

Des comités régionaux



### Un réseau de partenaires

- ADEME**  
Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie,
- 
- EDF**  
Électricité de France,
- 
- EPE**  
Entreprises Pour l'Environnement,
- 
- CNRS**  
Centre National de la Recherche Scientifique,
- 
- CSTB**  
Centre Scientifique et Technique du Bâtiment,
- 
- INRA**  
Institut National de la Recherche Agronomique,
- 
- INSERM**  
Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale,
- 
- OMS**  
Organisation Mondiale de la Santé,

- InVS**  
Institut de Veille Sanitaire,
- 
- UE**  
Union Européenne,
- 
- Des entreprises industrielles,**
- 
- Des laboratoires publics de recherche et des sociétés savantes,**
- 
- Des associations de défense de l'environnement,**
- 
- Des ministères et leurs établissements déconcentrés,**
- 
- Les réseaux de mesure de la pollution atmosphérique,**
- 
- Les collectivités territoriales**
- 

- CITEPA**  
Centre Interprofessionnel Technique d'Études de la Pollution Atmosphérique
- RNSA**  
Réseau National de Surveillance Aérobiologique



Association pour la Prévention de la Pollution Atmosphérique

10, rue Pierre Brussolette - 94270 LE KREMLIN-BICÈTRE  
TÉL : 01 42 11 15 00 - Fax : 01 42 11 15 01

NOVEMBRE 2012

POLLUTION ATMOSPHERIQUE

NUMÉRO SPÉCIAL

ATELIERS SCIENTIFIQUES - POLLUTION PAR LES PARTICULES, IMPACTS SUR LA SANTÉ, L'AIR ET LE CLIMAT

# POLLUTION / ATMOSPHERIQUE

## Climat, Santé, Société

NOVEMBRE 2012



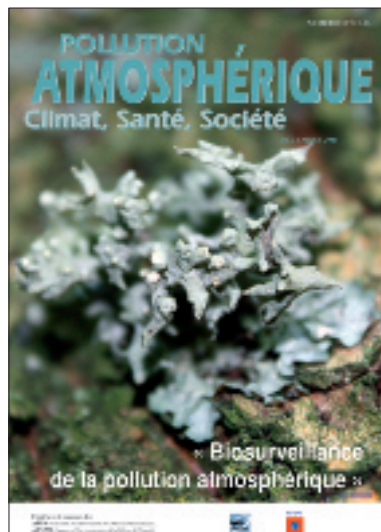
## ATELIERS SCIENTIFIQUES :

« Pollution par les particules, impacts sur la santé, l'air et le climat »



# REVUE POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE

## NUMÉROS SPÉCIAUX HORS SÉRIE



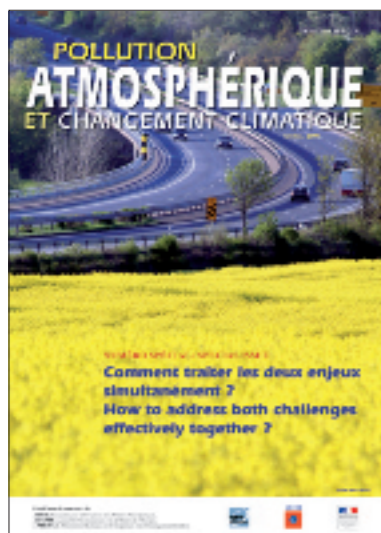
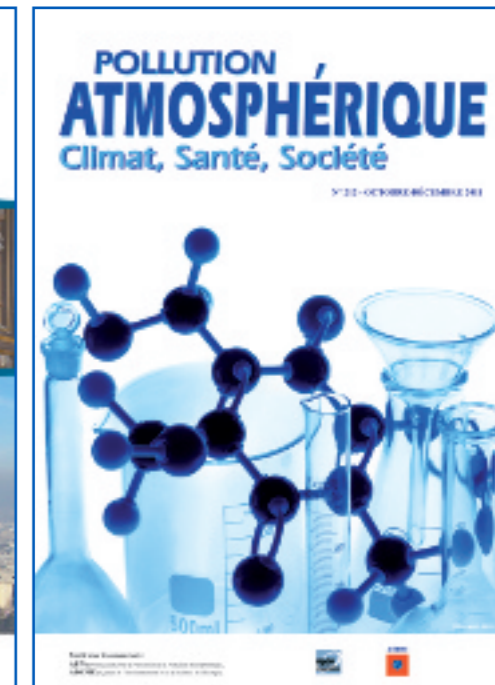
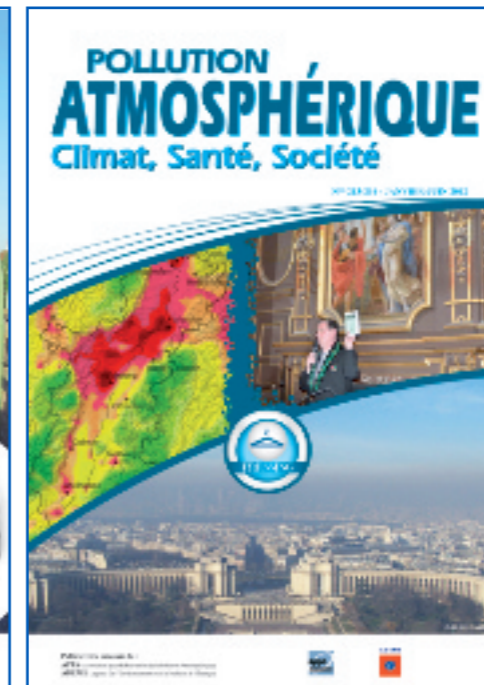
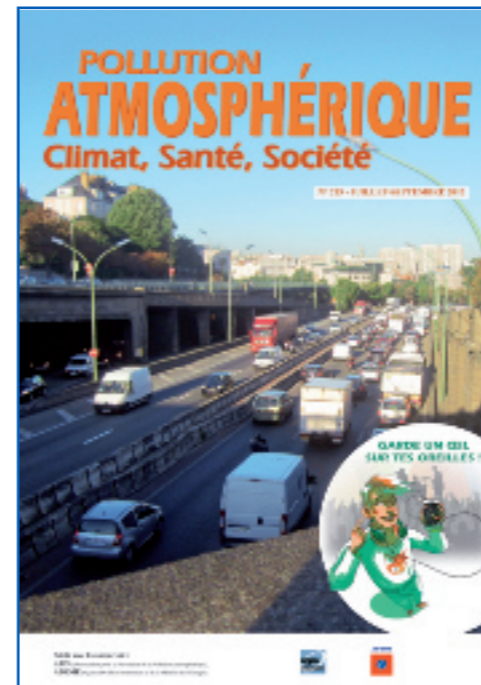
Biosurveillance de la pollution atmosphérique  
Décembre 2011



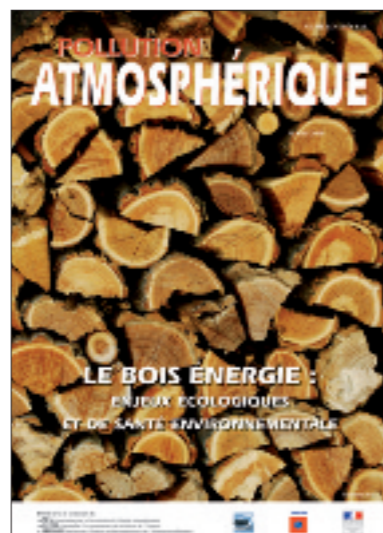
Environnement et santé, question de société  
Novembre 2010



Retour aux sources  
Septembre 2010



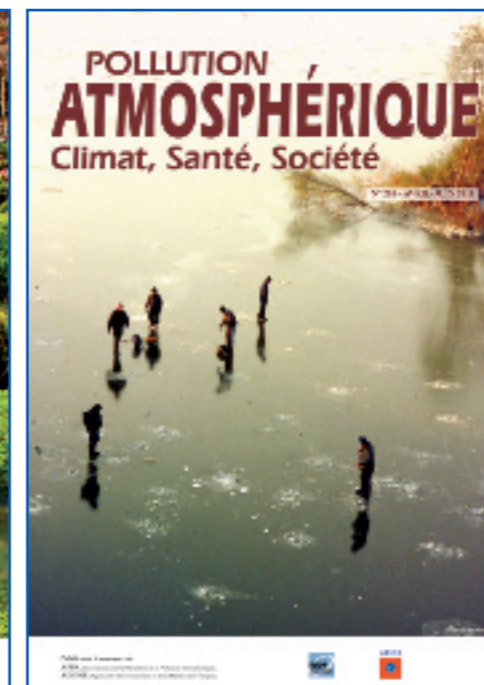
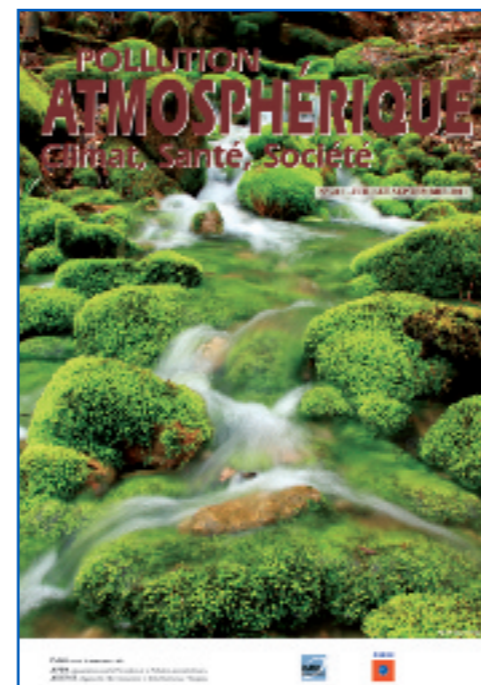
Pollution atmosphérique et changement climatique.  
Comment traiter les deux enjeux simultanément?  
Avril 2009



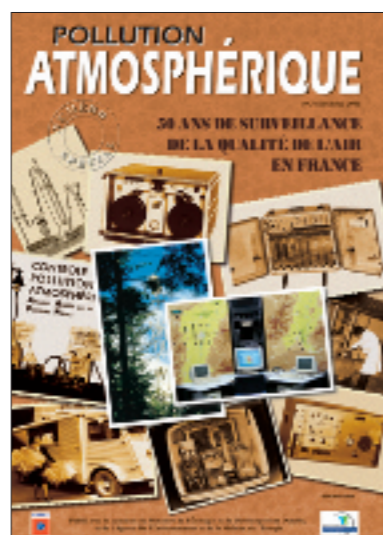
Le bois énergie : enjeux écologiques et de santé environnementale  
Mars 2009



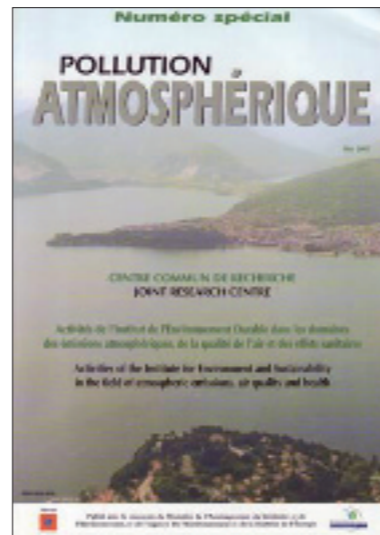
Effets de la pollution atmosphérique sur les matériaux  
Octobre 2007



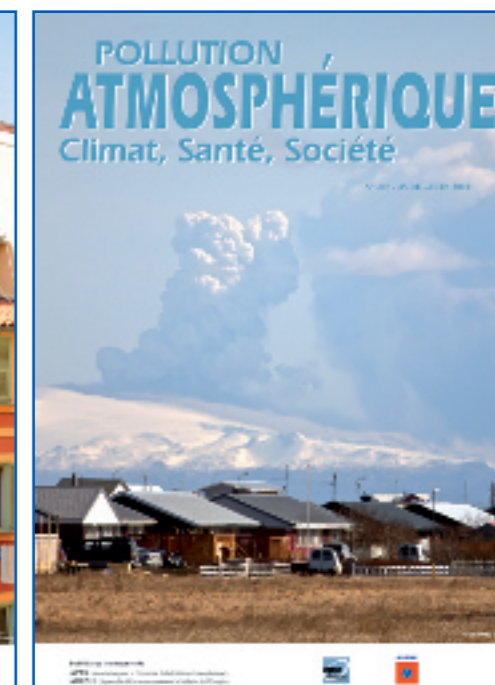
Colloque « Canicule et pollution » organisé par l'Ademe  
Paris - 2007



50 ans de surveillance de la qualité de l'air en France  
Novembre 2003



Activités de l'IED dans le domaine des émissions atmosphériques, de la qualité de l'air et des effets sanitaires  
Mai 2002



# POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE

10, RUE PIERRE BROSSOLETTE  
94270 LE KREMLIN-BICÊTRE  
Tél. 01 42 11 15 00 – Fax 01 42 11 15 01  
Registre du Commerce - Paris 6420 17438 B  
**C.C.P. PARIS 21242-77 C**  
Commission Paritaire des Publications  
et Agences de Presse n° 0106 T 80231

## DIRECTEURS DE LA PUBLICATION

Isabelle ROUSSEL, Professeur émérite à l'Université de Lille 1,  
Vice-présidente de l'APPA.

## DIRECTEURS HONORAIRES

M. le Docteur SOMMER, Président d'Honneur de l'APPA,  
Ancien Président de l'UIAPPA.  
J.G. BARTAIRES, EDF.

## COMITÉ DE RÉDACTION

B. CALVO-LOPEZ, Secrétaire de Rédaction.  
L. CHARLES, FRACTAL.  
E. CHATIGNOUX, ORS IDF.  
B. FESTY, Professeur émérite de l'Université Paris V.  
Ancien président de l'APPA.  
R. JUVANON DU VACHAT, Météo-France.  
M. LARZILLIÈRE, Président du CITEPA.  
J. MASUREL, « Sauvons le Climat ».  
Y. LE MOULLEC  
M. THIBAUDON, Directeur du RNSA.

## COMITÉ SCIENTIFIQUE

Président : J.-M. HAGUENOER, Président de l'APPA,  
Professeur de Santé Publique et Environnement.  
Vice-Président : R. BOUSCAREN, Ancien Directeur du CITEPA.

## MEMBRES

P. CARREGA, Professeur de Climatologie,  
Université de Nice-Sophia-Antipolis.  
J. COLOSIO, Chef du Département Air de l'ADEME.  
A. COURSIMAULT, Chef du pôle environnement du LCPP.  
W. DAB, Chaire Hygiène et Sécurité du Cnam.  
I. DERVILLE, Chef du Bureau de l'Air au MEDDTL.  
M. ERPICUM, Président  
de la Société Internationale de Climatologie.  
J.-P. GARREC.  
E. GEHIN, Professeur des Universités,  
CERTES, Université Paris 12.  
E. IONESCU, Université de Paris Est, CERTES.  
M. JAGUSIEWICZ, Représentant de Pollution Atmosphérique  
dans les pays d'Europe de l'Est.  
J.-P. JAVELLE, revue La Météorologie.  
S. KIRCHNER, Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB).  
Coordinatrice scientifique de l'Observatoire de la Qualité de l'Air.  
J. KLEINPETER, Directeur de l'ASPA.  
J. LAMBROZO, Médecin Directeur du Service des Études Médicales,  
EDF-GDF.  
J. LARBRE, Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris (LHVP).  
R. LEFÈVRE, Université Paris XII, Laboratoire Interuniversitaire  
des Systèmes Atmosphériques (LISA).  
C. MANDIN, Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB).  
D. MARTIN, Ministère de la recherche.  
S. MEDINA, Département Santé-Environnement,  
Institut de Veille Sanitaire.  
I. MOMAS, Université Paris V,  
Faculté des Sciences Pharmaceutiques et Biologiques,  
Laboratoire Santé Publique et Environnement.  
L. MUSSON-GENON, Docteur Ingénieur – EDF Pôle Industrie,  
Division Recherche et Développement.  
P. PAUL, Professeur honoraire, Président de APPA-Alsace.  
A. RABL, Ph., D Physics Berkeley, Responsable scientifique,  
Centre d'Énergie, École des Mines, Paris.  
M. RAMEL, Coordinatrice du Laboratoire Central  
de Surveillance de la Qualité de l'Air (LCSQA) à l'INERIS.  
G. THIBAUT.  
D. ZMIROU, Laboratoire de Santé Publique,  
Faculté de Médecine, Université de Nancy.

## (APPA)

### ASSOCIATION POUR LA PRÉVENTION DE LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE

reconnue d'utilité publique par le décret du 9 avril 1962,  
agrée par le ministère de l'Environnement  
10, rue Pierre Brossolette - 94270 Le Kremlin-Bicêtre  
Président : M. le Professeur HAGUENOER

## (CITEPA)

### CENTRE INTERPROFESSIONNEL TECHNIQUE D'ÉTUDES DE LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE

7, cité Paradis - 75010 Paris  
Président : M. M. LARZILLIÈRE

## (RNSA)

RÉSEAU NATIONAL DE SURVEILLANCE AÉROBIOLOGIQUE  
Le Plat du Pin - 69690 Brussieu  
Directeur : M. M. THIBAUDON

## Lettre de la rédaction

Ce numéro spécial de la revue, consacré au thème des particules, est le reflet des Ateliers scientifiques « Pollution par les particules : impacts sur la santé, l'air et le climat » des 13-14 novembre 2012, préparatoires aux Assises nationales de la qualité de l'air de 2013. Il est distribué aux participants de ces deux journées de partage des connaissances et d'échanges que co-organisent les ministères chargés de la santé et de l'environnement, l'ADEME et l'INSU. En effet, compte tenu des différents enjeux liés à cette thématique, ces institutions ont souhaité que les documents et les communications relatives aux présentations faites lors des Ateliers soient accessibles à un large public.

Le Conseil de l'Europe, en 1967, avait prudemment souligné combien la définition donnée pour la pollution atmosphérique dépendait des « connaissances scientifiques du moment ». Les particules illustrent précisément ce lien étroit entre les découvertes scientifiques, permettant l'identification des polluants et de leurs méfaits, et les politiques mises en œuvre pour diminuer les émissions. Au fil des ans, la pollution atmosphérique a été reconnue comme un véritable enjeu de santé publique pris en compte notamment dans l'élaboration des programmes de recherche de différentes institutions qui ont su solliciter et impliquer les nombreuses disciplines concernées : chimie, météorologie, métrologie, toxicologie, épidémiologie, économie, psychologie... Les connaissances se sont alors multipliées et précisées guidant les politiques à mettre en œuvre pour diminuer de plus en plus la pollution atmosphérique et ses impacts dans une société fortement urbanisée dans laquelle le développement durable et la santé publique sont des objectifs essentiels.

Si le chemin parcouru est déjà long et les progrès constatés significatifs dans la réduction des émissions atmosphériques de plusieurs polluants, certains composés, comme les particules, représentent un problème sanitaire et environnemental spécifique. C'est pourquoi nous avons souhaité que les nouvelles connaissances sur ce sujet soient partagées avec l'ensemble des parties prenantes.

Ces Ateliers scientifiques visent notamment à favoriser le croisement entre les connaissances et les modes d'action possibles.

L'importance de ces enjeux n'a pas échappé aux chercheurs et aux acteurs de la qualité de l'air qui ont pris le temps, dans des délais très contraints, de proposer une synthèse de leurs travaux que la revue met à la disposition de tous.

Nous tenons à remercier les modérateurs de ces Ateliers scientifiques et tous les auteurs qui ont su se mobiliser dans des délais très courts pour vous permettre de disposer des synthèses de leur intervention dans ce numéro spécial dédié à cet événement et qui présente également, en deuxième partie, quelques articles complémentaires sur le sujet des particules pour élargir le propos.

Nous vous en souhaitons une bonne lecture !

## I. ROUSSEL, Directrice de la revue

Pour le ministère des Affaires Sociales et de la Santé,  
J.-Y. GRALL, Directeur général de la Santé.

Pour le ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie,  
P.-F. CHEVET, Directeur général de l'Énergie et du Climat,  
L. TAPADINHAS, Directeur de la Recherche et de l'Innovation.

Pour l'ADEME,  
V. SCHWARZ, Directrice exécutive des Programmes.

Pour le CNRS-INSU,  
J.-M. FLAUD, Directeur adjoint scientifique pour le domaine Océan-atmosphère.

Publié avec le concours de :

APPA (Association pour la Prévention de la Pollution Atmosphérique),  
ADEME (Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie).

PRIX AU NUMÉRO France 40,82 € TTC (dont TVA 1,82 €) – Étranger 43 €

ABONNEMENTS : Revue Pollution Atmosphérique – 10, rue Pierre Brossolette – 94270 Le Kremlin-Bicêtre – FRANCE  
Tél. : +33 1 42 11 15 00 – Fax : +33 1 42 11 15 01 – E-mail : revuepa@appa.asso.fr

Couverture : © Isabelle ROUSSEL



Cette revue est imprimée avec des encres végétales  
sur du papier issu de forêts  
gérées dans le cadre d'une démarche de développement durable.



# SOMMAIRE

# CONTENTS

Les textes sont publiés sous l'entière responsabilité de leurs auteurs. La reproduction et la traduction d'articles ou d'extraits d'articles insérés dans la Revue *Pollution Atmosphérique* sont formellement interdites sans autorisation du directeur de la publication.

Authors are entirely responsible for any texts published. Any reproduction or translation of articles or extracts published in the Journal *Pollution Atmosphérique* is expressly forbidden without permission from the Director of the Journal.

## LETTRE DE LA RÉDACTION

I. ROUSSEL, J.-Y. GRALL, P.-F. CHEVET, L. TAPADINHAS, V. SCHWARZ, J.-M. FLAUD.....	1
--	---

## ÉDITORIAL

Processus et enjeux sanitaires des particules	
I. MOMAS, G. BERGAMETTI.....	7

## INTRODUCTION COLLECTIVE

La pollution de l'air par les particules : des connaissances scientifiques au service des acteurs. <a href="#">Air Pollution by Particulate Matter: Connecting Stakeholders and Scientific Advances.</a>	
E. VILLENAVE, G. AYMOZ, M. BEEKMANN, A. BAEZA-SQUIBAN, J. COLOSIO.....	10

## PREMIÈRE PARTIE :

<b>SYNTHÈSE DES PRÉSENTATIONS SOLLICITÉES LORS DES JOURNÉES</b> .....	17
<b>Session 1. Les particules et leurs effets sur la santé : ce qu'il faut savoir</b> .....	20
Mécanismes d'action des particules atmosphériques fines et ultrafines.	
F. MARANO.....	20
Évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique : méthodes et résultats.	
M. PASCAL, A. UNG, S. MEDINA, C. DECLERCQ.....	24
<b>Session 2. Les particules : des enjeux sanitaires, environnementaux et climatiques</b> .....	26
Connaissances sur les enjeux environnementaux et climatiques des particules.	
I. COLL.....	26
Impacts globaux sur la santé et le climat des particules de différentes sources. <a href="#">Global Health and climate impacts of particles from specific sources.</a>	
P. KINNEY, A. NORI-SARMA, N. UNGER, D. JACK.....	32
<b>Session 3. Ce que nous disent les dispositifs de surveillance de la qualité de l'air pour les particules...</b>	35
Le dispositif français de surveillance de la qualité de l'air.	
F. BOUVIER.....	35
Niveaux de particules dans les environnements intérieurs en France. <a href="#">Particle levels in French indoor environments.</a>	
O. RAMALHO, J.-P. LUCAS, C. MANDIN, M. DERBEZ, S. KIRCHNER.....	37
<b>Session 4. Impacts des particules : l'exemple du trafic routier</b> .....	43
Cancérogénicité des effluents des moteurs diesel et essence et de certains hydrocarbures aromatiques polycycliques nitrés (nitro-HAP ou nitroarènes). <a href="#">Carcinogenicity of diesel-engine and gasoline-engine Exhausts and some Nitroarenes.</a>	
L. BENBRAHIM-TALLAA, R. BAAN, Y. GROSSE, B. SECRETAN-LAUBY, F. EL GHISSASSI, V. BOUVARD, N. GUHA, D. LOOMIS, and K. STRAIF.....	43

Étude d'impact d'infrastructures routières et les effets de la pollution de l'air sur la santé : la prise en compte des particules. <a href="#">Impact assessment that a specific road infrastructure project may have on air quality and health: the inclusion of particulate matter.</a> M. KEIRSBULCK, G. BOULANGER, M. ANDRÉ, C. BUGAJNY, M. PASCAL, G. PLASSAT, E. RIVIÈRE, J. SCIARE, C. SEIGNEUR .....	45
Évaluation de l'impact sanitaire des expositions résidentielles à la pollution atmosphérique à proximité du trafic routier dans l'agglomération parisienne. <a href="#">Health impact assessment of residential heavy traffic exposure in Paris Greater Area.</a> S. HOST, E. CHATIGNOUX et A. SAUNAL .....	49
Programme TAPAS : Transport, Pollution de l'Air et Activité Physique. <a href="#">Programme: Transportation, Air pollution and Physical Activities.</a> H. DESQUEYROUX .....	54
Les bénéfices et les risques de la pratique du vélo – Évaluation en Ile-de-France. <a href="#">Risks and benefits of cycling: health impact assessment study in Paris-Ile-de-France region.</a> C. PRAZNOCZY .....	57
<b>Session 5. Perspectives de recherches sur « air-santé »</b>	
<b>Table-ronde. De fortes attentes : quelles contributions de la recherche en santé-air-climat ? .....</b>	<b>62</b>
Stratégie du ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, dans le domaine de la recherche sur la qualité de l'air. Éléments des réflexions sur les besoins de recherche conduites dans le cadre du programme PRIMEQUAL. <a href="#">Strategy of the Ministry of Ecology, sustainable Development and Energy about air quality research. Think tank about research needs within Primequal framework.</a> L. MOULIN .....	62
Les programmes LEFE/CHAT et PRIMEQUAL : 15 ans de recherche sur la qualité de l'air. P. LAJ .....	67
Évaluation de l'impact de la pollution urbaine dans 25 villes européennes Résumé des résultats du projet APHEKOM. S. MEDINA .....	70
Effets de l'exposition maternelle à la pollution atmosphérique sur le déroulement de la grossesse : résultats de la cohorte mère-enfant EDEN. <a href="#">Maternalexposure to air pollution and pregnancyoutcomes: resultsfrom the EDEN mother-childcohort.</a> J. LEPEULE, F. CAÏNI, N. MARQUIS, A. HULIN, J. GALINEAU, V. NAVEL, C. JACQUIER, L. GIORGIS-ALLEMAND, M.-A. CHARLES, R. SLAMA .....	72
L'évaluation monétaire des effets sanitaires associés à la pollution atmosphérique. <a href="#">Monetary valuation of the air-pollution related health effects.</a> O. CHANEL .....	80
<b>Session 6. De la connaissance à la réglementation .....</b>	
<b>84</b>	
Recommandations de l'Organisation mondiale de la santé en matière de qualité de l'air ambiant. <a href="#">World Health Organization Recommendations on Ambient Air Quality.</a> M.E. HÉROUX .....	84
Les politiques pour l'amélioration de la qualité de l'air en France. I. DERVILLE .....	88
<b>Session 7. Travaux du Haut Conseil de la Santé Publique (HCSP) : établissement de valeurs de référence pour la gestion du risque sanitaire lié aux particules .....</b>	
<b>94</b>	
Pollution par les particules dans l'air ambiant. Recommandations du Haut Conseil de la Santé Publique sur les seuils d'information sanitaire. I. ANNESI-MAESANO .....	94

<b>Table-ronde. Agir sur les comportements pour réduire les impacts sanitaires, environnementaux et climatiques des particules</b> .....	100
Actions menées par la Direction générale de la santé en matière de qualité de l'air et d'effets sur la santé associés Caroline PAUL, Marie FIORI .....	100
Retour d'expérience concernant la mise en œuvre des procédures d'information des personnes sensibles et d'alerte à la pollution atmosphérique en Haute-Normandie. <a href="#">Feedback on the implementation of information procedures for sensitive people and alert procedures regarding air pollution in Haute-Normandie.</a> V. DELMAS, J. LE BOUARD .....	105
<b>Session 8. Connaître les sources de particules</b> .....	110
Connaissance des sources de particules et de leurs émissions comme outils d'aide à la décision et à l'action. <a href="#">Assessment of particulate sources and their emissions as tools to support decision and action.</a> J.-P. CHANG, J.-M. ANDRÉ, J. JABOT, Y. MARTINET .....	110
<b>Session 9. Les outils à disposition des acteurs locaux</b> .....	119
Les modèles régionaux et les modèles urbains : nouveaux outils d'aide à la décision. L. ROUÏL .....	119
L'apport des méthodes d'analyses chimiques des PM pour la connaissance des sources d'émission. <a href="#">Chemical analysis of atmospheric pm and improvment of the knowledge on emissions sources.</a> J.-L. JAFFREZO, C. PIOT, J.-L. BESOMBES, N. MARCHAND, I. EI HADDAD, O. FAVEZ, et G. BRULFERT .....	122
Évolution de la surveillance territoriale des particules dans les observatoires agréés. <a href="#">Territorial development of surveillance in particle observatory approved.</a> M.-B. PERSONNAZ .....	136
Élaboration des Plans de Protection de l'Atmosphère, le point de vue des bureaux d'études. <a href="#">Development of air quality action plans, consultancy's point of view.</a> N. DUFOUR, M. THILL, O. DECHERF .....	140
<b>Table-ronde. Réduire la pollution de l'air dans les villes : des actions pour aujourd'hui et pour demain ?</b> .....	144
Penser le futur urbain pour une meilleure qualité de l'air. <a href="#">Designing the urban future for a better air quality.</a> C. SEIGNEUR .....	144
<b>DEUXIÈME PARTIE : NOTES DE SYNTHÈSE</b> .....	147
Les particules biologiques dans l'air. <a href="#">Biological particles in atmosphere.</a> M. THIBAUDON .....	148
Le carbone-suie (ou BC) des particules atmosphériques peut-il constituer un indicateur sanitaire additionnel aux particules fines ? B. FESTY, Y. LE MOULLEC .....	154
Le carbone-suie entre qualité de l'air et impact climatique. <a href="#">Black Carbon from Air Quality to Climate Change.</a> P. LAJ .....	161
Caractéristiques et origines principales des épisodes de pollution hivernaux aux PM <sub>10</sub> en France. <a href="#">Main properties and origins of winter PM<sub>10</sub> pollution events in France.</a> O. FAVEZ J.-E. PETIT, B. BESSAGNET, F. MELEUX, L. CHIAPPINI, S. LEMEUR, C. LABARTETTE, C. CHAPPAZ, P.-Y. GUERGNION, J.-Y. SAISON, È. CHRÉTIEN, C. PALLARES, S. VERLHAC, R. AUJAY, L. MALHERBE, M. BEAUCHAMP, C. PIOT, J.-L. JAFFREZO, J.-L. BESOMBES, J. SCIARE, L. ROUÏL, E. LEOZ-GARZIANDIA .....	164

Particul'air : étude inter-régionale de la pollution particulaire en zone rurale. <a href="#">Particul'air: interregional study of particulate pollution in rural environments.</a> C. PIOT, J.-L. BESOMBES, J.-L. JAFFREZO, J. COZIC, C. LEGRAND, D. CHAPUIS, M. CORRON, X. VILLETARD, S. PELLIER, P. COLIN, R. FEUILLADE, A. GAZEAU et A. HULIN .....	183
Origine des particules fines (PM <sub>2,5</sub> ) en Ile-de-France. <a href="#">Sources of fine aerosols (PM<sub>2,5</sub>) in the region of Paris.</a> V. GHERSI, A. ROSSO, S. MOUKHTAR, K. LÉGER, J. SCIARE, M. BRESSI, J. NICOLAS, A. FERON, N. BONNAIRE .....	189
Pollution particulaire de l'air par le brûlage de déchets verts : ce que dit l'expertise de l'ANSES. <a href="#">Particulate air pollution from green waste burning: a summary from the ANSES report.</a> M. REDAELLI, C. DECLERCQ .....	200
PEREN2BOIS : évaluation technico-économique des performances énergétiques et environnementales des meilleures techniques disponibles de réduction des émissions de poussières fines et de composés organiques pour les appareils de combustion domestique utilisant la biomasse. <a href="#">PEREN2BOIS: Techno-economical evaluation of the energetic and environmental performance of the best available Technologies for reducing fine particle and organic compound emissions from domestic combustion devices using biomass.</a> I. FRABOULET, S. BACHELLEZ, JL. BESOMBES, M. BONDOT, F. CHOPIN, S. COLLET, E. DEFLORENNE, E. HENRINKSEN, G. HAREL, A. KIENNEMANN, J. LANDREAU, T. MALLEREAU, M.-L. RABOT QUERCI, L. ROBERT, C. ROGAUME, Y. ROGAUME, F. TABET .....	204
La restriction de circulation des véhicules les plus polluants : une mesure pour améliorer la qualité de l'air dans les grandes agglomérations françaises. <a href="#">Limited access to the more polluting vehicles: a way to improve air quality in French urbanized zones.</a> M. POUPONNEAU, J. COLOSIO .....	212
Quand la sociologie interroge les ZAPAs. N. MOHAMED .....	218
Étude d'acceptabilité sociale de la ZAPA de l'agglomération grenobloise : synthèse des principaux résultats. <a href="#">Grenoble's ZAPA social acceptability assessment study: synthesis of the main results.</a> S. LABRANCHE, L. CHARLES .....	227
<b>COMMANDE DE NUMÉROS SPÉCIAUX</b> .....	233
<b>BULLETIN D'ABONNEMENT</b> .....	235





## Processus et enjeux sanitaires des particules

Isabelle MOMAS<sup>(1)</sup>, Gilles BERGAMETTI<sup>(2)</sup>

La matière atmosphérique particulaire est constituée d'un mélange complexe de composés solides et aqueux injectés, soit directement dans l'atmosphère sous forme condensée, soit formés au sein du réservoir atmosphérique suite à la transformation de précurseurs gazeux. Seulement 15 % (en masse) de ces particules ont une origine anthropique. Néanmoins, compte tenu de leur taille, en moyenne plus petite que celle des particules naturelles, et de leur composition chimique particulière (sulfates, métaux, suies, matière organique variée...) celles-ci ont des effets importants, notamment sur le climat et la santé.

Ainsi, ces particules interagissent pendant leur séjour dans l'atmosphère avec les rayonnements solaire et tellurique modifiant le bilan radiatif terrestre. Majoritairement, ces particules rétrodiffusent vers l'espace une partie du rayonnement solaire et ont donc plutôt un effet refroidissant. Néanmoins, certaines d'entre elles, comme celles constituées de carbone-suie, ont la capacité d'absorber les rayonnements et donc de réchauffer les couches atmosphériques dans lesquelles elles se trouvent. Par ailleurs, ces particules, en particulier celles ayant des propriétés *ad hoc* en termes de taille et d'hygroscopicité vont affecter la taille des gouttelettes nuageuses, modifiant leurs propriétés optiques et leur durée de vie. Au cours des vingt dernières années, de nombreuses campagnes de mesures internationales ont été menées dans divers milieux, de nouveaux outils d'observation embarqués sur satellite ont été déployés, des modèles climatiques de plus en plus sophistiqués ont été développés pour tenter de comprendre et quantifier plus précisément l'effet de ces particules sur le climat. Malgré des avancées certaines dans de nombreux domaines, force est de constater que les aérosols restent encore une des sources majeures d'incertitudes concernant l'évolution future du climat.

Les modèles de qualité de l'air ont également fortement progressé ces dernières années, au point de fournir pour un certain nombre de polluants-cibles des prévisions à court terme très fiables. Pour les particules, des améliorations doivent encore être apportées aux modèles numériques, notamment pour mieux prendre en compte certaines sources et mieux reproduire la formation des aérosols organiques secondaires. En effet, aujourd'hui encore, près de la moitié de la matière particulaire organique est mal simulée et sa spéciation demeure très mal connue. De même, l'identification, et plus encore la quantification de la contribution des différentes sources anthropiques et naturelles aux concentrations particulières atmosphériques, constituent toujours un vrai challenge.

En effet, si au cours du temps de nouveaux traceurs de source sont apparus et ont prouvé leur efficacité, les profils d'émission de nombreuses sources restent mal caractérisés.

L'impact sanitaire des particules dépend de leur granulométrie et de leur composition chimique. Si les particules les plus grosses ( $PM_{10}$  dont le diamètre aérodynamique médian est inférieur à 10 microns) sont retenues par les voies aériennes supérieures, les particules les plus fines ( $PM_{2.5}$  et  $PM_1$ ) pénètrent profondément dans les poumons et sont potentiellement les plus toxiques. À l'origine de phénomènes inflammatoires et de stress oxydatif, elles peuvent aussi présenter des propriétés mutagènes et cancérigènes ; c'est notamment le cas des particules émises par les moteurs diesel que le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) de l'Organisation mondiale de la santé vient de classer, en juin 2012, parmi les cancérigènes certains pour l'homme.

Une abondante littérature épidémiologique incrimine les particules. Les études écologiques relient les covariations temporelles, d'une part, des concentrations ambiantes quotidiennes en  $PM_{10}$  ou  $PM_{2.5}$  et, d'autre part, des effectifs journaliers de décès cardiopulmonaires, d'admissions hospitalières aux urgences, etc. Les études individuelles associent exposition aux particules et exacerbation voire survenue d'asthme, de symptômes respiratoires et réduction des performances ventilatoires. Ces travaux servent de base aux évaluations d'impact en termes de mortalité, d'espérance de vie, de morbidité et de dépenses de santé.

En dépit d'une indéniable avancée des connaissances, de nombreuses questions subsistent. Les mécanismes biologiques ne sont pas complètement élucidés. Les effets à long terme méritent d'être précisés. L'estimation de l'exposition humaine à ces particules reste mal documentée. Or il faut absolument mieux quantifier et caractériser cette exposition aux particules, notamment aux  $PM_1$  et à leurs constituants (carbone-suie...) pour mieux tenir compte des disparités spatiales et temporelles. La fiabilité des relations doses-réponses, ainsi que de l'évaluation de l'impact sanitaire et des coûts associés en dépendent. Enfin, clarifier la contribution des particules à l'impact sanitaire des multi-expositions est le prochain défi à relever.

Face aux enjeux sanitaires, environnementaux et climatiques des particules, l'amélioration des connaissances passe par la mobilisation des communautés scientifiques de chimie atmosphérique, toxicologie, épidémiologie, économie... sur de vastes programmes collaboratifs.

(1) Université Paris-Descartes.

(2) Institut National des Sciences de l'Univers INSU.



L'OQAI publie un ouvrage de synthèse des travaux 2001-2011 : « Qualité d'air intérieur, qualité de vie : 10 ans de recherche pour mieux respirer ». Ouvrage collectif sous la direction de Séverine Kirchner, CSTB Editions, 208 pages, ISBN 978-2-86891-505-4. 39 €

Pour plus d'informations :

– Le site web de l'OQAI :  
<http://www.oqai.fr>

## INTRODUCTION COLLECTIVE

**La pollution de l'air par les particules : des connaissances scientifiques au service des acteurs.**

**Air Pollution by Particulate Matter : Connecting Stakeholders and Scientific Advances.**

E. VILLENAVE. .... 10

# La pollution de l'air par les particules : des connaissances scientifiques au service des acteurs

## Air Pollution by Particulate Matter : Connecting Stakeholders and Scientific Advances

Éric VILLENAVE<sup>(1)</sup>, Gilles AYMOZ<sup>(2)</sup>, Matthias BEEKMANN<sup>(3)</sup>,  
Armelle BAEZA-SQUIBAN<sup>(4)</sup>, Joëlle COLOSIO<sup>(5)</sup>

### Les particules dans l'air ambiant

Dans le langage des sciences de l'atmosphère, les particules désignent la matière solide ou liquide suspendue dans une masse d'air, à l'exclusion des gouttelettes (ou des cristaux) de nuage et de pluie, plus généralement définis sous le terme d'hydrométéores. La distinction, quelque peu artificielle, entre particules et hydrométéores peut s'expliquer par le fait que l'on considère que la vitesse de chute d'une particule sous l'action de la gravité est faible au regard des déplacements dus au transport dans les masses d'air.

De nombreux termes sont employés pour désigner la matière particulaire. Le terme « aérosol », ou « aérosol atmosphérique », correspond aux particules atmosphériques et à leur environnement gazeux. Il est plutôt employé par la communauté des chercheurs s'intéressant au climat. La communauté des chercheurs s'intéressant aux impacts de la pollution de l'air sur la santé emploie plutôt le terme « particules ». La raison principale en est que l'air associé aux particules, formant l'aérosol, est expiré et n'est donc que le vecteur de transport des particules au sein de l'appareil respiratoire.

Les questions « particules et santé » ayant débouché sur des réglementations plus rapidement que celles liant « aérosols et climat », le terme particule possède aujourd'hui un net avantage. Pour preuve, les termes PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub> qui en découlent (PM pour *Particulate Matter* en anglais), correspondent aux particules dont le diamètre<sup>(6)</sup> est inférieur respectivement à 10 µm et 2,5 µm, et font l'objet de normes

météorologiques et de réglementations bien définies dans l'air ambiant. D'autres termes sont également d'usages courants comme les poussières ou les poussières fines. Les termes particules fines, ultrafines et nanoparticules sont également abondamment utilisés, y compris dans ce numéro spécial de *Pollution Atmosphérique*, mais leur définition est moins précise. Les nanoparticules désignent des particules pour lesquelles l'unité appropriée pour en décrire la taille est le nanomètre (soit un milliardième de mètre), principalement par différence avec les particules micrométriques. Cette catégorie de particule couvre donc généralement des classes de particules de taille comprise entre quelques nanomètres à la centaine de nanomètres. Elles présentent un grand intérêt, notamment sur le plan sanitaire. Notons enfin que les nanoparticules désignent souvent dans la littérature des particules nanométriques manufacturées, alors que le terme de particules ultrafines englobe plutôt l'ensemble des particules nanométriques ambiantes.

Le bilan de la qualité de l'air en France en 2011<sup>(7)</sup> montre qu'il est difficile de dégager une véritable tendance à la hausse ou à la baisse des concentrations de PM<sub>10</sub> sur la période 2000-2011. Comparée à l'évolution des émissions de particules primaires (voir l'article de Chang *et al.* dans ce numéro), les fluctuations interannuelles ne semblent pas refléter d'évolution des émissions, mais semblent plutôt guidées par d'autres paramètres comme les conditions météorologiques (voir dans ce numéro l'article de Favez *et al.*).

Afin de prendre en compte les recommandations de l'OMS sur l'impact des particules sur la santé, la surveillance en continu des particules dans l'air

(1) Université Bordeaux 1 – CNRS, OASU-EPOC, 33405 Talence.

(2) ADEME, Service Évaluation de la Qualité de l'Air – 27 rue Louis Vicat – 75737 PARIS cedex 15.

(3) Laboratoire Inter-universitaire des Systèmes Atmosphériques (LISA), Laboratoire mixte Paris VII-UPEC-CNRS, UMR 7583, 61 avenue du Général de Gaulle, 94010 Créteil, France.

(4) Université Paris-Diderot, Sorbonne Paris cité, unité de Biologie Fonctionnelle et Adaptative, EAC CNRS 4413, laboratoire des Réponses Moléculaires et Cellulaires aux Xénobiotiques, 75205 Paris.

(5) ADEME, Service Évaluation de la Qualité de l'Air – 27 rue Louis Vicat – 75737 PARIS cedex 15.

(6) Il s'agit, pour être exact, du diamètre aérodynamique des particules.

(7) Bilan de la qualité de l'air en France en 2011 et des principales tendances observées au cours de la période 2000-2011 (ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie).

ambiant a fortement évolué. Elle est basée depuis une dizaine d'année sur l'indicateur  $PM_{10}$ , principalement parce que ce paramètre était, notamment à fin des années 1990, le seul permettant d'établir une réglementation et un suivi homogène sur tout le territoire européen. Le suivi de cet indicateur, complété désormais par celui des  $PM_{2,5}$ , permet d'établir des bilans factuels et comparables de qualité de l'air, sur tout le territoire européen et ce depuis l'échelle locale ; ces bilans permettent un porté à connaissance de tous les publics. Compte tenu des dépassements récurrents de valeurs limites de  $PM_{10}$ , la prise de conscience collective s'est largement renforcée, et se traduit actuellement par la mise en place de plans d'actions comme le « plan particules ».

Aujourd'hui, les connaissances nouvelles sur les particules fines nous montrent que la masse des particules atmosphériques  $PM_{10}$  et  $PM_{2,5}$ , n'est très probablement pas l'indicateur le plus pertinent pour qualifier leurs impacts sur l'environnement et la santé, et donc pour orienter de façon optimale les actions de réduction ou de limitation des émissions dans l'air. De nouveaux paramètres, issus de travaux scientifiques récents, sont aujourd'hui développés et proposés à l'ensemble des communautés concernées par la qualité de l'air, afin d'affiner les prises de décision en lien avec les impacts. Notamment, le carbone-suie (parfois désigné par le terme *black carbon*, ou BC) est un traceur intéressant à la fois pour la qualité de l'air et le climat (voir les articles dans ce numéro de P. Laj et celui de B. Festy et Y. Le Moullec). Son introduction dans les réglementations internationales et européennes sur les émissions et sur la qualité de l'air pourrait intervenir prochainement notamment dans le cadre de la révision de la directive sur la qualité de l'air en 2013. Un autre exemple concerne les particules de diamètres inférieurs à 100 nm ( $PM_{0,1}$ ), qui ont un impact direct important sur la santé, alors que leur masse est négligeable par rapport à celles de particules plus grossières comme les  $PM_{2,5}$  et  $PM_{10}$ .

## La législation en Europe et en France

La législation européenne sur la qualité de l'air impose, pour les particules, la surveillance des particules  $PM_{10}$  depuis plus de 10 ans, et des  $PM_{2,5}$  depuis 2008. Certains éléments toxiques des particules font également l'objet d'un suivi réglementaire dans l'air ambiant, comme les HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques) ou certains métaux lourds.

Les textes européens définissent les modalités pratiques de la surveillance et, en particulier pour les  $PM_{10}$ , des valeurs limites pour la protection de la santé humaine. En cas de dépassement d'une valeur limite, les États membres doivent mettre en place des

plans d'actions visant à ramener la valeur du polluant en dessous de la valeur limite. En France, ces plans sont les PPA, Plans de Protection de l'Atmosphère.

La transposition des obligations européennes est reprise et complétée dans la législation française. Les réseaux de surveillance de la qualité de l'air, réunis en France au sein de la Fédération nationale ATMO, mettent en œuvre cette surveillance réglementaire sur leurs territoires de compétence, en lien avec le ministère de l'Écologie et sous la coordination technique du LCSQA<sup>(8)</sup>. Dans ce cadre et conformément à la Loi sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Énergie de 1996, ils transmettent aux préfets les informations relatives aux dépassements ou prévisions de dépassements des seuils réglementaires et mettent à disposition d'un large public toutes les données mesurées ou prédictives sur la qualité de l'air. On distingue dans la législation française deux catégories de seuils de vigilance, i) des seuils à court terme permettant d'informer notamment les personnes sensibles en période de pics de pollution et permettant d'agir *via* des mesures dites « d'urgence » telles que la diminution ou modification de certaines productions industrielles, le ralentissement de la vitesse du trafic automobile... ii) de seuils à long terme qui s'inscrivent dans un objectif de protection de la santé humaine pour des expositions chroniques (il définit une valeur journalière ne devant pas être dépassée un certain nombre de jours par an), le dépassement des seuils à long terme entraîne la mise en place de mesures de réduction pérennes telles que les PPA ou le plan particules actuellement.

## Les impacts des particules sur l'homme et l'environnement

Parmi les nombreux composés présents dans l'atmosphère, certains ont un impact reconnu sur la santé humaine, comme les composés organiques volatils (COV) ou le monoxyde de carbone (CO), alors que d'autres, tels que les gaz à effet de serre, ont un impact direct sur le climat. Les particules atmosphériques présentent la particularité d'avoir non seulement des impacts sanitaires mais aussi des impacts sur le climat. Elles ont également des effets sur les écosystèmes et le patrimoine bâti. Pour ce dernier thème, non développé dans ce numéro, le lecteur souhaitant plus d'informations pourra se référer aux résultats du programme de recherche Primequal<sup>(9)</sup>.

### Santé

Lorsque l'on respire, l'air est logiquement expiré. Ce n'est pas toujours le cas pour la phase particulaire qui va pénétrer plus ou moins profondément dans

(8) Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air – <http://www.lcsqa.org/>

(9) Voir notamment les actes du colloque de restitution « Qualité de l'air et particules : Impacts sur environnement et santé. Que préconiser pour demain ? » sur le site de Primequal : [www.primequal.developpement-durable.gouv.fr/](http://www.primequal.developpement-durable.gouv.fr/)

l'appareil respiratoire, selon la taille des particules. Lorsque les particules ont un diamètre aérodynamique compris entre 10 et 3  $\mu\text{m}$ , elles se déposent au niveau de la trachée et des bronches. À moins de 3  $\mu\text{m}$ , elles peuvent atteindre les alvéoles pulmonaires et pour les ultrafines passer dans le sang. Malgré l'existence de systèmes d'épuration des particules, celles-ci s'accumulent dans l'organisme au cours des expositions chroniques. Les particules les plus fines génèrent des affections respiratoires et cardio-vasculaires qui résultent en grande partie d'une inflammation du système respiratoire. Les particules, par leurs propriétés physiques (morphologie, granulométrie) et leur composition chimique, produisent dans les tissus cibles des espèces oxydantes responsables de l'induction des processus inflammatoires qui seront plus ou moins exacerbés selon la sensibilité des personnes exposées et la nature des particules. Les particules de composition très variée transportent plusieurs familles de polluants persistants comme les métaux lourds, les dioxines, les PCB, certains pesticides, les HAP, les pollens, etc. Une grande partie de ces composés ont une action cancérigène, voire mutagène et tératogène pour certains, susceptible de s'ajouter, à plus long terme, aux effets des particules précitées.

Les symptômes associés aux aérosols sont souvent multipliés autour ou à l'intérieur des grandes villes, du fait de la proximité de leurs sources et de leur forte concentration, mais aussi de la multi-exposition des populations, cumulant par effet « cocktail » les effets dus à la présence simultanée de plusieurs polluants (comme l'ozone ou les oxydes d'azotes).

La stratégie thématique sur l'air de la Commission européenne (Communication COM (2005) 446 du 21.09.2005) indique que les niveaux ambiants de  $\text{PM}_{2,5}$  sont responsables d'une baisse de l'espérance de vie de près d'une année en moyenne sur le territoire de l'Union européenne. Plus récemment, cet effet sur l'espérance de vie a été confirmé par l'étude « Aphekom » conduite par l'INVS (voir le résumé de l'étude « Aphekom » proposé dans ce numéro). Ce constat a servi de base au renforcement de la législation européenne sur la qualité de l'air ambiant en matière de  $\text{PM}_{2,5}$  (directive 2008/50/CE). Par ailleurs, l'avis de l'ANSES sur les particules fines du 23.03.2009 conclut qu'on ne peut trouver de seuil de pollution au-dessous duquel il n'y aurait pas d'impact sanitaire et que les expositions fréquentes à des niveaux modérés de pollution ont plus d'impact sanitaire que les expositions à des épisodes ponctuels de « pics » de pollution, même répétés. L'ANSES recommande donc de donner la priorité à des actions de réduction aux sources d'émissions. Pour aller plus loin, plusieurs articles de ce numéro sont consacrés à cette question.

Du point de vue socio-économique, un rapport de juin 2012 du CGDD évalue entre 20 et 30 milliards d'euros par an pour la France métropolitaine les coûts pour la santé de la pollution de l'air extérieur. Ces

coûts sont des ordres de grandeur quantifiés *via* l'attribution d'une valeur monétaire des impacts sanitaires liés à la pollution de l'air en termes de mortalité et de morbidité.

## Climat

Les particules ont des impacts sur le climat, car elles affectent de façon significative le bilan radiatif terrestre, par deux types d'effets (direct et indirect). Le bilan radiatif terrestre est défini simplement par le GIEC comme les quantités d'énergie reçues par le système climatique Terre-atmosphère et réémises vers l'espace. Lorsque le bilan est nul, la température moyenne de la planète est stable.

La présence de particules dans l'atmosphère entraîne une diminution du flux solaire incident qui arrive sur la surface de la Terre (tel un parasol) et donc globalement, un refroidissement. C'est l'effet direct. Les effets indirects résultent quant à eux des interactions entre les nuages et les particules : lors de la formation des nuages, les particules peuvent servir de noyaux de condensation. Ainsi, pour un contenu en eau fixé, un nuage issu d'une masse d'air polluée contiendra plus de gouttelettes qu'un nuage « classique ». Un tel nuage sera alors plus réfléchissant que celui issu d'une masse d'air sans ces particules, modifiant ainsi l'albédo<sup>(10)</sup> planétaire et diminuant donc le flux lumineux arrivant à la surface terrestre. De plus, le nombre de gouttelettes (plus élevé) et leur taille (plus réduite) ne pourront pas permettre au nuage d'atteindre rapidement la taille critique au-delà de laquelle il y a précipitation (pluies, etc.). Ainsi, l'augmentation de la durée de vie du nuage entraînera une hausse de la couverture nuageuse sur Terre, ce qui aura, selon l'altitude du nuage, un effet refroidissant ou réchauffant. La composition chimique des particules joue également un rôle important : les particules contenant une fraction importante de carbone élémentaire (ou *black carbon*) ont globalement un effet positif sur la variation de température moyenne, tandis que celles qui contiennent une fraction importante de sulfates contribuent plutôt à un refroidissement global.

Au final, déterminer l'effet des particules sur le climat est donc un exercice complexe. Bien qu'étant la cible d'un effort de recherche important de la part de la communauté scientifique, les effets directs et indirects des particules sont encore mal caractérisés. Les modèles de simulation du climat indiquent toutefois qu'une nette réduction des émissions/génération de particules se traduirait globalement par une aggravation du réchauffement climatique (voir l'article d'Isabelle Coll dans ce numéro).

Les particules sont encore aujourd'hui une des sources majeures d'incertitude sur la compréhension du changement climatique. Un des enjeux principaux en termes d'évaluation de l'impact du changement climatique sur la qualité de l'air et la santé, est de

(10) Fraction du rayonnement solaire réfléchi par une surface (comme celle de la Terre).

mieux appréhender les polluants atmosphériques secondaires, tels que l'ozone ou ici les Aérosols Organiques Secondaires (AOS), qui ne peuvent être réglementés directement à l'émission, et dont les impacts à la fois sanitaires et climatiques ne peuvent plus être traités de façon dissociée.

### Écosystèmes

Les particules ont d'autres impacts environnementaux, contribuant aux dépôts de polluants sur les sols. Ces dépôts engendrent des phénomènes d'acidification et d'eutrophisation, dégradant les écosystèmes notamment forestiers et aquatiques. L'acidification est le résultat de l'augmentation de l'acidité dans les milieux. Elle est à l'origine, dans les années 70 et 80, des dégâts causés par les pluies acides sur les forêts des pays du Nord. Ce phénomène a également touché les forêts du Nord de la France, dans les Vosges et dans les Ardennes ainsi que certaines zones du Massif Central. Plusieurs protocoles au sein de la convention de Genève ont été signés depuis, pour adapter les lois à l'évolution des connaissances en matière d'environnement. Leur application a permis de faire baisser significativement l'acidification, en agissant notamment sur les émissions d'oxydes de soufre, dont la transformation dans l'atmosphère amène à la formation de particules composées d'acide sulfurique. En revanche, le phénomène d'eutrophisation, résultat d'un apport exagéré de substances nutritives (dont l'azote), semble, lui, en augmentation. Bien que les conséquences d'une modification du cycle de l'azote dans les écosystèmes soient complexes à déterminer, l'eutrophisation peut entraîner des dégradations ou des nuisances avérées sur tous les écosystèmes terrestres ou aquatiques, comme des changements d'espèces et des pertes de biodiversité.

### La complexité de la relation entre les sources de particules et leurs concentrations dans l'air ambiant

Une difficulté majeure rencontrée dans la description des processus physico-chimiques en lien avec l'action et l'impact des particules est non seulement leur complexité mais leur caractère éminemment non linéaire. Par exemple, il ne suffit pas de restreindre les émissions de particules pour que leurs niveaux de concentrations observés dans l'air ambiant diminuent d'autant. Plusieurs paramètres sont en effet à prendre en compte :

**Des particules primaires et secondaires :** Les particules sont composées d'une fraction primaire (directement émise sous forme particulaire dans l'atmosphère), et/ou secondaires, c'est-à-dire générées directement dans l'atmosphère à partir de précurseurs gazeux.

La fraction primaire des particules est par exemple issue naturellement de l'érosion des sols (poussières, particules minérales), et comprend également les

sels de mer (embruns), des suies émises lors de feux de forêts, ou encore les cendres volcaniques. L'activité de l'homme est également à l'origine d'émissions primaires de suie (combustion d'énergie fossile, de bois de déchets), de particules résultant de l'usure des pneumatiques ou des catalyseurs équipant les véhicules, ou encore de la remise en suspension par le passage de véhicules des particules initialement déposées sur la chaussée. Un point sur les inventaires d'émissions de particules primaires est proposé par Chang *et al.* dans ce numéro.

Les particules secondaires, en revanche, sont directement formées dans l'atmosphère, par des processus physico-chimiques de conversion de gaz en particules. Ainsi, la plus grande part des sulfates et des nitrates, ainsi que des particules organiques présentes dans l'atmosphère en France sont des aérosols secondaires (voir l'article de Favez *et al.* dans ce numéro).

**Des polluants réactifs :** Les particules présentes dans l'atmosphère ne sont pas toujours inertes sur le plan physico-chimique, et leurs processus de formation/transformation dépendent de nombreux facteurs (météorologiques, géographiques, sources...). Par exemple, il est admis que les températures les plus basses favorisent la condensation d'espèces semi-volatiles en particules par des processus dits de nucléation.

**Des polluants à courte durée de vie :** La durée de vie du CO<sub>2</sub>, de l'ordre de la centaine d'année, implique que sa concentration dans l'atmosphère soit relativement homogène à l'échelle du globe. Ce n'est pas le cas pour les particules dont la durée de vie dans l'air est de l'ordre de quelques jours (en fait, de quelques heures à quelques semaines selon leur taille et les conditions météorologiques). Ce temps de vie ne permet pas aux différents niveaux de particules de s'homogénéiser dans l'air, aussi observe-t-on de façon systématique des concentrations en particules plus élevées à proximité des zones d'émission.

*In fine*, la concentration de particules dans l'air est un équilibre subtil entre les processus de formation (et en particulier les émissions primaires et la formation de la fraction secondaire), les conditions de dispersion, de transport dans l'air (dynamique et météorologie) depuis les sources d'émission jusqu'à leur élimination. Les particules disparaissent de l'atmosphère lorsqu'elles se déposent sur les surfaces par dépôt sec, soit sous forme de dépôt humide lors des précipitations (pluie, neige).

En conséquence, selon le temps de résidence dans l'atmosphère des particules et leur transport (dû à la circulation atmosphérique des masses d'air), les changements induits en termes de santé et de climat peuvent s'étendre au-delà des grandes zones d'émission comme les milieux urbains et périurbains, à une échelle régionale, voire continentale ou globale. Les émissions locales de polluants primaires et la formation de polluants secondaires dans les panaches de pollution contribuent ainsi à l'augmentation des teneurs de fond des polluants atmosphériques.

Plusieurs types d'outils existent à ce jour pour relier les sources de polluants à leurs concentrations dans l'air ambiant. En tenant compte au mieux de l'ensemble des processus complexes décrits plus haut, plusieurs types de modèles ont été développés :

**Les modèles chimie-transport.** Ces modèles numériques de qualité de l'air sont principalement utilisés pour la prévision à court terme de la qualité de l'air, ou pour des projections d'impacts sur la qualité de l'air, d'évolution de l'intensité des sources d'émissions. Ces modèles représentent la chaîne de processus émissions – transport – transformations physico-chimiques – dépôts, intégrant ainsi les différentes étapes du cycle de vie des espèces gazeuses et des particules.

Les valeurs limites pour les particules étant définies en termes de masse de  $PM_{10}$  et  $PM_{2,5}$ , les efforts d'amélioration des modèles ont beaucoup porté sur une meilleure simulation de la masse de particules. Ainsi, le système de prévision de pollution PREVAIR ([www.prevoir.org](http://www.prevoir.org)), délivre quotidiennement des cartes de concentrations en  $PM_{10}$  et  $PM_{2,5}$ , prévues pour le jour même ou quelques jours en avance.

Pour bien représenter la composition chimique des particules, ces modèles doivent être nourris des émissions de particules primaires et de leur composition chimique (comme le carbone-sui ou organique, émis lors de processus de combustion, ou les minéraux issus de l'érosion et remis en suspension par les vents proches du sol, ou encore le sel de mer...). La formation d'aérosol secondaire, par nucléation ou par condensation de gaz peu volatils doit également être prise en compte. Si pour l'aérosol inorganique (sulfates, nitrates, ammonium...), cette formation est assez bien connue et simulée, elle n'est pas encore suffisamment élucidée pour l'aérosol organique, dont la plupart des modèles sous-estiment leurs concentrations.

De la même façon, le nombre total de particules présentes dans un volume d'air, qui est surtout déterminé par celui des très petites particules (d'un diamètre en dessous de 100 nm) contribuant peu à la masse, n'est pas encore bien modélisé. Ainsi, la modélisation correcte du nombre de particules constitue encore un défi important.

Enfin, pour une composition chimique et pour une distribution de taille de particules données, c'est le type de mélange de particules qui déterminera leurs propriétés optiques et hygroscopiques et ainsi leur impact sur le climat (effets directs et indirects). Entre les deux cas extrêmes de mélange externe (particules chimiquement pures) et de mélange interne (toutes les particules ont la même composition chimique), de multiples formes intermédiaires de combinaison ont été mises en évidence sur le terrain et en laboratoire (notamment par microscopie électronique). En effet, différentes phases solides et liquides de composition chimique variée peuvent coexister au sein d'une

même particule, donnant naissance à une multitude de formes possibles. Ici, l'enjeu est de faire la part de ce qui est nécessaire à représenter dans les modèles, afin de reproduire au mieux, sur un plan macroscopique, les propriétés optiques et hygroscopiques de l'aérosol déterminant son impact sur le climat.

**Les modèles source/récepteur.** Ces modèles ont pour objectif d'identifier les sources des particules sur la base des prélèvements effectués directement dans l'air ambiant. Un intérêt important de cette méthode est de caractériser précisément la composition chimique de particules prélevées, et d'en déduire la contribution réelle de certains émetteurs (voir l'article dans ce numéro de Jaffrezou *et al*). Ces modèles ont notamment constitué une étape importante pour mieux appréhender l'impact réel des combustions de biomasse (chauffage au bois et brûlage de déchets verts).

Ces modèles permettent également d'identifier et de quantifier l'impact de sources difficiles à renseigner dans les inventaires. Elles permettent de s'affranchir de certaines incertitudes sur les émissions réelles, et de prendre en compte certains processus de formation et de transformation qui contribuent à la fraction secondaire de ces particules.

Ces méthodes apportent des informations sur la contribution réelle de nombreuses sources de particules aux niveaux de pollution ambiante. L'identification plus fine des contributions de certaines sources au niveaux de particules, comme la distinction des contributions du chauffage au bois et du brûlage à l'air libre de déchets, ou la détermination de la part des véhicules diesel par rapport à celle des véhicules essence, sont des perspectives nécessitant encore des travaux de recherche.

Enfin, ces modèles peuvent être utilisés pour contribuer à l'évaluation réelle *in situ* d'actions d'amélioration de la qualité de l'air. Par rapport au suivi des indicateurs  $PM_{10}$  ou  $PM_{2,5}$ , ces modèles peuvent apporter une information plus précise sur l'évolution de l'impact de l'action aux niveaux de particules.

**Finalement**, plusieurs articles dans ce numéro de *Pollution Atmosphérique* font référence à ces outils reliant les sources de polluants à leurs concentrations dans l'air ambiant. Par exemple, la synthèse des actions de recherche soutenues par les programmes LEFE/CHAT<sup>(11)</sup> et PRIMEQUAL proposée par P. Laj permet une vue d'ensemble sur les progrès réalisés dans ce domaine.

## Comment tenir compte de ces connaissances pour améliorer la qualité de l'air ?

En France, les dépassements récurrents de valeurs limites européennes de concentrations de  $PM_{10}$  et  $PM_{2,5}$ , ont entraîné une accélération dans la mise en place de plans d'actions et de mesures de

(11) Programme national de recherche LEFE/CHAT (Les enveloppes fluides et l'environnement /ChimieAtmosphérique) coordonné par l'INSU – voir le site : <http://www.insu.cnrs.fr/lefe/chimie-atmospherique-chat>



réduction des émissions. L'intégration rapide des résultats récents des travaux scientifiques et de l'observation de la qualité de l'air permet aujourd'hui d'améliorer l'efficacité de ces actions à mettre en œuvre. Parmi les enseignements à prendre en compte, on note en particulier :

- **Premier enseignement**, les particules ont un caractère multi-sources et multi-origine géographique. Même en proximité du trafic routier, fortement influencé par les émissions véhiculaires et où se concentrent les dépassements de valeurs limites de concentrations, plusieurs niveaux d'actions sont nécessaires, comme illustré dans la figure ci-dessous :
- **Second enseignement** : Les niveaux de particules mesurés dans l'air ambiant sont liés de façon non linéaire à des émissions primaires et à la formation de particules secondaires à partir de précurseurs gazeux. En conséquence, une réduction quantifiée des émissions primaires constitue un levier d'action fondamental, mais n'aura pas forcément un impact proportionnel sur les niveaux de particules observés. Les outils de modélisation permettent d'estimer *a priori* l'efficacité potentielle de ces actions, afin de les dimensionner plus finement. Toutefois, ces outils ont des performances encore limitées pour représenter la fraction secondaire des particules (notamment la fraction organique secondaire).

Il est donc très important de disposer d'une connaissance fine et territorialisée des sources de particules, afin de cibler au mieux des actions locales. Il est également nécessaire d'évaluer *a priori* l'efficacité des actions mises en place, en particulier pour des actions touchant aux émissions de précurseurs de particules ou à des émissions diffuses sur le territoire, comme le chauffage au bois individuel, l'agriculture ou les émissions par les véhicules. Enfin, une évaluation fine de l'impact réel d'actions sur la qualité de l'air peut nécessiter la mise en œuvre d'outils complexes et le recours à des indicateurs plus fins que les  $PM_{2,5}$  et les  $PM_{10}$ .

- **Troisième enseignement** : au-delà de la santé publique, les particules ont d'autres impacts, notamment sur le climat et les écosystèmes. Il est donc nécessaire d'évaluer les impacts croisés, de rechercher des cobénéfices, et d'éviter les antagonismes.

À titre d'exemple, les résultats de l'étude « Aphekom » indiquent qu'habiter à proximité du trafic routier augmente sensiblement la morbidité attribuable à la pollution atmosphérique. En complément, d'autres études montrent que le carbone-suie, émis exclusivement par les sources de combustion, semble être un indicateur plus pertinent de la toxicité des particules issues de ce type de source que les

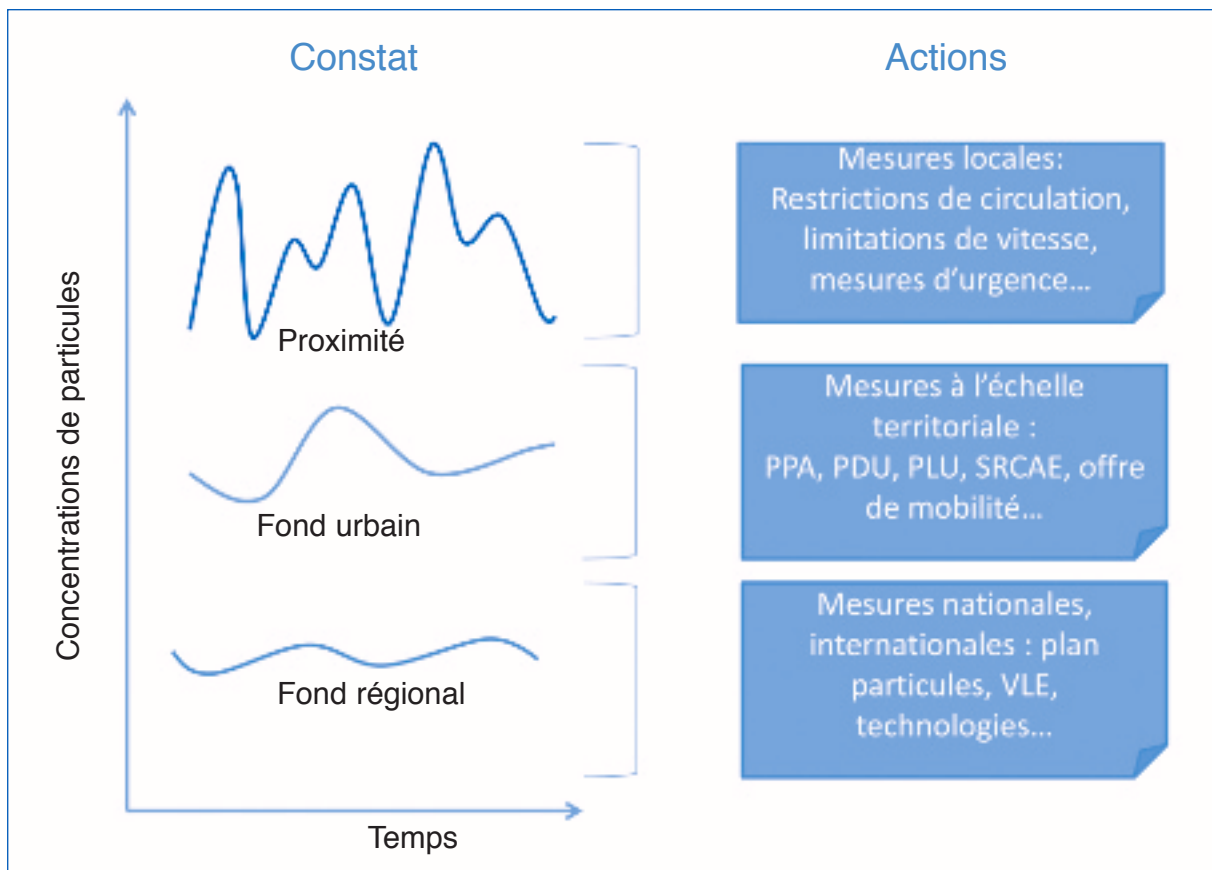


Figure 1.  
Échelle de pollutions atmosphériques et échelle d'actions (source ADEME).

PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub>. Le carbone-suie étant également un composé participant au réchauffement climatique, agir sur ces types de source présente donc un double bénéfice environnemental, à la fois sanitaire et climatique.

### Quels besoins de recherche finalisée pour contribuer à la société de demain ?

En premier lieu, l'amélioration des connaissances sur les particules (sources, formation/transformations, dépôts...) nécessite le développement ou l'optimisation d'outils. En particulier, un enjeu important est lié à l'amélioration générale des connaissances de la fraction organique secondaire des particules et à une approche plus réaliste des connaissances des émissions. Ceci est d'autant plus important à appréhender du fait de la non linéarité des processus mis en jeu.

Les actions correctives efficaces à court terme sont de plus en plus difficiles à mettre en œuvre compte tenu de sources diffuses, nombreuses, impliquant des coûts de « dépollution » de plus en plus élevés, des ruptures technologiques ou des pratiques nouvelles, auxquelles la société n'est pas toujours préparée.

Les solutions purement techniques, comme la réduction des émissions canalisées de l'industrie, les performances des moteurs thermiques des véhicules, et dans un futur assez proche, celles des appareils de chauffage au bois, ne connaîtront très probablement plus d'évolutions aussi fortes à l'avenir que dans un passé récent. Pour ces dernières sources, l'évolution des émissions est en grande partie liée au renouvellement des parcs pour remplacer ou substituer les véhicules ou appareils les plus émetteurs ; à court terme, les mesures de réduction de la pollution atmosphérique peuvent se traduire par des mesures plus ou moins contraignantes, notamment pour la population, et avoir des impacts en matière d'acceptabilité sociale. Pour être efficace, il est nécessaire de développer une visibilité des actions leur permettant d'être assimilées par le plus grand nombre.

### Intégrer la qualité de l'air dans l'urbanisme et la mobilité de demain

Pour prévenir les problématiques de qualité de l'air, il est nécessaire d'intégrer les enjeux de qualité de l'air intérieur et ambiant dans les projets de développement des territoires urbanisés de demain, dans les moyens de transport et de mobilité associés, et dans les futurs métiers et activités économiques.

Pour ce qui est de l'air ambiant, des outils de modélisation de plus en plus performants doivent encore être développés pour établir des scénarios globaux, qui plus est dans un contexte de réchauffement climatique. La prise en compte des impacts sur le patrimoine bâti et les écosystèmes (à des fins de préservation de la biodiversité, de la fertilité des sols

naturels et agricoles, des ressources forestières et des milieux aquifères) constitue également un domaine où la recherche doit jouer pleinement son rôle pour éclairer la décision et fournir les bons outils de diagnostic et permettre les projections.

Pour ce qui est de l'air intérieur, et notamment parce que les constructions deviennent de plus en plus étanches dans un souci de contrôle des échanges énergétiques avec l'extérieur, il est important de poursuivre le développement, d'une part, des connaissances sur les déterminants de la qualité de l'air intérieur et, d'autre part, des technologies performantes et économes de ventilation et d'aération à la fois dans les constructions neuves mais également dans les bâtiments à réhabiliter.

En complément, la caractérisation préventive de polluants émergeant tant dans l'air intérieur que dans l'air ambiant est nécessaire. Ceci nécessite notamment des travaux prospectifs sur les émissions atmosphériques liées à l'évolution des activités anthropiques (nouveaux process, nouveaux produits...).

### Développer des approches intégrées

Les indicateurs de qualité de l'air doivent également être perfectionnés et évoluer vers des indicateurs intégrés. Il est nécessaire de continuer de développer des indicateurs, comme le carbone-suie, permettant de relier plus directement les émissions de polluants à leurs impacts environnementaux et sanitaires.

En matière d'impact sanitaire, la connaissance est encore à améliorer afin notamment de limiter les incertitudes sur les effets sur la santé, de renforcer la quantification de la relation dose-réponse, d'approfondir les savoirs sur l'interaction entre les différents polluants ainsi que sur les multi-expositions. Ces connaissances nouvelles devraient permettre également de produire des évaluations plus précises des coûts sanitaires liés à la qualité de l'air.

Compte tenu notamment de la complexité des phénomènes atmosphériques, de l'imbrication des problématiques à différentes dimensions (du local au global) et des corrélations avec les effets du changement climatique, les mesures, et notamment l'action publique en matière de qualité de l'air, doivent être de plus en plus intégrées, multifformes et ce à différents échelles (territoriale, nationale, européenne, internationale).

La poursuite de la recherche sur les aérosols et notamment sur les AOS est une illustration de la complémentarité désormais nécessaire entre les problématiques de qualité de l'air (dont l'air intérieur) et celles en lien avec le changement climatique. C'est notamment par le développement de travaux de recherche sur les impacts croisés air-énergie-climat que les acteurs publics pourront mettre en œuvre des mesures plus intégrées et donc plus exhaustives.

## SYNTHÈSE DES PRÉSENTATIONS SOLLICITÉES LORS DES JOURNÉES

<b>SESSION 1 : LES PARTICULES ET LEURS EFFETS SUR LA SANTÉ : CE QU'IL FAUT SAVOIR</b>	
<b>Mécanismes d'action des particules atmosphériques fines et ultrafines.</b> F. MARANO .....	20
<b>Évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique : méthodes et résultats.</b> M. PASCAL, A. UNG, S. MEDINA, C. DECLERCQ .....	24
<b>SESSION 2 : LES PARTICULES : DES ENJEUX SANITAIRES, ENVIRONNEMENTAUX ET CLIMATIQUES</b>	26
<b>Connaissances sur les enjeux environnementaux et climatiques des particules.</b> <b>Knowledge on environmental and climatic issues of atmospheric particles</b> I. COLL .....	26
<b>Impacts globaux sur la santé et le climat de particules de différentes sources.</b> <b>Global Health and climate impacts of particles from specific sources.</b> P. KINNEY, A. NORI-SARMA, N. UNGER, D. JACK .....	32
<b>SESSION 3 : CE QUE NOUS DISENT LES DISPOSITIFS DE SURVEILLANCE DE LA QUALITÉ DE L'AIR POUR LES PARTICULES</b>	35
<b>Surveillance des particules : état et perspectives d'évolution du dispositif français et le dispositif français de surveillance de la qualité de l'air.</b> F. BOUVIER .....	35
<b>Niveaux de particules dans les environnements intérieurs en France.</b> <b>Particle levels in French indoor environments.</b> O. RAMALHO, J.-P. LUCAS, C. MANDIN, M. DERBEZ, S. KIRCHNER .....	37
<b>SESSION 4 : IMPACTS DES PARTICULES : L'EXEMPLE DU TRAFIC ROUTIER</b>	43
<b>Cancérogénicité des effluents des moteurs diesel et essence et de certains hydrocarbures aromatiques polycycliques nitrés (nitro-HAP ou nitroarènes).</b> <b>Carcinogenicity of diesel-engine and gasoline-engine Exhausts and some Nitroarenes.</b> L. BENBRAHIM-TALLAA, R. BAAN, Y. GROSSE, B. SECRETAN-LAUBY, F. EL GHISSASSI, V. BOUVARD, N. GUHA, D. LOOMIS, AND K. STRAIF .....	43
<b>Étude d'impact d'infrastructures routières et les effets de la pollution de l'air sur la santé : la prise en compte des particules.</b> <b>Impact assessment that a specific road infrastructure project may have on air quality and health: the inclusion of particulate matter.</b> M. KEIRSBULCK, G. BOULANGER, M. ANDRÉ, C. BUGAJNY, M. PASCAL, G. PLASSAT, E. RIVIÈRE, J. SCIARE, C. SEIGNEUR .....	49

<b>Évaluation de l'impact sanitaire des expositions résidentielles à la pollution atmosphérique à proximité du trafic routier dans l'agglomération parisienne.</b> <b>Health impact assessment of residential heavy traffic exposure in Paris Greater Area.</b>	
S. HOST, E. CHATIGNOUX ET A. SAUNAL .....	49
<b>Programme TAPAS : Transport, Pollution de l'Air et Activité Physique.</b> <b>Programme : Transportation, Air pollution and Physical Activities.</b>	
H. DESQUEYROUX.....	54
<b>Les bénéfiques et les risques de la pratique du vélo – Évaluation en Ile-de-France.</b> <b>Risks and benefits of cycling : health impact assessment study in Paris-Ile-de-France region.</b>	
C. PRAZNOCZY .....	57
<b>TABLE-RONDE : DE FORTES ATTENTES : QUELLES CONTRIBUTIONS DE LA RECHERCHE EN SANTÉ-AIR-CLIMAT ?</b>	62
<b>Stratégie du ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, dans le domaine de la recherche sur la qualité de l'air. Éléments des réflexions sur les besoins de recherche conduites dans le cadre du programme PRIMEQUAL.</b> <b>Strategy of the Ministry of Ecology, sustainable Development and Energy about air quality research. Think tank about research needs within Primequal framework.</b>	
L. MOULIN .....	62
<b>Les programmes LEFE/CHAT et PRIMEQUAL : 15 ans de recherche sur la qualité de l'air.</b>	
P. LAJ .....	67
<b>Évaluation de l'impact de la pollution urbaine dans 25 villes européennes. Résumé des résultats du projet APHEKOM.</b>	
S. MEDINA .....	70
<b>Effets de l'exposition maternelle à la pollution atmosphérique sur le déroulement de la grossesse : résultats de la cohorte mère-enfant EDEN.</b> <b>Maternalexposure to air pollution and pregnancyoutcomes: results from the EDEN mother-childcohort.</b>	
J. LEPEULE, F. CAÏNI, N. MARQUIS, A. HULIN, J. GALINEAU, V. NAVEL, C. JACQUIER, L. GIORGIS-ALLEMAND, M.-A. CHARLES, R. SLAMA.....	72
<b>L'évaluation monétaire des effets sanitaires associés à la pollution atmosphérique.</b> <b>Monetary valuation of the air-pollution related health effects.</b>	
O. CHANEL .....	80
<b>SESSION 6 : DE LA CONNAISSANCE À LA RÉGLEMENTATION</b>	84
<b>World Health Organization Recommendations on Air Quality.</b>	
M.E. HÉROUX .....	84
<b>Les politiques pour l'amélioration de la qualité de l'air en France.</b>	
I. DERVILLE.....	88
<b>SESSION 7 : TRAVAUX DU HAUT CONSEIL DE LA SANTÉ PUBLIQUE (HCSP) : ÉTABLISSEMENT DE VALEURS DE RÉFÉRENCE POUR LA GESTION DU RISQUE SANITAIRE LIÉ AUX PARTICULES</b>	94
<b>Pollution par les particules dans l'air ambiant. Recommandations du Haut Conseil de la Santé Publique sur les seuils d'information sanitaire.</b>	
I. ANNESI-MAESANO .....	94

<b>TABLE-RONDE : AGIR SUR LES COMPORTEMENTS POUR RÉDUIRE LES IMPACTS SANITAIRES, ENVIRONNEMENTAUX ET CLIMATIQUES DES PARTICULES</b>	100
<b>Actions menées par la Direction générale de la santé en matière de qualité de l'air et d'effets sur la santé associés.</b>	
C. PAUL, M. FIORI .....	100
<b>Retour d'expérience concernant la mise en œuvre des procédures d'information des personnes sensibles et d'alerte à la pollution atmosphérique en Haute-Normandie.</b>	
<b>Feedback on the implementation of information procedures for sensitive people and alert procedures regarding air pollution in Haute-Normandie.</b>	
V. DELMAS, J. LE BOUARD .....	105
<b>SESSION 8 : CONNAÎTRE LES SOURCES DE PARTICULES</b>	110
<b>Connaissance des sources de particules et de leurs émissions comme outils d'aide à la décision et à l'action.</b>	
<b>Assessment of particulate sources and their emissions as tools to support decision and action.</b>	
J.-P. CHANG, J.-M. ANDRÉ, J. JABOT, Y. MARTINET .....	110
<b>SESSION 9 : LES OUTILS À DISPOSITION DES ACTEURS LOCAUX</b>	119
<b>Les modèles régionaux et les modèles urbains : nouveaux outils d'aide à la décision.</b>	
L. ROUÏL .....	119
<b>L'apport des méthodes d'analyses chimiques des PM pour la connaissance des sources d'émission.</b>	
<b>Chemical analysis of atmospheric pm and improvment of the knowledge on emissions sources.</b>	
J.-L. JAFFREZO, C. PIOT, J.-L. BESOMBES, N. MARCHAND, I. EL HADDAD, O. FAVEZ, ET G. BRULFERT .....	122
<b>Évolution de la surveillance territoriale des particules dans les observatoires agréés.</b>	
<b>Territorial development of surveillance in particle observatory approved.</b>	
M.-B. PERSONNAZ .....	136
<b>Élaboration des Plans de Protection de l'atmosphère, le point de vue des bureaux d'études.</b>	
<b>Development of air quality action plans, consultancy's point of view.</b>	
N. DUFOUR, M. TILL, O. DECHERF .....	140
<b>TABLE-RONDE : RÉDUIRE LA POLLUTION DE L'AIR DANS LES VILLES : DES ACTIONS POUR AUJOURD'HUI ET POUR DEMAIN ?</b>	144
<b>Penser le futur urbain pour une meilleure qualité de l'air.</b>	
<b>Designing the urban future for a better air quality.</b>	
C. SEIGNEUR .....	144

# Mécanismes d'action des particules atmosphériques fines et ultrafines

Francelyne MARANO<sup>(1)</sup>

Les particules fines et ultrafines (PM<sub>2,5</sub>, PM<sub>1</sub>) constituent la fraction dite respirable, c'est-à-dire celle qui se dépose dans les poumons jusqu'aux voies respiratoires inférieures et aux alvéoles. Cependant, les études de déposition les plus récentes montrent que, pour la fraction la plus fine à l'échelle nanométrique, ce dépôt peut se faire également au niveau du nasopharynx et des voies respiratoires supérieures [1]. Si elles sont négligeables en masse (1 à 8 %), les particules ultrafines représentent en nombre jusqu'à 80 % de l'aérosol urbain et leur augmentation de surface à masse égale est associée à une augmentation de leur réactivité donc une activité biologique plus grande que celle des grosses particules de même composition chimique. Par ailleurs, en dehors de la taille, la composition chimique des PM est très importante dans la réactivité biologique. Des analyses de la composition des PM montrent qu'elles diffèrent en fonction de la taille des particules. Pour les plus fines, généralement des suies issues des combustions incomplètes associées au trafic, au chauffage, en particulier au bois, et aux incinérations, deux types de composants sont à prendre en considération : les composés organiques qui sont adsorbés à la surface des particules, en particulier les HAP et les quinones, et les métaux, en particulier les métaux de transition. Les particules Diesel font partie de cette fraction fine des PM. Il a été démontré que ces composés pouvaient devenir biodisponibles dans le poumon quand les particules ne sont pas éliminées par les mécanismes de clairance de l'appareil respiratoire. Les premiers peuvent être alors métabolisés et être à l'origine de métabolites actifs susceptibles d'effets toxiques voire cancérigènes alors que les seconds peuvent induire un stress oxydant à l'origine d'une réponse inflammatoire. Enfin, après leur émission dans l'atmosphère, les particules se modifient en s'agglutinant, en réagissant avec des gaz, par exemple les composés organiques volatils, en fixant des molécules biologiques comme des endotoxines (provenant de la paroi des bactéries) ou des allergènes provenant de grains de pollen ou de spores de champignon. Ces différentes molécules adsorbées vont pénétrer dans les voies aériennes avec les particules et induire elles-mêmes des réponses biologiques : c'est l'effet « cheval de

Troie ». La question de la biopersistance de ces particules est essentielle et a été démontrée sur des analyses post-mortem de poumons de femmes non fumeuses exposées toute la vie à une pollution atmosphérique très importante dans la ville de Mexico [2, 3]. Ces caractéristiques chimiques nécessaires pour comprendre les réponses biologiques aux particules ont conduit ces dernières années à une identification plus fine de la relation entre sources et augmentation du risque pathologique.

