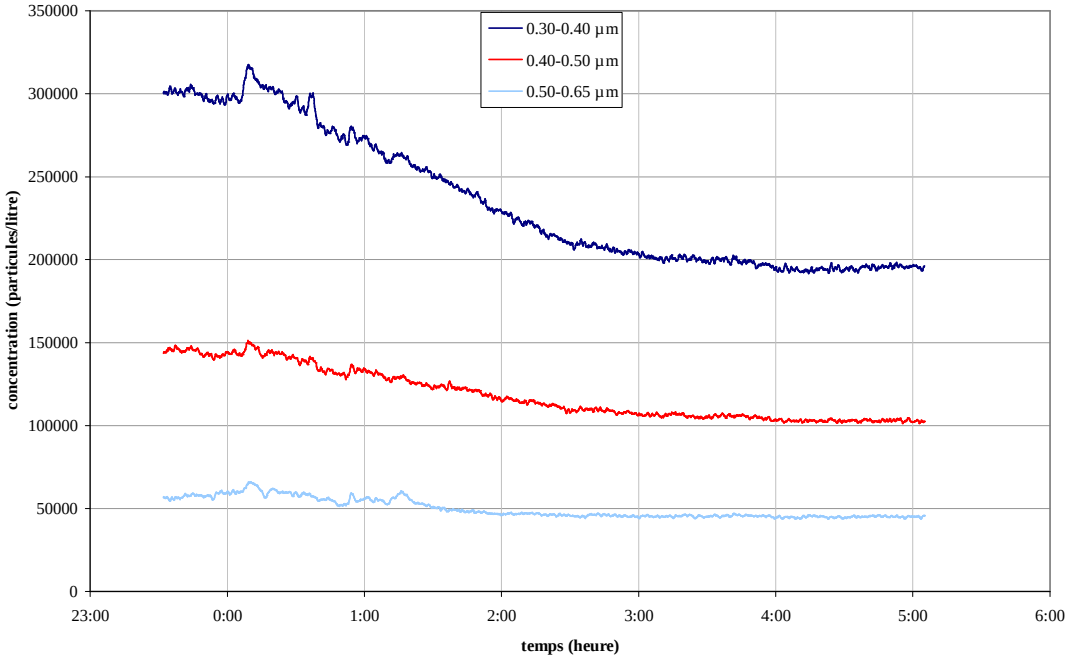


Figure 81 : variations des concentrations des particules fines à 1,70m

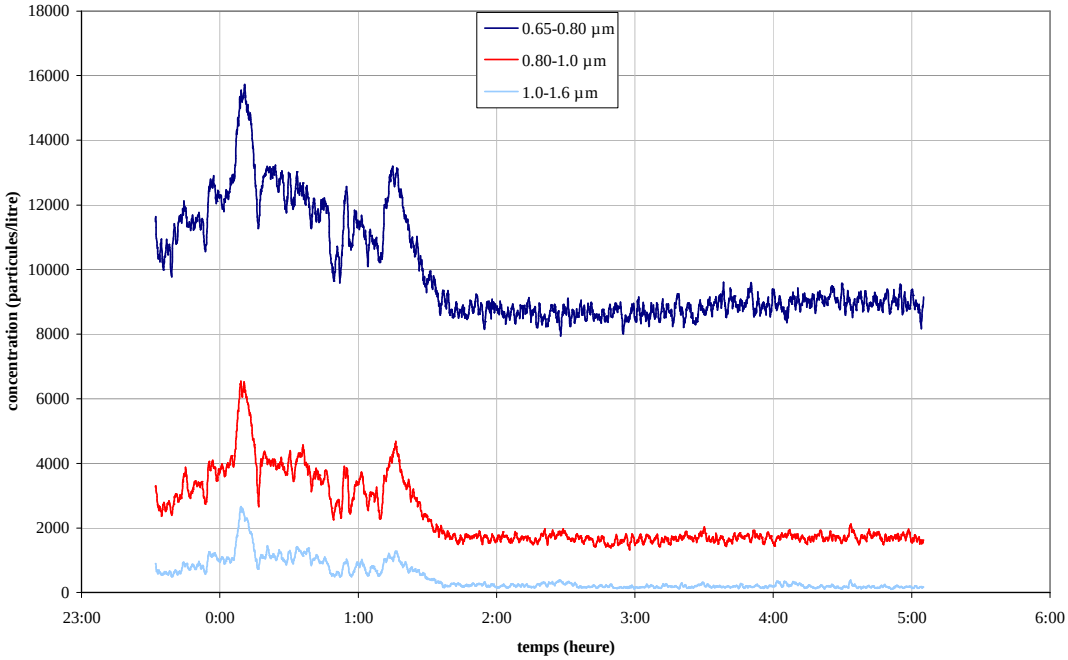


Figure 82 : variations des concentrations des particules de 0,65 à 1,6µm à 1,70m

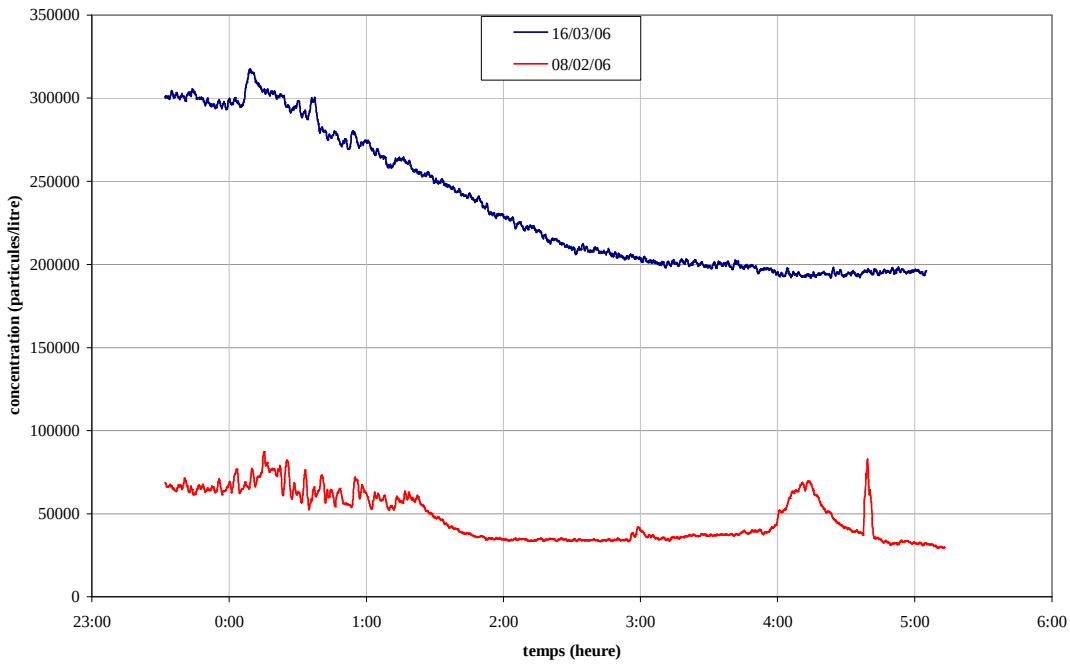


Figure 83 : comparaison des concentrations en particules fines à 1,70m mesurées lors des expérimentations ‘ventilation’ et ‘voyageurs’

Les Figure 81 et Figure 82 permettent d’observer des concentrations en particules comprises entre 0,30µm et 0,80µm particulièrement élevées pour cette nuit de mesure, la Figure 83 permettant de constater que le niveau en particules comprises entre 0,3 et 0,4µm est quasiment trois fois plus élevé lors de la deuxième expérimentation que lors de la première. Pour les autres classes de tailles de particules les concentrations mesurées sont plus faibles lors de cette expérimentation.

Ceci peut s’expliquer par les essais de désenfumage qui ont eu lieu la veille et l’avant-veille dans la gare. Ces essais ayant consisté à enfumer la gare et à mettre la ventilation de désenfumage en route, il est probable que les particules des fumigènes aient persisté dans la gare après les essais pendant quelques jours et notamment pendant l’expérimentation. Il n’a malheureusement pas été possible d’obtenir les caractéristiques des fumigènes utilisés pour vérifier cette hypothèse.

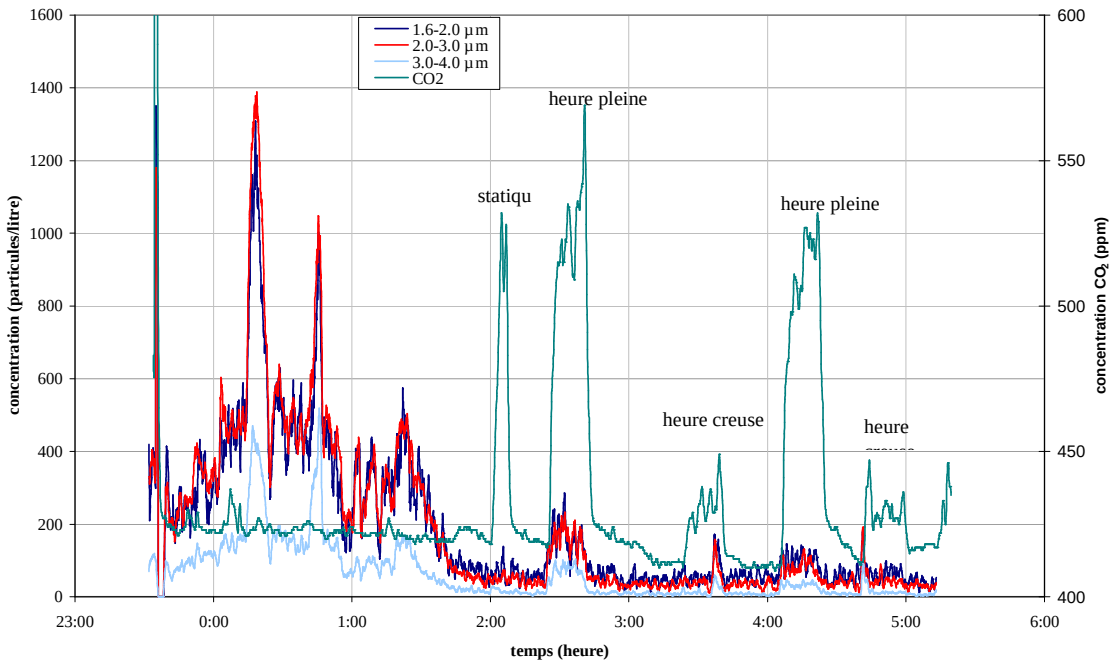


Figure 84 : variation des concentrations des particules de 1,6 à 4,0µm et du CO_2 à 1,70m

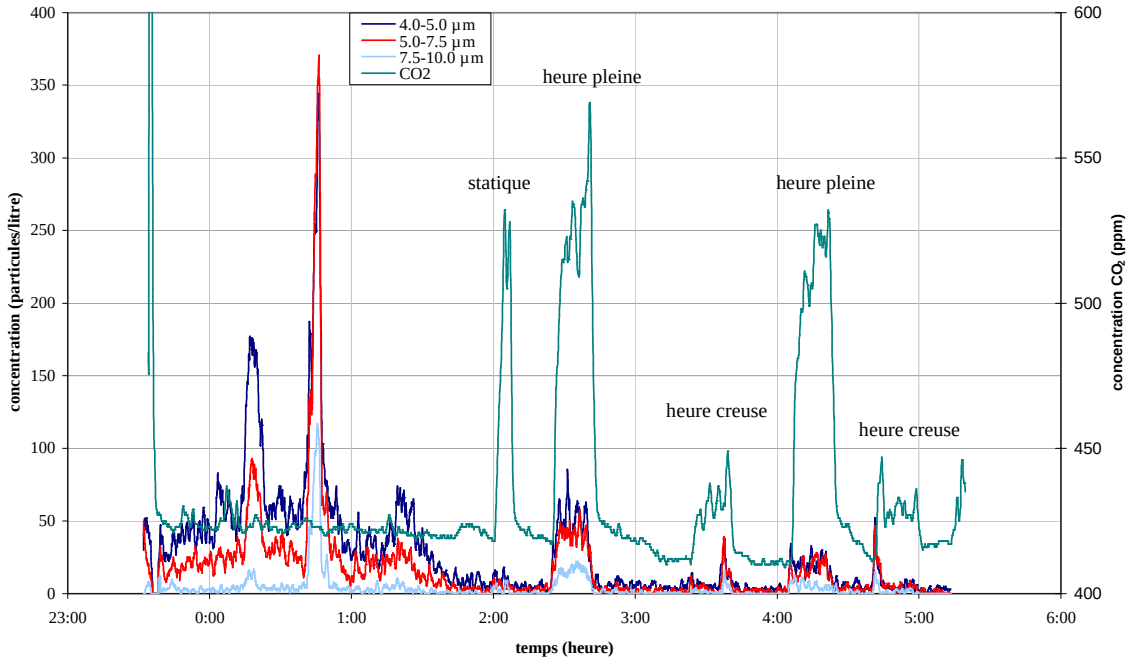


Figure 85 : variation des concentrations des particules de 4,0 à 10,0µm et du CO_2 à 1,70m

Les Figure 84 et Figure 85 présentent la variation des concentrations de particules comprises entre 1,6 et 4,0µm ainsi que celle des concentrations en CO_2 (caractéristique de la présence humaine) pendant la nuit d'essai. Notons tout d'abord que les variations de concentrations avant 1h correspondent à la présence de personnes terminant l'installation et la mise en route de certains appareils de mesure.

On peut observer tout d'abord la présence des cinq pics de concentration de CO_2 relatifs aux différents scenarii : statique en premier puis alternance heure pleine et heure creuse. On peut également remarquer un pic de concentrations en particules vers 2h30 au moment du premier passage en scenario heure pleine, le deuxième (vers 4h15) étant moins marqué. Quant aux scenarii heure creuse, à 3h40 et 4h40 environ, les pics sont assez fins, beaucoup moins étalés dans le temps. Malgré les perturbations liées aux essais de sécurité incendie, quelques tendances sont donc observables.

Ainsi pour le premier pic correspondant au premier scenario heure pleine, les concentrations moyennes sont les suivantes :

	1.6-2.0 µm	2.0-3.0 µm	3.0-4.0 µm	4.0-5.0 µm	5.0-75 µm	7.5-10.0 µm
2h-2h24	62	45	14	6	4	1
2h25-2h45	139	131	57	38	29	11
2h46-3h	55	38	11	6	3	1

Tableau 20 : concentrations moyennes (part.L^{-1}) pendant le premier scenario heure pleine entre 2h et 3h

Suivant les tailles de particules, on peut remarquer que les concentrations varient d'un facteur 2 à 10 autour du pic dû au passage des personnes pendant le premier scenario heure pleine. Bien que l'augmentation de concentration ne soit pas aussi importante lors du deuxième scenario heure pleine, on note tout de même une influence non négligeable de l'activité des personnes sur les concentrations en particules.

Concernant le premier scenario heure creuse, les concentrations moyennes mesurées sont les suivantes :

heures	1.6-2.0 µm	2.0-3.0 µm	3.0-4.0 µm	4.0-5.0 µm	5.0-7.5 µm	7.5-10.0 µm
3h-3h23	50	33	9	5	2	1
3h24-3h39	68	52	17	10	7	3
3h40-4h	55	33	9	4	2	1

Tableau 21 : concentrations moyennes (part.L^{-1}) pendant le premier scenario heure creuse entre 3h et 4h

Suivant les tailles de particules, on peut remarquer que les concentrations varient d'un facteur 1,4 à 3 environ autour du pic de concentration. Cependant pour les particules comprises entre 5 et 10 µm, les concentrations mesurées sont vraisemblablement dans l'incertitude de mesure. L'augmentation de concentration lors du passage des personnes est donc à considérer avec quelques précautions.
De manière attendue, l'influence de l'activité des personnes est ici beaucoup moins évidente que pour le scenario heure pleine.

Malgré les concentrations anormales mesurées lors de cette expérimentation, nous avons quand même pu observer une influence de l'activité des personnes sur les concentrations en particules, cette influence étant plus marquée pour les scenarii heure pleine que pour les scenarii heure creuse.

IV.2.1.3. Trains

Les figures suivantes présentent les évolutions des concentrations en particules mesurées lors de la dernière nuit d'essai à une hauteur de 0,50m. Les relevés des autres compteurs étant relativement semblables, aucune étude n'a été effectuée sur un gradient vertical. Ces relevés sont fournis en annexe 2.
Cette dernière expérimentation avait pour but d'étudier l'influence de différents deux scenarii de passage de rames sur les concentrations en particules. Les scenarii, décrits au début de ce chapitre, se sont succédés de la manière suivante : passage avec arrêt, passage sans arrêt, passage avec arrêt, passage sans arrêt.

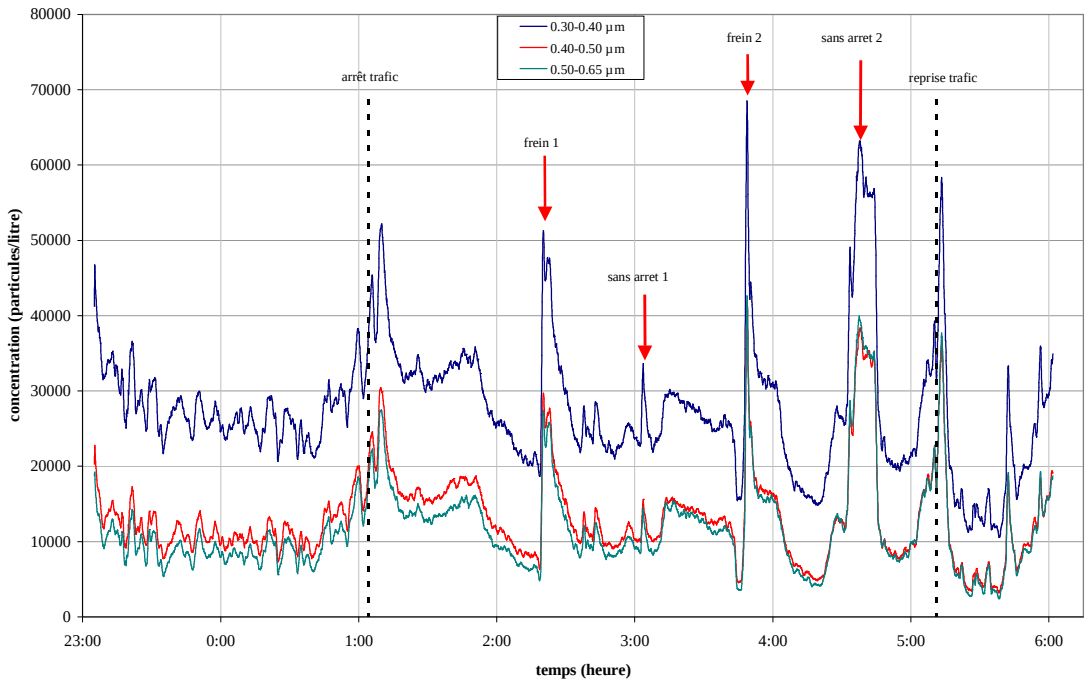


Figure 86 : variations des concentrations des particules comprises entre 0,3 et 0,65µm à 0,50m

On peut remarquer tout d'abord qu'avant l'arrêt du trafic, le niveau de concentration en particules comprises entre 0,30 et 0,40 µm est environ deux fois moins important, lors de cette expérimentation que lors de la première.

Toujours en comparant à la première expérimentation, on peut remarquer qu'après l'arrêt de la circulation commerciale, la décroissance des concentrations en particules observée lors de la première expérimentation n'est ici pas visible.

On peut également observer que trois des quatre passages des rames d'essais sont nettement visibles, le deuxième passage (sans arrêt 1) n'ayant pas donné une signature aussi marquée que les autres. Malgré le fait que les passages aient été effectués dans les mêmes conditions (même mécanicien, même vitesse, même freinage,…), les signatures produites par les rames ne semblent pas reproductibles deux à deux.

Comme lors de la première expérimentation, les particules fines représentent à 00h la majorité des particules en nombre, comme le montre la répartition du Tableau 22. Ceci est valable avant l'arrêt de la circulation commerciale mais également lorsque les rames d'essai circulent.

Taille (µm)	0.30-0.40	0.40-0.50	0.50-0.65	0.65-0.80	0.80-1.0	1.0-1.6	1.6-2.0	2.0-3.0
Concentration (part.L-1)	24984	9632	7940	3350	2120	790	337	362
Répartition (%)	50.33%	19.41%	16.00%	6.75%	4.27%	1.59%	0.68%	0.73%

Taille (µm)	3.0-4.0	4.0-5.0	5.0-7.5	7.5-10.0	10.0-15.0	15.0-20.0	>20.0
Concentration (part.L-1)	78	31	8	4	0	0	0
Répartition (%)	0.16%	0.06%	0.02%	0.01%	0.00%	0.00%	0.00%

Tableau 22 : répartition granulométrique à 00h

Les signatures de chaque passage des rames d'essai sont repérables par de rapides augmentations puis diminutions des concentrations. Ces rapides variations sont observées pour toutes les classes de tailles de particules et sont certainement caractéristiques du transport provoqué par le brassage de l'air par le train.