## Dépôt des particules atmosphériques dans les poumons

On considère que la déposition des particules dans l'appareil respiratoire dépend essentiellement de trois mécanismes : la sédimentation pour les particules les plus grosses, l'impaction au niveau des bifurcations bronchiques, et la diffusion pour les particules les plus fines. La taille des particules détermine donc leur site de déposition dans l'appareil respiratoire et on peut ainsi mettre en évidence trois régions de dépôt : les régions naso-pharyngée, trachéobronchiale et alvéolaire. Ce schéma classique va ensuite varier selon les individus, leur capacité respiratoire, d'éventuelles pathologies telles que l'asthme et la bronchite chronique. Les particules les plus fines ont la capacité à séjourner dans les poumons où elles sont soumises à des mouvements browniens et où elles peuvent diffuser. La déposition particulière dans les poumons est sensiblement plus marquée chez des malades atteints de pathologies obstructives telles que l'asthme et la bronchopathie pulmonaire obstructive (BPCO), elle est hétérogène selon les zones du poumon et la variabilité interindividuelle est très forte [4]. Tous ces facteurs ainsi que les propriétés propres des particules et leur capacité à interférer avec les fluides broncho-pulmonaires vont jouer un rôle essentiel dans leur toxicité.

La clairance particulaire, c'est-à-dire les capacités des poumons à éliminer les particules inhalées, va également dépendre de ces différents facteurs. Pour les particules déposées au niveau des voies aériennes,

(1) Paris-Diderot Paris 7.

le mécanisme de clairance est mucociliaire et l'élimination des particules rapide (en 24 h environ). Pour les particules déposées au niveau alvéolaire, la clairance macrophagique est plus lente, la demi-vie des particules pouvant atteindre des mois et, dans des conditions de surcharge chronique, conduire à l'accumulation. Enfin, la persistance des particules va également être étroitement liée à leurs propriétés physico-chimiques et, en particulier, leur solubilité. Les particules et les différentes molécules qu'elles transportent à leur surface vont interagir avec le liquide broncho-alvéolaire. Les composés hydrosolubles tels que les métaux et certaines molécules liposolubles de faible poids moléculaire vont rapidement être extraits et se disperser en interagissant avec les divers composés du liquide broncho-alvéolaire, en particulier les protéines et les lipides, et modifier leur propriétés. Ceci est particulièrement vrai pour les molécules hautement réactives et pour les métaux de transition capables de produire des Espèces Réactives de l'Oxygène (ERO) et d'induire un stress oxydant. Par contre, le cœur de la particule ainsi que les molécules fortement adsorbées restent au niveau du lieu de déposition. Selon les propriétés de surface de la particule, sa composition chimique, les molécules organiques qui sont restées adsorbées, les protéines des fluides biologiques qu'elle aura captés à sa surface (corona), elle pourra interférer avec la membrane plasmique des cellules épithéliales susceptibles alors de la phagocytiser.

Alors qu'on considère que les particules de taille micrométrique et au-dessus ne doivent pas franchir les barrières biologiques, la question de la translocation des PUF a été l'objet de débats très vifs au cours des dernières années. Cependant, un consensus se fait actuellement sur le fait que certaines particules, sans doute en fonction de leurs propriétés, peuvent franchir ces barrières. Cependant, celle-ci reste faible, pas plus de 1 % de la quantité inhalée. Ces particules ultrafines doivent donc passer la barrière broncho-alvéolaire vers l'interstitium pulmonaire. Elles doivent également pouvoir franchir la paroi des capillaires, se retrouver dans le sang qui les transporte vers des organes secondaires.

L'accumulation, même faible, trouvée dans le cerveau avec des particules « modèles » dans des expériences de toxicocinétique après inhalation chez le rat pose la question du franchissement de la barrière hémato-encéphalique. Cependant, une autre voie d'entrée potentielle est la voie olfactive qui a été prouvée chez le rat en utilisant diverses particules instillées dans le nez [5, 6]. La question d'un tel transfert se pose donc pour les particules atmosphériques ultrafines.

### Les mécanismes de toxicité à l'origine des pathologies associées aux particules atmosphériques

Les connaissances acquises sur la toxicologie des particules atmosphériques sont en grande partie

liées aux études sur les particules Diesel qui ont constitué un modèle de référence pour l'évaluation des effets biologiques en utilisant différentes approches *in vitro* (cultures cellulaires), *in vivo* (chez l'animal exposé par instillation intra-trachéale ou inhalation) et chez l'homme exposé à des échappements Diesel dilués [7, 8]. Les particules atmosphériques sont responsables d'une réponse inflammatoire au niveau des poumons. Elles peuvent jouer un rôle d'adjuvant dans la survenue de crises d'asthme en interaction avec les allergènes. Elles peuvent aggraver la bronchite chronique en maintenant une inflammation des voies aériennes. Enfin, elles sont associées à l'augmentation du risque de cancer bronchique. Rappelons que le CIRC (Centre International de Recherche sur le Cancer) vient de reclasser les particules Diesel dans le groupe 1 (cancérogène certain). Depuis dix ans, des progrès importants ont été réalisés dans la compréhension des effets cardio-vasculaires bien que des zones d'ombre subsistent encore (pour une revue, [9]). Les questions posées ont porté sur les effets systémiques de ces particules et leur capacité à franchir la barrière alvéolaire et à se retrouver dans le sang. Un autre aspect très étudié concerne la réponse inflammatoire induite dans les poumons et ses potentiels effets adverses à distance, en particulier au niveau du système cardio-vasculaire.

La production d'Espèces Réactives de l'Oxygène (ERO), le stress oxydant qui en résulte au niveau pulmonaire et la réponse inflammatoire associée sont considérés comme étant à l'origine des réponses adaptatives ou des mécanismes de toxicité induits par les PM en fonction du niveau de production de ces ERO. Le stress oxydant est défini comme une perturbation de la balance entre pro-oxydants et anti-oxydants au profit des pro-oxydants. De nombreuses études *in vitro* et *in vivo* ont clairement mis en évidence que des particules Diesel et les particules atmosphériques fines et ultrafines augmentaient la production de radicaux libres au contact des épithéliums ou après phagocytose par les macrophages alvéolaires et les cellules épithéliales [11, 12, 13]. La capacité des PM à générer des radicaux libres peut s'expliquer par la présence en surface de métaux et de molécules organiques ayant des propriétés rédox. Par ailleurs, il a été démontré que, pour une même composition chimique, plus les particules sont petites, plus elles sont aptes à générer un stress oxydant, ceci étant sans doute associé à l'augmentation de leur surface réactive par rapport aux fluides biologiques et aux cellules [14]. Cette rupture de l'équilibre redox à l'extérieur et à l'intérieur des cellules, s'il ne conduit pas à des réponses cytotoxiques conduisant à la mort cellulaire par nécrose ou apoptose, peut être à l'origine de l'activation de voies de signalisation cellulaires et de facteurs de transcription nucléaires qui régulent l'expression de gènes impliqués dans une variété de processus biologiques comme la prolifération, l'inflammation et les diverses réponses au stress particulaire. Elle peut aussi être à l'origine de lésions oxydatives de l'ADN conduisant à des mécanismes de génotoxicité. Les niveaux relatifs de pro-

oxydants produits et d'antioxydants présents dans les tissus déterminent le type de réponse biologique.

La réponse inflammatoire qui résulte de ces interactions et du stress oxydant fait actuellement consensus. Elle est très bien documentée à travers de nombreuses publications sur les cultures de cellules, chez l'animal après instillation intra-trachéale de particules ou inhalation, enfin chez l'homme (pour des revues voir [15]). Par exemple, l'exposition de volontaires sains à des PDI par instillation nasale, induit une augmentation du nombre de cellules inflammatoires, des cytokines, des chimiokines (signaux responsables du chimiotactisme) et des immunoglobulines E (IgE) spécifiques de la réponse allergique [7]. Elles augmentent la réponse spécifique à un allergène, ce qui leur confère un rôle d'adjuvant dans les pathologies allergiques telles que les rhinites allergiques et l'asthme. Le résultat d'un processus inflammatoire est également observé dans des Lavages Broncho-Alvéolaires (LBA) réalisés sur des volontaires sains après exposition à des échappements Diesel dilués [8]. L'infiltrat inflammatoire contient des neutrophiles (PNN), cellules jouant un grand rôle dans les bronchites chroniques mais également dans l'asthme et les rhinites allergiques.

### Les mécanismes induits par les PM et associés aux effets cardio-vasculaires

L'athérosclérose est généralement reconnue comme un processus inflammatoire qui est étroitement lié à un dérèglement du fonctionnement de

l'endothélium vasculaire. La perte de l'intégrité de l'endothélium conduit à une perturbation des mécanismes de coagulation sanguine et à une libération de médiateurs de l'inflammation ainsi que de facteurs de croissance. Une inflammation chronique va être à l'origine de l'induction de plaques d'athérome et de dommages artériels, et peut conduire à l'infarctus du myocarde.

L'exposition à des niveaux élevés de particules atmosphériques peut induire chez les malades atteints de maladies cardio-vasculaires une aggravation de leur pathologie.

Les effets à court terme d'une augmentation de la concentration atmosphérique en PM<sub>10</sub> pourraient induire la modification de divers paramètres sanguins tels que la viscosité du plasma, et les facteurs de coagulation du sang. Ces perturbations sont attribuées à une inflammation systémique résultant de l'inflammation pulmonaire induite par les particules. Les études expérimentales ont été réalisées principalement chez des rongeurs, cependant, certaines d'entre elles ont montré des perturbations chez des volontaires soumis à des échappements Diesel dilués [16]. La question du passage dans le sang des particules par translocation s'est posée mais il n'a pas été prouvé chez l'homme, et il faut être prudent avec les extrapolations de l'animal à l'homme. Dans l'hypothèse d'un passage des particules dans le sang, elles pourraient avoir des effets directs sur les cellules endothéliales, les plaquettes sanguines et les plaques d'athérome, et être ainsi directement à l'origine des accidents cardio-vasculaires dont l'incidence est augmentée lors des pics de pollution particulaire.

### Références bibliographiques

1. Oberdorster G, Oberdorster E, Oberdorster J. Nanotoxicology: An emerging discipline evolving from studies of ultrafine particles, *Environ Health Perspect* 2005 ; 113 : 823-39.
2. Brauer M, Avila-Casado C, Fortoul TI *et al.* Air pollution and retained particles in the lung. *Environ Health Perspect* 109, 1039-1043.2001
3. Churg A, Brauer M, del Carmen Avilla-Casado M *et al.* Chronic exposure to high levels of particulate air pollution and small airway remodelling. *Environ Health Perspect* 2003 ; 111 : 714-18.
4. Kim CS, Kang TC. Comparative measurement of lung deposition of inhaled fine particles in normal subjects and patients with obstructive airway disease. *Am J Respir Crit Care Med* 1997 ; 155 : 899-905.
5. Oberdörster G, Sharp Z, Atudorei V *et al.* Extrapulmonary translocation of ultrafine particles following whole body inhalation exposure to rats, *J. Toxicol. Environ. Health*, 2002 ; 65 : 1531-43.
6. Oberdörster G, Sharp Z, Atudorei V *et al.* Translocation of inhaled ultrafine particles to the brain, *Inhal. Tox* 2004 ; 16 : 437-45.
7. Diaz-Sanchez D, Tsien A, Fleming J, Saxon A. Combined diesel exhaust particulate and ragweed allergen challenge markedly enhances human in vivo nasal ragweed-specific IgE and skews cytokine production to a T helper cell 2-type pattern. *J Immunol* 1997 ; 158 : 2406-13.
8. Salvi S, Blomberg A, Rudell B *et al.* Acute inflammatory responses in the airways and peripheral blood after short-term exposure to diesel exhaust in healthy human volunteers. *Am J Respir Crit Care Med* 1999 ; 159 : 702-709.
9. Brook RD, *et al.* Particulate matter air pollution and cardiovascular disease, an update to the scientific statement from the American Heart Association Circulation, 2010 ; 121 : 2331-78.
10. Li N, Sioutas C, Cho A *et al.* Ultrafine particulate pollutants induce oxidative stress and mitochondrial damage. *Environ Health Perspect* 2003 ; 111 : 455-460.



11. Boland S, Baeza-Squiban A, Bonvallot V *et al.* Responses of human airway epithelial cells in culture to diesel exhaust particles. *Am. J. Resp. Crit Care Med.* 1999 ; 159 : 464.
12. Baeza A, Marano F. Pollution atmosphérique et maladies respiratoires : un rôle central pour le stress oxydant. *Médecine Sciences* 2007 ; 23 : 497-507.
13. Kelly FJ, Mudway IS. Particle-mediated extracellular oxidative stress in the lung. Particle toxicology, ed Donaldson K and Borm P, CRC Press, 2007 : 90-117.
14. Donaldson K, Beswick PH, Gilmour PS. Free radical activity associated with the surface of particles : a unifying factor in determining activity? *Toxicol Lett.* 1996 ; 88 : 293-8.
15. Marano F, Aubier M, Brochart P *et al.* Impacts des particules atmosphériques sur la santé : Aspects toxicologiques. *Environnement, Risques et Santé* 2004 ; 3 : 87-96.
16. Mills NL, Tornqvist H, Robinson SD *et al.* Diesel exhaust inhalation causes vascular dysfunction and impairment endogenous fibrinolysis. *Circulation* 2005 ; 112 : 3930-6.



# Évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique : méthodes et résultats

Mathilde PASCAL, Aymeric UNG, Sylvia MEDINA, Christophe DECLERCQ

Grâce à un nombre important d'études réalisées au cours des dernières décennies, les effets de la pollution atmosphérique sur la santé sont aujourd'hui mieux connus. Les études épidémiologiques et toxicologiques constituent un faisceau de preuves en faveur de l'existence d'une relation causale entre l'exposition aux particules fines ( $PM_{10}$  et  $PM_{2.5}$ ), à l'ozone, et l'impact sur la santé à court et long termes. Les effets à court terme surviennent quelques jours après une exposition à la pollution. Les effets à long terme peuvent être définis comme la participation de l'exposition à la pollution atmosphérique au développement de pathologies chroniques et au décès.

Si la pollution atmosphérique peut apparaître comme un risque faible au niveau individuel comparé à d'autres facteurs, son impact sur la santé publique est important. Les Évaluations d'Impact Sanitaire (EIS) de la pollution atmosphérique permettent de quantifier de manière objective cet impact au sein d'une population. Elles s'appuient sur une démarche quantitative codifiée utilisant les données locales de pollutions et de santé, et des relations concentration-réponse (C-R) issues d'études épidémiologiques basées sur des suivis de cohortes. En estimant le nombre annuel d'événements sanitaires qui seraient évités si la qualité de l'air était meilleure, toutes choses égales par ailleurs, ces EIS fournissent aux décideurs et professionnels de la santé et de l'environnement une aide à la décision dans les politiques locales en matière de protection de la santé des populations vis-à-vis des polluants atmosphériques. Elles permettent ainsi de fixer des objectifs d'amélioration de la qualité de l'air fondés sur des critères objectifs de santé publique. Les résultats peuvent être traduits en termes économiques, en utilisant une approche basée sur le coût de la maladie pour les hospitalisations ou une approche basée sur le consentement à payer pour la mortalité. Les bénéfices attendus de différents scénarios d'évolution de la pollution atmosphérique peuvent également être mis en perspective. Ils permettent ainsi de comparer l'efficacité de différentes stratégies de réduction de la pollution atmosphérique en termes de bénéfices sanitaires et d'apporter des éléments d'information en direction des parties prenantes afin d'orienter les décisions pouvant avoir une influence sur la qualité de l'air.

En France, la loi du 9 août 2004 relative à la politique de santé définit dans son annexe 100 objectifs

d'amélioration de l'état de santé de la population à atteindre, dont l'objectif n° 20 « Réduire l'exposition de la population aux polluants atmosphériques ». Un des indicateurs de suivi au niveau national de cet objectif est la réalisation, avec une périodicité quinquennale, d'EIS à court terme dans les agglomérations de plus de 100 000 habitants où les niveaux d'exposition aux polluants atmosphériques sont mesurés. Depuis 1999, une soixantaine d'EIS ont été réalisées dans les villes françaises, à partir d'une méthode commune développée par l'InVS.

Des résultats récents d'EIS en France sont fournis par le projet européen Aphekom (*Improving Knowledge and Communication for Decision Making on Air Pollution and Health in Europe*) (<http://www.aphekom.org/>). Ce projet avait pour but de fournir des informations clés aux parties prenantes pour mieux comprendre les impacts de la pollution atmosphérique sur la santé en Europe. À côté d'approches innovantes concernant notamment l'impact de la pollution du trafic routier sur la prévalence et l'exacerbation de maladies chroniques, l'impact de la mise en œuvre de politiques publiques ou la communication avec les parties prenantes, le projet a réalisé des EIS pour 25 villes européennes, dont neuf villes françaises (Bordeaux, Le Havre, Lille, Lyon, Marseille, Paris, Rouen, Strasbourg et Toulouse) pour la période 2004-2006. Le projet a également conduit à mettre à jour le guide méthodologique de l'InVS pour la réalisation d'EIS.

Les EIS d'Aphekom ont estimé le poids de l'exposition aux particules en suspension et à l'ozone sur la mortalité et les hospitalisations cardiaques et respiratoires de chaque ville, en comparant la situation sanitaire observée avec ce qu'elle aurait pu être si les niveaux de PM et d'ozone avaient respecté les valeurs guides de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS).

Comme dans la plupart des villes européennes, Aphekom a montré la persistance d'un impact considérable de la pollution de l'air sur la santé dans les villes françaises. Cet impact est largement dominé par les effets à long terme des particules fines sur la mortalité. Ainsi, toutes les villes étudiées en France présentaient des valeurs de particules supérieures aux valeurs guides recommandées par l'OMS. Pendant la période 2004-2006, le niveau moyen de

particules fines ( $PM_{2,5}$ ) variait de 14 à 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  selon la ville (valeur guide de l'OMS : 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Or une diminution des concentrations moyennes annuelles de  $PM_{2,5}$  à la valeur guide de l'OMS aurait permis un gain moyen d'espérance de vie à 30 ans de 3,6 à 7,5 mois selon la ville. Ceci équivaut à différer près de 3 000 décès par an. À Paris, par exemple, cela correspond à plus de 1 400 décès par an, soit 10 fois plus que le nombre de décès attribuables aux accidents de la route (155 décès en 2005). Pour les neuf villes, le bénéfice économique associé est estimé à près de 5 milliards €. Sur l'ensemble des 25 villes européennes participant au projet, le respect de la valeur OMS aurait permis de différer 18 800 décès par an. Le bénéfice économique associé aurait alors été de plus de 30 milliards € par an.

De même, une diminution de la moyenne annuelle de  $PM_{10}$  à la valeur guide de l'OMS (20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) aurait permis d'éviter plus de 670 hospitalisations par an dont près de 360 hospitalisations cardiaques dans les

neuf villes. Le bénéfice économique associé, prenant en compte les coûts pour l'Assurance Maladie et la perte de productivité, représentent près de 3,9 millions € par an ; sur l'ensemble des 25 villes participantes au projet, le respect de la valeur OMS aurait permis d'éviter près de 5 300 hospitalisations respiratoires et 2 700 hospitalisations cardiaques. Le bénéfice économique associé aurait alors été de 19 millions € par an.

Une des limites de ces EIS est qu'elles portent sur les effets les plus graves (mortalité, hospitalisations), et ne représentent qu'une partie de l'ensemble des impacts de la pollution de l'air sur la santé et le bien-être des populations urbaines. Ainsi, ces résultats représentent un impact *a minima* de la pollution. Ils soulignent cependant que toute diminution des niveaux de fond de la pollution atmosphérique entraîne sur la durée un gain sanitaire notable et l'intérêt de poursuivre les efforts pour améliorer durablement la qualité de l'air en France et en Europe.



# Connaissances sur les enjeux environnementaux et climatiques des particules

## Knowledge on environmental and climatic issues of atmospheric particles

Isabelle COLL<sup>(1)</sup>

### Résumé

Les particules atmosphériques sont un élément central des problématiques environnementales, de par leur impact majeur sur la qualité de l'air et leur forte participation au changement climatique. Ces deux volets de l'évolution de notre environnement étant en outre intimement liés par des jeux d'actions et de rétroactions, les efforts faits pour améliorer la qualité de l'air ne sont pas sans incidence sur le climat, et inversement. En outre, l'impact des aérosols sur le changement climatique est associé à une des incertitudes les plus fortes des projections du climat futur. Il existe donc bien un véritable enjeu à connaître et modéliser finement les processus d'interaction des aérosols avec le système atmosphérique, ainsi que les impacts environnementaux intégrés du contrôle des émissions de particules, avant de mettre en place des politiques environnementales coûteuses, contraignantes et qui touchent à la santé publique.

### Mots-clés

Aérosol, changement climatique, qualité de l'air, politiques environnementales.

### Introduction : les aérosols atmosphériques

Les phénomènes de combustion, de frottement mécanique, le vent ou encore les végétaux sont responsables de l'émission massive et diffuse de particules sur les continents. Ces émissions, encore mal caractérisées pour une grande part, sont à l'origine d'une surexposition des populations urbaines aux particules atmosphériques, dont les effets sanitaires sont avérés. Les particules sont en effet associées à la survenue ou l'aggravation de maladies cardiovasculaires et respiratoires aiguës, et à des maladies chroniques induisant une réduction de l'espérance de vie.

D'un point de vue physico-chimique, les aérosols atmosphériques sont composés d'une multitude d'éléments d'origine et de nature différentes. Parmi les composants majeurs de l'aérosol participant à sa masse, à ses effets toxiques ou à ses propriétés optiques, on retrouve :

- du carbone de type graphite généralement contenu dans des suies (appelé *Black Carbon* (BC) ou carbone-suie) défini par sa forte absorption du rayonnement solaire ;

- du carbone dit « organique » (OC), mélange complexe et réactif d'espèces organiques, dont les propriétés chimiques, optiques et physiques restent encore pauvrement caractérisées ;
- des composés inorganiques (sulfates, nitrates, ammonium...) formés par réaction chimique dans l'atmosphère suivie de la condensation des produits.

Un aérosol présent dans l'atmosphère peut ainsi contenir du sulfate anthropique et du matériau carboné, recouvrant une particule de poussière naturelle. Cette complexité a depuis les années 1990 poussé les scientifiques à développer de nouveaux systèmes de mesure et de modélisation de l'aérosol. Les observations par satellite ou dans des réseaux de surface, les études numériques et en laboratoire, ainsi que les expériences de terrain ont également été structurées pour former un ensemble cohérent et un cadre intégrateur pour l'évolution des connaissances [Tanré, 2005]. Mais l'aérosol reste un élément hétérogène, complexe, variable, issu d'une multitude de sources anthropiques et naturelles sur lesquelles l'information est incomplète ou hautement incertaine, et qui participe à de multiples interactions avec son environnement. Comprendre et quantifier son effet intégré sur

(1) Docteur en physico-chimie de la pollution atmosphérique – Laboratoire Interuniversitaire des Systèmes Atmosphériques, UMR7583, universités Paris-Est Créteil et Paris-Diderot, 61 avenue du Général de Gaulle 94010 Créteil cedex.

le système atmosphérique reste donc une tâche ardue, et un défi pour les scientifiques et les décideurs politiques.

## Enjeux environnementaux des aérosols

**Le premier enjeu est celui de la connaissance et de la compréhension du comportement de l'aérosol dans l'atmosphère, ainsi que des interactions entre aérosol, santé et environnement.**

Les aérosols impactent le climat au travers d'effets directs et indirects. L'effet direct est le mécanisme par lequel les aérosols dispersent et absorbent le rayonnement aux courtes et grandes longueurs d'onde, modifiant ainsi l'équilibre radiatif du système atmosphérique terrestre. Sur ce plan, les sulfates, les carbones organique et suie d'origine fossile ou liés aux feux de biomasse, ainsi que les particules minérales ont tous été identifiés comme exerçant un forçage radiatif direct significatif (Solomon *et al.*, 2007) :

- Le carbone suie est le principal élément absorbant de la radiation solaire visible dans l'atmosphère. Ses sources anthropiques sont liées à la combustion fossile ou de biomasse, et ses émissions constituent la deuxième plus forte contribution au réchauffement climatique actuel après celles du dioxyde de carbone (V. Ramanathan et G. Carmichael, 2008). L'effet direct est estimé à  $+0.20 \pm 0.15 \text{ W.m}^{-2}$ .
- Le carbone organique est constitué de centaines de composés différents, ce qui rend ses effets directs et indirects extrêmement difficiles à caractériser. Après l'émission, les propriétés physico-chimiques de ce composant continuent à changer par interaction avec les oxydants en phase gazeuse et *via* une chimie en phase condensée. Les observations et modélisations suggèrent que l'OC issu de combustibles fossiles absorbe relativement faiblement, avec un forçage radiatif direct de  $-0.05 \text{ W.m}^{-2}$  et un écart-type de  $0.05 \text{ W.m}^{-2}$  (à un niveau de confiance de 90 %).
- Le sulfate particulaire est formé par des réactions en phase aqueuse dans des gouttelettes de nuage, ou *via* l'oxydation du dioxyde de soufre gazeux par les radicaux atmosphériques. Le sulfate est un aérosol majoritairement anthropique et essentiellement diffusant, les calculs issus de modèles climatiques lui attribuant un forçage radiatif moyen de  $-0.41 \pm 0.2 \text{ W.m}^{-2}$  avec un niveau de confiance de 90 %.

L'aérosol organique issu de combustibles fossiles, tout comme le sulfate, est invariablement mélangé avec d'autres produits de combustion et notamment à du carbone-suie. Cela aboutit à un état composite en termes d'indices de réfraction, de distribution en taille, d'état physique, de morphologie, d'hygroscopicité et de propriétés optiques (Yu, 2012, Thompson *et al.*, 2012, Ramana *et al.*, 2010). Enfin, la manière dont les particules atmosphériques affectent la température de l'air dépend de l'altitude : permettant la réflexion

du rayonnement incident vers l'espace en altitude, elles refroidissent ainsi la surface de la Terre. Mais les particules de carbone-suie absorbent en même temps une partie de l'énergie solaire incidente ou réfléchie, ce qui a pour conséquence de réchauffer l'atmosphère autour d'elles. Au final, le forçage radiatif direct, sommé sur tous les types d'aérosol et sur l'altitude, est négatif. Mais les aérosols exercent un forçage radiatif supplémentaire, également négatif, du fait des changements qu'ils provoquent dans les propriétés microphysiques des nuages (capacité à nucléer, taille des gouttes...). Cet impact – toujours dépendant de la nature de l'aérosol – est référencé comme l'effet indirect des aérosols sur le climat.

L'incertitude sur le forçage radiatif des aérosols est supérieure à 100 %, et dépasse 200 % pour quelques composants, ce qui rend l'évaluation de la sensibilité climatique difficile (Kulmala *et al.*, 2009). Mais au-delà de ces incertitudes, le carbone-suie semble jouer un rôle important dans le réchauffement climatique, d'intensité comparable au forçage exercé par le  $\text{CO}_2$ , bien que présentant de forts gradients spatiaux (Figure 1).

Quantifier l'effet des aérosols sur l'équilibre radiatif de la planète est une tâche urgente pour comprendre et espérer limiter le changement climatique, tout en maintenant une bonne qualité de l'air. De nombreux projets de recherche ont travaillé l'amélioration des connaissances sur les aérosols, le climat et la qualité de l'air. Parmi eux notamment, le projet EUCAARI (European integrated projection aerosol cloud climate air quality interactions, 2007-2010, Kulmala *et al.*, (2011)) a mis en œuvre des moyens d'observation et d'analyse de très grande ampleur pour améliorer notre compréhension des processus physico-chimiques de formation et d'évolution des aérosols dans l'atmosphère, pour réduire les incertitudes associées à leur impact climatique, quantifier les rétroactions qui lient leurs concentrations aux changements climatiques et fournir des outils d'analyse pour les décideurs politiques.

**Le second enjeu est celui de la réussite des politiques environnementales.**

Des efforts sont entrepris sur l'ensemble des continents pour réduire les émissions anthropiques d'aérosols, parce que l'inhalation de particules fines constitue l'une des menaces environnementales majeures pour la santé humaine. Cependant, retirer des aérosols et leurs précurseurs de l'atmosphère influencera en même temps le climat qui, s'il se réchauffe, aura à son tour des impacts négatifs sur la santé (phénomènes climatiques extrêmes, disponibilité de l'eau potable, sécurité alimentaire...) et sur la qualité de l'air (Isaksen *et al.*, 2009). Quelle est donc la stratégie de réduction d'émissions optimale ?

La réponse se trouve dans des stratégies de réduction compréhensives, intégrant les principales actions et rétroactions du système. Parmi elles, la

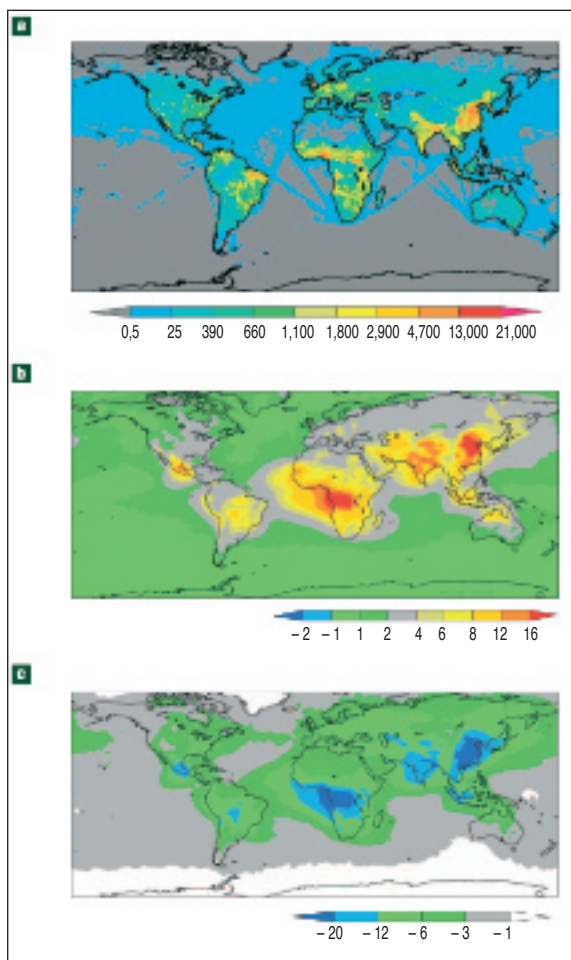


Figure 1. Émissions de BC – unités : T/an (a), forçage radiatif atmosphérique dû au BC – unités : W/m² (b) impact radiatif à la surface des nuages bruns composés d'aérosols en mélange – unités : W/m². (source : De Ramanathan et Carmichael, 2008).

Global distribution of BC sources (T/yr) (a), radiative forcing (W/m²) (b) and surface dimming due to atmospheric brown clouds (W/m²).

réduction radicale et ciblée des émissions de carbone-suie pourrait soulager presque immédiatement le problème climatique, avec d'importants cobénéfices pour la qualité de l'air. Plusieurs études en conditions réelles [Reche, 2011 ; Bahadur, 2011] ont montré que le carbone-suie répondait très bien à une réglementation stricte sur la combustion liée au trafic routier, générant une diminution du rapport BC/non-BC dans l'aérosol et même une décroissance visible du forçage radiatif local (Figure 2). Néanmoins, la dissociation des émissions de carbone-suie et des autres composants de l'aérosol n'est pas toujours possible et le principal risque de ces scénarios est de supprimer la compensation du réchauffement climatique aujourd'hui apportée par les aérosols. Les études théoriques sont en outre souvent dans l'incapacité de dire si la réduction des émissions de certains pans du trafic est bénéfique ou néfaste à court terme pour la santé humaine (Londahl *et al.*, 2010). D'autres scénarios, tournant autour des nouvelles énergies, sont également à

l'étude. Des compromis particulièrement pertinents ont été identifiés, par exemple autour de l'utilisation de biocarburants, éléments importants des stratégies de décarbonisation du transport, ou de moteurs diesel plus performants en termes de rejet de CO<sub>2</sub>. Mais des réserves fortes subsistent toujours quant à leur mise en application, car leur utilisation dans des conditions mal ou non contrôlées peut mener à l'émission de grandes quantités de polluants atmosphériques, et générer des effets néfastes significatifs sur la santé (Solomon *et al.*, 2007). De plus, de grandes incertitudes subsistent autour de l'impact du cycle de vie des biocarburants, ou encore de la mise en œuvre de nouvelles technologies qui reste conditionnée au développement significatif des infrastructures associées ou à celui de méthodes non polluantes de géné-

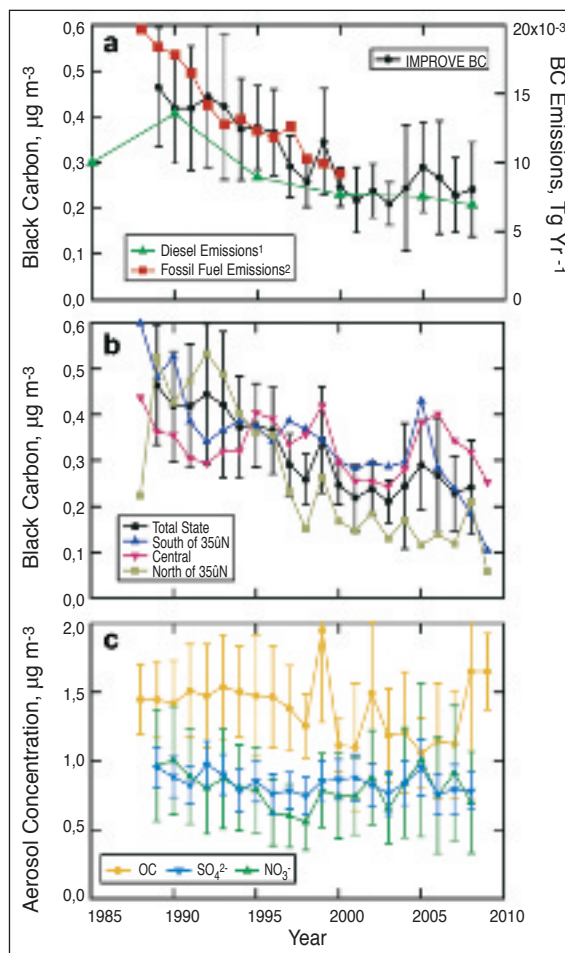


Figure 2. Moyennes annuelles (a) de BC mesuré (axe de gauche) et des émissions de BC fossile (axe de droite) en Californie de 1985 à 2008 sur le réseau IMPROVE. Les barres d'erreur correspondent à l'écart type entre les stations, (b) de BC sur plusieurs sites de Californie et (c) de sulfate, nitrate et OC sur le réseau IMPROVE (source : De Bahadur *et al.* 2011). (a) Annual means of measured Black Carbon (left axis) and BC fossil fuel emissions (right axis) in California from 1985 to 2008. Error bars correspond to standard deviation between measurements at each station. Aerosol measurements from the IMPROVE network. (b) Annual means of BC measured in California (c) Annual means of measured Sulfate, Nitrate, and OC from IMPROVE network.

ration des ressources (par exemple pour la recharge des batteries) (Oxley *et al.*, 2012).

L'imbrication de deux échelles de temps rend le problème encore plus complexe. Le réchauffement climatique résulte en effet en grande partie de l'action du dioxyde de carbone, renforcée ou partiellement contrebalancée par celle d'aérosols atmosphériques de courte durée de vie. Quelle combinaison de sensibilités à ces deux forçages produit l'effet observé ? Selon l'hypothèse retenue, on aboutit à des projections très différentes pour le changement climatique futur. La première complication réside alors dans la difficulté d'estimer l'impact à l'échelle globale d'une espèce éphémère, pauvrement mélangée dans l'atmosphère, avec une chimie non linéaire et de très forts gradients dans son forçage radiatif local (Penner *et al.*, 2010). La seconde complication tient à l'inertie de la réponse du CO<sub>2</sub> à ses réductions d'émission, comparée à la réactivité des aérosols. Ainsi, si des mesures rigoureuses de contrôle de la pollution atmosphérique sont mises en œuvre dans le monde entier, le forçage négatif dû aux aérosols au sommet de l'atmosphère pourrait être réduit de 50 % avant 2030. Le réchauffement climatique serait ensuite piloté par des gaz à effet de serre tel que le CO<sub>2</sub>, avant que des aérosols naturels exercent à leur tour une réaction positive, de l'ordre de plusieurs Watts par mètre carré localement, du fait de la réduction des précipitations et de l'augmentation des émissions biogéniques avec la température (Kulmala *et al.*, 2011). Ces scénarios sont bien sûr fortement empreints d'incertitudes, car les compétitions entre espèces sont mal connues, *a fortiori* dans une atmosphère changeante. Néanmoins, nous devons garder à l'esprit le fait que, si la diminution des émissions de suie offrait une réelle occasion d'atténuer les effets du réchauffement climatique à court terme, elle

ne pourrait que retarder et non pas empêcher des changements climatiques sans précédent liés aux émissions de dioxyde de carbone.

## Conclusion

Un nombre important de paramètres doit être pris en considération dans le calcul de l'efficacité des réglementations futures, pour que les systèmes de gestion de la qualité de l'air garantissent la protection de la santé publique face au changement climatique. Ces paramètres incluent notamment l'évolution des émissions grâce aux nouvelles technologies, les comportements changeants des polluants, les tendances sur les concentrations atmosphériques de fond, ou encore la modification des cycles naturels et de leurs effets sur la qualité de l'air. Des méta-analyses suggèrent que les cobénéfices de politiques cohérentes climat-qualité de l'air pourraient couvrir une large part du coût des réductions d'émissions (Ravishankara *et al.*, 2012). Néanmoins, de nombreuses questions restent à traiter, comme la manière d'inclure les préoccupations de qualité de l'air dans les discussions sur l'adaptation au changement climatique, le problème des échelles temporelles et spatiales concernées, et l'existence de métriques pertinentes pour mesurer les cobénéfices d'une politique concertée sur les problèmes environnementaux.

De par leurs effets néfastes sur la santé humaine, la multiplicité de leurs formes et la variabilité du signe de leur forçage radiatif, les aérosols atmosphériques occupent une place centrale au sein de ce système complexe reliant qualité de l'air et climat. Ils détiennent à la fois les verrous scientifiques majeurs de ce domaine de recherche, et les clés de la réussite des principaux défis environnementaux.

## Références

- Tanré D, Kaufman Y, Nakajima T, Ramanathan V. Preface to special section on Global Aerosol System, *J. Geophys. Res.* 2005 ; 110. D10S01, doi:10.1029/2004JD005724.
- Solomon S, Qin D, Manning M, *et al.* Climate Change: the Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC Report, 2007.
- Ramanathan and Carmichael, Global and regional climate changes due to black carbon. *Nature Geoscience* 2008 ; 1 (4) : 221-7.
- Thompson JE, Hayes PL, Jimenez JL *et al.* Aerosol optical properties at Pasadena, CA during CalNex 2010, *Atmospheric Environment* 2012 ; 55 : 190-200. ISSN 1352-2310, 10.1016/j.atmosenv.2012.03.011.
- Yu F, Luo G, Ma X. Regional and global modeling of aerosol optical properties with a size, composition, and mixing state resolved particle microphysics model, *Atmos. Chem. Phys.* 2012 ; 12 : 5719-36, doi:10.5194/acp-12-5719-2012.
- Ramana MV, Ramanathan V, Feng Y *et al.* Warming influenced by the ratio of black carbon to sulphate and the black-carbon source, *Nature Geoscience* 2010 : 542-5.
- Kulmala M, Asmi A, Lappalainen HK *et al.* Introduction: European Integrated Project on Aerosol Cloud Climate and Air Quality interactions (EUCAARI) – integrating aerosol research from nano to global scales, *Atmos. Chem. Phys.* 2009 ; 9 : 2825-41, doi:10.5194/acp-9-2825-2009.

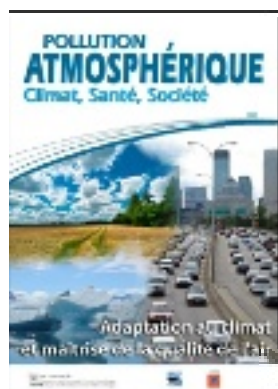
- Kulmala M *et al.* General overview: European Integrated project on Aerosol Cloud Climate and Air Quality interactions (EUCAARI) – integrating aerosol research from nano to global scales, *Atmos. Chem. Phys.* 2011 ; 11 : 13061-143, doi:10.5194/acp-11-13061-2011.
- Isaksen IS, Granier C, Myhre G *et al.* Atmospheric composition change: Climate-Chemistry interactions, *Atmospheric Environment* 2009 ; 43 (33) : 5138-92.
- Reche C, Querol X, Alastuey A *et al.*, New considerations for PM, Black Carbon and particle number concentration for air quality monitoring across different European cities, *Atmos. Chem. Phys.* 2011 ; 11 : 6207-27, doi:10.5194/acp-11-6207-2011.
- RanjitBahadur YF, Russell LM, Ramanathan V. Impact of California's air pollution laws on black carbon and their implications for direct radiative forcing, *Atmospheric Environment* 2011; 45 (5) : 1162-67.
- Löndahl J, Swietlicki E, Lindgren E, Loft S. Aerosol exposure versus aerosol cooling of climate: what is the optimal emission reduction strategy for human health? *Atmos. Chem. Phys.* 2010 ; 10 : 9441-9, doi:10.5194/acp-10-9441-2010.
- Oxley T, Elshkaki A, Kwiatkowski L *et al.* Pollution abatement from road transport: cross-sectoral implications, climate co-benefits and behavioural change, *Environmental science & policy* 2012 ; 19-20 : 16-32.
- Penner JE, Prather MJ, Isaksen IS *et al.* Short-lived uncertainty? *Nature Geoscience* 2010 ; 3 (9) : 587-8.
- Ravishankara AR, Dawson JP, Winner DA. New Directions: Adapting air quality management to climate change: A must for planning. *Atmospheric Environment* 2012 ; 50 : 387-9.





# REVUE POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE

## Climat, Santé, Société



**La revue passe au format numérique**

**En 2013, la revue sera en accès libre sur le site de l'INIST :**

-> <http://irevues.inist.fr/pollution-atmospherique/>

**Et sur celui de l'APPA (Association pour la Prévention de la Pollution Atmosphérique) -> [www.appa.asso.fr](http://www.appa.asso.fr)**

La revue s'appuie sur 54 ans d'expérience. Les anciens numéros sont accessibles et téléchargeables sur le site (soit plus de 1 000 articles et documents depuis 1992).

Grâce à son Conseil scientifique et à son Comité de rédaction, la revue conserve son indépendance et sa validation scientifique.



**Les prochains numéros prévus auront pour thème :**

***Adaptation au climat et maîtrise de la qualité de l'air en mars 2013***

***Habiter dans une ville durable en juin 2013***

**Les numéros spéciaux demeurent au format papier et seront vendus à l'unité**

**La parution du prochain numéro thématique :**

***S'adapter au changement climatique est prévue en février 2013***

# Impacts globaux sur la santé et le climat de particules de différentes sources

## Global health and climate impacts of particles from specific sources

Patrick L. KINNEY, Amruta NORI-SARMA, Nadine UNGER, Darby JACK

### Introduction

Airborne fine particulate matter imposes a substantial global burden of disease [Cohen *et al.*, 2006]. Reducing that burden will require significant reductions in emissions of particles and related precursor gases from pollution sources that also influence climate. The combined benefits for climate and public health of emissions reductions in specific emissions sectors have not been previously examined comprehensively at the global scale, hindering prioritization of mitigation strategies. Public policies that target specific anthropogenic sectors have the potential, if chosen wisely, to mitigate both climate and health impacts.

While PM<sub>2.5</sub> levels have stabilized or improved in some places in recent decades, much of the developing world has seen levels increase along with economic development. Global average PM<sub>2.5</sub> concentration today is estimated at approximately  $20 \pm 6.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , according to the satellite-based estimate of Van Donkelaar *et al.* [2010]. Concentrations in urban areas, where most of the world's population now lives, range as high as 100 to 200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

PM<sub>2.5</sub> has been associated with a broad spectrum of acute and chronic health effects, most importantly with premature mortality due to cardiopulmonary disease and lung cancer [Krewski, Jerrett, & Burnett, 2009; Pope III *et al.*, 2002]. Cohen *et al.* estimated the global burden of disease due to PM<sub>2.5</sub> in urban areas larger than 100,000 persons to be 800,000 annual deaths and 6.4 million annual DALYs (Disability-adjusted life year) in the year 2000 [Cohen *et al.*, 2004].

Particles and associated gaseous emissions also impact climate in complex ways involving both net warming and cooling, depending on the component species [Forster *et al.*, 2007]. For example, black carbon leads to overall warming, whereas sulfate is estimated to have a net cooling effect. A recent multi-pollutant study quantified the net global and regional radiative forcing impacts of a range of emission sectors [Unger *et al.*, 2010]. In addition to affecting radiative balance, sector-specific emissions also alter ground level PM<sub>2.5</sub> concentrations, and thus population health [Susan C Anenberg, Horowitz, Tong, & West, 2010; Cohen *et al.*, 2004; Pope III *et al.*, 2002].

Our objective was to estimate global mortality attributable to a broad range of anthropogenic emissions sectors, and to weigh these impacts against medium – and long-term sector-specific climate warming impacts.

### Methods

The contributions of 13 anthropogenic emission sectors to surface PM<sub>2.5</sub> concentrations across the globe for the year 2000 were calculated using a global atmospheric model. Global radiative forcing (RF) due to constant emissions at year 2000 levels were computed for two future time points, 2020 and 2100, as described in detail by Unger *et al.*, [2010]. RF of nine separate pollution species were partitioned into 13 anthropogenic emission sectors. Atmospheric concentrations and resultant RF were computed for short-lived atmospheric species (SLs) (ozone, sulfate, nitrate, black carbon and organic carbon), methane, and the long-lived greenhouse gases (LLGHGs) CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O. RF at the 2020 time point is mainly driven by SLs whereas LLGHGs become dominant at the 2100 time point. The effects of sector-specific emissions on surface PM<sub>2.5</sub> concentrations were modeled with the NASA GISS ModelE general circulation model with embedded fully interactive photochemistry and aerosol modules [D. T. Shindell *et al.*, 2006]. The atmospheric composition-climate model includes full coupling between tropospheric gas-phase and aerosol chemistry and aerosols and cloud microphysics for liquid-phase stratus and cumulus clouds. Surface concentrations of PM<sub>2.5</sub> due to each emission sector were estimated in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  as the sum of sulfate, nitrate, black carbon and organic carbon aerosol deriving from that sector. In this way annual average concentrations were computed for the index year 2000.

These data were geographically linked to gridded population data and baseline cardiovascular mortality data, along with cardiovascular mortality concentration-response functions, to generate country level estimates of cardiovascular mortality based on the methodology of Cohen *et al.* [2004]. Global mortality and climate warming effects were compared for each emissions sector.



climate. Sectors closer to the top of the graph have higher mortality impacts. Thus, sectors on the upper right are those which contribute most to both mortality and global warming, and could provide the greatest opportunities for health and climate co-benefits if emissions were to be reduced.

## Conclusion

Our results suggest that the household biofuel burning and on-road transportation sectors present opportunities to reduce overall positive climate forcing on short timescales, and at the same time make significant progress in reducing particle-related cardiovascular mortality.

## Works Cited

- Anenberg, Susan C, Horowitz, LW *et al.* An estimate of the global burden of anthropogenic ozone and fine particulate matter on premature human mortality using atmospheric modeling. *Environmental health perspectives* 2010 ; 118(9) : 1189-95. doi:10.1289/ehp.0901220
- Cohen AJ, Anderson HR, Ostro B *et al.* Urban Air Pollution. In M Ezzati, AD Lopez, A Rodgers & CJ Murray (Eds.), *Comparative quantification of health risks* 2004 ; 1 : 1353-1434). Geneva, Switzerland: World Health Organization.
- Forster P, Ramaswamy V, Artaxo P *et al.* Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In MT and HLM Solomon, SD Qin, M Manning *et al.* *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 130-234). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Krewski D, Jerrett M, Burnett R. Extended follow-up and spatial analysis of the American Cancer Society study linking particulate air pollution and mortality. Health Effects Institute. Boston, MA. 2009. Retrieved from <http://www.healtheffects.org/Pubs/RR140-Krewski.pdf>
- Pope III CA, Burnett RT, Thun MJ *et al.* Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality, and Long-term Exposure to Fine Particulate Matter. *Journal of the American Medical Association* 2002 ; 287(9) : 1132-41. doi:10.1016/j.scitotenv.2011.03.017
- Shindell DT, Faluvegi G, Unger N *et al.* Simulations of preindustrial, present-day, and 2100 conditions in the NASA GISS composition and climate model G-PUCCINI. *Atmospheric Chemistry and Physics* 2006 ; 6(12) : 4427-59. doi:10.5194/acp-6-4427-2006
- Unger N, Bond TC, Wang JS *et al.* Attribution of climate forcing to economic sectors. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2010 ;107(8) : 3382-7. doi:10.1073/pnas.0906548107
- Van Donkelaar A, Martin RV, Brauer M *et al.* Global estimates of ambient fine particulate matter concentrations from satellite-based aerosol optical depth: development and application. *Environmental health perspectives* 2010 ; 118(6) : 847-55. doi:10.1289/ehp.0901623



# Le dispositif français de surveillance de la qualité de l'air

F. BOUVIER

## Les acteurs du dispositif

En France, en application du Code de l'Environnement, la mise en œuvre de la surveillance de la qualité de l'air et l'information du public sont confiées par l'État à des Associations Agréées pour la Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA). L'agrément est délivré par le ministère chargé de l'environnement. Celui-ci élabore notamment les politiques de surveillance de la qualité de l'air à mettre en œuvre.

Les AASQA, toutes régionalisées depuis le 1<sup>er</sup> janvier 2012, sont des associations multipartites régies par la Loi de 1901. Leur conseil d'administration comporte quatre collèges chargés de représenter les diverses institutions et acteurs concernés par la gestion de la qualité de l'air : l'État, les collectivités locales et territoriales, les gestionnaires d'installations émettrices de polluants, les associations de protection de l'environnement et des consommateurs et personnalités qualifiées. Les trois premiers collèges assurent également le financement des AASQA.

Un arrêté ministériel du 29 juillet 2010 a transféré depuis 2011 la coordination technique du dispositif de surveillance au Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air (LCSQA). Le Grenelle de l'environnement a en outre vu les missions de l'ADEME renforcées en matière d'appui à l'État pour proposer et soutenir des mesures et plans d'actions visant à améliorer la qualité de l'air.

Outre son nouveau rôle de coordinateur depuis 2011, le LCSQA est l'organisme national de référence technique. Il apporte un appui stratégique, technique et scientifique au dispositif. Il est constitué de l'École des Mines de Douai (EMD), de l'Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INERIS) et du Laboratoire National de métrologie et d'Essais (LNE).

## Les polluants surveillés et les outils de surveillance

La surveillance porte en priorité sur les polluants réglementés par le code de l'environnement et les directives européennes : dioxyde de soufre, oxydes d'azote, ozone, particules (PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub>), monoxyde de carbone, benzène, plomb, arsenic, cadmium, nickel, mercure, hydrocarbures aromatiques polycycliques (benzo(a)pyrène principalement).

Des études spécifiques sont menées pour évaluer la pollution de l'air due le cas échéant à d'autres composés.

Pour les polluants réglementés, les directives européennes fixent des seuils d'évaluation destinés à graduer les moyens de surveillance à déployer en fonction des concentrations des polluants dans l'air. Les équipements et les sites de mesure des AASQA reposent en outre sur des préconisations techniques communes, en vue de répondre de manière harmonisée aux obligations nationales ou européennes, ainsi qu'à des exigences locales.

La surveillance de la qualité de l'air fait appel à différents moyens, parmi lesquels figure en premier lieu la mise en œuvre de stations fixes de surveillance dotées d'un ou plusieurs instruments de mesures automatiques. Le parc analytique des AASQA comprenait en 2011 environ 1 900 instruments automatiques déclarés en sites fixes, répartis sur près de 670 stations de mesure. Il comporte également des analyseurs ou des préleveurs pour le suivi de polluants tels que les métaux, les HAP, les COV ou d'autres polluants dont la mesure peut nécessiter des prélèvements suivis d'analyses en laboratoire. Toutes les grandes villes sont dotées de systèmes de surveillance, et un indice de qualité de l'air est calculé chaque jour dans plus de 80 agglomérations. Sur les zones dont le niveau de pollution ne justifie pas la présence de stations fixes, ou pour procéder à des études, la surveillance peut être menée au moyen de campagnes de mesures faisant appel à des camions laboratoires ou d'autres moyens d'investigation.

Le dispositif comporte également dix stations de mesures spécifiquement destinées au suivi des pollutions atmosphériques de fond, en zones rurales éloignées de sources de pollution. Cette surveillance spécifique porte sur la composition chimique des eaux de pluies ainsi que sur le suivi des concentrations de fond dans l'air en ozone, oxydes d'azote, polluants organiques et métaux lourds. La mesure de la composition chimique des particules est également réalisée.

Outre ces moyens, la surveillance fait également de plus en plus appel à des outils mathématiques et à des modélisations destinés notamment au calcul de la distribution spatiale de la pollution et à la prévision de la qualité de l'air. Dans ce cadre, un système national de prévision et de cartographie de la qualité de l'air (PREV'AIR), basé sur les modèles déterministes de chimie-transport CHIMERE et MOCAGE développés respectivement par le CNRS (IPSL) et Météo-France

(CNRM), fonctionne de manière opérationnelle. Ce dispositif, dont la mise en œuvre repose notamment sur l'INERIS, a pour vocation une prévision opérationnelle de la qualité de l'air à l'échelle nationale et européenne. Il utilise les données d'observation des AASQA. Il fournit également des éléments que les AASQA peuvent reprendre dans l'information qu'elles diffusent ou utilisent pour alimenter les modèles de prévision qu'elles mettent en œuvre localement et à plus petite échelle sur leurs zones d'activité.

### L'accès aux données de qualité de l'air

Les AASQA assurent une large diffusion des résultats de surveillance, notamment au moyen de sites Internet qui délivrent des informations détaillées sur la pollution atmosphérique, les normes en vigueur et les données mesurées.

Le ministère en charge de l'environnement diffuse également sur son site Internet ([www.developpement-](http://www.developpement-)

[durable.gouv.fr/-Air-et-pollution-atmospherique,495-.html](http://durable.gouv.fr/-Air-et-pollution-atmospherique,495-.html)) des informations générales sur la qualité de l'air et la réglementation applicable. Il publie chaque année un bilan de la qualité de l'air en France.

Une nouvelle base nationale de données de qualité de l'air est par ailleurs en cours de développement par le Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air (LCSQA). Cette base est destinée à collecter et archiver l'ensemble des données acquises par les AASQA. Cette base sera consultable fin 2012-début 2013 *via* Internet et permettra un accès à des données statistiques sur l'ensemble des polluants réglementés dans l'air ambiant.

Outre les modèles régionaux de prévision, on pourra se reporter au site [www.prevoir.org](http://www.prevoir.org) pour disposer des sorties du système national de prévision PRE'VAIR en termes de cartes de prévision de la qualité de l'air le jour-même, le lendemain et le surlendemain, ainsi que d'autres données relatives à la qualité de l'air.



# Niveaux de particules dans les environnements intérieurs en France

## Particle levels in French indoor environments

Olivier RAMALHO, Jean-Paul LUCAS, Corinne MANDIN, Mickael DERBEZ, Séverine KIRCHNER<sup>(1)</sup>

### Résumé

L'état des connaissances actuelles sur les niveaux de particules dans les différents environnements intérieurs est présenté au niveau de la France. La contribution des sources intérieures et extérieures est variable selon l'environnement et la taille des particules considérées. Il est nécessaire de développer des études pour combler le manque de connaissances sur la pollution particulaire dans les écoles et les bureaux, sur la caractérisation de la phase organique des particules des environnements intérieurs et sur les moyens à mettre en œuvre pour se protéger des particules fines provenant de l'extérieur tout en assurant une ventilation suffisante des locaux.

### Mots-clés

Air intérieur, PM<sub>2,5</sub>, PM<sub>10</sub>, logement, école, bureau.

### Introduction

Nous vivons dans un monde de particules. Il n'est pas un environnement qui en soit dépourvu. L'environnement intérieur pourrait être considéré comme un abri. Mais la présence de sources de particules à l'intérieur, tout comme le transfert de celles provenant de l'extérieur, font que la concentration de matière particulaire en suspension dans l'air y est souvent très élevée.

La synthèse présentée ici cherche à mettre à jour l'état des connaissances sur les niveaux de particules dans les environnements intérieurs en France, initié notamment par Mosqueron *et al.* [2002], et plus récemment par l'Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation, de l'Environnement et du Travail (ANSES) en 2009.

Pour réaliser cette synthèse, nous nous sommes focalisés sur les études menées en France et qui ont mesuré les particules dans un grand nombre de locaux (40 ou plus). D'autres études de taille plus modeste sont disponibles, mais la disparité des méthodes de prélèvement et des durées d'intégration ne permettent pas de rassembler les données pour en avoir une vision globale. Par ailleurs, les ambian-

ces de travail (en dehors des bureaux) présentent des situations d'exposition particulières et ne sont par conséquent pas abordées ici.

### Mesure des particules dans les environnements intérieurs

La mesure des particules dans les environnements intérieurs durant l'occupation des locaux reste encore aujourd'hui très difficile à réaliser. En effet, elle nécessite un prélèvement actif à un débit contrôlé quelle que soit la perte de charge. De plus, la mesure doit être des plus silencieuses, la moins encombrante possible pour ne pas perturber l'occupant. Certains compteurs optiques répondent à ces spécifications, mais ils renseignent la concentration en nombre de particules. Il est possible à partir de ces données d'estimer la concentration massique de la fraction PM<sub>2,5</sub> ou PM<sub>10</sub>, mais ce calcul est sujet à controverse, car il peut varier selon le type de compteur utilisé et la nature de l'aérosol étudié. La méthode gravimétrique reste la méthode de référence, bien qu'elle soit plus difficile à mettre en œuvre.

<sup>(1)</sup> Université Paris-Est, Centre Scientifique et Technique du Bâtiment, division Santé, 84 av. Jean Jaurès BP2, 77447 Marne-la-Vallée Cedex 2, France.

Tableau I.

Niveaux de particules mesurés dans les logements français pendant la campagne nationale sur la qualité de l'air (2003-2005). De P5 à P95 : du 5<sup>e</sup> au 95<sup>e</sup> percentile.

Measured particle levels in French dwellings during the indoor air quality national survey (2003-2005). P5 to P95: 5<sup>th</sup> to 95<sup>th</sup> percentile.

	Concentration ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )		Moyenne horaire ( $\text{cm}^{-3}$ )		Max horaire ( $\text{cm}^{-3}$ )	
	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>	[0,01 – 1 $\mu\text{m}$ ] x1000	[0,3 – 20 $\mu\text{m}$ ]	[0,01 – 1 $\mu\text{m}$ ] x1000	[0,3 – 20 $\mu\text{m}$ ]
Moyenne	53.6	37.1	20.3	116	45.2	1414
Écart type	64.1	51.9	16.7	125	42.6	1645
N (logements)	297	290	11	20	11	20
P5	14.2	9.5	5.7	36	15.3	177
P10	17.0	10.7	5.8	37	15.4	322
P25	22.0	14.0	10.0	46	16.3	398
P50 (Médiane)	31.3	19.1	15.3	62	23.3	505
P75	56.8	35.4	24.4	115	63.9	1845
P90	105	69.0	29.1	351	70.8	4175
P95	182	134	46.8	411	113	4366

## Niveaux de particules dans les logements en France

Mis à part les mesures de fumées noires ou de particules totales en suspension, les premières mesures de la fraction massique PM<sub>2,5</sub> ou PM<sub>10</sub> réalisées dans les logements datent de la fin des années 90. De décembre 1999 à septembre 2000, des mesures de la fraction PM<sub>2,5</sub> ont été menées dans le séjour de 55 logements durant le temps de présence des occupants sur une journée [Mosqueron *et al.*, 2001]. Les résultats variaient de 5 à 106  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  avec une concentration moyenne de  $25 \pm 14 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (médiane = 23  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Entre 1999 et 2001, des mesures de la fraction PM<sub>2,5</sub> ont été menées sur 48 heures dans 44 logements de 5 villes françaises (Paris, Grenoble, Toulouse, Nice, Clermont-Ferrand) dans le cadre de l'étude VESTA [Zmirou *et al.*, 2002]. Le niveau moyen était de 22,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (écart-type de 18,2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

La principale source de données reste aujourd'hui la campagne nationale logements menée par l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur (OQAI) dans 567 logements entre septembre 2003 et décembre 2005 [Kirchner *et al.*, 2007]. Des mesures réalisées dans le séjour des fractions PM<sub>2,5</sub> et PM<sub>10</sub> ont été intégrées sur 7 jours durant les périodes d'occupation (de 17 h à 8 h les jours ouvrés et 24 heures sur 24 le week-end). Des mesures en nombre ont également été réalisées dans un sous-échantillon de logement sur 7 jours pour les particules de 0,3 à 20  $\mu\text{m}$  de diamètre et sur une soirée pour les particules de 0,01 à 1  $\mu\text{m}$ . Les résultats sont présentés dans le Tableau I.

Des données valides ont été obtenues pour près de 300 logements, soit à peine plus de 50 %. Les

principales sources d'invalidité des données étaient liées au contrôle des débits, à la panne des instruments, et au refus de l'occupant. En moyenne, les niveaux observés en considérant uniquement l'occupation des locaux sont supérieurs aux campagnes de mesure précédentes.

Pour pallier l'absence de mesures extérieures, les données des réseaux de surveillance (en sélectionnant les stations de fond les plus proches) ont été utilisées pour calculer le rapport entre la concentration intérieure et extérieure [Letinois & Malherbe, 2010]. Les données extérieures ont été intégrées en fonction des durées d'occupation. Les résultats sont présentés dans le tableau II, en distinguant les logements avec au moins un fumeur présent des autres. Le ratio entre les concentrations intérieures et extérieures (I/E) est plus élevé pour la fraction PM<sub>10</sub> par rapport à la fraction PM<sub>2,5</sub>. Il est également plus important au niveau des logements avec fumeurs.

Tableau II.

Ratios intérieur/extérieur (I/E) des niveaux de particules mesurés dans les logements français en fonction de la présence ou non d'au moins un fumeur.

Indoor/outdoor ratios (I/E) of measured particle levels in French dwellings according to the presence or absence of at least one smoker.

	Ratio I/E (sans fumeurs)		Ratio I/E (avec fumeurs)	
	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>
Moyenne	2,0	1,6	3,2	3,2
N (logements)	183	141	282	221
P25	1,1	0,9	1,2	1,1
P50 (Médiane)	1,5	1,3	1,8	1,6
P95	4,3	3,3	11	13



La présence de fumeurs dans le logement a un impact significatif sur le niveau de particules (autant  $PM_{2.5}$  que  $PM_{10}$ ). En présence d'un fumeur (figure 1), les niveaux mesurés augmentent en moyenne de 40 à 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  par rapport aux logements sans aucun fumeur (moyenne de 19 et 33  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  respectivement pour  $PM_{2.5}$  et  $PM_{10}$ ). Sur la population de logements avec fumeurs, les niveaux de particules sont d'ailleurs très corrélés aux niveaux de monoxyde de carbone, d'acétaldéhyde et d'acroléine, de benzène, de styrène, d'éthylbenzène, de toluène et de xylènes (même lorsque ces niveaux sont corrigés du niveau extérieur).

Le niveau de particules ne dépend pas de la zone urbaine, périurbaine ou rurale du logement. Une variation saisonnière est observée (figure 2) avec un maximum à la fin de l'hiver (au mois de mars) et un minimum au cours de l'été (en août particulièrement). En ajustant par rapport à la présence de fumeurs dans le logement, une variation saisonnière est toujours observée, sauf pour la fraction  $PM_{10}$  dans les logements sans fumeurs.

Une régression PLS (*Partial Least Squares*), enrichie d'une méthode itérative de sélection de variables et réalisée sur l'ensemble de la base de données, a permis de mettre en évidence d'autres facteurs qui contribuent à augmenter le niveau de particules (fractions  $PM_{2.5}$  et  $PM_{10}$ ). Les facteurs identifiés en plus de la fumée de tabac sont entre autres : l'utilisation de bougies, d'encens ou de sprays durant la semaine d'enquête, l'ouverture de la fenêtre du séjour en période de chauffe, un taux de présence élevé des occupants dans le logement durant la semaine, une

utilisation fréquente de l'aspirateur, l'utilisation d'un chauffage d'appoint, l'utilisation d'un appareil à combustion non raccordé utilisant un combustible liquide, l'utilisation du gaz propane ou butane comme énergie pour la cuisine et la présence d'animaux domestiques autres que chat et chien. À l'inverse, la présence de moquettes au sol (pour la fraction  $PM_{10}$ ), l'étanchéité du bâtiment et la période hors-chauffe contribuent à faire diminuer le niveau de particules dans le logement.

Enfin, l'enregistrement des particules en nombre a permis de mettre en évidence que les niveaux étaient les plus élevés dans le séjour lorsque le taux d'occupation du séjour était en général élevé et notamment en soirée entre 19 et 21 heures.

### Niveaux de particules dans les écoles

Les écoles ont fait assez peu l'objet d'études de grande envergure. L'étude ISAAC (*International Study on Asthma and Allergies in Childhood*) a mesuré la fraction  $PM_{2.5}$  sur 24 heures dans 108 écoles (387 classes) de 6 villes françaises (Strasbourg, Créteil, Reims, Marseille, Bordeaux, Clermont-Ferrand) en 1999-2000 (*Annesi-Maesano*, 2008 et 2012). En 2010, l'OQAI a mené une étude pilote dans 17 écoles de l'agglomération de Clermont-Ferrand (51 classes) dans laquelle la fraction  $PM_{2.5}$  a été mesurée du lundi au vendredi (sauf mercredi) durant les heures de présence des enfants (8 h 00-17 h 00) [*Kirchner et al.*, 2011]. Les résultats de ces deux études sont présentés dans le tableau III.

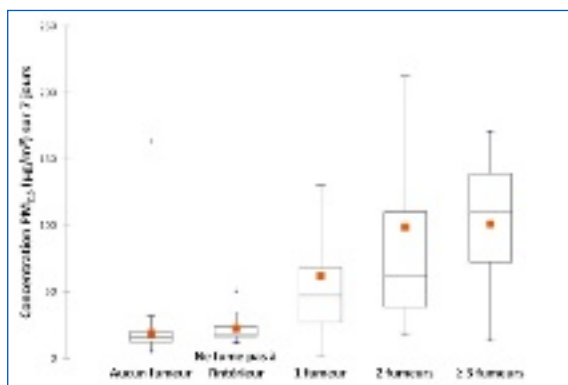


Figure 1.

Impact du nombre de fumeurs dans le logement sur le niveau de particules (fraction  $PM_{2.5}$ ) mesuré durant la semaine. (Effectifs de gauche à droite : 171, 25, 64, 26, 4). La valeur médiane est représentée par le trait intermédiaire dans le rectangle défini par le 25<sup>e</sup> et 75<sup>e</sup> percentile. La croix représente la moyenne arithmétique. Une distribution similaire est observée pour la fraction  $PM_{10}$ .

Impact of the number of smokers in the dwelling on the measured  $PM_{2.5}$  particle level during the week. (Number of dwellings from left to right: 171, 25, 64, 26, 4). The median value is represented by the intermediate line in the box defined by the 25<sup>th</sup> and 75<sup>th</sup> percentile. The cross represents the arithmetic mean. A similar distribution is observed for the  $PM_{10}$  fraction.

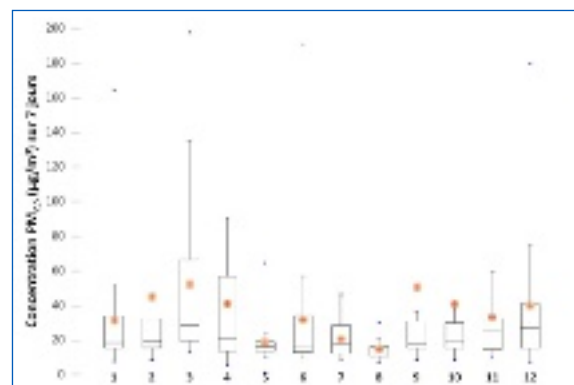


Figure 2.

Distribution des niveaux de particules (fraction  $PM_{2.5}$ ) à l'intérieur des logements selon le mois de mesure (janvier = 1). La valeur médiane est représentée par le trait intermédiaire dans le rectangle défini par le 25<sup>e</sup> et 75<sup>e</sup> percentile. La croix représente la moyenne arithmétique. Une distribution similaire est observée pour la fraction  $PM_{10}$ .

Distribution of particle  $PM_{2.5}$  concentration (fraction) in dwellings according to the month of measurement. The median value is represented by the intermediate line in the box defined by the 25<sup>th</sup> and 75<sup>th</sup> percentile. The cross represents the arithmetic mean. A similar distribution is observed for the  $PM_{10}$  fraction.

Tableau III.

Niveaux de particules (fraction  $PM_{2,5}$ ) mesurés dans les écoles en France (de P5 à P95 : du 5<sup>e</sup> au 95<sup>e</sup> percentile).  
 Particle level ( $PM_{2,5}$  fraction) measured in French schools. (P5 to P95: 5<sup>th</sup> to 95<sup>th</sup> percentile).

Étude	ISAAC		OQAI / Étude pilote écoles	
Auteurs	Annesi-Maesano <i>et al.</i> (2008, 2012)		Kirchner <i>et al.</i> (2011)	
Période	1999-2000		2010	
Lieux	6 villes en France		Clermont-Ferrand	
N classes	387 (108 écoles)	51 (17 écoles)	25 (17 écoles)	
Critère	$PM_{2,5}$ ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )	$PM_{2,5}$ ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )	[0,3 – 1 $\mu\text{m}$ ]	[1 – 20 $\mu\text{m}$ ]
	<b>Moyenne (<math>\text{cm}^{-3}</math>)</b>			
Durée	24 h		36 h d'occupation sur 4 jours	
Moyenne	15 (20 durant occupation)	22	54	22
P5	8	13	23	1,8
P25	11	16	35	2,4
P50	16	20	41	3,1
P75	19	27	62	6,9
P95	28	35	117	86

Les deux études donnent des résultats comparables pour la fraction  $PM_{2,5}$  en considérant la période d'occupation. Les niveaux mesurés sont également comparables à ceux observés dans les logements sans fumeurs. En l'absence de sources de combustion, la principale source de particules fines dans les écoles est l'air extérieur. Par contre, la concentration en nombre de grosses particules peut être jusqu'à 100 fois plus élevée durant l'occupation de la salle de classe du fait de la remise en suspension des particules [Blondeau *et al.*, 2005]. Cela laisse supposer que le niveau de  $PM_{10}$  pourrait être plus élevé que dans les logements sans fumeurs. Des récents travaux menés dans 3 écoles du Nord de la France tendent à confirmer cette hypothèse avec des niveaux hebdomadaires en phase d'occupation pour la fraction  $PM_{10}$  compris entre 73 et 85  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  avec des ratios I/E entre 1,7 et 2,5 [Tran *et al.*, 2012]. Cette étude met d'ailleurs en avant que les éléments chimiques des particules proviendraient essentiellement de sources anthropiques extérieures. Néan-

moins, les sources intérieures de matière organique contribuent de manière importante à la concentration de  $PM_{10}$  [Pegas *et al.*, 2012].

### Niveaux de particules dans les bureaux

Depuis février 2007, il est strictement interdit de fumer sur le lieu de travail, y compris dans les bureaux individuels et collectifs. Les études françaises d'envergure qui couvrent la mesure des particules dans les bureaux sont antérieures à cette date. Les deux premières [Mouilleseaux *et al.* (1993) et Vincent *et al.* (1997)] ont mesuré la fraction  $PM_8$  avec des niveaux en moyenne plus élevés que ceux de la fraction  $PM_{10}$  dans les logements. La dernière [Mosqueron *et al.*, 2001] a mesuré la fraction  $PM_{2,5}$  durant l'occupation des bureaux sur 24 heures. Les niveaux sont du même ordre que ceux rencontrés dans les logements (incluant les fumeurs).

Tableau IV. Niveaux de particules mesurés dans les immeubles de bureaux en France (moyenne  $\pm$  écart type ; VMC : ventilation mécanique contrôlée).

Particle level measured in French office buildings. (mean  $\pm$  standard deviation, VMC: Fan assisted balanced ventilation).

Étude	LHVP 1993	EDF	Franciliens $PM_{2,5}$
Auteurs	Mouilleseaux <i>et al.</i> (1993)	Vincent <i>et al.</i> (1997)	Mosqueron <i>et al.</i> (2001)
Période	1986 - 1991	1992	1999-2000
Lieux	Paris	Paris	Paris
N immeubles	112 (374 bureaux)	3 (139 bureaux)	55 bureaux
Critère	$PM_8$ ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )	$PM_8$ ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )	$PM_{2,5}$ ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )
Durée	Non renseignée	Non renseignée	24 h (occupation)
Moyenne	178 $\pm$ 150 (fumeurs)	136 $\pm$ 118 (sans système)	35 $\pm$ 39
	81 $\pm$ 62 (non fumeurs)	148 $\pm$ 153 (air conditionné)	
		94 $\pm$ 113 (VMC)	
Médiane	--	--	26

De nombreuses études ont fait état de l'émission de particules ultrafines par les imprimantes et photocopieurs [Salthammer *et al.*, 2012], très variable selon le modèle et la vétusté du matériel. Néanmoins, à ce jour, aucune étude d'envergure n'a mesuré les particules ultrafines dans les bureaux en France. La prochaine campagne nationale dans les bureaux [Mandin *et al.*, 2012] qui prévoit des mesures de particules ultrafines devrait combler ce manque.

### Autres environnements intérieurs

Peu d'études sont disponibles sur les locaux recevant du public. Ces études qui portent sur très peu de cas, montrent des niveaux voisins voire légèrement plus faibles par rapport aux logements [ANSES, 2009]. Quelques parkings souterrains couverts ont fait également l'objet de mesures de la fraction  $PM_{10}$  avec des niveaux moyens entre 30 et 75  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  et des maxima horaires entre 100 et 200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  [ANSES, 2007].

La qualité de l'air dans les transports a fait l'objet de plus d'attention notamment au travers d'une revue de synthèse réalisée par le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF) en 2006 et dernièrement par l'Observatoire régional de santé en Ile-de-France [ORS-IDF, 2012]. Le niveau de la fraction  $PM_{10}$  dans les enceintes souterraines de transport ferroviaire de plusieurs villes françaises se situe entre 18 et 479  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne journalière et entre 188 et 469  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en maximum horaire [ORS-IDF, 2012]. À Paris, le réseau de transport ferroviaire francilien fait l'objet d'un suivi de la qualité de l'air depuis 2007 dans trois stations par le réseau SQUALES (Surveillance de la Qualité de l'Air de l'Environnement Souterrain) mis en place par la RATP. En 2010, la fraction  $PM_{10}$  pouvait atteindre selon les stations 202  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle, 680  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en maximale journalière et 1 284 en maximale horaire. Pour la fraction  $PM_{2,5}$  mesurée à la station Auber (RER), les niveaux étaient respectivement de 76, 305 et 626  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle, maximale journalière et horaire.

### Conclusion

Les environnements intérieurs, notamment les écoles et les bureaux, souffrent d'un manque de

données concernant les particules, en particulier la fraction ultrafine. La difficulté de mise en place des instruments et leur coût représentent un frein à la mise en place d'études d'envergure. Une amélioration des moyens de mesure compatibles avec l'occupation pour les environnements intérieurs est nécessaire.

Les enceintes souterraines de transport ferroviaire présentent en moyenne les niveaux de particules les plus élevés. Il est toutefois nécessaire de considérer les temps passés dans chaque environnement pour pouvoir déterminer leur contribution respective.

Au niveau des logements, la fumée de tabac reste l'une des principales sources de particules. En l'absence de source de combustion, les particules fines à l'intérieur des locaux sont principalement d'origine extérieure. Par ailleurs, l'enveloppe du bâtiment tend à diminuer le transfert des grosses particules provenant de l'extérieur. Le niveau de celles-ci est d'ailleurs plus élevé durant les périodes d'occupation dans les logements et les écoles. Dès lors, les grosses particules proviennent essentiellement de l'intérieur par la remise en suspension de poussières préalablement déposées ou transportées par les occupants, ou encore directement de leurs activités.

Il est nécessaire de mieux caractériser la matière organique particulaire intérieure pour pouvoir déterminer la contribution des différentes sources. Et de manière plus générale, il est nécessaire de collecter plus d'informations sur les particules autrement qu'au travers des seules fractions massiques  $PM_{2,5}$  et  $PM_{10}$ .

La pollution particulaire extérieure jouant un rôle prépondérant à l'intérieur, les futures recherches devraient également être orientées vers les moyens à mettre en œuvre pour éviter d'être exposé chez soi, à l'école ou dans les bureaux, aux particules d'origine extérieure tout en assurant une ventilation suffisante des locaux.

Enfin, avec le besoin croissant d'améliorer les performances énergétiques, une nouvelle génération de bâtiments basse consommation commence à voir le jour avec des spécificités d'étanchéité et d'équipements différentes. Celles-ci pourraient modifier les contributions des sources intérieures de particules au regard de celles extérieures.

### References

- Annesi-Maesano I, Caillaud D, Lavaud F *et al.* Exposition aux particules atmosphériques fines et développement des maladies allergiques de l'enfant. Résultats épidémiologiques issus de l'étude des six villes (ISAAC-2 France) – *Rev. Fr. Allergol.* 2008 ; 48 : 427-33.
- Annesi-Maesano I, Hulin M, Lavaud F *et al.* Poor air quality in classrooms related to asthma and rhinitis in primary schoolchildren of the French 6 Cities Study – *Thorax* 2012 ; 67(8) : 682-8.
- ANSES. Recommandations pour la qualité de l'air dans les parcs de stationnement couverts – Rapport d'expertise collective, Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail, 2007 : 107 p.

- ANSES. Proposition de valeurs guides de qualité d'air intérieur – particules – Rapport d'expertise collective, Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail, 2009 : 90 p.
- Blondeau P., Iordache V., Poupard O. *et al.* Relationship between outdoor and indoor air quality in eight French schools – *Indoor Air* 2005 ; 15 : 2-12.
- CSHPF. Qualité de l'air dans les modes de transport terrestres – Rapport du groupe de travail « air et transports », Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France, section des milieux de vie, Éditions Tec&Doc Lavoisier, 2006 : 162 p.
- Kirchner S, Cochet C, Derbez M *et al.* État de la qualité de l'air dans les logements français – *Environ. Risque Santé* 2007 ; 6(4) : 259-69.
- Kirchner S, Mandin C, Derbez M *et al.* *Qualité d'air intérieur, qualité de vie. 10 ans de recherche pour mieux respirer*, Observatoire de la qualité de l'air intérieur, CSTB éditions, 2011 : 212 p.
- Letinois L, Malherbe L. Campagne nationale logements. Étude des relations entre l'air intérieur et extérieur – Rapport INERIS - OQAI, 2010 : 84 p.
- Mandin C, Ramalho O, Riberon J, Kirchner S. IAQ, ventilation, comfort and health in office buildings: A French nationwide survey – *Proc. 10th Int. conf. on Industrial Ventilation*, Paris (France), 2012, 5 p.
- Mosqueron L., Kirchner S., Nedellec V. Bilan des études françaises sur la mesure de la qualité de l'air à l'intérieur des bâtiments (1990-2001) – *Environ. Risque Santé* 2002 ; 1(1) : 31-41.
- Mosqueron L, Le Moullec Y, Momas I. Personal exposure to fines particles in Parisian office workers – *12th World Clean Air and Environment*, 2001. Seoul, Corée.
- Mouilleseaux A, Squinazi F, Festy B. Air quality in air conditioned office buildings – *Proc. Indoor Air'93*, Helsinki (Finlande) 1993 ; 6 : 615-20.
- ORS-IDF. Pollution de l'air dans les enceintes souterraines de transport ferroviaire et santé – Observatoire Régional de Santé Ile-de-France, Rapport air intérieur, 2012 : 16 p.
- Pegas PN, Nunes T, Alves CA *et al.* Indoor and outdoor characterization of organic and inorganic compounds in city centre and suburban elementary schools of Aveiro, Portugal – *Atmos. Environ.* 2012 ; 55 : 80-9.
- Salthammer T, Schripp T, Uhde E, Wensing M. Aerosols generated by hardcopy devices and other electrical appliances – *Environ. Pollut.* 2012 ; 169 : 167-74.
- Tran DT, Alleman LY, Coddeville P, Galloo JC. Elemental characterization and source identification of size resolved atmospheric particles in French classrooms. *Atmos. Environ.* 2012 ; 54 : 250-9.
- Vincent D, Annesi I, Festy B et Lambrozo J. Ventilation system, indoor air quality, and health outcomes in Parisian modern office workers – *Environ. Res.* 1997 ; 75 : 100-12.
- Zmirou D, Gauvin S, Pin I *et al.* Five epidemiological studies on transport and asthma: objectives, design and descriptive results – *J. Exp. Anal. Environ. Epidemiol.* 2002 ; 12(3) : 186-96.



# Cancérogénicité des effluents des moteurs diesel et essence et de certains hydrocarbures aromatiques polycycliques nitrés (nitro-HAP ou nitroarènes).

## Carcinogenicity of diesel-engine and gasoline-engine Exhausts and some Nitroarenes

Lamia BENBRAHIM-TALLAA, Robert BAAN, Yann GROSSE, Béatrice SECRETAN-LAUBY, Fatiha EL GHISSASSI, Véronique BOUVARD, Neela GUHA, Dana LOOMIS, and Kurt STRAIF<sup>(1)</sup>

In June 2012, an IARC *Monographs* Working Group reevaluated the carcinogenic hazards to humans of diesel and gasoline engine exhausts, and of some nitroarenes that are found in these emissions. Diesel engine exhaust was classified as “carcinogenic to humans” (Group 1) and gasoline engine exhaust as “possibly carcinogenic to humans” (Group 2B). The most influential epidemiological studies on cancer associated with diesel-engine exhausts were conducted among non-metal miners, railroad workers, and workers in the trucking industry in the USA. The miners study included a cohort analysis [Atfield *et al.*, 2012] and a nested case-control analysis that was adjusted for tobacco smoking [Silverman *et al.*, 2012]. Both showed positive trends in lung cancer risk with increasing exposure, with a 2-3-fold increased risk in the highest categories of cumulative or average exposure. There were few potential confounding exposures in these underground mines, and high exposures were well documented in current surveys. A 40% increased risk for lung cancer was observed in railroad workers exposed to diesel exhaust [Garshick *et al.*, 2004]. Indirect adjustment for smoking suggested that differences in smoking could not have influenced this excess risk substantially. When extended with more accurate exposure assessment, the study showed a 70-80% increase in risk for exposed workers positive trends were observed with duration of exposure, but not with cumulative exposure [Laden *et al.*, 2006]. A large cohort study in the US trucking industry [Garshick *et al.*, 2008] reported a 15-40% increased lung cancer risk in truck drivers and dockworkers with regular exposure to diesel exhaust. There was a significant trend of increasing risks with longer duration of employment, with 20 years of employment roughly doubling the risk after adjusting for tobacco smoking. These trends were more pronounced when adjustment for duration of work was included [Garshick *et al.*, 2008]. These findings were supported by those in other occupational groups and by case-control studies including various occupations involving similar exposures. An increased risk for bladder cancer was also noted in many case-control studies,

but not in cohort studies. The Working Group concluded that there was “sufficient evidence” in humans for the carcinogenicity of diesel-engine exhaust. In experimental animals, whole diesel-engine exhaust caused an increased incidence of lung tumours in rats [Heinrich *et al.*, 1995], diesel-engine exhaust particles instilled intratracheally caused benign and malignant lung tumours in rats [Pott and Roller, 1995], and extracts of the particles also caused lung carcinomas in rats and sarcomas at the injection site in mice [Kunitake *et al.*, 1986 ; Grimmer *et al.*, 1987]. The Working Group concluded that there was “sufficient evidence” in experimental animals for the carcinogenicity of these three agents, which also induced, *in vitro* and *in vivo*, various forms of DNA damage. Gas-phase diesel-engine exhaust – without particles – did not increase the incidence of respiratory tumours in any species tested. Positive genotoxicity biomarkers of exposure and effect were also observed in humans exposed to diesel engine exhaust. The Working Group concluded that there is “strong evidence” for the ability of whole diesel-engine exhaust to induce cancer in humans through genotoxicity.