La Figure 86 montre que pour les particules comprises entre 0,3 et 0,65 µm la signature du premier passage sans arrêt est relativement différente de trois autres signatures et notamment de celle du deuxième passage sans arrêt. Pour ces tailles de particules, les passages avec arrêt provoquent des augmentations de concentrations de particules supérieures aux passages sans arrêt.

La Figure 87 présentant les variations de concentrations en particules comprises entre 0,65 et 2,0 µm montre les mêmes tendances.

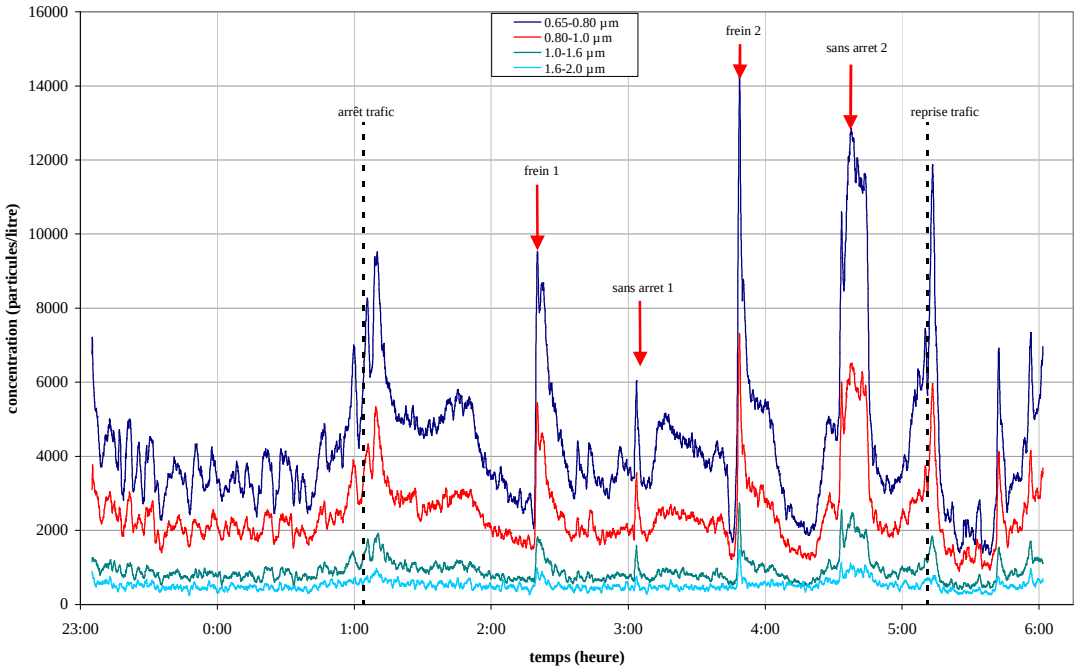


Figure 87 : variations des concentrations des particules comprises entre 0,65 et 2 µm à 0,50 m

En revanche, les variations de concentrations en particules supérieures à 2,0 µm (voir Figure 88, Figure 89 et Figure 90) montrent un changement de comportement. Le premier passage sans arrêt provoque toujours une augmentation de concentrations moindre que le deuxième passage sans arrêt. Mais pour ces particules, les passages sans arrêt provoquent des augmentations en concentrations supérieures à celles provoquées par les passages avec arrêt. On peut donc émettre l'hypothèse que le freinage produirait, en nombre, plus de particules fines (inférieures à 2 µm) que de grosses particules (supérieures à 2 µm). Cette hypothèse pourrait être vérifiée par la réalisation d'essais sur banc de freinage.

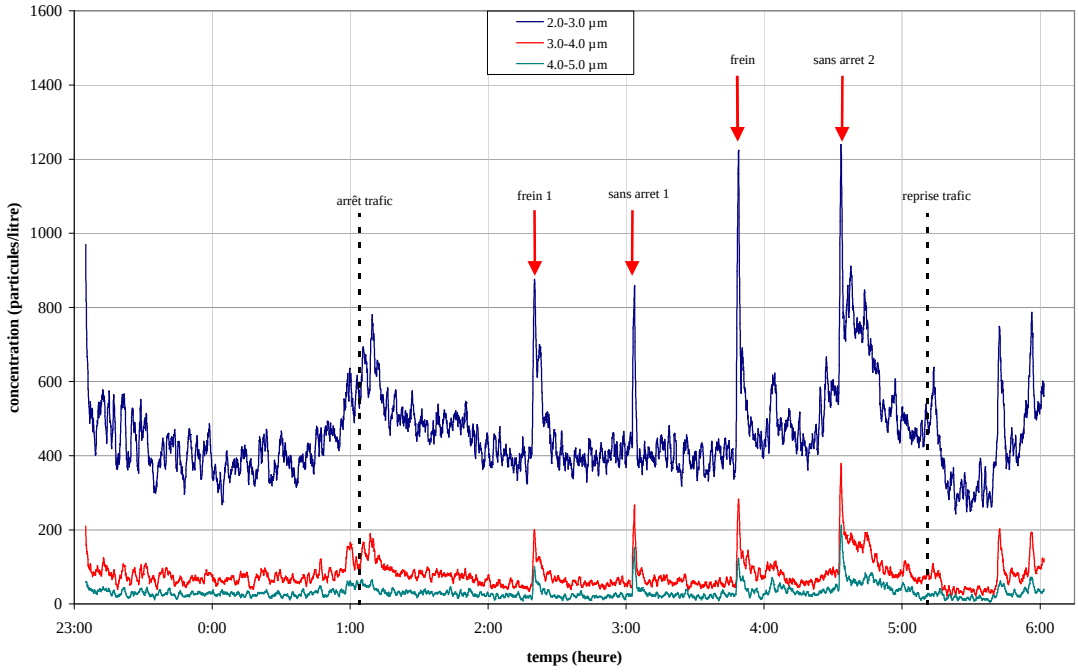


Figure 88 : variations des concentrations des particules comprises entre 2,0 et 5,0 µm à 0,50m

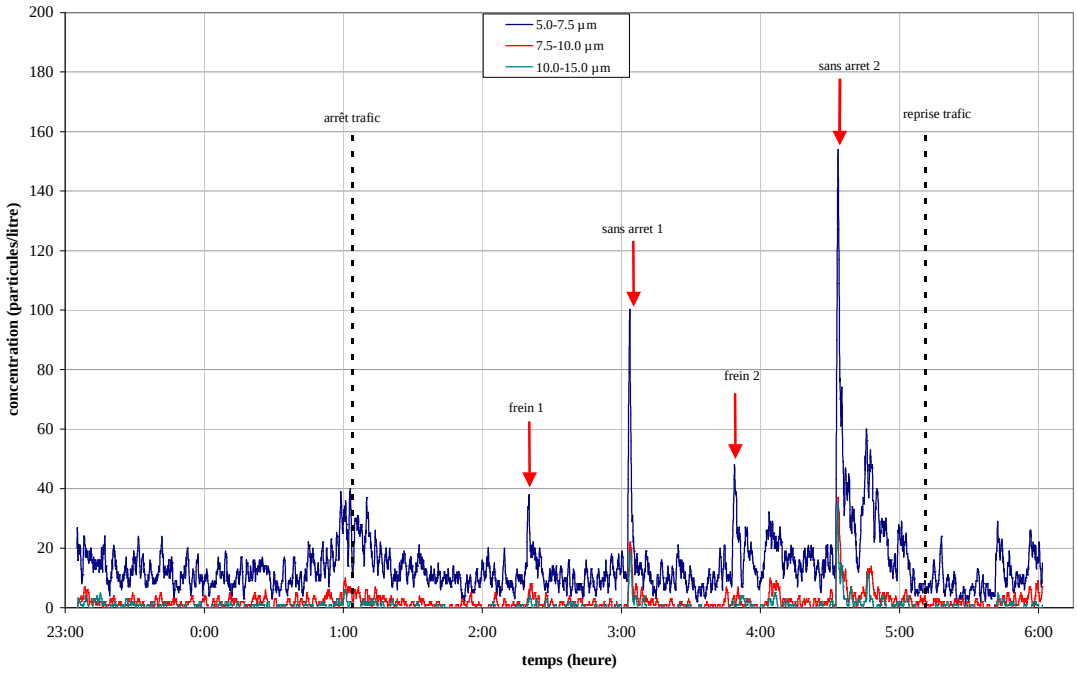


Figure 89 : variations des concentrations des particules comprises entre 5,0 et 15 µm à 0,50 m

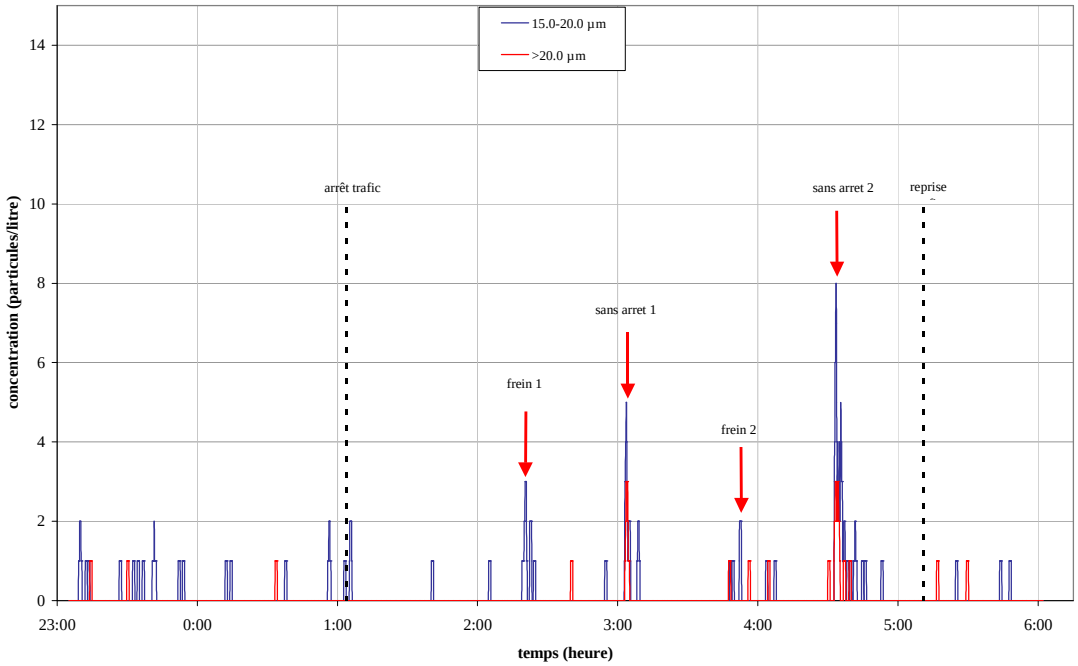


Figure 90 : variations des concentrations des particules supérieures à 15µm à 0,50 m

Les Tableau 23 et Tableau 24 présentent les différences des concentrations maximales entre les deux premiers passages pour chaque classe de taille d'une part puis les différences des concentrations maximales entre les deux derniers passages d'autre part.

Taille (µm)	0.30-0.40	0.40-0.50	0.50-0.65	0.65-0.80	0.80-1.0	1.0-1.6	1.6-2.0	2.0-3.0
Concentration Frein1 (part.L-1)	51 302	29 691	27 440	9 533	5 434	1 820	984	876
Concentration sans arrêt1 (part.L-1)	33 578	15 601	14 452	6 039	3 536	1 600	766	857
Différence (part.L-1)	17 724	14 090	12 988	3 494	1 898	220	218	19

Taille (µm)	3.0-4.0	4.0-5.0	5.0-7.5	7.5-10.0	10.0-15.0	15.0-20.0	>20.0
Concentration Frein1 (part.L-1)	199	100	38	6	4	3	0
Concentration sans arrêt1 (part.L-1)	267	152	100	22	19	5	3
Différence (part.L-1)	68	52	62	16	15	2	3

Tableau 23 : différences entre les maximum de concentrations entre les deux premiers passages

Taille (µm)	0.30-0.40	0.40-0.50	0.50-0.65	0.65-0.80	0.80-1.0	1.0-1.6	1.6-2.0	2.0-3.0
Concentration frein2 (part.L-1)	68 544	41 866	42 630	14 232	7 320	2 740	1 474	1 223
Concentration sans arrêt2 (part.L-1)	63 147	38 375	39 932	12 846	6 514	2 475	1 120	911
Différence (part.L-1)	5 397	3 491	2 698	1 386	806	265	354	312

Taille (µm)	3.0-4.0	4.0-5.0	5.0-7.5	7.5-10.0	10.0-15.0	15.0-20.0	>20.0
Concentration frein2 (part.L-1)	282	124	48	4	1	1	0
Concentration sans arrêt2 (part.L-1)	191	66	45	7	2	2	0
Différence (part.L-1)	91	58	3	3	1	1	0

Tableau 24 : différences entre les maximum de concentrations entre les deux derniers passages

Comme le montrent les Tableau 23 et Tableau 24, les différences entre les passages avec freinage et sans arrêt donnent des résultats assez différents pour les deux séries de passages.

En effet, à l'exception des particules comprises entre 1,0 et 1,6 µm, 1,6 et 2,0 µm, 3,0 et 4,0 µm et 4,0 et 5,0 µm, les différences pour les autres classes de tailles présentent des ordres de grandeurs très distincts.

Cette expérimentation montre bien qu'il est très difficile d'obtenir des passages reproductibles dans ce type d'environnement malgré le soin apporté aux conditions de passages des rames. On peut malgré tout observer que les passages avec freinage semblent générer plus de particules fines que les passages sans arrêt, comme nous l'avons vu précédemment. Sachant que les phénomènes de frottement produisent généralement de grosses particules, cette émission de particules fines pourrait éventuellement être due à une température très élevée au niveau des systèmes de frein. Comme nous l'avons dit plus haut, ceci pourrait être vérifié lors d'essais sur banc de freinage.

IV.2.2. Apport des sources

Ne pouvant évaluer la remise en suspension dans un environnement comme celui d'une gare, un des objectifs de cette thèse était d'étudier l'apport provoqué par certaines sources dans ce volume. Concernant les trois sources choisies, nous avons pu voir dans le paragraphe précédent que la ventilation mécanique n'avait pas provoqué d'effet sur les concentrations en particules durant les essais. Nous allons donc présenter maintenant l'apport des deux autres sources étudiées. Pour cela, nous avons exprimé un pourcentage d'apport entre la valeur minimale en concentration et la valeur maximale provoquée par la source étudiée, en appliquant la formule suivante : $\% = \frac{\Delta C}{C_0}$. Ce calcul a été réalisé pour chaque source et chaque scenario : heure pleine et heure creuse.

IV.2.2.1. Voyageurs

Comme décrit précédemment, cette source a été étudiée selon trois scenarii : statique, heure pleine et heure creuse. Le scenario statique servait à quantifier une éventuelle émission naturelle de particules par les faux voyageurs présents lors de cette expérimentation. Ainsi, il est possible de séparer l'émission de la remise en suspension provoquée par la marche des faux voyageurs lors des deux autres scenarii.

Les mesures de concentrations en particules réalisées lors de cette expérimentation (voir Figure 84 et Figure 85) ne montrent aucune influence du scenario statique contrairement aux deux autres scenarii ce qui signifie que les augmentations de concentrations observées pourraient n'être dues qu'à l'activité des voyageurs. A ce stade, il convient tout de même de préciser qu'une personne qui marche produit plus de particules qu'une personne statique, ne serait-ce que par l'effet de mouvement des vêtements par exemple.

A partir des mesures réalisées à 1,70m, les Tableau 25 et Tableau 26 présentent donc respectivement les concentrations mesurées juste avant le début du premier et deuxième scenario heure pleine, les concentrations maximales observées lors de ces scenarii ainsi que la fraction réentraînée.

	1.6-2.0 µm	2.0-3.0 µm	3.0-4.0 µm	4.0-5.0 µm	5.0-75 µm	7.5-10.0 µm
C_0 (nb.L^{-1})	80	28	9	3	4	1
Cmax (nb.L^{-1})	285	233	104	85	57	22
%	256%	732%	1056%	2733%	1325%	2100%

Tableau 25 : concentrations en particules avant le début du premier scenario heure pleine et maximale pendant ce même scenario

	1.6-2.0 µm	2.0-3.0 µm	3.0-4.0 µm	4.0-5.0 µm	5.0-75 µm	7.5-10.0 µm
C_0 (nb.L^{-1})	60	38	9	6	5	2
Cmax (nb.L^{-1})	145	132	47	34	28	12
%	142%	247%	422%	467%	460%	500%

Tableau 26 : concentrations en particules avant le début du deuxième scenario heure pleine et maximale pendant ce même scenario

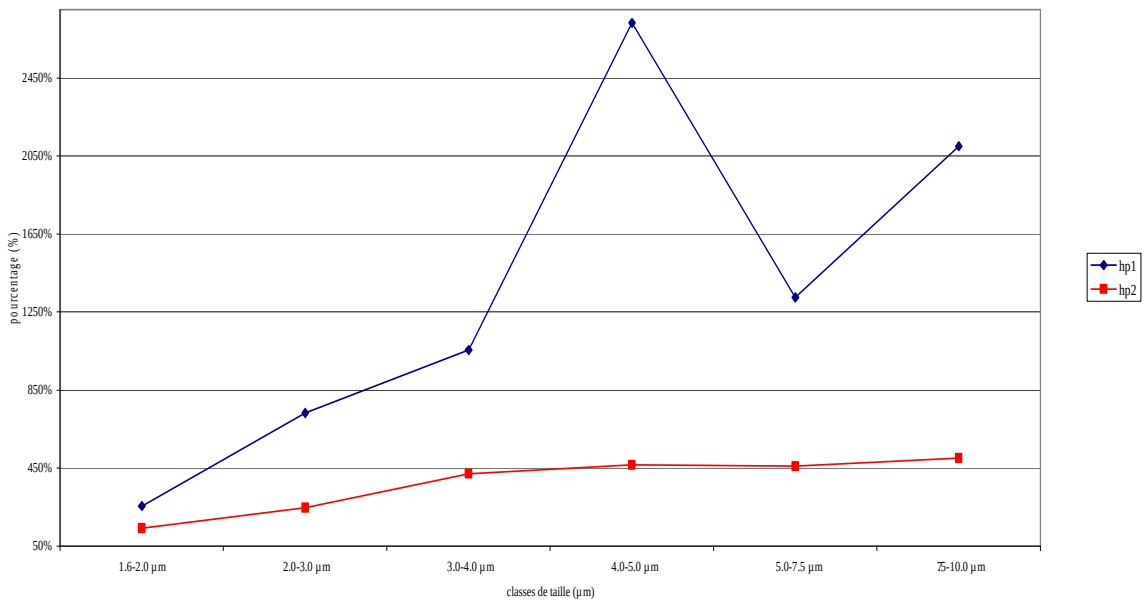


Figure 91 : pourcentage d'apport lors des deux scenarii heure pleine

La Figure 91 présente le pourcentage d'apport dû aux passages des voyageurs lors des deux scenarii heure pleine (notés hp1 et hp2 sur le graphe). A cause des concentrations anormales en particules fines mesurées lors de cette expérimentation, seules les particules supérieures à 1,6µm sont représentées sur cette figure. On peut remarquer globalement que le pourcentage d'apport augmente avec la taille des particules pour les deux scenarii. En revanche, on note des pourcentages beaucoup plus importants pour le premier scenario que pour le deuxième et plus particulièrement pour les particules comprises entre 4,0 et 5,0 µm. Dans la mesure où les concentrations initiales (avant les passages des voyageurs) sont relativement proches, ces écarts sont ici difficilement explicables. Il pourrait être intéressant de reproduire ce type de mesures afin de vérifier si ces écarts sont toujours visibles.

Il convient cependant d'être relativement prudent lors de l'analyse de ces résultats car les concentrations en particules comprises entre 1,6 et 10 µm avant et après les deux scenarii étaient relativement faibles, ceci étant dû à une pollution dans la gare due à des essais de sécurité incendie réalisés la veille et l'avant-veille dans la gare.

Comme précédemment, on étudie le pourcentage d'apport durant les scenarii heure creuse. Ainsi les Tableau 27 et Tableau 28 présentent les mêmes résultats que précédemment pour le premier et deuxième scenario heure creuse.

	1.6-2.0 µm	2.0-3.0 µm	3.0-4.0 µm	4.0-5.0 µm	5.0-75 µm	7.5-10.0 µm
C_0 (nb.L^{-1})	86	52	21	13	10	2
Cmax (nb.L^{-1})	172	158	60	38	39	2.5
%	100%	204%	186%	192%	290%	25%

Tableau 27 : concentrations en particules avant le début du premier scenario heure creuse et maximale pendant ce même scenario

	1.6-2.0 µm	2.0-3.0 µm	3.0-4.0 µm	4.0-5.0 µm	5.0-75 µm	7.5-10.0 µm
C_0 (nb.L^{-1})	130	127	51	28	8	11
Cmax (nb.L^{-1})	180	192	94	47	15	15
%	38%	51%	84%	69%	87%	36%

Tableau 28 : concentrations en particules avant le début du deuxième scenario heure creuse et maximale pendant ce même scenario

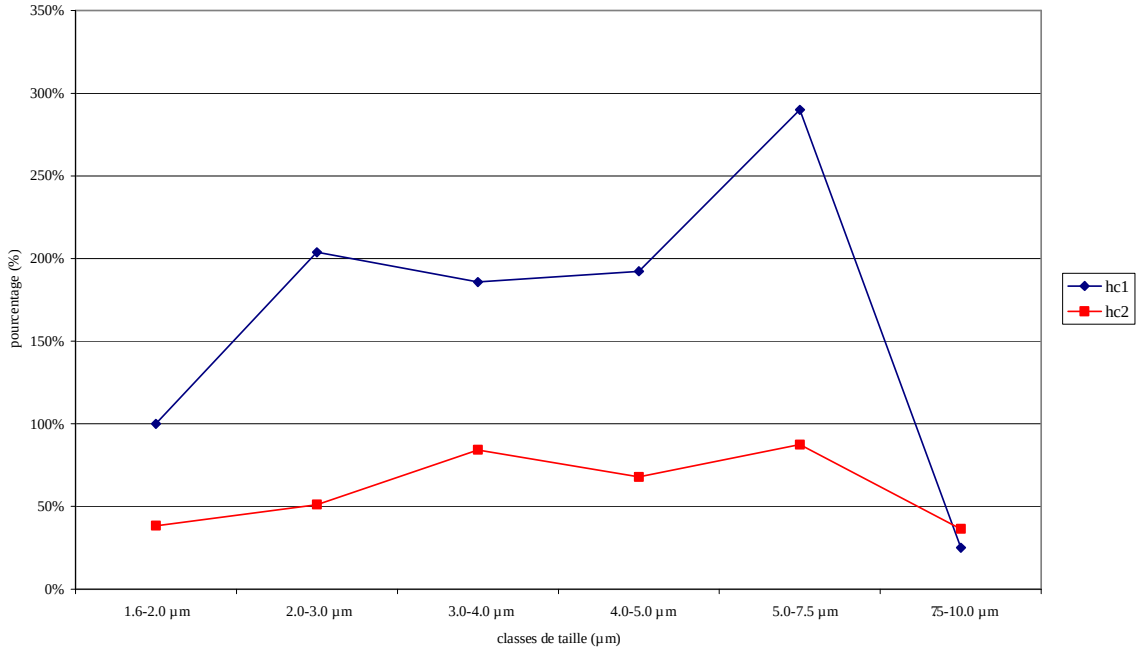


Figure 92 : pourcentage d'apport lors des deux scenarii heure creuse

La Figure 92 présente le pourcentage d'apport dû aux passages des voyageurs lors des deux scenarii heure creuse (notés hc1 et hc2 sur le graphe). Dans le cas de ces deux scenarii, les pourcentages d'apport suivent à peu près la même évolution. On observe en effet une augmentation de ces taux entre les deux premières classes de particules. Pour le premier

scenario, on a ensuite un palier jusqu'à la cinquième classe puis à nouveau une augmentation et enfin une nette diminution. Dans le cas du second scenario, la première augmentation concerne également la troisième classe de taille, on a ensuite un léger palier puis la même augmentation pour la cinquième classe et enfin une diminution pour la dernière.
Malgré ces évolutions beaucoup plus proches que dans le cas des scenarii heure pleine, on observe ici aussi un écart assez important entre les deux scenarii heure creuse. Là aussi, il pourrait être intéressant de reproduire ces mesures afin de vérifier l'existence de ces écarts.
Comme précédemment, il convient d'être prudent lors de l'analyse des résultats, les concentrations en particules étant assez faibles.

Globalement, on note que les pourcentages d'apport dus aux passages de voyageurs augmentent avec la taille de particules mais aussi avec le nombre de voyageurs, ce qui semble relativement logique.

IV.2.2.2. Trains

La source train a été étudiée selon deux scenarii : un scenario avec freinage et arrêt en gare et un autre sans arrêt. Ces deux scenarii ont été répété deux fois lors de l'expérimentation.
Dans la mesure où il peut y avoir également de l'émission de particules lors des passages de trains, il n'est plus possible de parler ici de remise en suspension. Cependant, il est possible d'estimer un apport en concentration en particules pour les deux scenarii. Comme le compteur de référence (le plus récemment étalonné) a été placé à 0,50 m lors des essais, cette estimation a été réalisée à partir des mesures à cette hauteur. Lors des autres expérimentations, ce compteur avait été placé à 1,70 m (hauteur d'homme), mais dans le cas des passages de train, on observe très peu de différences entre les mesures à ces deux hauteurs. On peut donc considérer que le compteur placé ici à 0,50 m reste celui de référence.

Les Tableau 29 et Tableau 30 présentent les apports en concentration pour chaque classe de tailles de particules pour les deux scenarii passage avec freinage à partir des mesures réalisées à 0,50 m.

Taille (µm)	0.30-0.40	0.40-0.50	0.50-0.65	0.65-0.80	0.80-1.0	1.0-1.6	1.6-2.0	2.0-3.0
C_0 (nb.L^{-1})	18 338	6 648	5 174	2 115	1 565	675	520	405
Cmax (nb.L^{-1})	51 302	29 691	27 440	9 533	5 434	1 820	984	876
%	180%	347%	430%	351%	247%	170%	89%	116%

Taille (µm)	3.0-4.0	4.0-5.0	5.0-7.5	7.5-10.0	10.0-15.0	15.0-20.0	>20.0
C_0 (nb.L^{-1})	49	18	8	0	0	0	0
Cmax (nb.L^{-1})	199	100	38	6	4	3	0
%	306%	456%	375%	-	-	-	-

Tableau 29 : concentrations minimales et maximales lors du premier passage avec freinage

Taille (µm)	0.30-0.40	0.40-0.50	0.50-0.65	0.65-0.80	0.80-1.0	1.0-1.6	1.6-2.0	2.0-3.0
C_0 (nb.L^{-1})	16 393	5 033	4 121	1 800	1 345	690	530	355
Cmax (nb.L^{-1})	68 544	41 866	42 630	14 232	7 320	2 740	1 474	1 223
%	318%	732%	934%	691%	444%	297%	178%	245%

Taille (µm)	3.0-4.0	4.0-5.0	5.0-7.5	7.5-10.0	10.0-15.0	15.0-20.0	>20.0
C_0 (nb.L^{-1})	52	28	8	0	0	0	0
Cmax (nb.L^{-1})	282	124	48	4	1	1	0
%	442%	343%	500%	-	-	-	-

Tableau 30 : concentrations minimales et maximales lors du deuxième passage avec freinage

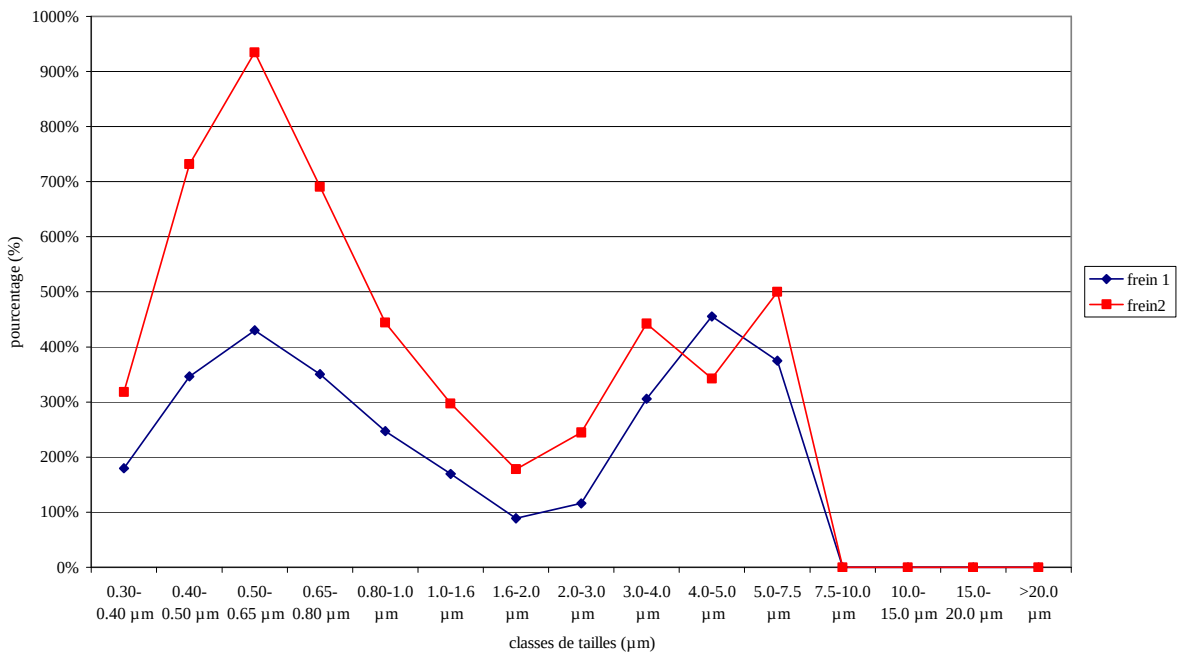


Figure 93 : pourcentage d'apport lors des passages avec freinage

La Figure 93 montre que les deux passages avec freinage induisent des évolutions des apports en concentration relativement semblables, bien que ne donnant pas les mêmes valeurs de concentrations. On observe ainsi que l'apport en particules fines (entre 0,30 et 0,65 µm) est relativement important puis diminue ensuite lorsque la taille des particules augmente pour réaugmenter à partir des particules supérieures à 2,0 µm. L'apport très important en grosses particules (supérieures à 3,0 µm) vient du fait que les concentrations pour ces tailles, avant l'arrivée du train, sont relativement faibles voir nulles.

Taille (µm)	0.30-0.40	0.40-0.50	0.50-0.65	0.65-0.80	0.80-1.0	1.0-1.6	1.6-2.0	2.0-3.0
C_0 (nb.L^{-1})	23 088	10 148	8 541	3 450	1 775	700	491	418
Cmax (nb.L^{-1})	33 578	15 601	14 452	6 039	3 536	1 600	766	857
%	45%	54%	69%	75%	99%	129%	56%	105%

Taille (µm)	3.0-4.0	4.0-5.0	5.0-7.5	7.5-10.0	10.0-15.0	15.0-20.0	>20.0
C_0 (nb.L^{-1})	54	30	11	0	0	0	0
Cmax (nb.L^{-1})	267	152	100	22	19	5	3
%	394%	407%	809%	-	-	-	-

Tableau 31 : concentrations minimales et maximales lors du premier passage sans arrêt

Taille (µm)	0.30-0.40	0.40-0.50	0.50-0.65	0.65-0.80	0.80-1.0	1.0-1.6	1.6-2.0	2.0-3.0
C_0 (nb.L^{-1})	25 604	12 165	12 165	4 477	2 410	1 044	651	538
Cmax (nb.L^{-1})	63 147	38 375	39 932	12 846	6 514	2 475	1 120	911
%	147%	215%	228%	187%	170%	137%	72%	69%

Taille (µm)	3.0-4.0	4.0-5.0	5.0-7.5	7.5-10.0	10.0-15.0	15.0-20.0	>20.0
C_0 (nb.L^{-1})	75	38	14	0	0	0	0
Cmax (nb.L^{-1})	191	66	45	7	2	2	0
%	155%	74%	221%	-	-	-	-

Tableau 32 : concentrations minimales et maximales lors du deuxième passage sans arrêt

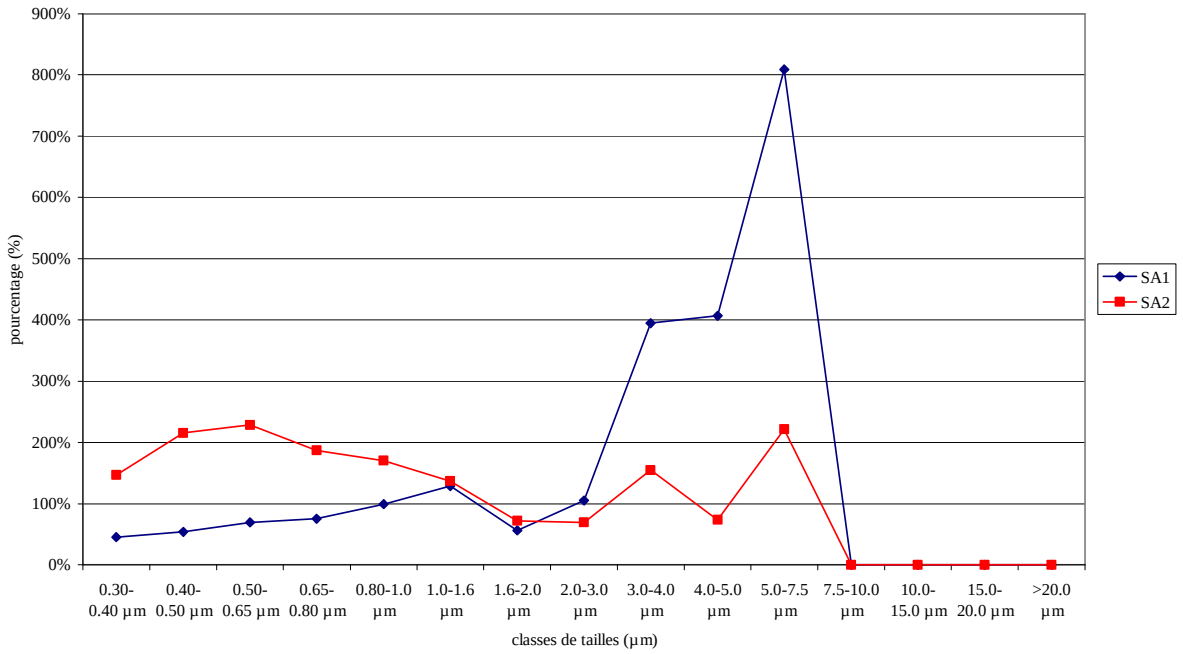


Figure 94 : pourcentage d'apport lors des passages sans arrêt

La Figure 94 montre que les deux passages n'induisent pas tout à fait le même type d'évolution des apports en concentration de particules. Dans le cas du premier passage, on note une augmentation constante avec la taille des particules, malgré une légère diminution pour les particules comprises entre 1,6 et 2,0 µm. on note également un pic important pour la classe de particules comprises entre 5,0 et 7,5 µm. Dans le cas du deuxième passage, on observe une augmentation de l'apport pour les particules inférieures à 0,65 µm puis une

diminution de cette apport pour les particules plus grosses. On note ensuite deux légers pics pour les particules comprises entre 3,0 et 4,0 µm et pour celles comprises entre 5,0 et 7,5 µm, comme précédemment.

Cette différence entre les apports des deux passages sans arrêt peut s'expliquer par la différence des signatures sur les concentrations provoquées par ces deux passages. Les vitesses d'air induites par ces deux passages montrent une vitesse plus importante lors du premier passage sans arrêt que lors du deuxième (voir Figure 95). Dans une enceinte confinée, une vitesse d'air plus importante entraîne un dépôt plus important. Ici, cette augmentation de vitesse peut aussi entraîner un transport plus important ce qui pourrait expliquer des concentrations en particules fines plus faibles.

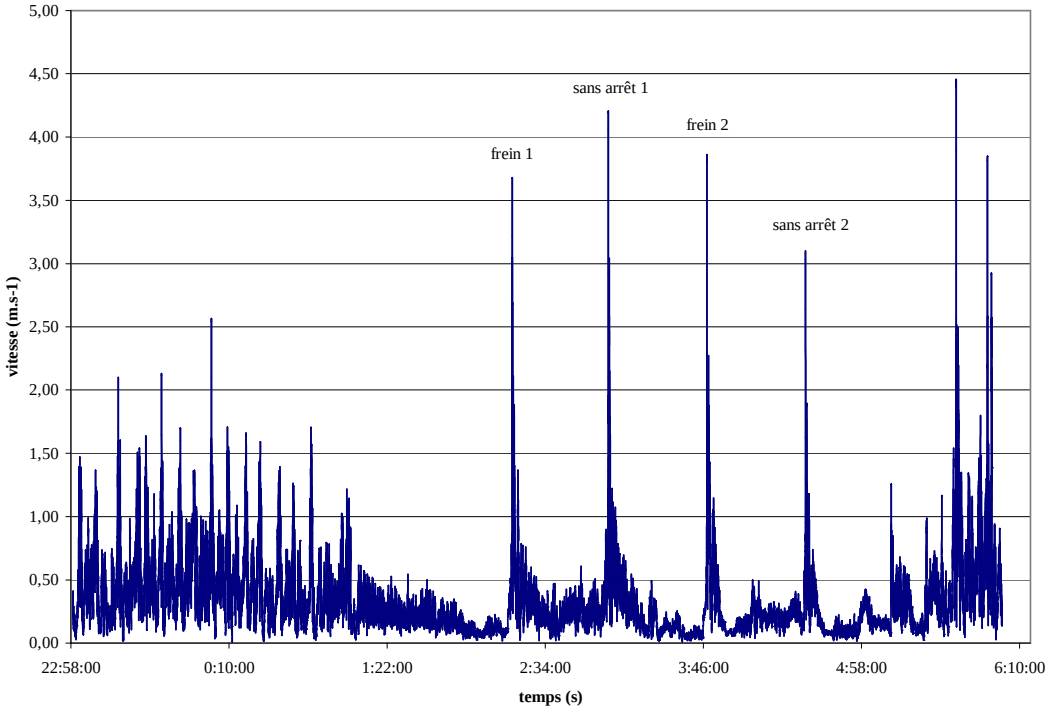


Figure 95 : vitesse d'air provoquée par les quatre passages de train

On vient de voir les apports induits par les deux types de passages de rames. Une tendance semble ici se dessiner selon laquelle les passages avec arrêt entraîneraient un apport plus important. Etant donné les problèmes de reproductibilités des mesures, ceci demanderait à être confirmé.

IV.2.3. Incertitudes sur les calculs de pourcentage d'apport

Comme on l'a vu précédemment, le pourcentage d'apport a été calculé d'après la formule suivante : $\%apport = \frac{\Delta C}{C_0}$. L'incertitude sur cet apport peut donc s'exprimer par : $\Delta\% = \%apport\left(\frac{\Delta(C_{\max} - C_o)}{C_{\max} - C_0} + \frac{\Delta C_o}{C_o}\right)$. Afin d'étudier la pertinence de nos calculs, nous avons donc évalué l'incertitude sur les calculs de pourcentage d'apport pour les essais avec les voyageurs et les rames. Les résultats sont présentés ci-dessous.

IV.2.3.1. Voyageurs

Les Tableau 33 et Tableau 34 présentent les incertitudes calculées pour les deux passages heure pleine. On constate que ces incertitudes sont relativement peu élevées par rapport aux valeurs de pourcentage d'apport calculées. En revanche, entre deux passages identiques, les ordres de grandeurs ne sont pas systématiquement retrouvés.

	1.6-2.0 µm	2.0-3.0 µm	3.0-4.0 µm	4.0-5.0 µm	5.0-75 µm	7.5-10.0 µm
C_0 (nb.L^{-1})	80	28	9	3	4	1
Cmax (nb.L^{-1})	285	233	104	85	57	22
%	256%	732%	1056%	2733%	1325%	2100%
incertitude	0,11%	0,67%	2,79%	19,56%	7,63%	46,00%

Tableau 33 : incertitude pour le premier passage heure pleine

	1.6-2.0 µm	2.0-3.0 µm	3.0-4.0 µm	4.0-5.0 µm	5.0-75 µm	7.5-10.0 µm
C_0 (nb.L^{-1})	60	38	9	6	5	2
Cmax (nb.L^{-1})	145	132	47	34	28	12
%	142%	247%	422%	467%	460%	500%
incertitude	0,11%	0,24%	1,38%	2,22%	2,64%	7,00%

Tableau 34 : incertitude pour le deuxième passage heure pleine

De la même manière, les Tableau 35 et Tableau 36 présentent les incertitudes calculées pour les deux passages heure creuse. On constate ici aussi qu'elles sont relativement peu élevées par rapport aux pourcentages d'apport calculés. Dans ce cas, les ordres de grandeurs des incertitudes sont un peu plus cohérentes entre les deux passages que pour le cas des scénarii heure pleine.