Gasoline exhaust and cancer risk was investigated in only a few epidemiological studies and, because of the difficulty to separate the effect of diesel and gasoline exhaust, evidence for carcinogenicity was evaluated as “inadequate”. Organic extracts of gasoline engine-exhaust condensate induced a significant increase in lung carcinomas and papillomas of the skin in mice [Brune *et al.*, 1978]. In rats, the gasoline exhaust condensate induced a significant increase in lung carcinomas [Grimmer *et al.*, 1984]. The Working Group concluded that there was “sufficient evidence” in experimental animals for the carcinogenicity of condensates of gasoline-engine exhaust.

Evaluation for the nitroarenes, all of which have been detected in diesel engine exhaust, each of them carrying one or two nitro groups, are shown in Table 1. No epidemiological studies of these nitroarenes have been reported but studies have shown that workers and also the general population are exposed to these

(1) IARC Monographs, International Agency for Research on Cancer, WHO, Lyon, France.

substances [Scheepers *et al.*, 1994 ; Seidel and Dahmann, 2002 ; Zwirner-Baier and Neumann, 1999]. All the nitroarenes studies were genotoxic to different extents in a series of assays. The Working Group reaffirmed the Group 2B classification of seven of

theses nitroarenes. Studies in experimental systems provided strong evidence for genotoxicity, which led to an upgrade for 1-nitropyrene, 6-nitrochrysene (to Group 2A), and 3-Nitrobenzanthrone (to Group 2B) (see table for details).

Tableau I.  
Evaluation of the nitroarenes.

Agent	Evidence of carcinogenicity in experimental animals	Mechanistic evidence	Overall evaluation
3,7-Dinitrofluoranthene	Sufficient	Weak	2B
3,9-Dinitrofluoranthene	Sufficient	Weak	2B
1,3-Dinitropyrene	Sufficient	Weak	2B
1,6-Dinitropyrene	Sufficient	Moderate	2B
1,8-Dinitropyrene	Sufficient	Moderate	2B
3-Nitrobenzanthrone	Limited	Strong	2B*
6-Nitrochrysene	Sufficient	Strong	2A*
2-Nitrofluorene	Sufficient	Weak	2B
1-Nitropyrene	Sufficient	Strong	2A*
4-Nitropyrene	Sufficient	Moderate	2B

\*Strong mechanistic evidence contributed to the overall evaluation (see text).

## References

1. Attfield MD, Schleiff PL, Lubin JH, *et al.* The diesel exhaust in miners study: a cohort mortality study with emphasis on lung cancer. *J Natl Cancer Inst* 2012; 104: 869-83.
2. Brune H, Habs M, Schmahl D. The tumor-producing effect of automobile exhaust condensate and fractions thereof. Part II: animal studies. *J Environ Pathol Toxicol* 1978; 1: 737-45.
3. Garshick E, Laden F, Hart JE, *et al.* Lung cancer in railroad workers exposed to diesel exhaust. *Environ Health Perspect* 2004; 112: 1539-43.
4. Garshick E, Laden F, Hart JE, *et al.* Lung cancer and vehicle exhaust in trucking industry workers. *Environ Health Perspect* 2008; 116: 1327-32.
5. Garshick E, Laden F, Hart JE, *et al.* Lung cancer and elemental carbon exposure in trucking industry workers. *Environ Health Perspect* 2012; 120: 1303-06.
6. Grimmer G, Brune H, Utsch-Wenzel R, Dettbarn G, Misfeld J. Contribution of polycyclic aromatic hydrocarbons to the carcinogenic impact of gasoline engine exhaust condensate evaluated by implantation into the lungs of rats. *J Natl Cancer Inst* 1984; 72: 733-39.
7. Grimmer G, Brune H, Utsch-Wenzel R, *et al.* Contribution of polycyclic aromatic hydrocarbons and nitro-derivatives to the carcinogenic impact of diesel engine exhaust condensate evaluated by implantation into the lungs of rats. *Cancer Lett* 1987; 37: 173-80.
8. Heinrich U, Fuhst R, Rittinghausen S, *et al.* Chronic inhalation exposure of wistar rats and two different strains of mice to diesel engine exhaust, carbon black, and titanium dioxide. *Inhal Toxicol* 1995; 7: 533-56.
9. Kunitake E, Shimamura K, Katayama H, *et al.* Studies concerning carcinogenesis of diesel particulate extracts following intratracheal instillation, subcutaneous injection, or skin application. *Dev Toxicol Environ Sci* 1986; 13: 235-52.
10. Laden F, Hart JE, Eschenroeder A, Smith TJ, Garshick E. Historical estimation of diesel exhaust exposure in a cohort study of US railroad workers and lung cancer. *Cancer Causes Control* 2006; 17: 911-9.
11. Pott F, Roller M. Carcinogenicity study with nineteen granular dusts in rats. *Eur J Oncol* 2005; 10: 249-81.
12. Scheepers PTJ, Velders DD, Martens MHJ, *et al.* Gas chromatographic mass spectrometric determination of nitro polycyclic aromatic hydrocarbons in airborne particulate matter from workplace atmosphere. *Journal of Chromatography A* 1994; 677: 107-121.
13. Seidel A, Dahmann D, Krekeler H, *et al.* Biomonitoring of polycyclic aromatic compounds in the urine of mining workers occupationally exposed to diesel exhaust. *Int J Hyg Environ Health* 2002; 204: 333-338.
14. Silverman DT, Samanic CM, Lubin JH, *et al.* The diesel exhaust in miners study: a nested case-control study of lung cancer and diesel exhaust. *J Natl Cancer Inst* 2012; 104: 855-68.
15. Zwirner-Baier I and Neumann HG. Polycyclic nitroarenes (nitro-PAHs) as biomarkers of exposure to diesel exhaust. *Mutat Res* 1999; 441: 135-144.

# Étude d'impact d'infrastructures routières et les effets de la pollution de l'air sur la santé : la prise en compte des particules

## Impact assessment that a specific road infrastructure project may have on air quality and health: the inclusion of particulate matter

Marion KEIRSBULCK<sup>(1)</sup>, Guillaume BOULANGER<sup>(2)</sup>, Michel ANDRÉ<sup>(3)</sup>, Christine BUGAJNY<sup>(4)</sup>  
Mathilde PASCAL<sup>(5)</sup>, Gabriel PLASSAT<sup>(6)</sup>, Emmanuel RIVIÈRE<sup>(7)</sup>, Jean SCIARE<sup>(8)</sup>, Christian SEIGNEUR<sup>(9)</sup>

### Contexte

Depuis les années 1990, plusieurs études épidémiologiques ont permis de mettre en évidence l'impact sur la santé de la pollution atmosphérique urbaine. Il existe en revanche peu d'études s'intéressant spécifiquement aux effets des émissions des grands axes routiers. Quelques études épidémiologiques ont cependant montré que résider à proximité de grands axes routiers pouvait conduire au développement et à l'exacerbation de pathologies chroniques cardiaques et respiratoires [Samet, 2007 ; Brugge, 2007 ; HEI, 2010 ; OMS, 2005b].

Par ailleurs, des interrogations demeurent sur l'influence de la taille et de la composition chimique des particules. À l'heure actuelle, il est difficile de distinguer les effets liés à la taille, au nombre, et à la composition chimique des particules.

En France, la réglementation prévoit que la construction, la réhabilitation ou l'aménagement d'infrastructures routières, qui par leur nature, leurs

dimensions ou leur localisation sont susceptibles d'avoir des incidences sur l'environnement ou la santé humaine, nécessitent au préalable la réalisation d'une étude d'impact (articles L 122-1 à L 122-3-5 du code de l'environnement). Cette étude doit porter notamment sur l'analyse des effets du projet sur la qualité de l'air et des risques associés pour la santé. Une circulaire interministérielle équipement/Santé/écologie du 25 février 2005 et la note méthodologique qui lui est annexée fournissent des indications méthodologiques sur l'élaboration et le contenu attendu des études d'impact.

Pour les grands projets d'infrastructures routières (niveau I<sup>(10)</sup>), l'étude détaillée des effets sur la santé est proposée conformément à la démarche d'Évaluation Quantitative des Risques Sanitaires (EQRS). Une liste de 16 polluants à prendre en compte est issue des travaux réalisés par un groupe d'experts publiés en 2004 [Cassadou, 2004].

Afin d'orienter les polluants à prendre en compte dans l'évaluation des risques sanitaires associée à l'étude d'impact, il a été demandé à l'Anses de procé-

(1) Anses (Agence Nationale de Sécurité Sanitaire) : alimentation-environnement-travail, Maisons-Alfort, chef de projet.

(2) Anses (Agence Nationale de Sécurité Sanitaire) : alimentation-environnement-travail, Maisons-Alfort, adjoint d'unité.

(3) IFSTTAR, (Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux), Bron, directeur de recherche.

(4) CETE Nord-Picardie, (Centre d'Études Techniques de l'Équipement de Nord-Picardie), Haubourdin, responsable du groupe Air et Bruit.

(5) InVS, (Institut de Veille Sanitaire), Saint-Maurice, chargée de projet Air et santé.

(6) ADEME, (Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie), Valbonne, ingénieur expert.

(7) ASPA, (Association pour la surveillance et l'étude de la pollution atmosphérique en Alsace), Strasbourg, directeur adjoint.

(8) CNRS, (Centre National de la Recherche Scientifique), Gif-sur-Yvette, chargé de recherche.

(9) CEREAS, (Centre d'Enseignement et de Recherche en Environnement Atmosphérique), directeur.

(10) Défini dans la note méthodologique en fonction de la charge prévisionnelle de trafic et du nombre de personnes concernées par le projet.

der à une identification des polluants résultant des émissions du trafic routier et pouvant présenter un danger pour la santé. L'agence a hiérarchisé ces polluants au regard des émissions, des concentrations atmosphériques et des données toxicologiques disponibles, et a sélectionné ceux qui seraient à retenir pour l'analyse des effets sur la santé, en précisant à chaque fois, les voies et les durées d'exposition.

Plus de 380 polluants ont été recensés en lien avec des infrastructures routières. Parmi eux, 70 polluants disposaient d'informations quantitatives concernant les dangers pour la santé et les émissions issues des infrastructures. À l'issue de l'expertise, à partir d'une méthode de hiérarchisation, une liste de 14 polluants et de 2 familles de polluants a été proposée pour les études d'impact des infrastructures routières, incluant : particules (PM<sup>(11)</sup>), dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>), acétaldéhyde, acroléine, ammoniac (NH<sub>3</sub>), arsenic (As), benzène, 1,3-butadiène, chrome (Cr), éthylbenzène, formaldéhyde, naphthalène, nickel (Ni), propionaldéhyde, famille des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et famille des dioxines et furanes [Anses, 2012]. Le cas des particules est discuté plus particulièrement ici.

### Sources et composition des particules issues des infrastructures routières

Les infrastructures routières sont des émetteurs importants de particules. Les émissions particulières peuvent être issues de l'échappement, mais aussi liées à l'usure des équipements et de la route ainsi qu'au fonctionnement et à l'entretien de l'infrastructure routière.

Les émissions à l'échappement sont celles qui sont le mieux caractérisées actuellement à l'inverse des émissions liées à l'usure des freins, des pneumatiques et de la remise en suspension des particules par le trafic. La mesure des émissions de particules à l'échappement des véhicules est réglementée (par exemple les normes EURO). Elle est basée principalement sur des mesures en masse sans distinction de taille et de manière agrégée. Cependant, elle évolue vers la prise en compte du nombre (en complément de la masse particulaire totale d'une fraction granulométrique).

Les émissions de particules varient en fonction du type de véhicule (essence/diesel), du type de motorisation (EURO 1, 2, 3, 4, 5), de la conduite (vitesse, accélération...) ou encore de la nature du véhicule (véhicules légers, poids lourds, véhicules utilitaires...). Il est estimé que les véhicules diesel contribuent très largement (> 95 %) aux émissions routières à l'échap-

pement de particules fines (suie et carbone organique primaire)<sup>(12)</sup>. Le carbone-suie représenterait plus de 50 % des émissions particulières en masse par les moteurs diesel. Il n'existe pas encore aujourd'hui de méthode de référence pour la mesure du carbone-suie, ni de valeur réglementaire à respecter sur ce polluant.

Les données d'émissions et les caractérisations portant sur certaines tailles ou sur la composition chimique sont de faible qualité au travers des outils et des connaissances actuels. Des facteurs d'émission ont été calculés à partir de la méthode COPERT IV et complétés, notamment pour les polluants et phénomènes d'émission non couverts par cette méthodologie, par une analyse de la littérature publiée depuis 2004. Les HAP, les éléments métalliques ainsi que les dioxines et furanes (polychlorodibenzodioxines PCDD et polychlorodibenzodifuranes PCDF), recensés à l'émission particulaire des véhicules, ne sont connus que par des spéciations réalisées sur peu de véhicules et de tests.

Pour les HAP, des spéciations communes à des grandes catégories de véhicules et carburants sont utilisées pour le calcul de facteurs d'émissions qui n'intègrent pas ou mal les évolutions réglementaires et technologiques des véhicules ni les conditions de circulation (vitesse).

Les facteurs d'émissions des dioxines et furanes reposent uniquement sur des spéciations disponibles seulement par famille, différenciées entre véhicules légers essence, diesel et véhicules lourds.

Concernant l'usure des équipements des véhicules, seules les émissions de métaux sont quantifiées ; cependant, elles reposent sur des approches *in situ* tirées de la littérature. Les métaux contenus dans le carburant, l'huile et ceux résultant de l'usure mécanique à l'intérieur du moteur sont pris en compte et interprétés en contenu-équivalent dans le carburant. Les facteurs d'émission sont donc proportionnels à la consommation. Les métaux issus de l'usure de freins et de pneumatiques sont également évalués à partir d'approches empiriques.

L'importance des émissions de particules remises en suspension par le trafic a été soulignée dans ces travaux à partir des données de la littérature (émissions équivalentes à celles des émissions directes de particules à l'échappement). Cependant, si leur prise en compte pour évaluer les concentrations de PM<sub>10</sub> semble nécessaire, les données actuelles sont insuffisantes pour des études quantitatives.

De même, les émissions de certains éléments métalliques liées à l'utilisation de fondants routiers à l'occasion d'opérations de salage lors d'épisodes de neige ou de verglas ont été discutées par comparai-

(11) PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub> : particules en suspension dans l'air, respectivement d'un diamètre aérodynamique médian inférieur à 10 µm et 2,5 µm (en anglais Particulate Matter).

(12) À noter que les gaz d'échappement des moteurs diesel sont classés comme cancérigènes pour l'homme (groupe 1) par le CIRC en juin 2012.



son aux émissions issues de l'échappement. Elles pourraient être importantes dans des situations particulières (par exemple routes souvent enneigées).

## Pollution en particules à proximité du trafic routier

Les particules font partie des catégories de polluants atmosphériques réglementés pour la protection de la santé humaine. La stratégie communautaire de surveillance de la qualité de l'air se base aujourd'hui sur la directive européenne 2008/50/CE. Pour les effets sur la santé humaine, cette stratégie s'intéresse en particulier aux  $PM_{10}$  et  $PM_{2,5}$  qui font donc l'objet d'une surveillance obligatoire et généralisée sur le territoire national par les Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA).

En proximité du trafic en France, les concentrations moyennes annuelles généralement relevées sont comprises entre 26 et 35  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  et 15 et 22  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  respectivement pour les  $PM_{10}$  et  $PM_{2,5}$  (en considérant le percentile 25 et 75 de l'ensemble des stations trafic du territoire). Des valeurs supérieures à 50  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  pour les  $PM_{10}$  et proches de 30  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  pour les  $PM_{2,5}$  sur une année peuvent être observées sur quelques stations des plus grandes agglomérations.

Depuis le 1<sup>er</sup> janvier 2005, les valeurs limites européenne de 50  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  sur une journée et de 40  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  sur l'année pour les  $PM_{10}$  sont en pleine application sans marge de tolérance et plusieurs grandes agglomérations françaises présentent toujours des dépassements de ces valeurs. Cette situation a mis la France en précontentieux puis contentieux européen.

## Réalisation d'une évaluation des risques sur la santé

Les Études Quantitatives des Risques Sanitaires (EQRS) sont réalisées dans une approche prospective pour estimer les impacts résultant de projets d'infrastructures routières. Ces données permettent d'informer la population des risques potentiels sur la santé.

L'absence de Valeur Toxicologique de Référence (VTR) pour les particules ne permet pas de réaliser une évaluation des risques sur la santé liés aux émissions de particules issues des infrastructures routières. Cependant, la construction de VTR est possible. En effet, il existe de nombreuses études épidémiologiques concernant la pollution atmosphérique urbaine et l'exposition de la population aux particules  $PM_{10}$  et  $PM_{2,5}$ . Par ailleurs, les effets sanitaires mis en évidence sont importants : baisse de la qualité de vie,

hausse des hospitalisations (pathologies respiratoires et cardio-vasculaires), hausse de la mortalité (toutes causes et spécifique respiratoire et cardio-vasculaire), baisse de l'espérance de vie [Anderson, 2004 ; OMS, 2005a ; Katsouyanni, 2009 ; Samoli, 2008 ; Larrieu, 2007 ; Ballester, 2006 ; Stafoggia, 2009 ; Pope, 2004 ; Tobias, 2011]. Néanmoins, il existe peu d'études à proximité des grands axes routiers. Les résultats actuels mettent néanmoins en évidence une relation possible entre l'exposition à la pollution issue du trafic et différents événements sanitaires : mortalité, développement et exacerbation de pathologies cardio-vasculaires et respiratoires... [Samet, 2007 ; Brugge, 2007 ; HEI, 2010 ; OMS, 2005b].

## Conclusions

Compte tenu de l'enjeu de santé publique qu'elles représentent, les particules sont à prendre en compte dans les études d'impact pour des expositions aiguës et chroniques. Les particules diesel en tant que telles n'ont pas été distinguées dans le cadre de ces travaux et sont considérées implicitement dans les particules. Par ailleurs, certaines espèces présentes dans les particules diesel (HAP, dioxines et furanes) ont été identifiées comme devant être incluses dans les études d'impact.

L'absence de VTR ne permettant pas d'inclure les particules dans une évaluation quantitative des risques sanitaires, plusieurs approches ont été proposées pour l'intégration de ces polluants dans les études d'impact :

- Comparaison des niveaux observés et des niveaux prévus après mise en place du projet d'infrastructure aux valeurs guides de l'OMS (sur 24 heures : 25  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  pour les  $PM_{2,5}$  et 50  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  pour les  $PM_{10}$  ; sur le long terme : 10  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  pour les  $PM_{2,5}$  et 20  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  pour les  $PM_{10}$ ). Ces valeurs guides pour les PM sont estimées comme étant les niveaux au delà desquels il a été observé une relation statistiquement significative entre pollution et mortalité totale, cardio-vasculaire et par cancer du poumon. Cela ne signifie pas par ailleurs qu'il n'y a pas d'effet en deçà de ces valeurs guides. Une comparaison avec les valeurs réglementaires pourrait être faite en accompagnement.
- Contribution limitée à un pourcentage (par exemple 3 %) des valeurs guides de l'OMS ou des valeurs réglementaires (approche suivie dans certains pays européens).
- Réalisation à terme d'évaluation des risques sanitaires dès lors que des VTR pour l'exposition aiguë et chronique aux particules ( $PM_{10}$  et  $PM_{2,5}$ ) seront disponibles.

## Références

- Anses. Sélection des polluants à prendre en compte dans les évaluations des risques sanitaires réalisées dans le cadre des études d'impact des infrastructures routières. Saisine n° 2010-SA-0283 « Infrastructures routières » ; Rapport d'expertise collective ; Comité d'experts spécialisés « évaluation des risques liés aux milieux aériens » ; Groupe de travail « Infrastructures routières ». 2012 : 185 p.
- Anderson HR, Atkinson R, Peacock JL, *et al.* Meta-analysis of time series studies of particulate matter (PM) and ozone (O<sub>3</sub>). Copenhagen: WHO Regional Office for Europe ; 2004 : 80 p. [consulté le 28/09/2011]. Disponible à partir de l'URL : [http://www.euro.who.int/\\_\\_data/assets/pdf\\_file/0004/74731/e82792.pdf](http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0004/74731/e82792.pdf)
- Ballester F, Rodriguez P, Iniguez C *et al.* Air pollution and cardiovascular admissions association in Spain: results within the EMECAS project. *J. Epidemiol. Community Health* 2006 ; 60(4) : 328-36.
- Brugge D, Durant JL, Rioux C. Near-highway pollutants in motor vehicle exhaust: a review of epidemiologic evidence of cardiac and pulmonary health risks. *Environ Health* 2007 ; 6 : 23.
- Cassadou S, Nicoulet I., Noppe J. *et al.* Sélection des agents dangereux à prendre en compte dans l'évaluation des risques sanitaires liés aux infrastructures routières. Rapport du groupe de travail, 2004 ; 78 p. + 174 p. d'annexe.
- Katsouyanni K, Samet JM, Anderson HR *et al.* Air pollution and health: a European and North American approach (APHENA), *Res Rep Health Eff Inst* 2009 ; 142 : 5-90.
- Larrieu S, Jusot JF, Blanchard M *et al.* Short term effects of air pollution on hospitalizations for cardiovascular diseases in eight French cities: the PSAS program, *Sci Total Environ.* 2007 ; 387 (1-3) : 105-12.
- OMS, Organisation Mondiale de la Santé – World Health Organisation. Health effects of transport-related air pollution. Copenhagen: WHO-Regional Office for Europe ; 2005b : 205 p.
- Pope CA, Burnett RT, Thurston GD *et al.* Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution: epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease. *Circulation* 2004 ; 109 (1) : 71-7.
- Samoli E, Peng R, Ramsay T *et al.* Acute effects of ambient particulate matter on mortality in Europe and North America: results from the APHENA study, *Environ Health Perspect* 2008 ; 116 (11) : 1480-6.
- Samet JM. Traffic, air pollution, and health. *Inhal Toxicol* 2007 ; 19(12) : 1021-7.
- Stafoggia M, Faustini A, Rognoni M *et al.* Air pollution and mortality in ten Italian cities. Results of the EpiAir Project. *Epidemiol Prev.* 2009 ; 33 (6) Suppl 1 : 65-76.
- Tobias A, Perez L, Diaz J *et al.* Short-term effects of particulate matter on total mortality during Saharan dust outbreaks: a case-crossover analysis in Madrid (Spain). *Sci Total Environ* 2011 ; 412-413 : 386-9.



# Évaluation de l'impact sanitaire des expositions résidentielles à la pollution atmosphérique à proximité du trafic routier dans l'agglomération parisienne

## Health impact assessment of residential heavy traffic exposure in Paris Greater Area

S. HOST, E. CHATIGNOUX et A. SAUNAL<sup>(1)</sup>

### Contexte

Au cours des vingt dernières années, un nombre important d'études épidémiologiques a permis de mettre en évidence les liens à court et à long termes entre les niveaux de pollution atmosphérique, de particules notamment, observés dans les zones urbaines et la survenue de différents problèmes de santé [Brunekreef et Holgate, 2002]. À partir des relations exposition-risque issues de ces études, il est possible de quantifier les impacts sanitaires de la pollution atmosphérique, par exemple en termes de nombres de décès (ou de perte d'espérance de vie) ou d'hospitalisations, et d'en évaluer les coûts. Ces Évaluations d'Impact Sanitaire (EIS) constituent un outil d'aide à la décision et s'imposent comme outil de sensibilisation et de communication.

Les méthodes standardisées [Ung *et al.*, 2012], appliquées jusqu'à présent, évaluent les impacts sanitaires dus à la pollution générale des agglomérations, mesurée par les niveaux de fond, et ne permettent pas de rendre compte des impacts sanitaires des variations intra-urbaines des concentrations en polluants. Or la pollution atmosphérique, tant en termes de niveaux que de composition chimique, est généralement très contrastée au sein des grandes agglomérations, selon que l'on se situe à l'écart ou à

proximité des sources de polluants, notamment des voies à fort trafic routier le long desquelles des niveaux de polluants atmosphériques particulièrement élevés sont relevés [Airparif, 2012]. Ainsi, les populations résidant dans les agglomérations sont régulièrement exposées, d'une part, à des niveaux de polluants majorés par rapport aux niveaux de fond, et d'autre part, à une composition de polluants spécifiques de la source de proximité. Ces gradients intra-urbains d'exposition posent ainsi des problèmes de santé publique spécifiques, d'autant plus préoccupants qu'ils contribuent aux inégalités sociales de santé dont l'impact reste aujourd'hui difficile à apprécier. En effet, on observe que les populations résidant à proximité des sources de pollution sont souvent les plus défavorisées [Deguen et Zmirou-Navier, 2010].

Les études épidémiologiques portant spécifiquement sur la question des expositions à la pollution atmosphérique à proximité de ces sources se sont multipliées ces dernières années. En particulier, un nombre croissant d'études a documenté une dégradation, souvent plus importante que celle rapportée pour les niveaux de fond [Jerrett *et al.*, 2005], de la santé des populations résidant à proximité des voies à fort trafic routier [HEI, 2009]. Si les évidences apportées par ces études, trop diversifiées en termes de populations, pathologies, et métriques d'expositions, ne permettent pas de dégager des intensités de

(1) ORS Ile-de-France, 43 rue Beaubourg, 75003 Paris.

risques suffisamment robustes [Host *et al.*, 2012], l'importance du problème a conduit une équipe de recherche du projet Aphekom à intégrer les effets des expositions chroniques aux polluants du trafic routier dans les évaluations d'impacts [Perez et Kunzli, 2012].

Cette méthode a été appliquée à l'agglomération parisienne où l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique à proximité du trafic routier a été évalué en termes de genèse et d'exacerbations de l'asthme chez les enfants.

## Méthode

Les chercheurs du projet Aphekom ont développé une approche pour quantifier les impacts de la pollution sur les pathologies asthmatiques des enfants, qui rend compte à la fois des impacts à long terme des expositions chroniques à proximité du trafic, et des impacts à court terme des expositions aiguës à la pollution atmosphérique ambiante. Leur évaluation se base sur les constats suivants :

- D'une part, le trafic routier est directement responsable du développement de cas d'asthme chez les enfants. Ainsi, en comptabilisant le nombre d'enfants exposés à proximité du trafic, il est possible d'en déduire la proportion de cas d'asthme qui sont attribuables à cette exposition spécifique. Ils proposent d'utiliser pour cela les relations exposition-risque issues de l'étude de Mc Connell *et al.* (2006), qui évalue les expositions aux polluants à proximité du trafic par la distance du lieu d'habitation à des voies à grande circulation.

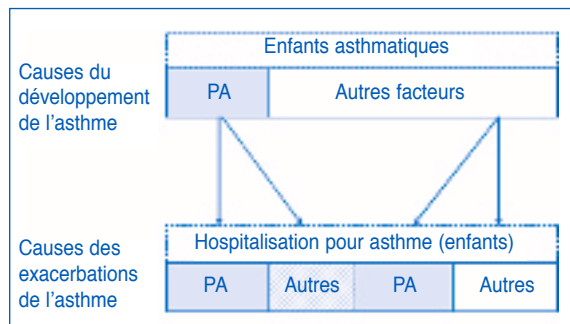


Figure 1.

Implication de la pollution atmosphérique dans la genèse de l'asthme et l'exacerbation des symptômes (d'après Kunzli *et al.*, 2008).

- D'autre part, chez les enfants asthmatiques, les crises et les exacerbations aiguës de l'asthme, qui peuvent conduire à des hospitalisations, sont favorisées par les expositions aiguës aux polluants atmosphériques. Ainsi, il est possible d'évaluer le nombre de ces manifestations à court terme qui seraient évitées par une diminution des niveaux de pollution atmosphérique ambiante. C'est l'approche traditionnellement adoptée dans les EIS, qui reste néanmoins incomplète et sous-estime l'impact de la pollution atmosphérique [Kunzli *et al.*, 2008] tel qu'illustré sur la figure 1. En effet, comme une partie des enfants chez qui surviennent ces crises ont développé leur asthme du fait de leur exposition chronique à la pollution atmosphérique (à proximité du trafic routier notamment), une diminution des niveaux de polluants permettrait de réduire la prévalence de l'asthme, et donc de ses exacerbations (liées ou non aux expositions aux polluants). L'EIS proposée dans Aphekom prend en compte cette dualité, en comptabilisant également les manifestations d'asthme aiguës, provoquées par des facteurs autres que la pollution atmosphérique, qui surviennent chez les enfants dont l'asthme est attribuable aux expositions à proximité du trafic.

Ces deux volets d'évaluation ont été appliqués à la zone de Paris et des trois départements de proche couronne, sur la période allant de 2004 à 2006.

L'estimation de la proportion de survenues de nouveaux cas d'asthme chez les enfants attribuables aux expositions à proximité du trafic se fonde sur une hypothèse « tout ou rien » ; l'impact est estimé comparativement à une situation où plus personne ne résiderait à proximité du trafic. Les voies à grande circulation ont été sélectionnées sur la base du réseau routier exploité par Airparif<sup>(2)</sup> (Association agréée de surveillance de la qualité de l'air en Ile-de-France) pour ses besoins de modélisation et complété par les données des conseils généraux, soit les voies comptant plus de 10 000 véhicules/jour (2007). Le réseau exploité par Airparif correspond aux voies à grande circulation du réseau routier structurant de la zone d'étude et repose sur des critères de trafic moyen journalier annuel (>15 000 véhicules/jour), de typologie (autoroutes, boulevard périphérique, boulevard des Maréchaux) et de continuité du réseau. Le nombre d'habitants résidant respectivement à moins de 75 mètres, 100 mètres et 150 mètres de ces axes a été estimé à partir des données de population du recensement de l'Insee de 2006 ventilées au bâti<sup>(3)</sup>, tel qu'illustré sur la figure 2. Ces données ont été exploitées par un système d'information géographique.

(2) Ce réseau est issu du réseau de trafic régional opéré par la Direction Régionale et Interdépartementale de l'Équipement et de l'Aménagement Ile-de-France et recalé par Airparif par rapport à l'environnement bâti.

(3) Estimation de la répartition de la population de l'INSEE sur les bâtiments de la BD-Topo (©INSEE-RGP, IGN, IAU Ile-de-France).



Figure 2.

Estimation du nombre d'habitants résidant à une distance proche des axes routiers à fort trafic (sources : IGN, Insee, IAU Ile-de-France, exploitation ORS Ile-de-France).

Tableau I.

Relations exposition-risque de survenue et d'exacerbation de l'asthme chez l'enfant, utilisées pour l'évaluation.

Indicateurs sanitaires	Âges	RR	Proximité	Références
Nouveaux cas d'asthme	5-7	1,64 [1,1-2,44]	Résidence $\leq$ 75 m	(Mc Connell <i>et al.</i> , 2006)
Indicateurs sanitaires	Âges	RR ( $\uparrow 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Scénario (moyenne annuelle du polluant ramenée à la valeur)	Références
Crise d'asthme	0-17	1,259 [0,580-2,736]	10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (PM <sub>2,5</sub> )	Méta-analyses (Perez et Künzli, 2012)
Hospitalisation pour asthme	0-17	1,013 [1,002-1,024]	20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (PM <sub>10</sub> )	

L'impact de la pollution sur les exacerbations des symptômes d'asthme a été calculé en se référant à une situation où les niveaux de PM<sub>10</sub> auraient été ramenés à la valeur guide de l'OMS (niveaux inférieurs à 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). En appliquant des relations exposition-risque issues de la littérature (cf. tableau I), la proportion de crises d'asthme et le nombre d'hospitalisations(4) attribuables au dépassement de la valeur guide de l'OMS ont été calculés.

Les deux approches décrites précédemment ont été considérées :

• L'approche « classique » qui rend compte uniquement des événements aigus déclenchés par la pollution atmosphérique ;

• L'approche développée dans le cadre du projet Aphekom, qui intègre également le nombre d'événements aigus survenant chez des enfants dont l'asthme est attribuable à une exposition chronique à proximité sur trafic.

Tableau II.

Estimation du nombre moyen annuel d'hospitalisations chez les enfants entre 2004 et 2006 à Paris et départements de proche couronne (source : PMSI – exploitation ORS Ile-de-France).

Événements sanitaires	Codes CIM 10	Nombre
Nombre d'hospitalisations pour asthme chez les enfants (0-17 ans)	J 45-46	3 905

## Résultats

Il a été estimé que 31 % de la population de l'agglomération parisienne résidaient à moins de 75 mètres d'un axe à fort trafic routier, tel qu'illustré à la figure 3.

(4) Le nombre total d'hospitalisations pour les années 2004 à 2006 a été estimé à partir des données du programme médicalisé du système d'information (PMSI) (cf. tableau II).

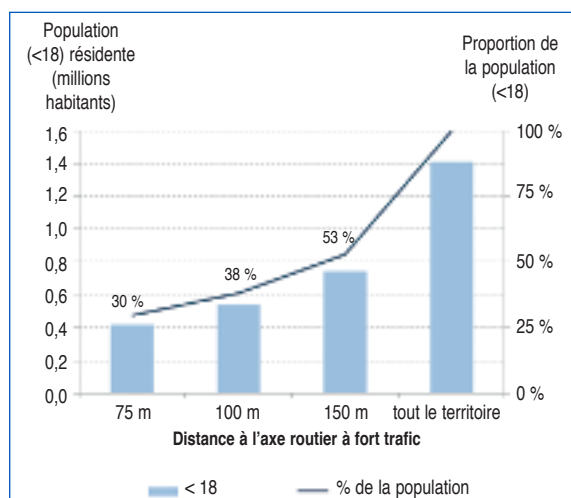


Figure 3.

Estimation de la population résidant à proximité des axes routiers à fort trafic.

Notre évaluation montre ainsi que vivre à proximité des axes routiers à fort trafic est responsable de l'ordre de 16 % des nouveaux cas d'asthme chez les enfants (0-17) compris dans un intervalle de confiance de 3 à 30 %<sup>(5)</sup>. Ce résultat est du même ordre de grandeur que les résultats obtenus pour 10 autres villes du projet Aphekom et approche la moyenne de 15 % [Pascal et Medina, 2012].

Par ailleurs, il a été estimé que la pollution atmosphérique est responsable de 29 % des symptômes chez les enfants asthmatiques et 16 % des hospitalisations, ce qui représente environ 650 hospitalisations évitables chaque année pour cette population. Ce calcul a été effectué en considérant les bornes inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance entourant les relations exposition-risque (uniquement pour le risque chronique). Ces intervalles

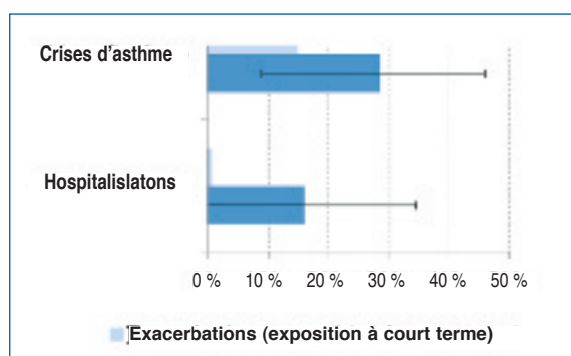


Figure 4.

Pourcentage d'exacerbations (symptômes et hospitalisations) attribuable à la pollution atmosphérique et intervalles de confiance.

sont reportés sur la figure 4. Ces résultats montrent un impact de la pollution atmosphérique sur les exacerbations de symptômes, substantiellement plus important lorsque les effets chroniques sont considérés.

## Conclusion

L'asthme figure parmi les maladies qui affectent une fraction non négligeable de la population. En France, la prévalence de l'asthme chez l'enfant est estimée entre 10 et 12 %<sup>(6)</sup>. Ces évaluations montrent que les expositions résidentielles au trafic routier seraient responsables d'une part non négligeable de cette maladie chronique, soit 16 % de survenues de nouveaux cas, compte tenu d'une urbanisation dense à proximité des voies de grande circulation. Elles montrent également que la pollution atmosphérique joue un rôle important dans l'exacerbation de ces pathologies, avec de l'ordre d'un tiers des symptômes attribuables dans une population particulièrement sensible que constituent les enfants. Cette évaluation souligne la contribution importante de l'exposition résidentielle chronique au trafic routier à la survenue de ces pathologies. Cette dernière, non prise en compte jusqu'à présent, ne devrait pas être négligée, au risque de sous-estimer largement l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique.

Ces résultats sont issus d'une démarche exploratoire basée sur des données dont la robustesse doit être améliorée ; comme tout résultat scientifique, ils sont entachés d'incertitude et doivent être interprétés avec prudence. Ils ne sont par ailleurs qu'une illustration des effets de la pollution atmosphérique sur la santé. En effet, ils ne portent que sur quelques manifestations sanitaires, alors que plusieurs travaux documentent la survenue d'autres pathologies chroniques telles que la bronchite chronique, ou encore les maladies cardiaques en lien avec la pollution de proximité au trafic routier. Enfin, ils ne tiennent pas compte des potentiels cobénéfices pour la santé des politiques de gestion, relatifs, par exemple, à une diminution de l'exposition au bruit ou à l'augmentation de la mobilité active.

Ces résultats encouragent à poursuivre les efforts afin d'améliorer la qualité de l'air en zone urbaine dense et invitent à s'attaquer prioritairement à la question de la circulation routière, mais aussi à repenser la ville. À l'heure où les orientations de développement urbain prônent des objectifs de densification de l'habitat, les politiques d'aménagement urbain devraient être intégrées aux politiques de santé publique [Chaix, 2012].

(5) Afin d'appréhender une part de l'incertitude que comportent ces résultats, le calcul a été effectué en considérant les bornes inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance entourant la relation exposition-risque.

(6) [www.invs.sante.fr](http://www.invs.sante.fr).

## Références

- Airparif. Bilan de la qualité de l'air 2011 en Ile-de-france. *Airparif* 2012 : 99 p.
- Brunekreef B, Holgate ST. Air pollution and health. *Lancet* 2002 ; 360 : 1233-42.
- Chaix B. Villes et santé : consolider le dialogue entre santé publique et aménagement urbain. Questions de santé publique. Institut de Recherche en Santé Publique 2012 : 4 p.
- Deguen, S., Zmirou-Navier, D. Social inequalities resulting from health risks related to ambient air quality – A European review. *Eur J Public Health* 2010 ; 20(1) : 27-35. doi:10.1093/eurpub/ckp220
- HEI. Traffic-related air pollution: a critical review of the literature on emissions, exposure, and health effects. 2009 : 394 p.
- Host S, Chatignoux E, Leal C et Grémy I. Health risk assessment of traffic-related air pollution near busy roads. *Rev Epidemiol Santé Publique* 2012 ; 60 : 321-30.
- Jerrett M, Burnett RT, Ma R *et al.* Spatial analysis of air pollution and mortality in Los Angeles. *Epidemiology* 2005 ; 16(6) : 727-736.
- Kunzli N, Perez L, Lurmann F *et al.* An attributable risk model for exposures assumed to cause both chronic disease and its exacerbations. *Epidemiology* 2008 ; 19 : 179-185.
- McConnell R, Berhane K, Yao L *et al.* Traffic, susceptibility, and childhood asthma. *Environ. Health Perspect.* 2006 ; 114 : 766-72.
- Pascal L, Delmas M, Fuhrman C. Hospitalisations pour asthme en France métropolitaine, 1998-2002. Évaluation à partir des données du PMSI (p. 60). Saint-Maurice, 2007. Retrieved from [http://opac.invs.sante.fr/index.php?lvl=notice\\_display&id=4271](http://opac.invs.sante.fr/index.php?lvl=notice_display&id=4271)
- Pascal M, Medina S. Résumé des résultats du projet Aphekom 2008-2011. Des clefs pour mieux comprendre les impacts de la pollution atmosphérique urbaine sur la santé en Europe. Saint-Maurice : Institut de veille sanitaire ; 2012c. 6 p. Disponible à partir de l'URL : <http://www.invs.sante.fr>
- Perez L et Künzli N. Guidelines of methods for integrating chronic effects of local-traffic pollution in the air pollution health impact methodology. Aphekom. Swiss Tropical and Public Health Institute (Basel), University of Basel, CREAL 2012 : 40 p.
- Ung A, Pascal M, Chanel O *et al.* Comment réaliser une évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine ? Guide méthodologique. Saint-Maurice : Institut de veille sanitaire 2012.



# Évaluation de l'impact sanitaire des expositions résidentielles à la pollution atmosphérique à proximité du trafic routier dans l'agglomération parisienne

## Health impact assessment of residential heavy traffic exposure in Paris Greater Area

S. HOST, E. CHATIGNOUX et A. SAUNAL<sup>(1)</sup>

### Contexte

Au cours des vingt dernières années, un nombre important d'études épidémiologiques a permis de mettre en évidence les liens à court et à long termes entre les niveaux de pollution atmosphérique, de particules notamment, observés dans les zones urbaines et la survenue de différents problèmes de santé [Brunekreef et Holgate, 2002]. À partir des relations exposition-risque issues de ces études, il est possible de quantifier les impacts sanitaires de la pollution atmosphérique, par exemple en termes de nombres de décès (ou de perte d'espérance de vie) ou d'hospitalisations, et d'en évaluer les coûts. Ces Évaluations d'Impact Sanitaire (EIS) constituent un outil d'aide à la décision et s'imposent comme outil de sensibilisation et de communication.

Les méthodes standardisées [Ung *et al.*, 2012], appliquées jusqu'à présent, évaluent les impacts sanitaires dus à la pollution générale des agglomérations, mesurée par les niveaux de fond, et ne permettent pas de rendre compte des impacts sanitaires des variations intra-urbaines des concentrations en polluants. Or la pollution atmosphérique, tant en termes de niveaux que de composition chimique, est généralement très contrastée au sein des grandes agglomérations, selon que l'on se situe à l'écart ou à

proximité des sources de polluants, notamment des voies à fort trafic routier le long desquelles des niveaux de polluants atmosphériques particulièrement élevés sont relevés [Airparif, 2012]. Ainsi, les populations résidant dans les agglomérations sont régulièrement exposées, d'une part, à des niveaux de polluants majorés par rapport aux niveaux de fond, et d'autre part, à une composition de polluants spécifiques de la source de proximité. Ces gradients intra-urbains d'exposition posent ainsi des problèmes de santé publique spécifiques, d'autant plus préoccupants qu'ils contribuent aux inégalités sociales de santé dont l'impact reste aujourd'hui difficile à apprécier. En effet, on observe que les populations résidant à proximité des sources de pollution sont souvent les plus défavorisées [Deguen et Zmirou-Navier, 2010].

Les études épidémiologiques portant spécifiquement sur la question des expositions à la pollution atmosphérique à proximité de ces sources se sont multipliées ces dernières années. En particulier, un nombre croissant d'études a documenté une dégradation, souvent plus importante que celle rapportée pour les niveaux de fond [Jerrett *et al.*, 2005], de la santé des populations résidant à proximité des voies à fort trafic routier [HEI, 2009]. Si les évidences apportées par ces études, trop diversifiées en termes de populations, pathologies, et métriques d'expositions, ne permettent pas de dégager des intensités de

(1) ORS Ile-de-France, 43 rue Beaubourg, 75003 Paris.



risques suffisamment robustes [Host *et al.*, 2012], l'importance du problème a conduit une équipe de recherche du projet Aphekom à intégrer les effets des expositions chroniques aux polluants du trafic routier dans les évaluations d'impacts [Perez et Kunzli, 2012].

Cette méthode a été appliquée à l'agglomération parisienne où l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique à proximité du trafic routier a été évalué en termes de genèse et d'exacerbations de l'asthme chez les enfants.

## Méthode

Les chercheurs du projet Aphekom ont développé une approche pour quantifier les impacts de la pollution sur les pathologies asthmatiques des enfants, qui rend compte à la fois des impacts à long terme des expositions chroniques à proximité du trafic, et des impacts à court terme des expositions aiguës à la pollution atmosphérique ambiante. Leur évaluation se base sur les constats suivants :

- D'une part, le trafic routier est directement responsable du développement de cas d'asthme chez les enfants. Ainsi, en comptabilisant le nombre d'enfants exposés à proximité du trafic, il est possible d'en déduire la proportion de cas d'asthme qui sont attribuables à cette exposition spécifique. Ils proposent d'utiliser pour cela les relations exposition-risque issues de l'étude de Mc Connell *et al.* (2006), qui évalue les expositions aux polluants à proximité du trafic par la distance du lieu d'habitation à des voies à grande circulation.

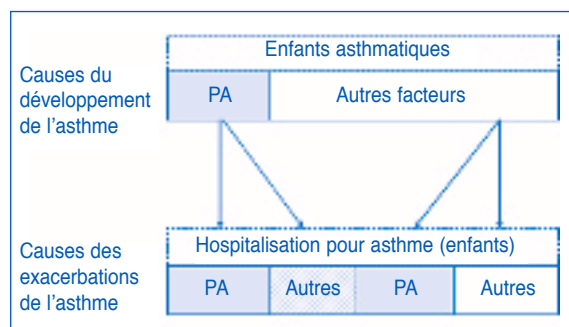


Figure 1.

Implication de la pollution atmosphérique dans la genèse de l'asthme et l'exacerbation des symptômes (d'après Kunzli *et al.*, 2008).

- D'autre part, chez les enfants asthmatiques, les crises et les exacerbations aiguës de l'asthme, qui peuvent conduire à des hospitalisations, sont favorisées par les expositions aiguës aux polluants atmosphériques. Ainsi, il est possible d'évaluer le nombre de ces manifestations à court terme qui seraient évitées par une diminution des niveaux de pollution atmosphérique ambiant. C'est l'approche traditionnellement adoptée dans les EIS, qui reste néanmoins incomplète et sous-estime l'impact de la pollution atmosphérique [Kunzli *et al.*, 2008] tel qu'illustré sur la figure 1. En effet, comme une partie des enfants chez qui surviennent ces crises ont développé leur asthme du fait de leur exposition chronique à la pollution atmosphérique (à proximité du trafic routier notamment), une diminution des niveaux de polluants permettrait de réduire la prévalence de l'asthme, et donc de ses exacerbations (liées ou non aux expositions aux polluants). L'EIS proposée dans Aphekom prend en compte cette dualité, en comptabilisant également les manifestations d'asthme aiguës, provoquées par des facteurs autres que la pollution atmosphérique, qui surviennent chez les enfants dont l'asthme est attribuable aux expositions à proximité du trafic.

Ces deux volets d'évaluation ont été appliqués à la zone de Paris et des trois départements de proche couronne, sur la période allant de 2004 à 2006.

L'estimation de la proportion de survenues de nouveaux cas d'asthme chez les enfants attribuables aux expositions à proximité du trafic se fonde sur une hypothèse « tout ou rien » ; l'impact est estimé comparativement à une situation où plus personne ne résiderait à proximité du trafic. Les voies à grande circulation ont été sélectionnées sur la base du réseau routier exploité par Airparif<sup>(2)</sup> (Association agréée de surveillance de la qualité de l'air en Ile-de-France) pour ses besoins de modélisation et complété par les données des conseils généraux, soit les voies comptant plus de 10 000 véhicules/jour (2007). Le réseau exploité par Airparif correspond aux voies à grande circulation du réseau routier structurant de la zone d'étude et repose sur des critères de trafic moyen journalier annuel (>15 000 véhicules/jour), de typologie (autoroutes, boulevard périphérique, boulevard des Maréchaux) et de continuité du réseau. Le nombre d'habitants résidant respectivement à moins de 75 mètres, 100 mètres et 150 mètres de ces axes a été estimé à partir des données de population du recensement de l'Insee de 2006 ventilées au bâti<sup>(3)</sup>, tel qu'illustré sur la figure 2. Ces données ont été exploitées par un système d'information géographique.

(2) Ce réseau est issu du réseau de trafic régional opéré par la Direction Régionale et Interdépartementale de l'Équipement et de l'Aménagement Ile-de-France et recalé par Airparif par rapport à l'environnement bâti.

(3) Estimation de la répartition de la population de l'INSEE sur les bâtiments de la BD-Topo (©INSEE-RGP, IGN, IAU Ile-de-France).



Figure 2.

Estimation du nombre d'habitants résidant à une distance proche des axes routiers à fort trafic (sources : IGN, Insee, IAU Ile-de-France, exploitation ORS Ile-de-France).

Tableau I.

Relations exposition-risque de survenue et d'exacerbation de l'asthme chez l'enfant, utilisées pour l'évaluation.

Indicateurs sanitaires	Âges	RR	Proximité	Références
Nouveaux cas d'asthme	5-7	1,64 [1,1-2,44]	Résidence $\leq$ 75 m	(Mc Connell <i>et al.</i> , 2006)
Indicateurs sanitaires	Âges	RR ( $\uparrow 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Scénario (moyenne annuelle du polluant ramenée à la valeur)	Références
Crise d'asthme	0-17	1,259 [0,580-2,736]	10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (PM <sub>2,5</sub> )	Méta-analyses (Perez et Künzli, 2012)
Hospitalisation pour asthme	0-17	1,013 [1,002-1,024]	20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (PM <sub>10</sub> )	

L'impact de la pollution sur les exacerbations des symptômes d'asthme a été calculé en se référant à une situation où les niveaux de PM<sub>10</sub> auraient été ramenés à la valeur guide de l'OMS (niveaux inférieurs à 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). En appliquant des relations exposition-risque issues de la littérature (cf. tableau I), la proportion de crises d'asthme et le nombre d'hospitalisations(4) attribuables au dépassement de la valeur guide de l'OMS ont été calculés.

Les deux approches décrites précédemment ont été considérées :

• L'approche « classique » qui rend compte uniquement des événements aigus déclenchés par la pollution atmosphérique ;

• L'approche développée dans le cadre du projet Aphekom, qui intègre également le nombre d'événements aigus survenant chez des enfants dont l'asthme est attribuable à une exposition chronique à proximité sur trafic.

Tableau II.

Estimation du nombre moyen annuel d'hospitalisations chez les enfants entre 2004 et 2006 à Paris et départements de proche couronne (source : PMSI – exploitation ORS Ile-de-France).

Événements sanitaires	Codes CIM 10	Nombre
Nombre d'hospitalisations pour asthme chez les enfants (0-17 ans)	J 45-46	3 905

## Résultats

Il a été estimé que 31 % de la population de l'agglomération parisienne résidaient à moins de 75 mètres d'un axe à fort trafic routier, tel qu'illustré à la figure 3.

(4) Le nombre total d'hospitalisations pour les années 2004 à 2006 a été estimé à partir des données du programme médicalisé du système d'information (PMSI) (cf. tableau II).

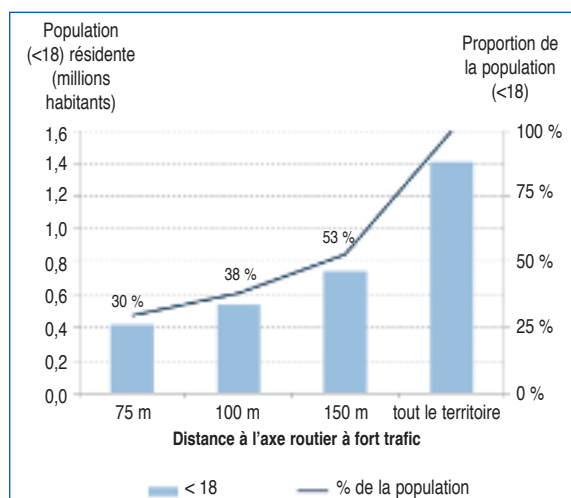


Figure 3.

Estimation de la population résidant à proximité des axes routiers à fort trafic.

Notre évaluation montre ainsi que vivre à proximité des axes routiers à fort trafic est responsable de l'ordre de 16 % des nouveaux cas d'asthme chez les enfants (0-17) compris dans un intervalle de confiance de 3 à 30 %<sup>(5)</sup>. Ce résultat est du même ordre de grandeur que les résultats obtenus pour 10 autres villes du projet Aphekom et approche la moyenne de 15 % [Pascal et Medina, 2012].

Par ailleurs, il a été estimé que la pollution atmosphérique est responsable de 29 % des symptômes chez les enfants asthmatiques et 16 % des hospitalisations, ce qui représente environ 650 hospitalisations évitables chaque année pour cette population. Ce calcul a été effectué en considérant les bornes inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance entourant les relations exposition-risque (uniquement pour le risque chronique). Ces intervalles

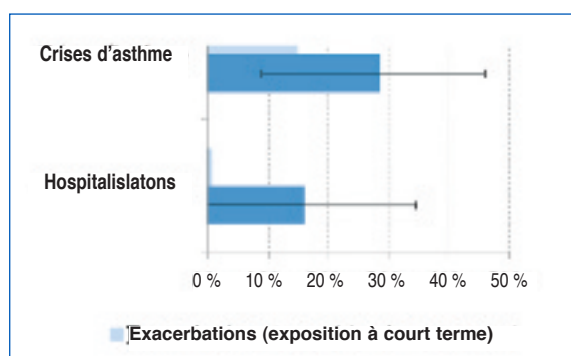


Figure 4.

Pourcentage d'exacerbations (symptômes et hospitalisations) attribuable à la pollution atmosphérique et intervalles de confiance.

sont reportés sur la figure 4. Ces résultats montrent un impact de la pollution atmosphérique sur les exacerbations de symptômes, substantiellement plus important lorsque les effets chroniques sont considérés.

## Conclusion

L'asthme figure parmi les maladies qui affectent une fraction non négligeable de la population. En France, la prévalence de l'asthme chez l'enfant est estimée entre 10 et 12 %<sup>(6)</sup>. Ces évaluations montrent que les expositions résidentielles au trafic routier seraient responsables d'une part non négligeable de cette maladie chronique, soit 16 % de survenues de nouveaux cas, compte tenu d'une urbanisation dense à proximité des voies de grande circulation. Elles montrent également que la pollution atmosphérique joue un rôle important dans l'exacerbation de ces pathologies, avec de l'ordre d'un tiers des symptômes attribuables dans une population particulièrement sensible que constituent les enfants. Cette évaluation souligne la contribution importante de l'exposition résidentielle chronique au trafic routier à la survenue de ces pathologies. Cette dernière, non prise en compte jusqu'à présent, ne devrait pas être négligée, au risque de sous-estimer largement l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique.

Ces résultats sont issus d'une démarche exploratoire basée sur des données dont la robustesse doit être améliorée ; comme tout résultat scientifique, ils sont entachés d'incertitude et doivent être interprétés avec prudence. Ils ne sont par ailleurs qu'une illustration des effets de la pollution atmosphérique sur la santé. En effet, ils ne portent que sur quelques manifestations sanitaires, alors que plusieurs travaux documentent la survenue d'autres pathologies chroniques telles que la bronchite chronique, ou encore les maladies cardiaques en lien avec la pollution de proximité au trafic routier. Enfin, ils ne tiennent pas compte des potentiels cobénéfices pour la santé des politiques de gestion, relatifs, par exemple, à une diminution de l'exposition au bruit ou à l'augmentation de la mobilité active.

Ces résultats encouragent à poursuivre les efforts afin d'améliorer la qualité de l'air en zone urbaine dense et invitent à s'attaquer prioritairement à la question de la circulation routière, mais aussi à repenser la ville. À l'heure où les orientations de développement urbain prônent des objectifs de densification de l'habitat, les politiques d'aménagement urbain devraient être intégrées aux politiques de santé publique [Chaix, 2012].

(5) Afin d'appréhender une part de l'incertitude que comportent ces résultats, le calcul a été effectué en considérant les bornes inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance entourant la relation exposition-risque.

(6) [www.invs.sante.fr](http://www.invs.sante.fr).

## Références

- Airparif. Bilan de la qualité de l'air 2011 en Ile-de-france. *Airparif* 2012 : 99 p.
- Brunekreef B, Holgate ST. Air pollution and health. *Lancet* 2002 ; 360 : 1233-42.
- Chaix B. Villes et santé : consolider le dialogue entre santé publique et aménagement urbain. Questions de santé publique. Institut de Recherche en Santé Publique 2012 : 4 p.
- Deguen, S., Zmirou-Navier, D. Social inequalities resulting from health risks related to ambient air quality – A European review. *Eur J Public Health* 2010 ; 20(1) : 27-35. doi:10.1093/eurpub/ckp220
- HEI. Traffic-related air pollution: a critical review of the literature on emissions, exposure, and health effects. 2009 : 394 p.
- Host S, Chatignoux E, Leal C et Grémy I. Health risk assessment of traffic-related air pollution near busy roads. *Rev Epidemiol Santé Publique* 2012 ; 60 : 321-30.
- Jerrett M, Burnett RT, Ma R *et al.* Spatial analysis of air pollution and mortality in Los Angeles. *Epidemiology* 2005 ; 16(6) : 727-736.
- Kunzli N, Perez L, Lurmann F *et al.* An attributable risk model for exposures assumed to cause both chronic disease and its exacerbations. *Epidemiology* 2008 ; 19 : 179-185.
- McConnell R, Berhane K, Yao L *et al.* Traffic, susceptibility, and childhood asthma. *Environ. Health Perspect.* 2006 ; 114 : 766-72.
- Pascal L, Delmas M, Fuhrman C. Hospitalisations pour asthme en France métropolitaine, 1998-2002. Évaluation à partir des données du PMSI (p. 60). Saint-Maurice, 2007. Retrieved from [http://opac.invs.sante.fr/index.php?lvl=notice\\_display&id=4271](http://opac.invs.sante.fr/index.php?lvl=notice_display&id=4271)
- Pascal M, Medina S. Résumé des résultats du projet Aphekom 2008-2011. Des clefs pour mieux comprendre les impacts de la pollution atmosphérique urbaine sur la santé en Europe. Saint-Maurice : Institut de veille sanitaire ; 2012c. 6 p. Disponible à partir de l'URL : <http://www.invs.sante.fr>
- Perez L et Künzli N. Guidelines of methods for integrating chronic effects of local-traffic pollution in the air pollution health impact methodology. Aphekom. Swiss Tropical and Public Health Institute (Basel), University of Basel, CREAL 2012 : 40 p.
- Ung A, Pascal M, Chanel O *et al.* Comment réaliser une évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine ? Guide méthodologique. Saint-Maurice : Institut de veille sanitaire 2012.



# Programme TAPAS : Transport, Pollution de l'Air et Activité Physique



## TAPAS programme : Transportation, Air pollution and Physical Activities

Hélène DESQUEYROUX<sup>(1)</sup>

L'objectif du programme de recherche TAPAS (Transportation, Air pollution and Physical Activities – Transport, Pollution de l'Air et Activité Physique) est d'accompagner les collectivités locales pour concevoir des politiques urbaines qui luttent contre le changement climatique et améliorent la santé. Il s'agit de décrire les conditions et les politiques qui encouragent ou pénalisent les transports actifs, la marche et le vélo en particulier, et les bénéfices sanitaires consécutifs. Un outil sera mis à disposition des collectivités afin de calculer et démontrer les bénéfices sanitaires potentiels de ces politiques, qu'elles pourront utiliser pour faciliter le changement. Une évaluation quantitative des impacts des politiques de transports actifs sera réalisée dans les six villes participantes : Barcelone, Bâle, Copenhague, Paris, Prague et Varsovie. Les données existantes seront collectées et des mesures additionnelles entreprises dans certaines villes pour estimer les déterminants du transport actif et les potentiels cobénéfices et corisques du transfert modal des déplacements motorisés vers les déplacements actifs.

Ce travail permettra d'encourager un style de vie plus actif et plus sain en apportant la preuve que la conception optimale des politiques peut faciliter le changement vers les transports actifs entraînant une augmentation de l'activité physique, une meilleure santé et d'autres bénéfices pour l'environnement, la qualité de l'air, le bruit et le cadre de vie.

### Problématique

Le secteur des transports contribue de façon significative à l'augmentation des gaz à effet de serre en Europe. Le développement technologique de véhi-

cules bas carbone et « propres » est une composante indispensable des politiques contre le changement climatique. Cependant, encourager la population à se déplacer avec des modes actifs (marche et vélo) à la place de la voiture se révèle aussi une stratégie intéressante avec un fort potentiel de cobénéfices pour la santé publique. De tels changements entraîneraient une augmentation certaine de l'activité physique des individus, nécessaire à la lutte contre la sédentarité frappant les pays occidentaux.

Le déplacement du nombre de trajets en voiture vers des modes actifs diminuera les émissions du trafic, pollution chimique et sonore. Même si cet impact est encore difficile à quantifier, cela représente un bénéfice pour la population générale. Pour les individus à vélo ou à pied, cela peut au contraire augmenter leur exposition, et notamment à cause de l'inhalation plus importante consécutive à l'effort physique. Des éléments de réponse à la quantification de cette surexposition sont proposés dans l'étude de l'Observatoire Régional de Santé d'Ile-de-France sur la pratique du vélo (<http://www.ors-idf.org/dm-documents/2012/RapportVeloBeneficesRisques.pdf>).

Les piétons et les cyclistes sont aussi plus vulnérables vis-à-vis du risque d'accident de la route. Ce risque varie d'un pays à l'autre et d'une ville à l'autre. Cependant, plusieurs études montrent que plus le nombre de déplacements à pied et à vélo augmente, plus ce risque diminue. Là encore, l'étude de l'Observatoire Régional de Santé d'Ile-de-France en donne une illustration.

L'ensemble des relations entre santé et environnement pouvant être impactées par la pratique des modes actifs a été regroupé dans un modèle conceptuel, utilisé comme base de départ à ce travail.

(1) ADEME – Service Recherche et Technologies Avancées – 27 rue Louis Vicat, 75737 Paris Cedex 15.

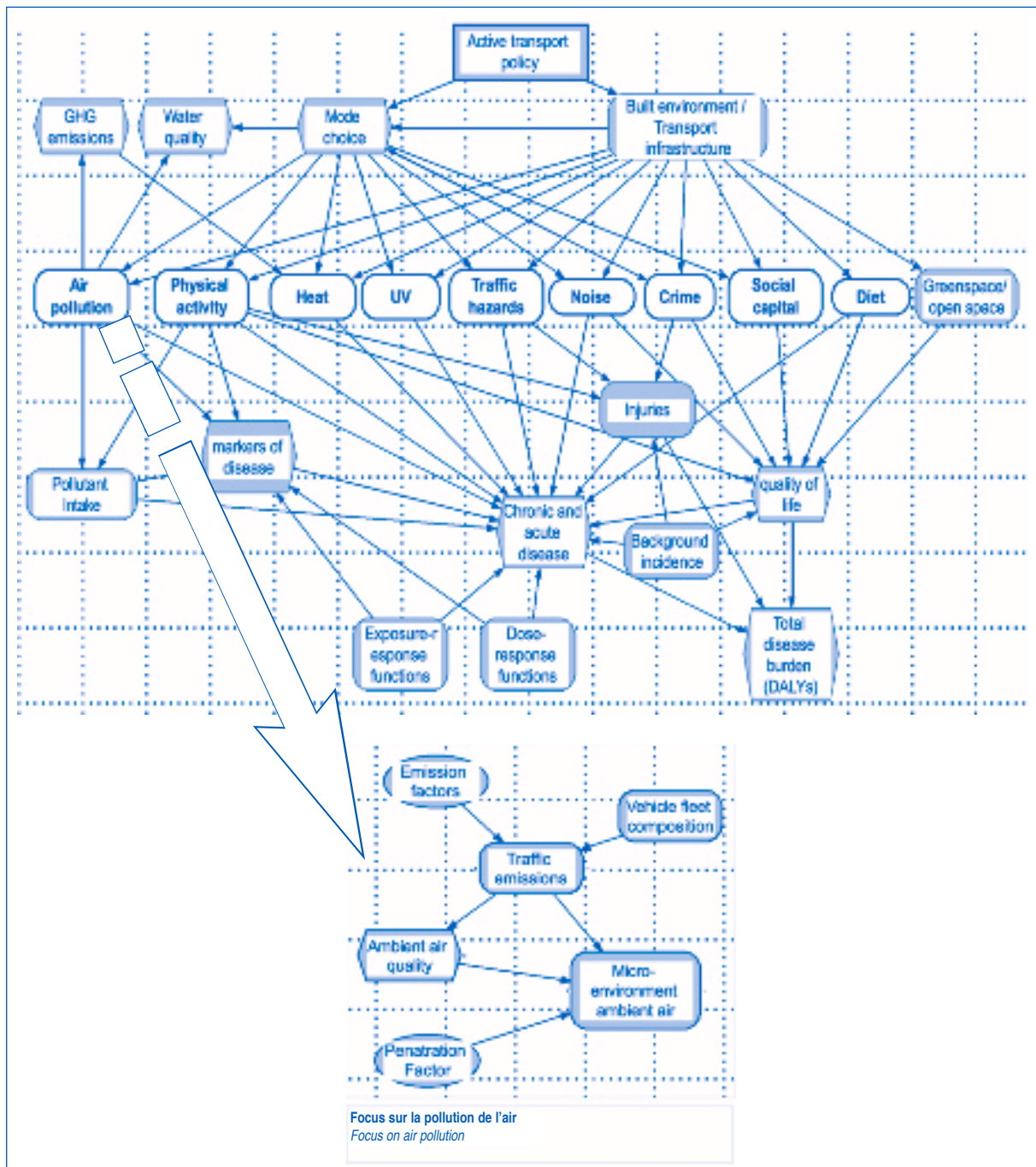


Figure 1.  
Modèle conceptuel de TAPAS  
Conceptual model of TAPAS

Certains de ces impacts sont extrêmement difficiles à évaluer, comme celui sur le tissu social, sur le sentiment de bien-être, le taux de criminalité ou même sur la congestion, les bouchons de circulation. En revanche, l'impact sanitaire de l'Activité Physique (AP) ou de la Pollution de l'Air (PA), des accidents de la route, sont particulièrement importants et les bénéfices associés en termes de réduction de la mortalité relativement évaluable.

### Objectif du programme :

Actuellement, il n'existe pas de cadre holistique, d'outil dédié aux politiques pour évaluer l'ensemble des risques et des cobénéfices associés à la mise en place d'une politique urbaine favorisant les transports actifs.

L'objectif est d'évaluer les impacts sur la santé des politiques de transport dans ces six villes et de définir et mettre en œuvre les méthodes et outils

appropriés pour développer les mobilités actives en milieu urbain.

### Partenaires

L'ADEME, aux côtés de l'IRMES (Institut de Recherche bioMédicale et d'Epidémiologie du Sport), de l'ORS-IDF (Observatoire Régional de Santé d'Ile-de-France) et d'ARMINES (Association de Recherche des écoles des MINES) est partie prenante de ce programme européen décliné sur Paris et sa région.

Cinq autres équipes de recherche participent à Barcelone, Bâle, Copenhague, Prague et Varsovie. La coordination de ce programme est assurée par le CREAL (Centre de Recerca en Epidemiologia Ambiental), situé à Barcelone.

### Méthodologie

Les équipes de chercheurs travaillent à la réalisation d'un modèle quantitatif des impacts des scénarios de politiques de transports actifs pour les six villes de TAPAS.

Pour rassembler les variables et définir les relations doses dans le modèle, les données de la littérature [De

Nazelle, 2011] et des données disponibles localement ont été utilisées.

L'étude se déroulera du 1<sup>er</sup> mars 2009 au 28 février 2013.

### Premiers résultats

Les résultats déjà disponibles montrent un bénéfice sanitaire nettement supérieur aux risques dus à la pollution de l'air ou aux accidents après passage de la voiture au vélo [Rabl, 2012]. Des études ont été réalisées dans certaines villes ; évaluation des bénéfices sanitaires du programme de vélos en libre-service à Barcelone [Rojas-Rueda, 2011], étude de l'Observatoire Régional de la Santé d'Ile-de-France sur la pratique du vélo, présentée ci-dessous.

### Conclusion et perspectives

L'évaluation de l'impact des politiques de transport actif est très complexe. Cependant, certaines relations entre différents facteurs peuvent être quantifiées. L'identification des politiques maximisant les bénéfices et les conditions de leur mise en place nécessite une évaluation intégrée des risques et des bénéfices sanitaires.

## Références

- C. Praznocy, Les bénéfices et les risques de la pratique du vélo – Évaluation en Ile-de-France, Rapport de l'ORS Ile-de-France, 2012.
- De Nazelle A, Nieuwenhuijsen MJ, Anto JM *et al.* Improving health through policies that promote active travel: a review of evidence to support integrated health impact assessment. *Environ Int* 2011 ; 37 : 766-77.
- Rabl A, De Nazelle A. Benefits of shift from car to active transport. *Transport Policy* 2012 ; 19 : 121-31.
- Rojas-Rueda D, De Nazelle A, Tainio M, Nieuwenhuijsen MJ. The health risks and benefits of cycling in urban environments compared with car use: health impact assessment study. *BMJ* 2011 ; 343 : d4521.



# Les bénéfices et les risques de la pratique du vélo – Évaluation en Ile-de-France

## Risks and benefits of cycling : health impact assessment study in Paris-Ile-de-France region

C. PRAZNOCZY<sup>1)</sup>

### Contexte

Les déplacements à vélo pour de petits trajets peuvent être une bonne alternative à certains déplacements motorisés. Ils permettent de réduire les impacts environnementaux provoqués par la mobilité (nuisances sonores, pollution atmosphérique, émissions de gaz à effet de serre). De plus, l'intérêt de pratiquer régulièrement une activité physique, même modérée, a été largement démontré pour la prévention et la prise en charge des principales maladies chroniques (certains cancers, maladies cardio-vasculaires, diabète, obésité, ostéoporose, etc.), ainsi que pour l'amélioration de la santé psychologique. En 2008, la part modale du vélo en Ile-de-France s'élevait à 2,1 % de l'ensemble des déplacements (2,7 % au niveau national)<sup>(2)</sup>.

L'intérêt grandissant pour ce mode de transport durable se traduit au travers de différentes démarches, émanant de l'État, des différentes collectivités ou structures : Programme national nutrition santé, Plan national santé environnement, vélos en libre-service, plans vélo, plans de déplacements urbains<sup>(3)</sup>, plans de déplacements d'entreprise ou d'administration<sup>(4)</sup>... L'augmentation de la pratique du vélo, voulue par de nombreux acteurs franciliens et bénéfique sur de nombreux aspects, s'accompagne cependant de certains risques, qui peuvent représenter des freins au développement de ce mode de transport.

### Méthode

L'étude publiée en septembre 2012 par l'ORS Ile-de-France<sup>(5)</sup> avait pour objectif de faire le point sur les bénéfices et les risques sanitaires de la pratique du vélo en Ile-de-France, qu'ils soient individuels ou collectifs (effets sur la santé de l'activité physique, accidentologie, diminution de la pollution atmosphérique, du bruit...), à partir de scénarios d'évolution de la pratique du vélo établis en collaboration avec les décideurs (Région Ile-de-France, Ville de Paris, Conseils généraux, Syndicat des Transports d'Ile-de-France). Cette étude est associée au projet européen TAPAS et a été intégrée dans les actions du défi 4 « Donner un nouveau souffle au vélo » du Plan de déplacements urbains de la Région Ile-de-France (PDUIF).

Deux chapitres de l'étude, l'un sur les bénéfices, l'autre sur les risques, abordent l'état actuel des connaissances sur les différents aspects de la pratique du vélo ayant potentiellement un effet sur la santé. Un chapitre détaille ensuite les éléments méthodologiques de l'évaluation quantifiée des bénéfices et des risques, qui se base sur l'exploitation de résultats de la littérature scientifique, adaptés et appliqués à des données franciliennes. Certains aspects ne sont donc pas quantifiés, en raison du manque de données probantes ou de consensus sur le niveau des effets produits. Le chapitre suivant présente les résultats de l'évaluation, pour

(1) ORS Ile-de-France, 43 rue Beaubourg, 75003 Paris.

(2) Sources : SOeS, Insee, Inrets – ENTD 2008.

(3) Un plan de déplacements urbains est un document de planification et de programmation qui définit les objectifs à atteindre et les actions à entreprendre pour organiser de façon durable les déplacements. Ils ont été rendus obligatoires avec la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie (Laure) en 1996 pour les agglomérations de plus de 100 000 habitants.

(4) Plan mis en place par un employeur ou une administration pour inciter ses collaborateurs, ses clients et ses fournisseurs à réduire l'usage de la voiture individuelle au profit d'autres modes de transport moins polluants.

(5) <http://www.ors-idf.org/dmdocuments/2012/RapportVeloBeneficesRisques.pdf>



l'Ile-de-France et pour les trois sous-périmètres géographiques choisis pour l'étude : Paris, la petite couronne et la grande couronne. Enfin, les parties annexes font le point sur les déplacements et l'accidentologie en Ile-de-France, l'état de santé des Franciliens ainsi que sur les problématiques des pollutions atmosphériques et sonores.

Cet article détaille la méthode qui a été choisie pour évaluer l'exposition à la pollution atmosphérique des cyclistes et donne les principaux résultats de l'étude.

### L'évaluation de l'exposition à la pollution atmosphérique des cyclistes

L'exposition à la pollution atmosphérique entraîne de nombreux effets. Lors des déplacements, elle dépend fortement du mode utilisé, de la pollution de fond, de la proximité au trafic, de l'itinéraire et de la longueur du trajet. Elle dépend également de l'effort physique fourni pour effectuer ce trajet et du phénomène d'hyperventilation. En effet, lors d'un exercice musculaire, la consommation d'oxygène augmente. Les volumes d'air inspirés sont ainsi proportionnels à l'effort physique et à son intensité (Tableau 1). Des campagnes de mesures ont été menées pour évaluer l'exposition selon le mode de transport, dont plusieurs à Paris et en Ile-de-France ces dernières années<sup>(6, 7, 8, 9)</sup>. Ces études ont fourni de nombreux enseignements sur les niveaux de pollution rencontrés par les usagers de différents modes de transports et selon des itinéraires et des conditions de trafic différents. Mais compte tenu de la variabilité des méthodes et des résultats, elles ne s'accordent pas sur le niveau d'exposition aux PM<sub>2,5</sub>, polluant avec l'ozone pour lesquels les données sur les impacts sanitaires sont les plus probantes. Toutefois,

l'ozone présente des niveaux très faibles en situation de proximité du trafic routier du fait de sa destruction par le monoxyde d'azote (NO). Dans cette évaluation, seuls ont été pris en compte les impacts des PM<sub>2,5</sub>.

De fait, pour calculer les impacts sanitaires des modifications de l'exposition à la pollution selon les reports modaux, c'est la méthodologie développée dans une étude néerlandaise<sup>(10)</sup> publiée en 2010 qui a été reprise. Cette étude, qui se base sur une revue de la littérature, utilise un ratio d'exposition aux PM<sub>2,5</sub> pour les automobilistes allant de 1,5 à 2 fois le niveau de fond. Elle estime également qu'en moyenne un automobiliste est 1,16 fois plus exposé aux PM<sub>2,5</sub> qu'un cycliste. La concentration moyenne annuelle en PM<sub>2,5</sub> mesurée actuellement dans l'agglomération (18 µg/m<sup>3</sup>) a été utilisée<sup>(11)</sup>.

Les temps de parcours moyen des cyclistes selon la zone géographique ont été utilisés pour calculer les temps d'exposition. Pour simplifier l'évaluation de l'exposition selon les reports modaux, l'étude a pris pour hypothèse que les temps de trajet sont identiques quel que soit le mode, sachant que les résultats seront surestimés pour les reports des usagers du RER (*a priori* peu nombreux, car le RER est souvent utilisé pour couvrir de longues distances) et sous-estimés pour les reports des usagers du bus<sup>(9, 12, 13, 14, 15)</sup>.

Pour calculer les quantités de polluants inhalés, les taux d'inhalation du tableau 1 ont été utilisés.

Enfin, le risque relatif lié à une exposition aux PM<sub>2,5</sub>, retenu pour l'évaluation est issu de l'étude de l'American Cancer Society<sup>(16)</sup>. Les résultats de cette étude montrent qu'une augmentation de la concentration moyenne de 10 µg/m<sup>3</sup> entraîne une élévation de la mortalité de l'ordre de 6 %. Cette valeur est en particulier utilisée dans l'étude néerlandaise et fait consensus. C'est en effet la valeur retenue dans le projet européen Apekom (2008-2011), qui a permis

(6) À Paris à vélo..., Airparif Actualités 2009 ; 32.

(7) Quelle qualité de l'air en voiture pendant les trajets quotidiens domicile-travail, Airparif, 2009.

(8) Évaluation de l'exposition des citadins aux polluants atmosphériques au cours de leurs déplacements dans l'agglomération parisienne, LHVP, LCPP, RATP, 2010.

(9) Inter-modal – Vers une meilleure maîtrise de l'exposition individuelle par inhalation des populations à la pollution atmosphérique lors de leurs déplacements urbains, Ineris, 2009.

(10) Hartog JJ, Boogaard H, Nijland H, Hoek G, Do the Health Benefits of Cycling Outweigh the Risks?, Environmental Health Perspectives 2010 ; 118 (8).

(11) La qualité de l'air en Île-de-France en 2011, Airparif, 2012.

(12) Exposition des personnes à la pollution de l'air dans différents types de transports, Oramip, 2008-2009.

(13) Boogaard H, Borgman F, Kamminga J, Hoek G. Exposure to ultrafine and fine particles and noise during cycling and driving in 11 Dutch cities, Atmospheric Environment 2009 ; 43 : 4234-42.

(14) Kopp P., La contribution des deux-roues motorisés à la mobilité dans une grande métropole : le cas de Paris, Transports 2009 ; 456, juillet-août.

(15) Étude comparative des temps de déplacements selon les modes, Mairie de Paris, Direction de la voirie et des déplacements, 2006-2007.

(16) Pope CA, Burnett RT, Thun MJ et al. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution, Journal of American Medical Association 2002 ; 287 : 1132-41.

d'estimer l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique dans les grandes agglomérations européennes<sup>(17)</sup> et en particulier l'agglomération parisienne. Précisons que ce risque a été estimé pour une exposition à la pollution de fond. Alors que les récents travaux tendent à montrer des risques plus élevés en lien avec des expositions liées à la proximité au trafic routier, cette valeur de risque tendrait à minimiser l'impact. D'autre part, les résultats ne reflètent qu'une partie de l'impact de la pollution qui engendre également des événements sanitaires tels que des hospitalisations, ou des événements de moindre gravité (tels que maladies respiratoires aiguës, toux, allergies, crises d'asthme, irritations ne donnant pas lieu à une hospitalisation) qui n'ont pas pu être pris en compte.

La prise en compte des seuls PM<sub>2,5</sub>, par manque de connaissance sur les relations doses-réponses des autres polluants présents dans l'atmosphère, est également un facteur de sous-estimation de l'impact global de la pollution sur les cyclistes. On ne peut cependant pas préjuger si les effets sanitaires globaux des modifications de l'exposition à la pollution selon les reports modaux seraient en faveur ou en défaveur du vélo. Pour des polluants mesurés dans certaines études<sup>(8, 12)</sup> par exemple, la quantité horaire inhalée par les cyclistes comparée à celle des automobilistes a été estimée comparable ou moins élevée : c'est le cas du benzène, du formaldéhyde et du toluène.

Des risques relatifs ont ainsi été calculés selon la zone géographique et le sexe et sont donnés dans le tableau 2 puis appliqués aux taux de mortalité par âge quinquennal – comme pour le calcul des bénéfices de l'activité physique –, et pour l'ensemble des utilisateurs se reportant vers le vélo.

Les résultats sont surestimés, car les expositions des utilisateurs des transports en commun sont majoritairement supérieures à celles des automobilistes pour ce qui concerne les particules, à la fois dans les différentes études franciliennes et dans les différentes études internationales, même s'il est difficile de comparer la pollution de l'air extérieur avec la pollution présente dans les enceintes souterraines<sup>(18)</sup>. Le risque lié au report modal des usagers des transports en commun vers le vélo est ainsi majoré.

Un autre facteur de potentielle surestimation à l'horizon 2020 est l'utilisation de la concentration moyenne annuelle en PM<sub>2,5</sub>, sachant que le Plan Particules<sup>(19)</sup>, relayé par le PNSE2, a comme objectif d'adopter comme référence en France une valeur cible de 15 µg/m<sup>3</sup> dans l'air ambiant et de transformer cette valeur en valeur limite (c'est-à-dire dont le respect est obligatoire) en 2015, avec l'objectif, à terme, de réduire les concentrations à 10 µg/m<sup>3</sup>, conformément à la recommandation de l'OMS.

Les résultats sont également légèrement surestimés en grande couronne, qui connaît des niveaux de pollution qui décroissent au fur et à mesure que l'on s'éloigne de l'agglomération centrale.

Tableau I.  
Taux d'inhalation selon le mode de transport (litre/minutes).

	Voiture	Vélo	Marche	Transports en commun
<b>Hommes</b>	12,1	28,8	18,4	13,0
<b>Femmes</b>	9,6	22,8	14,6	10,3

Source : Irmes<sup>(20)</sup>

Tableau II.  
Risques relatifs de mortalité associés au changement d'exposition aux PM<sub>2,5</sub>  
d'un report modal de la voiture vers le vélo selon le sexe.

	Ile-de-France	Paris	PC	GC
<b>Ratio d'exposition aux PM<sub>2,5</sub> pour les automobilistes de 1,5 fois le niveau de fond</b>				
<b>Hommes</b>	1,008	1,009	1,007	1,008
<b>Femmes</b>	1,006	1,007	1,006	1,007
<b>Ratio d'exposition aux PM<sub>2,5</sub> pour les automobilistes de 2 fois le niveau de fond</b>				
<b>Hommes</b>	1,010	1,012	1,009	1,011
<b>Femmes</b>	1,008	1,009	1,008	1,009

Sources : SOeS, Insee, Inrets – ENTD 2008 ; Irmes ; Airparif ; Exploitation ORS Ile-de-France.

(17) <http://www.aphekom.org>

(18) Grange D, Host S, Pollution de l'air dans les enceintes souterraines de transports, ORS Ile-de-France, 2012.

(19) Le plan particules, des mesures nationales et locales pour améliorer la qualité de l'air, ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer, juillet 2010.

(20) Lapkoff J, Toussaint JF, Activités physiques en milieu urbain et pollution atmosphérique, Irmes, 2009.

## Résultats

Les principaux résultats montrent :

- Des bénéfices sur la santé de la pratique du vélo très largement supérieurs aux risques : avec un doublement de la pratique du vélo en Ile-de-France en 2020 (soit 4 % de l'ensemble des déplacements), les bénéfices en termes de mortalité seraient 20 fois plus élevés que les risques.
- Un ratio bénéfices/risques particulièrement élevé grâce aux bénéfices de l'activité physique liée à la pratique du vélo, et qui s'avère plus important au fur et à mesure que l'on s'éloigne du cœur de l'agglomération parisienne.
- Une hausse de la pratique qui n'implique pas une hausse de l'accidentologie dans les mêmes proportions et qui, avec un fort report d'automobilistes vers le vélo, peut même s'accompagner d'une baisse de l'accidentologie globale.

- Un impact sur la pollution de l'air et sur le bruit positif mais relativement faible, toutefois potentiellement plus important si la hausse de la pratique du vélo s'accompagne de politiques ambitieuses de réduction de la vitesse et de la circulation en ville.
- Enfin, un risque lié à l'exposition à la pollution atmosphérique des cyclistes plus élevé que le risque d'accidentologie.

## Conclusion

Ces résultats démontrent tout l'intérêt pour une politique de santé de développer la pratique du vélo en Ile-de-France. Elle permet d'objectiver et de quantifier les leviers et les freins à la pratique.

Les résultats établis sur les deux scénarios les plus réalistes (doublement et quadruplement de la pratique) sont déjà très bénéfiques en termes de

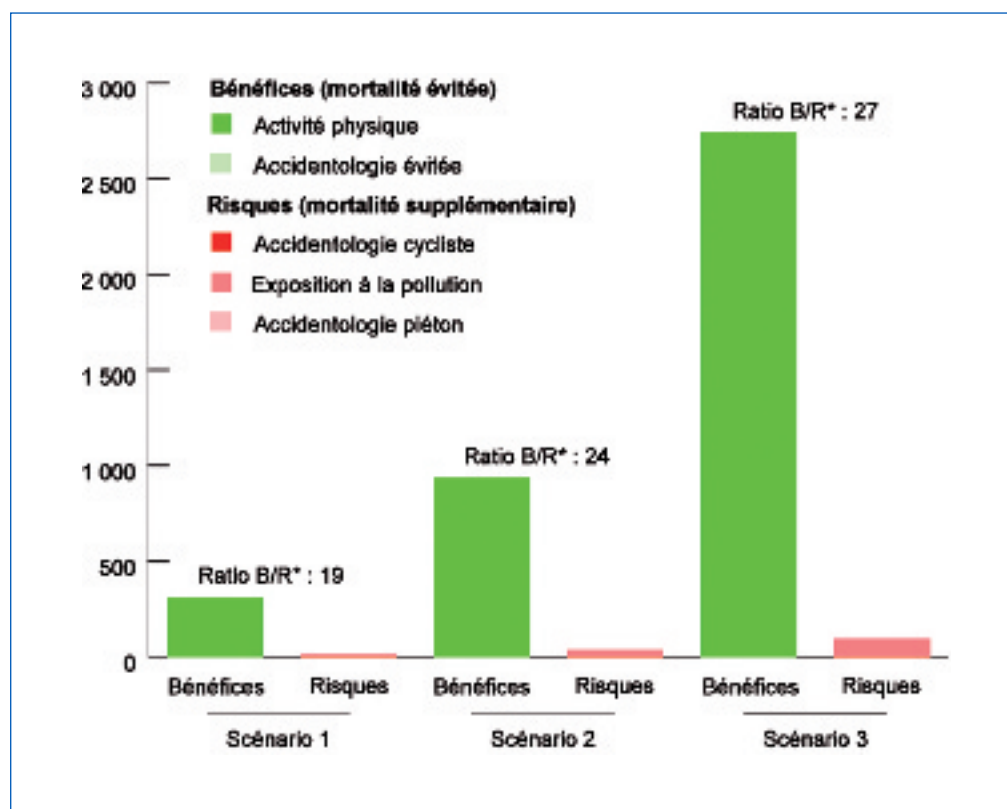


Figure 1.  
Synthèse des résultats sur la mortalité en Ile-de-France\*

\*Le ratio bénéfices/risques (B/R) est calculé avec le bénéfice minimal et le risque maximal, pour rester dans un scénario conservateur.

Scénario 1 : 4 % de part modale du vélo en Ile-de-France.

Scénario 2 : 8 % de part modale du vélo en Ile-de-France.

Scénario 3 : 20 % de part modale du vélo en Ile-de-France.

(Sources : SOES, Insee, Inrets – ENT D 2008 ; Inserm CépiDC ; Driea – Observatoire régional de la sécurité routière ; Irmes ; Airparif ; Insee RP ; Exploitation ORS Ile-de-France).

mortalité. Le scénario le plus ambitieux, avec une part modale s'élevant à 20 %, montre des cobénéfices associés qui commencent à être non négligeables, en termes de baisse de la pollution ou des émissions de gaz à effet de serre, par exemple.

#### Des enseignements à tirer, notamment pour les collectivités

Cette étude, menée à l'échelle régionale et infra-régionale, apporte de nombreux enseignements au

service des politiques publiques. Elle peut donner des arguments aux différents acteurs pour mettre en place ou conforter une politique en faveur du vélo. Les différents résultats de l'étude, que ce soit en termes de mortalité ou de cobénéfices liés aux émissions de polluants, dont les gaz à effet de serre, montrent que toute mesure prise pour augmenter la pratique de vélo est une mesure « sans regret »<sup>(21)</sup>, c'est-à-dire qu'elle est positive globalement pour l'ensemble de la population.

### Références

- Activité physique : contexte et effets sur la santé, Expertise collective, Inserm, 2008.
- Enquête auprès des salariés d'Ile-de-France sur les transports en commun domicile-travail, Observatoire régional de la santé au travail en Ile-de-France – Observatoire social de Lyon, février 2010.
- Impact sanitaire du bruit dans l'agglomération parisienne : quantification des années de vie en bonne santé perdues, Bruitparif, ORS Ile-de-France, novembre 2011.
- Andersen LB *et al.* All-cause Mortality Associated with Physical Activity during Leisure Time, Work, Sports, and Cycling to Work, *Arch. Intern. Med.* 2000 ; 160, June 12 : 1621.
- Caenen Y, Couderc C, Courel J *et al.* Les Franciliens consacrent 1 h 20 par jour à leurs déplacements, Insee Ile-de-France, *À la page* 2010 ; 331.
- Ege C, Krag T, Cycling will improve environment and health, The Danish ecological Council, 2005.
- Ezzati MD, Lopez A, Rodgers A, Murray C. Comparative Quantification of Health Risks. Global and Regional Burden of Disease Attributable to Selected Major Risk Factors, OMS, 2004.
- Grange D, Vincelet C. Activité physique et sédentarité en Ile-de-France, ORS Ile-de-France, 2010.
- Mercat N, Spécial économie du vélo, ATOU France, 2009.
- Papon F, De Solere R. Les modes actifs : marche et vélo de retour en ville, *La mobilité des Français*, La Revue du CGDD décembre 2010 : 65-82.
- Ricroch L. Les moments agréables de la vie quotidienne. Une question d'activités mais aussi de contexte, *Insee Première* 2011 ; 1378, novembre.
- Taylor MC, Lynam DA, BaruyAA. The effects of drivers' speed on the frequency of road accidents, Transport Research Laboratory, 2000.
- Tkatzmarzyk P, I-Min L. Sedentary behaviour and life expectancy in the USA: a cause-deleted life table analysis, *British Medical Journal Open* 2012 ; 2. doi:10.1136/bmjopen-2012-000828.
- Tudor-Locke C, Bassett D. How Many Steps/Day Are Enough ? Preliminary Pedometer Indices for Public Health. *Sports Medicine* 2004 ; 34(1) : 1-8.

(21) Terminologie empruntée à la problématique du changement climatique : une mesure « sans regret » ou « à dividendes multiples » est une mesure qui amène des bénéfices pour l'économie ou la société en plus de leur efficacité pour limiter les émissions de GES et protéger l'environnement. Ce type de mesure est donc rentable et utile en soi, quelle que soit l'amplitude du réchauffement.

# Stratégie du ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie, dans le domaine de la recherche sur la qualité de l'air.

## Éléments des réflexions sur les besoins de recherche conduites dans le cadre du programme PRIMEQUAL

### Strategy of the Ministry of Ecology, sustainable Development and Energy about air quality research.

### Think tank about research needs within Primequal framework

Lionel MOULIN<sup>(1)</sup>

#### La stratégie du ministère concernant la recherche

Au titre de leurs responsabilités dans le domaine de la qualité de l'air, les pouvoirs publics ont développé des actions vers le milieu scientifique destinées à venir les aider pour la conduite des différentes politiques concernées : environnement, aménagement, transports, énergie, habitat, risques... Il s'agit là de mobiliser une contribution par la connaissance et par des échanges avec les décideurs et les acteurs de la société civile à l'émergence de réflexions originales sur les nouveaux questionnements et les moyens de les aborder.

Au fil des années, les sollicitations adressées aux scientifiques et leurs réponses évoluent, par exemple parce que la représentation du sujet que peuvent s'en faire les acteurs et les citoyens change, ou le corpus juridique se modifie. À titre d'illustration, on peut citer

la sensibilité aux questions de qualité de l'air intérieur qui a pris une place grandissante. Mais l'évolution concerne aussi les propositions des chercheurs, que ce soit en termes d'outils, de connaissances ou de concepts.

C'est à cette interface entre recherche et politiques publiques que se situe l'intervention du ministère dans le domaine de la recherche. Le programme de recherche PRIMEQUAL qu'il conduit conjointement avec l'ADEME est un outil important pour l'animation de ce dialogue au travers de multiples actions : réflexion prospective sur les besoins de recherche, financement de projets de recherche, colloque et valorisation des travaux soutenus, organisation ou participation à des séminaires, production d'état de l'art, publication d'ouvrages et diffusion sur Internet d'informations ([www.primequal.fr](http://www.primequal.fr)).

Le programme PRIMEQUAL n'est pas le seul moyen d'intervention du ministère vis-à-vis de la recherche sur ce sujet. D'autres programmes sont

(1) MEDDE – SR/MRES. Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie – Commissariat général au développement durable – Direction de la recherche et de l'innovation – Service de la recherche.

mobilisés : au niveau du ministère avec les programmes « Gestion des Impacts du Changement Climatique » (GICC), « Concertation Décision Environnement » par exemple, mais aussi des actions dans le cadre du programme interministériel de recherche sur les transports terrestres PREDIT, le Programme National de Recherche Environnement Santé Travail de l'ANSES, les recherches financées dans le cadre du réseau européen de recherche ERA-EnvHealth ou les programmes de l'ANR. Certains font l'objet de financements du ministère, alors que pour d'autres, l'implication se situe au niveau des orientations stratégiques notamment en termes de définition d'axes de travail et de priorisation. Chacun de ces programmes appréhende les questions à la recherche de façon différente qui n'est pas sans lien avec la taille des projets et les moyens et modalités pour leur pilotage, par exemple : gouvernance, suivi des projets de recherche et valorisation orientées vers la communauté scientifique ou plus proches des parties prenantes, appels très larges ouvrant le champ des questions ou appels très ciblés pour concentrer les réponses des chercheurs, prospection sur des sujets émergents ou accompagnement de politiques publiques.

De la même façon, le ministère intervient dans le financement des établissements scientifiques et techniques ou participe à la définition de leurs orientations stratégiques et à leur suivi, pour n'en citer que quelques-uns : ANSES, IFSTTAR, IGN, INERIS, IRSN, Météo-France. Il participe à des degrés divers également aux travaux du ministère de la Recherche et à ceux des grands organismes de recherche. S'agissant de la qualité de l'air, le CNRS-INSU occupe une place spécifique. Enfin, il contribue aux différents dispositifs de soutien à l'innovation et aux développements technologiques.

Dans la perspective du ministère qui est celle de l'appui aux gestionnaires et à ceux qui établissent les réglementations, les défis scientifiques dans le domaine de la qualité de l'air comme en environnement-santé, peuvent être regroupés suivant trois axes :

- la connaissance des impacts, l'étude chez l'homme ou chez les espèces naturelles des mécanismes d'action des contaminants du milieu,
- l'évaluation des enjeux : quels sont les individus ou les milieux exposés ? Comment les quantifier ?
- la qualification d'outils ou de méthodologies pour surveiller les risques, pour permettre d'anticiper et de gérer les crises ou pour assurer la protection des personnes et des biens.

Pour répondre à ces questions, le programme PRIMEQUAL sollicite un panel varié de disciplines scientifiques : sciences physiques (météorologie, chimie, dynamique, météorologie...), sciences de la vie (biologie, médecine, épidémiologie, écologie...), mathématiques (modélisation, statistiques...) et sciences sociales (économie, sociologie, psychologie...).

## Réflexions spécifiques concernant les besoins de recherche

La gouvernance du programme PRIMEQUAL s'articule autour d'un conseil scientifique et d'un comité d'orientation, ce dernier associant des parties prenantes sur la problématique.

Des réflexions de ces deux instances ont permis d'identifier des besoins de recherches. Ce travail collaboratif dont les résultats datent de 2010 visait à fournir des éléments pour le pilotage du programme. C'est à partir de ces travaux que furent décidés le lancement en 2011 à la fois du 2<sup>e</sup> appel à propositions de recherches sur la qualité de l'air intérieur mais aussi de l'appel à propositions de recherches sur l'accompagnement des démarches expérimentales en lien avec les Zones d'Actions Prioritaires pour l'Air (ZAPA).

À la lumière de ces appels et des travaux lancés dans ce cadre, l'identification des questions de recherche de 2010 mériterait probablement d'être mise à jour. Le ministère a de plus fait réaliser un bilan de 10 ans de recherches sur la pollution de l'air et les transports terrestres en collaboration avec le PREDIT et des intervenants du programme GICC. Toutefois ces travaux de 2010 gardent une grande pertinence compte tenu à la fois de la qualité des réflexions mais aussi de leur vision portée au-delà des questions qui semblaient les plus immédiates. Il est également certain que les appels à propositions ne les ont de toute façon probablement pas épuisées.

Les questions de recherche ont été regroupées suivant trois thèmes principaux sélectionnés par les instances du programme : la qualité de l'air intérieur, les transports et la qualité de l'air, la prospective (projection et prévision) en matière de qualité de l'air.

Le conseil scientifique avait mentionné des besoins, d'une part, vis-à-vis du secteur agricole et, d'autre part, sur la pollution de proximité. Il avait toutefois noté qu'à côté des transports, il ne fallait pas oublier les autres sources anthropiques (émissions diffuses, utilisation des sols, chauffage...) ou naturelles (biogéniques, terrigènes...).

Plusieurs séries de questions transversales ont également été clairement identifiées :

- l'aide à la décision et à l'évaluation des mesures de gestion *a priori* et *a posteriori* (tant sur le plan environnemental que sanitaire et économique) dont le lancement de l'appel à propositions de recherches « ZAPA » est une bonne illustration,
- les implications sociales,
- la prise en compte plus systématique de l'évaluation sanitaire,
- l'amélioration des connaissances sur les particules et les nanoparticules en général.

## Qualité de l'air intérieur

Dans la suite, la première série de questions concernait le domaine de la qualité de l'air intérieur. Il

était tout d'abord pointé la nécessité d'identifier les types d'intérieurs ciblés : logements, bureaux, hôpitaux, gares souterraines ou de surface, intérieur de véhicules...

Ensuite, les questions portaient à la fois sur les développements méthodologiques, la métrologie et les protocoles au travers des substances ciblées (particules, nanoparticules, fibres, composés organiques semi-volatils (COSV), contaminations microbiologiques), de développements instrumentaux, et de développement de capacités analytiques basées sur l'effet des polluants en lien avec le problème des « cocktails » de polluants et l'identification de substances émergentes.

Une autre série de questions en partie liées à l'articulation entre différentes politiques publiques concernait l'accompagnement des progrès technologiques et de l'innovation. Les interrogations portent sur l'impact sur la qualité de l'air intérieur de l'amélioration des performances énergétiques des bâtiments, de l'isolation, de l'étanchéité, de la ventilation, des techniques de dépollution, ou encore des modes de chauffage.

Sur le volet modélisation et évaluation, les interrogations portaient sur les transferts de pollution entre les matériaux et l'environnement intérieur, la variabilité temporelle des émissions associées aux activités domestiques, les dispositifs d'épuration innovants à faible impact énergétique pour l'air intérieur (mécanismes, effets positifs et négatifs, dimensionnement, condition de mise en œuvre) et enfin l'analyse coût/bénéfice et l'évaluation économique des mesures de gestion.

Le dernier volet concernait les aspects sanitaires et appelait à une amélioration de la connaissance des relations dose-effet des particules notamment en fonction de leur composition chimique, des nanoparticules, des COSV, faisait état de besoins de modélisation des expositions. Un dernier sujet était l'impact des expositions chroniques à des agents biologiques et/ou chimiques à la fois pour des substances produisant des effets similaires mais aussi pour des polluants chimiques ou biologiques susceptibles d'interactions ou de potentialisations d'effets.

Les deux appels à propositions de recherches de 2009 et 2011 du programme PRIMEQUAL sur la qualité de l'air intérieur et les projets sélectionnés traitent une part de ces questions qui devront être revisitées.

## Transport et qualité de l'air

La deuxième série de questions concernait le domaine transport et qualité de l'air avec un premier axe sur les développements méthodologiques et les protocoles. Il faisait état de besoins sur les développements instrumentaux avec des dispositifs de mesure en temps réel notamment pour les particules, sur des systèmes de mesure embarqués pour le suivi en temps réel des émissions polluantes du trafic et sur la résolution de mesures sur la verticale. On trouvait également au niveau de cet axe des attentes sur

l'évaluation des émissions diffuses par remise en suspension des particules, l'identification d'indicateurs multi-sources du trafic routier, les inventaires des divers modes de transport (spatialisation, temporalisation et facteurs d'émissions des divers modes de transport), la caractérisation des déplacements pour une meilleure compréhension des émissions et des expositions.

Un deuxième axe portait de façon analogue à l'air intérieur sur l'accompagnement des progrès technologiques et de l'innovation qui renvoyait à des interrogations sur la caractérisation des émissions et des effets spécifiques pour les nouvelles technologies ou motorisations et pour les nouveaux modes de transport. Une demande est également identifiée sur l'étude de l'efficacité des technologies innovantes pour le traitement de l'air à l'entrée des habitacles des transports.

Un troisième ensemble de questions portait sur la modélisation et l'évaluation notamment l'analyse coût/bénéfice des scénarios de gestion, la sensibilité des modèles aux incertitudes liées au trafic, la définition d'indicateurs d'exposition/traceurs à partir de mesures existantes pour la prise de décision et le suivi, le besoin de développements de modèles pour l'épidémiologie et la question de l'impact sur la végétation avoisinante et le potentiel de capture de la pollution par des aménagements de l'environnement autour des axes routiers.

Enfin, un dernier axe portait sur les impacts, que ce soit au niveau sanitaire mais aussi sur le bâti et l'environnement. C'est le premier aspect qui a été détaillé avec l'identification des substances les plus « impliquées » dans les effets toxiques déjà identifiés, y compris dans l'exposition chronique à faible dose, la question de l'hétérogénéité des expositions en milieu urbain à l'échelle intra-urbaine mais aussi la diversité des approches entre les différentes villes, les inégalités d'exposition et de vulnérabilité face à la pollution et enfin les relations doses/effets en fonction des modes d'exposition.

## Prospective en matière de qualité de l'air

La troisième série de questions portait sur la prospective en matière de qualité de l'air avec notamment les problématiques de territoire durable, de changement climatique et de prévisibilité à court terme. Le découpage en trois axes reprend celui des autres thèmes.

Pour les développements méthodologiques, la métrologie et les protocoles, un premier besoin porte sur les émissions avec les projections d'émissions à long terme avec spéciation par espèces chimiques en fonction de l'évolution démographique et de l'activité socio-économique, les projections d'émissions à long terme à l'échelle régionale et urbaine, la quantification des émissions présentes et futures des secteurs maritime, aérien et agricole, en particulier par rapport à leur variabilité spatiale et temporelle, la réponse aux facteurs climatiques des émissions naturelles et agri-

coles. Un deuxième sujet est l'évaluation de l'importance dans la pollution locale et longue distance des zones à haut niveau de pollution. Il est également nécessaire d'avoir des travaux sur la prise en compte des polluants réglementés non encore mesurés en réseau. A également été identifiée une demande sur le lien entre pollution et changement climatique concernant, d'une part, le transport et la transformation de polluants et, d'autre part, les retombées sur les écosystèmes. Il conviendrait aussi de travailler sur l'évaluation du lien entre émission et dépôt. Un dernier aspect est l'utilisation des données satellitaires pour la prévision à court terme de la qualité de l'air et l'identification des facteurs déterminants de la qualité de l'air.

Pour la modélisation et l'évaluation, la première question porte sur la prévisibilité à court terme de la qualité de l'air en France prenant en compte l'ensemble des échelles spatiales concernées. La deuxième concerne le climat et la qualité de l'air avec des besoins pour l'évaluation des cobénéfices et effets antinomiques des mesures de gestion à moyen et long termes. Une troisième question porte sur l'impact du changement global (climat et utilisation des sols) sur la resuspension de particules terrigènes. Des attentes existent aussi sur la prise en compte de la variabilité géographique, des combinaisons entre pollution locale/sensibilité climatique/fragilité des milieux/densité de population/exposition aux imports à longue distance... Enfin, des travaux devraient être entrepris sur les interactions à l'interface urbain-rural.

Le dernier volet concerne les aspects sanitaires pour lesquels des questions portent sur les effets modificateurs de la température sur les relations entre exposition aux polluants chimiques et biologiques et les indicateurs sanitaires, le développement de protocoles de surveillance de l'évolution de la sensibilité aux allergies au sein de la population ainsi que sur l'évaluation des sources et vecteurs de contamination microbiologique. Il est attendu aussi des travaux pour aider à l'amélioration de la prise en compte des pollens à la fois pour les effets directs mais aussi croisés et cumulés.

Cet ensemble de questions peut paraître long mais il est assez riche et doit être partagé. Depuis 2010, les sujets ont pu déjà évoluer, des projets ont été lancés et les demandes, qu'elles se fassent en écho à l'actualité ou qu'elles s'inscrivent dans un agenda réglementaire, rendraient nécessaire de reprendre cette réflexion. Le processus de sollicitation de la recherche est dynamique. Il peut porter à s'interroger sur le chemin parcouru, le bilan de 10 ans de recherche sur la pollution de l'air et les transports terrestres paru en mai dernier permet en partie de répondre à cette légitime question. Les sujets se font plus pointus, à la fois en termes de contaminants recherchés, de dose détectée, du niveau d'exposition que l'on cherche maintenant à calculer mais aussi au niveau des acteurs impliqués et à impliquer. C'est en ce sens que le dialogue entre la recherche et les gestionnaires est indispensable.

## Annexe 1 : thèmes des appels à propositions de recherches du programme Primequal

Les premiers appels à propositions de recherche (APR) pluridisciplinaires abordaient simultanément plusieurs thématiques : exposition aux polluants atmosphériques et ses déterminants, effets de la pollution sur la santé humaine, les écosystèmes et les matériaux du patrimoine bâti, mise en place et évaluation des politiques publiques...

Le programme a été ensuite orienté vers des APR ciblés sur des sujets spécifiques :

- « ESCOMPTE » en 2002, campagne de mesures relative à la pollution photochimique sur la région Marseille-Fos-Berre.
- « Aérosols et particules » en 2003.
- « Évaluation et perception de l'exposition à la pollution atmosphérique » en 2005.
- « Pollution de proximité » en 2006.
- « Qualité de l'air intérieur » en 2009 (projets de recherche en cours).
- « Pollution longues distances » en 2009 (projets de recherche en cours).
- « Contribution à l'évaluation des expérimentations de Zones d'Actions Prioritaires pour l'Air – ZAPA » en 2011 (projets de recherche en cours).
- « Environnements intérieurs et approches innovantes : nouveaux bâtiments et matériaux, polluants émergents et expositions multiples » en 2011 (projets de recherche ou contractualisation en cours).

## Annexe 2 : chiffres clés du programme Primequal

Plus de 250 actions de recherche soutenues depuis la création du programme en 1996 pour un montant total d'environ 16 millions d'euros.

97 projets de recherches soutenues depuis 2001 dont :

- douze projets sélectionnés dans le cadre de l'APR « Pollution longues distances » de 2009 pour un montant total de 2 M€ dont 0,8 M€ pour le ministère et 1,2 M€ pour l'ADEME ;
- neuf projets sélectionnés dans le cadre de l'APR « Qualité de l'air intérieur » de 2009 pour un montant total de 1,1 M€ dont 0,7 M€ pour le ministère et 0,4 M€ pour l'ADEME ;
- trois projets sélectionnés dans le cadre de l'APR « Contribution à l'évaluation des expérimentations de Zones d'Action Prioritaires pour l'Air – ZAPA » de 2011 pour un montant total de 0,9 M€ dont 0,1 M€ pour le ministère et 0,8 M€ pour l'ADEME ;
- huit projets sélectionnés dans le cadre de l'APR « Environnements intérieurs et approches innovantes : nouveaux bâtiments et matériaux, polluants émergents et expositions multiples » de 2011 pour un montant total de 1,4 M€ dont 0,9 M€ pour le ministère et 0,5 M€ pour l'ADEME.



### Annexe 3 : pour accéder aux productions du programme PRIMEQUAL et aux travaux soutenus

Rapports et synthèses de recherches, textes des appels à propositions et documents de valorisation (actes de colloque, plaquettes, etc.) en ligne sur le site Internet du programme <http://www.primequal.fr>.

#### Dernières publications :

- mai 2012, *Pollution de l'air et transports terrestres, dix ans de recherche*, dans la série de huit ouvrages thématiques de synthèse publiés depuis 2000, disponible sur <http://www.ladocumentationfrancaise.fr>, collection « transport, recherche innovation.

- octobre 2012 : plaquette « *Pollution de proximité* », dans la suite du colloque de présentation des recherches de l'appel à propositions « Pollution de proximité » les 26 et 27 janvier 2011 à Lyon (livret des résultats en ligne).

#### Interlocuteurs du programme :

MEDDE : Céline LACOUR  
[celine.lacour@developpement-durable.gouv.fr](mailto:celine.lacour@developpement-durable.gouv.fr)  
ADEME : Nathalie POISSON  
[nathalie.poisson@ademe.fr](mailto:nathalie.poisson@ademe.fr)



# Les programmes LEFE/CHAT et PRIMEQUAL : 15 ans de recherche sur la qualité de l'air

Paolo LAJ

La Loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie du 30 décembre 1996 a considérablement modifié l'approche des problèmes de qualité de l'air par les pouvoirs publics et les organismes de contrôle. Répondant à l'impérieuse nécessité de réduire les concentrations de polluants observées dans de nombreuses villes françaises, il est bien vite apparu que des connaissances et des outils manquaient pour mettre en place des politiques efficaces de réduction des émissions et des systèmes de prévision de la qualité de l'air. Au cours des 15 dernières années, des travaux de recherche dans le monde académique et un fort partenariat avec les Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA) ont permis d'améliorer la quantification des sources et de comprendre les processus de formation et transformation des polluants, mais aussi de développer les outils d'aide à la décision permettant l'évaluation du rôle des différentes sources et la prévision de la qualité de l'air. Au cœur de cette évolution, les programmes de recherche LEFE/CHAT (Les Enveloppes Fluides et l'Environnement/CHimie ATmosphérique) du CNRS-INSU et PRIMEQUAL (Programme de Recherche Inter-organismes pour une MEilleure QUalité de l'Air à l'échelle Locale) du Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie (MEDDE) et de l'ADEME ont joué à tous les niveaux un rôle prépondérant.

Par le biais d'appels à propositions de recherches ouverts ou ciblés, ces deux programmes ont été essentiels à la communauté française pour améliorer les connaissances fondamentales de chimie atmosphérique mais aussi développer des nouveaux outils expérimentaux et de modélisation et leurs applications, souvent dans le cadre de partenariats avec les AASQA. Au final, environ 200 projets et un investissement de plus de plus de 14 M€ sur les 10 dernières années (hors coûts de personnel) ont drastiquement changé notre compréhension des mécanismes agissant sur la composition de l'air et ont accompagné la mise en place de politiques de réduction des émissions tant sur le plan local que national.

Initié en 1998 et axé sur l'acquisition de nouvelles connaissances, le programme de recherche fondamentale LEFE/CHAT a pour objectif l'étude des cycles des principales classes de composés réactifs dans l'atmosphère – photo-oxydants, acides, aérosols, radicaux, ainsi que leurs précurseurs – qui affectent à la fois la qualité de l'air et le climat de façon directe ou indirecte. Les projets LEFE/CHAT ont

permis d'accomplir d'importants progrès scientifiques sur la connaissance des processus majeurs de transformation physico-chimique en phases gazeuse et condensée (aérosol, nuage), ainsi que sur les processus de transport et d'échange aux différentes interfaces au sein de l'atmosphère. Notre compréhension de ces cycles a considérablement évolué et il suffit pour s'en rendre compte de se pencher sur des articles de synthèses sur la formation de l'Ozone (Pitts and Pitts, 1993) ou des aérosols (Heintzenberg, 1996) pour voir à quel point les idées qui prévalaient il y a 20 ans sont maintenant obsolètes.

Le programme LEFE/CHAT a financé en premier lieu des études fondamentales qui permettent aujourd'hui la quantification des taux de formation de polluants secondaires en phase gazeuse, liquide et particulaire. Ces travaux, qui découlent tant d'études expérimentales en chambre de simulation que d'observations en atmosphère naturelle, ont apporté une compréhension des mécanismes réactionnels et des cinétiques de réaction pour de nombreux polluants directement impliqués dans la formation d'ozone ou d'aérosols organiques secondaires. Ainsi les études, aussi bien théoriques qu'expérimentales, de dégradation de plusieurs grandes familles de composés organiques volatiles (terpènes, fluorés, carbonyles) ont permis d'améliorer grandement la connaissance du cycle de ces polluants et leurs impacts. C'est aussi sur le point précis de la formation d'aérosols organiques secondaires que les études de LEFE/CHAT ont été fondamentales, jetant les bases théoriques et expérimentales pour mieux quantifier la part et l'origine des aérosols secondaires dans la masse particulaire PM.

Tous les spécialistes s'accordent à dire que la description des émissions et les dépôts conditionnent largement la pertinence des simulations en matière de pollution et qualité de l'air. Là encore, LEFE/CHAT a largement contribué à une meilleure quantification des sources, notamment les sources naturelles de composés organiques volatils ou de certains composés soufrés ou azotés. La spécificité des travaux de LEFE/CHAT a été de développer une approche multi-instrumentale et multi-échelle pour estimer les émissions passées, présentes et futures. Ainsi, les travaux, à partir du capteur IASI embarqué sur le satellite METOP, permettent le suivi des émissions par les feux de végétation de l'échelle locale à la grande échelle. À une autre échelle, les travaux sur l'amélioration des facteurs d'émission permettent

aujourd'hui de disposer d'inventaires d'émissions bien plus précis et fiables qu'il y a quelques années. C'est cet ensemble de nouvelles mesures et de nouveaux concepts que l'on retrouve dans les modèles Chimie/Transports comme CHIMERE et MOCAGE qui constituent aujourd'hui le noyau dur des futurs services opérationnels de prévision de la composition chimique et de la qualité de l'air à courte et longue échéances.

L'étude du transport longue-distance de la pollution a fait l'objet dans LEFE/CHAT d'une attention particulière, accompagnée en cela par d'autres dispositifs de l'INSU que sont les Services d'observation pour le suivi de la variabilité de la composition atmosphérique. À l'interface entre le climat et la qualité de l'air, LEFE/CHAT a financé la participation française à de grandes campagnes internationales associant observations au sol et aéroportées, observations satellites et modélisation, en particulier celles qui se sont déroulées sur le sol européen. L'approche multi-instrumentale développée lors de campagne internationale est souvent l'unique moyen d'approcher de manière intégrée la pollution à l'échelle régionale, et si l'impact scientifique de ces grandes opérations est souvent plus long à se concrétiser que pour des projets plus ciblés, leur portée est généralement bien supérieure.

Lors des 5 dernières années, la communauté scientifique a d'ailleurs considérablement fait évoluer la connaissance sur les caractéristiques de l'atmosphère européenne à travers ces grandes campagnes en Europe du Nord (EUCAARI), du Sud (PEGASOS) ou autour de la mégapole parisienne (MEGAPOLI). Cette dernière campagne a montré par exemple que la quantité d'aérosols fins ( $\text{Ø} < 2.5 \mu\text{m}$ ) était contrôlée majoritairement à l'échelle régionale par l'advection. Avancées sur la connaissance des transformations photochimiques des émissions naturelles et anthropiques, sur le rôle des transports atmosphériques horizontaux et verticaux notamment entre couche limite et troposphère libre ou sur le lien entre niveaux de pollution et conditions météorologiques, permettent entre autre de disposer aujourd'hui de modèles bien plus fiables qu'auparavant mais aussi et surtout de disposer de bases de données de qualité pouvant servir à la ré-analyse de situations particulières. Pour la première fois, des évaluations fiables de l'impact des politiques de réduction des émissions des précurseurs d'aérosols sur le climat européen futur (2040) ont ainsi pu être proposées.

Les progrès substantiels dans la compréhension des processus physico-chimiques régissant la composition atmosphérique et du transport de polluant obtenus dans le cadre des travaux du LEFE/CHAT ont vu nombreuses de leurs applications dans les projets PRIMEQUAL. Depuis 1995, PRIMEQUAL a en effet largement contribué à concevoir, mettre en œuvre et évaluer les politiques publiques en matière de qualité de l'air par le biais de projets de recherche appliqués.

En premier lieu, PRIMEQUAL a été essentiel pour mettre en place les outils d'identification de sources, tant pour le milieu urbain que pour le bruit de fond régional. Qu'il s'agisse de la caractérisation à la source, notamment dans le domaine des transports terrestres, ou des méthodes d'identification et de quantification d'émissions, les projets PRIMEQUAL ont fourni le cadre permettant aujourd'hui de comprendre les facteurs contrôlant la qualité de l'air dans de nombreuses villes de France. Une des avancées fondamentales du programme a été la mise en évidence, d'abord dans les vallées alpines et ensuite pour la plupart des villes, du rôle de la combustion de biomasse dans la pollution particulaire. À la base de cette découverte, la capacité de laboratoires de recherche de mettre en œuvre des techniques de caractérisation de traceurs chimiques de combustion de bois, souvent mises au point dans le cadre de projets LEFE/CHAT. Au-delà de l'identification d'un traceur particulier, la communauté dispose désormais de profils de sources et de méthodes appropriées pour estimer les contributions respectives de différents secteurs d'activité contribuant à la qualité de l'air et à sa détérioration. Des résultats très intéressants ont d'ores et déjà été obtenus dans le cadre de campagnes à Marseille et Grenoble où les contributions des sources primaires et secondaires ont pu être quantifiées de manière extrêmement précise. D'autres villes, hors cadre PRIMEQUAL, sont maintenant demandeuses de pouvoir bénéficier de ce genre d'applications.

Estimer la contribution du fond régional à la pollution urbaine a également fait l'objet d'un certain nombre d'études du projet PRIMEQUAL. Là encore, il ressort des études que cette part est souvent sous-estimée, tant pour la pollution par l'ozone que pour la pollution particulaire. La communauté dispose désormais des outils tant expérimentaux que numériques qui permettent cette évaluation et qui confirment, pour les quelques agglomérations étudiées, l'importance de cette part extra-urbaine de la pollution. Là encore, l'appui aux dispositifs d'observation, tant au niveau des outils de caractérisation que des plate-formes d'observation, permet une description beaucoup plus précise du bruit de fond régional, de sa variabilité et de son impact sur le dépassement des niveaux réglementaires, notamment lors d'épisodes spécifiques comme le transport de poussières sahariennes ou de feux de biomasse.

Datant maintenant d'une dizaine d'années, la campagne ESCOMPTE reste un excellent exemple de projet de recherche appliquée financé dans le cadre de PRIMEQUAL. Les études couplées chimie-dynamique ont apporté la compréhension nécessaire des mécanismes de petite échelle qui influencent la variabilité spatiale et temporelle dans une région où la circulation des masses d'air est fortement influencée par le relief et la présence de la mer. Encore aujourd'hui, inventaires d'émissions et plate-forme de modélisation opérationnelle de prévision de la qualité de l'air de la région forment l'héritage de ce projet.

PRIMEQUAL s'est particulièrement intéressé aux aspects des impacts santé de la pollution atmosphérique, se différenciant alors complètement du programme LEFE/CHAT. Qu'il s'agisse de travailler sur la pertinence de certains indicateurs de pollution et leurs effets sanitaires spécifiques ou sur la quantification des impacts par le biais d'études épidémiologiques ou toxicologiques, les projets ont mis en évidence le rôle particulièrement néfaste de la pollution particulaire, et notamment de sa fraction fine. Le programme PRIMEQUAL a été en ce sens la contribution française à l'action européenne CAFE (Clean Air for Europe) qui permet aujourd'hui de proposer une révision de la directive cadre sur la qualité de l'air sur la base de nouvelles connaissances scientifiques. On retrouve aussi dans le Plan Particule ou dans le 2<sup>e</sup> Plan national Santé-Environnement (PNSE2) des propositions qui ont pour origine les travaux scientifiques de PRIMEQUAL.

Les questions relatives à la perception collective ou individuelle de la qualité de l'air et aux facteurs régissant l'acceptabilité des mesures de régulation et de prévention ont fait l'objet d'études tout à fait originales, souvent directement utilisables par les décideurs. Ces connaissances sont autant d'éléments nécessaires aux pouvoirs publics pour que les décisions prises soient les plus efficaces possible, les mieux adaptées aux spécificités locales et par conséquent les mieux acceptées. L'expérience des zones à basse émission européenne et sa déclinaison nationale ZAPA (Zone d'Actions Prioritaires pour l'Air) montrent à quel point connaissances scientifiques et dimensions sociale et psychologique ne peuvent être déclinées séparément.

Par leur complémentarité, les programmes LEFE/CHAT et PRIMEQUAL ont fourni un cadre idéal aux travaux sur la qualité de l'air en France. L'investissement national sur ces projets de recherche fondamentale et appliquée a créé un cadre de collaboration scientifique associant diverses communautés dans le monde académique travaillant jusqu'à présent de façon indépendante. Ce rapprochement s'est concrétisé par des nouveaux projets communs à plusieurs équipes, au-delà du strict cadre de LEFE ou PRIMEQUAL, et a permis de donner aux équipes des moyens à la hauteur de certains de leurs partenaires européens. Ce sont d'ailleurs ces moyens qui sont souvent synonymes de « tickets d'entrée » aux projets européens de recherche ou d'infrastructures. Ces collaborations se sont souvent étendues aux AASQA, notamment dans le programme PRIMEQUAL créant dans certaines villes un partenariat fort et efficace, et surtout très spécifique au plan européen. C'est là une très grande réussite de l'ensemble de ces projets et de la stratégie mise en place tant par l'INSU que par l'ADEME et le MEDDE.

Des nouveaux questionnements scientifiques continuent de voir le jour, associant notamment les problématiques de qualité de l'air et de changement climatique. La communauté scientifique mais aussi les organismes de contrôle de qualité de l'air doivent pouvoir continuer à bénéficier de cette synergie entre programmes de recherche fondamentale et recherche appliquée dont les bénéfices sont directement mesurables aujourd'hui, entre science, d'une part, et prise de décision publique, d'autre part.



# Évaluation de l'impact de la pollution urbaine dans 25 villes européennes

## Résumé des résultats du projet Aphekom

Sylvia MEDINA

L'Institut de veille sanitaire a coordonné de juillet 2008 à mars 2011 le projet Aphekom destiné à étudier les impacts sanitaires et économiques de la pollution urbaine dans 25 villes d'Europe rassemblant 39 millions d'habitants.

Les partenaires d'Aphekom ont travaillé ensemble pour produire de nouvelles connaissances et des outils afin de faciliter la mise en place de politiques plus performantes et d'améliorer la protection de la santé et du bien-être des personnes à risque et de la population en général.

Durant près de trois ans, les scientifiques du projet se sont attachés à évaluer les impacts de la pollution de l'air sur la santé et les coûts associés. Ils

ont également étudié l'efficacité des politiques visant à réduire la pollution de l'air et travaillé sur la prise en compte des nouvelles connaissances scientifiques pour enrichir les évaluations d'impacts sanitaires, notamment en termes de proximité au trafic et développement de maladies chroniques.

Les principaux résultats montrent que :

- le dépassement de la valeur guide de l'OMS pour les niveaux moyens annuels de particules fines ( $PM_{2,5}$ ) dans les 25 villes étudiées se traduit chaque année par 19 000 décès prématurés, dont 15 000 décès pour causes cardio-vasculaires, et par 31,5 milliards d'euros en dépenses de santé et coûts associés (figure 1) ;

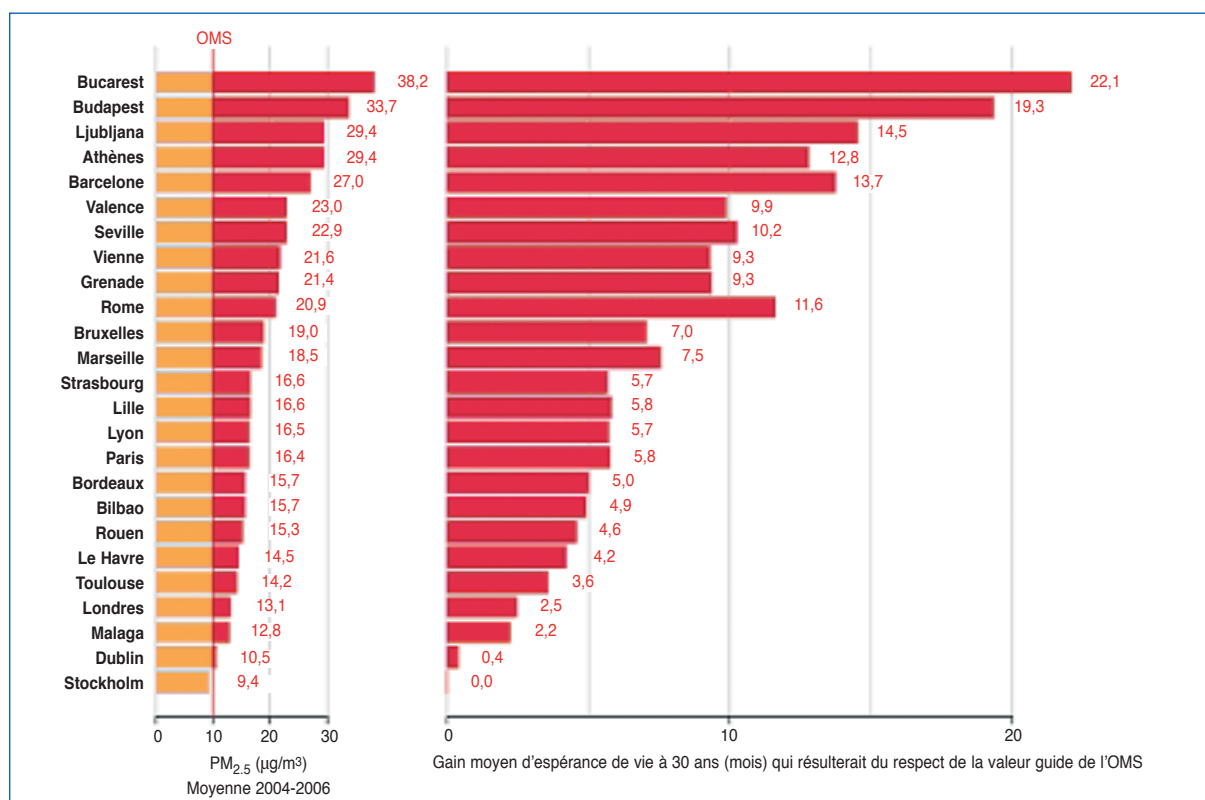


Figure 1.

Gain moyen d'espérance de vie (mois) à l'âge de 30 ans dans les 25 villes du projet Aphekom si les niveaux moyens annuels de particules fines ( $PM_{2,5}$ ) étaient ramenés à 10 microgrammes par mètre-cube (valeur guide préconisée par l'OMS).

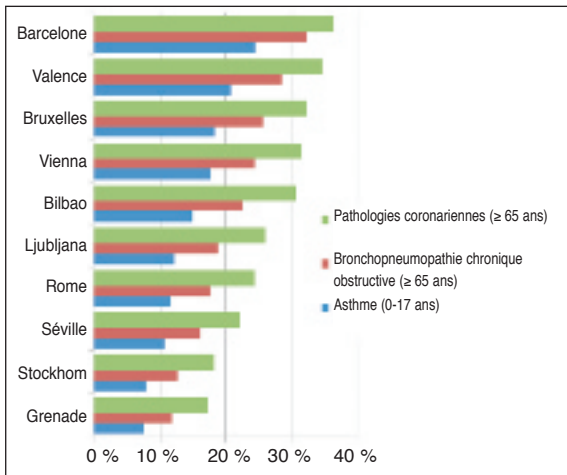


Figure 2.

Pourcentage de population atteinte de pathologies chroniques dont la pathologie pourrait être attribuée au fait de résider à proximité de grands axes de circulation dans 10 villes du projet Aphekom.

- habiter à proximité de voies à forte densité de trafic automobile pourrait être responsable, dans 10 villes du projet, d'environ 15 % des nouveaux cas d'asthme de l'enfant, et, dans des proportions similaires ou plus élevées, de pathologies chroniques respiratoires et cardio-vasculaires fréquentes chez les adultes de 65 ans et plus (maladies coronariennes, broncho-pneumopathies chroniques obstructives). Les coûts associés pourraient dépasser 300 millions d'euros chaque année (figure 2) ;
- la législation européenne visant à réduire les niveaux de soufre dans les carburants s'est traduite par une diminution marquée et pérenne des niveaux

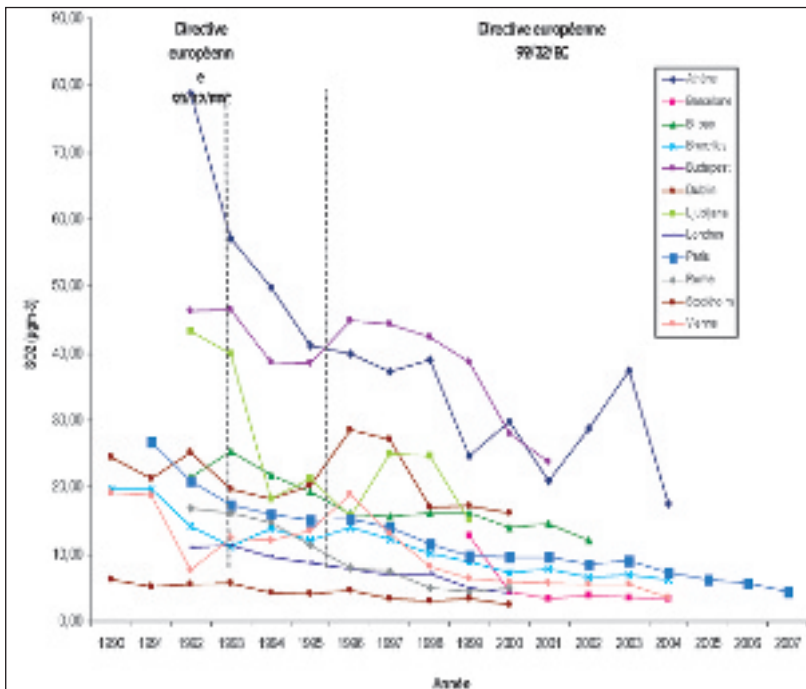


Figure 3.

Niveaux moyens annuels de SO<sub>2</sub> dans 13 villes du projet Aphekom entre 1990 et 2004.

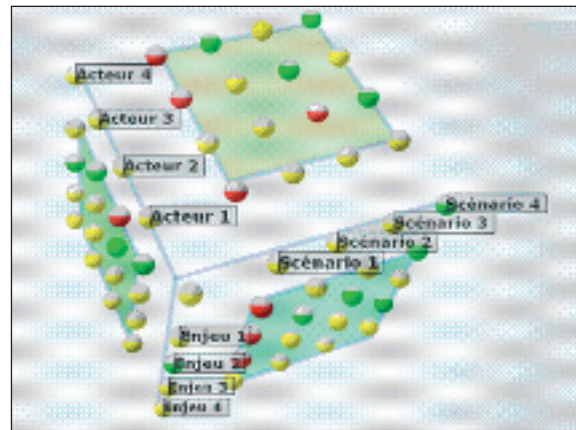


Figure 4.

Outil d'aide à la délibération.

de dioxyde de soufre dans l'air permettant de prévenir près de 2 200 décès prématurés et d'économiser 192 millions d'euros dans les 20 villes étudiées (figure 3).

Enfin, Aphekom a développé un outil d'aide à la délibération <http://aphekom.kertechno.net> visant à structurer les échanges entre scientifiques, décideurs et parties prenantes pour une meilleure prise en compte de l'impact sanitaire de la pollution de l'air et pour la mise en place de politiques appropriées (figure 4).

La Matrice permet de confronter trois éléments représentés par les trois axes de la Matrice :

- Les options envisagées pour la gestion de la ressource ou du problème sont décrits à travers l'axe des **scénarios** ;
- Les scénarios sont, sur le deuxième axe, évalués sur la base **d'enjeux ou de catégories d'enjeux** (par exemple, préservation de la santé, de la qualité environnementale, etc.)
- Les jugements sont portés, sur le troisième axe, par les **acteurs ou parties prenantes** impliqués dans le processus.

Les partenaires du projet ont développé des guides méthodologiques et des outils en ligne disponibles sur le site Aphekom : <http://aphekom.org/web/aphekom.org/publications>

Les résultats d'Aphekom contribuent actuellement à la révision de la législation européenne sur la qualité de l'air se terminant en 2013.

Le projet a été cofinancé par le programme européen d'action communautaire dans le domaine de la santé publique (2003-2008) : convention de subvention n° 2007105, et par les nombreux organismes locaux et nationaux qui ont dédié des ressources à l'accomplissement du projet.

# Effets de l'exposition maternelle à la pollution atmosphérique sur le déroulement de la grossesse : résultats de la cohorte mère-enfant EDEN

## Maternal exposure to air pollution and pregnancy outcomes: results from the EDEN mother-child cohort

Johanna LEPEULE<sup>(1, 2, 3)</sup>, Fabrice CAÏNI<sup>(4)</sup>, Nathalie MARQUIS<sup>(5)</sup>, Agnès HULIN<sup>(4)</sup>, Julien GALINEAU<sup>(5)</sup>, Vladislav NAVEL<sup>(4)</sup>, Claire JACQUIER<sup>(5)</sup>, Lise GIORGIS-ALLEMAND<sup>(1, 2)</sup>, Marie-Aline CHARLES<sup>(6)</sup>, Rémy SLAMA<sup>(1, 2)</sup>

### Mots-clés

Pollution de l'air, croissance fœtale, pression artérielle, grossesse, modèles d'exposition, poids de naissance, placenta, land-use regression, dispersion.

### Keywords

Air pollution, fetal growth, blood pressure, pregnancy, exposure models, placenta, birth weight, land-use regression, dispersion.

### Introduction

L'hypothèse selon laquelle l'exposition de la femme enceinte aux polluants atmosphériques pourrait perturber le déroulement de la grossesse n'a été explorée que relativement récemment, alors que les effets délétères de la pollution de l'air sur l'espérance de vie [1] ou la santé cardio-vasculaire et respiratoire sont bien documentés et étudiés depuis plusieurs décennies. Il y a en France environ 820 000 naissances par an, dont 6 à 7 % sont prématurées (naissance avant 37 semaines d'aménorrhée) [2]. La prématurité ainsi qu'une restriction de croissance du fœtus sont associées à la mortalité et morbidité néonatales, mais également à des difficultés d'apprentissage et à la survenue de maladies chroniques chez l'enfant et l'adulte [3,6].

Depuis une dizaine d'années, des études épidémiologiques ont suggéré que l'exposition maternelle à la pollution de l'air pourrait influencer le déroulement de la grossesse, et notamment réduire la durée de gestation et le poids de naissance [7,8]. Les premiers travaux se sont surtout appuyés sur des registres de naissance, qui recueillent peu de données sur les facteurs de confusion potentiels, et ont caractérisé l'exposition à partir des concentrations mesurées par les réseaux fixes de surveillance de la qualité de l'air. Nous présentons ici les résultats obtenus à partir de la cohorte mère-enfant EDEN (Étude des Déterminants pré- et post-natals de la santé de l'ENfant), dans laquelle nous avons 1) développé différents modèles d'exposition à la pollution atmosphérique afin d'en discuter la pertinence, et 2) étudié ses effets sur le déroulement de la grossesse.

(1) Inserm, U823, Institut Albert Bonniot, Team of Environmental Epidemiology Applied to Reproduction and Respiratory Health, Grenoble, France.

(2) Université Joseph Fourier, Grenoble, France.

(3) Exposure, Epidemiology, and Risk Program, Department of Environmental Health, Harvard School of Public Health, Boston, Massachusetts 02115.

(4) ATMO Poitou-Charentes, La Rochelle, France.

(5) Air Lorraine, Nancy, France.

(6) Inserm, Team Lifelong Epidemiology of Diabetes, Obesity, and Chronic Kidney Disease, CESP, UMR 1018, Villejuif, France.

## La cohorte EDEN

EDEN est une cohorte mère-enfant dans laquelle 2022 femmes enceintes ont été recrutées avant la 22<sup>e</sup> semaine de grossesse dans les maternités des hôpitaux de Nancy et Poitiers entre 2002 et 2006 [9]. Les données sur les antécédents médicaux et la santé des femmes et de leurs enfants ont été recueillies au cours de la grossesse puis après la naissance, par questionnaires et examens médicaux *ad-hoc*. En particulier, la croissance fœtale a été suivie pendant la grossesse à l'aide de mesures échographiques, puis par des mesures anthropométriques du nourrisson et de l'enfant. Le placenta a également été pesé et un échantillon prélevé à la naissance. Les adresses des domiciles des femmes au cours de la grossesse ont été géocodées. En termes d'expositions environnementales, l'intérêt portait principalement sur les métaux lourds, les phénols et phtalates, dont les résultats ont fait l'objet de publications complémentaires [10, 11], et les polluants atmosphériques.

## Exposition à la pollution de l'air extérieur : développement des modèles

Un des grands défis en épidémiologie environnementale, et en particulier pour la pollution de l'air, est l'estimation de l'exposition individuelle, du fait de la forte variation spatio-temporelle des polluants et de l'influence des comportements individuels sur l'exposition personnelle. L'erreur de mesure sur l'exposition peut être source de biais importants dans l'estimation des effets de la pollution atmosphérique sur la santé [12]. Il est donc crucial de développer des outils

permettant de réduire cette erreur de mesure. La plupart des études épidémiologiques réalisées jusque-là sur les issues de grossesse reposaient sur la comparaison aux données des stations permanentes de mesure de la qualité de l'air les plus proches du domicile des sujets (modèle dit « station »), qui fournissent une excellente résolution temporelle (mesures horaires) mais une résolution spatiale limitée, due à la faible densité des stations. Dans les zones d'étude de Nancy et Poitiers, il y avait entre une et cinq stations fixes de fond urbain mesurant le dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) et les particules PM<sub>10</sub> (diamètre aérodynamique médian < 10µm). La résolution spatiale de ces données était donc très limitée (figure 1 A et E).

Dans le cadre d'EDEN, nous avons développé, validé et comparé des modèles spatialement plus précis (figure 1) :

- un modèle géostatistique (interpolation spatiale entre plusieurs points de mesure) basé sur des campagnes de mesures ponctuelles de NO<sub>2</sub> réalisées en plus de 60 points dans chaque ville, qui permet de représenter la pollution de fond urbaine ;
- un modèle de dispersion des polluants atmosphériques (NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub>) s'appuyant sur les cadastres d'émissions et les données de météorologie et de configuration du bâti, développé avec le logiciel ADMS-Urban (Cambridge Environmental Research Consultants, Cambridge), qui permet de représenter la pollution de fond et des sources locales ;
- enfin, dans le cadre du projet européen ESCAPE (European Study of Cohorts for Air Pollution Effects) [13], un modèle Land-Use Regression (LUR), permettant également de prédire les contrastes d'exposition au NO<sub>2</sub> en fonction des caractéristiques du terrain et du trafic.

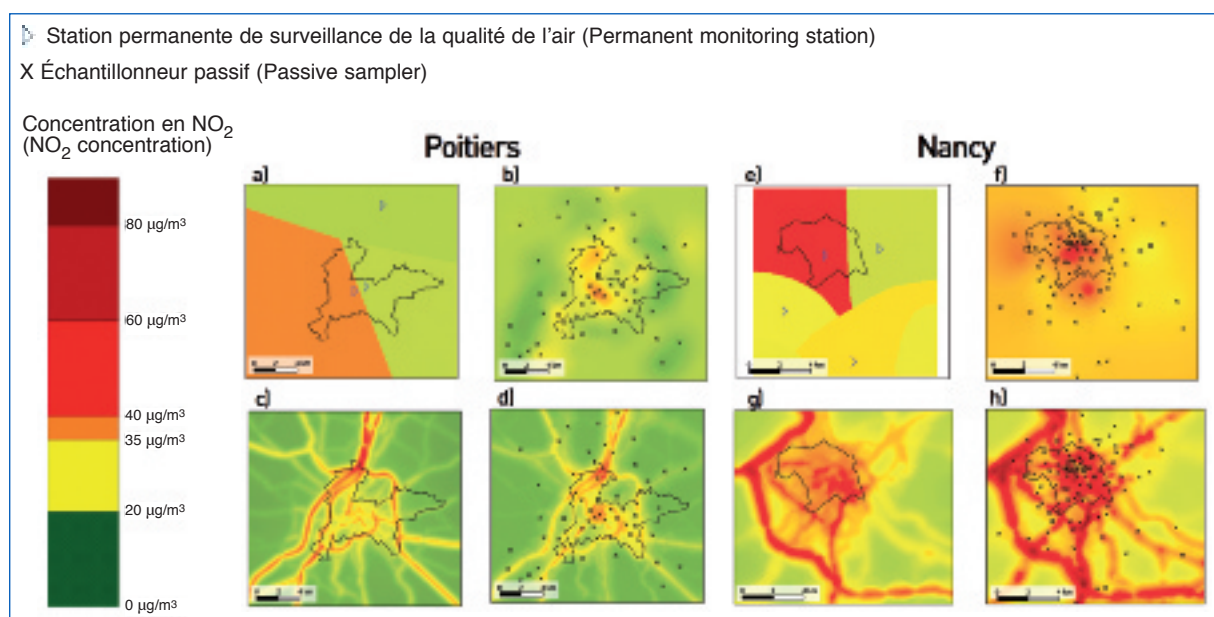


Figure 1.

Niveaux moyens de NO<sub>2</sub> autour de Poitiers (2005) et Nancy (2002) estimés par les modèles (a,e) station la plus proche, (b,f) géostatistique, (c,g) de dispersion, et (d,h) land-use regression.



Afin de mieux comprendre leur pertinence et leur comportement, ces modèles d'exposition ont été comparés en termes d'exposition estimée au cours de la grossesse et d'association avec le poids de naissance [14]. Les concentrations moyennes en  $\text{NO}_2$  au cours de la grossesse estimées par les différents modèles étaient de  $29 \pm 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  selon le modèle station,  $26 \pm 4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  selon le modèle géostatistique,  $27 \pm 11 \mu\text{g}/\text{m}^3$  selon le modèle LUR et  $22 \pm 7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  selon le modèle de dispersion ; pour les  $\text{PM}_{10}$ , les concentrations moyennes étaient très proches avec de  $21 \pm 3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  selon le modèle station et  $20 \pm 4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  selon le modèle de dispersion. À noter que les concentrations étaient en moyenne plus faibles à Poitiers qu'à Nancy. Pour le  $\text{NO}_2$ , les modèles station et géostatistique, bien que tous deux censés capturer la pollution de fond, étaient relativement discordants, avec une corrélation de 0,65 ; les modèles LUR et de dispersion, tous deux censés capturer les contrastes urbains, étaient très concordants, avec une corrélation de 0,87. Les modèles station et de dispersion étaient concordants concernant les  $\text{PM}_{10}$ , avec une corrélation de 0,81.

### Pollution de l'air extérieur et poids de naissance

Malgré une concordance modérée des expositions maternelles estimées au  $\text{NO}_2$ , les modèles station et géostatistique étaient concordants quant à l'association négative avec le poids de naissance. Pour ces deux modèles, c'est l'exposition durant le premier trimestre de la grossesse qui était la plus fortement associée avec le poids de naissance chez les femmes vivant à moins de 2 km d'une station de mesure. Après ajustement sur les facteurs de confusion potentiels, une augmentation de l'exposition au  $\text{NO}_2$  de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  durant le premier trimestre de grossesse était associée à une diminution moyenne du poids de naissance de 37 g ( $p=0,06$ ) avec le modèle station et de 51 g ( $p=0,19$ ) avec le modèle géostatistique. Concernant les modèles LUR et de dispersion, les premiers résultats indiquent des discordances plus marquées en termes d'association avec le poids de naissance. Notre hypothèse est qu'améliorer la résolution spatiale du modèle seule ne suffit pas et que la prise en compte du budget espace-temps (temps passé dans les différents lieux de vie et déplacements) est nécessaire pour limiter les erreurs de classement : connaître les variations spatiales des niveaux de pollution très finement sans pouvoir suivre la localisation des sujets dans leurs déplacements est d'une utilité limitée.

Peu d'autres études ont comparé ces modèles d'exposition. L'une d'entre elles suggère que le modèle station entraînerait une sous-estimation des effets des polluants sur la mortalité [15]. Ces résultats montrent que la compréhension des modèles d'exposition nécessite d'être approfondie afin d'évaluer le contexte et le type d'objectif (mise en évidence

d'effets à court ou long terme, comparaisons intra- ou inter-urbaines...) pour lesquels chaque modèle d'exposition est le plus pertinent.

### Exposition personnelle au benzène et croissance intra-utérine

Les travaux réalisés à partir des modèles d'exposition précités étaient limités par le fait que seule l'adresse du domicile de la femme enceinte était prise en compte dans l'estimation de l'exposition ; or d'autres situations et lieux d'exposition peuvent être importants en termes de durée ou de niveaux d'exposition, comme par exemple les déplacements, qui seraient en moyenne responsable de 29 % de l'exposition au benzène des sujets non-fumeurs de la population générale européenne [16]. Du point de vue de l'événement considéré, l'étude était limitée par le fait qu'uniquement les caractéristiques de l'enfant à la naissance étaient considérées, plutôt que l'ensemble de la trajectoire de croissance du fœtus. Ces limites ont été prises en compte en s'appuyant sur un sous-groupe de femmes non fumeuses qui ont porté un échantillonneur d'air passif entre la 25<sup>e</sup> et la 29<sup>e</sup> semaine de gestation afin d'estimer leur exposition au benzène atmosphérique (figure 2).

Le benzène est un composé organique volatil dont les sources d'exposition principales chez les sujets non exposés à la fumée de tabac sont le trafic routier [17], bien que l'existence de sources dans l'air intérieur soit probable. Le suivi prospectif a permis de suivre l'évolution du périmètre crânien entre la fin du premier trimestre de grossesse et la naissance (figure 3A), et de prendre en compte dans les analyses l'exposition au tabagisme passif (source d'exposition au benzène), estimée à partir d'un dosage de cotinine dans les urines maternelles prélevées au début de l'utilisation du dosimètre. Après ajustement sur les facteurs connus pour influencer la taille ou la croissance fœtale, l'exposition personnelle au benzène était associée à une diminution du périmètre crânien



Figure 2.

Échantillonneur passif d'air (Radiello, Fondazione S. Maugeri, Padova, Italie) porté par 271 femmes enceintes non fumeuses de la cohorte EDEN.

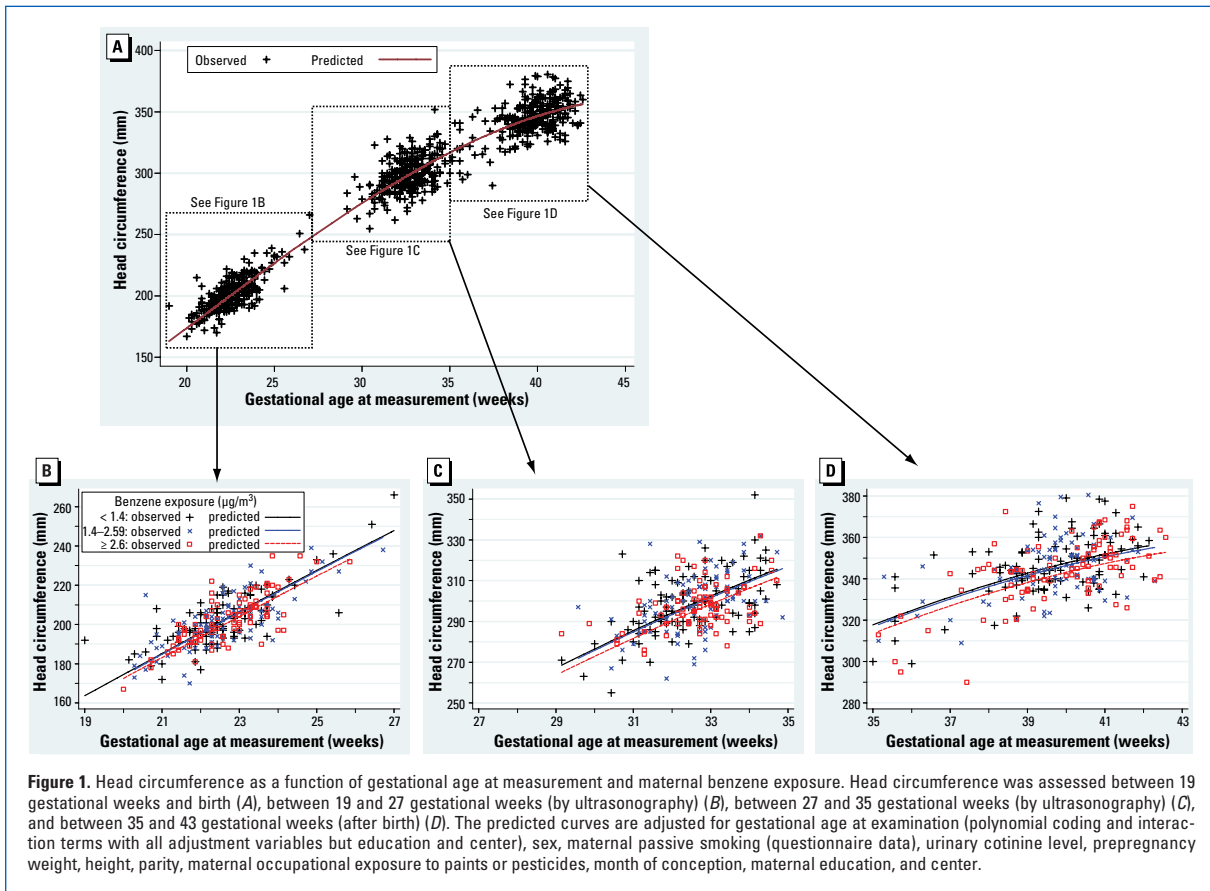


Figure 3.

Évolution du périmètre crânien en fonction de l'âge gestationnel (A) et de l'exposition maternelle au benzène (B-D) chez 271 femmes enceintes non fumeuses de cohorte mère-enfants EDEN [32].

au second trimestre de grossesse (figure 3B), au troisième trimestre de grossesse (moins nettement) (figure 3C) ainsi qu'à la naissance (figure 3D). Une association similaire a été observée pour le poids de naissance.

L'approche utilisée pour estimer l'exposition avait l'avantage de prendre en compte toutes les situations d'exposition (air intérieur et extérieur au domicile, dans les déplacements, sur le lieu de travail...). Elle était limitée par le fait que seule l'exposition durant une semaine de la grossesse a pu être estimée, et que celle-ci a été utilisée comme un indicateur de l'exposition sur l'ensemble de la grossesse (ou au moins durant la fenêtre de sensibilité biologiquement pertinente, non connue *a priori*) ; ceci revient à faire l'hypothèse non pas que l'exposition reste constante durant la grossesse, mais que les femmes les plus exposées au benzène à la fin du deuxième trimestre de grossesse sont aussi celles qui sont les plus exposées sur l'ensemble de la grossesse. Cette réserve faite, cette étude suggère que l'effet des polluants atmosphériques issus du trafic et des phénomènes de combustion en général pourrait se manifester dès le deuxième trimestre de la grossesse. Ce travail est

une des toutes premières études d'épidémiologie environnementale s'appuyant sur des mesures échographiques pour quantifier la croissance fœtale, et une des seules ayant utilisé un échantillonneur d'air pour estimer l'exposition personnelle des femmes enceintes aux polluants atmosphériques.

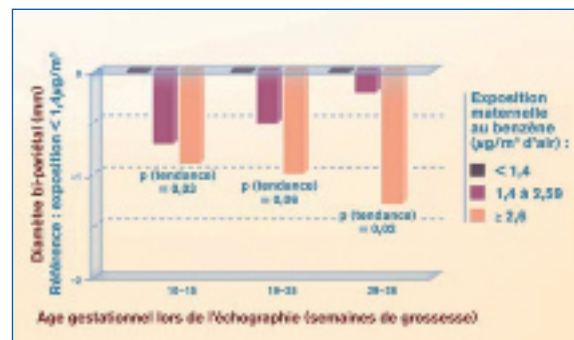


Figure 4.

Variation du diamètre bipariétal du fœtus à différentes périodes de la grossesse en fonction de l'exposition personnelle de sa mère au benzène estimée à la fin du deuxième trimestre de grossesse, chez 271 femmes non fumeuses de la cohorte mères-enfants EDEN.

## Pollution atmosphérique et santé cardio-vasculaire de la femme enceinte

Un élément important pour discuter la plausibilité des associations observées entre l'exposition maternelle aux polluants atmosphériques durant la grossesse et la croissance fœtale, est la plausibilité biologique d'une telle association. Si une telle association a été retrouvée dans un petit nombre

d'études toxicologiques conduites sur cette question – à laquelle les toxicologistes se sont jusqu'à aujourd'hui peu intéressés [18, 19] – le ou les principaux mécanismes potentiellement impliqués ne sont pas identifiés. Plusieurs hypothèses ont toutefois été formulées, notamment lors du *workshop* international organisé sur cette thématique à Munich en 2007 [20]. L'une d'elles postule que l'exposition aux polluants atmosphériques pourrait perturber la fonction cardio-

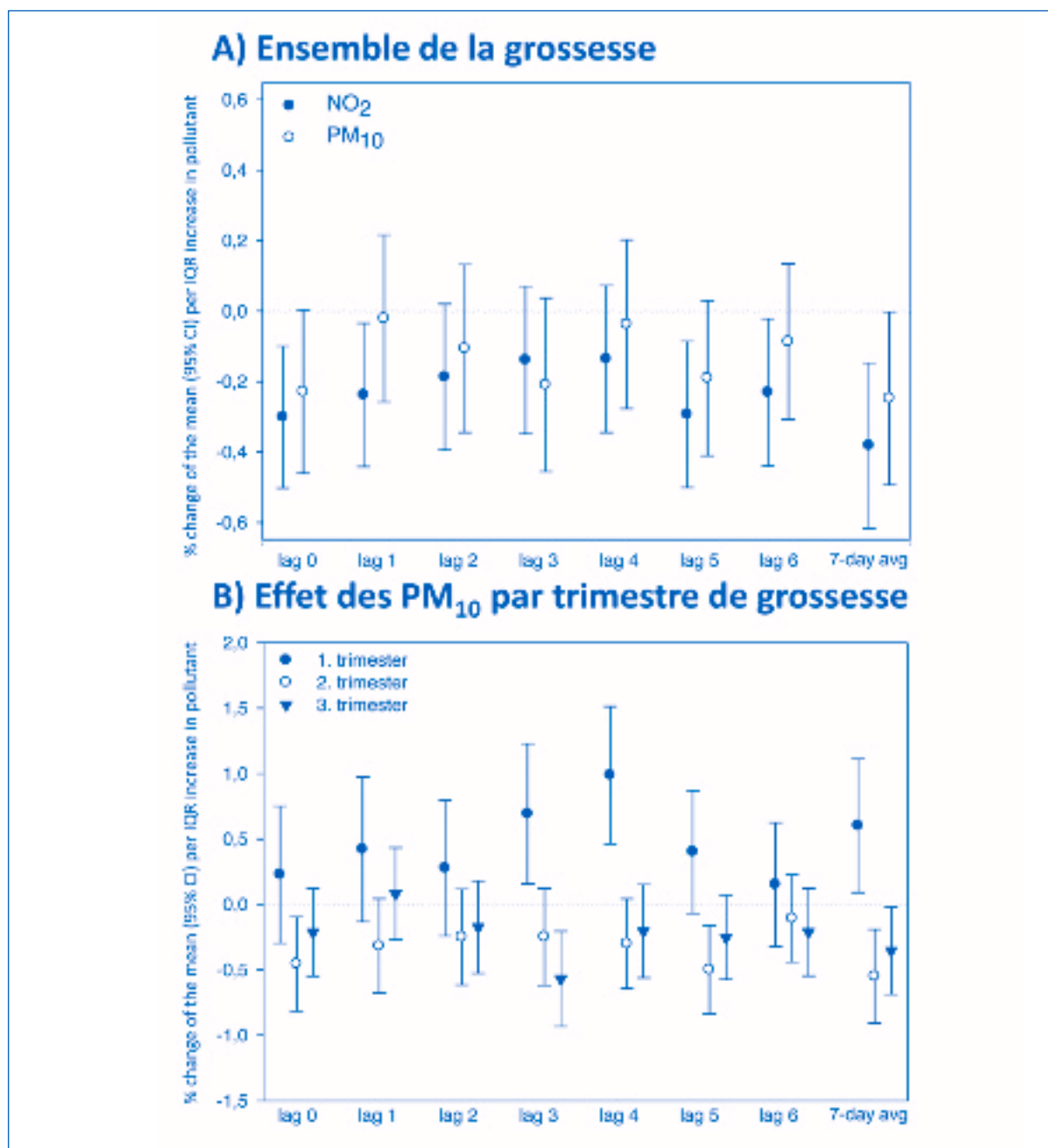


Figure 5.

Variations relatives (%) de la pression artérielle systolique chez la femme enceinte en fonction A) des niveaux de NO<sub>2</sub> ou PM<sub>10</sub> dans les jours précédant la mesure de pression ; B) des niveaux de PM<sub>10</sub> dans les jours précédant la mesure de pression, en distinguant les mesures en fonction du trimestre de la grossesse. Les variations relatives de pression artérielle sont données pour une augmentation de la concentration des polluants correspondant à l'écart interquartile ; 11 120 mesures répétées chez 1 500 femmes enceintes de la cohorte mère-enfant EDEN [21].

vasculaire ou endothéliale de la femme enceinte, ce qui entraînerait une altération des échanges materno-fœtaux, et par là une restriction de la croissance fœtale. Afin d'étudier cette hypothèse, nous avons mis en place une étude visant à caractériser l'effet à court terme de la pollution atmosphérique sur la pression artérielle de la femme enceinte en collaboration avec le Helmholtz Center for Environmental Health, HMGU, Munich. Au sein de la cohorte EDEN, des mesures répétées de la pression artérielle ont été réalisées en cours de grossesse (11 220 mesures chez 1 500 femmes au total). L'association entre les niveaux de pollution mesurés par la station la plus proche dans les 1 à 7 jours avant l'examen clinique et la pression artérielle a été quantifiée par un modèle hiérarchique prenant en compte le caractère longitudinal des données, et ajusté avec les caractéristiques individuelles et les paramètres météorologiques (température, pression) durant la même fenêtre temporelle [21].

Une augmentation de la concentration de  $\text{NO}_2$  tendait à être associée à une diminution de la pression artérielle systolique, particulièrement pour les fenêtres d'exposition correspondant à la veille de l'examen (*lag 0*), au sixième jour avant l'examen (*lag 5*), ou à l'ensemble de la semaine précédant l'examen (figure 5A). Des associations similaires mais moins nettes statistiquement (avec un effet légèrement diminué) étaient observées pour les  $\text{PM}_{10}$  (figure 5A).

La pression artérielle subit des variations, et la fonction cardio-vasculaire de la femme est profondément modifiée tout au long de la grossesse, ce qui incitait à envisager un effet des polluants potentiellement différent selon la période de la grossesse. Dans le cas des  $\text{PM}_{10}$  (figure 5B), l'analyse mettait en évidence une modification de l'effet apparent de l'exposition sur la pression artérielle avec le trimestre : la concentration de  $\text{PM}_{10}$  au cours du premier trimestre de grossesse tendait à être associée à une augmentation de la pression systolique à court terme. Au cours des deux trimestres suivants, on observait en revanche une tendance à la diminution de la pression artérielle avec les niveaux de  $\text{PM}_{10}$  (figure 5B). Il n'y avait pas de telle modification de l'effet du  $\text{NO}_2$  en fonction du trimestre de la grossesse (non détaillé).

Il s'agit d'une des premières études concernant les effets possibles de la pollution atmosphérique sur la pression artérielle chez la femme enceinte [22]. D'après une étude américaine [23], si une faible pression artérielle en début de grossesse ne semble pas associée à une issue de grossesse défavorable, une pression artérielle élevée – qui constitue un des symptômes de la pré-éclampsie – est associée à une augmentation du risque d'issue de grossesse défavorable (naissance prématurée, restriction de croissance fœtale). Ceci incite à mener davantage de travaux pour confirmer l'augmentation à court terme de la pression artérielle avec la concentration de  $\text{PM}_{10}$  en début de grossesse suggérée par notre étude.

## Pollution atmosphérique et fonction placentaire

Une autre hypothèse, complémentaire de la précédente, est que certains polluants atmosphériques pourraient altérer la fonction du placenta. Le placenta est un organe de support crucial pour le fœtus, qui a un rôle d'échange avec la circulation maternelle fournissant nutriments, oxygène, immunoglobulines, hormones... À ce titre, des perturbations de la fonction ou de la croissance placentaire peuvent avoir des répercussions sur le développement fœtal. Nous avons cherché à aborder la question de l'impact des polluants atmosphériques sur la croissance placentaire en caractérisant l'association entre pollution atmosphérique ( $\text{NO}_2$  et  $\text{PM}_{10}$  estimés par le modèle de dispersion) et le poids du placenta à la naissance ainsi que le ratio entre poids placentaire et poids du nouveau-né [24]. Les résultats tendaient à différer entre les femmes recrutées à Nancy et Poitiers, et suggéraient une diminution du poids du placenta ainsi que du ratio entre poids placentaire et du nouveau-né en association avec les niveaux de  $\text{PM}_{10}$  durant la grossesse à Nancy ; cette association n'était en revanche pas retrouvée chez les femmes recrutées à Poitiers, où les niveaux et la variabilité des niveaux de pollution estimés étaient bien plus faibles. Une étude très récente s'appuyant sur la cohorte hollandaise Generation R vient conforter l'hypothèse d'une altération de la fonction placentaire par les polluants atmosphériques [25].

## Conclusion et perspectives

Nos travaux montrent que l'estimation des effets de la pollution atmosphérique sur le déroulement de la grossesse, et plus généralement sur la santé, est sensible aux modèles d'exposition utilisés. La généralisation de ces résultats est limitée aux fenêtres d'exposition étudiées, qui peuvent être qualifiées de subchroniques. Davantage d'études sont nécessaires dans des populations différentes et concernant des fenêtres d'exposition plus variées afin de mieux comprendre la pertinence de ces modèles dans l'étude de différents contextes. Cependant, ces résultats suggèrent que le choix des modèles d'exposition utilisés dans le cadre d'études épidémiologiques doit faire l'objet d'une attention particulière, et être effectué en fonction des objectifs poursuivis, de la population et des périodes d'exposition étudiées. Du point de vue de la surveillance des expositions de la population, ils illustrent les écarts non négligeables entre les niveaux prédits par les différentes approches actuellement utilisées. Dans l'objectif d'améliorer la précision de l'exposition estimée, la mobilité des sujets dans les différents lieux de vie et selon différents modes de transport sont des paramètres qu'il faut prendre en compte. La cohorte mère-enfant SEPAGES (Suivi de l'Exposition à la Pollution Atmosphérique pendant la Grossesse et Effets sur la

Santé) en cours de mise en place à Grenoble, et d'autres projets réalisés ailleurs, permettront de répondre à ces questions *via* un suivi rapproché des femmes au cours de leur grossesse et l'utilisation de GPS pour suivre leurs déplacements.

Moyennant les réserves faites ci-dessus sur l'évaluation de l'exposition, nos résultats ainsi que ceux obtenus dans des études similaires montrent que l'exposition à la pollution atmosphérique pendant la grossesse pourrait entraîner un ralentissement de la croissance fœtale qui pourrait s'expliquer par une atteinte de la fonction cardio-vasculaire et placentaire. Davantage de travaux incluant des mesures échographiques sont nécessaires afin de mieux caractériser la temporalité des effets sur la croissance fœtale, les éventuels rattrapages de croissance et les effets à plus long terme sur la santé de l'adulte. La cohorte nationale ELFE (Etude Longitudinale Française depuis l'Enfance) qui inclut 18 000 couples mère-enfant recrutés en 2011, constitue une opportunité pour étudier l'impact de l'exposition intra-utérine à la pollution atmosphérique sur des événements de santé de l'enfant plus rares. Toutefois, le caractère national de la cohorte pose le défi de la construction d'un modèle d'exposition France entière ayant une résolution spatiale satisfaisante, notamment en zone urbaine où la population est la plus nombreuse. Un tel modèle est une urgence pour la surveillance en santé environnementale et la recherche épidémiologique. Tous les ingrédients pour finaliser un tel modèle sont probablement déjà existants (modèle à mailles larges, réseau des stations permanentes de surveillance de la qualité de l'air, données fines sur les émissions et la dispersion atmosphérique en agglomérations...), mais nécessitent sans doute de renforcer encore la coopération entre tous les partenaires nationaux, pour arriver à un outil fin spatialement et temporellement, et aisément accessible à la communauté scientifique.

Les mécanismes qui pourraient expliquer les effets de la pollution de l'air sur les événements de la grossesse sont encore mal connus et peu étayés. Nos travaux indiquent plusieurs pistes mais ces résultats nécessitent d'être confirmés par d'autres études épidémiologiques et approfondis dans le contexte d'études animales. Une hypothèse, non exclusive avec les précédentes hypothèses énoncées, est que les polluants environnementaux pourraient influencer l'expression de certains gènes, *via* des altérations épigénétiques, qui modifieraient le risque de survenue de maladies à court ou long terme [26, 27]. Les phénomènes épigénétiques représentent l'ensemble des modifications qui régulent l'expression des gènes sans altération de la séquence ADN. Ces marques épigénétiques sont réversibles, transmissibles d'une génération à l'autre, et sont majoritairement établies au cours de la vie fœtale. Ainsi, la modification des marques épigénétiques pré- et post-natales pourraient en partie médier les effets de la pollution de l'air sur la santé de l'enfant mais également à plus long terme sur la santé de l'adulte ; on parle dans ce dernier cas d'origines développementales des maladies, ou DOHaD (Developmental Origins of Health and Disease). Ces champs de recherche sont en plein développement et présentent de nombreux défis biologiques et statistiques mais constituent une voie de recherche prometteuse. Récemment, des études ont mis en évidence des modifications de la méthylation de l'ADN mesurée dans le sang après exposition à la pollution atmosphérique [28]. Quelques études ont également montré une association entre le poids de naissance et la durée de gestation, d'une part, et différents profils de méthylation de l'ADN mesurés dans le sang du cordon [29] et dans le placenta [30, 31], d'autre part. Dans ce contexte, la cohorte grenobloise SEPAGES permettra également d'explorer cette piste épigénétique, grâce à un recueil prospectif de matériels biologiques pertinents.

## Remerciements

Le projet a été soutenu par des financements de l'ANSES (APR Environnement-Santé-Travail). La cohorte EDEN a été financée par la MGEN, l'Inserm, l'ANSES, l'IRESP, Nestlé, le ministère de la Santé, le ministère de la Recherche (Programme IFR), l'université Paris-Sud, la FRM, l'AFSSET, l'INPES, ALFEDIAM, l'ANR.

Cet article est dédié à la mémoire de Nathalie Marquis.

## Références

- [1] Pope CA 3rd, Ezzati M, Dockery DW. Fine-particulate air pollution and life expectancy in the United States. *N Engl J Med.* 2009 ; 360 : 376-86.
- [2] Blondel B, Kermarrec M. Les naissances en 2010 et leur évolution depuis 2003. Enquête nationale périnatale 2010. Paris : INSERM, DGS, DREES, mai 2011, 117 p.
- [3] Cano A, Fons F, Brines J. The effects on offspring of premature parturition. *Hum Reprod Update* 2001 ; 7 : 487-94.
- [4] Barker DJ. The developmental origins of adult disease. *J Am Coll Nutr.* 2004 ; 23 : 588S-95S.
- [5] Lawlor DA, Ebrahim S, Davey Smith G. Association of birth weight with adult lung function: findings from the British Women's Heart and Health Study and a meta-analysis. *Thorax.* 2005 ; 60 : 851-8.