	1.6-2.0 µm	2.0-3.0 µm	3.0-4.0 µm	4.0-5.0 µm	5.0-75 µm	7.5-10.0 µm
C_0 (nb.L^{-1})	86	52	21	13	10	2
Cmax (nb.L^{-1})	172	158	60	38	39	2,5
%	100%	204%	186%	192%	290%	25%
incertitude	0,07%	0,16%	0,37%	0,60%	0,98%	2,25%

Tableau 35 : incertitude pour le premier passage heure creuse

	1.6-2.0 µm	2.0-3.0 µm	3.0-4.0 µm	4.0-5.0 µm	5.0-75 µm	7.5-10.0 µm
C_0 (nb.L^{-1})	130	127	51	28	8	11
Cmax (nb.L^{-1})	180	192	94	47	15	15
%	38%	51%	84%	68%	87%	36%
incertitude	0,04%	0,04%	0,11%	0,19%	0,72%	0,43%

Tableau 36 : incertitude pour le deuxième passage heure creuse

IV.2.3.2. Trains

Les Tableau 37 et Tableau 38 présentent les incertitudes sur les pourcentages d'apport pour les deux passages avec arrêt. On constate des incertitudes assez faibles, d'un ordre de grandeur relativement proche d'un scénario à l'autre et compris entre environ 10^{-2} et 2%.

Taille (µm)	0.30-0.40 µm	0.40-0.50 µm	0.50-0.65 µm	0.65-0.80 µm	0.80-1.0 µm	1.0-1.6 µm	1.6-2.0 µm
min	18338	6648	5174	2115	1565	675	520
max	51302	29691	27440	9533	5434	1820	984
apport	180%	347%	430%	351%	247%	170%	89%
incertitude	$<10^{-2}$%	$<10^{-2}$%	$<10^{-2}$%	0,01%	0,01%	0,01%	0,01%

2.0-3.0 µm	3.0-4.0 µm	4.0-5.0 µm	5.0-7.5 µm	7.5-100 µm	10.0-15.0 µm	15.0-20.0 µm	>20.0 µm
405	49	18	8	0	0	0	0
876	199	100	38	6	4	3	0
116%	306%	456%	375%	-	-	-	-
0,02%	0,21%	0,73%	1,44%	-	-	-	-

Tableau 37 : incertitude pour le premier passage avec arrêt

Taille (µm)	0.30-0.40 µm	0.40-0.50 µm	0.50-0.65 µm	0.65-0.80 µm	0.80-1.0 µm	1.0-1.6 µm	1.6-2.0 µm
min	16393	5033	4121	1800	1345	690	530
max	68544	41866	42630	14232	7320	2740	1474
apport	318%	732%	934%	691%	444%	297%	178%
incertitude	$<10^{-2}$%	$<10^{-2}$%	0,01%	0,01%	0,01%	0,01%	0,01%

2.0-3.0 µm	3.0-4.0 µm	4.0-5.0 µm	5.0-7.5 µm	7.5-100 µm	10.0-15.0 µm	15.0-20.0 µm	>20.0 µm
355	52	28	8	0	0	0	0
1223	282	124	48	4	1	1	0
244,51%	442%	343%	500%	-	-	-	-
0,03%	0,25%	0,39%	1,75%	-	-	-	-

Tableau 38 : incertitude pour le deuxième passage avec arrêt

Les Tableau 39 présentent Tableau 40 ces mêmes incertitudes dans le cas des deux passages sans arrêt. On constate ici aussi qu'elles sont relativement faibles, l'ordre de grandeur étant ici aussi assez proche d'un passage à l'autre.

Taille (µm)	0.30-0.40 µm	0.40-0.50 µm	0.50-0.65 µm	0.65-0.80 µm	0.80-1.0 µm	1.0-1.6 µm	1.6-2.0 µm
min	23088	10148	8541	3450	1775	700	491
max	33578	15601	14452	6039	3536	1600	766
apport	45%	54%	69%	75%	99%	129%	56%
incertitude	$<10^{-2}$%	$<10^{-2}$%	$<10^{-2}$%	$<10^{-2}$%	$<10^{-2}$%	0,01%	0,01%

2.0-3.0 µm	3.0-4.0 µm	4.0-5.0 µm	5.0-7.5 µm	7.5-100 µm	10.0-15.0 µm	15.0-20.0 µm	>20.0 µm
418	54	30	11	0	0	0	0
857	267	152	100	22	19	5	3
105,02%	394%	407%	809%	-	-	-	-
0,01%	0,22%	0,40%	1,83%	-	-	-	-

Tableau 39 : incertitudes pour le premier passage sans arrêt

Taille (µm)	0.30-0.40 µm	0.40-0.50 µm	0.50-0.65 µm	0.65-0.80 µm	0.80-1.0 µm	1.0-1.6 µm	1.6-2.0 µm
min	25604	12165	12165	4477	2410	1044	651
max	63147	38375	39932	12846	6514	2475	1120
apport	147%	215%	228%	187%	170%	137%	72%
incertitude	$<10^{-2}$%	$<10^{-2}$%	$<10^{-2}$%	$<10^{-2}$%	$<10^{-2}$%	0,01%	0,01%

2.0-3.0 µm	3.0-4.0 µm	4.0-5.0 µm	5.0-7.5 µm	7.5-100 µm	10.0-15.0 µm	15.0-20.0 µm	>20.0 µm
538	75	38	14	0	0	0	0
911	191	66	45	7	2	2	0
69,33%	155%	74%	221%	-	-	-	-
0,01%	0,09%	0,14%	0,60%	-	-	-	-

Tableau 40 : incertitude pour le deuxième passage sans arrêt

Ces calculs d'incertitudes montrent que dans le cas des passages de voyageurs et de rames, les pourcentages d'apport calculés sont donc crédibles.

IV.3. Conclusion

Les résultats détaillés dans ce chapitre permettent tout d'abord de remarquer que, malgré tout le soin apporté à la mise en place de mesures, il est difficile de réaliser des mesures reproductibles en gare souterraine. De plus, durant ces trois expérimentations, il ne nous a pas été possible de travailler à partir de concentrations de fond relativement proches.

Malgré cela, ces trois expérimentations ont permis de montrer l'influence des trois sources de particules étudiées. On a ainsi pu constater que sur une nuit, l'arrêt et la remise en route de la ventilation de la gare ne provoquait pas de changement significatif sur les concentrations en particules.

En revanche les deux autres sources étudiées, les voyageurs et les trains, induisent des variations de concentrations non négligeables, surtout dans le cas des trains. On a pu observer que les pourcentages d'apport dus aux passages de voyageurs augmentent avec la taille de particules mais aussi avec le nombre de voyageurs. Quant aux passages de trains, ils semblent que les passages avec arrêt entraînent un apport plus important que ceux sans arrêt. Avec ce type d'expérimentation, il n'est malheureusement possible de parler qu'en terme d'apport de concentration et non en terme de remise en suspension. Dans les deux cas, il pourrait être intéressant de reproduire ce type de mesures pour confirmer les résultats présentés ici. Dans le cas des passages de trains, d'autres expérimentations sont à envisager si on veut isoler le phénomène de remise en suspension.

Chapitre 5

-

Faisabilité de la modélisation des concentrations en particules dans une gare

Comme nous l'avons vu dans le premier chapitre, une des questions posées par la bibliographie concerne la faisabilité de modéliser les variations des concentrations en particules dans notre gare d'étude. Ainsi deux choix s'offraient à nous : faire un maillage volumique détaillé de la gare et simuler les écoulements d'air et le transport des particules en choisissant une des méthodes décrites dans le chapitre 1 ou considérer la gare comme un seul volume sans détail géométrique et appliquer un modèle global à ce volume.

La possibilité de pouvoir appliquer un modèle à d'autres types de gares et le fait de commencer par un modèle simple qui puisse être optimisé par la suite, nous ont poussé à travailler sur un modèle global.

Ce chapitre va donc détailler le type de modèle choisi et le travail effectué pour l'adapter au cas de notre gare.

V.1. Description du modèle pour la gare

Le modèle choisi pour calculer les variations de concentrations en gare est un modèle pouvant être utilisé dans le bâtiment (Nazaroff, 2004). Le principe est de faire un bilan de conservation massique du polluant en fonction des différentes entrées et sorties d'air et de la présence de sources dans le volume. Ce modèle est détaillé plus amplement dans le paragraphe suivant.

V.1.1. Principe du modèle de Nazaroff

Comme nous l'avons vu dans le Chapitre 1, le modèle de Nazaroff repose sur la conservation massique de polluant à l'intérieur du volume étudié.
Pour chaque taille de particules, le bilan de conservation massique du polluant particulaire dans une enceinte mono zone peut être exprimé par la relation suivante :

$$\frac{dC_i(t)}{dt} = f\lambda_r C_{ext}(t) - \lambda_r C_i(t) - \lambda_{de} C_i(t) + \lambda_R C_{Di}(t) + S_i(t)\,, \tag{66}$$

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 (considéré comme égal à 1),
λ_{de} : paramètre de dépôt (s^{-1}),
λ_R : paramètre de remise en suspension (s^{-1}).

Les phénomènes de dépôt et de remise en suspension étant très difficiles à évaluer indépendamment l'un de l'autre, il est habituel de considérer un coefficient λ_d (constante de décharge) qui caractérise leur effet global (Abadie, 2000) :

$$\lambda_R C_{Di}(t) + \lambda_{de} C_i(t) \approx \lambda_d C_i(t)\,. \tag{67}$$

L'équation (66) devient alors:

$$\frac{dC_i(t)}{dt} = f\lambda_r C_{ext}(t) - \lambda_r C_i(t) - \lambda_d C_i(t) + \frac{s(t)}{V}, \tag{68}$$

avec s(t) en part.s^{-1}, V : volume d'air (m^3) et $S_i(t) = \frac{s(t)}{V}$.

Les hypothèses les plus fortes de ce modèle sont donc tout d'abord de considérer un milieu homogène et un volume confiné dont on connaît les entrées et sorties d'air dues à la ventilation mécanique uniquement.

V.1.2. Application à la gare

Afin d'appliquer ce modèle au cas de notre gare d'étude, nous avons choisi de nous appuyer sur les mesures décrites dans le chapitre précédent qui nous ont permis d'étudier l'influence de la ventilation sur les concentrations en particules. Toutes les données d'entrées du modèle sont donc établies pour la nuit du 8 au 9 février 2006. Le modèle s'appliquant pour chaque classe de taille de particules, nous avons choisi de travailler dans un premier temps sur les particules les plus fines. Même si elles sont moins soumises au dépôt par sédimentation, elles sont plus importantes en nombre, donc les mesures sur lesquelles nous nous appuyons pour le modèle sont plus fiables.

V.1.2.1. La ventilation

Dans le cas de la gare, on a deux types de ventilation : la ventilation mécanique et la ventilation naturelle. L'entrée d'air dépend des puits de ventilation fonctionnant en insufflation (terme λ_{v1}) et la sortie d'air dépend d'un seul puits de ventilation fonctionnant en extraction (terme λ_{v2}), la ventilation naturelle étant notée λ_{vnat}. Afin de respecter la conservation des débits, on ne considère dans notre équation qu'un seul terme pour la ventilation naturelle. En effet, les débits d'air dus à la ventilation mécanique étant connus, on prend comme hypothèse que la ventilation naturelle permet cette conservation.

L'équation (68) devient donc :

$$\frac{dC_i(t)}{dt} = f(\lambda_{vnat} + \lambda_{v1})C_{ext}(t) - (\lambda_{v2})C_i(t) - \lambda_d C_i(t) + \frac{s(t)}{V}. \tag{69}$$

Comme on l'a vu dans le Chapitre 2, la gare Magenta comporte trois puits de ventilation, dans lesquels les ventilateurs fonctionnent en temps normal à 50% de leur débit. Les débits théoriques sont donnés dans le Tableau 41.

puits	Mode de soufflage	débits max ($m^3.s^{-1}$)	%de fonctionnement	débits observés ($m^3.s^{-1}$)
papillon	Insufflation	4×60	50%	120
demarquay	Extraction	4×35	50%	70
magenta	Extraction	4×50	50%	100

Tableau 41 : taux de renouvellement d'air dus à la ventilation mécanique

On a donc un débit d'extraction de 170 $m^3.s^{-1}$ et un débit d'insufflation de 120 $m^3.s^{-1}$. On a donc ici un déficit en insufflation qui peut être compensé à la fois par la ventilation naturelle mais également par l'effet piston des trains. Ces deux phénomènes n'ont malheureusement pu être évalués durant ces travaux de thèse.

V.1.2.2. Détermination de la concentration initiale, de la concentration extérieure et des constantes de dépôt

- Concentration initiale

La concentration initiale a été déterminée à partir de la première expérimentation de nuit décrite dans le chapitre précédent. Pour chaque classe de taille, nous avons considéré comme concentration initiale, la concentration de fond, visible une fois la circulation commerciale terminée.

Si on prend l'exemple des particules comprises entre 0,3 et 0,4 µm, cela donne une concentration initiale de 34 593 000 $part.m^{-3}$.

- Concentration extérieure

Ne disposant pas de capteurs de mesure à l'extérieur de la gare, nous avons travaillé avec les données du site de mesure d'Airparif situé dans le 18° arrondissement (7 rue Ferdinand Flocon) de Paris, arrondissement de la gare Magenta (voir Figure 96). Il s'agit d'une station de type urbaine.

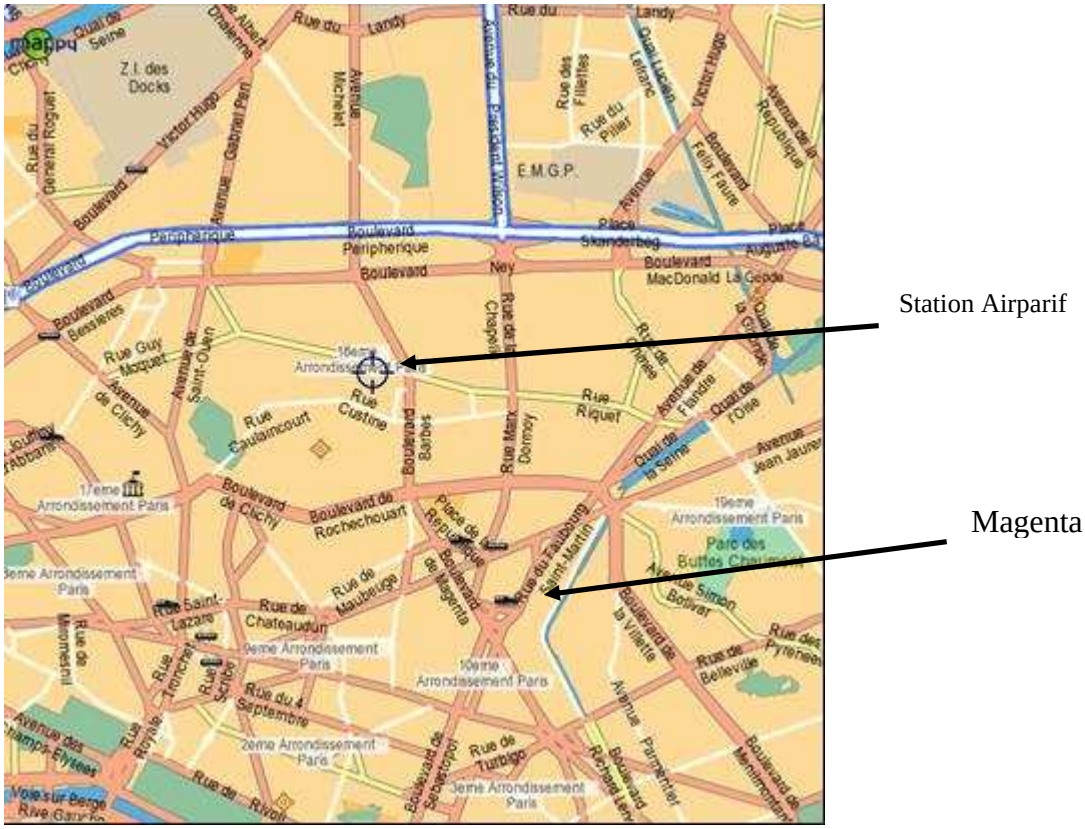


Figure 96 : localisation de la station de mesure continu d'Airparif par rapport à Magenta

Les concentrations en particules données par ce site de mesure étant des concentrations en masse (concentrations en PM_{10}), nous avons voulu les convertir en concentrations par classe de taille et en particules.m^{-3}. Pour cela, nous avons tout d'abord pris en compte une distribution type d'un milieu urbain, représentée par la Figure 97 (Seinfeld, 1998) afin de convertir les mesures en PM_{10} en distribution en masse.

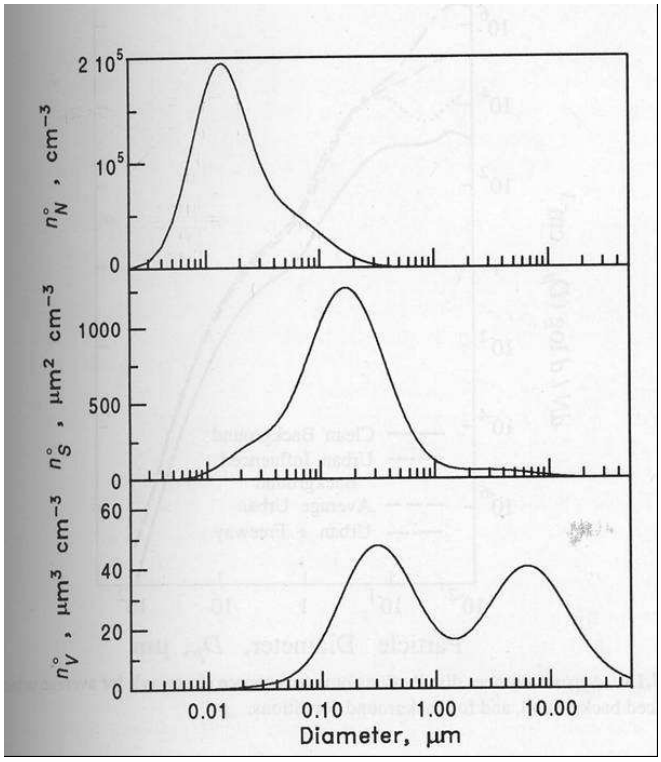


Figure 97 : distribution typique d'un milieu urbain en nombre, surface et volume

Une fois la distribution en masse obtenue, nous avons converti les valeurs en masse de PM_{10} en concentration en nombre en considérant des particules sphériques et de densité 1,7 $g.cm^{-3}$ (Chazette, 2004).