- [6] Rona RJ, Gulliford MC, Chinn S. Effects of prematurity and intrauterine growth on respiratory health and lung function in childhood – *Bmj*. 1993 ; 306 : 817-20.
- [7] Sram RJ, Binkova B, Dejmeek J, Bobak M. Ambient air pollution and pregnancy outcomes: a review of the literature. *Environ Health Perspect*. 2005 ; 113 : 375-82.
- [8] Slama R, Darrow L, Parker J *et al*. Meeting report: atmospheric pollution and human reproduction. *Environ Health Perspect*. 2008 ; 116 : 791-8.
- [9] Drouillet P, Kaminski M, De Lauzon-Guillain B *et al*. Association between maternal seafood consumption before pregnancy and fetal growth: evidence for an association in overweight women. The EDEN mother-child cohort. *Paediatr Perinat Epidemiol*. 2009 ; 23 : 76-86.
- [10] Yazbeck C, Thiebaugeorges O, Moreau T *et al*. Maternal Blood Levels and the Risk of Pregnancy-Induced Hypertension: The EDEN Cohort Study. *Environ Health Perspect*. 2009 ; 117 : 1526-30.
- [11] Philippat C, Mortamais M, Chevrier C *et al*. Exposure to phthalates and phenols during pregnancy and offspring size at birth. *Environ Health Perspect*. 2011 ; 120 : 464-70.
- [12] Van Roosbroeck S, Hoek G, Meliefste K, *et al*. Validity of residential traffic intensity as an estimate of long-term personal exposure to traffic-related air pollution among adults. *Environ Sci Technol*. 2008 ; 42 : 1337-44.
- [13] Beelen R, de Hoogh K, Eeftens M *et al*. Estimating Long-term Exposure to Air Pollution in 38 Study Areas in Europe in a Harmonized Way Using Land Use Regression Modeling (ESCAPE Project). *Epidemiology*. 2011 ; 22 : S82-S82.
- [14] Lepeule J, Caini F, Bottagisi S *et al*. Maternal exposure to nitrogen dioxide during pregnancy and offspring birth weight: comparison of two exposure models. *Environ Health Perspect*. 2010 ; 118 : 1483-9.
- [15] Jerrett M, Burnett RT, Ma R *et al*. Spatial analysis of air pollution and mortality in Los Angeles. *Epidemiology* 2005 ; 16 : 727-36.
- [16] Bruinen de Bruin Y, Koistinen K, Kephelopoulous S *et al*. Characterisation of urban inhalation exposures to benzene, formaldehyde and acetaldehyde in the European Union: comparison of measured and modelled exposure data. *Environ Sci Pollut Res Int*. 2008 ; 15 : 417-30.
- [17] Wallace L. Environmental exposure to benzene: an update. *Environ Health Perspect*. 1996 ; 104 Suppl 6 : 1129-36.
- [18] Veras MM, Damaceno-Rodrigues NR, Caldini EG *et al*. Particulate urban air pollution affects the functional morphology of mouse placenta. *Biol Reprod*. 2008 ; 79 : 578-84.
- [19] Veras MM, Damaceno-Rodrigues NR, Guimarães Silva RM *et al*. Chronic exposure to fine particulate matter emitted by traffic affects reproductive and fetal outcomes in mice. *Environmental Research* 2009 ; 109 : 536-43.
- [20] Slama R, Darrow L, Parker J, *et al*. Meeting Report: Atmospheric Pollution and Human Reproduction. *Environmental Health Perspectives* 2008 ; 116 : 791-98.
- [21] Hampel R, Lepeule J, Schneider A, *et al*. Short-term Impact of Ambient Air Pollution and Air Temperature on Blood Pressure Among Pregnant Women. *Epidemiology* 2011 ; 22 : 671-79.
- [22] Van den Hooven EH, de Kluizenaar Y, Pierik FH *et al*. Air Pollution, Blood Pressure, and the Risk of Hypertensive Complications During Pregnancy: The Generation R Study. *Hypertension* 2011 ; 57 : 406-12.
- [23] Zhang J, Klebanoff MA. Low blood pressure during pregnancy and poor perinatal outcomes: an obstetric paradox. *Am J Epidemiol*. 2001 ; 153 : 642-6.
- [24] Rahmalia A, Giorgis-Allemand L, Lepeule J *et al*. Pregnancy exposure to atmospheric pollutants and placental weight: An approach relying on a dispersion model – *Environment international* 2012 ; 48C : 47-55.
- [25] Van den Hooven EH, Pierik FH, de Kluizenaar Y *et al*. Air Pollution Exposure and Markers of Placental Growth and Function: The Generation R Study – *Environmental health perspectives* 2012.
- [26] Foley DL, Craig JM, Morley R *et al*. Prospects for Epigenetic Epidemiology – *Am J Epidemiol* 2009.
- [27] Waterland RA, Michels KB. Epigenetic epidemiology of the developmental origins hypothesis – *Annu Rev Nutr*. 2007 ; 27 : 363-88.
- [28] Baccarelli A, Wright RO, Bollati V *et al*. Rapid DNA methylation changes after exposure to traffic particles – *Am J Respir Crit Care Med*. 2009 ; 179 : 572-8.
- [29] Michels KB, Harris HR, Barault L. Birth weight, maternal weight trajectories and global DNA methylation of LINE-1 repetitive elements – *PLoS ONE* 2011 ; 6 : e25254.
- [30] Filiberto AC, Maccani MA, Koestler D *et al*. Birth weight is associated with DNA promoter methylation of the glucocorticoid receptor in human placenta – *Epigenetics* 2011 ; 6 : 566-72.
- [31] Novakovic B, Yuen RK, Gordon L *et al*. Evidence for widespread changes in promoter methylation profile in human placenta in response to increasing gestational age and environmental/stochastic factors – *BMC Genomics* 2011 ; 12 : 529.
- [32] Slama R, Thiebaugeorges O, Goua V *et al*. Maternal personal exposure to airborne benzene and intrauterine growth – *Environ Health Perspect* 2009 ; 117 : 1313-21.

# L'évaluation monétaire des effets sanitaires associés à la pollution atmosphérique

## Monetary valuation of the air-pollution related health effects

Olivier CHANEL<sup>(1)</sup>

### Mots-clés

Évaluation économique, pollution atmosphérique, réglementation, morbidité chronique.

### Keywords

Economic valuation, air pollution, regulation, chronic morbidity.

### Introduction

Lorsque le bien-être d'un individu est influencé par l'activité d'une tierce personne qui ne prend pas en compte ses retombées lors de son processus de prise de décision, l'évaluation économique parle d'**externalité**. Si les externalités peuvent parfois être positives, elles sont clairement négatives et très importantes dans le cas de la pollution atmosphérique. Afin de pallier les défaillances du marché qu'elles provoquent, la théorie économique recommande de les chiffrer en termes monétaires. On dispose alors de guides visant à les internaliser, c'est-à-dire à les incorporer – partiellement ou totalement – dans les coûts associés aux activités qui les génèrent.

Après avoir présenté et discuté rapidement les méthodes de valorisation économique disponibles dans le cadre particulier de la pollution atmosphérique, nous aborderons quelques incertitudes et défis de l'évaluation économique et les illustrerons par certains résultats de l'étude européenne Aphekom ([www.aphekom.org](http://www.aphekom.org)).

Ne sont considérés ici que les effets de la pollution atmosphérique sur les variables sanitaires, qui comprennent trois composantes : directe (morbidité et mortalité), indirecte (pertes productives), et intangible (douleur ou désagréments, aspects psychologiques associés à un événement morbide...).

### Quels indicateurs de coûts ?

Le récent rapport du Commissariat Général au Développement Durable (2012) offre une présentation détaillée des concepts et valeurs évoqués ci-dessous.

### Les méthodes de valorisation monétaire des effets de la pollution atmosphérique

Il existe principalement trois méthodes évaluant en termes monétaires les bénéfices sanitaires consécutifs à une réduction de la pollution.

**La méthode d'évaluation contingente (MEC)** interroge directement les individus sur leurs consentements à payer (CAP) *ex ante* pour une variation hypothétique du niveau de pollution. Cette méthode, qui suppose que les agents agissent de façon économiquement rationnelle et qu'ils comprennent correctement l'ensemble des composantes du scénario proposé, est exposée à un nombre élevé de biais potentiels. Elle représente toutefois la meilleure méthode pour approcher le bénéfice total à attendre d'une mesure de réduction, car elle prend très largement en compte la composante intangible.

La seconde méthode opère de façon indirecte par l'observation *ex post* des comportements des individus sur des marchés où pollution et montants monétaires font l'objet d'arbitrages. Elle recouvre **la méthode des dépenses de protection (MDP)**, et **la méthode des prix hédonistiques (MPH)**. Cette dernière considère que les biens sont caractérisés par un ensemble d'attributs, et que l'utilité découle du montant de chacun de ces attributs. Ainsi, lorsque les risques de décès ou de morbidité entrent parmi les attributs d'un bien, il devient possible d'attribuer une valeur monétaire à ce risque. Ses limites portent sur la perception des risques, qui doit être la même entre l'observateur et les individus, sur la caractérisation des attributs des biens, qui doit recouvrir l'ensemble des considérations qui influencent les décisions d'achat, et sur la nécessaire hypothèse de concurrence pure et parfaite, rarement vérifiée.

(1) Directeur de recherche CNRS – Aix-Marseille University (Aix-Marseille School of Economics), CNRS & EHESS – 2, rue de la Charité – F-13002 Marseille

Enfin, la méthode du coût marchand (MCM) repose sur l'observation des coûts directs associés à des épisodes morbides (coût de la maladie) ou des pertes de production induites par un décès (**méthode des pertes de production, MPP**). Les bénéfices autres que ceux mesurés sur le marché des soins et le marché du travail (pertes productives) ne sont pas pris en compte, et le bénéfice total est sous-estimé.

### L'évaluation de la mortalité en pratique

Attribuer une valeur économique à un décès est délicat voire choquant, puisque apparemment froidement rationnel. La valorisation de la mortalité s'avère pourtant nécessaire dès qu'une décision publique modifie la probabilité de décès, et elle s'effectue généralement en recourant à la MEC ou à la MPH. La MPP, appelée parfois méthode du capital humain, n'est que très rarement mobilisée parce que critiquée en ce qu'elle suppose que la valeur de l'individu est représentée uniquement par ce qu'il produit, et que cette productivité est correctement et uniquement mesurée par les revenus du travail.

Dans la pratique, la valeur d'évitement d'un décès (VED) en usage dans les pays développés est – à de rares exceptions près – comprise entre 0,7 et 6,5 millions d'euros, indépendamment du motif de décès ou du cadre de son utilisation. À partir d'une méta-analyse, un rapport de l'OCDE (2012) propose une valeur de 3,3 millions d'€<sub>2005</sub> pour l'Union européenne.

Quel que soit le montant de référence retenu pour mesurer la VED, il convient de tenir compte du mieux possible des caractéristiques du risque de décès que l'on valorise : son contexte, l'âge, la perte d'espérance de vie et l'état de santé associés. Dans cet exercice, le caractère hypothétique de la MEC semble lui conférer de meilleures aptitudes que la MPH, en permettant de construire un scénario adapté. Ainsi, Chanel et Luchini (2012), utilisant un scénario spécifique à la pollution atmosphérique sur la population française, proposent une VED de 1,6 million d'€<sub>2005</sub>.

### L'évaluation de la morbidité en pratique

Les trois méthodes d'évaluation précédentes permettent également de valoriser la morbidité, qui est toutefois complexe de par son caractère multidimensionnel et sa dimension temporelle.

Dans la pratique, la MDP est peu utilisée, car la collecte de données sur les achats ou comportements qui préviennent les conséquences morbides de l'exposition à la pollution atmosphérique est difficile et coûteuse.

La MCM comptabilise les dépenses directes et indirectes engendrées par l'apparition d'un ensemble de symptômes. Les coûts liés aux hospitalisations se fondent généralement sur un coût moyen de la journée et une durée moyenne de séjour par motif, alors que la morbidité ambulatoire se fonde sur des coûts moyens de consultation et de traitement.

La MEC mesure pour sa part le CAP pour une amélioration du bien-être imputable à la suppression d'un épisode morbide, et permet d'intégrer les coûts intangibles.

En général, les valeurs monétaires obtenues par la MEC sont supérieures à celles obtenues par la MCM pour les épisodes morbides sans gravité, et comparables pour les épisodes morbides plus graves. L'utilisation de valeurs européennes, voire nationales lorsqu'elles existent, est préférable dans la mesure où les préférences individuelles, les systèmes de soins et les niveaux de vie sont susceptibles d'entraîner d'importantes variations des valeurs monétaires entre les pays.

## Incertitudes et défis de l'évaluation économique

### Incertitudes et évaluation

L'évaluation économique est entachée de larges incertitudes sur les connaissances de la pollution de l'air, sur l'épidémiologie, et sur les valeurs monétaires à utiliser.

Ainsi, les mesures des concentrations résultant des réseaux de capteurs sont des **approximations des expositions réelles des individus** et le manque de données épidémiologiques disponibles conduit à utiliser des résultats obtenus sur des populations différentes, en particulier étrangères pour les effets de long terme. Ceci pose le **problème de la validité et de la transférabilité** des fonctions exposition/réponse. S'ajoutent à ces incertitudes scientifiques, celles de nature économique, sur le choix de la méthode de valorisation, des valeurs monétaires unitaires, et des paramètres de l'évaluation (taux d'actualisation, prise en compte spécifique des enfants ou des effets de long terme).

Dès lors, l'existence de ces incertitudes sert parfois de prétexte pour ignorer certains effets lors de la valorisation économique, ce qui est problématique à plusieurs titres.

Tout d'abord, dans la recherche des politiques publiques optimales, ignorer un risque au motif qu'il est mal mesuré revient à lui donner une mesure nulle, donc une valeur économique nulle. Ensuite, l'ampleur des incertitudes diffère selon l'objet de l'évaluation : il est par exemple beaucoup moins incertain qu'une politique de réduction de la pollution de l'air aura bien les effets attendus lorsqu'elle est globale (diminution du kilométrage parcouru) que lorsqu'elle est ciblée sur un polluant (filtre à particules). Enfin, les sources de la pollution atmosphérique génèrent souvent de multiples externalités négatives. C'est le cas des transports routiers par exemple, avec le réchauffement climatique, les effets sur la santé, sur les bâtiments et les cultures, le bruit, la congestion, l'effet de coupure. Or considérer séparément chacune des externalités lors du processus d'internalisation, et déclarer qu'il ne faut pas en tenir compte du fait des



incertitudes existant pour chacune d'elles, revient finalement à supposer que les valeurs économiques de ces externalités sont simultanément nulles. C'est une hypothèse beaucoup plus forte que la nullité de chacune de ces externalités prise séparément. Une analyse globale de l'ensemble des externalités est donc nécessaire.

### Quelques défis de l'évaluation économique

Le nombre de cas attribuables à une politique ou à un niveau de pollution est souvent interprété (et valorisé) comme le nombre de cas évitables si l'exposition disparaissait, ce qui est trompeur. D'une part, si l'on considère les effets à long terme, le bénéfice d'une réduction des niveaux de pollution prendra des années avant d'être intégralement obtenu. Ensuite, la suppression d'un seul facteur de risque (la pollution, dans notre cas) conduit à une augmentation de la contribution des autres facteurs de risque et causes de mortalité et de morbidité. Des mesures d'impact qui prennent en compte ces risques compétitifs et le délai avant l'obtention de l'intégralité des effets de long terme devraient se développer.

Le développement de méthodes standardisées d'évaluation des impacts sanitaires est nécessaire pour assurer la comparabilité des résultats entre projets ou entre pays, et pour évaluer les bénéfices des stratégies de réduction de la pollution de l'air au cours du temps.

L'étude de la morbidité chronique doit être développée, dans la mesure où elle est susceptible d'entraîner des bénéfices sanitaires bien supérieurs à ceux associés à la morbidité aiguë, du fait de la gravité et du caractère répétitif des affections. Dans le même temps, le mécanisme de report dans le temps des coûts sanitaires évités par une réduction contemporaine de la pollution atmosphérique mériterait d'être approfondi.

La section suivante illustre certains de ces défis à travers le projet européen Aphekom.

### Quelques enseignements de l'étude Aphekom

Le projet Aphekom a rassemblé 60 scientifiques de 12 pays européens, qui ont travaillé de concert entre 2008 et 2011 sur les effets sanitaires de la pollution atmosphérique en Europe. La valorisation économique a concerné trois axes principaux.

Tout d'abord, les bénéfices sanitaires associés à une réduction de l'exposition à court et à long termes aux particules en suspension et à l'ozone ont été évalués pour 25 villes (totalisant 39 millions d'habitants), en suivant une méthodologie commune. La MEC a été utilisée pour valoriser la mortalité, et la MCM pour valoriser la morbidité. L'impact sanitaire le plus important s'est avéré être l'exposition de long terme aux

particules en suspension de diamètre inférieur à 2,5 microns (dites  $PM_{2.5}$ ). La diminution de la moyenne annuelle à la valeur guide de l'Organisation Mondiale de la Santé ( $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) conduirait annuellement ainsi à 19 000 décès prématurés évités et à un bénéfice pour la société de l'ordre de 30 milliards d'euros (intervalle de confiance à 95 % (IC95) 11 – 54).

Ensuite, une approche novatrice a permis d'estimer, dans dix villes, l'impact sur deux maladies chroniques (asthme infantile et maladies coronariennes chez les plus de 65 ans) de la résidence à proximité de rues à fort trafic. Pour la première fois, la prévalence (*i.e.* le nombre de nouveaux cas) attribuée à l'exposition a été estimée : respectivement 14 % et 28 % de l'ensemble des cas de prévalence d'asthme et des maladies coronariennes. L'évaluation monétaire représente 330 millions d'euros (IC95 : 98 – 524), soit environ 1 000 fois plus que les seuls effets associés aux cas aigus. Ceci découle de la prise en compte de l'ensemble des coûts associés à ces maladies sur la vie entière, et non des seuls coûts d'exacerbation comme le faisaient les évaluations antérieures.

Enfin, la valorisation économique a également été mobilisée pour évaluer, dans 20 villes, l'impact de la mise en œuvre d'une réglementation européenne limitant la concentration de soufre dans les carburants. La réduction des concentrations ambiantes en dioxyde de soufre aurait évité 2 212 décès prématurés (IC95 : 772 – 3 663) chaque année depuis 2000. L'évaluation économique de cette mortalité évitée s'élève à environ 192 millions d'euros (IC95 : 67 – 317).

L'étude Aphekom confirme l'importance de la morbidité chronique, et l'intérêt de mettre en œuvre des politiques efficaces de limitation des émissions au niveau de l'Union européenne.

### Conclusion

Si l'évaluation économique des effets de la pollution progresse, soutenue par l'amélioration des connaissances scientifiques des disciplines amont, subsistent deux écueils qui en limitent la portée.

D'une part, dans la majorité des cas, le montant effectif de l'internalisation résultera plus de la négociation avec les parties concernées et de la prise en compte des intérêts nationaux en termes de compétitivité que de l'application directe des résultats obtenus par l'évaluation économique.

D'autre part, comprendre les choix des individus en matière de comportements polluants – enjeu social, économique, politique et écologique majeur des sociétés occidentales contemporaines – réclame une analyse fine des représentations qu'ils ont de la pollution de l'air, et constitue le moyen privilégié pour rendre plus acceptables, donc plus efficaces, les politiques de réduction préconisées par l'évaluation économique.

## Références

- Chanel O et Luchini S. Monetary values for air pollution risk of death: a contingent valuation survey – *Miméo mis à jour du document de travail GREQAM 2008-05*, 2012.
- Commissariat Général au Développement Durable. Rapport de la Commission des comptes et de l'économie de l'environnement – « Santé et qualité de l'air extérieur », juillet 2012, Disponible à [http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/rapport\\_CCEE\\_sante\\_et\\_qualite\\_de\\_l\\_air\\_23\\_07\\_2012.pdf](http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/rapport_CCEE_sante_et_qualite_de_l_air_23_07_2012.pdf).
- OCDE. La valorisation du risque de mortalité dans les politiques de l'environnement, de la santé et des transports – *Éditions OCDE*, juillet 2012, Disponible à <http://dx.doi.org/10.1787/9789264169623-fr>.



# World Health Organization Recommendations on Ambient Air Quality

## Recommandations de l'Organisation mondiale de la santé en matière de qualité de l'air ambiant

Marie-Ève HÉROUX<sup>(1)</sup>

### Mots-clés

Recommandations, qualité de l'air, politiques, santé.

### Keywords

Recommendations, air quality, policies, health.

### Air Quality as a Public Health Issue

Public health recognizes air pollution as an important determinant of health. Health effects of ambient air pollution are well documented by studies conducted in various parts of the world. There is significant inequality in the exposure to air pollution and related health risk: air pollution combines with other aspects of the social and physical environment to create a disproportional disease burden in less affluent parts of society.

Health effects of particulate matter (as mass concentration of particles with a diameter less than 10 µm (PM<sub>10</sub>) and particles with a diameter less than 2.5 µm (PM<sub>2.5</sub>) are especially well documented. There is no evidence of a safe level of exposure or a threshold below which no adverse health effects occur. Over 80% of population in the European Region of WHO lives in cities with levels of PM<sub>10</sub> exceeding WHO Air Quality Guidelines. A slightly decreasing trend in PM<sub>10</sub> levels has been observed in countries in the European Union (EU) over the last decade, but no clear significant improvement of average levels of PM<sub>10</sub> has been noted. This pollution creates a substantial burden of disease, reducing life expectancy by almost 9 months on average in Europe. Since even at relatively low concentrations the burden of air pollution to health is significant, effective management of air quality aiming to achieve WHO Air Quality Guidelines levels is necessary to reduce health risks to a minimum.

Exposure to air pollutants is largely beyond the control of individuals and requires action by public authorities at the national, regional and even international levels. The health sector can play a central role in leading a multisectoral approach to prevention of

exposure to air pollution. It can engage and support other relevant sectors (transport, housing, energy production and industry) in the development and implementation of long-term policies to reduce the risks of air pollution to health.

### WHO Air Quality Guidelines

WHO last revised its Air Quality Guidelines (AQG) in 2005. They address all regions of the world and provide uniform targets for air quality, which would protect the large majority of individuals from the effects of air pollution on health. Specifically for particulate matter, the guideline values are:

- For PM<sub>2.5</sub>, the AQG values are 10 µg/m<sup>3</sup> for the annual average and 25 µg/m<sup>3</sup> for the 24-hour mean (not to be exceeded for more than 3 days/year);
- For PM<sub>10</sub>, the AQG values were set at 20 µg/m<sup>3</sup> for the annual average and 50 µg/m<sup>3</sup> for the 24-hour mean.

In addition to these guideline values, the AQGs provide interim targets for each air pollutant, aimed at promoting a gradual shift to lower concentrations in highly polluted locations. If these targets were to be achieved, significant reductions in risks for acute and chronic health effects from air pollution can be expected. Progress towards the guideline values, however, should be the ultimate objective. As no threshold for PM has been identified below which no damage to health is observed, the recommended values should be regarded as representing acceptable and achievable objectives to minimize health effects in the context of local constraints, capabilities and public health priorities.

(1) WHO European Centre for Environment and Health.

## WHO Review of Evidence on Health Aspects of Air Pollution in Support of EU Policies-REVIHAAP

In support of the comprehensive review of air quality legislation of the EU due in 2013, WHO is currently coordinating an international project to provide the European Commission (EC) and its stakeholders with evidence-based advice on health effects of air pollutants. This advice will be grounded on a review of the latest scientific evidence for PM, ground level ozone, nitrogen dioxide, sulphur dioxide, as well as emissions to the air of individual metals species (arsenic, cadmium, nickel, lead, and mercury) and polycyclic aromatic hydrocarbons, as regulated in the EU Directives 2008/50/EC and 2004/107/EC.

The REVIHAAP project consists of a systematic review of the scientific literature in order to provide background to the expert discussion and address a

list of 26 key questions posed by the EC regarding the health aspects of air pollutants (see Annex 1). The review is conducted by invited experts from top academic institutions across the world. The questions cover general aspects of importance for air quality management, as well as specific topics of interest for individual air pollutants. Emerging issues on health risks from air pollution related to specific source categories (e.g. transport, biomass combustion, metals industry, refineries, power production), specific gaseous pollutants or specific components of PM (e.g. size-range like nano-particles and ultra-fines, rare-earth metals, black carbon (EC/OC)) will be documented. The evidence of health benefits from the reduction of air pollution will also be assessed. Concentration-response functions (CRFs) to be included in cost-benefit analysis will be identified, and developed if necessary. Finally, the impact of the evidence review on the revision of EU policies and the possible need to revise WHO Air Quality Guidelines, last updated in 2005, will be considered.

### References

- World Health Organization. *Air Quality Guidelines: Global Update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulphur dioxide*. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, 2006 (<http://www.euro.who.int/en/what-we-do/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/-pre2009/air-quality-guidelines.-global-update-2005.-particulate-matter,-ozone,-nitrogen-dioxide-and-sulfur-dioxide>, accessed 2 October 2012).
- World Health Organization. *ENHIS Factsheet 3.3 Exposure to air pollution (particulate matter) in outdoor air*. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, 2011 (<http://www.euro.who.int/en/what-we-do/data-and-evidence/environment-and-health-information-system-enh-is/publications/2009/enhis-fact-sheets/3.3-exposure-to-air-pollution-particulate-matter-in-outdoor-air>, accessed 2 October 2012).
- World Health Organization. *Evidence on health aspects of air pollution to review EU policies – the REVIHAAP project*. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, 2012 (<http://www.euro.who.int/en/what-we-do/health-topics/environment-and-health/air-quality/activities/evidence-on-health-aspects-of-air-pollution-to-review-eu-policies-the-revihaap-project>, accessed 2 October 2012).

## ANNEX 1

## KEY QUESTIONS FOR GUIDANCE OF EU POLICIES

**What answers do policy-makers need to improve protection of our health from air pollution?**

To effectively advise the revision of EU air quality policies, the WHO-led REVIHAAP project is addressing a list of 26 key questions, formulated by the European Commission and refined by the project Scientific Advisory Board. They cover four areas:

- Particulate matter (PM) - PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> (7 questions).
- Ground-level ozone (4 questions).
- Other air pollutants and their mixtures (10 questions).
- General questions (5 questions).

**A. Particulate matter (PM) - PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>**

1. What new evidence on health effects has emerged since the review work done for the WHO Air Quality Guidelines published in 2005, particularly with regards to the strength of the evidence on the health impacts associated with exposure to PM<sub>2.5</sub>? Based on this new information, do the scientific conclusions given in 2005 require revision?

2. What new health evidence is available on the role of other fractions/metrics of PM, such as smaller fractions (ultra-fines), black carbon, chemical constituents (metals, organics, in-organics, crustal material and PM of natural origin, primary/secondary) or source types (road traffic including non-tailpipe emissions, industry, waste processing ...) or exposure times (e.g. individual or repeated short episodes of very high exposure, 1h, 24h, yearly)?

3. EU legislation currently has a single limit value for exposure to PM<sub>2.5</sub> which is based on an annual averaging period. Based on the currently available health evidence, is there a need for additional limit values (or target values) for the protection of health from exposures over shorter periods of time?

4. What health evidence is available to support an independent limit value for PM<sub>10</sub> (in parallel to (i) an annual average limit for PM<sub>2.5</sub> and (ii) multiple limits to protect from short term and long term exposures to PM<sub>2.5</sub>)?

5. EU legislation has a concentration limit value and an exposure reduction target for PM<sub>2.5</sub>. To decide whether it would be more effective to protect human health through exposure reduction targets rather than limit or target values it is important to understand (amongst other things, such as exposure, cost effectiveness, technical feasibility) the shape of the concentration-response functions. What is the latest evidence on thresholds and linearity for PM<sub>2.5</sub>?

6. Based on currently available health evidence, what PM metrics, health outcomes and concentration-response functions can be used for health impact assessment?

7. Are there critical data gaps to be filled to help answer the above questions more fully in future?

**B. Ground-level ozone**

The current target value for ozone in Directive 2008/50/EC is 120 µg/m<sup>3</sup> as the daily maximum 8-hour mean. This is less stringent than the guideline recommended by the WHO in its global update from 2005 (air quality guideline of 100 µg/m<sup>3</sup>).

1. What new evidence on health effects has emerged since the review work done for the WHO Air Quality Guidelines published in 2005, particularly with regards to the strength of the evidence on the health impacts associated with short-term and long-term exposure to ozone?

2. What new health evidence has been published in relation to the evidence or likeliness of a threshold below which impacts are not expected?

3. Based on currently available health evidence, what ozone metrics, health outcomes and concentration-response functions can be used for health impact assessment?

4. Is there evidence that other photochemical-oxidants (individually or in mixtures) are of public health concern e.g. does the impact of outdoor ozone on reaction products indoors explain the outdoor ozone associations, and links to the secondary organic aerosol?

**C. Other air pollutants and their mixtures**

1. There is evidence of increased health effects linked to proximity to roads. What evidence is available that specific air pollutants or mixtures are responsible for such increases, taking into account co-exposures such as noise?

2. Is there any new evidence on the health effects of nitrogen dioxide (NO<sub>2</sub>) that impact upon the current limit values? Are long-term or short-term limit values justified on the grounds that NO<sub>2</sub> affects human health directly, or is it linked to other co-emitted pollutants for which NO<sub>2</sub> is an indicator substance?

3. Based on existing health evidence, what would be the most relevant exposure period for a short-term limit value for NO<sub>2</sub>?

4. Based on currently available health evidence, what NO<sub>2</sub> metrics, health outcomes and concentration-response functions can be used for health impact assessment?

5. Is there any new evidence on the health effects of air emissions of arsenic, cadmium, mercury, lead and nickel (and their compounds), that would impact upon current target values?

6. Is there any new evidence on health effects due to air emissions of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) that would impact upon current target values?

7. Is there any new evidence on the health effects of short term (less than 1 day) exposures to sulphur dioxide (SO<sub>2</sub>) that would lead to changes of the WHO air quality guidelines based on 10 minute and daily averaging periods or the EU's air quality limit values based on hourly and daily averaging periods?

8. Are there important interactions amongst air pollutants in the induction of adverse health effects that should be considered in developing air quality policy?

9. Are there critical data gaps to be filled to help answer the above questions more fully in future?

10. What is the contribution of exposure to ambient air pollution to the total exposure of air pollutants covered by the regulations, considering exposures from indoor environments, commuting and work places?

#### D. General questions

1. What new information from epidemiological, toxicological and other relevant research on health

impacts of air pollution has become available that may require a revision of the EU air quality policy and/or WHO air quality guidelines notably for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulphur dioxide?

2. What evidence is available directly assessing health benefits from reducing air pollution?

3. Is there evidence of new emerging issues on risks to health from air pollution, either related to specific source categories (*e.g.* transport, biomass combustion, metals industry, refineries, power production), specific gaseous pollutants or specific components of particulate matter (*e.g.* size-range like nano-particles and ultra-fines, rare-earth metals, black carbon (EC/OC))?

4. The 6th Environment Action Programme aims to "achieve levels of air quality that do not give rise to significant negative impacts on and risks to human health and the environment" (Article 7 (1) of Decision No. 1600/2002/EC). Is there evidence of a threshold in the concentration-response curves for PM<sub>2.5</sub>, ozone and NO<sub>2</sub>?

5. What concentration-response functions for key pollutants should be included in cost-benefit analysis supporting revision of EU air quality policy?



# Les politiques pour l'amélioration de la qualité de l'air en France

Isabelle DERVILLE<sup>(1, 2)</sup>

Au regard des dommages sanitaires liés à la pollution de l'air, les politiques d'amélioration de la qualité de l'air sont susceptibles de produire d'importants bénéfices. Pour que ces politiques soient efficaces, elles doivent prendre en compte la complexité des phénomènes de pollution et appréhender les coûts et l'efficacité des actions menées vis-à-vis des émissions et de la qualité de l'air. Les impacts sanitaires sont liés, quant à eux, non seulement à la concentration de polluants dans l'air mais aussi à l'exposition des populations à ces polluants, c'est-à-dire à la densité de la population située aux zones dans lesquelles une mauvaise qualité de l'air est observée.

En raison de ces phénomènes complexes, l'intervention publique touche plusieurs niveaux à des échelles tant locales que nationales et internationales : la connaissance et l'observation (recherches, surveillance, information), la réduction des émissions et des expositions, l'évaluation des plans d'actions. Enfin, les politiques environnementales qui visent à réduire les émissions de polluants dans l'air ciblent non seulement les dommages sanitaires mais aussi les autres dommages liés aux polluants (environnement, bâtiments, etc.).

Les politiques actuelles ont permis des progrès considérables dans la réduction des émissions de certains polluants atmosphériques, (dioxyde de soufre, composés organiques volatils, etc.). Néanmoins, pour d'autres polluants, des problèmes sanitaires et environnementaux demeurent préoccupants.

## Une politique à plusieurs niveaux englobant de nombreux secteurs d'activités

Pour prendre en compte la complexité des phénomènes de pollution et les spécificités locales, les niveaux d'actions sont aussi bien nationaux (réglementation, programmes de recherche, plans nationaux) que locaux (orientations régionales, plans d'actions locaux, outils de planification territoriaux). Plusieurs acteurs sont responsables de ces actions, qu'il s'agisse de l'État, des collectivités territoriales ou des professionnels. Les ONG participent à cette dynamique.

- **Au niveau national**, la France a signé et ratifié divers accords internationaux imposant une réduction des émissions de polluants atmosphériques et la mise en place de programmes de surveillance et de recherches. Ces accords concernent les phénomènes de pollution atmosphérique à grande échelle (transport de pollution à longue distance, destruction de la couche d'ozone, réchauffement climatique) qui nécessitent une gouvernance internationale.

À ces engagements s'ajoutent ceux incombant à la France au titre de la législation européenne (règlements, directives, décisions) qui orientent et encadrent les actions de lutte contre la pollution atmosphérique. Le droit européen en particulier de la qualité de l'air touche aussi les politiques sectorielles. Il agit sur les sources (véhicules routiers, engins mobiles non routiers, grandes installations de combustion, installations d'incinération de déchets, installations utilisatrices de solvants, écoconception des chaudières et appareils de chauffage mis sur le marché, etc.), définit des plafonds annuels d'émissions de polluants (NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, COVNM, NH<sub>3</sub> et à venir PM<sub>2,5</sub>), et des valeurs limites de concentration dans l'air à ne pas dépasser à partir des travaux de l'OMS.

En France, la réglementation sur l'air est intégralement codifiée dans le **Code de l'Environnement**. Elle repose entre autres sur la Loi sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Énergie (LAURE), promulguée le 30 décembre 1996, ainsi que sur la législation relative aux installations classées pour la protection de l'environnement. De nouveaux outils ont également été mis en place à l'issue du Grenelle de l'Environnement.

### a) La LAURE, Loi sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Énergie du 30 décembre 1996 :

En instituant le droit de respirer un air qui ne nuise pas à sa santé, la loi cadre sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie a rendu obligatoire la surveillance de la qualité de l'air assurée par l'État, avec le concours des collectivités territoriales, la définition d'objectifs de qualité, et l'information du public.

La **surveillance** porte sur l'ensemble du territoire national depuis le 1<sup>er</sup> janvier 2000. Une information

(1) Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie – Direction Générale de l'Énergie et du Climat.

(2) À partir du rapport de la Commission des comptes et de l'économie de l'environnement, santé et qualité de l'air extérieur, juillet 2012.

du public, dont l'État est le garant, doit être réalisée périodiquement. L'État délègue ses missions de surveillance à des organismes agréés « équilibrés » regroupant 4 collèges (État, collectivités territoriales, industriels, associations). Pour garantir la qualité des mesures, l'État a mis en place le Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air (INERIS, LNE, École des Mines de Douai), coordinateur technique national.

La LAURE prescrit l'élaboration d'un **Plan Régional de la Qualité de l'Air, de Plans de Protection de l'Atmosphère** et pour les agglomérations de plus de 100 000 habitants d'un **Plan de Déplacement Urbain (PDU)**. Le PDU vise à développer les transports collectifs et les modes de transport propres, à organiser le stationnement et à aménager la voirie. Des itinéraires cyclables devront être réalisés à l'occasion de réalisation ou de rénovation de voirie.

Elle instaure une procédure d'**alerte**, gérée par le préfet. Celui-ci doit informer le public et prendre des mesures d'urgence en cas de dépassement de seuil (restriction des activités polluantes, information des populations sensibles).

Elle intègre les principes de pollution et de nuisance dans le cadre de l'urbanisme et dans les **études d'impact** relatives aux projets d'équipement.

**b) Un programme national de réduction des émissions polluantes (PREPA) établi en 2003**, qui présente les mesures pour atteindre les objectifs d'émission fixés par la Communauté Européenne<sup>(3)</sup>. Il sera révisé en 2013, après avoir été complété en 2010 par le plan particules.

**c) Les lois Grenelle de l'Environnement de 2009 et 2010** ont impulsé la mise en place d'un **plan national de réduction des émissions de particules** validé le 28 juillet 2010, qui vise une réduction de 30 % des particules d'ici 2015. Cet objectif se décline en actions nationales et locales dans tous les secteurs à l'origine de la pollution aux particules : chauffage domestique, transport, industrie, agriculture.

- **Au plan local**, l'action menée pour la qualité de l'air est portée par différents outils :

**a) Les Schémas Régionaux Climat Air Énergie (SRCAE)**, établis par la Loi Grenelle 2, qui remplacent désormais les plans régionaux de la qualité de l'air et définissent des orientations concernant notamment la lutte contre le réchauffement climatique et la réduction de la pollution de l'air.

**b) Les Plans de Protection de l'Atmosphère (PPA), outil majeur de lutte contre la pollution de l'air.** Le Plan de protection de l'atmosphère est l'outil local principal regroupant toutes les mesures (régle-

mentaires ou non) permettant d'améliorer la qualité de l'air et visant *in fine* un retour ou un maintien sous des valeurs limites. Le PPA, élaboré par le préfet, doit être compatible avec les orientations du SRCAE. Des PPA doivent être élaborés dans toutes les agglomérations de plus de 250 000 habitants et dans les zones où les valeurs limites et les valeurs cibles sont dépassées ou risquent de l'être. À ce jour, 33 PPA sont finalisés, en cours d'élaboration ou en cours de révision, concernant plus de 45 % de la population française.

Les PPA doivent réaliser un inventaire d'émission des sources de polluants, fixer des objectifs de réduction, prévoir en conséquence des mesures qui peuvent être contraignantes et pérennes pour les sources fixes (installations de combustion, usines d'incinération, stations services, chauffages domestiques, etc.) et mobiles (transport, pratiques agricoles, etc.), et définir des procédures d'information et de recommandation ainsi que des mesures d'urgence à mettre en œuvre lors des pics de pollution.

Chaque mesure doit être encadrée fonctionnellement (modalités de mise en œuvre et de contrôles éventuels, acteurs concernés, financement) et temporellement en vue de sa mise en œuvre, et être accompagnée d'estimations de l'amélioration de la qualité de l'air escomptée. La mise en application de l'ensemble des dispositions d'un PPA doit ensuite être assurée par les autorités désignées en fonction de leurs compétences respectives.

Les préfets suivent la réalisation de toutes les actions menées sur le territoire d'un PPA pour la qualité de l'air, même si ces actions sont pilotées par d'autres acteurs locaux. Ces derniers doivent donc informer le préfet des actions menées chaque année. Pour ce faire, les PPA doivent énumérer les listes de ces autres actions, les acteurs responsables de leur mise en œuvre et de l'estimation (si possible) de leur efficacité vis-à-vis des émissions de polluants et de la qualité de l'air, les modalités de suivi et d'information au préfet.

Conformément à la directive 2008/50/CE, les PPA doivent donc proposer des mesures de réduction des émissions dans divers secteurs (domestique, tertiaire, industrie, transports, agriculture) et réaliser des projections d'émissions et d'impact sur la qualité de l'air à diverses échéances. L'échéance 2015 est importante pour bon nombre de polluants atmosphériques.

Les plans sont établis sous l'autorité du préfet qui s'appuie sur les Directions Régionales de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL ou DRIEE en Ile-de-France), avec l'expertise des AASQA, et en concertation étroite avec l'ensemble des acteurs concernés – collectivités territoriales,

<sup>(3)</sup> Application de la directive 2001/81/CE du 23 octobre 2001 qui prévoit que les États membres établissent un programme national de réduction des émissions des polluants afin de respecter en 2010 les plafonds fixés pour les émissions de quatre polluants ( $SO_2$ ,  $NO_x$ ,  $COV$  et  $NH_3$ ).



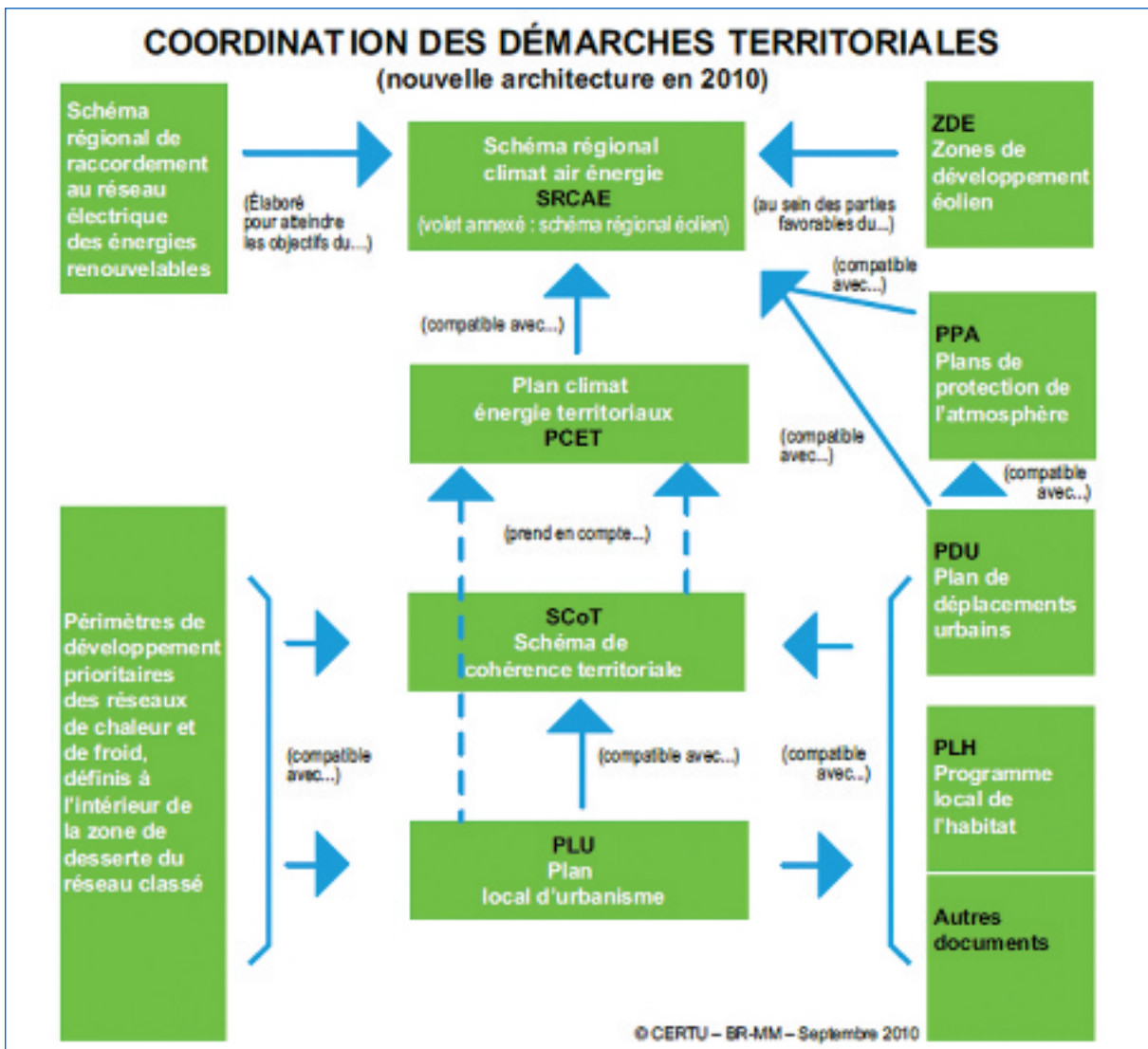
industriels, artisans (chauffage domestique), professions agricoles, autorités organisatrices des transports et associations de protection de l'environnement, de consommateurs et d'usagers des transports. Les projets de plans sont ensuite soumis à enquête publique avant leur approbation par arrêté préfectoral. Un suivi annuel des avancées des PPA est à faire.

**c) Les documents d'aménagement et d'urbanisme territoriaux** (SCOT, PLU, PDU, PLH, etc.) constituent aussi des outils en faveur de la lutte contre la pollution de l'air, compte tenu des politiques qu'ils portent en matière de localisation des populations et des activités, d'organisation des transports et de développement durable des territoires. La prise en compte de la qualité de l'air a également été rendue obligatoire par la loi Grenelle 2 dans les SCOT, PLU et cartes communales.

Les liens de cohérence et de compatibilité entre les différents documents sont précisés dans le schéma ci-dessous :

Si l'impression donnée par ce schéma peut sembler celle d'un empilement des plans, il faut en réalité retenir deux grands principes :

- La politique de l'air est réglementée en France par des réglementations sectorielles (installations classées, etc.) et une politique globale portée au niveau national par le Plan de Réduction des Émissions de Polluants Atmosphériques (PREPA) complété du plan particules, et au niveau local par les plans de protection de l'atmosphère et les orientations des schémas régionaux climat-air-énergie.
- La politique de l'air doit être davantage intégrée dans les plans territoriaux de natures diverses (PDU, PLH, SCOT, PCET...), en s'appuyant notamment sur des outils de « porté à connaissance » de l'air et d'inventaires d'émission de polluants, et en intégrant les prescriptions ou orientations définies par les PPA et SCRAE.



## Les outils de politique publique

### Les instruments réglementaires

L'intervention publique environnementale s'est édifiée sur la base de la réglementation qui utilise le triptyque norme-contrôle-sanction pour contenir les pollutions en deçà de niveaux maxima. La réglementation prend tout son intérêt dans les situations où il n'est pas possible d'orienter de manière certaine le comportement du pollueur, alors que celui-ci est source de danger majeur. Elle constitue l'outil indispensable pour imposer le respect des seuils vitaux.

Les *normes* peuvent s'appliquer à différents niveaux :

- **Les polluants émis** : il s'agit par exemple des normes d'émission « Euro » pour les véhicules ou les valeurs limite d'émissions pour les grandes installations de combustion définies par la Commission Européenne ;
- **Les technologies de production** : il s'agit dans ce cas des normes de procédé. Pour les installations industrielles classées, par exemple, les industriels doivent prendre en compte les meilleures technologies disponibles (MTD) en application des articles R 512-8 et R 512-28 du Code de l'environnement. Les MTD sont des documents techniques de référence établis par la Commission européenne et la profession concernée ;
- **Les biens** : il s'agit ici des normes de produit. Dans le cas des carburants, on peut citer la directive 98/70/CE du 13 octobre 1998 qui établit la composition des carburants (teneur en soufre, composés aromatiques). En application de cette directive, la distribution d'essence plombée est interdite à compter du 1<sup>er</sup> janvier 2000 (*cf. infra*). Cette réglementation a été complétée par la directive 2003/17/CE du 3 mars 2003 qui limite à 10 ppm la teneur en soufre de tous les carburants routiers à compter du 1<sup>er</sup> janvier 2009, avec introduction de ces carburants à très faible teneur en soufre dès le 1<sup>er</sup> janvier 2005. La directive « écoconception » va également avoir des impacts sur les appareils de chauffage.
- **Les milieux récepteurs**, à travers la définition d'objectifs de qualité, de valeurs cibles et de valeurs limites dans l'air.

Enfin, des *interdictions* peuvent également concerner certaines **pratiques**, comme le brûlage des déchets verts à l'air libre<sup>(4)</sup> ou la régulation du trafic de certains véhicules polluants.

### Les instruments économiques

Pour accompagner les mesures réglementaires, des instruments économiques (taxe, subvention,

marché de permis) peuvent être mis en place pour agir sur les comportements : en modifiant les prix et les signaux du marché, ils permettent, en effet, de décourager certains comportements générateurs de pollution et d'encourager ceux qui sont les plus respectueux de l'environnement. Les instruments économiques donnent une valeur économique aux externalités négatives. De plus, ils présentent l'avantage de concéder une plus grande flexibilité aux agents économiques dans l'adaptation de leurs comportements aux objectifs visés par la puissance publique et ils permettent d'orienter les efforts de réduction des émissions vers les acteurs et les actions pour lesquels le coût est le moins élevé.

En France, l'utilisation des instruments économiques pour améliorer la qualité de l'air vise le secteur industriel à travers la composante « air » de la TGAP, Taxe Générale sur les Activités Polluantes, qui cible l'ensemble des impacts liés aux polluants émis. Dans le secteur des transports, le récent dispositif de bonus-malus constitue également un exemple d'outil incitatif à vocation environnementale. En effet, bien qu'il vise spécifiquement les émissions de gaz à effet de serre, le bonus-malus, accompagné de la prime à la casse, a également contribué au renouvellement du parc automobile vers des véhicules satisfaisant des normes antipollution plus sévères<sup>(5)</sup>. Cependant, l'effet de la composition du parc, et donc son « verdissement » n'est pas le seul paramètre à prendre en compte : l'effet de l'augmentation du kilométrage par véhicule, et de l'augmentation de la taille du parc automobile en circulation ne sont pas à négliger.

### Les Subventions, le crédit d'impôt développement durable

On peut accorder des subventions à la réduction des émissions polluantes des producteurs (*via* par exemple l'octroi de subventions à l'adoption de nouvelles technologies moins polluantes), et les consommateurs peuvent également être incités à acheter des produits moins polluants que d'autres, *via* des subventions, des niveaux de taxation réduits ou des crédits d'impôt.

### Les marchés de permis de droits d'émissions polluantes, les certificats d'économies d'énergie

Les pouvoirs publics définissent une enveloppe globale d'émissions polluantes qui correspond à la limite supérieure jugée admissible pour la collectivité et distribuent ensuite des droits d'émissions aux pollueurs. L'allocation initiale des droits accordés peut se faire gratuitement ou aux enchères. Ces droits sont échangeables. Le système d'échange permet d'établir un prix pour le quota. Compte tenu de leur

(4) Circulaire du 18 novembre 2011 relative à l'interdiction du brûlage des déchets verts à l'air libre.

(5) L'impact du dispositif sur la « diésélisation » n'est pas clair. Le dispositif a eu des effets différents en termes de « diésélisation » entre 2008 et 2010 : la hausse de la part relative des immatriculations des véhicules diesel, plus polluants, en 2008 a été suivie par une baisse en 2009 et une stabilisation en 2010.

technologie, les entreprises dont le coût marginal de réduction des émissions est supérieur au prix de marché du quota chercheront à acheter la quantité de quotas pour couvrir leurs émissions à des entreprises qui auront un coût de réduction des émissions inférieur au prix du quota. Ces dernières réduiront leurs émissions et bénéficieront de la vente de leurs droits jusqu'à ce que le coût marginal de réduction atteigne le prix du marché. Il est donc avantageux pour tous les acteurs en présence d'échanger sur ce marché. Ce mécanisme permet donc de réduire les surcoûts associés à la limitation des émissions, car il permet la mise en œuvre des réductions là où les coûts correspondants sont les plus faibles. Les deux plus grandes expériences de marchés de permis d'émissions sont celui du SO<sub>2</sub> aux États-Unis et celui du CO<sub>2</sub> en Europe. Un tel outil ne permet toutefois pas d'agir sur les polluants locaux dont on souhaite une réduction en tout point du territoire, notamment où la population est exposée.

Un autre outil intéressant est celui des Certificats d'Économies d'Énergie (CEE) qui, en incitant les producteurs d'énergie à réduire la consommation finale d'énergie *via* l'obtention de CEE, permet la mise en place d'actions à la fois bénéfiques pour les consommations d'énergie et pour la qualité de l'air.

#### Outils tarifaires

Le péage urbain est un outil tarifaire, conditionnant l'accès à certains centres urbains à un paiement.

Le péage vise ainsi la réduction de la congestion et des nuisances environnementales, en faisant payer les coûts sociaux du déplacement à l'utilisateur de la voirie en zone urbaine. Le tarif du péage peut être modulé en fonction du niveau de pollution du véhicule (ex. Milan). Les ressources dégagées peuvent permettre de financer les transports collectifs, comme c'est le cas à Londres.

Le péage urbain peut se combiner à une zone à bas niveau d'émissions, dont le périmètre peut être beaucoup plus large pour avoir un impact positif sur la pollution de l'air.

De même, la modulation du coût du stationnement en fonction du niveau de pollution d'un véhicule (arrêté du 3 mai 2012 du MEDDE), peut participer à une politique de réduction de la pollution de l'air.

En conclusion, la politique de la qualité de l'air en France se décline à différentes échelles, dans de nombreux secteurs d'activité, avec des modalités variées. Une bonne connaissance partagée des sources de pollution et de l'efficacité des actions de lutte contre la pollution de l'air, tout en veillant aux impacts des autres actions sur la qualité de l'air, est un préalable encore difficile dans certaines zones, et pourtant indispensable. À l'issue de ce constat partagé, les acteurs ont à s'organiser pour mener à bien les actions efficaces pour garantir une qualité de l'air conforme aux normes.



# Rencontres internationales Air • Climat • Santé

Toulouse 28 novembre 2012



ORGANISÉES PAR :

**LA FÉDÉRATION ATMO FRANCE, QUI REGROUPE LES ASSOCIATIONS DE SURVEILLANCE DE LA QUALITÉ DE L'AIR DE FRANCE ET DES DÉPARTEMENTS D'OUTRE-MER ET SES PARTENAIRES**

**QUELS SONT L'IMPACT ET LE COÛT DE LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE SUR LA SANTÉ ?  
QUELLE STRATÉGIE AIR, CLIMAT, ÉNERGIE À DÉPLOYER  
POUR RÉPONDRE AUX ENJEUX DE SANTÉ PUBLIQUE ?**

**RENCONTRES INTERNATIONALES AIR, SANTÉ, CHANGEMENT CLIMATIQUE**

**ANIMÉES PAR DENIS CHEISSOUX**

**LE 28 NOVEMBRE 2012**

*« Du niveau mondial... au niveau local, la pollution atmosphérique nous concerne tous. »*

Programme et inscriptions : <http://air-climat-sante-toulouse2012.fr/>

# Pollution

## par les particules dans l'air ambiant

### Recommandations du Haut Conseil de la Santé Publique sur les seuils d'information sanitaire

Isabella ANNESI-MAESANO<sup>(1), (2)</sup>, Gilles AYMOZ<sup>(3)</sup>, Joseph KLEINPETER<sup>(4)</sup>, Denis ZMIROU-NAVIER<sup>(5), (6), (7)</sup>, et le groupe de travail du HCSP<sup>(8)</sup>

#### Introduction

La Direction générale de la santé et la Direction générale de l'énergie et du climat ont conjointement saisi le Haut Conseil de la Santé Publique (HCSP) en mai 2010 sur les points suivants :

- donner un avis sur la pertinence, en termes de santé publique, des seuils d'information et de recommandation<sup>(9)</sup> et des seuils d'alerte<sup>(10)</sup> en vigueur pour les particules atmosphériques en suspension d'aérodiamètre inférieur à 10 microns (PM<sub>10</sub>), et en proposer pour les particules d'aérodiamètre inférieur à 2,5 microns (PM<sub>2,5</sub>) pour lesquelles il n'y en avait pas ;
- élaborer des recommandations sanitaires adaptées à différents publics cibles en considérant les populations fragiles, les comportements, les connaissances sur l'impact de la qualité de l'air intérieur et la typologie des sources d'émissions atmosphériques, et apporter des conseils sur les modes de communication pour atteindre chaque public cible identifié ; et
- établir des scénarios de prévention et de gestion adaptés à différentes situations locales et des populations concernées.

Cette saisine s'inscrit dans un contexte d'accélération de la politique de lutte contre la pollution par les particules dans l'air ambiant. Dans ce cadre, le gouvernement a engagé la révision des Plans de protection de l'atmosphère des zones concernées et abaissé de façon provisoire les seuils d'information et de recommandation et d'alerte pour les PM<sub>10</sub> (décret 2010-1250 relatif à la qualité de l'air), passant le seuil journalier d'information et de recommandation<sup>(11)</sup> de 80 µg/m<sup>3</sup> à 50 µg/m<sup>3</sup>, et le seuil d'alerte de 125 µg/m<sup>3</sup> à 80 µg/m<sup>3</sup>.

Pour répondre à cette saisine, le HCSP a créé au sein de la Commission spécialisée « Risques liés à l'Environnement » le groupe de travail « Pollution par les particules dans l'air ambiant » (voir sa composition en annexe).

Dans le but d'argumenter le choix de valeurs seuils et de nouvelles recommandations sanitaires, le travail du HCSP a consisté à réaliser :

- un examen du dispositif national de surveillance des particules dans l'air ambiant et de sa place dans les procédures d'information et d'alerte en vigueur ;
- une actualisation des connaissances de l'impact des particules atmosphériques sur la santé à partir

(1) INSERM – UMR 707 – EPAR (Épidémiologie des Maladies Allergiques et Respiratoires) – Paris – France.

(2) UPMC – Université Paris VI – UMRS 707 – EPAR (Épidémiologie des Maladies Allergiques et Respiratoires).

(3) ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie).

(4) ATMO-France/ASPA-Alsace – Strasbourg.

(5) EHESP (École des Hautes Études en Santé Publique) – Rennes – France.

(6) INSERM – U1085-IRSET – Rennes – France.

(7) Université de Lorraine – Faculté de médecine – Nancy – France.

(8) Voir la liste des membres du groupe de travail en fin de texte.

(9) Seuil d'information et de recommandation : niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère au-delà duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé humaine des groupes particulièrement sensibles de la population, rendant nécessaires des informations immédiates et adéquates (définition donnée par le décret n° 2010-1250 du 21 octobre 2010).

(10) Seuil d'alerte : niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère au-delà duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé de l'ensemble de la population ou de dégradation de l'environnement justifiant l'intervention de mesures d'urgence (même source).

(11) Ce seuil atteint ainsi le niveau de la valeur limite européenne à ne pas dépasser plus de 35 fois par an, et celui de la valeur guide de l'Organisation mondiale de la santé à ne pas dépasser plus de trois jours par an.

des publications les plus récentes (suite au rapport de l'AFSSET de 2009 [2]), notamment en termes de bénéfices sanitaires observés ou attendus après réduction de la pollution particulaire ;

- une comparaison de la part relative des PM<sub>10</sub> et des PM<sub>2,5</sub> dans l'exposition annuelle et journalière de la population aux particules atmosphériques en suspension, complétée par une évaluation d'impact sanitaire spécifique pour la France, pour la période 2008-2010 ;
- une étude des procédures mises en place dans différents pays pour informer la population, notamment les populations sensibles, et réduire les sources d'émission des particules lors du dépassement à court terme de certains seuils de concentrations.

Sur cette base, le HCSP a préconisé dans un rapport validé en date du 22 avril 2012 une stratégie de communication et des seuils d'action actualisés [1].

## Méthodologie

Dans sa réflexion sur les critères devant présider au choix des seuils de qualité de l'air relatifs aux particules PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub>, le HCSP a pris en considération deux faits majeurs :

- l'impact de santé publique de la pollution atmosphérique liée aux particules est beaucoup plus influencé par les concentrations moyennes au long cours que par les épisodes ponctuels de « pics » de pollution, même répétés. Ce constat, amplement démontré dans la littérature internationale, était déjà exprimé dans l'avis de l'AFSSET/ANSES du 20 mars 2009 sur la pollution par les particules dans l'air ambiant [2] ;
- l'abaissement récent, par la réglementation française, des seuils d'information et de recommandation, et d'alerte pour les particules PM<sub>10</sub>, dans un contexte de contentieux européen.

Pour rendre explicite et intelligible son raisonnement et pour étayer ses propositions sur une analyse chiffrée objective de différents scénarios de « normes » de qualité de l'air, à court terme (le pas de temps retenu par la réglementation pour les particules est la journée) et à long terme (l'année), le HCSP a suivi une approche comportant trois volets :

- l'étude du lien existant pour les années 2007 à 2010 entre les concentrations moyennes annuelles

des particules PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub> et la fréquence de dépassement de différents seuils journaliers dans les agglomérations urbaines françaises ;

- l'analyse de l'impact pour la même période de la suppression des valeurs journalières élevées (*i.e.* dépassant les seuils journaliers considérés) sur les moyennes annuelles des particules et l'analyse de l'impact de baisses des moyennes annuelles sur les valeurs journalières élevées ; et
- l'évaluation comparative de l'impact sanitaire (EIS) pour la période 2008-2009 de la réduction de la pollution en-dessous de différents seuils journaliers ou de valeurs annuelles, respectivement pour le court<sup>(12)</sup> et le long terme, travail qui a été conduit par l'Institut de Veille Sanitaire (InVS) à partir des données collectées en France dans neuf agglomérations dans le cadre du programme européen APHEKOM<sup>(13)</sup>. Le HCSP n'a pas procédé à une analyse économique des conséquences de ses préconisations, le programme APHEKOM et un rapport de la Commission des comptes de l'économie et de l'environnement apportant des informations riches sur cet aspect [3].

## Distribution de la pollution particulaire en France

D'après les données de la BDQA<sup>(14)</sup> au 31 décembre 2010 concernant les années 2007 à 2010 pour les PM<sub>10</sub>, le nombre d'agglomérations françaises de plus de 100 000 habitants où la valeur limite annuelle européenne en PM<sub>10</sub> (50 µg/m<sup>3</sup>) n'a pas été respectée a fluctué entre 27 en 2007 et 15 en 2010. Les mesures de PM<sub>2,5</sub> disponibles en 2009 et 2010 montrent que le nombre d'agglomérations avec au moins un site de fond dépassant 20 µg/m<sup>3</sup><sup>(15)</sup> en moyenne annuelle était de 8 en 2009 et de 11 en 2010. Ces mêmes données montrent que, sur l'ensemble des agglomérations urbaines, les valeurs moyennes annuelles et la fréquence de dépassement, au cours de l'année, de valeurs journalières jugées élevées sont très liées, à la fois pour les PM<sub>10</sub> et les PM<sub>2,5</sub>.

Les travaux réalisés ont montré qu'une politique centrée sur la gestion des « pics » a peu d'impact sur l'exposition au long cours de la population à la pollution particulaire. Ainsi, dans le cas des PM<sub>10</sub>, un **écrêtement** des valeurs supérieures à 50 µg/m<sup>3</sup> ne permettrait de réduire la moyenne annuelle que très marginalement. Par exemple, pour l'agglomération

(12) Ce travail d'EIS n'a pas été réalisé pour les effets à court terme des PM<sub>2,5</sub> par manque de temps.

(13) Parmi les 25 villes européennes du programme européen APHEKOM ([www.aphekom.org](http://www.aphekom.org)) figurent les neuf villes françaises suivantes : Bordeaux, Le Havre, Lille, Lyon, Marseille, Paris, Rouen, Strasbourg et Toulouse ; à noter qu'ici les calculs d'impact à long terme de l'exposition aux PM<sub>2,5</sub> n'ont pu être réalisés que pour sept de ces villes car pour Lille et Marseille, les données disponibles n'ont pas permis de construire un indicateur moyen d'exposition aux PM<sub>2,5</sub> cohérent pour la période 2008/2009.

(14) Base de données de la qualité de l'air ADEME/ATMO France.

(15) La directive 2008/50/CE fixe une valeur cible de 25 µg/m<sup>3</sup> au 1<sup>er</sup> janvier 2010 et une valeur limite de 25 µg/m<sup>3</sup> en moyenne annuelle pour le 1<sup>er</sup> janvier 2015. La réglementation nationale durcit ces valeurs en fixant une valeur cible de 20 µg/m<sup>3</sup> et un objectif de qualité à 10 µg/m<sup>3</sup> en moyenne annuelle civile.

parisienne, cet écrêtement sur l'ensemble des sites de fond ne conduirait qu'à une baisse de  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de la moyenne annuelle en 2010, passant de 26 à  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . À l'inverse, une **baisse de la moyenne annuelle** des  $\text{PM}_{10}$  de  $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (situation observée en 2010 à Paris) à  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  réduirait le nombre de jours où au moins un site de fond urbain de l'agglomération dépasse  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de près d'un tiers (de 29 à 20 jours).

S'agissant des  $\text{PM}_{2,5}$ , on observe en 2009 et 2010 que dans les agglomérations où la moyenne annuelle est inférieure ou égale à  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (15 en 2009 comme en 2010), la valeur journalière de  $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$  n'est jamais dépassée plus de 35 fois dans l'année.

### Impact sanitaire de la pollution particulaire en France

L'EIS a porté sur l'impact en termes de mortalité à court terme pour les  $\text{PM}_{10}$  et sur l'impact en termes de mortalité et de gain de vie à long terme pour les  $\text{PM}_{2,5}$  selon différents scénarios d'écrêtement des concentrations journalières et de diminution des niveaux moyens par rapport à la situation réelle observée en 2008-2009. Dans le cas de l'impact à court terme des  $\text{PM}_{10}$ , un écrêtement à  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  des concentrations journalières en  $\text{PM}_{10}$  permettrait de réduire la mortalité non accidentelle de 88 cas en moyenne par an dans les neuf agglomérations étudiées. En revanche, une diminution des niveaux moyens annuels de  $\text{PM}_{10}$  permettrait de réduire la mortalité de 7 (pour  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) à près de 550 (pour  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) cas par an.

Dans le cas de l'impact des  $\text{PM}_{2,5}$ , une diminution du niveau moyen annuel de  $\text{PM}_{2,5}$  à 20 et à  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  respectivement, diminuerait le nombre total de décès prématurés de 179 à 2 864 cas par an. Une réduction des  $\text{PM}_{2,5}$  à la concentration de  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle aurait comme conséquence un gain d'espérance de vie variant selon l'agglomération de 0,5 mois à Toulouse à 8,6 mois à Lyon. Pour espérer un gain proche, en termes de nombre annuel de décès prématurés évités, il faudrait, si les actions mises en œuvre ne portaient que sur les facteurs influençant les variations journalières, écrêter toutes les valeurs moyennes quotidiennes à moins de  $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Cet objectif est inatteignable à court terme.

### Choix du seuil d'information et de recommandation, et du seuil d'alerte

Ces résultats confirment la nette supériorité d'une gestion de la qualité de l'air visant à réduire les

valeurs moyennes au long cours sur la seule maîtrise de l'ampleur des variations journalières. De ce fait, et selon différents critères de cohérence détaillés dans le rapport complet, les objectifs de qualité de l'air, les seuils d'information et de recommandation, et d'alerte préconisés par le HCSP pour les  $\text{PM}_{10}$  et les  $\text{PM}_{2,5}$  sont les suivants :

	$\text{PM}_{2,5}$	$\text{PM}_{10}$
Objectifs de qualité de l'air ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) [annuel]	15	25
Seuil d'information et de recommandation ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) [journalier]	30	50
Seuil d'alerte ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) [journalier]	50	80

Pour la moyenne annuelle, la valeur de  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en  $\text{PM}_{2,5}$  correspond à l'objectif défini lors du Grenelle de l'Environnement en 2007. L'US-EPA<sup>(16)</sup> a confirmé cette valeur pour les États-Unis en 2006. Dans les *Air quality guidelines* de l'OMS/Europe<sup>(17)</sup>, l'objectif défini pour les  $\text{PM}_{2,5}$  est de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . En 2010, 40 agglomérations dépassaient en France la valeur de  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les  $\text{PM}_{2,5}$ . L'objectif de  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les  $\text{PM}_{10}$  a été dépassé en valeur moyenne annuelle de peu dans 22 agglomérations en 2010. Il s'agit donc d'objectifs atteignables à moyen terme. Pour les seuils journaliers, l'OMS/Europe recommande respectivement 25 et  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les  $\text{PM}_{2,5}$  et  $\text{PM}_{10}$ . Les seuils d'information et de recommandation proposés par le HCSP n'en sont pas très éloignés.

Le HCSP préconise l'échéance de 2015 pour l'atteinte de ces valeurs en tant que valeurs guides (objectifs à atteindre), et 2020 en tant que valeurs impératives. Ces valeurs seront revues en fonction des données de la littérature scientifique disponibles et des discussions qui s'engagent dans le cadre de la révision des directives européennes de qualité de l'air.

### Recommandations relatives à l'information du public lors d'épisodes de pollution

En termes de procédures et de circuits d'information lors d'épisodes de pollution par les particules, le HCSP préconise le maintien du dispositif actuel mais propose diverses améliorations. Un phasage en deux temps serait fondé sur la prévision des épisodes<sup>(18)</sup> : un premier message de « prépositionnement » serait communiqué l'après-midi de l'avant-veille (J - 2) d'un épisode attendu (dépassement du seuil d'information ou d'alerte) aux cibles suivantes :

- personnes en situation d'agir sur les principales sources d'émission, fixes ou mobiles ;

(16) Agence de protection de l'environnement des États-Unis (US-EPA).

(17) Bureau régional de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) pour l'Europe.

(18) Cette préconisation du HCSP se fonde sur l'expérience de la Région wallonne : <http://www.wallonie.be/fr/citoyens/sante-prevention-et-securite/sante-et-environnement/index.html>

- professionnels de santé et responsables des services accueillant des populations vulnérables. Les premiers se mettront en position pour exécuter les dispositifs prévus visant à réduire les émissions de polluants ; les seconds pourront diffuser auprès des cibles finales les informations préconçues qui leur auront été rappelées. Un second message, le lendemain (J – 1) confirmerait (ou infirmerait) l'épisode de pollution et déclencherait la diffusion des informations afin de mettre effectivement en œuvre les actions de réduction des sources et d'information du public. Les médias à forte réactivité (radio, télévision, etc.) sont également prévenus. Cette cascade d'information va certainement enclencher une demande de conseils personnalisés, avec comme préoccupation première la protection de la santé. L'ARS<sup>(19)</sup> et/ou la CIRE<sup>(20)</sup> concernée auront identifié une personne référente qui sera en charge de répondre aux appels des particuliers ou des services en charge de personnes vulnérables.

Les plans de communication d'urgence doivent être conçus en coordination étroite avec les autorités locales et fonctions déléguées (préfecture, ARS, DREAL<sup>(21)</sup>, collectivités, AASQA<sup>(22)</sup>...) et identifier tous les relais locaux nécessaires pour diffuser en urgence les messages sanitaires, à l'instar des plans de communication développés dans le cadre du plan canicule. Ces messages sanitaires seront systématiquement associés à des recommandations destinées à abaisser les émissions au long cours comme à court terme, ainsi qu'à des estimations d'impact sanitaire.

À moyen terme, un effort devrait être fait, grâce au développement des outils de modélisation à une

échelle spatiale fine, en vue de pouvoir délivrer une information locale sur la pollution. Cette information localisée devra être mise en place en même temps que le dispositif d'information et d'alerte intégrant les zones « surexposées », à savoir les portions du territoire qui connaissent continuellement de plus fortes concentrations en particules (ou autres polluants) en raison de leur proximité à des sources d'émission ou de leur situation géographique<sup>(23)</sup>. Le HCSP recommande que la population qui encourt une telle surexposition soit caractérisée, dans chaque agglomération, par les différentes AASQA, au travers de travaux de modélisation, ce qui permettra de déterminer le pourcentage de la population concernée ainsi que l'ampleur de cette surexposition chronique. Une cartographie de ces zones serait établie et accessible publiquement, comme le sont les cartes de bruit. Cela concerne aussi bien les concentrations annuelles que les prévisions des épisodes, afin de sensibiliser la population, les différents professionnels et les médias locaux qui jouent un rôle important dans la pédagogie d'un sujet aussi complexe.

Afin de mettre la gestion de la qualité de l'air au jour le jour dans une perspective de long cours, le HCSP propose une approche d'information qui prenne en compte les niveaux des particules atteints au cours des 365 derniers jours sur les capteurs de fond, au moyen d'une « chronique des dépassements des seuils journaliers. Il s'agira de sommer le nombre de journées ayant dépassé, en valeur moyenne sur 24 h, l'objectif défini plus haut au cours de cette période de référence sur l'un au moins des capteurs de fond sur l'agglomération considérée. Un code couleur traduira ce nombre cumulé (cf. figure 1).

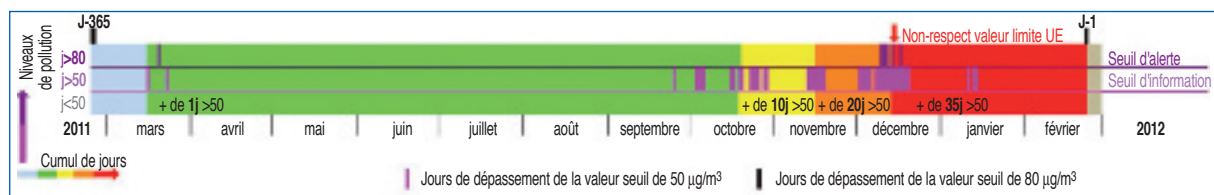


Figure 1.

Chronique de dépassements des valeurs seuils : code couleur proposé pour différentes fréquences de dépassement de la valeur seuil d'information et du seuil d'alerte pour les particules, au cours d'une période de référence de 365 jours dans une agglomération (données fictives ; les mois sont donnés ici à titre d'exemple, pour l'année s'achevant au 21 février 2012).

La couleur reste au bleu ciel tant qu'aucune moyenne journalière n'a dépassé les 50 µg/m³ dans la chronologie des 365 derniers jours. Elle passe au vert à partir d'un jour de dépassement et le demeure dès lors que le nombre de jours cumulés de dépassement est inférieur à 10 au cours des 365 derniers jours. Entre 10 et 20 jours cumulés, la couleur est jaune, et vire à l'orange lorsque le nombre de jours de dépassement atteint au moins 20, pour devenir rouge à partir de 35 jours cumulés de non-respect de l'Objectif de Non-Dépassement (OND) du seuil d'information sur l'année écoulée.

Un dépassement de 35 jours ou plus, au cours de l'année, de la concentration de 50 µg/m³ pour les PM<sub>10</sub>, dans une agglomération donnée est en contravention avec la directive européenne, d'où la flèche verticale lors du passage à la couleur rouge.

Lorsque le seuil d'information ou d'alerte est dépassé, le code couleur vire respectivement au violet clair ou sombre pour le ou les jour(s) considéré(s) avec maintien de la couleur violette dans la chronologie.

(19) Agence Régionale de Santé.

(20) Cellules de l'Institut de veille sanitaire en région.

(21) Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement.

(22) AASQA : Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air.

(23) Ces portions surexposées du territoire sont habituellement prises en considération par des capteurs de surveillance dits de « proximité ».



La communication pourra s'opérer à deux niveaux :

- auprès de la population générale *via* les médias généralistes, pour entretenir la pédagogie sur la qualité de l'air, rendre plus accessible l'indice de qualité de l'air ATMO, promouvoir des comportements responsables concernant les émissions de polluants, informer davantage sur les risques sanitaires et en particulier permettre aux populations vulnérables de s'identifier comme telles ;
- auprès des professionnels de la petite enfance et du grand âge, ainsi qu'auprès des professionnels de santé et des associations de malades en vue de faciliter l'adoption des comportements préventifs (aussi bien du point de vue sanitaire que du point de vue de la réduction des émissions) par des publics *a priori* vulnérables. Le tableau suivant présente les messages proposés selon différents niveaux et les deux catégories de publics visés. À noter que, en raison des niveaux similaires des concentrations particulières dans les bâtiments et à l'extérieur (contrairement à la situation qui concerne l'ozone), le confinement lors de pics de pollution en particules est inutile<sup>(24)</sup>.

## Perspectives

Les concentrations journalières et annuelles des particules atmosphériques en 2000-2009 montrent une situation très insatisfaisante qui nécessite une attention sérieuse. Le HCSP souligne qu'une politique centrée sur la gestion des « pics » a peu d'impact sur l'exposition au long cours de la population, la priorité devant être donnée à la réduction des expositions chroniques. La communication sur la qualité de l'air et sur les efforts visant à la garantir doit être régulière, l'occurrence des « pics » journaliers devant être considérée comme l'opportunité de réactiver la vigilance pour l'atteinte de cet objectif.

Certaines lacunes des connaissances devront être levées par des programmes de recherche. L'estimation de l'impact sanitaire devra à l'avenir prendre en compte la nature et la composition des particules ainsi que la contribution des échelles géographiques de la pollution constatée en un lieu. Le noir de carbone et les particules ultrafines, dont les

Conseils sanitaires en lien avec les niveaux de particules.

Niveau de PM	Valeur	Messages sanitaires pour les groupes à risques et la population générale	
		Population sensible*	Population générale
Faible	PM <sub>10</sub> : inférieur à 50 µg/m <sup>3</sup> et PM <sub>2,5</sub> : inférieur à 30 µg/m <sup>3</sup>	Profitez de vos activités habituelles.	Profitez de vos activités habituelles.
Modéré	PM <sub>10</sub> : 50-80 µg/m <sup>3</sup> et/ou PM <sub>2,5</sub> : 30-50 µg/m <sup>3</sup>	Les adultes et les enfants avec des problèmes cardiaques ou pulmonaires qui manifestent des symptômes, devraient envisager de réduire les activités physiques et sportives intenses.	Profitez de vos activités habituelles.
Élevé	PM <sub>10</sub> : supérieur à 80 µg/m <sup>3</sup> et / ou PM <sub>2,5</sub> : supérieur à 50 µg/m <sup>3</sup>	Les adultes et les enfants avec des problèmes cardiaques ou pulmonaires et les personnes âgées devraient réduire voire éviter les activités physiques et sportives intenses. Les personnes asthmatiques peuvent ressentir le besoin d'utiliser leur médicament inhalé plus fréquemment. Veuillez cependant à respecter les recommandations du médecin.	Réduire les activités physiques intensives et les efforts physiques si des symptômes comme la toux, les sifflements, la dyspnée ou des maux de gorge sont ressentis.

\* Les personnes, adultes ou enfants, avec des problèmes pulmonaires et cardiaques chroniques sont plus à risque de symptômes en lien avec la pollution atmosphérique. Les enfants en bas âge et les personnes de grand âge sont également plus vulnérables en moyenne.

Il importe en conséquence que soient diffusés périodiquement des messages visant à permettre à chacun de s'identifier et d'identifier son entourage comme plus ou moins sensible à la pollution de l'air et pouvoir ainsi acquérir le réflexe de consulter et utiliser au mieux l'indice ATMO.

N.B. 1 : Les dispositifs de communication mis en place pour lutter contre l'impact sanitaire de la canicule peuvent être adaptés et réutilisés pour l'information sur les pics de pollution.

N.B. 2 : Quels que soient les niveaux de pollution en particules, l'exposition est comparable à l'intérieur et à l'extérieur des locaux, à la différence de l'ozone par exemple, où les niveaux à l'extérieur sont beaucoup plus élevés qu'à l'intérieur. Le confinement est donc inutile dans le cas de pics de pollution en particules.

(24) Hormis bien entendu des situations d'accident industriel non visées par le présent rapport.

effets nocifs sur la santé humaine commencent à être documentés [5], devront faire l'objet de recherches dédiées permettant d'asseoir les réglementations futures plus ciblées. À moyen terme, l'effort à engager pour le développement des outils de modélisation à une échelle spatiale plus fine permettra une information locale sur les situations de surexposition des populations proches des sources de pollution. La réduction de l'exposition de la population portera particulièrement sur la réduction des émissions des sources primaires issues des processus de combustion (trafic automobile, émissions industriels, etc.) ; elle passe aussi par des politiques d'aménagement

qui veillent à ne pas installer des établissements accueillant des populations vulnérables au voisinage de sources d'émissions polluantes, notamment les grandes voiries. Parallèlement, les instruments nécessaires à l'évaluation de l'efficacité des recommandations en fonction des différents groupes cibles, ainsi que de la perception de la communication devront être développés. Ces recommandations du HCSP à visée sanitaire et sociale s'inscrivent dans une approche de développement durable en ce sens qu'à terme une dépollution bien menée est à la fois bénéfique sur le plan économique et pour l'environnement.

## Annexe

### Composition du groupe de travail

**Isabella ANNESI-MAESANO**, UMRS-707 INSERM & UPMC Paris VI (présidente du groupe de travail).

**Gilles AYZOZ**, ADEME, Paris.

**Daniel BLEY**, UMR 6012 CNRS-Aix-Marseille, université, Aix.

**Aurélien CHARRON**, IFSTTAR, Lyon.

**Mireille CHIRON**, IFSTTAR, Lyon.

**Hélène DESQUEYROUX**, ADEME, Paris.

**Bruno FOUILLET**, université Claude Bernard Lyon 1, Lyon.

**Eric GAFFET**, UMR CNRS 5060, Belfort.

**Joseph KLEINPETER**, ASPA, Strasbourg.

**Yvon LE MOULLEC**, ancien Directeur-adjoint du LHVP, Paris.

**Francelyne MARANO**, université Paris Diderot-Paris 7 – EAC CNRS 4413, Paris.

**Sophie SABIN**, INPES, Paris.

**Denis ZMIROU-NAVIER**, EHESP, IRSET, U1085 INSERM, Rennes et Université de Lorraine, président de la Commission Spécialisée « Risques liés à l'Environnement » du HCSP.

**Kiran RAMGOLAM**, coordinatrice du groupe de travail, secrétariat général du Haut Conseil de la Santé Publique.

## Références

- [1] Haut conseil de la santé publique. Pollution par les particules dans l'air ambiant : recommandations pour protéger la santé.  
<http://www.hcsp.fr/explore.cgi/avisrapportsdomaine?ae=avisrapportsdomaine&clefr=264>
- [2] Pollution par les particules dans l'air ambiant : Synthèse des éléments sanitaires en vue d'un appui à l'élaboration de seuils d'information et d'alerte du public pour les particules dans l'air ambiant. Rapport d'expertise de l'AFSSET (ANSES), mars 2009.
- [3] Rapport de la Commission des comptes et de l'économie de l'environnement. Santé et qualité de l'air extérieur. Commissariat Général au Développement Durable, 2012, (disponible sur : [http://www.developpementdurable.gouv.fr/IMG/pdf/rapport\\_CCEE\\_sante\\_et\\_qualite\\_de\\_l\\_air\\_23\\_07\\_2012.pdf](http://www.developpementdurable.gouv.fr/IMG/pdf/rapport_CCEE_sante_et_qualite_de_l_air_23_07_2012.pdf)).
- [4] Janssen N, Gerlofs-Nijland ME, Lanki T *et al.* Health effects of Black carbon. WHO Euro 2012 (disponible sur [http://www.euro.who.int/\\_data/assets/pdf\\_file/0004/162535/e96541.pdf](http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0004/162535/e96541.pdf)).
- [5] Health effects of black carbon. WHO Regional office for Europe (Organisation Mondiale de la Santé), Copenhague, 2012.

# Actions menées par la Direction générale de la santé en matière de qualité de l'air et d'effets sur la santé associés

Caroline PAUL\*, Marie FIORI\*, Frédérique COUSIN\*, Charlotte BRINGER-GUÉRIN\*

Comme le montrent les derniers résultats des études scientifiques notamment le projet européen APHEKOM<sup>(1)</sup> coordonné par l'Institut de Veille Sanitaire (InVS), la pollution de l'air continue à avoir des effets néfastes sur la santé des citoyens européens et en particulier des Français qui sont loin d'être négligeables. La conférence environnementale des 14-15 septembre 2012 a par ailleurs souligné les fortes attentes du public et des autres parties prenantes sur ce sujet qui constitue un des principaux axes de l'action du gouvernement inscrit dans la feuille de route.

Face aux effets avérés de la pollution de l'air sur la santé, le ministère chargé de la santé mène ou participe, en collaboration avec les autres ministères concernés, les Agences Régionales de Santé (ARS) et de nombreux partenaires, à des actions de recherche, de surveillance et d'information pour permettre au public de connaître à la fois les risques pour la santé de la pollution de l'air et les moyens de s'en prémunir.

L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) rapportait en 2011 que la pollution de l'air représente un risque environnemental majeur pour la santé [1]. Depuis une vingtaine d'années, de nombreuses études épidémiologiques à travers le monde et en France notamment ont en effet montré que l'exposition de la population aux polluants chimiques de l'air était associée à des effets sur la morbidité et la mortalité, aussi bien à court terme qu'à long terme. Même à des concentrations relativement faibles, des effets nuisibles sur la santé sont associés à l'exposition aux polluants présents dans l'air.

Parmi les principaux polluants de l'air en cause, les particules forment une catégorie dont les effets néfastes sur la santé ont été clairement démontrés : dans le cadre du programme de la Commission européenne CAFE (Clean Air For Europe ; un Air pur pour l'Europe), il a été estimé que de l'ordre de 42 000 décès prématurés par an sont en relation avec l'exposition chronique aux particules fines PM<sub>2,5</sub> d'origine anthropique, ce qui correspond à une perte moyenne d'espérance de vie d'environ 8 mois. Les

effets délétères sur la santé des particules continuent à être investigués et précisés, cette toxicité provenant à la fois de leur taille, de leur composition et des sources d'émission. Dernièrement, l'OMS (Centre International de Recherche sur le Cancer, CIRC) a classé les particules diesel (plus précisément les gaz d'échappement des moteurs diesel) comme cancérogènes certains pour l'homme (Groupe 1) [2]. Par ailleurs, comme l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses, ex-Afsset) l'a rappelé dans son expertise de 2009 [3], les données actuelles tendent à montrer qu'il n'est pas possible d'observer un seuil de concentration en particules en deçà duquel aucun effet sanitaire ne serait constaté. De plus, comme le Haut Conseil de la Santé Publique l'a souligné dernièrement dans son rapport sur la pollution par les particules dans l'air ambiant [4], l'impact de santé publique de la pollution atmosphérique liée aux particules est beaucoup plus influencé par les concentrations moyennes au long cours que par les épisodes ponctuels de pics de pollution, même répétés.

À côté de cette pollution d'origine chimique, s'ajoute la pollution biologique de l'air due en particulier à la présence de pollens et de moisissures, au potentiel allergisant pour l'homme. Selon des études récentes, la pollution chimique de l'air entraînerait une exacerbation des effets dus aux pollens. Par ailleurs, le changement climatique pourrait favoriser le développement de certains pollens.