Nous obtenons ainsi les valeurs présentées dans le Tableau 42 (données pour des heures TU : heure locale – 1h).

	concentration part.m^{-3}					
Date (en heure TU)	0.3 à 0.4 µm	0.4 à 0.5 µm	0.5 à0.65 µm	0.65 à 0.8 µm	0.8 à 1.0 µm	1.0 à 1.6 µm
09/02/2006 00:00	5,25E+06	3,23E+06	1,99E+06	1,78E+06	2,04E+06	6,11E+05
09/02/2006 01:00	4,56E+06	2,80E+06	1,73E+06	1,55E+06	1,77E+06	5,30E+05
09/02/2006 02:00	4,35E+06	2,68E+06	1,65E+06	1,48E+06	1,69E+06	5,06E+05
09/02/2006 03:00	4,90E+06	3,02E+06	1,86E+06	1,66E+06	1,91E+06	5,70E+05
09/02/2006 04:00	2,39E+06	1,47E+06	9,09E+05	8,12E+05	9,31E+05	2,78E+05
09/02/2006 05:00	3,94E+06	2,42E+06	1,50E+06	1,33E+06	1,53E+06	4,58E+05
09/02/2006 06:00	3,96E+06	2,44E+06	1,50E+06	1,34E+06	1,54E+06	4,61E+05
09/02/2006 07:00	4,33E+06	2,66E+06	1,64E+06	1,47E+06	1,68E+06	5,03E+05
09/02/2006 08:00	5,32E+06	3,27E+06	2,02E+06	1,80E+06	2,07E+06	6,19E+05
09/02/2006 09:00	6,74E+06	4,15E+06	2,56E+06	2,29E+06	2,62E+06	7,85E+05
09/02/2006 10:00	6,05E+06	3,72E+06	2,30E+06	2,05E+06	2,36E+06	7,04E+05
09/02/2006 11:00	6,31E+06	3,88E+06	2,40E+06	2,14E+06	2,45E+06	7,34E+05
09/02/2006 12:00	5,06E+06	3,12E+06	1,92E+06	1,72E+06	1,97E+06	5,89E+05
09/02/2006 13:00	3,20E+06	1,97E+06	1,22E+06	1,08E+06	1,24E+06	3,72E+05
09/02/2006 14:00	2,78E+06	1,71E+06	1,06E+06	9,44E+05	1,08E+06	3,24E+05
09/02/2006 15:00	2,92E+06	1,80E+06	1,11E+06	9,91E+05	1,14E+06	3,40E+05
09/02/2006 16:00	3,48E+06	2,14E+06	1,32E+06	1,18E+06	1,35E+06	4,04E+05
09/02/2006 17:00	3,45E+06	2,12E+06	1,31E+06	1,17E+06	1,34E+06	4,02E+05
09/02/2006 18:00	5,13E+06	3,16E+06	1,95E+06	1,74E+06	2,00E+06	5,97E+05
09/02/2006 19:00	5,57E+06	3,43E+06	2,12E+06	1,89E+06	2,17E+06	6,48E+05
09/02/2006 20:00	5,36E+06	3,30E+06	2,04E+06	1,82E+06	2,09E+06	6,24E+05
09/02/2006 21:00	5,96E+06	3,67E+06	2,26E+06	2,02E+06	2,32E+06	6,94E+05
09/02/2006 22:00	5,89E+06	3,63E+06	2,24E+06	2,00E+06	2,29E+06	6,85E+05
09/02/2006 23:00	4,99E+06	3,07E+06	1,90E+06	1,69E+06	1,94E+06	5,81E+05
10/02/2006 00:00	5,32E+06	3,27E+06	2,02E+06	1,80E+06	2,07E+06	6,19E+05

	concentration part.m^{-3}					
Date (en heure TU)	1.6 à 2 µm	2.0 à 3.0 µm	3.0 à 4.0µm	4.0 à 5.0 µm	5.0 à 7.5 µm	7.5 à 10 µm
09/02/2006 00:00	1,60E+05	4,87E+04	1,61E+04	7,03E+03	2,55E+03	1,23E+03
09/02/2006 01:00	1,39E+05	4,23E+04	1,40E+04	6,10E+03	2,22E+03	1,07E+03
09/02/2006 02:00	1,33E+05	4,04E+04	1,34E+04	5,83E+03	2,12E+03	1,02E+03
09/02/2006 03:00	1,50E+05	4,55E+04	1,51E+04	6,56E+03	2,38E+03	1,15E+03
09/02/2006 04:00	7,31E+04	2,22E+04	7,37E+03	3,21E+03	1,16E+03	5,60E+02
09/02/2006 05:00	1,20E+05	3,66E+04	1,21E+04	5,27E+03	1,91E+03	9,20E+02
09/02/2006 06:00	1,21E+05	3,68E+04	1,22E+04	5,30E+03	1,93E+03	9,26E+02
09/02/2006 07:00	1,32E+05	4,02E+04	1,33E+04	5,79E+03	2,10E+03	1,01E+03
09/02/2006 08:00	1,62E+05	4,94E+04	1,64E+04	7,12E+03	2,59E+03	1,24E+03
09/02/2006 09:00	2,06E+05	6,26E+04	2,07E+04	9,03E+03	3,28E+03	1,58E+03
09/02/2006 10:00	1,85E+05	5,62E+04	1,86E+04	8,11E+03	2,94E+03	1,42E+03
09/02/2006 11:00	1,93E+05	5,86E+04	1,94E+04	8,45E+03	3,07E+03	1,47E+03
09/02/2006 12:00	1,55E+05	4,70E+04	1,56E+04	6,78E+03	2,46E+03	1,18E+03
09/02/2006 13:00	9,77E+04	2,97E+04	9,84E+03	4,28E+03	1,56E+03	7,48E+02
09/02/2006 14:00	8,50E+04	2,59E+04	8,57E+03	3,73E+03	1,35E+03	6,51E+02
09/02/2006 15:00	8,93E+04	2,71E+04	8,99E+03	3,91E+03	1,42E+03	6,84E+02
09/02/2006 16:00	1,06E+05	3,23E+04	1,07E+04	4,65E+03	1,69E+03	8,13E+02
09/02/2006 17:00	1,05E+05	3,21E+04	1,06E+04	4,62E+03	1,68E+03	8,07E+02
09/02/2006 18:00	1,57E+05	4,77E+04	1,58E+04	6,87E+03	2,50E+03	1,20E+03
09/02/2006 19:00	1,70E+05	5,17E+04	1,71E+04	7,46E+03	2,71E+03	1,30E+03
09/02/2006 20:00	1,64E+05	4,98E+04	1,65E+04	7,18E+03	2,61E+03	1,25E+03
09/02/2006 21:00	1,82E+05	5,54E+04	1,83E+04	7,98E+03	2,90E+03	1,39E+03
09/02/2006 22:00	1,80E+05	5,47E+04	1,81E+04	7,89E+03	2,87E+03	1,38E+03
09/02/2006 23:00	1,53E+05	4,64E+04	1,54E+04	6,69E+03	2,43E+03	1,17E+03
10/02/2006 00:00	1,62E+05	4,94E+04	1,64E+04	7,12E+03	2,59E+03	1,24E+03

Tableau 42 : concentration extérieure calculée à partir des données Airparif

Dans le paragraphe suivant, nous ne travaillerons, dans un premier temps, qu'avec la valeur calculée le 9 février 2006 à 01h TU (soit 02h en heure locale), afin de déterminer les constantes de dépôt des particules dans la gare. Une analyse critique sera faite ensuite sur ces calculs de la concentration extérieure.

- Constantes de dépôt

Afin de déterminer les constantes de dépôt, des calculs ont été effectués à partir des mesures de décroissance des concentrations en particules observées lors de la première expérimentation de nuit en gare Magenta. Ils consistaient à trouver une solution de l'équation (68) donnant la même évolution de décroissance que celle mesurée.

Lors de la décroissance des concentrations en particules, nous étions dans le cas où il n'y avait ni source (pas de circulation ferroviaire) ni ventilation mécanique. En revanche, nous avons considéré qu'il était possible qu'il y ait des échanges d'air dus à la ventilation naturelle. L'équation (69) s'écrit alors :

$$\frac{dC_i(t)}{dt} = f\lambda_{nat}C_{ext}(t) - (\lambda_{nat} + \lambda_d)C_i(t). \tag{70}$$

La solution de cette équation s'écrit sous la forme

$$C_i(t) = cst \times e^{-(\lambda_{nat}+\lambda_d)t} + \frac{\lambda_{nat}C_{ext}}{\lambda_{nat} + \lambda_d}. \tag{71}$$

C'est en faisant coïncider l'équation (71) et les mesures que l'on obtient les valeurs des taux de renouvellement d'air dû à la ventilation naturelle la nuit et des constantes de dépôt. Pour cela, on considère que la concentration extérieure est constante durant la décroissance en concentration dans la gare et égale aux valeurs du 9 février 2006 à 01h.

Les valeurs des constantes de dépôt pour chaque classe de taille de particules sont les suivants :

tailles	**C_{ext} (part.m^{-3})**	**λ_{nat} (s^{-1})**	**λ_{nat} (h^{-1})**	**λ_d (s^{-1})**	**λ_d (h^{-1})**
0.3 à 0.4 µm	4557169.17	0.0105	37.6902	-0.0091	-32.6414
0.4 à 0.5 µm	2803930.93	0.0037	13.1689	-0.0023	-8.2238
0.5 à 0.65 µm	1731370.78	0.0029	10.4397	-0.0016	-5.7632
0.65 à 0.8 µm	1545422.90	0.0019	6.7139	-0.0006	-2.2970
0.8 à 1.0 µm	1773073.97	0.0013	4.6418	0.0001	0.1959
1.0 à 1.6 µm	530185.17	0.0021	7.5138	-0.0006	-2.2003
1.6 à 2 µm	139165.69	0.0069	24.8568	-0.0051	-18.3479
2.0 à 3.0 µm	42324.18	0.0214	77.1067	-0.0196	-70.6247
3.0 à 4.0µm	14022.06	0.0053	18.9281	-0.0038	-13.7591
4.0 à 5.0 µm	6102.67	0.0064	23.2126	-0.0047	-17.0153

Tableau 43: valeurs des constantes de dépôt et taux de renouvellement d'air

Comme nous le verrons plus tard, les constantes de dépôt ainsi que les taux de renouvellement calculés ici sont sujets à critique. Nous les détaillerons dans la partie suivante.

V.1.3. Commentaires sur les données d'entrée

Les données d'entrée du modèle ont été obtenues soit par des calculs soit via des données SNCF. On va voir dans ce paragraphe que la validité de la plupart d'entre elles est discutable.

V.1.3.1. Ventilation mécanique et naturelle

Les données concernant la ventilation mécanique ont été obtenues à partir des documents détaillant le dimensionnement du réseau de ventilation de la gare Magenta lors de sa construction. Pour notre étude, nous nous sommes servis des débits théoriques des ventilateurs de chaque puits de ventilation pouvant influencer le renouvellement de l'air dans la gare. Nous pouvons considérer ces valeurs comme valides pour la réalisation d'un modèle global comme celui que nous avons essayé de faire. Pour un modèle plus précis, il conviendrait de vérifier que ces débits théoriques sont bien les débits réels.

En revanche, en ce qui concerne la ventilation naturelle l'incertitude est beaucoup plus grande. Pour le modèle, nous avons considéré deux cas pour lesquels la ventilation naturelle contribue différemment au renouvellement de l'air dans la gare.
Tout d'abord, dans le cas où la ventilation mécanique de la gare est en fonctionnement, nous avons considéré que la ventilation naturelle permettait la conservation des débits et était de l'ordre de 50 $m^3.s^{-1}$. En fonctionnement normal de la ventilation mécanique, la ventilation naturelle contribuerait donc pour quasiment 1/3 du débit d'insufflation dans la gare, ce qui semble relativement important.
Dans le deuxième cas, nous avons évalué le taux de renouvellement d'air dû à la ventilation naturelle en l'absence complète de ventilation mécanique. Les calculs donnent des valeurs de taux de renouvellement compris environ entre 5 (soit 117 $m^3.s^{-1}$) et 37 $vol.h^{-1}$ (soit 869 $m^3.s^{-1}$) selon les tailles de particules étudiées. En plus d'obtenir, dans certains cas, des valeurs très élevées, c'est la variation du taux de renouvellement d'air avec la taille des particules qui ne semble pas logique.

L'évaluation de la ventilation naturelle dans la gare semble donc difficile avec les données actuelles.

V.1.3.2. Réévaluation des constantes de dépôt

En ce qui concerne les constantes de dépôt des particules calculées à partir des mesures de nuit, la première observation est que ces calculs nous donnent des constantes de dépôt négatives. Ceci signifierait que la nuit, en l'absence de ventilation mécanique, les concentrations en particules diminuent alors que les constantes de dépôt calculées montrent qu'il y a de la remise en suspension. Nous avons donc là une énorme contradiction.

Il faut donc réévaluer ces constantes de dépôt. Deux méthodes décrites ci-dessous peuvent être utilisées : en évaluant la vitesse de dépôt d'après la littérature ou en considérant une autre concentration extérieure.

- Par l'évaluation de la vitesse de dépôt

Une autre façon d'estimer les constantes de dépôt est d'utiliser la formule la liant à la vitesse de dépôt : $\lambda_d = V_d \times \frac{Surface}{Volume}$, où λ_d est la constante de dépôt, V_d la vitesse de dépôt et le rapport Surface/Volume est le rapport de la surface totale des parois de la gare sur le volume de la gare. Le concept de vitesse de dépôt est souvent utilisé dans le bâtiment et a donc fait l'objet de beaucoup de recherches.

Nous avons donc évalué le rapport Surface/Volume dans le cas de la gare afin de vérifier si nous étions dans les ordres de grandeurs de ce qu'on observe dans le bâtiment, pour utiliser ensuite des valeurs de vitesses de dépôt de la littérature pour évaluer les constantes de dépôt pour le cas de notre gare.

En considérant la gare comme un parallélépipède de 228 m de long, 53 m de large et 7 m de haut, nous avons donc une surface totale d'environ 28 102 m^2 et un volume de 84 588m^3, ce qui nous donne un rapport Surface/Volume d'environ 0,3 m^{-1}. Or, d'après la littérature (Denes, 2007), le rapport Surface/Volume généralement obtenu dans le cas de mesures en modèle réel est compris entre 2 et 3.

La différence entre les rapports Surface/Volume de la littérature et celui de notre gare rend donc délicate l'évaluation des constantes de dépôt en utilisant des vitesses de dépôt de la littérature, ce qui nous contraint à réévaluer les constantes de dépôt par nos mesures de décroissance en concentrations.

- En considérant une autre concentration extérieure

On a vu précédemment qu'en l'absence de mesure granulométrique de la concentration extérieure en particules, celle-ci a été estimée à partir des données PM_{10} d'Airparif puis converties en concentration en nombre pour différentes classes de tailles. Il s'avère que ces conversions ne sont pas très fiables car elles font appel à des hypothèses très simplificatrices (particules sphériques, de même densité, etc…).

Dans notre cas, on peut remarquer que les résultats des conversions obtenus donnent une concentration extérieure peu fiable. Par exemple, pour les particules comprises entre 0,30 et 0,40 µm, la concentration extérieure calculée est très faible par rapport à la concentration de fond mesurée : $C_{ext} = 4{,}56.10^6$ part.m^{-3} le 9/02 à 01h TU (soit 02h en heure locale) et $C_{fond} = 35.10^6$ part.m^{-3} au même moment. De ce fait, lorsqu'on calcule les constantes de dépôt en l'absence de sources dans la gare, le niveau trop faible de la concentration extérieure doit être compensé par une pseudo-source pour obtenir une concentration égale à C_{fond}. Cette pseudo-source peut être de la remise en suspension, d'où les constantes de dépôt négatives obtenues dans le paragraphe précédent (V.1.2.2).

Supposant que notre calcul de Cext n'était pas fiable, nous avons donc considéré la concentration de fond comme concentration extérieure. Notons au passage, que ce cas représente ce que l'on peut observer sur les mesures, la nuit, puisque la concentration de fond dans la gare équivaut à peu près au niveau de fond urbain.

Le Tableau 44 présente les constantes de dépôt obtenues avec cette nouvelle hypothèse.

tailles	**C_{ext} (part.m^{-3})**	**λ_{nat} (s^{-1})**	**λ_{nat} (h^{-1})**	**λ_d (s^{-1})**	**λ_d (h^{-1})**
0.3 à 0.4 µm	35356000	0.0013	4.8580	0.0001	0.1908
0.4 à 0.5 µm	8234000	0.0012	4.4844	0.0001	0.4607
0.5 à 0.65 µm	4830000	0.0010	3.7422	0.0003	0.9342
0.65 à 0.8 µm	2610000	0.0011	3.9754	0.0001	0.4415
0.8 à 1.0 µm	1725000	0.0013	4.7712	0.0000	0.0666
1.0 à 1.6 µm	815000	0.0014	4.8880	0.0001	0.4255
1.6 à 2 µm	508000	0.0019	6.8095	-0.0001	-0.3006
2.0 à 3.0 µm	545000	0.0017	5.9880	0.0001	0.4939
3.0 à 4.0µm	51000	0.0014	5.2041	0.0000	-0.0351
4.0 à 5.0 µm	26000	0.0015	5.4484	0.0002	0.7489

Tableau 44: valeurs des constantes de dépôt et taux de renouvellement d'air

Comme on peut le constater, dans ce cas, nous obtenons des constantes de dépôt relativement plus plausibles que précédemment (malgré les deux valeurs négatives pour les particules

comprises entre 1,6 et 2,0 µm puis 3,0 et 4,0 µm). De même, les valeurs des taux de renouvellement d'air ne varient plus autant avec les tailles des particules mais ils restent encore relativement important pour de la ventilation naturelle (environ entre 87 et 188 $m^3.s^{-1}$).
L'étude des évolutions des constantes de dépôt en fonction des tailles de particules montre généralement une même tendance quel que soit le type de revêtement étudié. Ainsi, Limam (Limam, 2006) fait référence à diverses études montrant que les constantes de dépôt, bien qu'obtenues à partir d'expérimentations très différentes, ont quasiment toutes une évolution en "V" : diminution des constantes lors de l'augmentation de la taille des particules pour les particules inférieures à 0,3µm puis augmentation des constantes avec l'augmentation de la taille des particules pour les particules supérieures à 0,3 µm, comme on peut le voir sur la Figure 98).

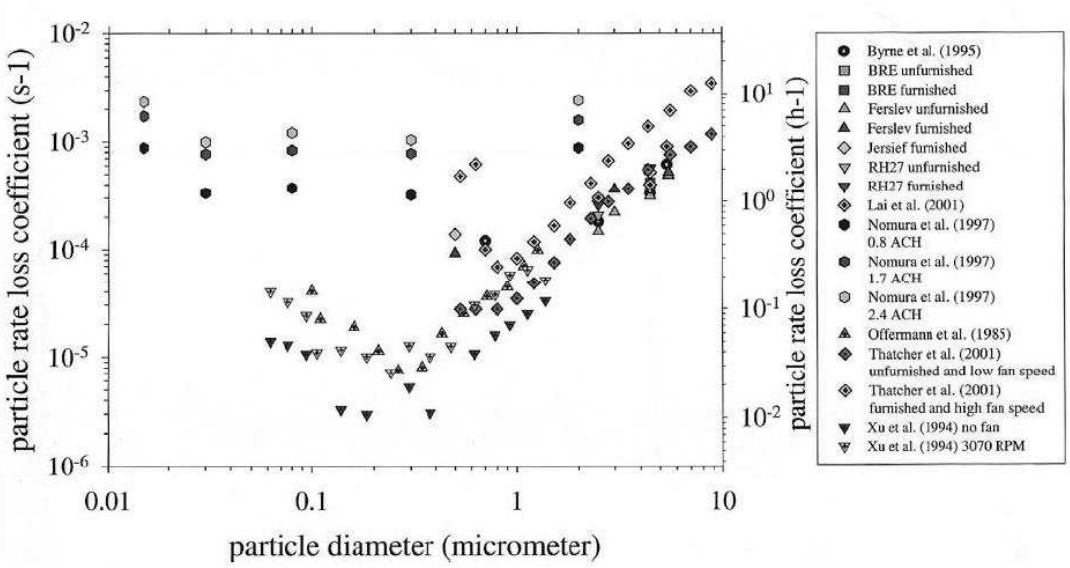


Figure 98 : constantes de dépôt dans des enceintes échelle 1 ou des maisons

Si on étudie l'évolution de nos constantes de dépôt en fonction du diamètre des particules (Figure 99), on se rend compte qu'on ne retrouve pas ici le type d'évolution que l'on peut observer en air intérieur pour des études réalisées dans des enceintes à l'échelle 1 ou des maisons (Limam, 2006).

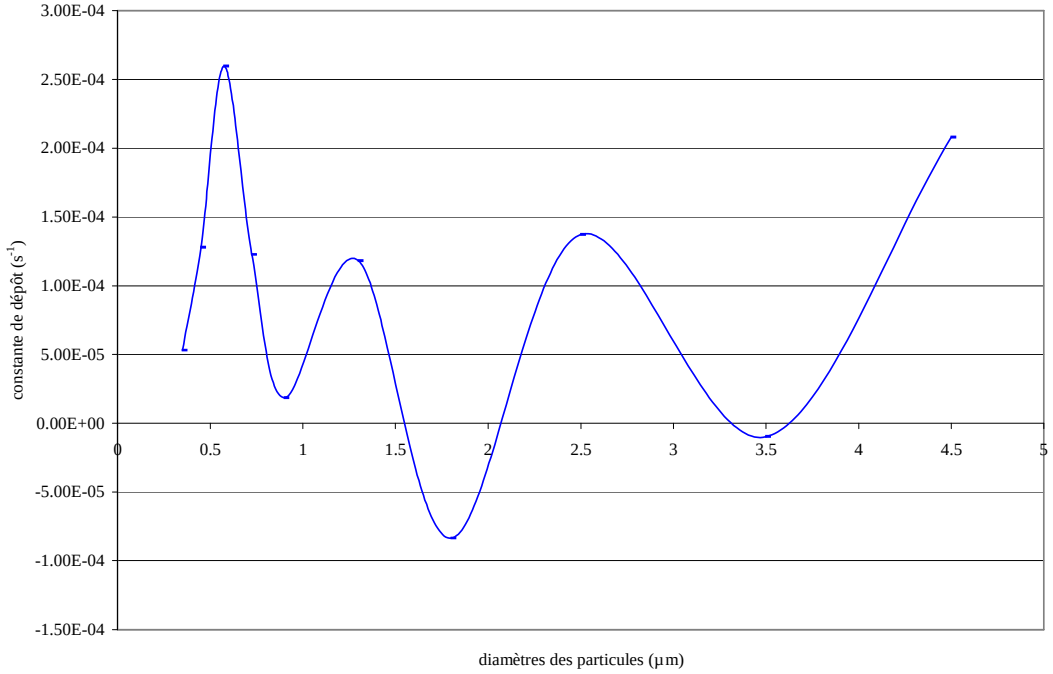


Figure 99 : constantes de dépôt en fonction du diamètre des particules

Bien qu'il soit très difficile de comparer les données provenant de la littérature avec celles provenant de nos travaux du fait de la différence du volume étudié, on note tout de même que nous ne retrouvons pas l'augmentation qui caractérise l'évolution des constantes de dépôt pour des particules supérieures à 0,30 µm dans le cas de la gare. De plus, les valeurs obtenues peuvent paraître relativement faibles surtout pour les grosses particules. Des essais en cellule test avec un échantillon du revêtement de la gare Magenta ont été envisagés afin de vérifier ces constantes de dépôt. Ce revêtement étant maintenant relativement ancien (plus de 10 ans), il n'a pas été possible de retrouver rapidement ses caractéristiques et les essais n'ont pas été réalisés.