## Engagements internationaux et cadre national d'actions

En matière de réduction de la pollution de l'air et de prévention de ses effets sur la santé, l'action de l'État, notamment du ministère chargé de la santé, s'inscrit notamment dans le cadre des engagements pris par la France au niveau international. Dans le domaine de la prévention de la pollution de l'air, le premier traité multilatéral qui a été pris est la Convention de Genève sur la pollution atmosphérique

(\*) Ministère des Affaires Sociales et de la Santé – Direction générale de la santé – Sous-direction de la prévention des risques liés à l'environnement et à l'alimentation – Bureau Environnement extérieur et produits chimiques et Bureau Environnement intérieur, milieux de travail et accidents de la vie courante – 14 avenue Duquesne – 75350 Paris 07 SP.

(1) Cf. le site Internet du projet européen APHEKOM (Amélioration des connaissances et de la communication sur la pollution de l'air et la santé en Europe) : <http://www.aphekom.org/web/aphekom.org/home>

transfrontière à longue distance (1979) [5]. D'autres engagements ont été pris par la France au niveau international en matière d'amélioration de la qualité de l'air ou en lien avec cette problématique. Parmi ces engagements, citons en particulier la Déclaration d'Amsterdam (2009) qui prône des politiques de transports plus respectueuses de la santé et de l'environnement [6]. Elle s'inscrit dans le cadre du Programme paneuropéen OMS/Organisation des Nations-Unies (ONU) sur les transports, la santé et l'environnement (PPE TSE). Plusieurs plans d'actions mettent en œuvre les objectifs de la Déclaration d'Amsterdam du PPE TSE, en particulier le second Plan national santé environnement (PNSE 2) qui encourage le développement des modes de déplacements durables et sains, en particulier les « mobilités actives »<sup>(2)</sup> (marche à pied, vélo...) [7] en lien avec les actions de promotion de l'activité physique du Programme National Nutrition Santé (PNNS) et du Plan cancer.

Au niveau international, afin d'aider les décideurs politiques dans la gestion de la pollution de l'air et la protection de la population générale et des populations sensibles, l'OMS a fixé depuis 1987 des valeurs guides pour la qualité de l'air extérieur. En 2005, à partir de l'évaluation de données scientifiques récentes, l'OMS a publié de nouvelles valeurs guides, ou lignes directrices, applicables au monde entier et concernant les polluants suivants : particules, ozone, dioxyde d'azote et dioxyde de soufre [8]. Par ailleurs, des valeurs guides pour l'air intérieur sont également établies par l'OMS.

C'est sur les recommandations de l'OMS que s'appuie la Commission européenne pour établir sa réglementation en matière de qualité de l'air ambiant et notamment fixer des valeurs réglementaires à respecter par les États membres de l'Union européenne [8]. Actuellement, l'OMS réalise une revue des dernières connaissances scientifiques en matière d'impact sur la santé de la pollution atmosphérique afin de mettre à jour ses recommandations dans ce domaine, en vue notamment de la révision par la Commission européenne des directives européennes sur la qualité de l'air ambiant [9].

En France, outre l'application des dispositions européennes, la loi fixe des principes et objectifs forts en matière de réduction et de surveillance de cette pollution, d'information du public et des acteurs concernés, et de prévention des effets sur la santé. En effet, depuis la loi n° 96-1236 sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie (Laure) du 30 décembre 1996, est reconnu le droit à chacun de respirer un air qui ne nuise pas à sa santé. Par ailleurs, parmi les 100 objectifs fixés par la loi n° 2004-806 du 9 août 2004

relative à la politique de santé, deux objectifs visent la réduction de l'exposition de la population aux polluants atmosphériques<sup>(3)</sup>. Par ailleurs, la loi portant engagement national pour l'environnement de juillet 2010 (dite loi Grenelle I) a notamment inscrit la surveillance de la qualité de l'air à l'intérieur des établissements collectifs hébergeant des populations vulnérables, notamment les écoles et crèches.

Au-delà du cadre réglementaire, l'action du ministère chargé de la santé en matière de prévention des effets sur la santé de la pollution de l'air s'inscrit dans la mise en œuvre des Plans Nationaux d'actions en Santé Environnement, notamment du PNSE 2, du Plan particules, du Plan national vélo, du Plan National d'Adaptation au Changement Climatique (PNACC).

### Principales actions du ministère chargé de la santé en matière de réduction de l'exposition aux polluants de l'air et de prévention des effets sur la santé

Dans ce contexte, les principales actions menées par la Direction Générale de la Santé (DGS) dans le champ de la pollution de l'air et de ses effets sur la santé concernent à la fois le développement des connaissances, la réglementation, la surveillance, l'information, dans le cadre de la mise en œuvre des engagements internationaux et des plans d'actions nationaux.

#### Développement des connaissances

Un des axes d'actions est de favoriser le développement des connaissances sur les effets sur la santé de la pollution de l'air notamment en l'inscrivant comme priorité dans le programme de travail des agences, instituts et autres instances sanitaires (Anses, InVS, HCSP...), en soutenant les travaux de l'InVS pour la surveillance nationale des impacts, à court et à long termes, de la pollution de l'air sur la santé, et en participant à l'orientation des actions de recherche dans ce domaine (programme de recherche interorganisme pour une meilleure qualité de l'air à l'échelle locale Primequal...).

#### Réglementation

La DGS participe à la rédaction des textes réglementaires européens et nationaux relatifs à la qualité de l'air. Elle établit les recommandations sanitaires pour prévenir les effets sur la santé de la pollution

(2) Mobilités actives : modes de déplacement utilisant la seule énergie humaine.

(3) Cf. les objectifs nos 20 et 21 portant respectivement sur le respect des valeurs limites européennes 2010 pour les polluants réglementés au plan européen (NOx, ozone et particules en particulier) dans les villes (-20 % par rapport à 2002), et sur la réduction des rejets atmosphériques des composés organiques volatils (dont le benzène) (-40 % entre 2002 et 2010), de dioxines de l'incinération et de la métallurgie entre 1997 et 2008 (réduction d'un facteur 10 entre 1997 et 2008) et de métaux toxiques (-50 % entre 2000 et 2008).

atmosphérique. Elle participe à l'élaboration des textes réglementaires relatifs à la surveillance de la qualité de l'air à l'intérieur de certains établissements recevant du public et à la gestion des données issues de cette surveillance, ainsi qu'aux textes réglementaires relatifs à l'étiquetage des produits de construction et de décoration quant à leurs émissions de polluants volatils.

### Surveillance et information

Concernant la pollution biologique de l'air extérieur, la DGS assure les conditions d'une surveillance nationale de cette pollution et d'une information du grand public et des acteurs concernés sur cette pollution et ses effets sur la santé, en lien avec le Réseau National de Surveillance Aérobiologique (RNSA) et les dispositifs complémentaires de surveillance des pollens. S'agissant plus particulièrement de la lutte contre l'ambrosie, espèce végétale envahissante au pollen très allergisant, la DGS a mis en place l'Observatoire de l'ambrosie en vue de renforcer et coordonner la lutte.

Par ailleurs, la DGS participe à l'information sur la pollution atmosphérique et ses effets sur la santé et à la diffusion des recommandations sanitaires ainsi qu'à des réponses médicales à destination des professionnels de santé et des populations sensibles, en lien avec les différents acteurs concernés (ministère chargé du développement durable, Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air AASQA, agences régionales de santé ARS, Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie ADEME...). Elle participe également à la gestion des alertes en cas d'épisodes importants de pollution de l'air, au niveau national ou local.

En matière de pollution de l'air à l'intérieur des bâtiments, différentes actions de surveillance, d'information et de communication sont menées conjointement avec d'autres partenaires (ministère chargé du développement durable, Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur OQAI [10], Institut National de Prévention et d'Éducation à la Santé INPES...).

### Mise en œuvre des plans nationaux d'actions

La DGS met en œuvre ou participe à la mise en œuvre de certaines des actions du PNSE 2 relatives

à la qualité de l'air extérieur et intérieur (pollutions chimique et biologique) et à la promotion de modes de transport respectueux de la santé et de l'environnement (« mobilités actives » : marche, vélo...), en lien avec les autres plans d'actions associés notamment le Plan particules, le Plan vélo, le Programme national nutrition santé et le Plan cancer.

La pollution par les particules constitue un des enjeux majeurs de l'amélioration de la qualité de l'air dans notre pays, compte tenu de ses impacts sur la santé, l'air et le climat. La France est par ailleurs dans une situation de contentieux européen pour non-respect des valeurs réglementaires sur les particules PM<sub>10</sub> dans plusieurs secteurs de notre territoire. Face à ces enjeux et pour faire le point sur les dernières connaissances dans ce domaine, les ministères chargés de la santé et du développement durable, l'Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME) et l'Institut National des Sciences de l'Univers (INSU) ont organisé les Ateliers scientifiques « Pollution par les particules : impacts sur la santé, l'air et le climat » les 13-14 novembre 2012. Ces Ateliers scientifiques, préparatoires aux Assises nationales de la qualité de l'air de 2013, ont permis de favoriser l'échange entre les scientifiques et les décideurs nationaux et locaux, et de renforcer la coordination sur les actions « air, climat et santé » cobénéfiques.

Ces Ateliers scientifiques se sont inscrits, par ailleurs, dans une dimension européenne et internationale de prise en compte de la problématique des particules et de réduction de ses impacts, avec notamment l'élaboration actuelle d'une réglementation européenne sur la qualité de l'air.

Ils ont constitué également une étape de préparation de la prochaine réunion internationale et interministérielle du Programme paneuropéen OMS/ONU sur les transports, la santé et l'environnement (PPE TSE) qui se tiendra les 16-17-18 avril 2014 à Paris et au cours de laquelle sera adoptée la future Déclaration de Paris définissant les objectifs à atteindre d'ici 2020 pour des politiques de transports plus respectueuses de la santé et de l'environnement, ayant notamment pour effets de réduire les inégalités d'exposition à la pollution de l'air et de favoriser un urbanisme plus respectueux de l'homme et de sa santé.

## Références bibliographiques

- [1] Cf. site Internet de l'Organisation mondiale de la santé (OMS). [http://www.who.int/topics/air\\_pollution/fr/](http://www.who.int/topics/air_pollution/fr/)
- [2] Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC).
- [3] Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail (Anses, ex-Afsset). Avis et rapport d'expertise collective « Pollution par les particules dans l'air ambiant » (mars 2009).
- [4] Haut Conseil de la santé publique. « Pollution par les particules dans l'air ambiant. Recommandations pour protéger la santé » (avril 2012).
- [5] Convention de Genève sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (1979).  
Cf. <http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/lrtap/full%20text/1979.CLRTAP.f.pdf> et  
[http://europa.eu/legislation\\_summaries/environment/air\\_pollution/l28162\\_fr.htm](http://europa.eu/legislation_summaries/environment/air_pollution/l28162_fr.htm)
- [6] Cf. sites Internet relatifs au Programme paneuropéen OMS/ONU sur les transports, la santé et l'environnement (PPE TSE) : <http://www.unece.org/thepep/en/welcome.html>, <http://www.euro.who.int/en/what-we-do/health-topics/environment-and-health/Transport-and-health/policy> et  
<http://www.thepep.org/CHWebSite/?lang=fr>
- [7] Plan national santé environnement (PNSE 2) (2009-2013) :  
<http://www.sante.gouv.fr/rapports-annuels-de-suivi-du-pnse-2.html>
- [8] Cf. site Internet de l'OMS. Lignes directrices OMS relatives à la qualité de l'air – Mise à jour mondiale 2005. [http://www.who.int/phe/health\\_topics/outdoorair\\_aqg/fr/index.html](http://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair_aqg/fr/index.html)
- [9] Cf. site Internet de la Commission européenne : [http://ec.europa.eu/environment/air/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/air/index_en.htm)
- [10] Cf. site Internet de Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur OQAI : [www.air-interieur.org/](http://www.air-interieur.org/)



**THE PEP** Transport, Health  
and Environment  
Pan-European Programme



World Health  
Organization  
Europe

## 4<sup>e</sup> réunion stratégique ministérielle transport, santé et environnement



Dans le cadre du Programme paneuropéen sur les transports, la santé et l'environnement (PPE TSE), coordonné conjointement par le bureau pour l'Europe de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS-Europe) et la Commission économique pour l'Europe des Nations-unies (CEE-ONU), les ministères français chargés des transports, de la santé et de l'environnement, organisent :

### **la 4<sup>e</sup> réunion stratégique ministérielle du 16 au 18 avril 2014, à Paris et à la Défense**

Faisant suite à la précédente réunion de haut niveau du programme PPE-TSE au cours de laquelle avait été adoptée la Déclaration d'Amsterdam « Relier les maillons de la chaîne : choix en matière de transports pour notre santé, l'environnement et la prospérité », la réunion internationale d'avril 2014 verra l'adoption de la Déclaration de Paris définissant les objectifs à atteindre d'ici 2020 pour des politiques de transports plus respectueux de la santé et de l'environnement.

Cet évènement de haut niveau sera couplé avec la conférence Transport Research Arena (TRA), rassemblant l'ensemble des acteurs des transports à l'échelle communautaire et au-delà sur les derniers résultats de recherche dans ce domaine.



# Retour d'expérience concernant la mise en œuvre des procédures d'information des personnes sensibles et d'alerte à la pollution atmosphérique en Haute-Normandie

## Feedback on the implementation of information procedures for sensitive people and alert procedures regarding air pollution in Haute-Normandie

Véronique DELMAS<sup>(1)</sup>, Jérôme LE BOUARD<sup>(2)</sup>

### Contexte général

Région densément peuplée, équipée d'un important potentiel industrialo-portuaire lié à sa façade maritime, et dotée d'une agriculture de forte productivité, la Haute-Normandie est directement soumise à une forte pression anthropique. En matière de qualité de l'air, la région est impactée par ses propres émissions (industrie, transport, résidentiel, agriculture) mais se trouve aussi, du fait du transport à longue distance des masses d'air, sous l'influence de régions voisines ou plus lointaines, y compris en dehors des frontières nationales. Les valeurs limites de la réglementation européenne sont depuis plusieurs années respectées sur toute la région pour le dioxyde de soufre, du fait des réductions d'émissions industrielles. En revanche, la valeur limite pour le dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) est dépassée systématiquement tous les ans en proximité du trafic sur les agglomérations de Rouen et du Havre – comme dans plus de 20 agglomérations en France –, et pour les particules en suspension dites respirables (PM<sub>10</sub>) des dépassements sont reportés certaines années. Les Plans de Protection de l'Atmosphère (PPA) en cours de révision s'attachent en priorité à définir des actions visant à garantir le respect de la réglementation européenne sur ces deux polluants.

L'impact de la pollution de l'air sur la santé publique est une préoccupation ancienne dans la région avec l'intégration des deux principales agglomérations,

Rouen et Le Havre, dès 1997 au programme PSAS-9, puis APHEIS et enfin APHEKOM. Les premiers résultats de cette surveillance s'attachaient à quantifier le risque et l'impact à court terme (c'est-à-dire quelques heures ou jours après l'exposition) des niveaux de pollution rencontrés sur la mortalité et les hospitalisations. Les résultats les plus récents démontrent que c'est l'impact à long terme d'une exposition chronique (souvent étudié sur la mortalité) qui est le plus remarquable. Ainsi, l'étude Aphekom estime que si les valeurs guides de l'OMS étaient respectées pour les PM<sub>2,5</sub>, ce sont plus de 50 et 110 décès par an qui seraient évités pour respectivement Le Havre et Rouen pour une exposition long terme (vs. 3 et 5 décès pour le court terme). Ces résultats situent ces deux agglomérations dans une situation comparable aux autres villes françaises étudiées.

### Historique et descriptif des procédures d'alerte à la pollution atmosphérique

Les premières procédures d'alerte à la pollution atmosphérique datent de 1974 en Haute-Normandie (et sans doute en France). Définies par arrêté préfectoral, elles concernaient uniquement le dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>) et avaient pour objectif de limiter les émissions industrielles de façon temporaire, Air Normand étant chargé de contacter les industriels concernés dès l'observation du dépassement d'un

(1) Directrice d'AIR NORMAND.

(2) Responsable du Pôle Santé-Environnement – Agence Régionale de la Santé Haute-Normandie.



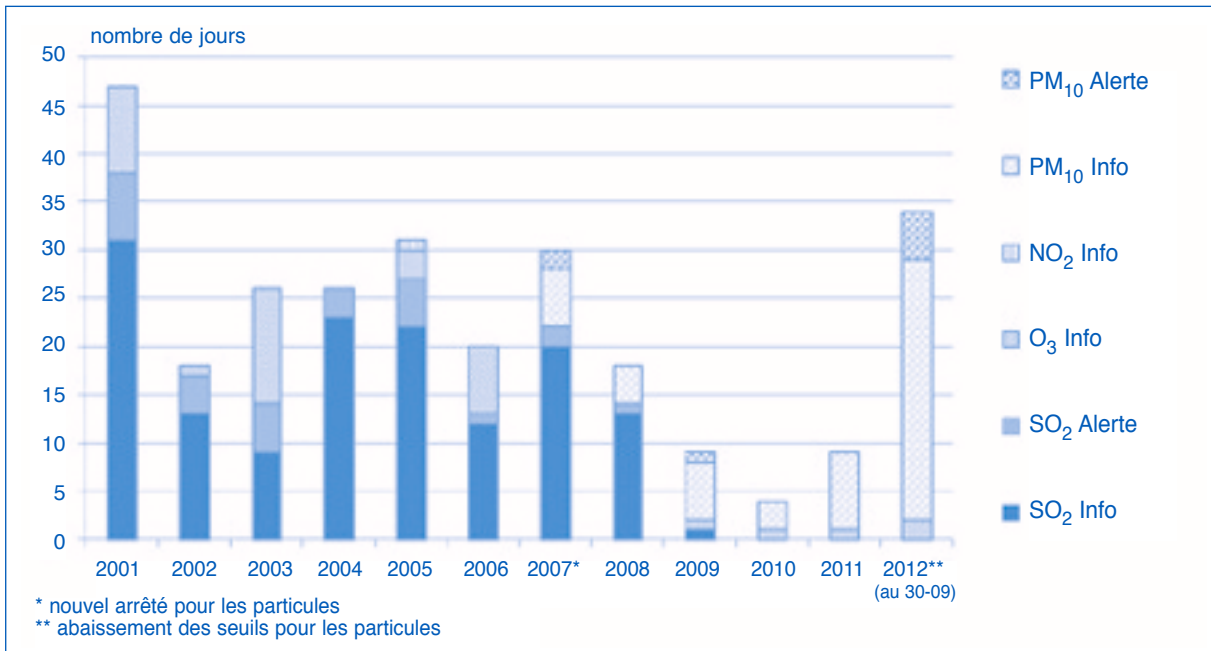


Figure 1. Évolution du nombre de jours au cours desquels ont été déclenchés des procédures d'information des personnes sensibles et d'alerte à la population entre 2001 et 2012 en Haute-Normandie, et polluants en cause.

seuil statistique de pollution (Percentile 98,5 des valeurs horaires, recalculé tous les ans). Aucune information spécifique du public n'était alors prévue.

Plus de vingt ans après, en 1996, est introduit par arrêté préfectoral un dispositif à deux niveaux de gra-

devisant l'information des personnes sensibles et au seuil supérieur l'alerte de l'ensemble de la population pour le SO<sub>2</sub>, le NO<sub>2</sub> et l'ozone (O<sub>3</sub>). En 2007, les PM<sub>10</sub> sont à leur tour réglementées avec, début 2012, une révision des seuils à la baisse. Il est à noter que

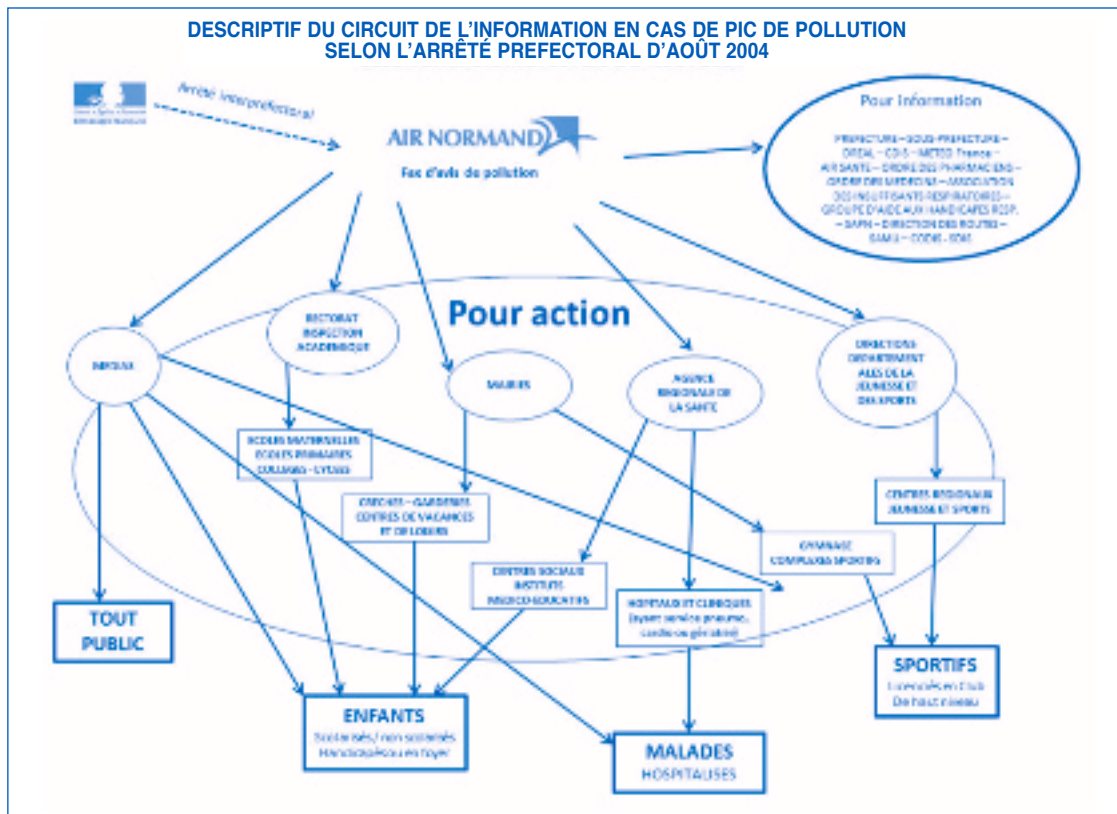


Figure 2. Descriptif du circuit de l'information en cas de pic de pollution selon les arrêtés préfectoraux en cours de validité en Haute-Normandie.

certaines seuils sont issus de la réglementation européenne, alors que d'autres découlent uniquement de la réglementation française (cas par exemple des  $PM_{10}$ ).

La figure 1 reprend l'historique des déclenchements de procédures d'information et d'alerte en Haute-Normandie sur les dix dernières années. On remarque que les procédures relatives aux  $PM_{10}$ , souvent d'ampleur régionale, sont actuellement les plus nombreuses – en augmentation très nette depuis la révision des seuils  $PM_{10}$  début 2012 –, alors que par le passé, étaient déclenchées principalement des procédures pour le  $SO_2$ , d'ampleur plus localisée car liées à des sources industrielles ponctuelles. Aucune procédure d'information n'a été déclenchée pour le  $SO_2$  depuis 2009 en lien avec la baisse des émissions industrielles. Il est aussi paradoxal de constater qu'une seule procédure d'information des personnes sensibles a été déclenchée en 10 ans pour le  $NO_2$  alors que c'est pour ce polluant que la valeur limite européenne annuelle est dépassée depuis plusieurs années. Ceci s'explique mathématiquement par les conditions d'application des différents seuils de la réglementation (pollution chronique en proximité du trafic vs. pic de pollution), mais il n'en reste pas moins que cette situation ne simplifie pas la communication.

L'information des personnes sensibles (1<sup>er</sup> niveau) ou l'alerte à la population (2<sup>nd</sup> niveau) s'effectue *via* un réseau de relais préidentifiés dans les arrêtés préfectoraux qu'Air Normand est chargé d'avertir par fax en cas de dépassement ou de prévision de dépassement d'un seuil (voir figure 2). Depuis 2004, chacun peut aussi s'abonner sur le site [www.airnormand.fr](http://www.airnormand.fr) pour recevoir les avis de pollution par mail.

Les informations diffusées consistent avant tout en des consignes de précaution permettant de se protéger de la pollution, consignes préalablement formulées par l'ARS. Les procédures d'information des personnes sensibles sont généralement accompagnées de recommandations comportementales visant à limiter l'émission de pollution, et celles d'alerte de restrictions d'émissions à caractère obligatoire décidées par le préfet.

### Résultats d'une étude sur la communication en cas de pic de pollution

En 2005-2006, dans le cadre d'un partenariat avec les services de la préfecture, de la DREAL et de l'ARS Haute-Normandie, Air Normand a fait réaliser une étude portant sur l'évaluation du système d'information en cas de pic de pollution atmosphérique par un bureau d'étude havrais « savoir pour agir ». Le travail centré sur les épisodes de dépassements de seuil du  $SO_2$  au Havre visait à rendre plus efficaces les dispositifs en place et s'est déroulé en trois phases : i)

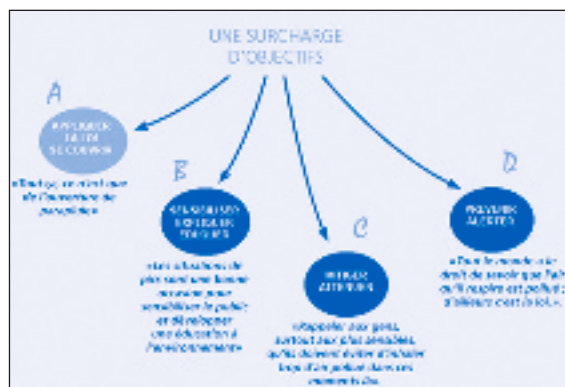


Figure 3.  
Analyse de la diversité d'objectifs assignés à la communication en cas de pic de pollution – Résultat de l'enquête réalisée par le bureau d'étude « Savoir pour Agir », 2006.

phase exploratoire avec réunion grand public, ii) phase de recueil documentaire, d'entretiens individuels, d'enquêtes téléphoniques et par Internet et iii) analyse et formulation de recommandations. Ces travaux, riches d'enseignement, résumés dans *L'air Normand* n° 44 téléchargeable sur [www.airnormand.fr](http://www.airnormand.fr), faisaient ressortir que si la diffusion des avis de pollution se déroulait plutôt correctement, une surcharge d'objectifs était assignée à cette communication générant des perceptions hétérogènes chez les publics, voire de la confusion<sup>(3)</sup>.

*A contrario* d'une information « indifférenciée » visant à toucher un maximum de publics, c'est la stratégie de type segmentée qui fut finalement conseillée par le bureau d'étude car plus adaptée au contenu des recommandations sanitaires. Il préconisait d'accompagner ce choix d'une information continue, en dehors des pics de pollution, selon trois axes et en privilégiant les relais : accroître les connaissances sur la pollution en général, faire connaître les actions de réduction sur le long terme et expliquer ce qui se fait pour améliorer la pollution en cas de pic de pollution.

Sur le volet « information en cas de pic de pollution », le travail de concertation mis en place par la suite avec des groupes de relais a permis de traduire les consignes sanitaires en des actions concrètes et directement applicables par les responsables de groupes ou les personnes concernées : organisation des temps de pause à l'intérieur ou report conseillé des compétitions sportives en cas d'alerte par exemple. Il a été clairement explicité la différence avec le confinement, terme employé pour les alertes en cas de risque majeur et ce afin d'éviter cette confusion. Ces travaux ont donné lieu à l'édition de documents (plaquette, affiches) largement distribués pour faire connaître les préconisations émises « à froid ». Le contenu et la forme des fax transmis par Air Normand aux relais d'information en cas de pic ont été modifiés pour rendre plus lisibles les consignes.

(3) La consigne de confinement à observer lors des pics était par exemple fréquemment citée par les personnes interrogées.

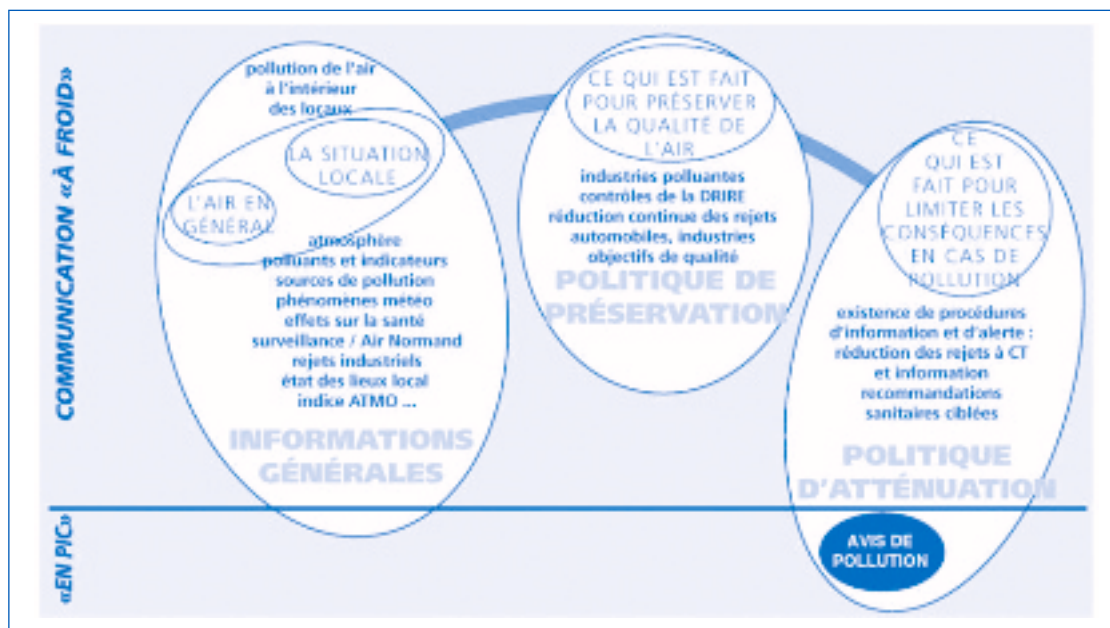


Figure 4.

Intégration de l'information « pic de pollution » au sein d'une communication globale. Préconisation du bureau d'étude « Savoir Pour Agir », 2006.

## Révision des seuils relatifs aux $PM_{10}$ et prise en compte de l'avis du Haut Conseil de Santé Public (HCSP) d'avril 2012

Avec la publication en avril 2012 de l'avis du Haut Conseil de Santé Publique « *Pollution par les particules dans l'air ambiant – Synthèse et recommandations pour protéger la santé* », les messages d'information ont été adaptés par l'ARS en vue de leur diffusion par Air Normand. Ces modifications ont pu générer de la confusion chez les publics relais lors des premières diffusions, les recommandations étant perçues comme moins opérationnelles. Par exemple, comment les enseignants devaient-ils interpréter la consigne suivante : « Les adultes et les enfants avec des problèmes cardiaques ou pulmonaires qui souffrent de la pollution, devraient envisager de réduire les activités physiques et sportives intenses. » ? Quelle attitude devaient-ils avoir par rapport à la récréation ou aux temps de pause : fallait-il ou non sortir les enfants dehors ? Pour éviter que ce type de questionnement ne soit récurrent à chaque nouveau pic de pollution (à chaque récréation, à chaque événement sportif...), et que ne se développent des sentiments de découragement ou de rejet, il semble à présent indispensable de traduire les préconisations générales du HCSP en déclinaisons opérationnelles de terrain. Cela ne peut se faire qu'en coconstruction avec les relais chargés de faire appliquer les consignes dans la pratique, c'est-à-dire les enseignants, les encadrants sportifs, etc.

L'évolution de la situation a suscité un débat lors des dernières réunions des instances d'Air Normand. Il a été regretté, notamment par les membres du collège des associations, l'impact de la dégradation de l'indice Atmo<sup>(4)</sup> sur la population qui pense « on n'y peut rien ». Il a été suggéré de faire de la communication pédagogique pour que chacun puisse penser « on est alerté avant, on peut agir » plutôt que « c'est pire qu'avant ». L'impression générale dans le public serait une détérioration de la qualité de l'air, alors que des progrès importants ont été faits sur certains polluants, et que d'autres ont été introduits dans la réglementation comme les particules.

Toujours au sujet de l'augmentation de la fréquence des procédures déclenchées, les retours du terrain (collectivités et enseignants) font aussi s'interroger sur la banalisation des messages sanitaires avec le risque avéré d'une prise en considération moindre par les populations cibles de cette information et par ailleurs le sentiment que rien n'est fait (ou ne peut être fait) pour supprimer ces situations.

## Autres questions en suspens et conclusions

Comme le soulignent les études et données sanitaires disponibles ainsi que le HCSP dans son avis de 2012, une politique centrée sur la gestion des « pics » a peu d'impact sur l'exposition au long cours de la population, et la priorité doit être donnée à la réduction des expositions chroniques. Or l'attention des médias, et donc celle du grand public, sont polarisées

(4) L'indice Atmo exprime la qualité de l'air dans les agglomérations françaises à partir de la mesure de quatre polluants  $O_3$ ,  $PM_{10}$ ,  $NO_2$ ,  $SO_2$ . Le sous-indice relatif aux  $PM_{10}$  a été sévèrement affecté par la baisse des seuils d'alerte début 2012.

sur ces épisodes de crise. Si les actions de planification (PPA, PRQA, SRCAE...) visant à réduire les émissions au quotidien de l'ensemble des secteurs existent et ont pu prouver leur efficacité pour certains secteurs, l'implication du public dans la mise en œuvre des mesures les concernant (transports, chauffage notamment au bois, brûlage de déchets...) demeure perfectible ; l'argument sanitaire est un levier, parmi d'autres, pour une adaptation des comportements par tous. Les récents travaux scientifiques dans le domaine de la qualité de l'air (Aphekom, programme Primequal) ont intégré cette dimension « communication » et il est du ressort des pouvoirs publics de se les approprier et de les décliner au plan opérationnel tant au niveau local que national. À l'instar de ce qui a été fait à l'échelle de la Haute-Normandie dans le cadre de l'étude « Savoir pour agir », la réflexion doit aussi s'appuyer sur le retour des acteurs du terrain. Et la communication doit être pensée globalement sous tous ses aspects, pour que le citoyen puisse s'y retrouver.

Enfin, l'amélioration des connaissances doit être poursuivie, non seulement en matière de compré-

hension des mécanismes physico-chimiques, de contribution des sources et connaissance des leviers d'action, mais aussi pour qualifier l'impact sanitaire des différentes pollutions, en particulier des différentes composantes des PM<sub>10</sub>. Les polluants O<sub>3</sub>, et PM<sub>10</sub> nécessitent aussi une approche à une échelle plus globale que celle de l'entité administrative régionale stricte aussi bien pour une gestion cohérente des pics que pour une définition adaptée des stratégies de réduction des émissions, leur évaluation avant et après mise en œuvre ; la notion de « bassin d'air », en y associant l'ensemble des émetteurs, semble pertinente à ce titre.

Des études sociologiques, l'évaluation de l'efficacité de la réglementation et l'analyse de la situation dans les pays voisins, y compris ceux qui ont adopté une démarche différente pour la gestion des pics de pollution, et les stratégies de réduction des émissions seraient aussi très certainement utiles pour éclairer les décideurs sur les choix possibles d'évolution de la réglementation, mais aussi sur les conditions de sa mise en œuvre auprès du public.

## Références

- PRIMEQUAL (Colloque de restitution Exposition, perception et nouveaux enjeux, en particulier Pollutions atmosphériques et santé environnementale. Quels enjeux ? Quels acteurs ? Quelles préventions ? (responsable : Lionel CHARLES).
- Léger C. Communication en cas de pic de pollution. *L'air normand* mai-juin-juillet 2006 ; 44. Téléchargeable sur [www.airnormand.fr](http://www.airnormand.fr)



# Connaissance des sources de particules et de leurs émissions comme outils d'aide à la décision et à l'action

## Assessment of particulate sources and their emissions as tools to support decision and action

Jean-Pierre CHANG, Jean-Marc ANDRÉ, Julien JABOT, Yann MARTINET<sup>(1)</sup>

### Introduction

La qualité de l'air et son impact sur la santé des citoyens est une préoccupation constante depuis de nombreuses années. Si d'importants progrès ont été réalisés au cours des décennies passées, des développements doivent être planifiés régulièrement pour atteindre les objectifs de plus en plus rigoureux fixés par la réglementation. Ces objectifs sont justifiés par des connaissances qui s'affinent sur les pathologies consécutives à des expositions quotidiennes ou exceptionnelles aux pollutions qui nous entourent.

Concernant les particules, trois grands enjeux poussent à s'intéresser de près à ces rejets d'origine anthropique : enjeux sanitaires, environnementaux et climatiques. En effet, sur le volet sanitaire, de nombreux travaux mettent en avant la toxicité avérée des particules en fonction de leur origine/composition chimique et granulométrie. Sur le volet environnemental, la France connaît des difficultés à respecter les seuils de concentration de PM<sub>10</sub> imposés au niveau européen dans le cadre de la directive européenne 2008/50/CE concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe. Enfin, pour ce qui est de la question du changement climatique, le carbone-suie, un composant fréquent des particules (*black carbon* en anglais), est reconnu comme un forçeur climatique à courte durée de vie (*cf.* travaux de Drew T. Shindell).

La question des particules apparaît comme une problématique qui nécessite de s'intéresser à des sujets qui sont souvent traités séparément :

- Qualité de l'air et changements climatiques ;
- Problématiques locales/territoriales et nationales/internationales, mondiales ;

- Problématiques de court terme et de long terme ;
- Problématiques collectives et individuelles.

En support à la décision et à l'action au niveau territorial ou national, la connaissance des sources des émissions de particules peut apporter différents types d'outils :

- Des indicateurs de niveaux d'émissions ;
- Des outils prospectifs ;
- Des outils méthodologiques.

Le CITEPA, dans le cadre de sa mission pour le MEDDE de réalisation des inventaires d'émissions nationaux et de ses autres missions, a eu l'occasion d'effectuer de nombreux travaux en liens avec ces trois types d'outil.

### Indicateurs de niveaux d'émissions/les inventaires d'émissions

Les indicateurs de niveaux d'émissions constituent des outils privilégiés pour ce qui est d'établir des états des lieux et leur suivi.

### Les inventaires d'émissions nationaux

Dans le cadre de l'arrêté du 24 août 2011 relatif au Système National d'Inventaires d'Émissions et de Bilans dans l'Atmosphère (SNIEBA) et antérieurement depuis de nombreuses années (*cf.* notamment l'arrêté SNIEPA du 29 décembre 2006), le CITEPA se voit confier par le Ministère de l'Écologie la mission de réaliser et de publier sur son site Internet (<http://www.citepa.org/fr/inventaires-etudes-et-forma>

(1) CITEPA – 7 cité Paradis, 75010 Paris, France.

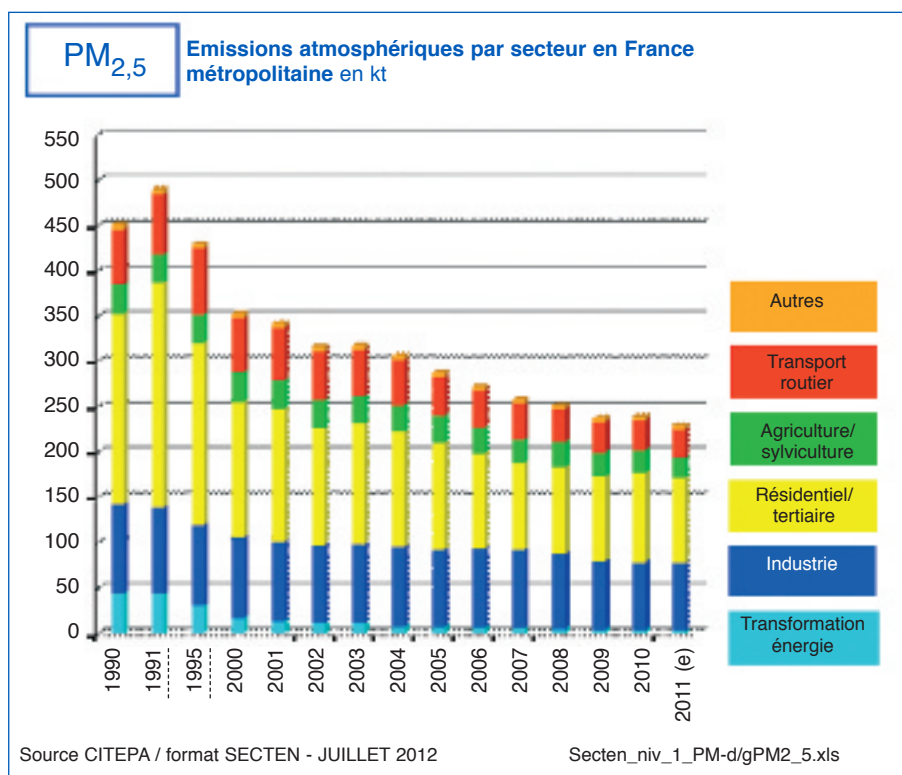


Figure 1.

Indicateur : évolution des émissions nationales de PM<sub>2,5</sub> par grand secteur.Indicator: trend of national emissions of PM<sub>2,5</sub> per main sector.

tions/inventaires-d-emissions) les différents inventaires d'émissions nationaux que la France est tenue de produire en réponse à divers engagements.

Ces inventaires d'émissions nationaux concernent à la fois les gaz à effet de serre (GES) et les polluants atmosphériques, selon les formats requis conformément aux engagements internationaux et européens de la France (CEE-NU, Commission Économique pour l'Europe des Nations-Unies ; CCNUC Convention Cadre des Nations-Unies sur les Changements Climatiques ; UE, Union Européenne, etc.) et aux besoins nationaux (inventaire SECTEN – SECTeurs économiques et ENergie, Plan climat).

Concernant les particules, les inventaires d'émissions (en particules primaires) couvrent les TSP (*Total Suspended Particulates*) et les spéciations granulométriques suivantes PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>, PM<sub>1,0</sub>, cf. inventaire CEE-NU pour le format onusien au titre de la Convention sur la Pollution Atmosphérique Transfrontalière à Longue Distance et de la directive européenne 2001/81/CE et l'inventaire SECTEN pour le rapport d'inventaire national orienté secteurs économiques relatif aux émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France.

À titre d'illustration, la figure 1 donne les évolutions des émissions de PM<sub>2,5</sub> par grand secteur d'activité depuis 1990.

Cet indicateur permet d'identifier au niveau moyen national, les sources prépondérantes de rejet de parti-

cules primaires. En particulier, pour les PM<sub>2,5</sub> en 2010 dans l'ordre d'importance apparaissent les secteurs suivants : le résidentiel/tertiaire, l'industrie manufacturière, le transport routier et l'agriculture. Une analyse plus fine des contributions par sous-secteur est disponible dans l'inventaire SECTEN et/ou CEE-NU.

### Les inventaires d'émissions territoriaux/spatialisés

#### *Inventaire d'émissions spatialisé EMEP 50 km\*50 km*

Dans le cadre de la Convention sur la Pollution Atmosphérique Transfrontalière à Longue Distance, les parties à cette convention, outre leur inventaire annuel national, doivent tous les 5 ans fournir un inventaire spatialisé de polluants atmosphériques sur une grille géographique de 50 km\*50 km pour le programme de modélisation de la qualité de l'air EMEP (*European Monitoring and Evaluation Programme*), <http://www.emep.int/index.html>. Le CITEPA réalise périodiquement l'inventaire EMEP de la France métropolitaine. Le dernier exercice d'inventaire EMEP publié correspond à celui de l'année 2005 (le prochain inventaire EMEP 2010 France devrait être disponible au cours du 1<sup>er</sup> trimestre 2013). Ces inventaires d'émissions spatialisés incluent entre autres les PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub>, (cf. figure 2 pour les PM<sub>10</sub> de 2005).

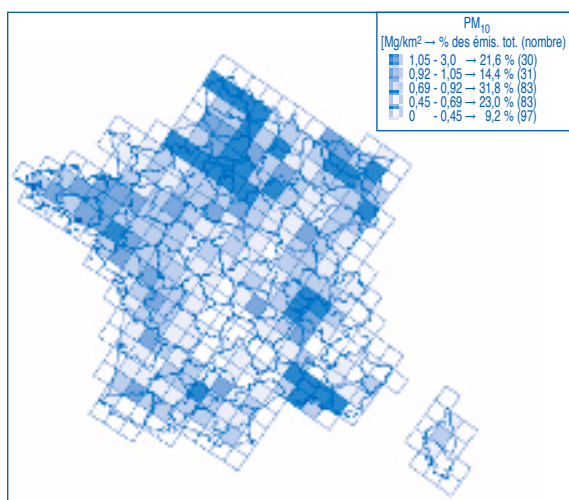


Figure 2.

Émissions de  $PM_{10}$  de la France métropolitaine pour 2005 sur les grilles EMEP 50 km\*50 km.

Emissions of  $PM_{10}$  from France mainland in 2005 on EMEP grids 50 km\*50 km.

### Inventaire National Spatialisé (INS)

En matière de qualité de l'air, la politique et les mesures développées par le Ministère en charge de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie (MEDDE) se traduisent par de nombreuses dispositions touchant à la réduction progressive des émissions. Celles-ci incluent notamment une large information du public en cas d'épisodes de pollution atmosphérique. Ces actions sont déclinées dans le *Plan Air* mis en place par le MEDDE en 2003, en relation avec le programme national de réduction des émissions de polluants atmosphériques, concrétisé par l'arrêté du 8 juillet 2003. La mise en place du

système de prévision de la qualité de l'air PREV'AIR en partenariat avec l'INERIS, le CNRS, l'ADEME et Météo France intervient ensuite sur un plan opérationnel à partir de 2004. Un tel système est extrêmement complexe et requiert de disposer d'un très grand nombre d'informations géoréférencées sur les conditions météorologiques ainsi que sur les sources d'émissions de pollution (inventaire national spatialisé des sources d'émissions – INS).

La connaissance des sources d'émissions géoréférencées est identifiée comme constituant l'une des actions prioritaires à engager pour améliorer la qualité des prévisions. Ce besoin correspond au développement d'un inventaire des émissions couvrant l'ensemble du territoire avec des résolutions spatiales et temporelles en accord avec les besoins des modèles, respectivement de l'ordre du kilomètre carré et de l'heure (inventaire dit INS auquel le CITEPA a contribué avec de nombreux autres acteurs). Les substances concernées sont en premier lieu les polluants classiques pris en compte au titre de la surveillance de la qualité de l'air et les précurseurs de l'ozone, mais également les gaz à effet de serre et autres substances (*cf.* figure 3). L'inventaire national spatialisé des émissions couvrent les sources de polluants de natures très différentes : les différents secteurs de l'industrie, le résidentiel/tertiaire, les transports, l'agriculture et sylviculture, les sources biogéniques...

### Inventaires d'émissions régionaux SRCAE

Les Schémas Régionaux Climat Air Énergie (SRCAE) définissent les orientations et stratégies au niveau régional pour atteindre des objectifs en matière de qualité de l'air, de maîtrise de l'énergie et de gaz à effet de serre.

Pour établir de tels schémas, les inventaires des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à

### Caractéristiques du projet

- couverture : France métropolitaine, départements d'outre-mer ;
- résolution spatiale : mailles de 1km<sup>2</sup> a minima ;
- année de référence : 2004, puis actualisation annuelle ;
- résolution temporelle : pas de temps d'1 heure ;
- exhaustivité des activités couvertes avec approche par source individuelle privilégiée pour les émetteurs les plus importants ;
- polluants :
  - acidification, eutrophisation, photochimie : CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, COV (spéciés), NH<sub>3</sub> ;
  - effet de serre : CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, HFC, PFC, SF<sub>6</sub>, PRG ;
  - métaux lourds : As, Cd, Hg, Hg<sub>01</sub> gazeux/particulaire, Pb, Cr<sub>V1</sub>, Cr<sub>III</sub>, Cu, Mn, Ni, Se, Zn ;
  - polluants organiques persistants : HAP, PCDD/F ;
  - poussières : TSP, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> ;
  - autres : extensions possibles dans le futur.
- restitution des résultats : mise en place d'un portail internet (cartographies, données en ligne, etc.),

Figure 3.

Principales caractéristiques propres à l'inventaire national spatialisé des émissions français.

Main characteristics of the spatialised French national emission inventory.

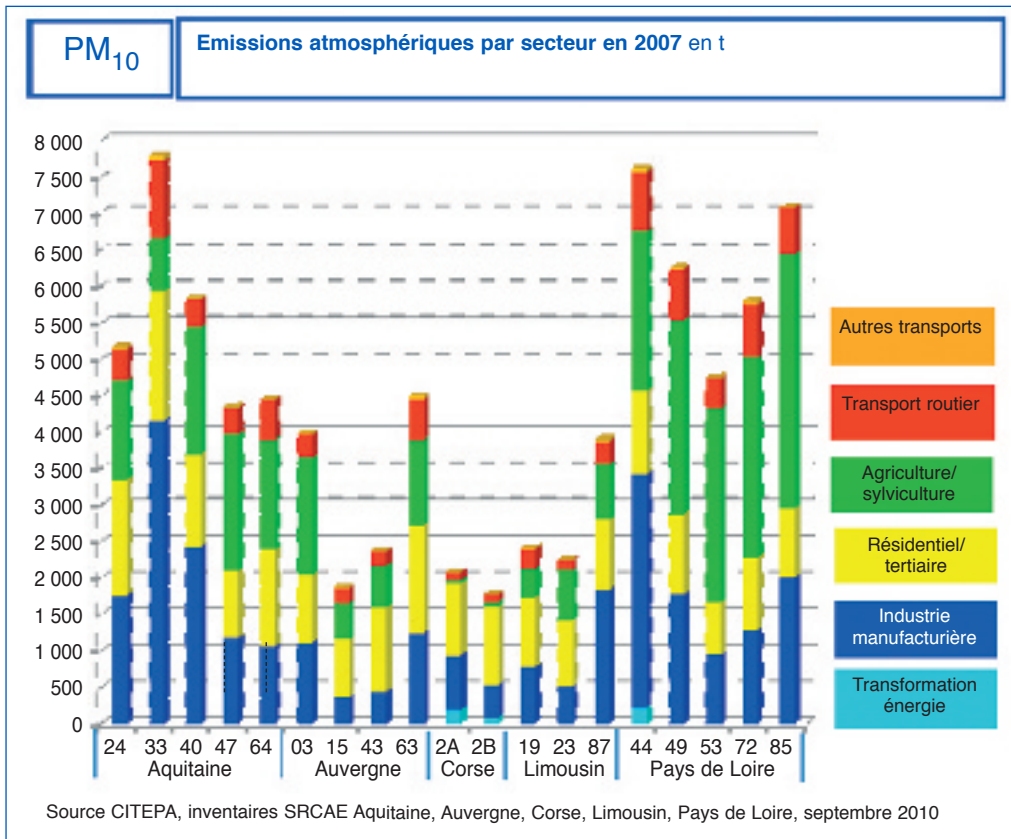


Figure 4.  
Émissions de PM<sub>10</sub> de 5 régions métropolitaines pour 2007.  
Emissions of PM<sub>10</sub> from 5 French regions for 2007.

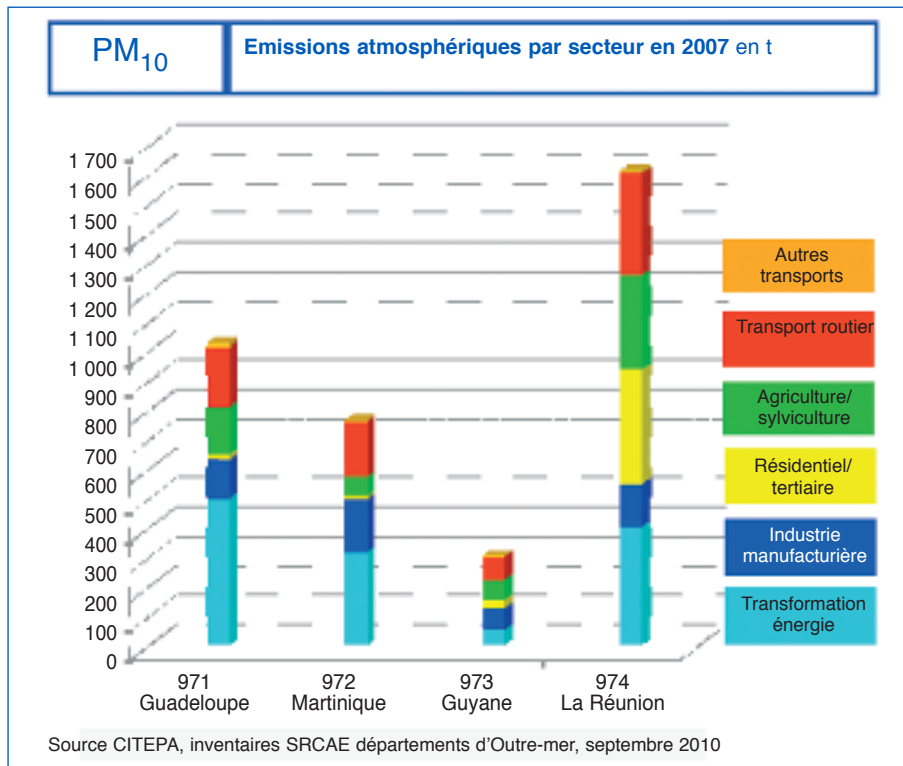


Figure 5.  
Émissions de PM<sub>10</sub> des départements d'Outre-mer pour 2007.  
Emissions of PM<sub>10</sub> from French overseas territories for 2007.



effet de serre constituent une des composantes amonts nécessaire à la réflexion sur ces actions de réduction de la pollution atmosphérique et des gaz à effet de serre.

Dans le cadre des SRCAE, le CITEPA, en complément des inventaires régionaux des AASQA (Associations Agréées pour la Surveillance de la Qualité de l'Air), a été missionné en 2010 par le ministère de l'Écologie, pour réaliser les inventaires d'émissions régionaux de 2007 pour cinq régions de la Métropole et les quatre départements d'Outre-mer. Les figures 4 et 5 suivantes présentent les émissions de PM<sub>10</sub> pour ces régions et départements pour l'année 2007.

## Indicateurs de niveaux d'émissions/ les registres des émissions

### Registre déclaratif des émissions (GEREP)

Le règlement (CEE) n° 166/2006 du 18 janvier 2006 concernant la création d'un registre européen des rejets et des transferts de polluants, dit règlement E-PRTR (*European Pollutant Release and Transfer Register*), définit les règles communautaires de déclaration d'émissions polluantes et de déchets. Ces dispositions sont transcrites dans l'arrêté ministériel du 31 janvier 2008 relatif au registre et à la déclaration annuelle des émissions polluantes des installations classées soumises à autorisation. Cet arrêté fixe les conditions des déclarations d'émissions que les exploitants sont tenus d'effectuer annuellement depuis 2007.

Le système de télédéclaration sous l'application dédiée GEREP (Gestion Électronique du Registre

des Émissions Polluantes) permet de satisfaire chaque année les obligations communautaires et internationales de la France en la matière (cf. Figure 2, site iREP <http://www.irep.ecologie.gouv.fr/IREP/index.php>). Ce dispositif correspond aux exigences du registre européen E-PRTR en vigueur et participe à l'information environnementale qui doit être fournie au public. Il intègre également les spécifications de l'arrêté du 31 mars 2008 relatif à la vérification et à la quantification des émissions déclarées dans le cadre du système d'échange de quotas d'émission de gaz à effet de serre pour la période 2008-2012.

Depuis son lancement en 2004, le CITEPA contribue à l'évolution de l'application GEREP en mettant son expérience et son expertise de la caractérisation des émissions atmosphériques à disposition du MEDDE. S'appuyant particulièrement sur les retours d'expérience des industriels déclarants, son action vise à optimiser le remplissage de la déclaration en proposant des changements qui soient compatibles avec la réglementation existante. Par ailleurs, le CITEPA propose, lorsque nécessaire, de faire évoluer le système déclaratif en fonction de l'évolution des besoins relatifs aux inventaires nationaux des émissions. En effet, le registre français des émissions polluantes GEREP a été conçu dans une vision intégrée des flux d'informations allant de la gestion des déclarations individuelles, à celle des différents besoins de rapprochements aux niveaux national, européen et international.

### Outils prospectifs

Les outils prospectifs et de scénarios constituent les outils complémentaires naturels aux outils



Figure 6.  
Portail iREP en libre accès public au registre français des émissions polluantes.  
iREP public website for the French emission register of pollutants.

d'inventaires des émissions dans le cadre de programmes et plans de réduction des rejets atmosphériques. Ces outils permettent d'évaluer les impacts ou potentiels de réductions en termes d'émissions de différentes mesures, politiques ou tendances.

### Outil MIMOZA pour les ZAPA

Le principe des Zones d'Actions Prioritaires pour l'Air (ZAPA) s'inscrit dans la loi portant engagement national pour l'environnement (dite Loi Grenelle II du 12 juillet 2010). Une des mesures phares de réduction de la pollution atmosphérique dans les ZAPA concerne l'expérimentation de limitation d'accès aux véhicules les plus émetteurs de particules et d'oxydes d'azote (NOx). L'objectif recherché est de réduire la pollution atmosphérique et ses effets néfastes sur la santé, et de chercher à respecter dans les grandes agglomérations les valeurs limites de la réglementation européenne relatives au dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) et aux particules (PM<sub>10</sub>). Dans ce cadre, à la demande de la Direction Générale de l'Énergie et du Climat (DGEC)/Bureau de la Qualité de l'Air, le CITEPA a développé l'outil MIMOZA (Module d'évaluation de l'Impact de la Mise en Œuvre des ZAPA). Cet outil permet de simuler l'impact en rejets atmosphériques (PM<sub>10</sub>, NOx/NO<sub>2</sub>, et CO<sub>2</sub> par ailleurs) du transport routier dans des zones urbaines en fonction de la composition du parc de véhicules selon cinq groupes de véhicules définis dans le cadre des textes réglementaires concernant la mise en place des ZAPA et d'hypothèses de renouvellement de parc. Il est

destiné à faciliter la réflexion menée par les autorités responsables de l'expérimentation des ZAPA (cf. <http://www.developpement-durable.gouv.fr/Qu-est-ce-qu-une-zone-d-actions.html>).

### Projections d'émissions OPTINEC

Dans le cadre de la Convention sur la Pollution Atmosphérique Transfrontalière à Longue Distance (CPATLD), le protocole de Göteborg qui impose des plafonds d'émissions aux parties à la convention pour 2010 est rentré en révision en 2011 (adopté en avril 2012). Dans le cadre de cette révision, de nouveaux plafonds pour 2020 ont été discutés et fixés pour les polluants historiques : SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub>, COVNM, ainsi que la mise en place d'un plafond pour les PM<sub>2.5</sub>.

En 2011, dans le but de permettre à la Direction Générale de l'Énergie et du Climat – Bureau de la Qualité de l'Air de disposer d'éléments de négociation de ces futurs plafonds 2020, de données pour préparer la révision de l'arrêté du 8 juillet 2003 portant approbation du programme de réduction des émissions de polluants atmosphériques, mais aussi des éléments d'analyse nouveaux sur les scénarios de réduction des polluants atmosphériques, le CITEPA a réalisé une évaluation de l'impact des politiques actuelles et futures en termes de polluants atmosphériques à l'horizon 2020-2030 : cf. CITEPA, « OPTINEC 4, Scénarii prospectifs climat-air-énergie, Évolution des émissions de polluants en France », juin 2011 (<http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/rapport-polluant-2020-2030-08-06-2011-diffusion.pdf>).

Différence (%) par rapport à la situation de référence	Motorisation	Poids lourds + bus + autocar	Voitures particulières	Camionnettes	2-3 roues et quadri-cycles à moteur	Tous Véh.
Nox urbain [spéciation NO <sub>2</sub> ]	Essence	-0,7 %	-31,4 %	-46,0 %	2,7 %	-13,5 % [-2,9 %]
	Diesel	-19,8 %	-2,9 %	-5,1 %	–	
	GPL	–	-31,9 %	–	–	
	Électrique	–	0,0 %	–	–	
	Total	-19,8 %	-8,3 %	-6,2 %	2,7 %	
PM <sub>10</sub> urbain	Essence	-0,7 %	-3,7 %	-4,1 %	-15,3 %	-11,3 %
	Diesel	-21,9 %	-10,7 %	-8,8 %	–	
	GPL	–	-1,1 %	–	–	
	Électrique	–	0,0 %	–	–	
	Total	-21,9 %	-9,7 %	-8,7 %	-15,3 %	
CO <sub>2</sub> urbain	Essence	-0,7 %	-6,2 %	-9,2 %	-1,9 %	-3,3 %
	Diesel	-2,8 %	-2,5 %	-1,7 %	–	
	GPL	–	-1,2 %	–	–	
	Électrique	–	0,0 %	–	–	
	Total	-2,8 %	-3,8 %	-2,2 %	-1,9 %	
Parc roulant urbain	Essence	-0,7 %	-3,2 %	-3,7 %	-0,8 %	-2,1 %
	Diesel	-5,6 %	-1,6 %	-1,3 %	–	
	GPL	–	-1,1 %	–	–	
	Électrique	–	0,0 %	–	–	
	Total	-5,6 %	-2,1 %	-1,5 %	-0,8 %	

Figure 7.

Exemple de résultats de MIMOZA pour une exclusion de tous les véhicules de la classe 1 étoile et un renouvellement de 70 % des véhicules concernés en véhicules neufs.

Example of results from MIMOZA for exclusion of all category 1 vehicles and renewal of 70% of involved vehicles into new vehicles.

Dans cette étude prospective, trois scénarios ont été testés pour les émissions de gaz à effet de serre et pour les polluants atmosphériques cités ci-dessus :

- Le scénario « Avec Mesures Existantes » ou **AME** : il indique la trajectoire de la demande d'énergie, de l'offre énergétique que devraient induire toutes les mesures visant la réalisation des objectifs énergétiques français, effectivement adoptées ou exécutées avant le 1<sup>er</sup> janvier 2010.
- Le scénario « Avec Mesures Supplémentaires, Mesures » ou **AMSM** : il décrit l'évolution du système énergétique français en prenant uniquement en compte les mesures visant spécifiquement la réalisation des objectifs énergétiques en matière de réduction des émissions de GES réellement décidées à ce jour, et leurs effets.
- Le scénario « Avec Mesures Supplémentaires, Objectif Grenelle » ou **AMS0** : il indique la trajectoire de la demande et de l'offre d'énergie que pourrait induire la mise en œuvre effective de toutes les mesures prévues visant spécifiquement la réalisation des objectifs énergétiques français, et la réduction des émissions de polluants atmosphériques, postérieures au 1<sup>er</sup> janvier 2010.

Ces trois scénarios sont fondés sur le même cadrage macro-économique mais différent notamment en termes de consommation d'énergie.

Les évolutions des émissions de particules fines sont présentées dans la figure ci-dessous.

Dans le cadre de la directive NEC qui entre en révision cette année, cet exercice sera mis à jour prochainement.

## Outils méthodologiques

### Guide méthodologique OMINEA

Le rapport OMINEA (Organisation et Méthodes des Inventaires Nationaux des Émissions Atmosphériques en France) constitue le document de référence, d'une part, pour la description du système national d'inventaires des émissions atmosphériques et de gaz à effet de serre et, d'autre part, pour les méthodologies utilisées dans les différents inventaires d'émissions nationaux CEE-NU/NEC, CCNUCC, GIC (Grande Installations de Combustions), SECTEN. L'estimation des quantités de polluants rejetées dans l'atmosphère des sources anthropiques et naturelles fait appel à de nombreuses statistiques/données et méthodes plus ou moins spécifiques et complexes. Les méthodes utilisées pour chacune des catégories de sources émettrices sont présentées pour plusieurs dizaines de substances réparties dans les thèmes « gaz à effet de serre », « acidification et pollution photochimique », « eutrophisation », « métaux lourds », « produits organiques persistants » et « particules ». Ce guide méthodologique OMINEA est assez volumineux (plus de 1 200 pages dans sa dernière édition

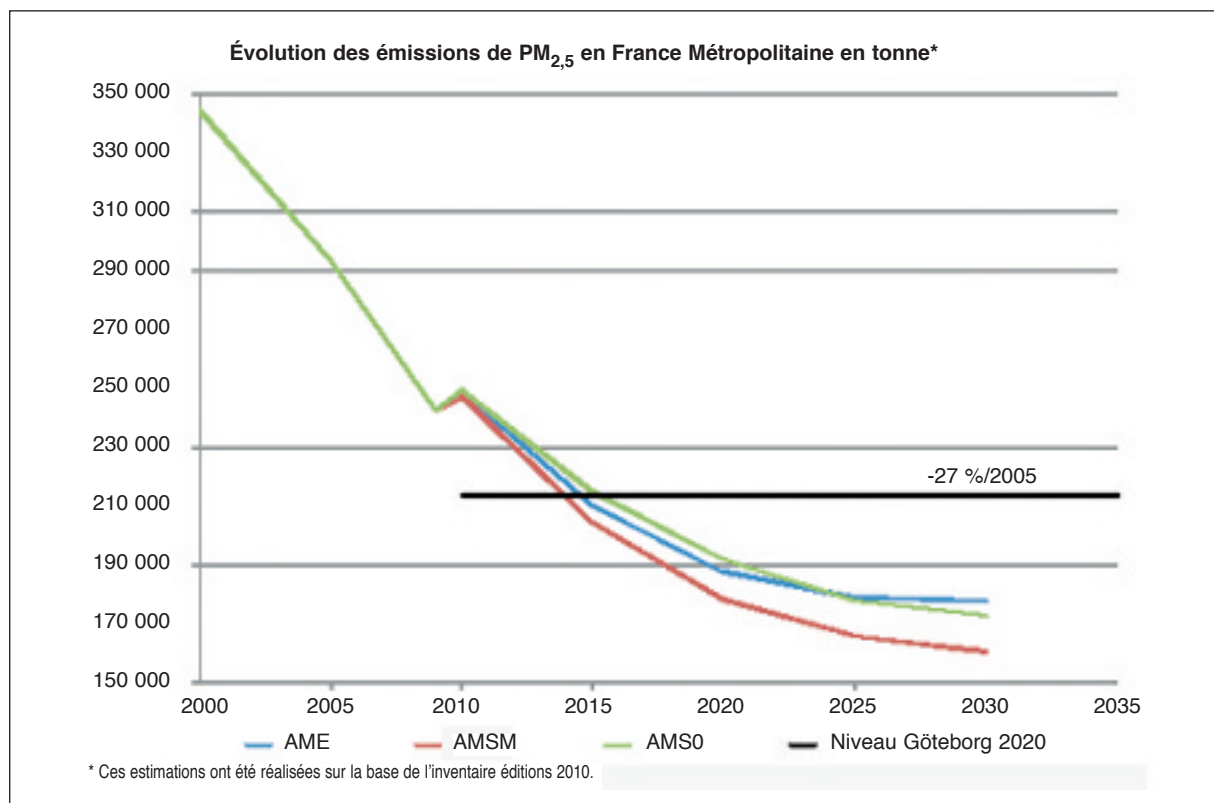


Figure 8.  
Projections OPTINEC4 des émissions nationales de PM<sub>2,5</sub> à 2030.  
National emission projections from OPTINEC4 for PM<sub>2,5</sub> up to 2030.

2012), il est mis à jour chaque année (pour l'ajout d'une nouvelle année et/ou pour la rétopolation des séries temporelles en cas de changements méthodologiques ou de changements de données historiques) (cf. <http://www.citepa.org/fr/inventaires-etudes-et-formationen/inventaires-des-emissions/methodologie-des-inventaires-ominea>).

Du fait des contraintes liées aux conventions internationales (Convention sur la Pollution Atmosphérique Transfrontalière à Longue Distance pour les polluants de la qualité de l'air, Convention Cadre des Nations-Unies sur les Changements Climatiques pour les gaz à effet de serre), le guide méthodologique national OMINEA se doit d'être conforme respectivement au guide européen EMEP/EEA (anciennement EMEP/CORINAIR) (EMEP : *European Monitoring and Evaluation Programme*, EEA : *European Environment Agency*) pour les polluants atmosphériques, et aux guides GIEC de 1996 et 2000 (Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat) pour les gaz à effet de serre. Cette conformité ne signifie pas du tout que les valeurs par défaut (approche dite « tier 1 ») de ces deux guides internationaux doivent forcément être utilisées : en effet, pour les sources d'émissions « clés » (contribuant aux 95 % du total national pour les gaz à effet de serre, et aux 80 % pour les polluants atmosphériques) au contraire, des méthodes plus élaborées doivent être mises en œuvre : méthodes internationales avec des paramètres nationaux (approche type « tier 2 »), voire modèles, méthodes spécifiques nationales ou *bottom-up* des sites industriels (approche de type « tier 3 »).

### Guide méthodologique PCIT

L'arrêté du 24 août 2011 relatif au Système National d'Inventaires d'Émissions et de Bilans dans l'Atmosphère (SNIEBA) a créé deux nouveaux pôles de coordination nationale : le pôle de coordination nationale sur les bilans d'émissions de GES, et le pôle de coordination nationale des inventaires territoriaux (PCIT). Ces deux pôles sont pilotés par la DGEC. L'ADEME assure le secrétariat du pôle de coordination nationale sur les bilans d'émissions de GES. L'INERIS assure le secrétariat du pôle de coordination nationale des inventaires territoriaux. Une des principales missions de ce pôle PCIT a été de réaliser un guide méthodologique pour la réalisation des inventaires territoriaux. Les principaux acteurs de ce guide ont été les trois animateurs du PCIT à savoir l'INERIS, ATMO France (fédération des AASQA) et le CITEPA. À la date d'octobre 2012, le guide est en cours de validation au sein du ministère de l'Écologie.

L'objectif poursuivi dans ce guide est de formaliser des éléments méthodologiques permettant la réalisation d'inventaires d'émissions territoriaux à différentes échelles géographiques pour l'ensemble des sources (hors UTCF – Utilisation des Terres, leur Changement et la Forêt), et différents polluants atmosphériques (particules comprises) et gaz à effet de serre. Ces méthodologies précisent les bases de données et les

facteurs d'émission, la description des activités, ainsi que les modalités de détermination des émissions. Un niveau de cohérence maximal a été recherché avec les méthodologies des inventaires d'émissions nationaux (décrites dans le guide OMINEA). Quelques différences sont liées au référencement au GIEC 2006 (référence méthodologique actualisée) alors que les inventaires nationaux de GES doivent se conformer aux guides GIEC 1996 et 2000 jusqu'à la fin de la première période du protocole de Kyoto (inventaire de l'année 2012).

### Incertitudes et besoins émergents

#### *Incertitudes et processus d'amélioration continue dans les inventaires d'émissions nationaux*

Différents types d'incertitudes peuvent apparaître dans l'établissement des inventaires d'émissions nationaux : incertitudes sur les mesures des émissions ; incertitudes sur les facteurs d'émissions (et leur représentativité) ; incertitudes sur les données d'activités (statistiques, données de productions, de consommations, etc.) ; dans le cas de modèles d'émissions, incertitudes intrinsèques du modèle (sur les constantes et/ou fonctions du modèle) et incertitudes dans l'application du modèle (sur les paramètres d'entrée...).

Les guides méthodologiques internationaux, GIEC 2000 et EMEP/EEA, incluent des lignes directrices de bonnes pratiques sur la question de l'évaluation des incertitudes pour les inventaires d'émissions nationaux. Même s'il n'est pas évident d'évaluer précisément toutes ces différentes incertitudes, des ordres de grandeur de ces incertitudes sont estimés en accompagnement des inventaires nationaux (cf. inventaires CCNUCC, CEE-NU et SECTEN). Ces incertitudes au niveau des émissions totales nationales restent importantes de l'ordre de : ~10 % pour les NO<sub>x</sub>, ~50 % pour les COVNM, ~50 % pour les PM<sub>10</sub>, ~40 % pour les PM<sub>2,5</sub>, ~18 % pour les GES... Par contre, les incertitudes sur l'évolution des émissions (*i.e.* sur la variation d'émissions entre une année de référence et une année récente) sont beaucoup plus modérées : ~3 % pour les NO<sub>x</sub>, ~7 % pour les COVNM, ~10 % pour les PM<sub>10</sub>, ~7 % pour les PM<sub>2,5</sub>, ~3 % pour les GES.

Outre l'importance intrinsèque de connaître et évaluer les incertitudes relatives aux inventaires des émissions, l'analyse combinée de ces incertitudes avec l'analyse des sources « clés » (en termes d'importance en niveau ou d'importance sur l'évolution des émissions) permet d'identifier les secteurs « sensibles ». Cela permet de définir des priorités en termes d'affinements/améliorations des méthodologies et/ou des données d'entrées. Dans le cadre du système national sur les inventaires d'émissions nationaux (cf. arrêté SNIEBA), un processus d'amélioration continue est organisé et suivi par le GCIIIE (Groupe de Concertation et d'Information sur les Inventaires d'Émissions). Ce processus répond aux exigences

d'assurance qualité requises dans le cadre des conventions et protocoles internationaux et directives européennes relatives aux inventaires d'émissions nationaux.

#### **Nouveau besoin d'inventaire des émissions de *black carbon* (carbone-suie)**

Outre l'amélioration de la connaissance sur les sources d'émissions de particules (réduire les incertitudes, améliorer la connaissance sur les spéciations chimiques des PM, affiner les liens entre inventaires PM et métaux lourds, etc.), un nouveau besoin important a émergé récemment : l'évaluation des émissions de *black carbon*. La double problématique santé et impact changement climatique liée à cette substance

fait de cette question un nouvel enjeu qui a été notamment pris en compte dans le protocole révisé de Göteborg, adopté en avril 2012, dans le cadre de la Convention sur la Pollution Atmosphérique Transfrontalière à Longue Distance. Même si le protocole de Göteborg révisé ne contient pas d'obligation sur la question du *black carbon*, elle formule des recommandations, d'une part, pour focaliser les actions de réduction des PM<sub>2,5</sub> sur les secteurs fortement émetteurs de carbone-suie et, d'autre part, pour réaliser des inventaires d'émissions de cette substance. En particulier, dans le cadre du prochain programme de travail (2013-2015) sur les inventaires d'émissions nationaux français, il est prévu de travailler sur un inventaire national du carbone-suie.



# Les modèles régionaux et les modèles urbains : nouveaux outils d'aide à la décision

Laurence ROUÏL(1)

**Le domaine de la gestion et de la surveillance de la qualité de l'air connaît une mutation importante de ses moyens d'évaluation.** La mise en œuvre en 1996 de la Loi sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Energie (LAURE), transposant la Directive Européenne 96/62/CE sur l'évaluation et la gestion de l'air ambiant, a permis à la France de déployer un réseau de surveillance parmi les plus complets et performants en Europe. Opérés par les Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA), ces réseaux fournissent sur l'ensemble du territoire une information ponctuelle sur les concentrations des polluants réglementés, que l'on souhaitait la plus représentative possible de l'exposition des populations et des écosystèmes. Même si l'analyse des tendances des niveaux de concentration sur de longues périodes fournit un indicateur indéniable-

ment pertinent sur l'impact des stratégies de contrôle de la pollution, il n'en demeure pas moins ponctuel.

Les progrès technologiques basés sur une masse considérable de travaux de recherche dans le domaine de la simulation numérique de la qualité de l'air et la maturité grandissante des modèles en font désormais des outils opérationnels de base, là où ils ne constituaient qu'un complément d'information il y a seulement quelques années. La modélisation numérique connaît un véritable essor sur des applications ciblées telles que :

- la cartographie des champs de pollution pour représenter l'exposition à la pollution ;
- la prévision de court terme (pour faciliter la communication vers le public et envisager des mesures de gestion d'urgence) ;

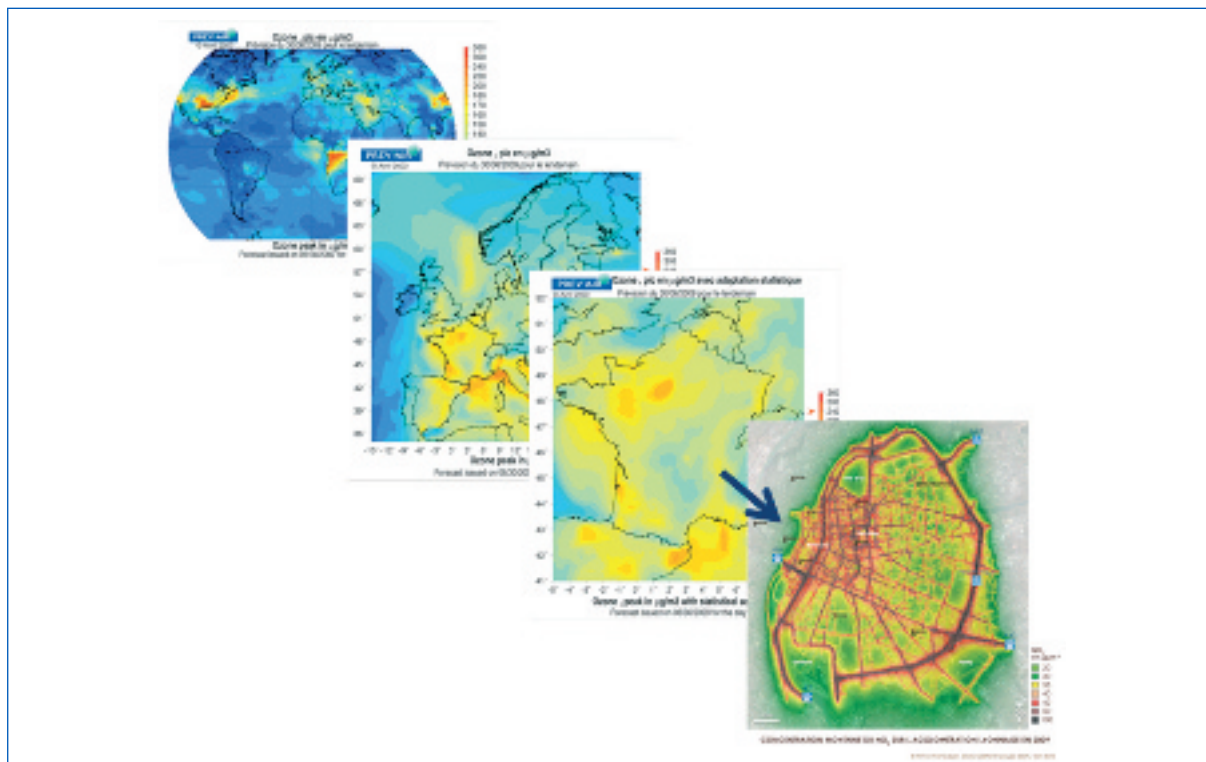


Figure 1.

Couverture spatiale des modèles numériques de qualité de l'air : du globe au quartier (source : PREV'Air et Air Rhone-Alpes).

(1) Responsable du Pôle « Modélisation Environnementale et Décision » – Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INERIS) – [Laurence.rouil@ineris.fr](mailto:Laurence.rouil@ineris.fr).

- la prévision prospective de l'impact de scénarios de réduction des émissions dans une logique de gestion sur le plus long terme.

La surveillance et la gestion de la qualité de l'air ne résultent plus seulement de l'observation issue de réseaux de mesure, mais plutôt d'une combinaison entre simulations (alimentées par des données d'entrée d'émission et de météorologie de haute résolution) et observations, issues des réseaux réglementaires (ATMO-AASQA, en France), de réseaux de recherche, voire de systèmes satellites.

Les modèles de qualité de l'air s'installent ainsi dans le champ réglementaire, puisqu'ils constituent l'unique moyen d'évaluation des plans d'action à mettre en œuvre dans le futur. De fait, des exigences nouvelles relatives à la qualité et la fiabilité des résultats qu'ils fournissent se sont développées, dynamisant les travaux de recherche dans ce domaine. En l'espace de 10 ans, des progrès considérables ont été réalisés dans le domaine de la simulation de la qualité de l'air depuis l'échelle du globe à celle du quartier (figure 1). Ils résultent d'avancées scientifiques (réactions chimiques, prise en compte de la dynamique...) et techniques (bénéfice de capacités de calcul accrues pour réaliser des simulations avec une résolution spatiale élevée...).

À terme, il sera possible de simuler la qualité de l'air au niveau de l'Europe entière avec une résolution de quelques kilomètres, en incluant des zooms de résolution encore plus grande au niveau des zones sensibles telles que les grandes agglomérations. La

mise en place et l'exploitation opérationnelle de systèmes intégrés et mutualisés de prévision et de surveillance de l'environnement à l'échelle de l'Europe est en route via la nouvelle ligne programme créée par la Commission Européenne, nommée GMES (*Global Monitoring for Environment and Security* – [www.gmes.eu](http://www.gmes.eu)). GMES deviendra opérationnel en 2014, et la Commission Européenne (DG ENV) souhaite en faire un outil pérenne, fournisseur de données de référence pour aider les États membres à remplir leurs obligations réglementaires. Selon les situations, elles pourront être utilisées telles quelles ou raffinées au niveau local (agglomération et en deçà) par l'usage d'autres modèles de plus petite échelle par exemple.

En réalité, la principale conséquence des progrès de la science et des technologies de l'information est l'accès, à moyen terme, d'une information à haute résolution sur des domaines géographiques étendus. Ainsi, il ne sera plus pertinent de considérer de façon disjointe, des organisations techniques de niveaux européen, national, puis local, la distinction sera conditionnée par la nature des outils :

- les modèles de chimie-transport dits « régionaux » utilisables avec une résolution de quelques kilomètres sur toute l'Europe (à condition que les données d'entrée d'émission et de météorologie soient accessibles à une résolution similaire) ;
- les outils spécifiques de niveau local (modèles urbains, modèles de rue...) appliqués à une résolution inférieure au km pour modéliser correctement la

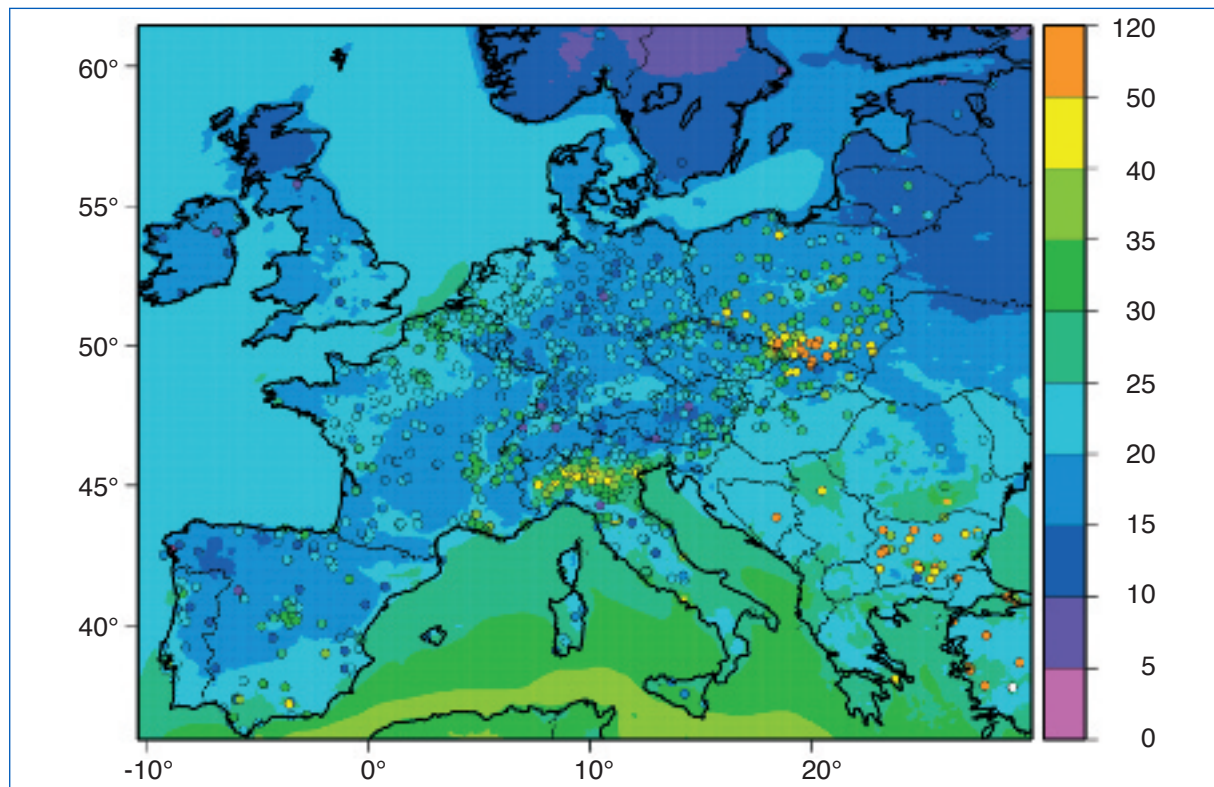


Figure 2.

Moyennes annuelles de  $PM_{10}$  pour 2009 simulées par le modèle CHIMERE (IPSL/INERIS) avec une résolution de 7 km. Les points colorés représentent les valeurs des observations issues de la base de données européenne AIRBASE.

pollution atmosphérique dans les agglomérations afin d'estimer l'exposition des populations et de définir des plans locaux de gestion.

Les modèles de chimie et transport dits « régionaux » restituent les concentrations sur une grille allant de 25 km à quelques kilomètres de résolution. Les performances atteintes laissent envisager un usage de plus en plus répandu de ces outils pour simuler les concentrations de fond auxquelles citoyens et écosystèmes sont exposés. En cela, l'essor des systèmes opérationnels de prévision de la qualité de l'air, en Europe avec les projets du GMES, en France avec PREV'AIR et en régions avec les plateformes développées par les AASQA, a été déterminant. Le suivi quotidien des prévisions livrées par ces systèmes de simulations a largement contribué à identifier leurs forces et faiblesses et des axes d'amélioration. La prévision des concentrations d'ozone est considérée comme très satisfaisante. Le cas des particules est nettement plus complexe du fait des incertitudes sur les inventaires d'émissions et sur la paramétrisation des phénomènes physico-chimiques mis en jeu. Néanmoins, un certain nombre de travaux récents, notamment menés dans le cadre des projets européens<sup>(2)</sup> ont permis de mettre en place des chaînes de modélisation performantes (figure 2).

Au niveau local, la pollution urbaine et de proximité est modélisée avec des modèles spécifiques. On constate au sein des AASQA françaises un usage répandu de modèles gaussiens urbains ou de modèles de rue qui fournissent des résultats très satisfaisants, pourvu que les inventaires d'émission utilisés en données d'entrée soient de bonne qualité. Dans un futur proche, les progrès de l'informatique scientifique faciliteront l'accès à des modèles plus complexes permettant une meilleure prise en compte des effets dynamiques de l'atmosphère (l'îlot de chaleur urbain) et des écoulements de très petite échelle pour une représentation plus fiable des points chauds et des zones potentiellement en dépassement des valeurs limites.

Dans ce contexte, on assiste à une évolution des besoins et applications associés à la réalisation d'inventaires d'émission. Si, jusqu'à présent, ils étaient essentiellement liés aux missions de rapportage et d'évaluation de politiques de réduction des émissions, ils sont désormais une donnée de base à la mise en œuvre de modèles, et donc de la surveillance et de la

gestion de la qualité de l'air. La nature des inventaires est amenée à évoluer par rapport à ce qui est demandé pour les rapportages réglementaires : de haute qualité, la donnée doit être spatialisée (à une résolution de plus en plus fine) et temporalisée (au niveau de l'heure dans la plupart des cas). C'est à cette fin, pour améliorer la qualité des prévisions délivrées par le système national de prévision de la qualité de l'air PREV'AIR, que le ministère de l'Environnement avait décidé la création de l'Inventaire National Spatialisé (INS) en 2003.

Au niveau local, des inventaires spatialisés de très haute résolution ont été développés par les AASQA. Ils sont utilisés par les AASQA pour répondre aux sollicitations locales liées à l'exposition des populations, à la définition de politiques de la ville et comme données d'entrée de leurs modèles.

Les systèmes de modélisation opérationnels sont conçus pour affiner la prédiction des situations futures en tirant les leçons du passé. L'analyse systématique des écarts entre simulations et observations permet de les qualifier ou non pour la prise de décision. Les systèmes dédiés à la cartographie de situations passées intègrent désormais les observations pour corriger les simulations par des techniques d'assimilation des données qui s'avèrent très performantes. Il est raisonnable de penser que les cartes ainsi « analysées » constituent la meilleure représentation possible des phénomènes de pollution. Le développement de ces approches conduira à modifier sensiblement le réseau de surveillance pour disposer de la meilleure complémentarité possible entre modèles et mesures. Cette réflexion est en marche et devrait largement se développer dans les années à venir, en support des politiques de gestion de court et moyen termes.

Il existe désormais des « réanalyses » de l'évolution de la pollution atmosphérique en Europe ces 10-20 dernières années qui permettent de comprendre pourquoi les stratégies imaginées par le passé n'ont pas toujours eu les effets attendus : le transport hémisphérique des polluants, la composition chimique globale, le réchauffement climatique ou les fluctuations d'émissions selon le dynamisme économique des pays sont autant de facteurs négligés par le passé mais dont on espère pouvoir mieux représenter l'impact sur la qualité de l'air... Nouveaux challenges pour la simulation numérique.

(2) Tel le projet EC4MACS [www.ec4macs.eu](http://www.ec4macs.eu) dédié au développement d'outils de modélisation et de base de données pour l'aide à la décision.



# L'apport des méthodes d'analyses chimiques des PM pour la connaissance des sources d'émission

## Chemical analysis of atmospheric PM and improvement of the knowledge on emissions sources

Jean-Luc JAFFREZO<sup>(1)</sup>, C. PIOT<sup>(1,2)</sup>, Jean-Luc BESOMBES<sup>(2)</sup>, N. MARCHAND<sup>(3)</sup>, I. EI HADDAD<sup>(3,4)</sup>, O. FAVEZ<sup>(5)</sup>, et G. BRULFERT<sup>(6)</sup>

### Mots-clés

Aérosols atmosphériques, chimie des PM, traçeurs, sources d'émission, analyse on-line, prélèvements off-line.

### Keywords

Atmospheric PM, PM chemistry, tracers, emission sources, on-line analysis, off-line sampling.

## INTRODUCTION

Pour de nombreuses localisations du territoire national, les concentrations en particules atmosphériques (aussi appelée PM pour *Particulate Matter*) dépassent les niveaux autorisés par les normes européennes [Favez *et al.*, dans ce numéro]. La mise en œuvre et le suivi des effets des réglementations pour réduire les concentrations atmosphériques de ces PM nécessitent une meilleure connaissance des sources d'émissions qui conduisent aux particules observées en milieux ambiants. Les actions à mettre en place doivent en effet être ciblées sur les principales sources d'émission de polluants pour tenter de réduire le nombre de journées de dépassement des valeurs limites autorisées. Cette connaissance des sources peut être issue des résultats d'exercices de modélisation déterministe, utilisant les données des cadastres d'émissions (cadastre national CITEPA ou cadastre plus spécifique à la région considérée). Cependant, ce type d'approche comporte encore bien des limites, en particulier une vision potentiellement partielle des sources mises en jeu, ainsi qu'une description encore

très imparfaite des processus d'évolution des PM pendant leur séjour dans l'atmosphère (chimie hétérogène, formation des espèces secondaires...) dans les modules de physico-chimie des modèles.

Ainsi, les mesures de terrain peuvent indéniablement apporter une vision complémentaire à cette approche de modélisation, particulièrement grâce à des mesures d'espèces chimiques mises en relation avec des sources d'émission spécifiques. En effet, les propriétés physico-chimiques des PM sont une résultante directe des émissions et des transformations subies par ces particules suite à ces émissions, et ces caractéristiques représentent donc une trace des sources originelles. Des mesures chimiques appropriées, associées à une bonne compréhension des processus pouvant modifier les signatures originelles pendant le vieillissement des PM permettent donc de remonter aux apports respectifs des sources. La très grande diversité des mesures chimiques qui sont maintenant possibles sur de tels échantillons autorise la recherche d'espèces issues d'un large panel de sources.

(1) UJF-Grenoble 1 – CNRS, LGGE UMR 5183, 54 rue Molière, 38402 Saint-Martin-d'Hères, France.

(2) Université de Savoie, LCME, campus scientifique, 73376 Le Bourget-du-Lac Cedex, France.

(3) Aix-Marseille université – CNRS, LCE FRE 3416, 13331, Marseille, France.

(4) Paul Scherrer Institut (PSI), Laboratory of Atmospheric Chemistry, 5232 Villigen, PSI, Switzerland.

(5) INERIS/LCSQA, Parc Technologique ALATA, BP 2, 60550 Verneuil-en-Halatte.

(6) Air Rhône-Alpes, 44 avenue Marcelin Berthelot, 38100 GRENOBLE.

Cet article présente quelques exemples d'apports de ces mesures de terrain à la mise en évidence voire à la quantification des contributions de sources d'émission à la composition des PM observées, en tentant de se focaliser sur des types de sources *a priori* mal abordées *via* les cadastres d'émission. Une première partie aborde les différentes méthodologies de traitement de l'information qui peuvent être mises en œuvre pour aboutir à ces résultats. Les deux parties suivantes proposent respectivement des exemples d'apports *via* les méthodes de caractérisation chimique *off-line* et les méthodes *on-line*.

## Caractérisation et Quantification des sources

Il est sans doute intéressant de commencer par rappeler quelques notions de base sur les caractéristiques physico-chimiques des PM, en particulier celles qui sont importantes pour la compréhension des méthodologies permettant les déterminations des contributions des sources. Tout d'abord, on rappelle que les gammes de tailles des PM couramment observées dans l'atmosphère s'étalent de quelques nm ( $10^{-9}$  m) à quelques dizaines de  $\mu\text{m}$ . Ramenée à une échelle plus sensible, cette gamme est équivalente à celle d'objets allant de quelques mètres à quelques dizaines de km. Cette large échelle permet facilement de comprendre que la très grande diversité de taille de ces objets implique qu'ils n'ont généralement pas les mêmes sources (et donc pas la même chimie), ni les mêmes dynamiques d'évolution. Cependant, toutes ces tailles ne contribuent pas de façon identique à la masse des PM, et par exemple seules les particules d'un diamètre aérodynamique supérieur à quelques centaines de nm sont importantes en ce qui concerne les caractéristiques globales (masse et composition chimique) des  $\text{PM}_{10}$  (particules de diamètre inférieur à  $10\ \mu\text{m}$ ) ou des  $\text{PM}_{2,5}$ . En particulier, les nanoparticules (d'origines naturelles ou anthropiques) ne participent que marginalement à la composition chimique globale des  $\text{PM}_{10}$  (et  $\text{PM}_{2,5}$ ). *In fine*, il est donc nécessaire de bien évaluer quelles sont les sources qui peuvent effectivement être évaluées *via* des analyses chimiques globales des PM.

Une autre caractéristique est importante pour comprendre les processus qui conditionnent la chimie des PM. La densité de concentration des particules dans l'atmosphère est de l'ordre de quelques milliers à quelques dizaines de milliers de particules par  $\text{cm}^3$  pour des milieux de type urbain, la grande majorité de ces particules étant dans des gammes de tailles inférieures à quelques dizaines de nm (à une échelle plus courante, cela est transposé en une densité de quelques milliers d'objets d'une taille de quelques mètres/dizaines de mètres dans un cube de  $10\ 000\ \text{km}$  de côté). Cet isolement des objets (avec principalement des objets d'environ quelques dizaines de mètres chacun dans un cube de  $1\ \text{km}$  de côté, les objets plus gros, qui conditionnent la masse et la chimie des  $\text{PM}_{10}$  étant encore plus rares d'un facteur 10 à 100) indique qu'ils ont peu de chance d'interagir entre eux

et que les évolutions physico-chimiques prendront place principalement *via* des processus hétérogènes : échanges avec la phase gazeuse, activation en phase nuageuse puis processus en phase liquide. Ainsi, des analyses chimiques particule par particule *on-line* (comme avec certains modes de fonctionnement d'AMS (*Aerosol Mass Spectrometer*), ou par microscopie électronique avec analyse EDX (*Energy Dispersive X-Ray*) [Ault *et al.*, 2012], ou par  $\mu\text{PIXE}$  (*Proton Induced X-Ray Emission*) [Barrera *et al.*, 2012]) donnent très probablement une vision précise de la source de particules pour les espèces primaires insolubles, cette signature étant modifiée par la présence d'espèces d'origine secondaire issues de processus hétérogènes (sulfate ou nitrate d'ammonium, etc.).

Sur ces bases, les discriminations de sources d'émissions *via* les analyses chimiques s'appuient sur la quantification d'espèces chimiques ou de propriétés discriminantes dont la géochimie est relativement bien connue. Cela inclut des espèces traceurs de source (*i.e.* issues d'une source quasi unique dans le système atmosphérique), des espèces indicatrices de sources (dont la présence dans l'échantillon prélevé est le témoin de l'implication d'une ou de plusieurs sources), ainsi que des combinaisons caractéristiques d'espèces chimiques dont les rapports de concentration sont spécifiques (constituant des profils chimiques types). L'acquisition de ces données est alors orientée vers leur utilisation dans des outils permettant la qualification et la quantification des sources suspectées. En effet, de nombreuses méthodologies ont été développées pour l'étude de l'influence des sources d'émissions des aérosols. Ces méthodologies peuvent être qualitatives ou quantitatives et permettre l'estimation des contributions d'une ou plusieurs sources. Les méthodologies qualitatives seront utilisées notamment en amont des méthodologies quantitatives afin d'orienter les choix des sources d'émissions étudiées et ne seront pas présentées dans ce document. Hormis l'approche isotopique (réalisée en particulier sur les isotopes du carbone ou du plomb) qui est une mesure directe du fractionnement entre deux types de sources, les méthodologies quantitatives s'appuient sur des modèles mathématiques empiriques ou sur des résolutions statistiques de système d'équations. Elles utilisent *a minima* les données chimiques obtenues sur un site récepteur, certaines méthodologies nécessitant également des données chimiques à l'émission. Un des principes généraux de la modélisation des contributions des sources d'émissions sur un site récepteur est très souvent une conservation des espèces et de la masse des composés entre les émissions des sources et le site récepteur [Hopke *et al.*, 2006]. Ces méthodologies réalisent donc un bilan de masse pour identifier les sources d'émissions et quantifier les contributions de chacune.

Les approches les plus facilement utilisables sont les approches monotraces. Elles utilisent les concentrations chimiques de composés indicateurs ou traceurs de sources et des équations empiriques reposant sur des ratios de concentrations mesurées

dans les émissions des sources ou en champs proches, en faisant l'hypothèse que ces ratios n'évoluent pas dans l'atmosphère après émission. Ces approches sont fortement dépendantes des ratios utilisés, généralement issus de la littérature, eux-mêmes fortement influencés par les conditions de réalisation des profils de sources, pouvant entraîner une sous-estimation ou une surestimation des contributions des sources considérées. Ces méthodes possèdent donc des limites d'utilisation mais restent néanmoins une première approche facile et rapide à utiliser. Ces approches sont beaucoup utilisées dans la littérature pour estimer par exemple :

- les contributions de la combustion du bois au carbone organique,
- les contributions des sels marins et des poussières crustales aux PM.

Deux types de modèles récepteurs sont couramment utilisés dans la littérature pour la quantification des sources : le modèle CMB (*Chemical Mass Balance*) et le modèle PMF (*Positive Matrix Factorization*).

L'approche CMB consiste à décrire la concentration des constituants d'un échantillon ambiant donné comme une combinaison linéaire des compositions d'une espèce chimique  $i$  analysée sur le site récepteur  $k$  peut être exprimée par la formule suivante :

$$C_{ik} = \sum_{j=1}^m f_{ijk} \cdot a_{ij} \cdot S_{jk}$$

La validité statistique de cette résolution repose entre autres sur les hypothèses suivantes :

- les profils à l'émission des sources sont connus et constants dans le temps,
- par simplification de ce modèle, les espèces chimiques utilisées seront choisies parmi les plus inertes chimiquement,
- toutes les sources significatives sont incluses.

Pour appliquer le modèle CMB, l'ensemble des sources significatives, ainsi que leurs profils chimiques et traceurs spécifiques, doivent être identifiés *a priori*. En effet, ce modèle peut être utilisé sur un nombre limité d'échantillons mais impose une connaissance préalable des sources d'émissions influençant le site récepteur et de disposer de profils chimiques des sources d'émissions. La disponibilité de profils chimiques adaptés au site étudié constitue une des limites du modèle. De plus, l'hypothèse principale étant une conservation de la masse de carbone entre l'émission et le site récepteur, les aérosols secondaires ne peuvent pas être identifiés par cette approche puisqu'ils correspondent à des composés non présents dans la phase particulaire à l'émission mais se trouvant dans la phase particulaire sur le site récepteur. La méthode CMB identifie et quantifie donc les sources primaires de l'aérosol. Les contributions des sources secondaires aux PM ou à l'aérosol organique sont obtenues par différence entre la concentration totale mesurée et les fractions des PM ou de l'OC non

attribuées par le CMB. Ce calcul est valable à condition que la majeure partie des sources primaires d'émissions soit prise en compte dans le CMB.

Le modèle PMF s'appuie sur une analyse factorielle des données. Il prend en compte également les valeurs manquantes et celles en dessous des limites de détection, qu'il pondère aux données à travers une matrice contenant les incertitudes de mesures de ces données. Le modèle permet de résoudre l'équation suivante :

$$x_{ij} = \sum_{k=1}^p g_{ik} \cdot f_{kj} + e_{ij}$$

La connaissance de profils de sources n'est pas nécessaire à l'application du modèle PMF. De plus, les paramètres physiques des aérosols ou des paramètres ambiants (température, humidité, vent) peuvent être incorporés à la matrice de données. Mais le modèle PMF nécessite un vaste jeu de données et une série temporelle des variables. Ce modèle est ainsi très utilisé pour l'étude des sources d'émissions à partir de mesures AMS (*Aerosol Mass Spectrometer*) [Lanz *et al.*, 2010] pour lesquelles ces deux conditions sont remplies. Cependant, les profils dégagés statistiquement nécessitent une identification posttraitement pour une attribution à une source donnée. Cette identification reste dans de nombreux cas au niveau d'une typologie d'aérosol et demeure un des enjeux majeurs de ce modèle. Ainsi, récemment, des modèles PMF dits « hybrides » ont été développés (de type ME-2 par exemple) dans lesquels des profils de sources connus peuvent être inclus [Shi *et al.*, 2011] pour un nombre limité de sources identifiées au préalable tout en laissant la liberté au modèle d'explorer les différentes possibilités pour les autres sources.

Enfin, l'analyse des isotopes du carbone (ratio  $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ ) permet une mesure directe de la fraction moderne (fm) du carbone. La fraction fossile (ff) est ensuite déduite par soustraction de la fm au carbone total. La quantification des sources d'émissions de carbone par cette méthodologie est très fiable et comporte peu d'incertitudes (aux erreurs de mesures près) puisque c'est une mesure directe et non une estimation statistique par un modèle. Cependant, elle permet uniquement la distinction entre deux sources de carbone : modernes et fossiles. Outre la validation des résultats des autres méthodologies quantitatives, les mesures de  $^{14}\text{C}$  peuvent venir compléter ces résultats en indiquant si les autres sources de carbone non déterminées par les méthodologies statistiques sont fossiles ou modernes.

### Caractérisations chimiques *off-line*

Les caractérisations chimiques *off-line* sont généralement réalisées sur des échantillons collectés sur filtre avec des échantillonneurs actifs, majoritairement de type bas débit ( $1\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ ) ou haut débit ( $30\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ ). Les préleveurs peuvent être équipés ou non de dispo-

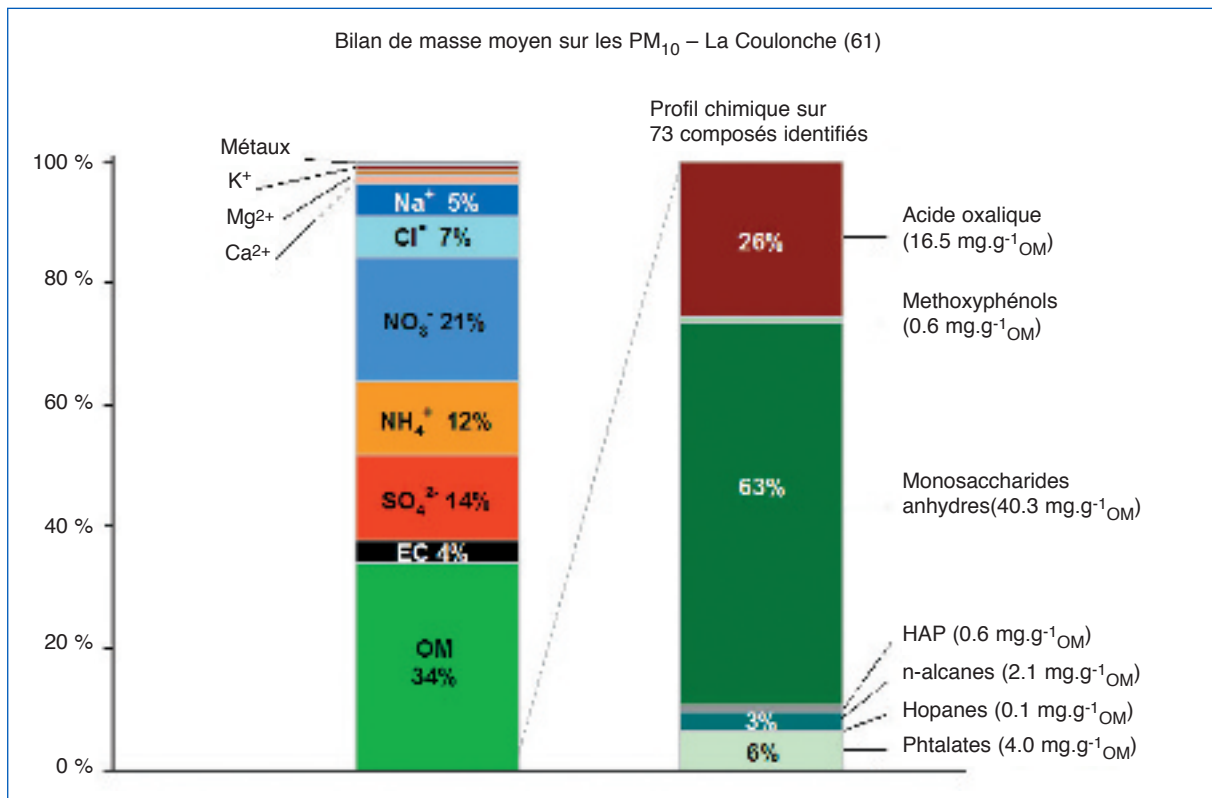


Figure 1.  
Profil chimique moyen des échantillons prélevés sur le site de La Coulonche dans le cadre du programme ADEME Particul'Air (2011).  
Average chemical profile for samples from La Coulonche (program ADEME Particul'Air).

sitifs (dénudeurs, postfiltres, mousse...) permettant de réduire les artefacts de mesures positifs ou négatifs liés au caractère semi-volatil ou réactif des espèces recherchées. De très nombreux types de filtres peuvent être utilisés pour la collecte des particules (en quartz, Téflon, polycarbonate, acétate de cellulose...), et le choix dépend en grande partie des analyses envisagées ultérieurement. Les PM étant constituées d'une large gamme d'espèces chimiques (plusieurs centaines), un grand panel d'analyses chimiques est possible, et plusieurs d'entre elles doivent être menées en parallèle pour obtenir ne serait-ce qu'un profil chimique « de base » permettant des travaux sur la détermination des sources.

La figure 1 présente un profil chimique moyen obtenu pour des PM<sub>10</sub> d'échantillons journaliers collectés avec un préleveur haut débit (Digital DA80), sur le site MERA de La Coulonche (<http://www.opal.ademe.fr/pages/public/index.php?v=dispositifs&id=2>) dans le cadre du programme ADEME Particul'Air (Particul'Air, 2011). Différentes méthodes d'analyses ont été mises en œuvre pour obtenir ce profil chimique (Piot, 2011 ; Particul'Air, 2011), incluant pour la phase inorganique : la chromatographie ionique (ions majeurs), l'ICP-MS (métaux et éléments en trace) et une méthode thermo-optique (fraction carbonée EC-OC) ; et pour la phase organique : la GC-MS avec ou sans dérivation (espèces polaires et apolaires), et l'HPLC-

Fluorescence (HAP). L'observation du profil chimique des espèces majeures du bilan de masse permet déjà d'obtenir des indications sur l'historique des PM mesurées et le type de sources ayant participé à leur formation. Ainsi, l'importance des espèces secondaires (sulfates, nitrates, ammonium, oxalate) montre un aérosol ayant subi divers processus de transformation dans l'atmosphère (communément décrit comme « âgé »), la fraction importante en monosaccharides anhydres (dont le lévoglucosan) témoigne de l'influence de la combustion de biomasse et la présence de NaCl indique un impact de la source marine. De nombreuses autres analyses peuvent être conduites de façon plus ou moins routinière sur de tels échantillons en vue de déterminer des sources, incluant la quantification de saccharides anhydres et de polyols (par HPLC-PAD) [Linuma *et al.*, 2009], ou encore des mesures d'HULIS (*Humic Like Substances*) par HPLC-UV [Badel *et al.*, 2010].

La mise en œuvre de telles mesures chimiques, même si elle requiert un bon niveau analytique et un budget adapté, est relativement simple (en particulier pour les techniques de base que sont la chromatographie ionique et les méthodes thermo-optique d'analyse de la fraction carbonée), et permet de travailler sur de grandes séries d'échantillons nécessaires pour l'utilisation de méthodes statistiques de déconvolution des sources. Les limites de quantification obtenues avec des protocoles optimisés sont

généralement basses, très souvent de l'ordre de quelques  $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$  voire moins, et donc compatibles avec la majorité des environnements. Par contre, les limitations souvent rencontrées sont liées aux contaminations possibles lors des étapes de collecte et d'analyse, à la quantité de matériel disponible pour mettre en œuvre différentes techniques en parallèle sur un même prélèvement, et aux artefacts positifs et négatifs liés au mode de prélèvement par filtration, qui peut très largement affecter les espèces semi-volatiles ou réactives présentes dans l'atmosphère échantillonnée.

Cependant, ces caractérisations chimiques peuvent largement conduire à une bonne connaissance de la géochimie et des sources des échantillons étudiés. Ci-dessous sont développés 4 exemples de résultats sur la détermination de sources spécifiques, utilisant des caractérisations chimiques *off-line* sur des filtres en quartz issus de prélèvements à haut débit.

### Embruns marins et sels de route

Ces deux sources de particules peuvent jouer un rôle important dans les épisodes de dépassement des seuils de  $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  pour des situations très spécifiques dans des environnements bien différenciés. L'importance des embruns marins dans les PM est avérée en zone côtière (Particul'Air, 2011 ; LCSQA, 2011), alors que la source « remise en suspension

des sels de salage des route » intervient plus en période froide et en zones continentales [Gertler *et al.*, 2006]. Ces deux sources partagent toutefois une signature chimique très proche, celle du sel de mer.

La figure 2 est issue d'un programme mené en collaboration entre Atmo Rhône-Alpes (coordinateur), le LCSQA, le LGGE, et le LCME dont l'objectif était la mise en évidence de l'influence de la remise en suspension des sels de route sur divers sites en Rhône-Alpes. Des prélèvements journaliers à haut débit (DA80 avec filtre Tissuquartz) ont été réalisés pendant la période du 31 janvier au 31 mars 2012 en bord de route, d'une part, dans la vallée de Chamonix (site des Bossons) et, d'autre part, à Grenoble (site bord de route du Rondeau et site urbain de fond des Frênes). Ces échantillons ont été analysés en chromatographie ionique pour la détermination des ions majeurs, dont  $\text{Na}^+$  et  $\text{Cl}^-$ . Sur la figure 2, les parties supérieures montrent les évolutions de concentrations de ces deux ions dans les échantillons des deux sites de bord de route. Des concentrations extrêmement élevées en  $\text{Na}^+$  et  $\text{Cl}^-$  sont observées aux Bossons, la somme de ces deux seules espèces pouvant atteindre plusieurs dizaines de  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ . Les concentrations observées sur le site des Frênes sont bien moins élevées, mais peuvent déjà être conséquentes (supérieures à  $5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  pour NaCl pour certains échantillons). L'évolution conjointe des concentrations pointe sur l'association de ces deux

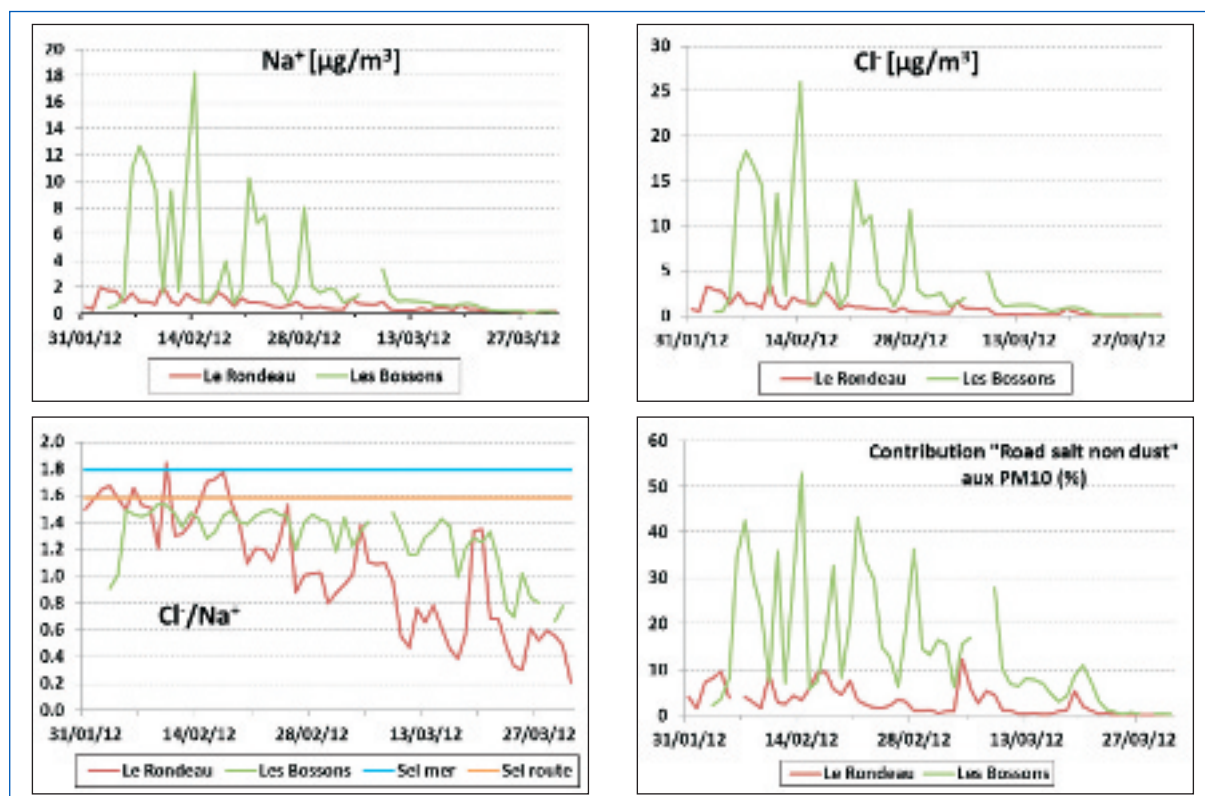


Figure 2.

Estimation des contributions des sels de salage de route à partir des mesures de NaCl pour deux sites en Rhône-Alpes (Les Bossons – vallée de Chamonix et Le Rondeau – Grenoble), à partir des concentrations mesurées en  $\text{Na}^+$  et  $\text{Cl}^-$ .

Contribution of resuspension of road salt to  $\text{PM}_{10}$  for two roadside sites in the Rhône-Alpes region, from the measurement of  $\text{Na}^+$  and  $\text{Cl}^-$ .

espèces sous forme de chlorure de sodium, avec des périodes synchrones qui peuvent durer quelques jours indiquant des sources épisodiques.

Les panneaux du bas montrent (à gauche) l'évolution des ratios massiques  $Cl^-/Na^+$  dans les échantillons comparés au ratio du sel de mer et des sels employés en Rhône-Alpes pour le salage des routes, et (à droite) le pourcentage de contribution du sel de salage à la masse des  $PM_{10}$  (dont les concentrations sont mesurées en parallèle sur les sites par TEOM). Le ratio massique du sel de salage est différent de celui du sel de mer (figure de gauche), indiquant la nécessité de connaître ce profil chimique spécifique pour une détermination précise de l'impact de la remise en suspension du sel de route sur les PM. D'autre part, les ratios massiques des échantillons correspondent bien à celui du sel de salage en première partie de campagne de mesure (lors des épisodes d'épandage les plus fréquents), alors qu'ensuite une modification de ce profil est observé, avec un appauvrissement en chlore probablement témoin de processus de volatilisation de cette espèce. Il est donc nécessaire de tenir compte de cet appauvrissement pour une détermination exacte de la contribution de la remise en suspension du sel de salage.

Les contributions pour les deux sites sont présentées à droite, et sont calculées en employant une méthode « monotracteur » proposée dans la note du groupe de travail de la commission européenne [Working Group, 2011], *i.e.*, en sommant les concentrations mesurées en  $Cl^-$  et  $Na^+$ . Cette estimation est une valeur basse, dans la mesure où  $NaCl$  ne représente que 86 % de la masse des ions du sel de mer. Cependant, ces estimations montrent que ces contributions, si elles sont déjà élevées pour un site en milieu urbain comme Grenoble (proches de 10 % selon les jours) peuvent devenir majoritaires au bilan

de masse dans un contexte de vallées alpines en hiver. Ces contributions, et surtout leurs évolutions, sont mal capturées dans les modèles déterministes, alors qu'elles peuvent potentiellement avoir une grande importance pour les épisodes de dépassements des normes concernant les  $PM_{10}$ .

### Émissions véhiculaires directes et indirectes, et remise en suspension des poussières du sol

La fraction de masse des PM issue des sources crustales est elle aussi une partie difficilement intégrée avec réalisme dans les cadastres d'émissions. Cette fraction peut être issue de plusieurs sources, dont les épisodes de poussières désertiques, les travaux agricoles ou les chantiers, ainsi que par la remise en suspension des poussières du sol par le vent ou par la circulation véhiculaire. La séparation de ces différentes sources, ainsi que les profils chimiques potentiellement variés liés à la diversité minéralogique du matériel émis font que les méthodes PMF sont les plus appropriées pour quantifier les apports dus à la remise en suspension des poussières du sol [Amato *et al.*, 2009].

La figure 3 présente une estimation de cette fraction crustale réalisée par une analyse de type PMF menée sur les échantillons obtenus lors de la campagne de mesure décrite dans la section précédente, pour le site du Rondeau à Grenoble. En plus des analyses ioniques déjà mentionnées, ces échantillons ont été analysés en mettant en œuvre les mêmes techniques que celles indiquées pour établir le profil chimique proposé avec la figure 1 : analyse thermo optique de EC-OC, analyse d'une suite d'espèces élémentaires par ICP-MS, et analyses de traceurs de combustion de biomasse par HPLC-PAD.

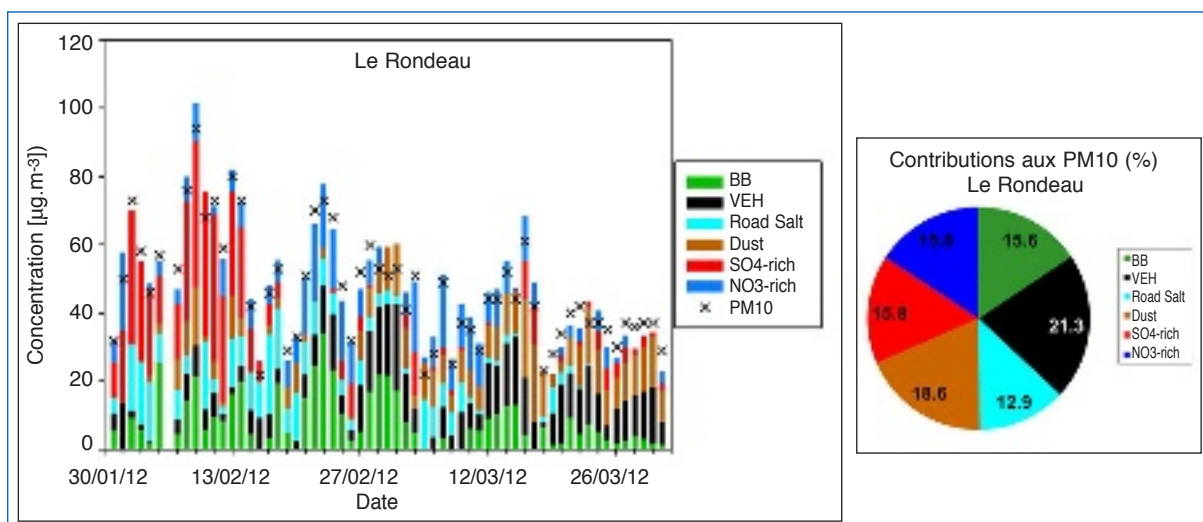


Figure 3.

Analyse des sources principales des PM par méthode PMF pour des prélèvements sur le site trafic du Rondeau (Grenoble), et % moyens de ces sources sur la période considérée. BB : combustion de la biomasse ; VEH : émissions véhiculaires directes ; road salt : remise en suspension des sels de salage ; dust : poussières d'origine crustale.

PMF analysis of the main pm sources for samples collected on a traffic site (Le Rondeau, Grenoble), and average fraction of each source on the sampling period. BB : biomass burning; VEH: direct vehicular emission.

L'analyse conduit à la détermination de 6 facteurs principaux : la combustion de la biomasse, les émissions véhiculaires (directes et indirectes), le sel de route, les poussières crustales, ainsi que 2 facteurs représentant des composantes secondaires, l'une contrainte par le sulfate, l'autre par le nitrate. On retiendra que la masse des  $PM_{10}$  est raisonnablement reconstruite par ces 6 facteurs. On note que l'estimation de la remise en suspension des sels de salage est dans ce cas légèrement supérieure à celle donnée par la méthode monotracteur présentée ci-dessus. Une des hypothèses est donc que cette dernière méthode sous-estime la contribution en ne prenant pas en compte l'ensemble des espèces effectivement présentes dans les sels de salage. Une seconde hypothèse est la prise en compte dans ce facteur d'une fraction faible mais non négligeable d'autres espèces liées aux émissions véhiculaires ou à la remise en suspension de poussières du sol. Ce facteur comporte en effet une composante apportée par des espèces telles que EC (carbone élémentaire) et des traceurs métalliques (Cuivre, Molybdène, Nickel...) soit en raison de colinéarités entre les évolutions temporelles des émissions de ces différentes sources dans le système étudié, soit en raison d'une réelle liaison physique de ces espèces chimiques dans des particules en mélange interne. Ces incertitudes constituent une des limitations de la méthode.

On retrouve une telle limitation pour une distinction franche entre les facteurs « émissions véhiculaires directes et indirectes » et « poussières du sol/fraction crustale ». On comprend aisément qu'un certain nombre d'espèces chimiques soient communes à la détermination de ces deux fractions, dans la mesure où la remise en suspension des poussières par les véhicules

(faisant partie des émissions indirectes) affecte le même matériel minéralogique que la remise en suspension des poussières du sol par les vents. Ainsi, on retrouve dans les deux profils des espèces comme calcium, aluminium, fer, ou titane, qui sont présentes dans les poussières des sols. Mais le profil véhiculaire est bien sûr très caractérisé par des espèces émises à l'émission ou par les émissions indirectes du véhicule (échappement, moteur, freins), comme le carbone élémentaire (EC), le manganèse, le molybdène, ou encore l'antimoine, et ainsi les variations temporelles de ces espèces permettent de déconvoluer les deux sources.

Au final, la fraction crustale déterminée avec cette méthodologie sur cette campagne est en moyenne de 18,6 % de la masse des  $PM_{10}$ . Les concentrations massiques sont de l'ordre de  $7,7 \pm 5,7 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ . On note une nette évolution croissante de la contribution de cette fraction entre le début et la fin de la campagne de mesure, dont on pourrait voir si elle est à relier à une évolution de l'humidité des sols lors de la transition d'une période hivernale à un printemps plutôt chaud. De son côté, la fraction liée aux émissions véhiculaires directes et indirectes représente en moyenne 21 % des  $PM_{10}$  sur la période. Elle contient donc une grande partie du EC mesuré, ainsi qu'une partie de l'OC et des espèces élémentaires mentionnées ci-dessus. On retiendra que la méthode n'attribue pas à cette source de fraction des espèces secondaires inorganiques.

### Combustion de la biomasse

Les connaissances des sources sont assez bien développées pour de nombreuses espèces inorga-

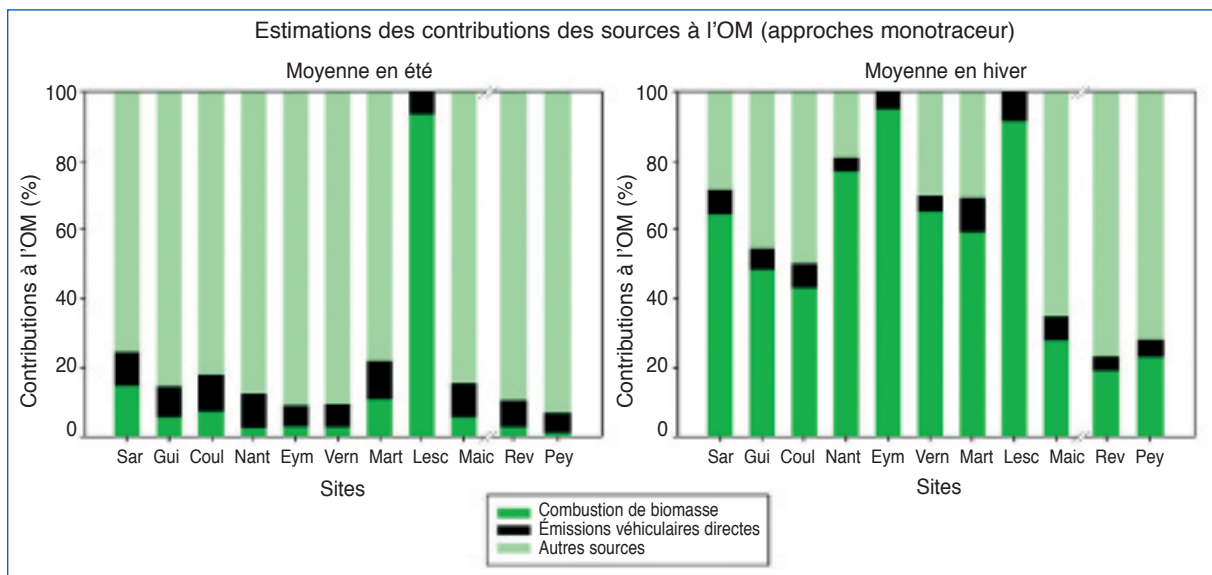


Figure 4.

Contributions moyennes à la matière organique (OM) des sources « combustion de biomasse » et « émissions véhiculaires directes » pour des campagnes d'été (à gauche) et d'hiver (à droite) pour des sites de type MERA (Revin et Peyrusse-Vieille, programme CAMERA) et ruraux (programme Particul'air).

Average contribution of biomass burning and direct vehicular emission for rural sites (Particul'air) and background sites (sites Revin and Peyrusse-Vieille, CAMERA), for winter and summer seasons. The contributions were determined using levoglucosan and EC as tracers.

niques (sels de mer, poussières minérales), même si nous sommes encore très loin de pouvoir proposer une quantification correcte des sources des espèces secondaires (nitrate ou sulfate d'ammonium, par exemple). Nos connaissances sur les sources de la matière organique sont par contre beaucoup moins affirmées, et même si nous sommes à même de réaliser des analyses chimiques de nombreuses molécules avec divers types de techniques, ces analyses ne permettent d'élucider qu'une fraction somme toute assez faible de la masse de la matière carbonée (cf. figure 1).

En particulier, c'est seulement récemment [Simoneit *et al.*, 1999] qu'a été mis en évidence le potentiel du lévoglucosan (une molécule résultant de la dégradation thermique de la cellulose) pour tenter de suivre l'impact de la combustion de la biomasse sur les aérosols atmosphériques. Et les résultats obtenus depuis montrent que cette fraction peut représenter une part importante des PM, en particulier en hiver, dans des types d'environnements variés [Piazzalunga *et al.*, (2011) et références incluses].

La figure 4 présente les résultats obtenus pour des sites ruraux dans le cadre des programmes Particul'air (2011) et CAMERA (programme ADEME en cours). Les échantillons journaliers collectés par DA80 ont été analysés pour EC-OC et le lévoglucosan, sur ces sites ruraux (programme Particul'Air) ou de type MERA (programme CAMERA : sites de Revin et Peyrusse-Vieille sur la droite des graphiques). Les résultats moyens de contribution de sources pour des campagnes d'été et d'hiver sont présentés, obtenus à partir de ces mesures et d'approches monotracer pour l'estimation des fractions « combustion de biomasse » (avec le lévoglucosan) et « véhiculaires directes » (avec EC).

Les résultats principaux issus de ce travail indiquent des contributions très fortes (au moins égales à 40 %) de la combustion de la biomasse à la matière organique en hiver pour la très grande majorité des sites ruraux. Cette source est donc la source majeure de matière organique sur ces sites ruraux, et elle peut même être une source ultra majoritaire dans des conditions exceptionnelles (site de la vallée de Lescheraines dans les Alpes). Ces contributions seraient *a priori* plus faibles pour les sites de fond (de type MERA), de l'ordre de 20 % de la matière organique. En été, on voit une très nette diminution de cette contribution de la combustion de la biomasse, qui reste cependant présente à des niveaux de l'ordre de 5 à 10 %. Les émissions véhiculaires directes telles qu'évaluées par cette approche monotracer basée sur EC restent stables selon les saisons, et sont en moyenne de l'ordre de 5 à 10 % dans ces zones rurales.

Il convient de souligner que l'utilisation du lévoglucosan comme traceur universel de la combustion de biomasse s'accompagne d'une incertitude des résultats obtenus, en raison des nombreuses hypothèses inhérentes à la méthodologie présentées ci-dessus impliquant notamment une bonne connais-

sance de la part du lévoglucosan au sein de la fraction organique à l'émission. Ce ratio peut particulièrement être influencé par les artefacts de prélèvement et d'analyse associés à la détermination de ce traceur.

### Fraction biogénique

La fraction organique des PM est donc la moins bien connue du point de vue de la chimie et des sources, et de très nombreuses études ont montré qu'elle était de fait très marquée par une fraction secondaire formée *in situ* dans l'atmosphère. Cette fraction est composée d'une myriade d'espèces chimiques résultant de nombreux processus d'oxydation de précurseurs gazeux (composés organiques volatils) ou particulaires, qui prennent place en phase gazeuse, directement au sein des particules, ou dans la phase aqueuse atmosphérique (par exemple dans les gouttelettes de brouillard ou de nuage avant leur évaporation pour reformer des PM modifiées). Au contraire des espèces inorganiques pour lesquelles les voies réactionnelles sont généralement courtes, les espèces organiques peuvent être partie prenante de chaînes de réaction où la trace de la molécule initiale est perdue, rendant difficile l'attribution des sources initiales.

Une des méthodes pouvant être utilisée pour mieux connaître l'origine de la matière carbonée particulaire est l'utilisation des mesures de  $^{14}\text{C}$ , permettant une distinction quantitative entre les émissions fossiles et les émissions non fossiles (modernes). En effet, le  $^{14}\text{C}$  est un isotope radioactif du carbone, formé par des réactions de haute énergie, les plus courantes dans l'atmosphère prenant place dans la haute atmosphère ou dans les explosions nucléaires. Le temps de demi-vie du  $^{14}\text{C}$  étant de l'ordre de 5 730 ans, la matière carbonée issue des combustions de fuels fossiles n'en contient donc pas, à l'opposé des autres sources de carbone « moderne » (émissions biogéniques, combustion de biomasse...).

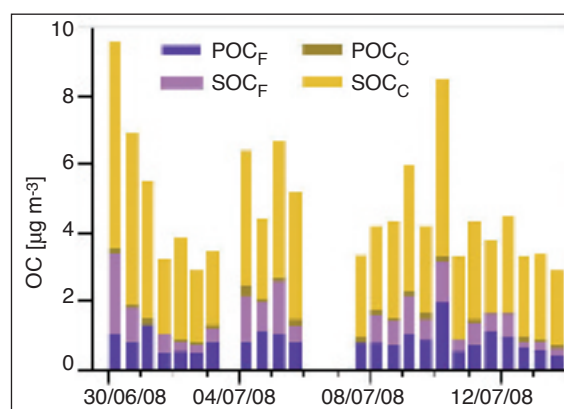


Figure 5.

Estimation des concentrations des fractions primaires et secondaires (P et S), contemporaines et fossiles (C et F) du carbone organique pour des échantillons journaliers pour la campagne FORMES à Marseille.

Time series of the estimate of ambient organic carbon fractions. Sources are classified according to the OC origins: primary vs. secondary and fossil vs. contemporary, using CMB modelling and radiocarbon data.



La figure 5 a été obtenue dans le cadre du programme FORMES (FORMES, 2010), pour la campagne de mesure sur Marseille en été 2008. Les prélèvements journaliers réalisés par DA80 ont été analysés pour le  $^{14}\text{C}$  et les traceurs permettant une déconvolution de sources de la matière organique par CMB. La figure 5 combine ces deux types d'approches (analyse des sources par la méthode CMB et différenciation des fractions fossile et contemporaine) pour déterminer les provenances modernes ou fossiles des fractions primaires et secondaires [El Haddad *et al.*, 2011].

Au final, et sur la période de mesure, les différentes fractions  $\text{POC}_F$ ,  $\text{SOC}_F$ ,  $\text{POC}_C$  et  $\text{SOC}_C$  contribuent en moyenne à 19,4 %, 17,6 %, 2,5 % et 60,5 % de la masse de carbone organique, respectivement. Ainsi, les résultats obtenus indiquent que, dans ce contexte urbain en été, la fraction secondaire est très dominante par rapport à la fraction primaire (22 vs. 78 %), mais aussi que la part moderne (et dont on pense qu'elle est principalement d'origine biogénique) de cette matière organique est majoritaire (63 vs. 37 %), même dans un site de fond urbain *a priori* significativement impacté par des apports anthropiques.

### Caractérisations chimiques *on-line*

Au contraire des méthodes *off-line*, les méthodes *on-line* permettent d'effectuer des caractérisations de certaines propriétés directement sur site au point de mesure, et donc d'obtenir des informations en temps quasi réel en limitant les artefacts de prélèvement. Un autre des grands intérêts de ce type de mesures est leur bien meilleure résolution temporelle, puisque les fréquences de mesure peuvent être pour certaines de l'ordre de quelques minutes. Cette haute fréquence est un atout pour observer et comprendre les processus rapides qui peuvent être liés aux évolutions des sources d'émission (changements liés aux évolutions du trafic routier par exemple), ou à des processus atmosphériques (évolution des hauteurs de couche d'inversion, formation des espèces secondaires, etc.).

Un très grand choix d'instruments, chacun adapté à des mesures bien spécifiques, est aujourd'hui disponible dans la communauté travaillant sur la chimie de l'atmosphère. Beaucoup de ces instruments demeurent délicats à mettre en œuvre sur le terrain et restent plutôt d'un usage restreint à des mesures sur campagnes de durée limitée. Mais d'autres deviennent assez bien adaptés à des observations en continu. Parmi les instruments commerciaux disponibles les plus courants concernant les mesures chimiques de PM, on trouve des instruments pour l'analyse des espèces ioniques (de type MARGA, Applikon), un analyseur de matière carbonée (de marque Sunset) et différents types de spectromètres de masse pour aérosol.

Parmi les nombreux spectromètres de masse développés dans les laboratoires de recherche pour l'analyse *on-line* de l'aérosol, le plus couramment uti-

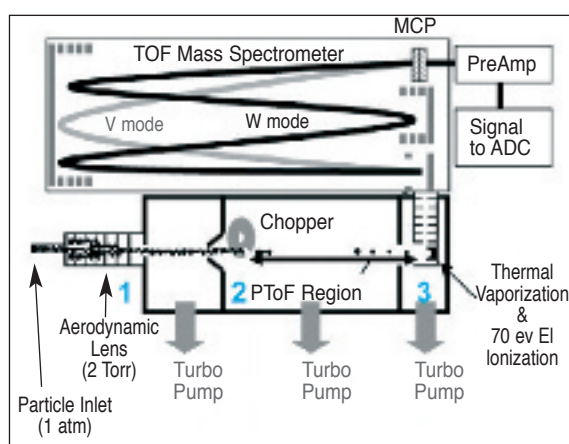


Figure 6.

Schéma fonctionnel d'un AMS à temps de vol.  
The different components of a time-of-flight AMS.

lisé de par le monde et celui ayant le plus influencé notre vision de l'aérosol au cours des 10 dernières années est l'Aerosol Mass Spectrometer (AMS, Aerodyne Research). Il a été présenté pour la première fois par Jayne *et al.* (2000). Depuis, les résultats obtenus à l'aide de cet instrument ont très significativement fait progresser notre connaissance de l'aérosol, de ses sources et ses transformations dans l'atmosphère. L'instrument n'a que très peu été modifié depuis la première version. Seul l'analyseur de masses a évolué, passant progressivement d'un quadripôle à un temps de vol à haute résolution.

Schématiquement (*cf.* figure 6), l'AMS se décompose en trois chambres permettant de (1) focaliser les particules, (2) déterminer la distribution granulométrique de l'aérosol et (3) analyser la composition chimique des particules. L'aérosol est tout d'abord focalisé dans une chambre contenant 6 lentilles aérodynamiques. Les particules sont ensuite concentrées dans un faisceau inférieur à 1 mm de diamètre. L'efficacité de transmission de ce système de focalisation permet l'analyse quantitative des particules de diamètre compris entre 30 nm et  $\sim 1 \mu\text{m}$ . En sortie de cette première chambre, les particules sont accélérées par la détente créée par le gradient de pression régnant dans l'instrument (chaque chambre possède son propre système de pompage). Cette détente procure aux particules des vitesses différentes en fonction de leur taille. La distribution granulométrique des particules est alors obtenue par mesure de leur temps de vol entre un *chopper* (disque tournant présentant deux fenêtres en vis-à-vis permettant la transmission des particules) et l'analyseur. Les particules s'impactent ensuite sur une surface en tungstène chauffée (température ajustable entre 400 et 950 °C, mais classiquement utilisé à 600 °C) et subissent simultanément un bombardement électronique (70 eV). Les ions positifs formés pénètrent dans un spectromètre de masse où ils sont analysés (par temps de vol sur l'exemple de la figure 6). Le temps de vol peut soit fonctionner en mode V pour la quantification ou en mode W pour l'analyse élémentaire.

De ce principe, il est important de retenir deux principales informations. Premièrement, l'AMS ne permet l'analyse chimique que de l'aérosol submicronique non réfractaire (des développements actuels permettront probablement l'analyse des  $PM_{2.5}$  dans un futur proche). Le carbone élémentaire, les *sea salt* et les *dusts* ne peuvent pas être analysés par cette technique (tout du moins dans sa version courante) du fait de leur non-volatilité à 600 °C. Deuxièmement, il résulte de ce traitement une soupe de fragments ioniques ininterprétables sans l'appui d'outils statistiques de déconvolution du signal qui ont été et sont encore progressivement développés et affinés depuis une dizaine d'années. Ainsi, il est aujourd'hui possible de quantifier les principales fractions en masse de l'aérosol submicronique non réfractaire (matière organique, sulfates, nitrates et ammonium) ainsi que leurs distributions granulométriques avec une résolution temporelle de l'ordre de quelques minutes. Il est à noter que des prélèvements sur filtres en parallèle sont encore souvent nécessaires pour valider la quantification de l'AMS.

Depuis quelques années, outre l'accès à la composition élémentaire de l'OA (c.a.d. des ratios O : C, H : C, N : C) qui dépasse le cadre de cet article, les développements les plus remarquables ont porté sur l'identification et la quantification des sources de l'aérosol organique en s'appuyant sur les fragments observés par l'analyseur de masses de l'AMS. Le principe repose sur l'hypothèse que chaque grande catégorie de sources (combustion de fuel fossile, de biomasse, ou aérosol secondaire) possèdent une signature chimique et donc une fragmentation qui lui est propre. Le traitement en PMF des données de fragmentation de l'OA a permis de mettre en évidence des facteurs (fragmentations types) pouvant être reliés à une catégorie de sources. Les premiers facteurs à avoir été identifiés sont les facteurs HOA (*Hydrocarbon like Organic Aerosol*) et OOA (*Oxygenated Organic Aerosol*), caractérisant respectivement l'aérosol primaire issu des combustions de fuel fossile (principalement le trafic véhiculaire) et l'aérosol organique secondaire [Zhang *et al.*, 2005].

Depuis, le nombre de facteurs pouvant être extraits de cette soupe mathématico-chimique a progressé. Il est par exemple maintenant possible de quantifier la contribution de la combustion de biomasse (BBOA) [Favez *et al.*, 2010 et références incluses], celles des émissions liées à la cuisson des aliments (COA) [Crippa *et al.*, 2012 et références incluses], ou celles des émissions industrielles (IOA) [El Haddad *et al.*, 2012a]. Toute source influençant significativement la quantité d'aérosol organique submicronique peut théoriquement être identifiée et quantifiée au moyen d'une étude statistique minutieuse, pour autant qu'elle présente une signature chimique remarquable. Aussi, deux fractions d'aérosols organiques secondaires peuvent maintenant être distinguées : le SVOOA (*Semi Volatil Oxygenated Organic Aerosol*) et le LVOOA (*Low Volatil Oxygenated Organic Aerosol*). Schématiquement, le SVOOA représente les premiers produits de dégrada-

tion et donc l'AOS fraîchement formé, alors que le second (LVOOA) caractérise l'aérosol organique vieilli dont la structure chimique s'apparente à celle des HULIS (*HUmic LIke substances*) [El Haddad *et al.*, 2012b].

On peut remarquer que les contributions des sources de combustion estimées à partir d'une approche CMB appliquée à des traceurs organiques sont souvent significativement plus élevées que celles estimées à partir d'une approche PMF appliquée aux données AMS. Il est à l'heure actuelle très difficile de trancher sur laquelle de ces deux approches est la plus exacte, car il n'existe aucune approche de référence. Surtout, chacune est basée sur ses propres concepts et hypothèses et concerne des fractions différentes. D'un côté, l'approche CMB est basée sur les hypothèses relativement lourdes de conservation du carbone et des traceurs entre les sources et le milieu récepteur, et sur la représentativité des profils de sources, mais elle renseigne sur l'ensemble du carbone émis par telle ou telle source quel que soit le degré d'oxydation du carbone quand il arrive sur le site récepteur. D'un autre côté, l'approche AMS-PMF s'appuie sur les caractéristiques globales de l'aérosol à l'endroit où il a été collecté. En d'autres termes, l'état d'oxydation de l'aérosol sur le site récepteur joue ici un rôle majeur, et les contributions des sources primaires calculées à partir de cette approche ne sont relatives qu'à la fraction n'ayant pas subi de transformations significatives au cours de son transport. Les fractions de l'aérosol organique primaire qui se sont oxydées dans l'atmosphère seront comptabilisées dans les fractions SVOOA et/ou LVOOA, de telle sorte que la fraction secondaire décrit à la fois l'AOS au sens traditionnel (*i.e.* apport de matière suite aux réactions d'oxydation de précurseurs gazeux) et le vieillissement de l'aérosol primaire. En termes de contrôle des politiques de réduction des émissions, ce point revêt donc une importance fondamentale.

Les AMS les plus perfectionnés sont très généralement utilisés lors de campagnes de terrain ponctuelles, mais semblent peu adaptés à la mesure sur le long terme (activités d'observatoire). En revanche, l'ACSM (*Aerosol Chemical Speciation Monitor*), en quelque sorte le nouveau né des spectromètres de masse pour aérosol d'Aerodyne, a été développé spécifiquement pour ce type d'activité. Sa robustesse et son autonomie permettent en effet d'envisager le *monitoring* de la composition chimique des aérosols fins (sulfate, nitrate, chlore, ammonium, potassium, et matière organique) et des études de sources en temps quasi réel sur une échelle de temps pluriannuelle [Ng *et al.*, 2011]. En particulier, la constitution d'un réseau européen de stations d'observation équipées d'ACSM dans le cadre du programme de recherche et d'infrastructure ACTRIS (*FP-7 Infrastructures*) a notamment vocation à documenter les grandes familles d'aérosols organiques et leurs origines à l'échelle continentale (actuellement deux stations en France : le SIRTa dans l'Essonne et le Cap Corse).

Deux exemples sont développés dans les sections ci-dessous, qui indiquent comment ces instruments de caractérisation *on-line* sont en train de modifier notre vision des sources d'émission des PM.

### Émissions culinaires

Parmi les sources récemment mises en évidence par l'approche AMS-PMF, celle relative aux émissions liées à la cuisson des aliments (appelé *cooking*, ci-après) suscite actuellement un vif intérêt. Depuis 3 ans, le facteur *cooking* a été identifié et quantifié dans de nombreux environnements urbains sur 3 continents différents [Londres : Allan *et al.*, 2009 ; Barcelone : Mohr *et al.*, 2012 ; Zurich : Lanz *et al.*, 2010 ; Paris : Crippa *et al.*, 2012 ; New York : Sun *et al.*, 2010 ; Toronto : Slowik *et al.*, 2010 ; Pekin : Huang *et al.*, 2010]. Si les contributions relatives étaient faibles, cette source aurait pu être considérée comme anecdotique mais tel n'est pas le cas. Elle contribuerait dans chacun de ces environnements pour 10 à 30 % de la masse de l'aérosol organique. Les premières identifications ont été faites sur la base de spectres de masse très similaires à ceux obtenus lors d'expériences préliminaires où différentes huiles ont été portées à ébullition. Depuis, des expériences beaucoup plus complètes ont été réalisées. Les premiers résultats présentés il y a quelques mois [El Haddad *et al.*, 2012c] confirment ces premiers résultats. Ensuite, ce facteur a été identifié grâce à son évolution journalière très caractéristique et atypique par rapport aux autres facteurs, montrant en effet deux pics intenses aux heures des repas (midi et soir).

L'influence du *cooking* ne se limite également peut-être pas qu'à la fraction primaire. Les récentes études de El Haddad *et al.* (2011 et 2012b) et celle de Minguillon (2011) ont mis en évidence qu'une fraction majoritaire du carbone secondaire était d'origine moderne dans des milieux urbains tels que Marseille (cf. section 3.4.) et Barcelone. Si dans les deux cas l'hypothèse d'une origine biogénique est avancée, on ne peut exclure qu'une fraction significative de ce carbone secondaire contemporain puisse également être liée à cette source *cooking*. Des résultats très récents obtenus en chambre de simulation vont clairement dans ce sens et montrent que les émissions primaires issues du *cooking* (particules et gaz) produisent des quantités très significatives d'aérosol secondaire.

### Mise en évidence (en chambre de simulation) de la formation de PM secondaires issus des émissions des véhicules

L'un des challenges scientifiques actuels et futurs est de décrire et de quantifier les sources de la fraction secondaire de l'aérosol. Les chambres de simulation ont historiquement été utilisées pour étudier des mécanismes d'oxydation d'un COV et leur pro-

pension à former de l'AOS. Si ces études ont considérablement fait progresser notre compréhension des processus mis en jeu, elles sont insuffisantes pour traduire la complexité du terrain et de l'atmosphère réelle. Le développement de cette instrumentation *on-line* pour les aérosols, associé à celui des analyseurs *on-line* de composés organiques volatils tels que le PTR-MS (*Proton Transfert Reaction Mass Spectrometer*) rend possible l'étude du vieillissement d'émissions complexes comme celles précédemment évoquées de *cooking* mais aussi celles des émissions véhiculaires. De telles expérimentations donnent donc accès à la fois aux facteurs d'émissions primaires et à la capacité des émissions primaires à produire de l'aérosol secondaire.

Des expérimentations en ce sens ont été récemment conduites par un groupe international à Ispra [Prévôt *et al.*, 2012]. Les émissions d'un véhicule, testé sur un banc à rouleau selon un cycle normé, sont diluées et injectées dans une chambre de simulation atmosphérique de telle sorte que les concentrations au sein de la chambre soient représentatives d'un milieu ambiant. Dans l'exemple présenté figure 7 concernant des tests sur un scooter, les concentrations en aérosol organique étaient de  $6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  en début d'expérience. À la suite de cette étape d'injection et d'un temps de stabilisation, la chambre est exposée à un éclaircissement reproduisant le spectre solaire et la photo-oxydation du mélange réactionnel peut prendre place. Il en résulte une augmentation très importante de la masse de particules de telle sorte qu'après trois heures de réaction, le ratio de la masse des AOS formés à celle des aérosols organiques primaires est de 5, dans cet exemple. Au cours de ces expérimentations récemment conduites par un groupe international à Ispra, un véhicule léger essence (Fiat 500, Euro 5) a été testé selon le même protocole et comparé à un camion diesel (DAF, Euro 5). Si les facteurs d'émissions primaires du camion sont environ 30 fois supérieurs à ceux de la Fiat 500, la tendance s'inverse clairement en considérant la formation d'aérosol organique secondaire. Il a été calculé, en considérant l'exposition totale au radical OH, qu'après un temps de résidence de 4 h dans l'atmosphère, les facteurs d'émissions de la Fiat 500 égalaient ceux du camion diesel pour les dépasser d'un facteur 2 après environ 10 h de temps résidence dans l'atmosphère [Platt *et al.*, 2012 ; Prévôt *et al.*, 2012].

Ceci illustre le concept que comparer les facteurs d'émission entre véhicules avec un objectif de limitation des concentrations de PM en atmosphère ambiante n'a sans doute de véritable sens que si l'on considère le potentiel de formation de particules secondaires de ces émissions. Dans le contexte actuel de discussions autour de réglementations concernant les véhicules les plus polluants et de leur potentielle interdiction ou limitation dans les centres urbains, cette considération est particulièrement intéressante.

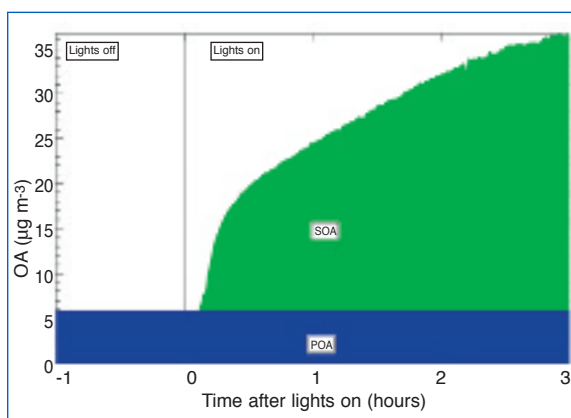


Figure 7.

Déroulement type d'une expérience de vieillissement d'émissions véhiculaires (mesures AMS, scooter 4 temps).

Typical aging experiments of vehicular exhaust (AMS measurements, 4 strokes scooter).

## Perspectives

Les quelques exemples développés dans cet article montrent que les travaux sur les caractéristiques physico-chimiques des PM permettent de mettre en évidence l'impact de sources de particules nécessairement prises en compte dans les cadastres d'émission. Les méthodologies de traitement de données (via des déterminations de traceurs de sources, ou de profils chimiques spécifiques) donnent de plus accès à la quantification des contributions de ces sources. Ainsi, cette approche par le terrain est très largement complémentaire de celle combinant inventaires et modèles de chimie-transport, pour une meilleure compréhension des processus de formation et d'évolution des PM atmosphériques. Et même s'il reste beaucoup à faire pour aboutir à des outils autorisant une vision exhaustive et précise de ces contributions de sources, de nombreuses pistes sont actuellement explorées pour l'amélioration de ces méthodologies utilisant les mesures de terrain.

D'une part, les techniques de traitement de données sont en constante évolution, tant pour les résultats de mesures *off-line* (développement de

méthodes hybrides [Shi *et al.*, 2011], groupe de standardisation de méthodes [FAIRMODE, 2011]) que pour les techniques *on-line* [Ulbricht *et al.*, 2012]. D'autre part, différents types d'analyses sont en cours de développement, qui peuvent permettre de progresser sur ces connaissances des sources et de leur contribution. Ainsi, une voie est dans le développement des mesures de traceurs et d'indicateurs supplémentaires : analyses séparée du  $^{14}\text{C}$  pour EC et OC [Perron *et al.*, 2010 ; Minguillon *et al.*, 2011], analyses des isotopes de l'azote pour la détermination des sources des précurseurs du nitrate d'ammonium (programme INACS de l'ADEME)... Une autre voie est dans l'amélioration des techniques analytiques pour atteindre plus de précision ou abaisser les coûts des programmes : développement des ACMS, analyses des filtres collectés *off-line* par AMS [El Haddad *et al.*, 2012c]... Ainsi, il est probable que les outils disponibles dans un futur assez proche permettent une meilleure évaluation des politiques publiques de réduction des émissions par ces mesures de terrain.

## Remerciements

Les auteurs souhaitent ici remercier chaleureusement l'ensemble des personnels des AASQA ayant participé aux programmes FORMES (ASCOPARG, AirPACA), Particul'Air (Air Breizh, ATMO-PC, Air COM, LIGAIR, LIMAIR, ATMO Auvergne, AIR APS, ATMO FC), CAMERA (ORAMIP et ATMO CA), et « Salage des routes » (AIR RA) sans qui ces travaux ne pourraient pas prendre place. De même, ces travaux sont le résultat des efforts des personnels (étudiants et personnels techniques) des équipes signataires. Les auteurs remercient les groupes de recherche ayant participé à ces travaux au travers des différents projets de recherche menés ces dernières années, au premier rang desquels l'IRCELYon, le PSI, le LaMP et le JRC-ISPRA. Les analyses de  $^{14}\text{C}$  ont été réalisées au LMC14-Saclay (UMS ARTEMIS) grâce à un programme de l'INSU. Finalement, les signataires veulent remercier l'ensemble des agences ayant financé ces programmes, et particulièrement l'ADEME, l'INSU, l'ANR, le LCSQA, la région Rhône-Alpes, la région Provence-Alpes-Côte d'Azur, l'université Grenoble 1, l'université de Savoie, l'université d'Aix-Marseille.

## Références

- Allan JD, Williams PI, Morgan WT *et al.* Contributions from Transport, Solid Fuel Burning and Cooking to Primary Organic Aerosols in Two UK Cities. *Atmos. Chem. Phys.* 2010 ; 10 : 647-68.
- Amato F, Pandolfi M, Escriu A *et al.* Quantifying road dust resuspension in urban environment by Multilinear Engine: A comparison with PMF2. *Atmos. Env.* 2009 ; 43 : 2770–80.
- Ault AP, Peters TM, Sawvel EJ *et al.* Single-Particle SEM-EDX Analysis of Iron-Containing Coarse Particulate Matter in an Urban Environment: Sources and Distribution of Iron within Cleveland, Ohio. *Environ. Sci. Technol.* 2012 ; 46 (8) : 4331-39. DOI: 10.1021/es204006k.
- Baduel C, Voisin D, and Jaffrezo JL *et al.* Seasonal variations of concentrations and optical properties of water soluble HULIS collected in urban environments. *Atmos. Chem. Phys.* 2010 ; 10 : 4085-95.
- Barrera VA, Miranda J, Espinosa AA *et al.* Contribution of Soil, Sulfate, and Biomass Burning Sources to the Elemental Composition of PM<sub>10</sub> from Mexico City. *Int. J. Environ. Res.* 2012 ; 6(3) : 597-612.
- Crippa, M, DeCarlo PF, Slowik JG, *et al.* Wintertime aerosol chemical composition and source apportionment of the organic fraction in the metropolitan area of Paris, *Atmos. Chem. Phys. Discuss.* 2012 ; 12 : 22535-86, doi:10.5194/acpd-12-22535-2012.
- El Haddad I, Marchand N, Temime-Roussel B, *et al.* Insights into the secondary fraction of the organic aerosol in a Mediterranean urban area: Marseille. *Atmos. Chem. Phys.* 2011 ; 11 : 2059–79, doi:10.5194/acp-11-2059-2011.
- El Haddad I, D'Anna B, Temime-Roussel B, *et al.* On the chemical nature of the oxygenated organic aerosol: implication in the formation and aging of  $\alpha$ -pinene SOA in a Mediterranean environment, Marseille, *Atmos. Chem. Phys. Discuss.* 2012a ; 12 : 19769-97, doi:10.5194/acpd-12-19769.
- El Haddad I, Platt S, Slowik J, *et al.* Contribution of Cooking Emissions to Primary and Secondary Organic Aerosol in Urban Atmospheres. *European Aerosol Conference 2012b* ; Granada, Spain, 2-7 Sept. 2012.
- El Haddad I, Dällenbach K, Zotter P, *et al.* Off-Line Organic Aerosol Analyses of Filter Samples Using Aerosol Mass Spectrometry. *European Aerosol Conference 2012c*. Granada, Spain, 2-7 Sept. 2012.
- FAIRMODE 2011 <http://fairmode.ew.eea.europa.eu/source-apportionment-sg2>
- Favez O, Bessagnet B, Meleux X *et al.* Caractéristiques et origines principales des épisodes de pollution aux PM<sub>10</sub> hivernaux, 2012, this issue.
- FORMES Fraction organique de l'aérosol urbain : Méthodologie d'estimations des sources. Rapport final 2010 ; 64 p. + annexes. <http://gsite.univ-provence.fr/gsite/document.php?pagendx=6809&project=lcp-ira>
- Gertler A, Kuhns H, Abu-Allaban M, *et al.* A case study of the impact of Winter road sand/salt and street sweeping on road dust re-entrainment. *Atmos. Environ.* 2006 ; 40 : 5976-85.
- Hopke *et al.* PM source apportionment and health effects: 1. Intercomparison of source apportionment results. *J. Expos. Sci. and Environ. Epid.* 2006 ; 16 : 275-86.
- Huang XF, He LY, Hu M, *et al.* Highly time-resolved chemical characterization of atmospheric submicron particles during 2008 Beijing olympic games using an Aerodyne high-resolution aerosol mass spectrometer. *Atmos. Chem. Phys.* 2010 ; 10(18) : 8933-45.
- Iinuma Y, Engling G, Puxbaum H, and Herrmann H. A highly resolved anion-exchange chromatographic method for determination of saccharidic tracers for biomass combustion and primary bio-particles in atmospheric aerosol. *Atmos. Environ.* 2009, 43, 1367-71.
- Jayne, JT, Leard DC, Zhang X *et al.* Development of an aerosol mass spectrometer for size and composition. Analysis of submicron particles. *Aer. Sci. Technol.* 2000 ; 33 : 49-70.
- Lanz, VA, Prévôt AS, Alfarra MR, *et al.* Characterization of aerosol chemical composition with aerosol mass spectrometry in Central Europe: an overview. *Atmos. Chem. Phys.* 2010 ; 10 : 10453-71.
- LCSQA. Évaluation de la contribution des embruns marins aux dépassements des valeurs limite fixées pour les PM<sub>10</sub> sur la station « Bons Enfants » de l'île de la Réunion. 2011 ; 9 p. + annexes. <http://www.lcsqa.org/rapport/2011/ineris/evaluation-contribution-embruns-marins-aux-depassements-valeurs-limites-fixees-p>
- Minguillon MC *et al.* Fossil versus contemporary sources of fine elemental and organic carbonaceous particulate matter during the DAURE campaign in Northeast Spain. *Atmos. Chem. Phys.* 2011 ; 11 : 12067-84.
- Mohr C, DeCarlo PF, Heringa MF, *et al.* Identification and quantification of organic aerosol from cooking and other sources in Barcelona using aerosol mass spectrometer data. *Atmos. Chem. Phys.* 2012 ; 12 : 1649-65, doi:10.5194/acp-12-1649-2012.
- Ng S *et al.* An Aerosol Chemical Speciation Monitor (ACSM) for routine monitoring of the composition and mass concentrations of ambient aerosol. *Aerosol Sci. Technol.* 2011 ; 45 (7) : 780-94.
- Particul'Air 2011. Rapport final sur le programme Particul'Air, 168 p. + annexes. <http://www.atmo-poitou-charentes.org/2009-2010-Particul-air-etude-de-la.html>

- Perron N, Szidat S, Fahrni S *et al.* Towards on-line <sup>14</sup>C analysis of carbonaceous aerosol fractions. *Radiocarbon* 2010 ; 52 : 761-8.
- Piazzalunga A, Belis C, Bernardoni V, *et al.* Estimates of wood burning contribution to PM by the macro-tracer method using tailored emission factors. *Atmos. Environ.* 2011 ; 45 : 6642-9.
- Piot C. Polluants atmosphériques organiques particulaires en Rhône-Alpes : caractérisation chimique et sources d'émission. Thèse de l'université de Savoie, soutenue le 28/09/2011.  
[http://tel.archives-ouvertes.fr/docs/00/66/12/84/PDF/35623\\_PIOT\\_2011\\_archivage.pdf](http://tel.archives-ouvertes.fr/docs/00/66/12/84/PDF/35623_PIOT_2011_archivage.pdf)
- Piot C, Besombes JL, Jaffrezo JL, *et al.* Particul'Air : étude interrégionale de la pollution particulaire en zone rurale. 2012, this issue.
- Platt S, El Haddad I, Zardini A, *et al.* Primary and secondary organic aerosol from road vehicles. *European Aerosol Conference 2012*. Granada, Spain, 2-7 Sept 2012.
- Prévôt ASH, Platt S, El Haddad I *et al.* Road vehicle primary and secondary organic aerosol. AAAR 31st Annual Conference, 8-12 October 2012, Mineapolis.
- Shi GL, Zeng F, Li X *et al.* Estimated contributions and uncertainties of PCA/MLReCMB results: Source apportionment for synthetic and ambient datasets. *Atmos. Environ.* 2011 ; 45 : 2811-9.
- Simoneit, BR, Schauer JJ, Nolte CG, *et al.* Levoglucosan, a tracer for cellulose in biomass burning and atmospheric particles, *Atmos. Environ.* 1999 ; 33 : 173-82.
- Slowik JG, Vlasenko A, McGuire M *et al.* Simultaneous factor analysis of organic particle and gas mass spectra: AMS and PTR-MS measurements at an urban site. *Atmos. Chem. Phys.* 2010 ; 10 : 1969-88.
- Sun YL, Zhang Q, Schwab JJ *et al.* Characterization of the sources and processes of organic and inorganic aerosols in New York City with a high-resolution Time-of-Flight aerosol mass spectrometer. *Atmos. Chem. Phys.* 2011 ; 11 : 1581-602.
- Ulbrich I, Canagaratna MR, Ng NL *et al.* Three-dimensional factorization of size-resolved organic aerosol mass spectra from Mexico City. *Atmos. Meas. Tech.* 2012 ; 5 : 195-224, doi:10.5194/amt-5-195-2012.
- Working paper. Commission staff working paper establishing guidelines for determination of contributions from the re-suspension of particulates following winter sanding or salting of roads under the Directive 2008/50/EC on ambient air quality and cleaner air for Europe. 2011 : 19 p. + annexes.  
[http://ec.europa.eu/environment/air/quality/legislation/pdf/sec\\_2011\\_0207.pdf](http://ec.europa.eu/environment/air/quality/legislation/pdf/sec_2011_0207.pdf)
- Zhang Q, Alfarra MR, Worsnop DR, *et al.* Deconvolution and quantification of hydrocarbon-like and oxygenated organic aerosols based on aerosol mass spectrometry. *Environ. Sci. Technol.* 2005 ; 39 : 4938-52, doi:10.1021/es048568l.



# Évolution de la surveillance territoriale des particules dans les observatoires agréés

## Territorial development of surveillance in particle observatory approved

Marie-Blanche PERSONNAZ<sup>(1)</sup>

Les Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air ont vocation à gérer les observatoires servant de référence aux autorités pour les politiques publiques relative à l'air. Avec le temps, elles ont mis en place des outils au plus près des territoires, et tendent à servir de plate-forme régionale d'information pour les thèmes relatifs à l'air au sens de la loi de 1996, soit directement, soit en partenariat. L'objectif de ces plates-formes est aujourd'hui de combiner les connaissances et techniques dans le but :

- de pouvoir fournir les informations réglementaires indispensables à l'État ;
- d'évaluer les plans d'actions mis en place pour la résolution des problèmes ;
- de suivre les indicateurs territoriaux indispensables aux autorités (État comme collectivités territoriales) ;
- de fournir l'information aux acteurs économiques pour connaître leur interaction sur l'air d'un territoire, afin de servir d'appui aux autres experts travaillant dans ce domaine, dont les experts santé-environnement.

Suite au risque de contentieux de la France sur les particules, les AASQA ont intensifié considérablement leurs travaux relatifs aux particules depuis 5 ans.

### Outils à disposition de manière opérationnelle

En 5 ans, les cadastres régionaux relatifs aux particules PM<sub>10</sub> sont devenus matures dans toutes les régions, et les cadastres PM<sub>2,5</sub> sont en passe de l'être.

L'approche métrologique a connu un historique en France plutôt chaotique. Après la période « fumées

noires », les techniques ont évolué en France plutôt après les années 2000 vers des mesures en automatique et en continu, puis à partir de 2007 la fraction volatile a été intégrée. La mise en place de dispositifs préfectoraux pour les plans préventifs court terme demande notamment des mesures en temps réel. En 2011, le bilan du MEDDE<sup>(2)</sup> fait état d'un parc de 385 sites équipés en PM<sub>10</sub> et 110 en PM<sub>2,5</sub>. L'effort financier considérable que la France a dû réaliser pour se mettre aux normes sur la mesure en masse pour PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub> a absorbé les ressources d'équipement des réseaux plusieurs années, les autres approches sont donc restées à l'état de pilote ou d'études ponctuelles. La méthode gravimétrique, référence de la directive européenne, n'est que peu pratiquée en France qui a choisi des méthodes en continu équivalentes au sens de la norme. Les analyses chimiques sont réalisées sur tout le territoire sur les éléments réglementés (HAP, métaux lourds), mais peu d'analyses en composition chimique sont pratiquées de manière systématique pour aider à la compréhension des phénomènes hors des études biomasse<sup>(3)</sup> et le programme national CARA<sup>(4)</sup>. Par ailleurs, une approche prospective est en cours entre 3 régions et le Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air sur la métrologie des nanoparticules.

L'approche cartographique est également travaillée, surtout par modélisation, et en vue d'établir les cartes réglementaires de moyenne annuelle et, plus délicat, de dépassement des percentiles journaliers. Pour approcher les points noirs environnementaux, notamment le long des axes de transports, il est nécessaire de travailler à une approche très fine du territoire, généralement 10 m.

(1) Directrice générale d'AIR RHÔNE-ALPES.

(2) Bilan de la qualité de l'air en France 2011 – Ministère de l'Écologie du Développement Durable et de l'Énergie, Direction Générale Énergie Climat – Bureau de l'Air.

(3) Favez O, El Haddad I, Piot C et al. *Inter-comparison of source apportionment models for the estimation of wood burning aerosols at wintertime in an Alpine city (Grenoble, France)*. Atmospheric Chemistry and Physics Discussion 2009 ; 10 : 559-613.

(4) Cara. L. *Chiappini Caractérisation Chimique des Particules. Veille sur les études de caractérisation des PM. Rapport INERIS/LCSQA, Programme 2011.*

Force est de constater que nos observatoires régionaux sur les particules, conçus initialement uniquement autour du besoin réglementaire du rapportage qualité de l'air de la directive 2008-50-CE, doivent aujourd'hui évoluer comme les autres outils, pour servir d'aide à la décision pour les plans et programmes d'action au niveau territorial fin, de suivi de l'amélioration apportée par les politiques publiques, et d'appui à l'évaluation en santé publique. Deux exemples sont développés.