Enfin, nous avons évalué l'incertitude sur les valeurs de constantes de dépôt calculées précédemment. D'après El Hamdani (2008), cette incertitude peut être exprimée par la formule suivante : $E = \frac{\ln\left(\frac{1+\varepsilon}{1-\varepsilon}\right)}{(\lambda_r + \lambda_d)T}$. En l'appliquant à nos mesures, nous obtenons alors les résultats présentés dans le Tableau 45.

Tailles (µm)	0.3-0.4	0.4-0.5	0.5-0.65	0.65-0.8	0.8-1.0	1.0-1.6	1.6-2.0	2.0-3.0	3.0-4.0	4.0-5.0
E	0,018%	0,018%	0,019%	0,020%	0,018%	0,017%	0,014%	0,014%	0,017%	0,014%

Tableau 45 : incertitudes sur les constantes de dépôt

On voit ici que malgré les doutes sur l'estimation des constantes de dépôt, les incertitudes calculées ici sont relativement bonnes.

Malgré cela, les doutes relativement importants sur les données d'entrée de notre modèle nous ont conduits à ne pas aller plus loin dans le modèle et à essayer de comprendre un peu mieux quelles peuvent être les solutions à mettre en place pour pouvoir appliquer un modèle du type Nazaroff à une gare.

V.2. Explications des difficultés d'application au cas de la gare et perspectives

V.2.1. Hypothèses des difficultés d'application au cas de la gare

Comme on l'a vu précédemment, nous avons beaucoup d'incertitudes sur les données d'entrée du modèle que nous avons choisi d'appliquer à notre gare. Les incertitudes portant sur la concentration extérieure en particules peuvent être levées relativement facilement par la réalisation de mesure en différents points à l'extérieur de la gare.

En revanche, les incertitudes portant sur les autres paramètres semblent plus délicates à expliquer et à minimiser. En effet, la difficulté majeure de notre domaine d'étude est qu'il est caractérisé par un très grand volume dont on ne maîtrise pas les conditions aux limites.

De ce fait, comme on peut le voir, dans le chapitre précédent, sur les mesures de passages de rames réalisées de nuit, il est très difficile d'avoir des signaux reproductibles malgré l'attention prise pour effectuer des passages dans des conditions similaires. Il en découle alors des incertitudes sur l'évaluation des sources pour le modèle.

De plus, et c'est peut être le problème majeur, le fait d'avoir un aussi grand volume composé de nombreux accès vers d'autres niveaux de la gare et vers l'extérieur induit certainement une aéraulique assez particulière. Cette aéraulique est en l'état actuel assez mal connue. Ainsi l'influence de la ventilation naturelle, les différents courants d'air dus aux passages des trains ou aux différents accès de la gare, par exemple, n'ont pas été étudiés.

V.2.2. Perspectives

Dans l'avenir, afin de pouvoir effectuer une modélisation, même simple, des variations de concentrations en particules dans une gare souterraine, il conviendrait donc mieux définir ce domaine. Comme on l'a vu précédemment, l'aéraulique mérite d'être étudiée plus en détails. Il conviendrait donc de réaliser des mesures de débits d'air aux différents endroits stratégiques de la gare : puits de ventilation, tunnel, salles d'échange, etc…

En outre, et cela semble moins compliqué à mettre en place, des mesures de concentrations en particules à l'extérieur de la gare permettraient de mieux définir cette source.

Afin de mieux cerner les problèmes liés à la reproductibilité des mesures, il pourrait également être intéressant de réaliser des mesures sur de longues périodes (plusieurs semaines voire plusieurs mois) pour essayer de mettre en avant des paramètres influençant les concentrations en particules à l'intérieur de la gare. Cela permettrait éventuellement de préciser un peu plus le modèle et d'étudier l'introduction de ces paramètres.

Enfin, le modèle de Nazaroff, de part l'hypothèse d'homogénéité des concentrations qui a été invalidée par les mesures Lidar, n'est peut être pas le modèle le plus adapté à ce type d'espace. Il conviendrait donc d'envisager l'utilisation d'un autre type de modèle, plus fin qu'un modèle à une zone.

V.3. Conclusion

Nous avons étudié dans ce chapitre la faisabilité d'appliquer un modèle du bâtiment au cas plus complexe d'une gare souterraine. Etant donné les mesures et connaissances en notre possession au moment où nous avons testé ce modèle, nous avons eu des difficultés à évaluer des données d'entrée relativement fiables.

A l'avenir en caractérisant plus finement l'aéraulique d'un tel domaine ainsi que les sources (extérieure et intérieures) pouvant influencer les concentrations en particules à l'intérieur du volume, il pourrait être possible de pousser plus loin cette étude de faisabilité. Le but serait, par la suite, de définir un modèle qui prendrait en compte un maximum de paramètres influençant les concentrations en particules afin de pouvoir faire des études permettant de voir sur lesquels il pourrait être intéressant de travailler pour réduire les concentrations en particules dans les gares souterraines.

Conclusion générale et perspectives

Le travail que nous avons mené a permis de montrer la complexité de l'étude de la pollution particulaire dans une gare souterraine. En effet, ce type d'enceinte présente de fortes particularités encore mal maîtrisées pouvant influencer les concentrations en particules : une aéraulique complexe de part les différents accès qu'elle comporte, mais aussi une multitude de sources agissant en même temps sur la qualité de l'air.

Néanmoins, nous avons vu, au cours du premier chapitre, que différentes études menées dans des gares souterraines européennes avaient pu démontrer que les concentrations massiques en particules étaient bien plus élevées qu'à l'extérieur, du fait de leur confinement. Elles ont également permis de mettre en avant une possible influence du trafic sur ces concentrations, celles-ci étant généralement plus élevées en semaine que le weekend ainsi qu'une nature chimique des particules très spécifique puisque beaucoup de composés métalliques sont retrouvés dans certaines enceintes. Enfin, nous avons également pu voir l'absence de réglementations en France pour ce type de volume compensée pour l'instant par des valeurs guides.

Dans le troisième chapitre, nous avons étudié les concentrations en particules durant plus d'une semaine d'exploitation et avons testé la faisabilité de mesure Lidar en gare. Cette campagne de mesure nous a permis de montrer, d'un point de vue sanitaire, la prépondérance en gare de particules très fines, inférieures à 0,3 µm, durant toute la durée des mesures même si on note un apport non négligeable de grosses particules durant la circulation commerciale. D'un point de vue chimique, on a pu observer une composition différente entre les particules fines et les grosses particules, les particules fines étant principalement composées de poussières minérales et de matières organiques, alors que les grosses particules sont composées essentiellement de poussières minérales. Nous avons également pu mettre en évidence une production directe de carbone suie par le matériel de freinage et probablement du contact pantographe/caténaire.
Cette campagne de mesures nous a permis de tester pour la première fois en milieu fermé la technique Lidar et de mettre en avant les difficultés de mise en œuvre de ce type de mesures

en gare. En effet, cet environnement relativement particulier présente de nombreux obstacles à la propagation du faisceau comme les panneaux de signalisation, les voyageurs ou les trains. Cela étant nous avons tout de même pu analyser une partie des signaux Lidar. Ceci nous a permis tout d'abord d'observer une certaine variation des signaux Lidar pouvant être le signe d'une hétérogénéité des concentrations sur le trajet du faisceau laser. Nous avons également pu aboutir à une répartition des concentrations massiques lors de tirs en tunnel mettant en évidence cette hétérogénéité ainsi qu'une structure particulière en particules. Ce type de mesures pourrait être poursuivi en ciblant par exemple certaines périodes (début et fin de circulation commerciale) pour mieux appréhender le transport des particules.

Dans un quatrième chapitre, nous avons étudié l'influence de trois sources sur les variations de concentrations. Ainsi, nous avons vu que durant une nuit, l'arrêt puis la remise en route de la ventilation ne semblaient pas influencer les concentrations en particules. En revanche, malgré des problèmes de pollution de nos mesures par des essais sécurité incendie, nous avons vu que la présence de voyageurs sur les quais pouvait engendrer de la remise en suspension d'autant plus grande que le nombre de voyageurs est important. De même, nous avons pu montrer que les passages de trains entraînaient une augmentation des concentrations en particules. Il semblerait que ceux effectués avec freinage produiraient un apport plus important que ceux effectués sans arrêt. Il convient tout de même de rester prudent sur ces résultats dans la mesure où nous avons pu observer qu'il était très difficile d'obtenir des signaux reproductibles. De plus, la durée de mesure disponible de nuit dans une gare étant assez courte, il n'est pas possible de multiplier les passages durant une même nuit afin d'avoir un nombre significatif d'évènements. Les essais que nous avons effectués donnent cependant une tendance.

Enfin dans un dernier chapitre, nous avons étudié la faisabilité d'un modèle permettant de calculer les concentrations dans un volume représentant la gare. Le modèle utilisé est un modèle appliqué au cas du bâtiment. L'adaptation que nous avons voulu faire au cas d'une gare a permis de mettre en évidence toute la complexité d'une gare souterraine. En effet, de part son volume important et son architecture (multitudes d'accès et de niveaux), une gare souterraine présente certainement une aéraulique relativement particulière encore mal étudiée et connue pour l'instant. Dans la mesure où les conditions aux limites (débits d'air en entrée et sortie, concentrations extérieures en particules) ne sont là aussi pas bien maîtrisées, l'application d'un tel modèle, même très simple, devient très compliquée.

Dans l'avenir, dans la mesure où il semble que les instances gouvernementales désirent s'impliquer dans l'amélioration de la qualité de l'air dans les réseaux souterrains, il me semble nécessaire de poursuivre ce type d'études. En ce sens, la connaissance des sources peut être approfondie par divers essais. Certaines sources comme le freinage, le contact pantographe/caténaire peuvent faire l'objet de mesures adaptées sur banc d'essais. Des essais sur une plus longue période peuvent également être réalisés sur la ventilation afin d'étudier son influence en fonction des régimes des ventilateurs par exemple. En parallèle, des études épidémiologiques pourraient permettre d'évaluer l'impact sur la santé de chaque constituant des particules en fonction aussi de leurs tailles. En travaillant avec les constructeurs, cela permettrait éventuellement de mettre en évidence des composés dont la concentration pourrait être diminuée voire supprimée, sans oublier bien entendu que ceux-ci doivent également tenir compte de contraintes telles que le bruit ou la fatigue des composants dans le choix de leur matériau.
Enfin, afin de mieux comprendre le transport des particules dans les gares et ainsi d'envisager des solutions de réduction adaptées, il serait opportun de contraindre la mise en place d'un modèle par des mesures Lidar plus ciblées et couplées à des observations en gare plus fines, la réalisation d'un tel modèle nécessitant de mieux comprendre en amont l'aéraulique de la gare.

A mon avis, actuellement, le Lidar semble être un outil très intéressant pour la compréhension de la pollution particulaire dans les gares souterraines et le développement d'un instrument plus adapté à ce type de milieu permettrait à l'avenir d'en faire également un outil de surveillance de la qualité de l'air mais aussi de la sécurité incendie par rapport à la détection de feux. Il me semble donc intéressant de continuer à travailler dans ce sens mais sans perdre de vue que le travail sur la connaissance de chaque source doit être poursuivi. Car pour mieux gérer les sources de particules en gare, il faut avant tout les comprendre et les connaître.

Bibliographie

[1] AARNIO P, YLI-TUOMI T, KOUSA A, MÄKELÄ T, HIRSIKKO A, HÄMERI K, RÄISÄNEN M, HILLAMO R, KOSKENTALO T, JANTUNEN M, "The concentration and composition of and exposure to fine particles ($PM_{2.5}$) in the Helsinki subway system", Atmospheric Environment, mai 2005

[2] ABADIE M, "Contribution à l'étude de la pollution particulaire : rôle des parois, rôle de la ventilation", thèse soutenue à l'Université de La Rochelle, septembre 2000

[3] ABADIE M, "Particle pollution in the French high-speed train (TGV) smoker cars : measurement and prediction of passengers exposure", Atmospheric Environment, février 2004

[4] ALLOUL MARMOR L, "Réentraînement par écoulement d'air d'une contamination particulaire déposée sur une surface. Application au cas d'un tas de poudre.", thèse soutenue à l'Université de Paris XII, avril 2002

[5] BALACEY JF "Etude de la qualité de l'air en gare Magenta (RER E). Mesures d'octobre 2000", AEF-L R 01021/00 L3-159, avril 2001

[6] BALACEY JF, "Typologie des gares souterraines de l'Ile de France. Grille de classement a priori des émissions particulaires", AEF-LR 02064/01 L-285, mars 2002

[7] BALACEY JF, "Typologie de neuf gares souterraines et mixtes des lignes RER SNCF de l'Ile de France", AEF-LR 03098/01 L-285, avril 2003

[8] BALACEY JF, "Bilan des travaux SNCF sur la qualité de l'air des gares souterraines et mixtes, des programmes d'action 2001-2003 et 2004-2006", avril 2005

[9] BALACEY JF, "Rapport des mesures d'obtention des données d'entrée", rapport DOC001142 du projet de recherche Optimisation de l'exploitation de la ventilation en gare souterraine", SNCF, octobre 2005

[10] BALACEY JF, "Connaissance détaillée des systèmes de ventilation de neuf gares souterraines et mixtes SNCF de l'Ile de France et hiérarchie des gares à traiter", rapport DOC001098 du projet de recherche Optimisation de l'exploitation de la ventilation en gare souterraine", SNCF, juin 2005

[11] BOUILLY J, "Etude de l'impact de la pollution particulaire sur la qualité de l'air intérieur en site urbain", thèse soutenue à l'Université de La Rochelle, décembre 2003

[12] CHAZETTE P, DAVID C, LEFRÈRE J, GODIN S, PELON J, MÉGIE G, “Comparative lidar study of the optical, geometrical, and dynamical properties of stratospheric postvolcanic aerosols, following the eruption of El Chichon and Mount Pinatubo”, Journal of Geophysical Research 100 (D11), 23195–23207, 1995

[13] CHAZETTE P, “Etude de l’aérosol atmosphérique. Une approche multi-instrumentée de l’observation au sol à l’observation depuis l’espace”, Habilitation à Dirriger des Recherches, juin 2002

[14] CHAZETTE P, “Aérosol anthropique : impact climatique et environnemental”, Techniques de l’ingénieur, article R21, octobre 2004

[15] CHAZETTE P, SANAK J, DULAC F, “ New Approach for Aerosol Profiling with a Lidar Onboard an Ultralight Aircraft: Application to the African Monsoon Multidisciplinary Analysis ”, Environ. Sci. Technol., 41, 8335–8341, 2007

[16] CORNILLAUT J, Techniques de l’Ingénieur, “Lidar de détection de pollution”, article E4315, août 1997

[17] DAVAL C, “Caractérisation des semelles de frein vis à vis du passage du courant de signalisation”, AEF-LR 00016/99 L3-110, mai 2001

[18] DENES T, “Contribution expérimentale et numérique à l’étude du dépôt des particules fines dans les cavités ventilées”, thèse soutenue à l’Université de La Rochelle, décembre 2007

[19] EL HAMDANI S, LIMAM K, ABADIE M.O, BENDOU A, “Deposition of fine particles on building internal surfaces”, Atmospheric Environment, article soumis en 2008

[20] FLAMANT P.H, “Lidar météorologique. Télédétection active de l’atmosphère”, cours du DESS Qualité de l’Air et Lutte contre le Bruit, octobre 2003

[21] FRIEDLANDER S.K, “Smoke, dust and haze. Fundamentals of aerosol dynamics”, Oxford University Press, 2000

[22] GOMES CAS, HU B, FREIHAUT JD, “Resuspension of allergen-containing particles under mechanical and aerodynamic forces from human walking. Introduction to an experimental controlled methodology”, avril 2005

[23] HAMONOU E, CHAZETTE P, PAPAYANNIS A, BALIS D, MARENCO F, SANTACESARIA V, ANCELLET G, “Ground-based measurements of Saharan dust optical properties in the frame of the European MEDUSE Project”, Journal of Aerosol Sciences, Vol 28, Suppl 1, 1997

[24] INRS, “Aide mémoire jurdique. Aération et assainissement des lieux de travail”, novembre 2004

[25] JOHANSSON C, JOHANSSON PA, “Particulate matter in the underground of Stockholm”, Atmospheric Environment, octobre 2002

[26] JONES AP, “Indoor air quality and health”, Atmospheric Environment, mai 1999

[27] KLETT JD., “Stable analytical inversion solution for processing lidar returns”, Appl. Opt., 20, 211–220, 1981

[28] KOUTRAKIS P., BRIGGS S.L.K., LEADERER, B.P., “Source Apportionment of Indoor Aerosols in Suffolk and Onondaga Counties”, Environment Science Technology, Vol. 26, pp. 521-527, 1992

[29] KOVALEV V.A, EICHINGER W.E, “Elastic Lidar. Theory, Practice and analysis methods”, Wiley Interscience, 2004

[30] LIMAM K, “Etude du transport des particules à l’intérieur des locaux”, Primequal II 2004-2006, 2006

[31] MENUT L, FLAMANT C, PELON J, FLAMANT PH, “Urban boundary layer height determination from lidar measurements over the Paris area”, Appl. Opt., Vol. 38, No. 6, 945-954, 1999

[32] NAZAROFF W.W, “Indoor particle dynamics”, Indoor Air, supplément 7, 2004

[33] PILLOT TOKAREK S, “Contribution à la maîtrise particulaire de l’air des stations du métro parisien”, thèse soutenue à l’Université de Savoie, décembre 2003

[34] RAUT JC, CHAZETTE P, “Retrieval of aerosol complex refractive index from a synergy between lidar, sunphotometer and in situ measurements during LISAIR experiment”, Atmospheric Chemistry and Physics, 7, 2797-2815, 2007

[35] RAUT JC, CHAZETTE P, FORTAIN A, “Lidar measurements of aerosols in an underground station”, ILRC, Boulder, 2008

[36] RENOUX A, BOULAUD D, “Les aérosols, physique et métrologie”, édition Lavoisier, 1998

[37] RENOUX A, BOULAUD D, “Physique des aérosols”, Techniques de l’ingénieur, article AF3612, janvier 2003

[38] RIPANUCCI G, GRANA M, VICENTINI L, MAGRINI A, BERGAMASCHI A, “Dust in the underground railway tunnels of an Italian town”, Journal of Occupational and Environmental Hygiene, 2006

[39] SAGAUT P, “Introduction à la simulation des grandes échelles pour les écoulements de fluide incompressible”, édition Springer, 1998

[40] SEINFELD J.H, PANDIS S.N, “Atmospheric chemistry and physics. From air pollution to climate change”, Wiley Interscience, 1998

[41] TESSIER D, “Modélisation de la dispersion de particules dans une station de métro”, rapport de DEA, Université de Valenciennes, décembre 2003

[42] THATCHER T.L., LAYTON D.W., “Deposition, Resuspension and Penetration of Particles within a Residence”, Atmospheric Environment, Vol. 29, pp. 1487-1497, 1995

Réglementations

[1]. Conseil de l’Union Européenne, Directive 1999/30/CE du Conseil du 22 avril 1999 relative à la fixation de valeurs limites pour l’anhydride sulfureux, le dioxyde d’azote et les oxydes d’azote, les particules et le plomb dans l’air ambiant.

[2]. Conseil Supérieur d’Hygiène Publique de France, section des milieux de vie. Avis relatif à l’élaboration de valeurs guides de qualité de l’air dans les enceintes ferroviaires souterraines du 3 mai 2001.

[3]. Conseil Supérieur d’Hygiène Publique de France, section des milieux de vie. Avis relatif à la qualité de l’air dans les enceintes ferroviaires souterraines du 10 octobre 2000.

[4]. Direction Régionale de l’Industrie, de la Recherche et de l’Envrionnement, “Qualité de l’air dans les enceintes ferroviaires souterraines ”, dossier de presse, mai 2002.

Sites internet

[1]. http://fr.wikipedia.org/wiki/Lidar

[2]. http://perso.wanadoo.fr/florent.brisou/Freinage%20organes.htm

[3]. http://fr.wikipedia.org/wiki/Z_22500

Annexe 1 : Mesures réalisées avec les autres compteurs de particules lors de la première expérimentation (ventilation)

Les Figure 100 à Figure 103 présentent les mesures obtenues avec le compteur optique placé à 1,10m lors de la première expérimentation de nuit.

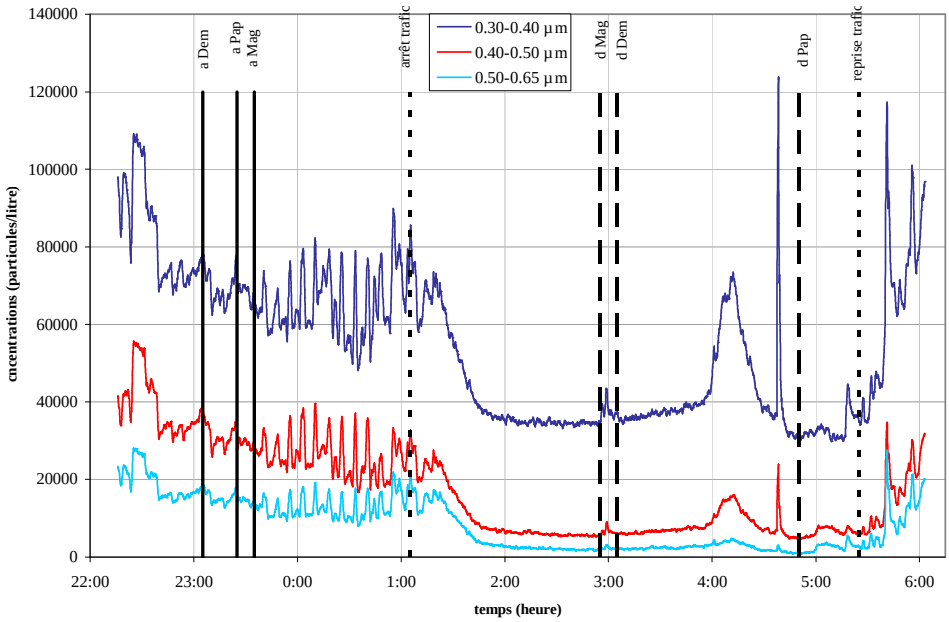


Figure 100 : variation des concentrations des particules comprises entre 0,30 et 0,65 µm

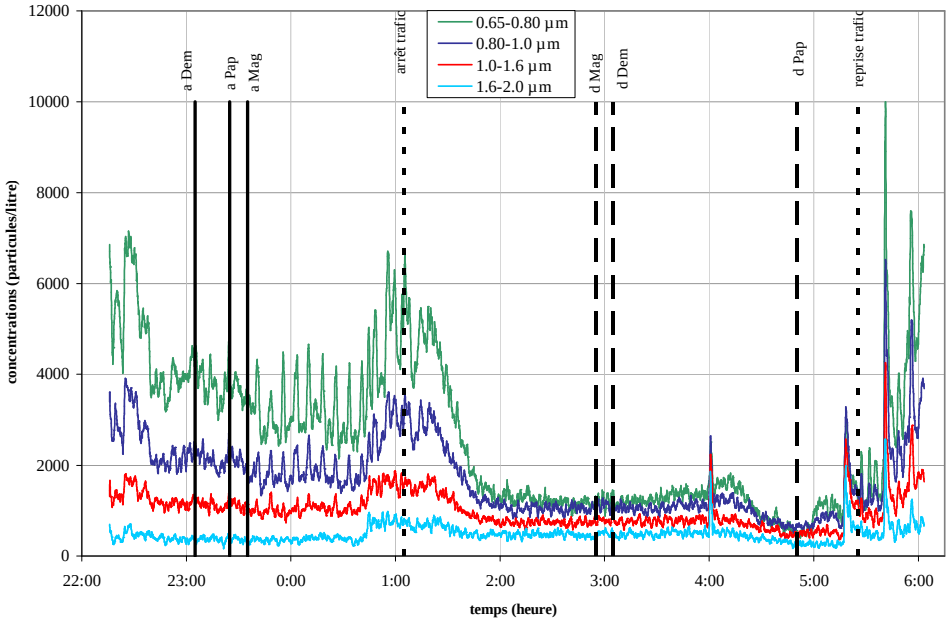


Figure 101 : variation des concentrations pour les particules comprises entre 0,65 et 2,0 µm

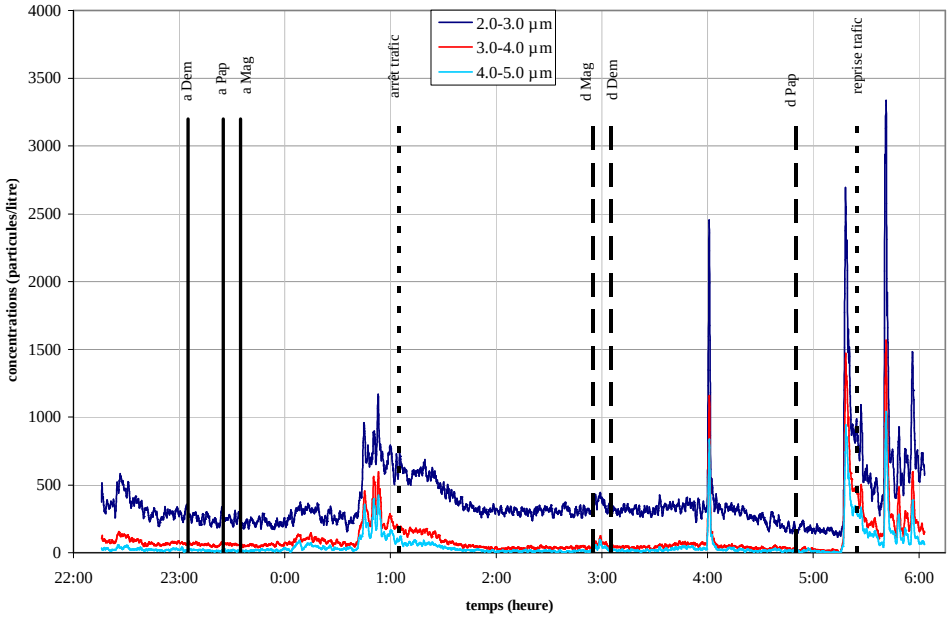


Figure 102 : variation des concentrations pour les particules comprises entre 2,0 et 5,0 µm

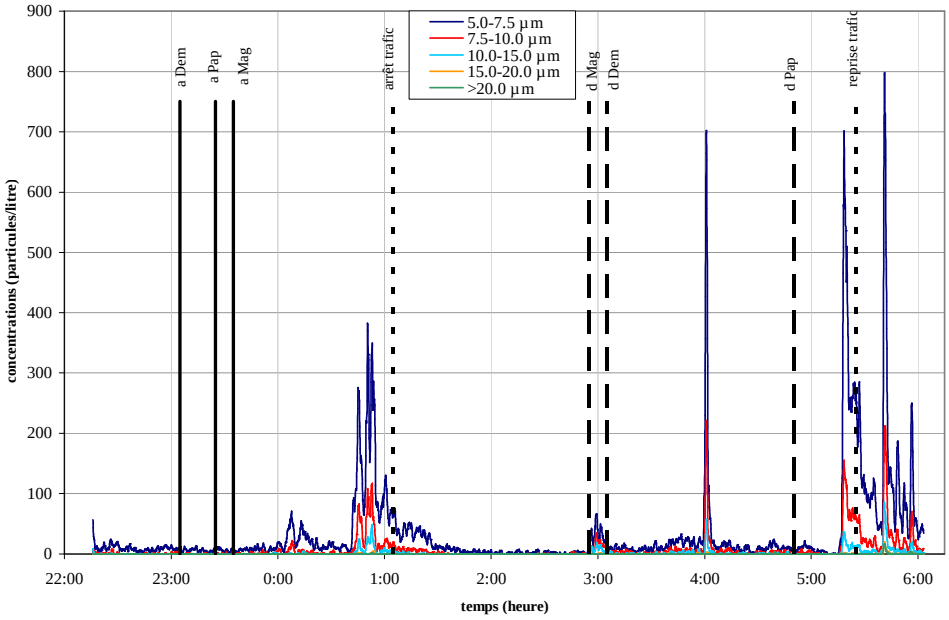


Figure 103 : variation des concentrations pour les particules comprises entre 5,0 et 20 µm

Les Figure 100 présentent les mesures obtenues avec le compteur optique placé à 0,50m lors de la première expérimentation de nuit.

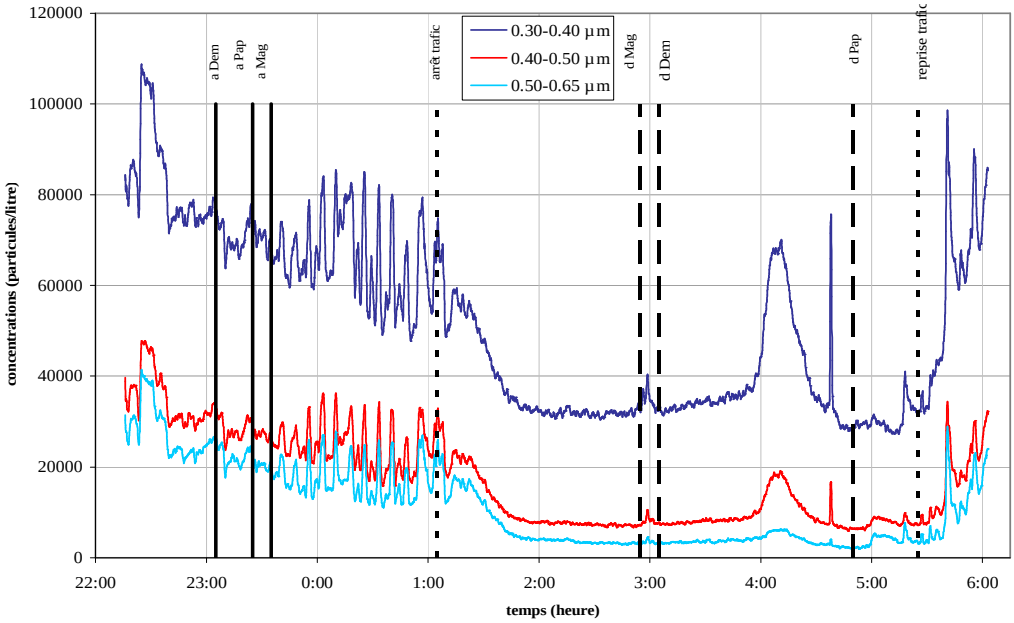


Figure 104 : variation des concentrations des particules comprises entre 0,30 et 0,65 µm

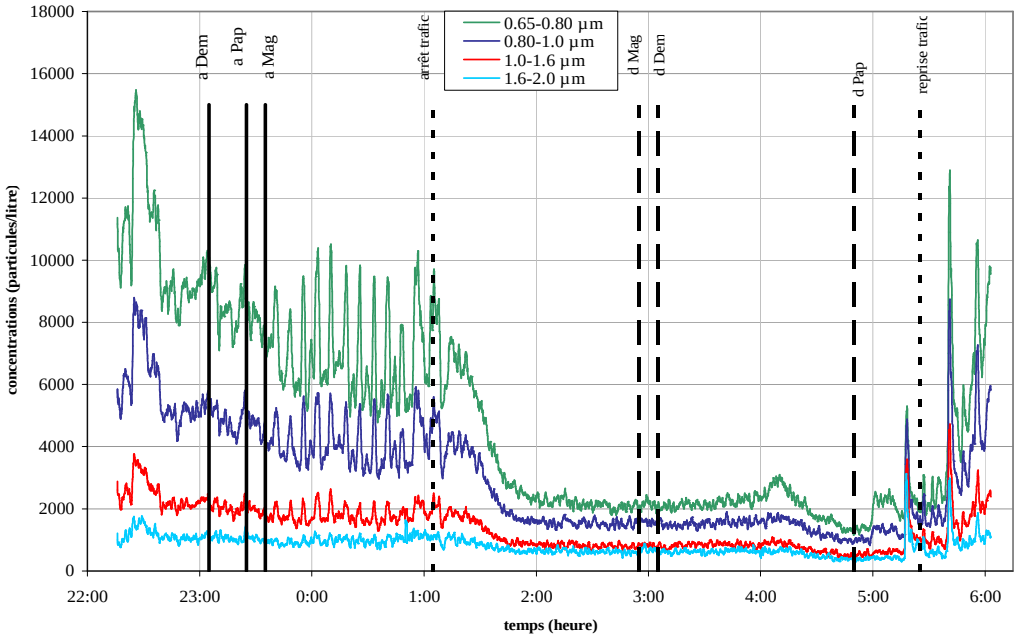


Figure 105 : variation des concentrations des particules comprises entre 0,65 et 2,0 µm

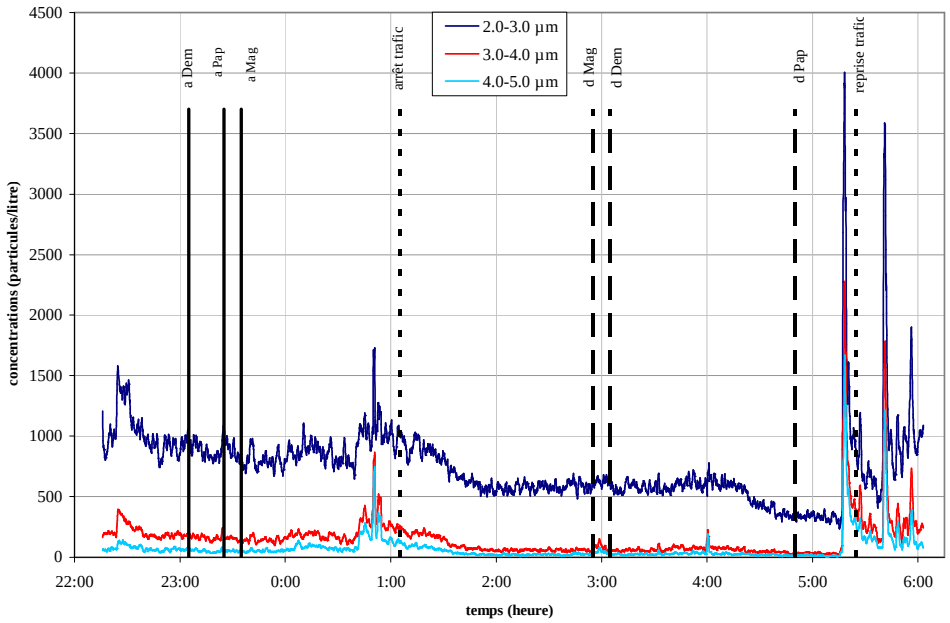


Figure 106 : variation des concentrations pour les particules comprises entre 2,0 et 5,0 µm

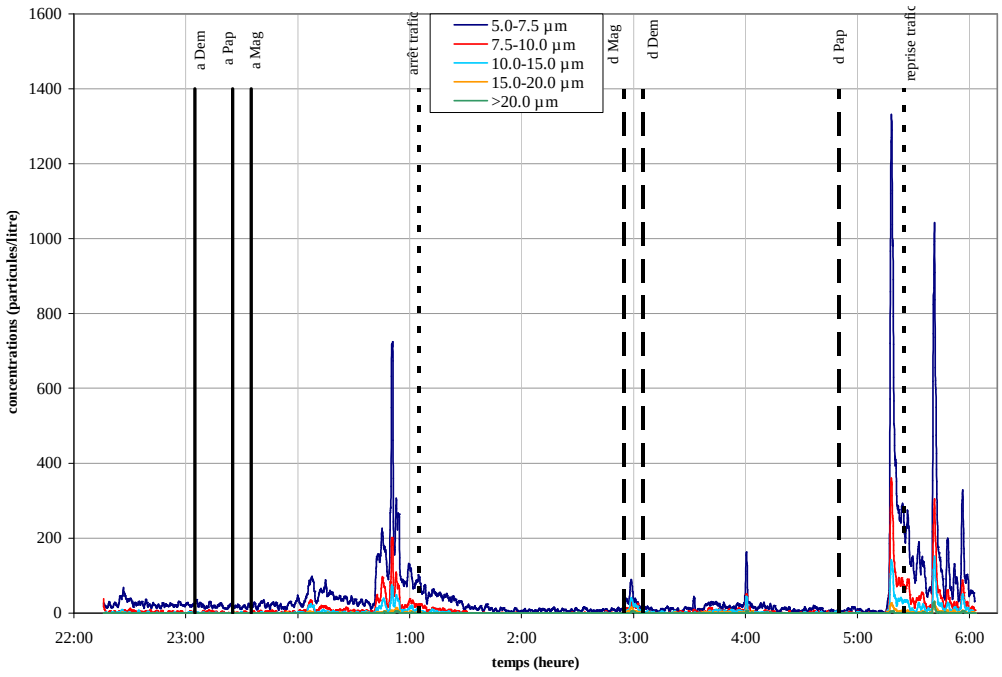


Figure 107 : variation des concentrations pour les particules comprises entre 5,0 et 20 µm

Annexe 2: Mesures réalisées avec les autres compteurs de particules lors de la troisième expérimentation (rames)

Les Figure 108 à Figure 112 présentent les mesures obtenues avec le compteur optique placé à 1,10m lors de la troisième expérimentation de nuit.

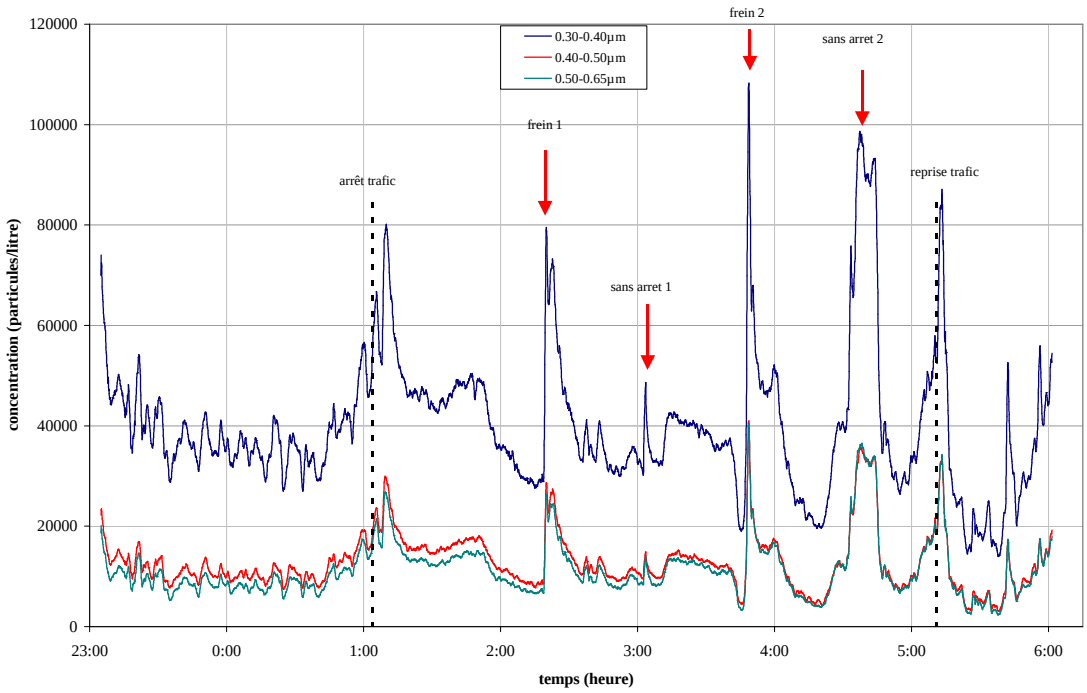


Figure 108 : variation des concentrations pour les particules comprises entre 0,30 et 0,65 µm

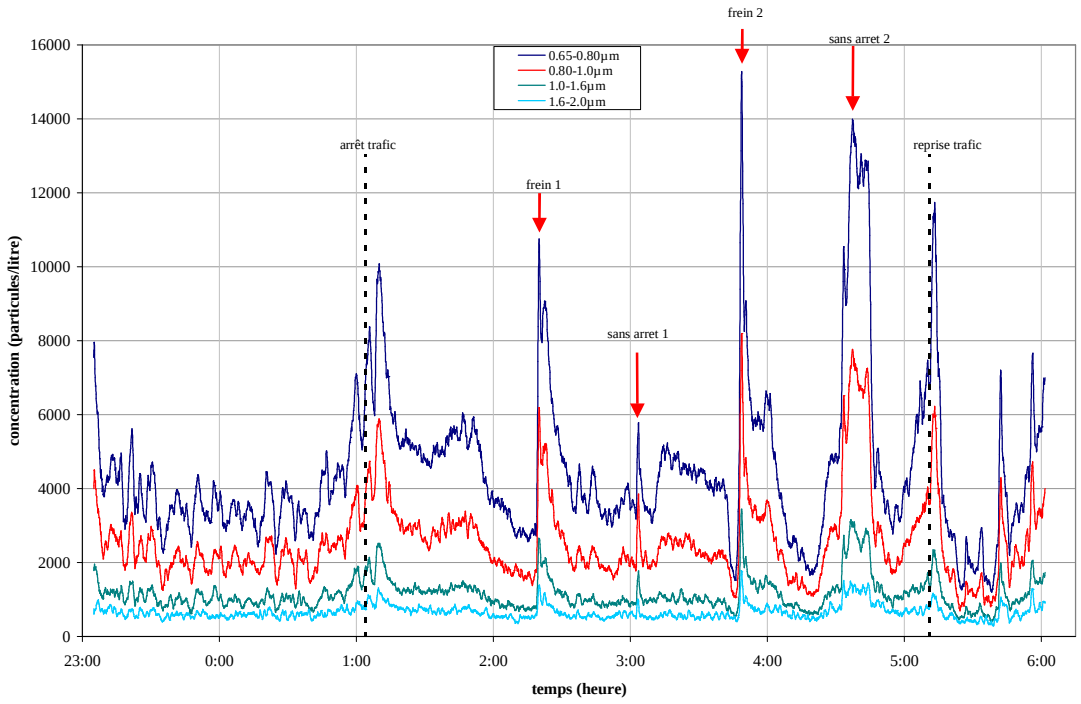


Figure 109 : variation des concentrations pour les particules comprises entre 0,65 et 2,0 µm

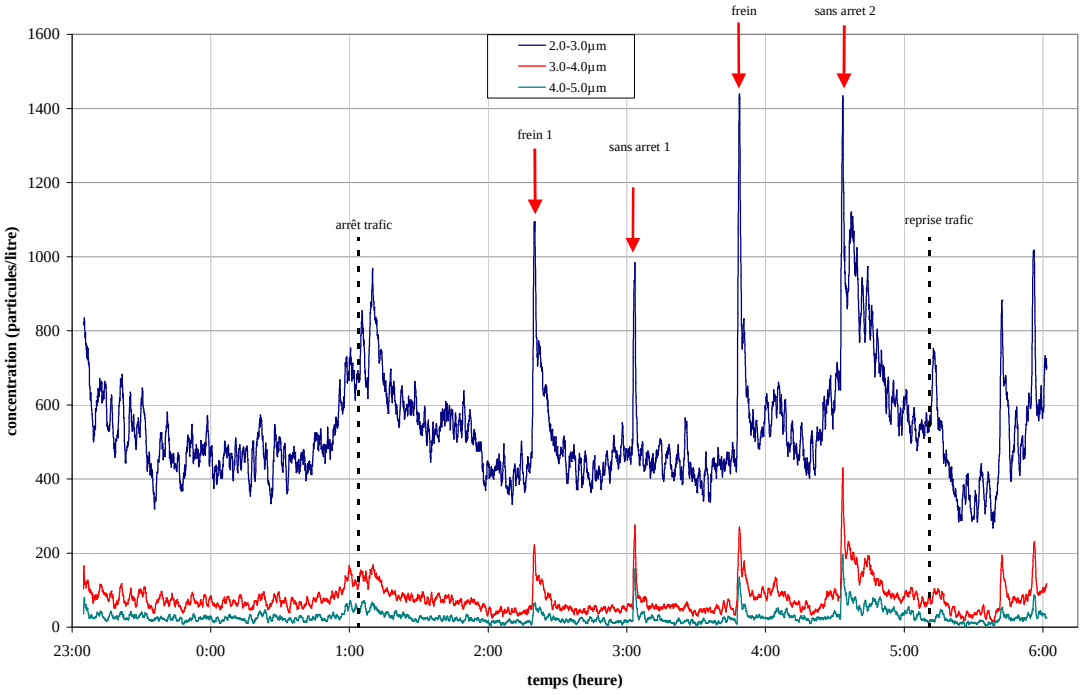


Figure 110 : variations des concentrations pour les particules comprises entre 2,0 et 5,0 µm

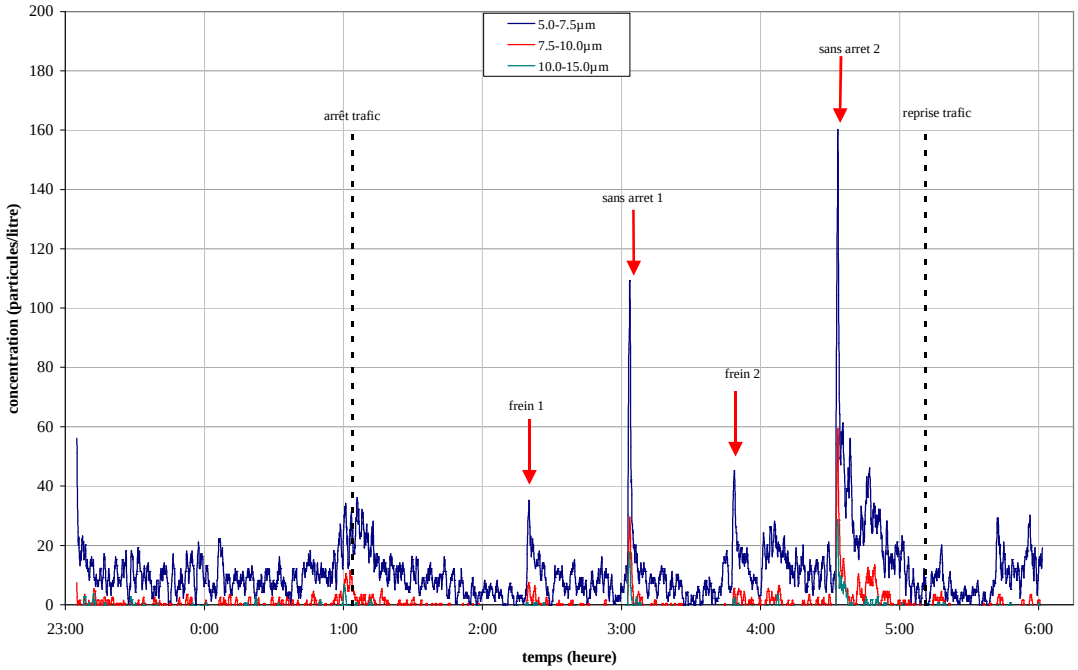


Figure 111 : variation des concentrations en particules comprises entre 5,0 et 15 µm

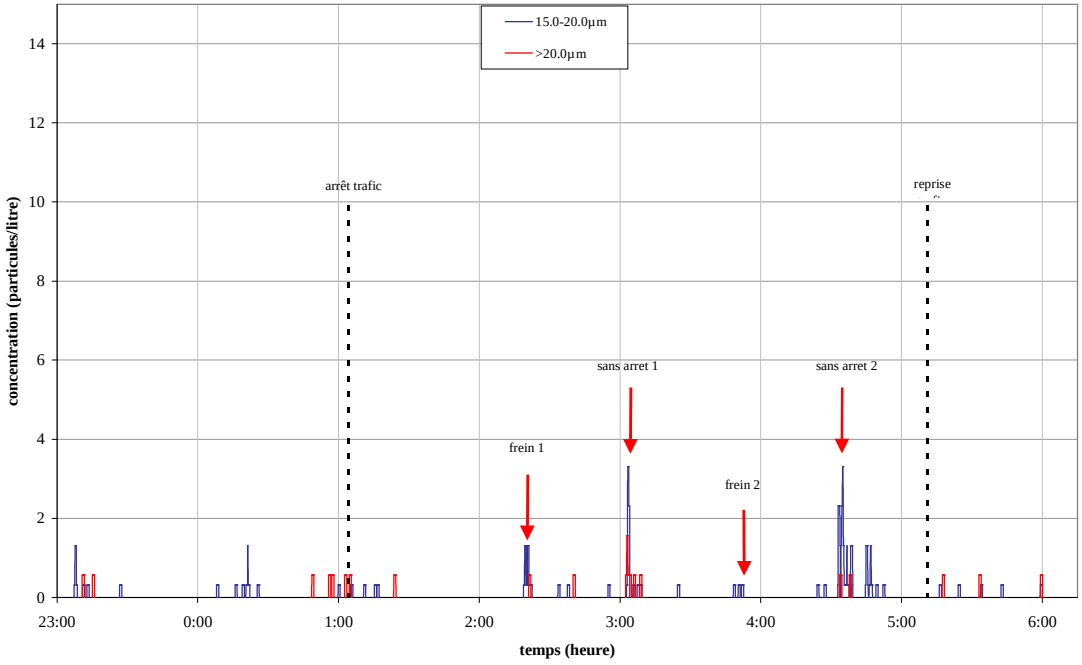


Figure 112 : variation des concentrations en particules comprises entre 15 et 20 µm

Les Figure 113 à Figure 117 présentent les mesures obtenues avec le compteur optique placé à 1,70m lors de la troisième expérimentation de nuit.

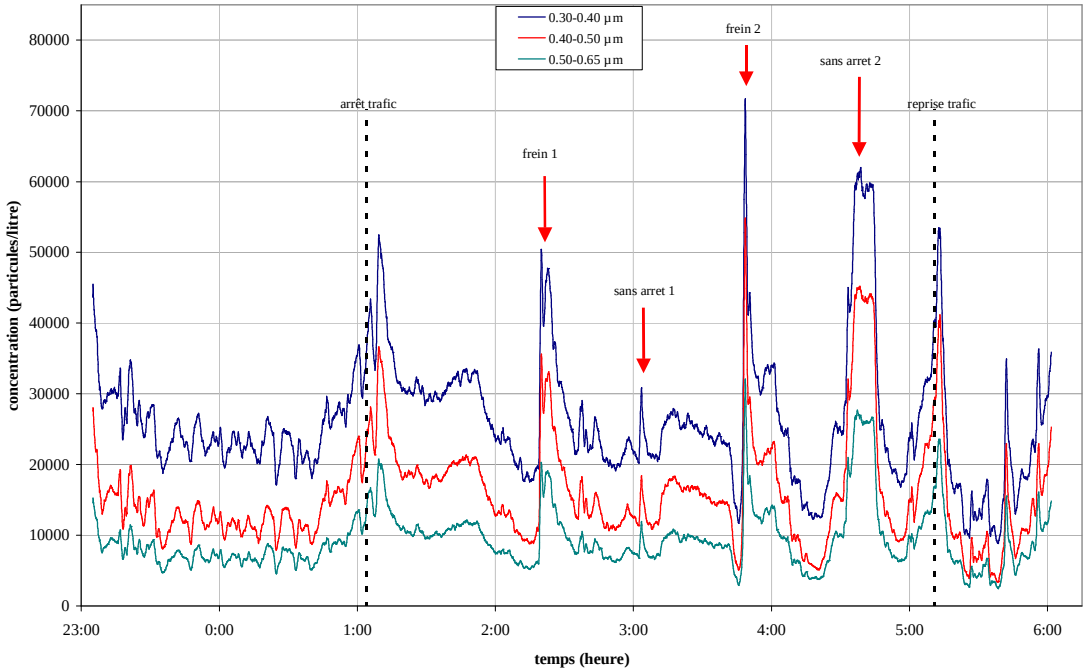


Figure 113 : variation des concentrations en particules comprises entre 0,30 et 0,65 µm

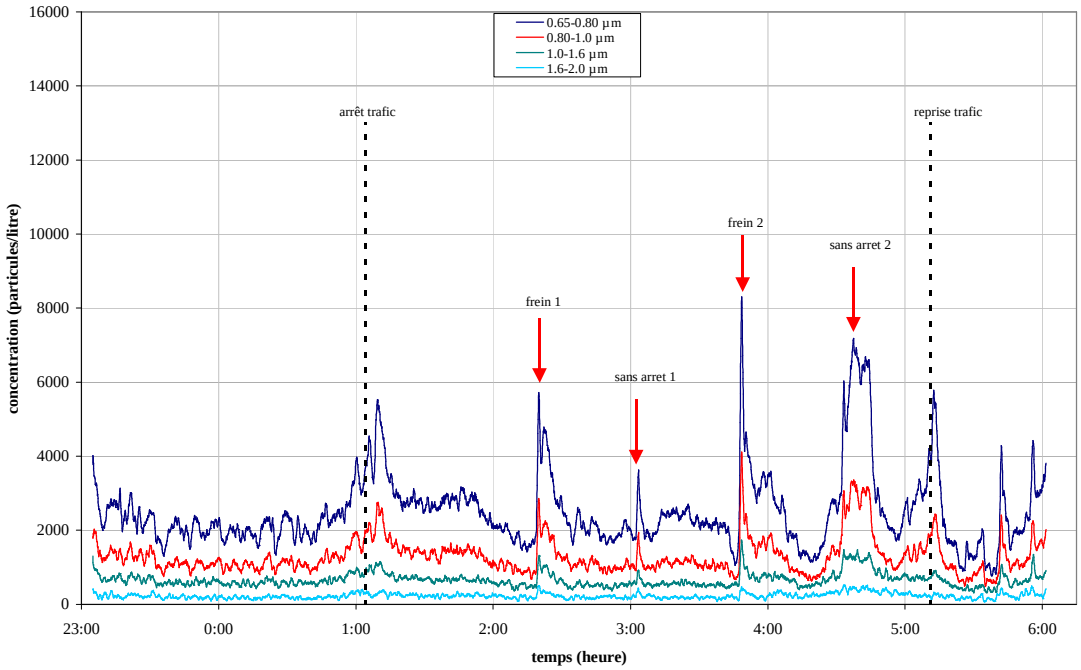


Figure 114 : variation des concentrations en particules comprises entre 0,65 et 2,0 µm

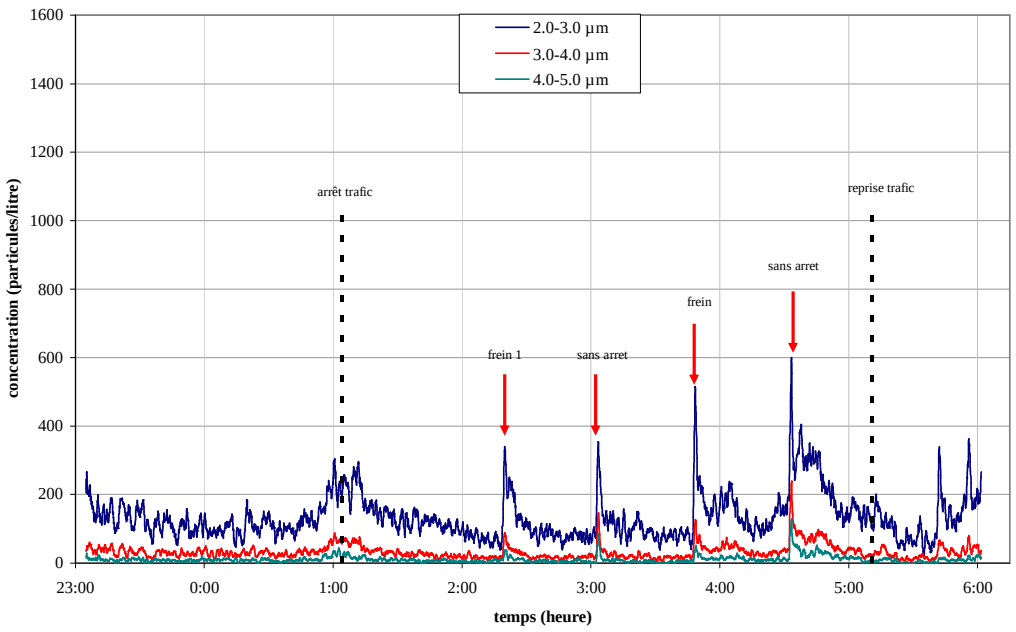


Figure 115 : variation des concentrations en particules comprises entre 2,0 et 5,0 µm

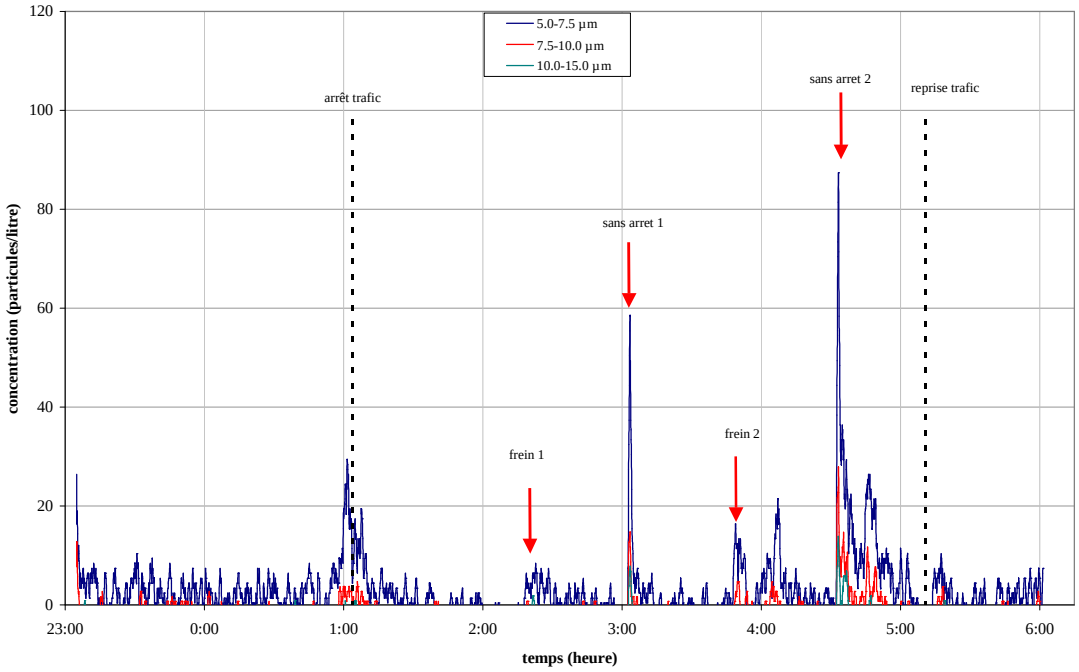


Figure 116 : variation des concentrations en particules comprises entre 5,0 et 15,0 µm

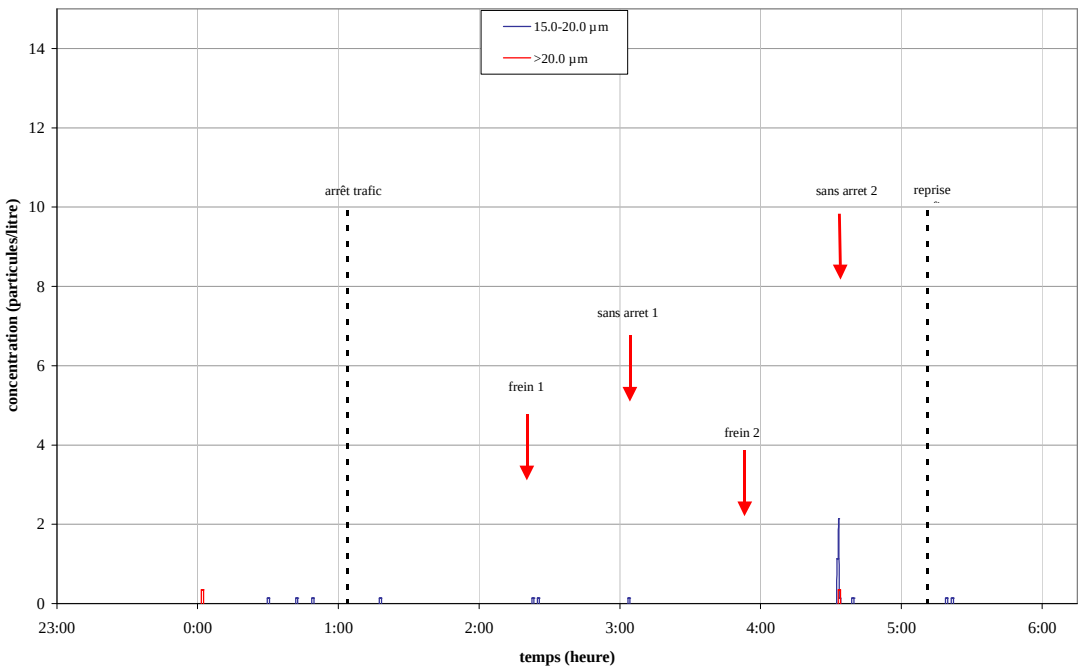


Figure 117 : variation des concentrations en particules comprises entre 15,0 et 20,0 µm