### Comprendre d'où viennent les particules pour agir avec pertinence

« Les particules » désignent par nature tout un mélange physico-chimique. Réglementairement, lorsqu'un point noir environnemental sur les particules est constaté, pour mettre en place un plan de résorption efficace et équitable, il convient de réattribuer à chaque activité sa juste part dans le dépassement,

dans l'espace comme dans le temps. Le cas des dépassements hivernaux de particules est un bon exemple. Souvent, le cadastre général sur la zone sur laquelle on souhaite faire porter l'effort, même limité à la période hivernale des dépassements constatés, ne donne pas une image fidèle de l'origine des émissions dans le dépassement sur l'exposition en un point donné du territoire. Les coupures successives d'activités exercées sur le cadastre à différentes échelles, combinées à des modèles déterministes permettent d'approcher les phénomènes. Toutefois, des analyses en composition chimiques sont d'une aide considérable, d'abord pour caler le modèle et vérifier les mécanismes, mais aussi réattribuer la part de chaque activité, et orienter intelligemment le plan. Dans le cas des dépassements particulaires en bordure des grands axes, la part attribuée dans la route proche est généralement importante comme la part des véhicules diesel. Outre les émissions directes, interviennent la remise en suspension, la part des salages hivernaux, et dans certains cas les particules

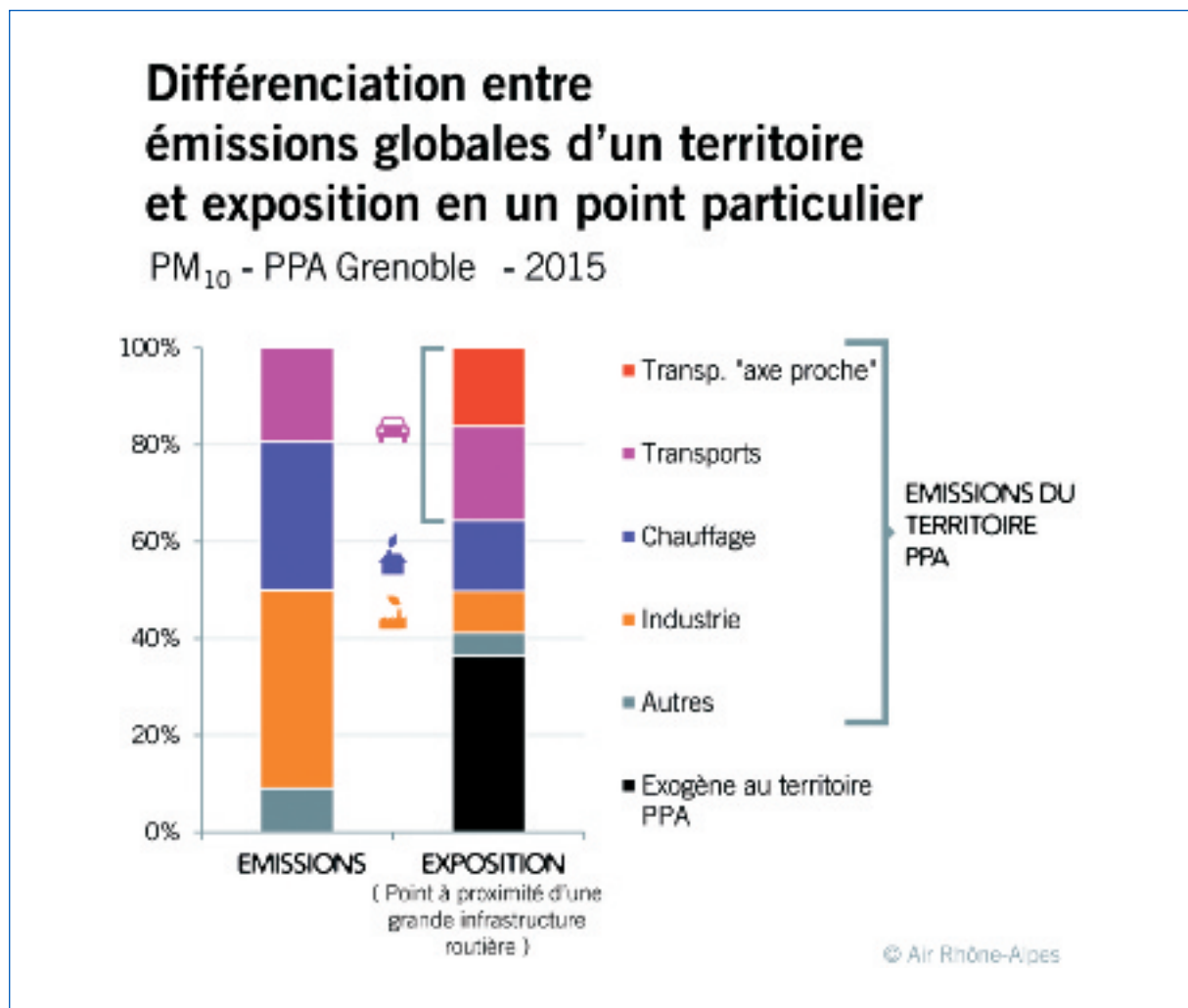


Figure 1.

Différenciation entre émissions globales d'un territoire et exposition en un point particulier.  
Differentiation between global emissions of a territory and exposure at a particular point.



secondaires. Les compositions chimiques ont pu mettre en évidence la part prise par le bois-énergie ou les déchets verts sur certains territoires soumis à plans de protection de l'atmosphère. Elles permettent aussi, au-delà de la valeur réglementaire, de mieux connaître la granulométrie et la toxicité des particules sur les lieux surexposés.

De telles approches permettent d'agir sur les sources à l'origine des dépassements, et donc connaître par la prospective, à la fois les sources sur lesquelles il est pertinent d'intervenir de manière prépondérante et le périmètre sur lequel agir, enfin dimensionner les réductions d'émissions à opérer afin de ne pas dépasser des seuils d'exposition d'un territoire. Ce raisonnement est valable sur les points de fond et à grande échelle comme sur les points noirs environnementaux à l'échelle de la proximité d'une surémission (rue ou installation ponctuelle). Un suivi en composition chimique sur des points tests permettrait de vérifier que les plans de résorption agissent véritablement sur la part la plus toxique des particules, la fraction *black carbon* par exemple.

### Représenter finement le territoire pour protéger les populations

Diminuer rapidement les émissions dans des proportions importantes n'est pas toujours possible et, à court terme, même avec des plans ambitieux, une fraction du territoire restera exposée notamment le long de grosses infrastructures routières. Dans ces territoires, les « portés à connaissance » doivent être suffisamment fins pour permettre d'orienter les programmes d'urbanisme, et mieux connaître les populations effectivement exposées. L'inégalité sociale est forte dans cette exposition de proximité routière et doit être mise en balance avec l'inégalité représentée par une réglementation d'interdiction de segments anciens du parc automobile sur un territoire donné. La cartographie réglementaire est donc un champ de première importance pour les années prochaines, et ses outils d'évaluation doivent pouvoir être fournis par les observatoires, en constat comme en prospective, de manière simple et accessible à tout public.

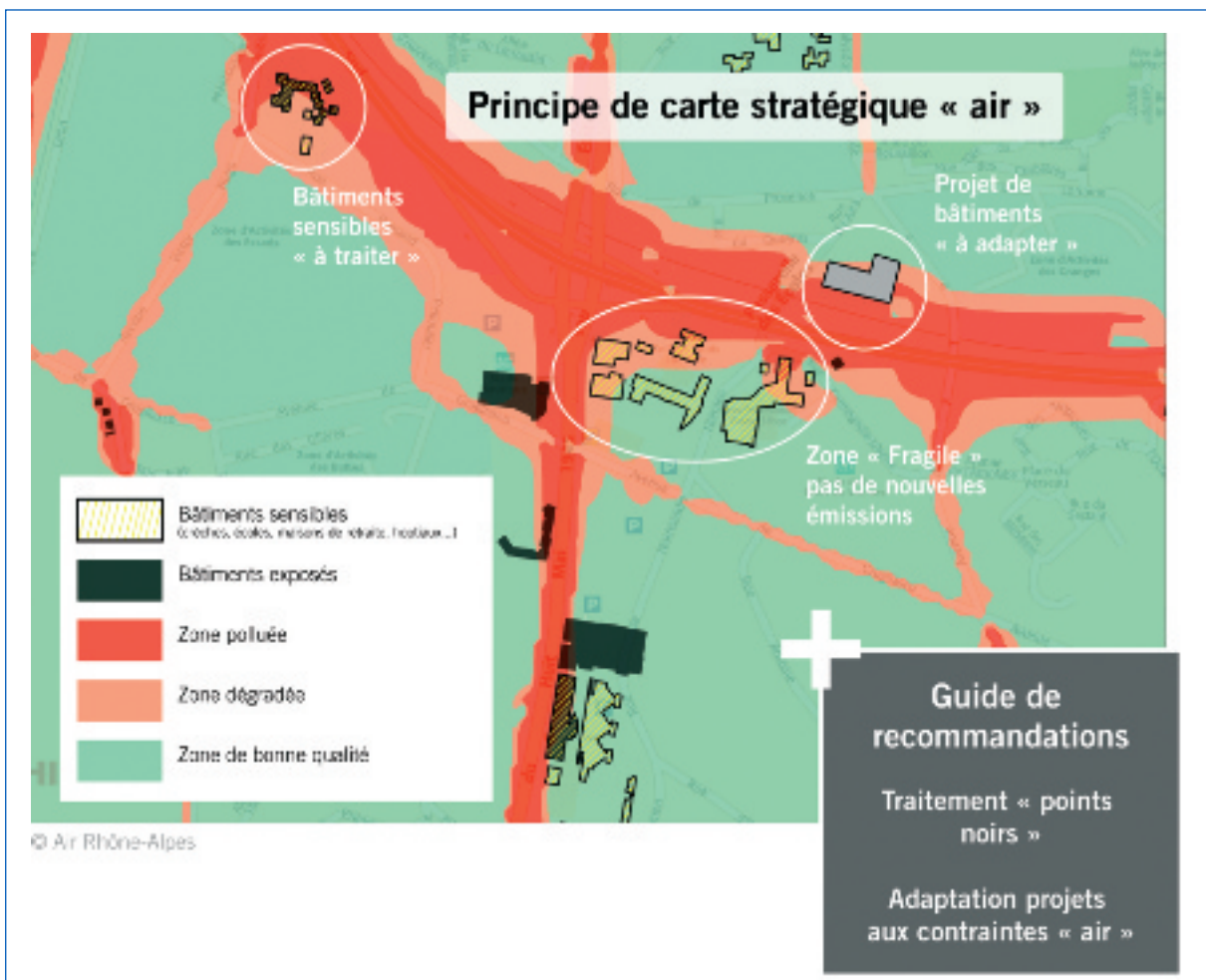


Figure 2.  
Principe d'une carte stratégique air.  
Principle of a strategic air card.

## Pour une révision stratégique des données d'observatoire

Les observatoires particules gérés par les AASQA sont en pleine évolution, et la combinaison des outils techniques dont ils disposent leur permet de rendre accessible un grand nombre d'informations. La stratégie unique de la mesure en automatique, très coûteuse, doit être remise en question pour redéployer une palette métrologique plus variée, passant par la composition chimique, la mesure submicronique, l'approche *black carbon*. Les modèles à différentes échelles, allant jusqu'à la rue pour la mise en évidence des points noirs environnementaux, sont une nécessité pour le développement de cartographie stratégique comme la mise en place de plans d'action. La réponse au contentieux demande d'être

ambitieuse dans le domaine des particules. Une telle approche d'observatoire doit permettre également d'enrichir les études santé-environnement et favoriser les collaborations avec le milieu de la recherche, qui a contribué dans les dernières années à enrichir considérablement les connaissances des observatoires. Il convient maintenant d'organiser au niveau du territoire une métrologie qui serait moins diagnostique et plus au service de la validation des modèles et de l'amélioration des connaissances. De nouvelles approches métrologiques sont également à investiguer, sur le comptage de particules par exemple, au fur et à mesure que les granulométries à connaître sont plus fines.

Les observatoires gérés par les AASQA sont des instruments publics, et c'est avec l'ensemble des acteurs qu'une nouvelle stratégie doit être bâtie.



# Élaboration des Plans de Protection de l'Atmosphère, le point de vue des bureaux d'études

Nathalie DUFOUR<sup>(1)</sup>, Marion THILL<sup>(2)</sup>, Olivier DECHERF<sup>(3)</sup>

Un plan de protection de l'atmosphère est un document de planification et de gestion de la pollution atmosphérique sur un territoire défini pour une période de cinq ans. Réalisés sous l'égide des préfets, les PPA ont été instaurés par la Loi sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Énergie (loi LAURE) et sont obligatoires (directive 2008/50/CE) dans les agglomérations de plus de 250 000 habitants et dans les zones dans lesquelles des dépassements des normes de qualité de l'air sont constatés ou risquent de l'être.

Leur objectif final est de diminuer l'exposition des populations à un air qui peut avoir un impact sur la santé. Cet objectif peut être atteint par la mise en œuvre d'actions visant à diminuer les sources d'émission de la pollution et à prévenir de l'exposition des personnes en prenant par exemple des mesures d'urbanisme. Les actions proposées dans les PPA touchent tous les secteurs : industrie, résidentiel, tertiaire, transport... L'élaboration des PPA nécessite ainsi de rassembler de nombreux partenaires (scientifiques, experts, industriels, collectivités, chambres consulaires, associations, etc.) et d'assurer un suivi de projet sur une longue période. Pour les assister dans cette tâche, l'État peut faire appel à un bureau d'études.

## Le rôle des bureaux d'études dans l'élaboration des PPA

L'élaboration d'un Plan de Protection de l'Atmosphère prend au minimum une année de travaux, répartis en 5 phases :

- Étude du cadre réglementaire et recensement des plans déjà existants ;
- Élaboration du diagnostic de la qualité de l'air et définition du périmètre ;
- Définition des objectifs et d'un référentiel de temps ;
- Élaboration des actions en concertation avec les parties prenantes ;
- Réflexions sur le suivi du plan et création d'indicateurs de suivi pour le reporting.

Pour les accompagner dans cette tâche, l'État, représenté par les DREAL (Directions Régionales de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement), peut faire appel à un bureau d'études qui prendra le rôle d'Assistant à Maîtrise d'Ouvrage (AMO).

Celui-ci aura pour tâches de coordonner l'ensemble du projet, de s'assurer de la bonne participation des acteurs, du respect des objectifs fixés et la rédaction du document final. Il sera donc l'interface commune à tous les participants. À ce titre, le bureau d'études doit pouvoir endosser le rôle d'expert scientifique, d'animateur, de coordinateur et de rédacteur.

Ce rôle reste toutefois à composer en fonction du projet et des différents acteurs principaux qui interviennent, à savoir : l'État, les AASQA (Associations Agréées pour la Surveillance de la Qualité de l'Air) et les parties prenantes. En effet, les tâches assignées à chacun des partenaires diffèrent selon les régions en fonction des besoins et des moyens de la DREAL, responsable de l'élaboration du plan, et des compétences techniques des intervenants. Certaines régions pourront par exemple choisir de mettre l'accent sur la concertation, et l'AMO devra pouvoir répondre aux besoins d'animation, quand d'autres régions préféreront asseoir leur plan sur des données de qualité de l'air très pointues et l'AMO devra pouvoir alors développer des méthodologies particulières.

De plus, la multiplicité des participants et leurs différents niveaux de compréhension face au sujet complexe impose à l'AMO de s'assurer de la bonne prise en main du sujet par tous. La pédagogie fait donc également partie des compétences nécessaires dans la conduite de tels projets. Elle est gage de réussite et d'engagement des parties prenantes. Une première famille d'outils sur lesquels s'appuie ainsi le bureau d'études va être celle des outils de communication.

## Retour d'expérience des bureaux d'étude sur les plans d'action

Les bureaux d'étude participent à l'élaboration des plans de gestion de la qualité de l'air depuis les

(1) Chef de Projet Air, EnvirOconsult.

(2) Responsable Pôle Études, EnvirOconsult.

(3) Gérant d'EnvirOconsult.

PPA dits de « première génération ». Ils ont vu évoluer le contexte européen et français, les pratiques ainsi que les connaissances sur la qualité de l'air.

### Évolution du contexte

Au niveau européen, de nombreux pays ont mis en place des actions pour réduire leurs émissions polluantes. Les bureaux d'études s'inspirent de ces actions en réalisant des *Benchmarks*. Cette méthode de travail permet de recenser des meilleures pratiques de gestion de la qualité de l'air et d'analyser leur adaptabilité au cas français. Des « boîtes à outil » s'inspirant du *benchmark* ont ainsi été proposées au niveau local par des bureaux d'études dans un premier temps, puis par le ministère de l'Écologie du Développement Durable et de l'Énergie qui a également construit un outil au niveau national.

Toujours au niveau européen, le contexte juridique avec la mise en demeure de la France pour non-respect des valeurs limites pour les particules (PM<sub>10</sub>) a également engendré une accélération de la prise en compte de la qualité de l'air au niveau français. La révision des plans de protection de l'atmosphère dans les régions les plus sensibles à la pollution de l'air a ainsi été avancée et d'autres types de mesure en faveur de la qualité de l'air telles que les Zones d'Actions Prioritaires pour l'Air (ZAPA) ont été proposées. Ce contexte a permis une réelle émulation autour du sujet de la pollution atmosphérique ; en revanche, le resserrement des calendriers n'a pas toujours permis de disposer des outils nécessaires dans les temps impartis et de laisser des délais de réflexion nécessaires dans la définition des mesures.

En France, les PPA ont fait partie des premiers outils de planification dans les années 2000. Ils sont pour la plupart actuellement en phase de révision, notamment pour répondre au contexte réglementaire européen. Cette nouvelle élaboration intervient également suite au Grenelle de l'Environnement ; elle se veut concertée en s'assurant de la participation des acteurs pouvant avoir un rôle dans la mise en œuvre d'actions. Cette évolution représente une nouvelle force pour les PPA, avec des porteurs de mesure impliqués tout au long du processus : de l'évaluation du PPA de première génération à la définition des actions à mettre en œuvre.

Cependant, les PPA s'inscrivent dans un système complexe de planification : Schéma Régional Climat Air Énergie (SRCAE), Zone d'Actions Prioritaires pour l'Air (ZAPA), Plans de Déplacements Urbains (PDU), SCoT (Schéma de Cohérence Territoriale), etc., dont certains sont élaborés de manière concomitante. Les parties prenantes se trouvent ainsi impliquées dans de nombreuses réunions, avec différents interlocuteurs, et cette multiplication peut entraîner une démotivation des partenaires qui ne trouvent plus de cohérence dans tous ces plans. Or tous n'ont pas la même portée, notamment juridique : les PPA peuvent proposer des actions réglementaires fortes (ex : diminution de la valeur limite d'émission pour certaines

activités industrielles – Diminution de la vitesse maximale de circulation sur certains axes routiers bien définis) contrairement à un SRCAE qui donnera des orientations. Les porteurs et coordinateurs du projet devront donc s'assurer de la bonne participation et compréhension des parties prenantes.

### Évolution des connaissances et pistes d'amélioration

Les travaux d'évaluation que nous avons menés sur plusieurs PPA de « première génération » ont montré un véritable apport de ces plans en termes d'amélioration des connaissances. Les diagnostics et les données (types statistiques sur les concentrations) sont facilement disponibles auprès des AASQA. Les outils utilisés et développés par les réseaux de surveillance de la qualité de l'air sont de plus en plus puissants et précis, notamment au sujet de la modélisation et des émissions et ils s'avèrent être des partenaires clés pour la révision des PPA.

Simultanément, le ministère s'est attelé à élaborer une méthode commune d'inventaire des émissions pour toutes les AASQA.

De plus, des programmes de recherche ont pu préciser les connaissances sur la nature des polluants, en particulier au sujet des particules (sources, chimie, traceurs de combustibles, etc.).

Ces progrès ont permis de mieux identifier les leviers d'action sur lesquels il est possible d'agir pour avoir un impact positif réel pour la qualité de l'air. Ils ont également demandé aux bureaux d'études une vraie montée en compétences pour être à la hauteur technique nécessaire pour savoir interpréter correctement les données et assurer une interface entre les experts, chercheurs et les décideurs.

L'expérience de l'élaboration des PPA de seconde génération montre qu'il reste toutefois des pistes à améliorer, notamment au sujet de certains facteurs d'émissions qui restent entachés de grandes incertitudes (ex : émissions de particules liées au BTP ou aux carrières) ou encore la quantification de l'impact des actions sur la qualité de l'air. En effet, cette étape reste très complexe, avec des outils qui n'étaient encore que peu ou pas du tout existants. Les bureaux d'études et les AASQA ont ainsi dû développer leurs propres méthodes de calcul, créant potentiellement des disparités au niveau national. Néanmoins, l'exercice a tout de même été mené, et ces PPA de seconde génération auront permis un bond en avant en termes de modélisation prospective.

D'un point de vue moins technique, l'accent a été mis, dans les PPA de seconde génération, sur une approche « programmation », c'est-à-dire une définition précise des actions et de leurs modalités de mise en œuvre. Les PPA de première génération étaient inégaux sur ce volet : certains étaient déjà bien détaillés, d'autres moins. Aujourd'hui, dans tous les projets que nous avons accompagnés, il a clairement été demandé de renforcer le volet actions. Mais des difficultés persistent dans leur définition sur trois

points demandés par la directive européenne : la définition des porteurs des actions, l'évaluation des coûts et la précision des fondements juridiques. Pour qu'il soit opérationnel, un PPA doit apporter des mesures concrètes, efficaces, associées à des moyens concrets et financiers, et s'appuyer sur une base légale. Ces critères sont garants de l'application des mesures.

- Les parties prenantes (collectivités, chambres consulaires, État...) doivent ainsi pouvoir s'impliquer dans ces plans et associer les moyens humains et financiers nécessaires à la mise en œuvre et au suivi des actions proposées. L'expérience montre qu'elles sont parfois démunies ou qu'elles ne possèdent pas les compétences nécessaires pour pouvoir agir efficacement. Un manque de communication en amont de programmes tels que les PPA auprès des décideurs peut également freiner les décisions. L'évaluation des PPA de première génération montre bien qu'une action qui est portée par un acteur qui n'a pas les compétences ou les moyens n'est pas suivie.
- L'évaluation des coûts est également une étape difficile dans l'élaboration d'une action. Certains autres pays semblent *a priori* plus aguerris à ce type d'exercice et il serait intéressant d'en tirer des retours d'expérience en termes de méthodes et d'outils d'évaluation pour renforcer, y compris au sein des bureaux d'études, les compétences nécessaires en économie et ingénierie financière. Sur ce volet, les calendriers serrés dans lesquels la révision s'est effectuée ont été un facteur limitant important.
- Le fondement juridique des mesures proposées est également un frein à la mise en œuvre de mesures. Certaines actions proposées par les PPA de première génération n'ont pas donné suite faute de base légale, malgré des études poussées sur leur faisabilité technique et financière et la quantification précise de leur impact potentiel. Ces mesures parfois très efficaces du point de vue de la qualité de l'air se trouvent confrontées à une impossibilité de mise en œuvre.

Enfin, la question du suivi des plans après leur élaboration est cruciale pour le bon déroulement du plan. Des dispositifs efficaces pour assurer le suivi des actions restent à concevoir : pour chaque plan déjà révisé, une méthode de suivi particulière a été proposée par le maître d'ouvrage, par l'AMO ou

encore par le porteur de la mesure. Le maître d'ouvrage devra cependant s'assurer de la collecte et du calcul des indicateurs, du bon déroulement des actions, et ce pour détecter les problèmes avant que le plan n'arrive à échéance. Ici encore, de bonnes pistes peuvent certainement être trouvées en s'inspirant d'expériences extérieures ou sur d'autres thématiques comme la gestion de l'eau : les acteurs de l'air connaissent aujourd'hui un stade que les politiques de l'eau ont connu dans les années 1990 avec les SDAGE et les SAGE<sup>(4)</sup>.

## Conclusion

L'ingénierie privée est pleinement intégrée dans l'élaboration des plans de protection de l'atmosphère. Elle accompagne l'État dans ce projet au travers de plusieurs missions telles que la coordination, l'animation de réunions, l'information ou encore l'appréciation scientifique. Son retour d'expérience montre que les PPA de première génération ont permis une large amélioration des connaissances sur la qualité de l'air, permettant ainsi de mieux comprendre les enjeux et les leviers d'action.

Les PPA de seconde génération s'inscrivent quant à eux dans des contextes européen et national exigeants. Les mesures définies se doivent d'être efficaces, portées et suivies. Or des difficultés subsistent dans la définition des actions (quantification, porteurs, coûts, fondements juridiques) et un manque de communication autour du sujet de la qualité de l'air peut également freiner le projet. L'accélération des calendriers ne permet également pas toujours de disposer de tous les outils et éléments nécessaires.

Enfin, pour s'assurer du bon déroulement de la mise en œuvre d'un PPA et de son efficacité par rapport aux objectifs fixés, une méthode de suivi doit être définie et assurée tout au long de la durée de vie du plan.

Ces expériences enrichissantes nous amènent aujourd'hui à souhaiter développer de nouvelles compétences pour nous adapter aux futurs besoins que les porteurs de PPA et leurs partenaires pourraient avoir : économie de l'environnement, ingénierie financière, suivi et évaluation des politiques publiques, communication.



(4) Roussel I., *Les dix ans d'Enviroconsult : SRCAE, PCET, PPA, ZAPA, Bilan GES... Stratégies Carbone, Climat, Air et Énergie : quelles perspectives et quelles actions pour les entreprises et les territoires ?* Pollution Atmosphérique n° 215, juillet-septembre 2012, p. 211-215.

## La Fimea, cheville « ouvri-air » des politiques publiques.

*Un réseau de professionnels qualifiés constitue un vrai vecteur de mise en œuvre des politiques à mener à tous les échelons du territoire.*

Le terme même de « qualité atmosphérique » choque alors que « pollution atmosphérique » fait désormais partie du langage usuel. C'est dire combien nous nous sommes laissés déborder par la contingence, et combien la situation exige que nous donnions désormais plus de « corps » et de relief à cette valeur de « qualité » qui nous fédère, nous, Fimea (littéralement Fédération Interprofessionnelle des Métiers de l'Environnement Atmosphérique, concrètement syndicat professionnel de l'air) et que nous visions des objectifs précis, efficaces et mesurables. [Répondre à la question « Comment fait-on ? », voici notre ambition.](#)

L'association a vu le jour en 2009 dans le but de créer une entité représentative de toutes les professions de l'environnement atmosphérique au service d'une meilleure santé pour tous et d'un bien-être pour chacun. Composée d'une cinquantaine d'entreprises référentes dans leur domaine, la Fimea aspire à être un interlocuteur technique et scientifique majeur dans l'amélioration de la qualité de l'air intérieur et la réduction de la pollution atmosphérique.

L'étroitesse des liens entre la qualité de l'air, la consommation d'énergie, et la santé « dans » comme « hors » des bâtiments (industriels, scolaires, tertiaires, résidentiels...) rend d'autant plus urgente et nécessaire une vraie considération de cet enjeu, une prise en charge collective, à un niveau politique éminent, et individuel, au niveau le plus intime.

Notre responsabilité de devoir répondre de manière collective et efficace à ce défi ne doit pas pour autant masquer la chance de repenser notre organisation industrielle et urbaine avec toutes les avancées que l'air a connues ces quinze dernières années ; dès lors, d'en faire un fer de lance de vente à l'export sur la manière de penser une ville « plus durable ».

La qualité de l'air et son impact sur la santé publique sont une priorité nationale autant qu'europpéenne. [Les dépassements récurrents des valeurs limites dans l'air ambiant de particules et de NOx accélèrent le besoin de solutions concrètes et déployables, tant pour diagnostiquer, pour évaluer et pour préconiser des voies de gestion et de remédiation.](#)

C'est la [raison d'être](#) de la Fimea qui, depuis 2009, structure la filière de l'air sur toute la chaîne de valeur (des scénarios à la modélisation, à la mesure, aux études d'impacts, à la gestion, aux solutions de limitations d'émissions industrielles et urbaines, aux cadres juridiques et réglementaires, à la formation, à la qualification des biens, des services et des procédés, à la recherche et à l'innovation...).

La filière de l'air [portée par la Fimea a la volonté d'offrir aux pouvoirs publics, aux collectivités et aux grandes entreprises](#) l'accès à des spécialistes qualifiés et professionnels, au meilleur coût et présents sur tout le territoire national pour leur permettre de répondre aux questions qui se posent :

Comment [trouver des professionnels qualifiés, et pour répondre à quelles obligations légales ?](#) Comment mieux penser les zones d'actions prioritaires pour l'air ? Comment mesurer au mieux les seuils de pollution afin de limiter les mesures de fermeture des centres-villes ? Comment prévenir les pollutions issues du trafic automobile, notamment dans nos crèches ? Comment responsabiliser et éduquer chacun sur l'air, comme cela a été fait pour l'eau ou la gestion responsable de ses déchets ? Comment associer les technologies pour limiter les émissions de sites industriels à proximité des agglomérations ? Comment gérer le dépassement des seuils réglementaires dans les ERP ?...

Autant de questions qui vont changer le quotidien des Français et sur lesquelles nous nous devons [d'être un véritable relais et le vecteur de mise en œuvre des politiques publiques.](#)

L'obligation qui nous est faite de réussir va participer à plus de santé, à moins de gaspillage et à une conscience du bien commun qui nous lie. C'est aussi assurément une source de redéploiement industriel stratégique, de gain économique, source d'emplois et de progrès environnemental.

Seul s'abstenir de respirer n'est pas possible lors d'une journée, reprenons les choses dans l'ordre et repriorisons l'essentiel.

L'air de rien, l'air c'est tout.

Étienne de Vanssay et Thomas Kerting

[Président et vice-président de la Fimea](#)

<http://fimea.wordpress.com/>

# Penser le futur urbain pour une meilleure qualité de l'air

## Designing the urban future for a better air quality

Christian SEIGNEUR<sup>(1)</sup>

### Mots-clés

Pollution atmosphérique, qualité de l'air, environnement urbain, futur urbain, transports, énergétique.

### Keywords

Air pollution, air quality, urban environment, urban future, transportation, energy.

### Contexte

Si les niveaux ambiants de certains polluants atmosphériques dans les villes françaises ont diminué de façon significative ces dernières années (par exemple le plomb, le dioxyde de soufre, le monoxyde de carbone) en raison de réglementations sur les émissions de ces polluants, les niveaux d'autres polluants ont peu ou n'ont pas diminué (par exemple le dioxyde d'azote, l'ozone et les particules atmosphériques). On remarque que les polluants dont les niveaux ont baissé sont des polluants primaires (c'est-à-dire émis directement dans l'atmosphère) alors que ceux dont les niveaux stagnent sont en partie ou totalement des polluants secondaires (c'est-à-dire des polluants formés par réactions chimiques dans l'atmosphère).

Le fait que les niveaux de ces polluants secondaires ne réagissent pas aux stratégies de réduction d'émissions polluantes est dû à la complexité des relations entre les niveaux de ces polluants et ceux des émissions de leurs précurseurs [e.g. Seigneur, 2004]. En effet, dans certains cas, une réduction des émissions d'un précurseur peut entraîner l'augmentation d'un polluant secondaire. Par exemple, une diminution des émissions d'oxydes d'azote (émis par les processus de combustion tels que le trafic, les centrales électriques thermiques à flamme ou le chauffage) peut mener à une augmentation des concentrations d'ozone (un polluant réglementé) en milieu urbain et même à une augmentation de l'acide nitrique (précurseur du nitrate particulaire). On sait aussi que si la diminution des émissions d'un polluant peut être bénéfique pour un polluant secondaire, elle peut être antagoniste pour un autre et peut mener à un bilan total neutre : c'est le cas des réductions d'émissions de dioxyde de soufre qui mènent à une

réduction du sulfate particulaire mais peuvent mener à une augmentation du nitrate particulaire.

Par ailleurs, l'introduction d'une technologie de réduction de certaines émissions peut avoir un effet synergique ou antagoniste sur d'autres polluants. Une réduction des émissions de Composés Organiques Volatils (COV) pourra aussi bien réduire les concentrations d'ozone que celles de particules organiques. En revanche, l'installation de filtres à particules diesel avec catalyseur mène à une augmentation de la fraction de dioxyde d'azote dans les émissions. Ces relations complexes à la source et dans l'atmosphère rendent difficile la mise en place de politiques publiques efficaces pour la réduction de la pollution atmosphérique. Il est donc nécessaire d'avoir une approche scientifique multipolluants si l'on veut éviter des effets antagonistes et des bilans neutres en qualité de l'air. Ceci suppose une excellente maîtrise du système « qualité de l'air urbain », tant en connaissances scientifiques des processus impliqués qu'en données de terrain permettant de bien caractériser l'état actuel de la pollution. Il faut par ailleurs anticiper l'évolution de la ville en termes d'aménagement, de transports et d'énergétique et tenir compte du fait que les polluants atmosphériques peuvent être transférés dans d'autres milieux qui pourraient alors être contaminés.

### Aménagement urbain et qualité de l'air

On peut considérer que la pollution atmosphérique implique d'une part la production de polluants atmosphériques (émis ou formés dans l'atmosphère) et d'autre part l'exposition de la population à ces polluants. À l'heure actuelle, la pollution atmosphérique dans les grandes villes résulte d'une part des émis-

(1) Cerea, Laboratoire commun école des Ponts ParisTech/EDF R&D, université Paris-Est, Champs-sur-Marne, France

sions urbaines (par exemple le trafic et le chauffage domestique), et d'autre part d'une pollution régionale de fond qui peut avoir été transportée d'autres régions sources sur de très longues distances. Par exemple, l'étude récente d'Airparif [2011] suggère que les concentrations de particules fines en situation urbaine de fond sont dues en moyenne à un tiers aux émissions franciliennes et à deux tiers à une pollution importée d'autres régions et pays.

L'exposition de la population sera plus importante dans des situations où une grande partie de la population est localisée près des zones les plus polluées, c'est-à-dire dans une certaine mesure près des sources. La ville du futur devrait donc se concevoir pour minimiser cette interaction entre densité de population et présence de pollution [Marshall *et al.*, 2009 ; Schweitzer et Zhou, 2010]. Une ville dense peut offrir l'avantage de minimiser les besoins en moyens de transport en raison de distances rapprochées entre les origines et destinations des habitants pour leur travail, loisirs et autres activités. Cependant, la population sera localisée près des sources de pollution qui n'auraient pas été totalement éliminées. À l'inverse, une ville peu dense, étendue sur une grande superficie mènera à un grand besoin en moyens de transport pour couvrir de longues distances. Ceci devrait alors engendrer de plus grandes émissions de polluants atmosphériques ; cependant, ils seront émis sur un plus grand domaine et leur dispersion dans l'atmosphère pourrait mener à une exposition moindre d'une partie de la population comparée à celle du scénario dense. Des scénarios intermédiaires qui se situent entre ces deux extrêmes pourraient offrir les meilleures solutions. [Hixson *et al.* 2010] ont étudié plusieurs scénarios pour la vallée centrale de Californie, États-Unis, et suggèrent que des scénarios intermédiaires pourraient mener à la solution optimale minimisant l'exposition de la population à la pollution atmosphérique.

## Énergétique et pollution atmosphérique

Le climat des villes diffère légèrement de celui des campagnes avoisinantes, d'une part en raison de la quantité de chaleur émise en ville par le chauffage, les transports et autres activités, et d'autre part à cause de la densité de bâtiments qui rend les écoulements atmosphériques plus turbulents [e.g. Lemonsu et Masson, 2002]. Ces phénomènes affectent la dispersion des polluants [e.g. Sarrat *et al.*, 2006]. En particulier, le flux de chaleur mène à un plus grand mélange vertical des polluants car la hauteur de la couche limite atmosphérique (qui s'étend entre la surface et l'altitude à laquelle les effets de la surface ne se font plus sentir) est plus importante. La production d'énergie par le chauffage et les transports va sans doute évoluer dans les années futures en réponse à des politiques axées sur la diminution des émissions de gaz à effet de serre, qui pourraient donc mener à un renouvellement du parc automobile avec davantage de véhicules hybrides et électriques et la création et rénovation de bâtiments plus efficaces énergétiquement. Cette évolution devrait

donc diminuer les flux de chaleur urbains et conduire à une légère baisse de la dispersion des polluants atmosphériques, donc à émissions égales, des concentrations plus élevées. Bien sûr, ces mesures visant à réduire les émissions de GES du trafic et les consommations énergétiques des bâtiments devraient résulter en des diminutions d'émissions de polluants atmosphériques. Cependant, d'autres mesures visant à promouvoir certaines énergies renouvelables (par exemple chaudières à bois) peuvent augmenter les émissions polluantes. Il est donc essentiel dans les ébauches de schémas directeurs des villes du futur de bien quantifier les divers effets des politiques publiques mises en place dans le secteur énergétique afin d'anticiper et, si besoin est, de corriger leurs impacts possibles sur la qualité de l'air.

## Liens entre pollution atmosphérique et pollution des eaux

Historiquement, la réglementation de la pollution atmosphérique a été mise en place indépendamment de la réglementation concernant la contamination des eaux de surface en milieu urbain. Il en résulte que les polluants réglementés diffèrent pour l'air et pour l'eau. Il apparaît cependant que l'atmosphère peut être un apport significatif dans le cas de la contamination des eaux de ruissellement [Sabin *et al.*, 2005 ; Fallah Shorshani *et al.*, 2012]. Il importe alors d'avoir une approche multimilieux permettant de traiter de manière conjointe la pollution de ces deux milieux. Par exemple, les émissions du trafic routier dans l'air peuvent se déposer en bordure de voie et contaminer les sols et les eaux de ruissellement. Les échelles de temps et d'espace qui doivent être prises en compte peuvent différer pour l'air et l'eau (selon les processus impliqués et les besoins réglementaires). Par ailleurs, les polluants réglementés pour l'air ne sont pas forcément pertinents pour l'eau : par exemple, les réglementations pour les particules atmosphériques ciblent les particules ayant moins de 10 et 2,5 microns de diamètre (PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub>), alors que des particules de diamètre supérieur à 10 microns sont pertinentes pour la pollution des eaux de ruissellement. Il s'ensuit que les inventaires d'émissions polluantes dans l'air n'incluent pas les particules de plus de 10 microns, alors qu'elles pourraient contribuer à la contamination des eaux de surface. Une harmonisation des techniques utilisées pour la gestion des pollutions de l'air et des eaux paraît donc souhaitable.

## Le besoin d'une approche multidisciplinaire : « Futurs urbains »

Une approche multidisciplinaire semble nécessaire pour traiter le futur de la qualité de l'air urbain. En effet, on ne peut pas dissocier la qualité de l'air de l'aménagement urbain, dans la mesure où densité de population, moyens de transport et énergétique ont



des impacts considérables sur l'exposition de la population urbaine à la pollution atmosphérique. Par ailleurs, les polluants atmosphériques peuvent migrer vers les sols et les eaux de surface et une approche multimilieu devra être considérée. Les effets sanitaires du bruit pourraient aussi être traités conjointement avec les impacts sur la qualité de l'air pour certaines sources communes telles que le trafic [Allen *et al.*, 2009 ; Beelen *et al.*, 2009 ; Davies *et al.*, 2009] ; cela permettrait d'une part de mutualiser certains aspects de ces études (par exemple caractérisation du trafic) et d'autre part d'analyser les impacts sanitaires communs de manière plus complète.



Figure 1.

Labex Futurs Urbains de l'université Paris-Est ;  
Urban Futures Laboratory of Paris-Est University

Le Labex « Futurs Urbains » (<http://www.futurs-urbains.fr/> ; figure 1) offre un cadre multidisciplinaire dans lequel des laboratoires travaillant sur l'urbanisme, l'architecture, les transports et l'environnement collaborent sur des projets communs permettant d'identifier des solutions aux problèmes actuels et d'anticiper les principales questions du futur de la ville. Les activités de « Futurs Urbains » incluent aussi des colloques, séminaires et écoles d'été ainsi que des financements de chercheurs invités et post-doctorants. Dans toutes ces activités, l'accent est mis sur les aspects transversaux et interdisciplinaires. En effet, un enjeu majeur de ces prochaines années sera d'intégrer différentes expertises pour traiter l'environnement urbain de manière multidisciplinaire afin de tenir compte des liens complexes qui existent entre urbanisme, architecture, transports, énergétique et environnement.

## Références

- Airparif. Origine des particules en Ile-de-France, rapport final, septembre 2011, <http://www.airparif.asso.fr>.
- Allen RW, Davies H, Cohen MA *et al.* The spatial relationship between traffic-generated air pollution and noise in 2 US cities, *Environ. Res.* 2009 ; 109 : 334-42.
- Beelen R, Hoek G, Houthuijs D *et al.* The joint association of air pollution and noise from road traffic with cardiovascular mortality in a cohort study, *Occup. Environ. Med.* 2009 ; 66 : 243-50.
- Davies HW, Vlaanderen JJ, Henderson SB, Brauer M. Correlation between co-exposures to noise and air pollution from traffic sources, *Occup. Environ. Med.* 2009 ; 66 : 347-50.
- Fallah Shorshani M, Bonhomme C, Petrucci G *et al.* Road traffic impact on water quality in an urban catchment (Grigny, France): a step towards integrated traffic, air and stormwater modelling, soumis à *Water Sci. Technol.* 2012.
- Hixson M, Mahmud A, Hu J *et al.* Influence of regional development policies and clean technology adoption on future air pollution exposure, *Atmos. Environ.* 2010 ; 44 : 552-62.
- Lemonsu A, Masson V. Simulation of a summer urban breeze over Paris, *Boundary-Layer Meteor.* 2002 ; 104 : 463-90.
- Marshall J, Brauer M, Frank L. Healthy neighborhoods: Walkability and air pollution, *Environ. Health Perspectives* 2009 ; 117 : 1752-9.
- Sabin LD, Lim JH, Stolzenbach KD *et al.* Contribution of trace metals from atmospheric deposition to stormwater runoff in a small impervious urban catchment, *Water Res.* 2005 ; 39 : 3929-37.
- Sarrat C, Lemonsu A, Masson V, Guedalia D. Impact of urban heat island on regional atmospheric pollution, *Atmos. Environ.* 2006 ; 40 : 1743-58.
- Seigneur C. Air pollution: current challenges and future opportunities, *AIChE J.* 2004 ; 51 : 356-64 ; *Pollution Atmosphérique*, 2005 ; 186 : 187-99.
- Schweitzer L, Zhou J. Neighborhood air quality, respiratory health, and vulnerable populations in compact and sprawled regions, *J. Amer. Planning Assoc.* 2010 ; 76 : 363-71.

## NOTES DE SYNTHÈSE

<b>Les particules biologiques dans l'air.</b> <b>Biological particles in atmosphere.</b>	
M. THIBAUDON .....	148
<b>Le carbone-suie (ou BC) des particules atmosphériques peut-il constituer un indicateur sanitaire additionnel aux particules fines ?</b>	
B. FESTY, Y. LE MOULLEC .....	154
<b>Le carbone-suie entre qualité de l'air et impact climatique.</b> <b>Black Carbon from Air Quality to Climate Change.</b>	
P. LAJ .....	161
<b>Caractéristiques et origines principales des épisodes de pollution hivernaux aux PM<sub>10</sub> en France.</b> <b>Main properties and origins of winter PM<sub>10</sub> pollution events in France.</b>	
O. FAVEZ, <i>et al.</i> .....	164
<b>Particul'air : étude inter-régionale de la pollution particulaire en zone rurale.</b> <b>Particul'air: interregional study of particulate pollution in rural environments.</b>	
C. PIOT, J.-L. BESOMBES, <i>et al.</i> .....	183
<b>Origine des particules fines (PM<sub>2.5</sub>) en Ile-de-France.</b> <b>Sources of fine aerosols (PM<sub>2.5</sub>) in the region of Paris.</b>	
V. GHERSI, A. ROSSO, S. MOUKHTAR, K. LÉGER, <i>et al.</i> .....	189
<b>Pollution particulaire de l'air par le brûlage de déchets verts : ce que dit l'expertise de l'ANSES.</b> <b>Particulate air pollution from green waste burning: a summary from the ANSES report.</b>	
M. REDAELLI, C. DECLERCQ .....	200
<b>PEREN2BOIS : évaluation technico-économique des performances énergétiques et environnementales des meilleures techniques disponibles de réduction des émissions de poussières fines et de composés organiques pour les appareils de combustion domestique utilisant la biomasse</b> <b>PEREN2BOIS: Techno-economical evaluation of the energetic and environmental performance of the best available Technologies for reducing fine particle and organic compound emissions from domestic combustion devices using biomass</b>	
I. FRABOULET, <i>et al.</i> .....	204
<b>La restriction de circulation des véhicules les plus polluants : une mesure pour améliorer la qualité de l'air dans les grandes agglomérations françaises.</b> <b>Limited access to the more polluting vehicles: a way to improve air quality in French urbanized zones.</b>	
M. POUPONNEAU, J. COLOSIO .....	212
<b>Quand la sociologie interroge les ZAPAs.</b>	
N. MOHAMED .....	218
<b>Étude d'acceptabilité sociale de la ZAPA de l'agglomération grenobloise : synthèse des principaux résultats.</b> <b>Grenoble's ZAPA social acceptability assessment study: synthesis of the main results.</b>	
S. LABRANCHE, L. CHARLES .....	227

# Les particules biologiques dans l'air

Michel THIBAUDON<sup>(1)</sup>

L'air, bien que trait d'union entre une source de particules et un récepteur, est chargé d'une multitude de particules d'origine biologique, qui sont transportées par les courants d'air. Leur concentration peut atteindre, localement, et à certaines périodes, plusieurs dizaines de milliers d'unités par mètre cube d'air.

En France, jusqu'à juillet 2010, aucune réglementation n'imposait la surveillance de ces particules dans l'air. Mais la loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement et modifiant le code de l'environnement a, par l'intermédiaire de son article 179 modifiant l'article L. 220-2 dudit code, inclus les agents biologiques dans les éléments constitutifs de la pollution atmosphérique ; l'article L. 220-2 précise en effet que « *Constitue une pollution atmosphérique au sens du présent titre l'introduction par l'homme, directement ou indirectement ou la présence dans l'atmosphère et les espaces clos d'agents chimiques, biologiques ou physiques ayant des conséquences préjudiciables de nature à mettre en danger la santé humaine, à nuire aux ressources biologiques et aux écosystèmes, à provoquer des nuisances olfactives excessives* ». Cette reconnaissance du caractère polluant rend nécessaire une surveillance des agents biologiques au même titre que la surveillance des agents chimiques et physiques (cf. Titre II du Livre II du code de l'environnement).

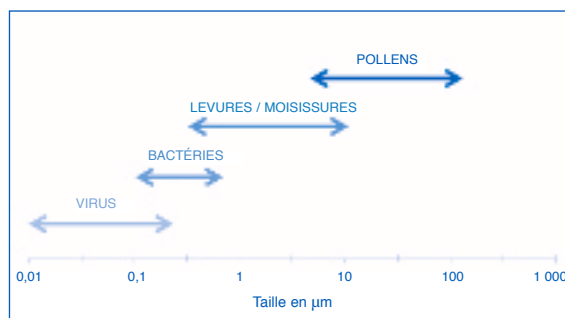
Les particules biologiques retenues dans cet article sont :

- les virus,
- les bactéries,
- les levures et moisissures,
- les pollens,

pour leur rôle potentiel sur la santé humaine.

La taille générale de ces particules varie de 0,01  $\mu\text{m}$  à plus de 100  $\mu\text{m}$  (Cf. tableau I).

Tableau I.  
Taille générale des particules biologiques.



Virus : 0,01 à 0,4  $\mu\text{m}$  ; Bactéries : 0,1 à 0,7  $\mu\text{m}$   
Levures/Moisissures : 0,5 à 10  $\mu\text{m}$  ; Pollens : 7 à 150  $\mu\text{m}$

## Descriptions

### Les virus

Le virus est un micro-organisme infectieux possédant un seul type d'acide nucléique (ADN ou ARN). Il ne peut se répliquer qu'en pénétrant dans une cellule et en utilisant sa machinerie cellulaire.

Les virus peuvent exister sous forme extracellulaire, ils sont alors des objets particuliers, infectieux, constitués d'au moins un acide nucléique englobé dans une capsid de protéine, ou sous forme intracellulaire nécessitant la présence de la cellule hôte pour leur réplication.

La présence de virus infectieux dans l'air à proximité de personnes malades a été largement étudiée, la toux et les éternuements étant à l'origine de l'aérosolisation de ces virus. Par exemple, dans les services d'urgence [1], des virus actifs ont été mesurés à plusieurs mètres de leur réservoir humain et après plus d'une heure [2].

D'autres travaux ont montré la transmission aérienne de virus dans les transports aériens commerciaux [1] [3] [4].

(1) RNSA, Brussieu.

Très peu d'études concernent la présence de virus dans l'air. La revue faite par Dale W. Griffin [5] en 2005 démontre qu'un certain nombre de virus présents dans le sol (poliovirus, bactériophage MS2) peuvent se trouver aérosolisés et peuvent suivre de longs transports atmosphériques.

### Les bactéries

Les bactéries sont des micro-organismes ubiquistes, unicellulaires et sans noyau (procaryotes) dont le génome est constitué d'ADN. Celui-ci consiste en un seul chromosome, et on note éventuellement la présence de plasmides.

Les bactéries sont omniprésentes dans les basses couches de la troposphère où elles constituent une partie des bioaérosols [6]. Elles jouent un rôle important dans les phénomènes météorologiques comme par exemple le rôle de noyau de glace au sein des nuages [7]. Les concentrations de bactéries dans l'air restent faibles par rapport à d'autres particules biologiques comme les moisissures, de l'ordre de  $10^3$  à  $10^5$  unités/m<sup>3</sup> [8].

Sur des approches plus urbaines, dans des cas particuliers liés, par exemple, aux tours aérorefrigérantes des systèmes de climatisation, on peut trouver un certain nombre de micro-organismes dont, en particulier, des légionnelles [9].

### Les moisissures

Les moisissures sont des champignons appartenant aux eucaryotes avec des noyaux typiques entourés d'une membrane et contenant des chromosomes.

Toutes les moisissures sont saprophytes, se développant sur des matériaux inertes très variés (papiers, bois, aliments, etc.).

Les champignons sont formés d'un appareil végétatif qui se présente soit sous forme de cellules isolées dans le cas des levures, soit sous forme de filaments tubulaires, les hyphes. La multiplication des champignons peut se faire par fragmentation, fusion ou production de spores ; ils se reproduisent de façon sexuée et/ou asexuée.

Le développement normal d'une moisissure comprend une phase végétative de croissance et de nutrition, et presque simultanément une phase reproductrice au cours de laquelle se forment des spores qui assurent la dispersion.

Les spores et fragments mycéliens sont retrouvés naturellement en suspension dans l'air extérieur, et en quantités faramineuses (jusqu'à plusieurs centaines de milliers de particules/m<sup>3</sup> d'air).

Après une étape de dispersion, les moisissures peuvent sédimenter sur des supports divers et être transférées à l'intérieur des locaux. De nombreuses variétés de moisissures sont recensées, mais deux principaux genres méritent d'être présentés, *Cladosporium* et *Alternaria*, en raison de leur forte présence dans l'air atmosphérique ainsi que de leur potentiel allergisant [10]. L'air lui-même n'est pas un

habitat pour les moisissures, mais la plupart des moisissures ont un mode de dispersion anémophile (transport aérien). Les périodes chaudes et humides permettent une croissance optimale des moisissures.

L'amplification des moisissures à l'intérieur des locaux est assez courante et se produit lorsqu'une humidité excessive est présente [11], c'est le cas par exemple pour *Cladosporium*, *Penicillium* et *Aspergillus spp.*

La concentration en spores de moisissures dépend des conditions atmosphériques. Elle atteint son maximum en fin d'été et au début de l'automne, surtout par temps chaud et humide. De ce fait, à l'intérieur des maisons, on les trouvera dans les endroits les plus humides et les moins bien ventilés. Mais la plupart des concentrations trouvées à l'intérieur des locaux proviennent de sources primaires externes.

### Les pollens

Le pollen (du grec *πάλη* (*palè*) : farine ou poussière), constitue, chez les végétaux supérieurs, l'élément fécondant mâle de la fleur. Ce sont de minuscules grains de forme plus ou moins ovoïde de quelques dizaines de micromètres de diamètre, initialement contenus dans l'anthere à l'extrémité des étamines de la fleur. L'homologue du grain de pollen chez les végétaux inférieurs (algues, mousses, prothalles des fougères) est le gamétophyte mâle [12]. Les pollens allergisants sont en majorité issus d'espèces anémophiles (dispersion des graines par le vent).

Concernant la taille, on considère que les pollens les plus petits sont ceux du myosotis (7 µm) et les plus gros, ceux de la courge (150 µm). Les pollens de moins de 20 µm sont réputés plus souvent allergènes ; il s'agit notamment des pollens des espèces suivantes : bouleau, charme, noisetier, frêne, olivier, peuplier, cyprès, platane, aulne, graminées, ambroisie, plantain, pariétaire.

Si plus de 200 types de pollens se retrouvent dans l'atmosphère, à peine une vingtaine présente un potentiel allergisant significatif, mais constitue 70 % des quantités aéroportées. Ce potentiel allergisant correspond à la capacité du grain de pollen à provoquer des allergies respiratoires chez les sujets prédisposés, il dépend essentiellement de son contenu en allergènes majeurs.

On retrouve dans les grains de pollens des granules cytoplasmiques, qui ont fait l'objet de diverses études notamment sur les pollens de graminées. Dans un grain de pollen, on peut trouver entre 700 et 1 000 granules d'amidon et près de 1 million de microparticules. À cause de leur taille, ces particules peuvent pénétrer plus profondément dans l'appareil respiratoire que le pollen entier et induire ainsi des réactions allergiques. La caractérisation de l'allergénicité de ces granules comporte 3 volets : épidémiologique, expérimental et analytique. Les résultats d'une étude épidémiologique mettent en évidence un effet éventuel des granules dans la survenue ou l'aggravation des allergies respiratoires et de l'asthme [13].

Il est possible d'identifier une espèce végétale par l'observation de son pollen. Les caractères observés sont la taille (de 7 à 150 micromètres), la forme générale et l'aspect de l'exine (paroi externe du grain de pollen) ; la stratification, les sculptures et granulations de la surface, le nombre, la forme et la disposition des ouvertures [14].

Quelques exemples de pollens avec leur potentiel allergisant (P.A.) sur une échelle de 0 (nul) à 5 (fort) :

#### POLLENS D'ARBRES :

- **Le noisetier** : famille BETULACEAE espèce *Corylus avellana*, taille moyenne 23-26 µm, pollinisation janvier-mars (Potentiel Allergisant moyen = 3/5).
- **L'aulne** : famille BETULACEAE espèce *Alnus scordata*, taille 20-25 µm, pollinisation février-mars (Potentiel Allergisant moyen = 3/5).
- **Le peuplier** : famille des SALICACEAE espèce *Populus sp.*, pollinisation mars-avril (Potentiel Allergisant moyen = 2 ou 3/5).
- **Le saule** : famille des SALICACEAE espèce *Salix cinerea*, pollinisation mars-avril (Potentiel Allergisant moyen = 2 ou 3/5).
- **Le cyprès** : famille des CUPRESSACEAE espèce *Chamaecyparis lawsoniana*, pollinisation février-avril (Potentiel Allergisant très élevé = 5/5).
- **Le bouleau** : famille des BETULACEAE espèce *Betula pendula*, pollinisation avril-mai (Potentiel Allergisant très élevé = 5/5).
- **Le platane** : famille des PLATANACEAE espèce *Platanus*, pollinisation avril-mai (Potentiel Allergisant moyen à élevé = 4/5).
- **Le charme** : famille BETULACEAE espèce *Carpinus betulus*, 40 µm, pollinisation avril-mai (Potentiel Allergisant élevé = 4/5).
- **Le frêne** : famille des OLEACEAE espèce *Fraxinus excelsior*, pollinisation avril-mai (Potentiel Allergisant élevé = 4/5).
- **L'olivier** : famille des OLEACEAE espèce *Olea europaea*, pollinisation mai (Potentiel Allergisant moyen 3 ou 4/5).

#### POLLENS HERBACÉES :

- **La pariétaire** : famille des URTICACEAE espèce *Parietaria sp.*, pollinisation mai-juillet (Potentiel Allergisant élevé = 4/5).
- **Les graminées** : famille des POACEAE, pollinisation mai-septembre (Potentiel Allergisant très élevé = 5/5).
- **Le plantain** : famille des PLANTAGINACEAE espèce *Plantago major L.*, pollinisation mai-septembre (Potentiel Allergisant moyen = 3/5).
- **Le rumex** : famille POLYGONACEAE espèce *Rumex acetosa L.*, pollinisation juin-septembre (Potentiel Allergisant faible = 2/5).
- **L'armoise** : famille des ASTERACEAE espèce *Artemisia vulgaris L.*, pollinisation juillet-septembre (Potentiel Allergisant moyen à élevé = 3 ou 4/5).

- **L'ambroisie** : famille des ASTERACEAE espèce *Ambrosia artemisiifolia L.*, pollinisation août-septembre (Potentiel Allergisant très élevé = 5/5).

### Mesures des particules biologiques dans l'air

Le large spectre des micro-organismes et des particules présents dans l'air est étudié grâce à un large panel d'instruments et de méthodes [15]. Les stratégies de mesure imposent un choix à la fois d'une technique d'échantillonnage et d'une méthode d'analyse.

#### Les techniques d'échantillonnage

Les techniques dépendent du type de particules biologiques à récupérer et, surtout, de la méthodologie d'analyse liée ou non à la viabilité de la particule.

##### Les virus

L'échantillonnage classique des virus dans l'air fait appel à des préleveurs de type cycloniques en milieu liquide, comme le Coriolis de Bertin Technologies, ou à un barbotage en tampon spécifique [2] [16] [17]. Les particules de l'air se trouvent centrifugées dans un liquide de recueil agité par un mouvement de cyclone important [18].

##### Les bactéries

La mesure des bactéries dans l'air est beaucoup plus fréquente, surtout en milieu industriel dans les domaines de l'industrie pharmaceutique ou en milieu hospitalier.

À l'extérieur, ces types de mesures sont beaucoup moins fréquents, et utilisent principalement trois types de techniques :

- Méthodes par impaction
- Méthodes par filtration
- Méthodes cycloniques permettant de gros débits et de ce fait une plus grande sensibilité. Cette technique est très utilisée pour la recherche de légionnelle auprès des panaches émises par les tours aéroréfrigérantes [9].

##### Les moisissures

Dans le cas des moisissures, le choix de la technique d'échantillonnage est très dépendant du choix de la méthode d'analyse. En effet, la recherche de spores de moisissures dans l'air faisant appel à des techniques de détection sans utiliser le caractère revivifiable, aléatoire, de ces spores fera appel à des méthodes d'impaction sur bandes siliconées ou de filtration sur membranes minces ou épaisses ou cyclones en milieu liquide avec, par exemple, le Coriolis [20].

##### Les grains de pollens

Ces particules biologiques ne faisant pas partie du matériel vivant, les méthodes d'analyse culturale ne

pourront pas être utilisées. De ce fait, les préleveurs d'air pour la recherche des pollens, fréquemment utilisés en même temps pour recueillir les spores de moisissures, font appel à des méthodes d'impaction.

## Les techniques d'analyses

### Techniques utilisant la culture

Si, pour les virus, les techniques nécessitent fréquemment une première culture cellulaire, l'analyse se fait ensuite grâce aux méthodes de biologie moléculaire et en particulier la méthode "Protein Chain Reaction" (PCR).

Concernant les bactéries, l'identification et la quantification se font après croissance sur des milieux solides. Les colonies comptées permettent de présenter des résultats en UFC/m<sup>3</sup> (Unité Formant Colonie) en se rapportant au volume d'air impacté. Mais cette quantification reste discutable, elle est liée à la cultivabilité des bactéries, à la qualité du milieu de culture, à l'absence d'autres micro-organismes incubateurs...

Ces mêmes méthodes peuvent être utilisées pour l'identification des moisissures cultivables récupérées sur les impacteurs, mais dans ces cas aussi, on est très loin de récupérer toutes les moisissures, seuls les mycéliums cultivables permettent souvent un démarrage de culture. Par contre, les spores ne poussent pas sur ces milieux de culture.

### Méthodes utilisant la détection

Toutes les techniques d'échantillonnage cycloniques ou par filtration ou par impaction sur un support transparent permettent de mettre en œuvre différentes méthodes de détection allant de la simple microscopie optique par coloration jusqu'aux méthodes de biologie moléculaire comme la PCR.

Concernant les grains de pollens, les méthodes de comptage, quelle que soit la méthode d'échantillonnage des pollens dans l'air utilisée, passent par une analyse qui exige l'identification et la quantification des types de pollen enregistrés en microscopie optique.

## Aspects quantitatifs

Les particules biologiques sont présentes dans l'air, que ce soit en zone urbaine ou en zone rurale : les travaux réalisés par Bosch-Cano *et al.* [21] indiquent bien que, si les quantités de pollens sont plus importantes en zone rurale qu'en zone urbaine, ce phénomène est pondéré par les taxons d'origine urbaine (exemple du platane).

De même pour les spores de moisissures, beaucoup plus nombreuses dans l'air que les grains de pollens, des travaux ont permis d'estimer le nombre et le poids de spores de moisissures dans l'air avec une moyenne en quantité de 10<sup>3</sup> à 10<sup>4</sup> particules/m<sup>3</sup> et une masse d'environ 1 µg/m<sup>3</sup>.

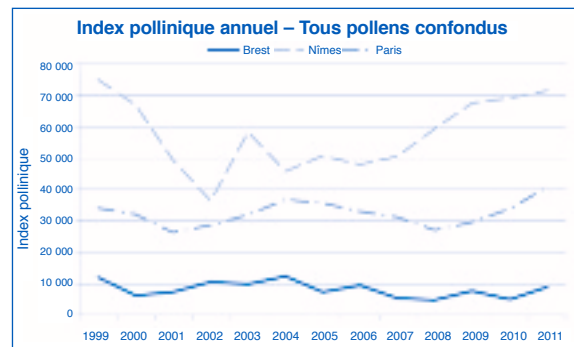


Figure 1.  
Index polliniques annuels – Tous pollens confondus.

Les quantités de pollens et de moisissures mesurées au sein des plus grandes agglomérations de France varient beaucoup en fonction de la situation géographique de l'agglomération.

De même les spores de moisissures 10 à 50 fois plus nombreuses que les pollens présentent des index annuels variables en fonction de la situation géographique du point de prélèvement.

## Air extérieur/Air intérieur

S'il est fréquent de mettre une frontière entre les travaux concernant l'*indoor* et l'*outdoor*, il devient nécessaire désormais de ne pas oublier que des échanges se produisent entre ces deux milieux et que beaucoup de particules biologiques de l'atmosphère rentrent dans les locaux, tant par les transferts d'air que par les occupants ou les objets transférés de dehors vers le dedans. De plus, si la contamination extérieure pénètre à l'intérieur des locaux (exemple des pollens, figure 3), à l'intérieur le brassage limite l'élimination d'une partie de ces particules biologiques qui se déposent sur les sols, murs, intérieurs d'ameublement...

Bien souvent, les nouvelles conditions de température, d'humidité et de substrats que trouvent les spores de moisissures venant de dehors, vont permettre à l'intérieur des locaux un développement important, et une dissémination dans l'air intérieur de quantités de spores ou, pire, de toxines provenant de ces spores, ayant un impact sur la santé.

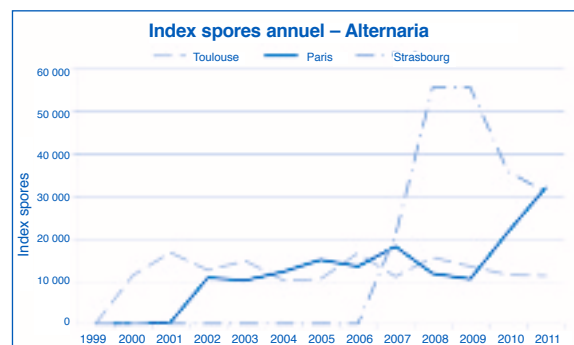


Figure 2.  
Index spores annuels – Alternaria.

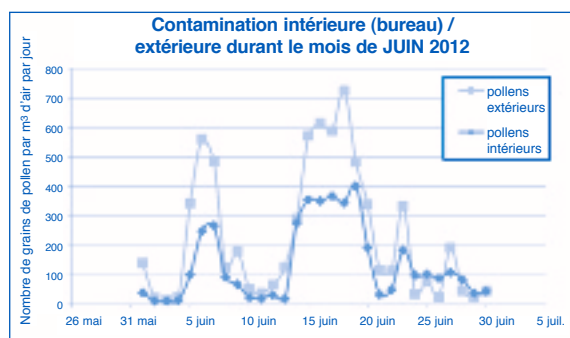


Figure 3.  
Contamination intérieure/extérieure durant le mois de juin 2012.

### Impact sanitaire des particules biologiques de l'air

La présence de virus dans l'air à proximité de sources dans l'habitat, et surtout à l'hôpital, mais aussi dans les moyens de transports, comme les transports aériens [3] [4], va entraîner une exposition, généralement par voie respiratoire, des personnes fréquentant ces lieux. La pénétration des virus dans l'organisme pourra entraîner l'apparition ou l'aggravation de pathologies.

De même, l'apparition de cas de légionellose s'explique facilement lorsque l'on détecte la présence de cette bactérie dans l'air, comme par exemple dans des lieux situés sous les panaches des tours aérofrigorantes.

Certaines moisissures comme les *Aspergillus*, en particulier *Aspergillus fumigatus* ou *Aspergillus niger*, peuvent être à l'origine d'une contamination par voie aérienne des populations et en particulier de population fragiles en milieu hospitalier.

Concernant les pollens et les moisissures, le plus grand impact sanitaire de ces particules biologiques concerne le risque d'allergie. Celle-ci pourra se manifester par différents symptômes tels que des rhino-conjonctivites importantes, des gênes respiratoires pouvant aller jusqu'à de l'asthme et moins fréquemment des eczémas ou autres symptômes cutanés. Pour les moisissures, si les réactions d'hyper-sensibilité sont largement prépondérantes, il faut signaler les risques de mycotoxicose, d'infection ou encore d'irritation.

Ces épisodes d'allergie respiratoire s'accompagnent bien souvent d'une forte altération de la qualité de vie avec une diminution du sommeil, une diminution de la vigilance et une plus grande sensibilité aux infections microbiennes.

La particularité des pollens et des moisissures réside dans la diversité des potentiels allergisants en fonction des espèces.

Depuis une trentaine d'années, les pollens allergisants sont classés en fonction de leur potentiel allergisant, c'est-à-dire de leur capacité à provoquer une réaction immunologique chez un sujet présensibilisé. On dit alors que le grain de pollen contient des allergènes qui, en fonction du nombre de personnes chez qui ils provoquent des allergies, peuvent être caractérisés de « majeurs » ou de « mineurs ».

Si ce potentiel allergisant est intrinsèque à chaque type de pollen, le risque allergique associé est très différent. En effet, le risque allergique est lié non seulement au potentiel allergisant mais aussi à l'existence d'une exposition importante de la population et à la prédisposition de cette population.

Si par exemple le pollen de bouleau riche en allergène majeur Betv1 est caractérisé par un potentiel allergisant élevé (5/5), le risque allergique variera d'un niveau très élevé en zones de forte exposition comme la Finlande ou le grand tiers Nord-Ouest de la France, à un niveau de risque ne dépassant pas le niveau faible sur le pourtour méditerranéen. D'autres exemples peuvent être pris avec des taxons à connotation régionale comme les cyprès et les ambrosies.

Le nombre de particules biologiques présentes dans l'air est considérable, tant sur le plan qualitatif que quantitatif. Ces particules sont émises naturellement ou produites par l'homme ou les végétaux, leur aspect pathogène est très variable mais leur entrée dans l'habitat est indéniable. Même si d'importants progrès ont été accomplis ces dernières années dans la connaissance des particules biologiques et de leurs effets sur la santé, les recherches doivent être poursuivies pour notamment limiter leur formation, leur contact avec l'homme et leurs impacts sur sa santé, en lien avec le développement de leur surveillance dans l'air et l'information des personnes sensibles et des acteurs concernés.

### Remerciements :

Cet article a pu être écrit grâce à l'aide de Nadine DUPUY (RNSA, Brussieu), Esmeralda CARVAHLO (Bertin Technologies, Montigny-le-Bretonneux) et Vincent MOULES (VIRNEXT, Lyon).

## Références

- [1] Tellier R. Aerosol transmission of influenza A virus: a review of new studies, *Journal of the Royal Society Interface* 2009 ; 6 : S783-90.
- [2] Lindsley WG, Blachere FM, Davis KA *et al.* Distribution of airborne influenza virus and respiratory syncytial virus in an urgent care medical clinic, *Clinical Infectious Diseases* 2012 ; 50 : 693-8.
- [3] Garcia Rio F, Borderias Clau L, Casanova Macario C *et al.* Air travail and respiratory disease, *Arch Broncopneumol* 2007 ; 42(2) : 101-25.
- [4] Mangili A, Gendreau MA. Transmission of infectious diseases during commercial air travel, *Lancet* 2005 ; 365 : 989-96.
- [5] Griffin DW. Atmospheric Movement of Microorganisms in Clouds of Desert Dust and Implications for Human Health, *Clinical Microbiology Reviews* 2007 ; 20 (3) : 459-77.
- [6] Fahlgren C, Bratbak G, Sandaa RA *et al.* Diversity of airborne bacteria in samples collected using different devices for aerosol collection, *Aerobiologia* 2011 ; 27 : 107-20.
- [7] Möhler O, DeMott PJ, Vali G, Levin Z, Microbiology and atmospheric processes: The role of biological particles in cloud physics, *Biogeosciences* 2007 ; 4 : 1059-71.
- [8] Bauer H, Kasper-Giebl A, Löflund M *et al.* The contribution of bacteria and fungal spores to the organic carbon content of cloud water, precipitation and aerosols, *Atmospheric Research* 2002 ; 64 : 109-19.
- [9] Berthelot N, Oberti S, Pinon A *et al.* Prélèvement des légionnelles dans les aérosols : étude de la viabilité avec deux préleveurs du marché, *L'eau, l'industrie, les nuisances* 2009 ; 320 : 53-5.
- [10] Ren P, Jankun TM, Belanger K *et al.* The relation between fungal propagules in indoor air and home characteristics, *Allergy* 2001 ; 56 : 419-24.
- [11] Emmons W, Binford CH, Utz JP, Kwon-Chung KJ. Medical Mycology. Lea &Febiger, 3<sup>rd</sup> ed. Philadelphia 1977.
- [12] Auger R. Tableau d'identification des grandes familles des plantes à fleurs. CRDP Bordeaux 1982.
- [13] Abou-Chakra OR. Allergénicité des granules cytoplasmiques de pollen. Thèse université Paris-Diderot – Paris VII, 2009.
- [14] Reille M. Leçons de palynologie et d'analyse pollinique. CNRS, Paris 1990 : 206 p.
- [15] Cox CS, Wathes CM. Bioaerosols handbook. Lewis Publishers, New York 1995.
- [16] Blachere FM, Lindsley WG, Pearce TA *et al.* Measurement of airborne influenza in a hospital emergency department, *Clin Infect Dis* 2009 ; 48 : 438-40.
- [17] Choukri F, Aliouat EM, Menotti J *et al.* Dynamics of pneumocystis carinii air shedding during experimental pneumocystosis, *The Journal of Infectious Diseases* 2011 ; 203 : 1333-6.
- [18] Verreault D, Gendron L, Rousseau GM *et al.* Detection of airborne lactococcal bacteriophages in cheese manufacturing plants, *Applied and Environmental Microbiology* 2011 ; 77(2) : 491-7.
- [19] Langer V, Hartmann G, Niessner R, Seidel M. Rapid quantification of bioaerosols containing *L. pneumophila* by Coriolis® µ air sampler and chemiluminescence antibody microarrays, *Journal of Aerosol Science* 2012 ; 48 : 46-55.
- [20] Bellanger AP, Reboux G, Scherer E *et al.* Contribution of a cyclonic-based liquid air collector for detecting *aspergillus fumigatus* by QPCR in air samples, *Journal of Occupational and Environmental Hygiene* 2012 ; 9(1) : D7-D11.
- [21] Bosch-Cano F, Bernard N, Sudre B *et al.* Human exposure to allergenic pollens: A comparison between urban and rural areas, *Environmental Research* 2011 ; 111 : 619-25.





# Le carbone-suie (ou BC) des particules atmosphériques peut-il constituer un indicateur sanitaire additionnel aux particules fines ?

Bernard FESTY<sup>(1)</sup>, Yvon LE MOULLEC<sup>(2)</sup>

## Introduction

S'agissant des particules en suspension dans l'air, les standards européens actuels portent sur la mesure en masse des particules de diamètre aérodynamique médian inférieur à 10 et 2,5  $\mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{10}$  et  $\text{PM}_{2,5}$ ).

Cependant, les résultats de nombreuses études épidémiologiques mènent à penser que les particules issues de la combustion sont plus préoccupantes au plan de la santé publique que les autres. Ainsi, dans une synthèse récente, le HEI (2010) conclut qu'il y a assez de preuves pour considérer qu'il y a une relation de causalité entre exposition à la pollution due au trafic routier et exacerbation de l'asthme, et un lien très fort avec une large gamme d'effets sanitaires, respiratoires et cardio-vasculaires.

Par ailleurs, les aérosols de suies et d'imbrûlés se comportent comme des gaz à effet de serre. Ils ont aussi une action spécifique de réchauffement des régions arctiques où leur dépôt modifie l'albédo des surfaces couvertes de neige.

Il convient aussi de mentionner qu'en France, compte tenu de la forte proportion de véhicules à moteur Diesel dans le parc routier, les suies à proximité du trafic représentent une composante importante des  $\text{PM}_{2,5}$  et sont vectrices de composés organiques toxiques tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).

Il apparaît donc légitime de se poser la question d'un indicateur additionnel de qualité d'air, à visée sanitaire, qui privilégierait les particules de combustion émises non seulement par le trafic routier (plus particulièrement les véhicules Diesel) mais aussi par les foyers domestiques au bois, les centrales thermiques, les feux de forêt ou de végétation...

Dans ce contexte, et en lien avec notre interrogation antérieure [Segala *et al.*, 2007], nous nous proposons de résumer dans cet article deux publica-

tions récentes ciblées sur l'indicateur *Black Carbon Particles* (BCP) : le rapport 2012 de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) « Health effects of black carbon » et l'article de Janssen *et al.* paru en 2011 dans la revue *Environmental Health Perspectives* (EHP), plus spécifique des aspects épidémiologiques du rapport.

## Méthodes de mesurage des Black Carbon Particles (BCP).

Dans les documents étudiés, le terme *Black Carbon Particles* (BCP) est un terme générique qui recouvre différents indicateurs visant à quantifier la composante de l'aérosol atmosphérique constituée par les suies et imbrûlés issus des sources de combustion. Ces divers indicateurs se différencient par le principe de la technique de mesurage : les trois indicateurs « Absorbance – Abs », « Black Smoke – BS/indice de fumée noire » et « Black Carbon – BC » font appel à des méthodes purement optiques, alors que l'indicateur « Elemental Carbon – EC/carbone élémentaire » résulte d'un mesurage par des méthodes thermo-optiques permettant simultanément la détermination du carbone organique (Organic Carbon – OC). Par souci de clarification, nous en rappellerons les grandes lignes à partir des données du rapport OMS 2012.

La traduction en français de ces différents indicateurs pouvant conduire à des confusions, nous nous proposons de garder dans cet article les termes anglo-saxons adoptés par la littérature internationale.

### Méthodes optiques

Elles sont fondées sur l'absorption de la lumière par les particules carbonées collectées sur un filtre, en cellulose ou en fibre de verre (ou de quartz) : la plus ancienne mesure le rayonnement réfléchi, c'est la réflectométrie ; l'autre quantifie la lumière trans-

(1) Professeur émérite, université Paris René Descartes, ancien directeur du Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris (LHVP).

(2) Ancien directeur adjoint du LHVP.

mise, c'est la mesure par transmittance. Plus la noirceur du filtre est importante (fort coefficient d'absorption), plus la réflectance et la transmittance sont faibles.

Dans la **réflectométrie**, un rayonnement lumineux est envoyé perpendiculairement sur le filtre qui a recueilli les particules atmosphériques. La réflectance mesurée est le rapport, exprimé en pourcentage, du flux de rayonnement réfléchi par la surface du filtre au flux incident. Elle permet d'accéder au coefficient d'absorption des particules filtrées et cette « absorbance – Abs » s'exprime en général en  $10^{-5}$  unité par mètre ( $10^{-5}\text{m}^{-1}$ ).

Dans la méthode de l'indice de fumée noire (*Black* (ou *British*) Smoke – BS), la réflectance est convertie en masse ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) à l'aide d'une courbe normalisée (OCDE 1964 ou ISO 1993). Cette conversion a été contestée car il n'y a pas de relation fixe entre noirceur et masse ; celle-ci dépend du lieu, de la saison et des sources de combustion en cause. Cette technique de mesure, développée à grande échelle en Europe dès les années 1950 suite à l'épisode de pollution londonien de décembre 1952, a fourni essentiellement des données intégrées sur 24 heures et n'a pas été automatisée. Les données ont été utilisées dans de très importantes études épidémiologiques telles que ERPURS en France et APHEA en Europe. L'indicateur BS n'est plus actuellement retenu comme critère de qualité d'air dans la réglementation européenne et, de ce fait, son usage a fortement décliné.

Dans la **mesure par transmittance**, le principe est de mesurer l'atténuation d'un rayonnement infrarouge (880 nm en général) passant à travers un filtre qui a retenu les particules. Plus la noirceur du filtre est importante, plus le rayonnement reçu sur la photodiode placée derrière le filtre est faible. L'indicateur mesuré par cette technique est le « *Black Carbon BC* » et il est exprimé en masse de carbone élémentaire ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  de EC).

Comme pour la réflectométrie, il existe des instruments qui fournissent des données intégrées sur plusieurs heures mais les plus répandus donnent une mesure quasiment en temps réel. C'est le cas des aéthalomètres qui réalisent une mesure à intervalles réguliers, de l'ordre de quelques minutes, pendant que le filtre collecte les particules en continu.

Il s'agit d'une méthode de mesure encore très utilisée. La principale limitation résulte du fait qu'il existe une relation complexe entre la variation de la transmittance et les phénomènes d'absorption et de diffusion de la lumière sur le filtre, ce qui impose une calibration adéquate incluant notamment la sélection de la longueur d'onde, du débit d'aspiration et de la dimension du filtre.

Signalons qu'il existe des aéthalomètres multi-longueurs d'onde (880 et 370 nm) qui permettent la détection préférentielle de particules issues de sources émettant des composés organiques aromatiques absorbant la lumière dans le proche UV.

Ces deux techniques de mesure présentent l'inconvénient de ne pas tenir compte des interactions

multiples entre la lumière et les aérosols déposés sur le filtre. Pour éviter ces inconvénients, des **photomètres d'absorption multi-angle** ont été développés récemment : ils mesurent simultanément les phénomènes de diffusion et de transmission de la lumière sur le filtre de collecte des particules. Cette combinaison de techniques fournit une mesure très fiable du BC contenu dans les particules en suspension. C'est en effet actuellement le seul type de photomètre qui, par sa conception, corrige les biais et les artefacts connus des mesures de BC.

### Méthodes thermo-optiques

Ces techniques conduisent, dans un processus à plusieurs étapes, à la mesure de l'indicateur « elementalcarbon – EC » et à celle, complémentaire, du carbone organique (« organiccarbon – OC »).

Dans ce type d'instrument, les fractions carbonées OC et EC sont volatilisées et/ou pyrolysées à des températures croissantes et les gaz résultants sont convertis en dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ) ou en méthane ( $\text{CH}_4$ ). Ces composés sont ensuite mesurés par spectrométrie infrarouge ( $\text{CO}_2$ ) ou par ionisation de flamme ( $\text{CH}_4$ ). L'essentiel du OC se volatilise à des températures inférieures à 550 °C sous une atmosphère d'hélium pur et est ainsi séparé du EC, plus réfractaire, qui nécessite pour commencer à brûler 2 % d'oxygène et une température supérieure à 550 °C. Cependant, le noircissement des substrats au cours de l'analyse sous hélium pur à partir de 300 °C montre qu'une partie du carbone organique est transformée en EC au cours de l'analyse. C'est pourquoi une méthode purement thermique conduirait à un biais de surestimation de EC et de sous-estimation de OC.

L'intérêt des techniques Thermo-Optique Réflectance (TOR) et Thermo-Optique Transmittance (TOT) repose sur la correction optique des artefacts liés à la pyrolyse du carbone organique. La correction est déterminée par le suivi continu de l'atténuation d'un faisceau laser au travers du filtre échantillon. Selon le rapport OMS, la technique TOR est actuellement la plus fiable pour la mesure de EC. Des résultats ainsi mesurés sont disponibles aux États-Unis sur une base journalière depuis plus de vingt ans, notamment au travers des réseaux IMPROVE et de ceux de l'EPA. Il n'y a pas d'équivalent en Europe.

Signalons que la technique peut encore être perfectionnée pour différencier les composés qui résultent d'une pyrolyse de composés organiques et de combustions incomplètes (« char – EC ») des suies (« soot – EC ») émises par exemple par les moteurs Diesel, grâce à une évolution thermique oxydative par palier [Han *et al.*, 2007].

En conclusion de ce chapitre, les experts du rapport OMS considèrent que les méthodes de mesure les plus courantes des indicateurs BC et EC méritent encore des efforts de standardisation afin d'assurer une meilleure comparabilité des résultats issus des études épidémiologiques. C'est particuliè-

rement vrai dans le cas de la mesure de EC pour lequel différents protocoles donnent des résultats parfois différents d'un facteur 2, et il faut donc toujours rester prudent lorsque l'on compare des données provenant de différentes études.

## Évaluation de l'exposition aux BCP dans les études épidémiologiques

L'auteur (T. Lanki) fait le bilan des études qui ont permis, en Europe et aux États-Unis de réaliser des observations et d'accumuler des données concernant les expositions aux BCP à court ou long terme.

La mesure du coefficient d'absorption (ou Absorbance – Abs) d'échantillons de  $PM_{2,5}$  recueillies sur filtre a été utilisée dans la plupart des études épidémiologiques européennes récentes, alors qu'aux États-Unis, on a plutôt recours à des mesurages de EC sur ce type d'échantillon.

Dans plusieurs études, la mesure de l'Abs a été convertie en BS, indicateur largement utilisé en Europe depuis (et pendant) longtemps pour suivre la qualité de l'air. Mais les facteurs de conversion utilisés pour obtenir une expression en masse prêtent à de nombreuses critiques selon la composition des mélanges particuliers, entre autres.

En termes de sources, en effet, on sait que le trafic routier – surtout les véhicules Diesel – est une source majeure de BCP dans les zones urbaines et à proximité des voies de circulation. Cependant, s'y ajoutent, selon les zones et les saisons, la combustion résidentielle de combustibles fossiles (charbon, fuel) ou de biomasse (bois), voire des combustions à l'air libre de biomasse ou déchets en zones rurales, périurbaines et urbaines.

Plus localement, des activités industrielles ou portuaires peuvent apporter leur contribution en BCP. Des informations précises sur ces sources doivent être utilisées lors des études épidémiologiques et peuvent conduire à des études de contribution de sources grâce à divers marqueurs de sources dont peuvent faire partie les BCP.

Selon l'auteur, à partir des données analysées, il semble, à court terme, que les variations des concentrations de BCP mesurées en un site central urbain représentent assez bien celles des expositions personnelles, encore qu'un ensemble de mesurages par un réseau de stations urbaines soit, *a priori*, plus informatif et que les sources intérieures de BCP ne soient pas forcément négligeables : foyers ouverts, activités de cuisine, tabagisme... Cependant, la corrélation entre niveaux ambiants et exposition semble légèrement supérieure pour les BCP que pour les  $PM_{2,5}$ , peut-être en raison d'une pénétration dans les locaux plus importante des BCP. Il semble aussi que les erreurs de mesurage pouvant affecter ces deux indicateurs soient assez comparables, ce qui ne devrait pas créer de distorsion significative des estimations d'effets lors des études épidémiologiques.

À long terme, la variabilité intra-urbaine est manifestement plus marquée pour les BCP ambiants que pour les  $PM_{2,5}$ , ce qui constitue un défi pour les études épidémiologiques portant sur les effets d'une exposition prolongée. Cependant, il semble qu'une partie importante de cette variabilité spatiale puisse être en partie maîtrisée par modélisation à partir des prédicteurs adéquats, et la performance de cette dernière semble alors aussi bonne pour les deux indicateurs.

## Effets de l'exposition aux BCP observés dans les études épidémiologiques

Comme dans la publication de Janssen *et al.* [EHP, 2011], les auteurs font une analyse systématique des études consacrées aux effets sanitaires des indicateurs particuliers de combustion (BS, BC, EC, Abs...) par comparaison aux indicateurs massiques PMm ( $PM_{10}$  et  $PM_{2,5}$ ) en terme de mortalité (Mt) ou morbidité (Mb), notamment pulmonaire et cardio-vasculaire.

Les études sélectionnées sont pour l'essentiel, à court terme, des études de séries chronologiques suivant, à l'échelle journalière, les données de Mt, les admissions et les visites d'urgence hospitalières ; leur conception relativement homogène permet une approche méta-analytique. Des études de panel y ont été ajoutées, suivant des symptômes respiratoires chez des enfants symptomatiques [Weinmayr *et al.*, 2010]. À long terme, des études de cohortes, toutes relatives à Mt et Mb, ont été sélectionnées et analysées.

Bien sûr, seules les études fournissant des informations à la fois sur les BCP (terme générique quels que soient les indicateurs) et sur les PM en masse ( $PM_{10}$  et  $PM_{2,5}$ ) ont été retenues. Les différents indicateurs « optiques » de BCP (BS, BC, Abs) sont hautement corrélés, mais les relations quantitatives entre EC (méthodes thermique ou thermo-optique) et les indicateurs issus des mesurages optiques varient selon les contrées, les villes et la localisation des sites (régionale, urbaine, proche du trafic), ce qui nécessite des sites d'intercalibration, pas toujours disponibles. Il existe aussi des différences selon les mesurages de l'indicateur EC.

Pour faciliter la comparaison entre études utilisant diverses mesures de BCP, les auteurs ont eu recours à un facteur de conversion de BS en EC : à partir de 11 études apportant les deux types d'information, il apparaît qu'un accroissement de  $10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  de BS est, en moyenne, équivalent à un accroissement de  $1,1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  de EC. En outre, des valeurs extrêmes de  $0,5$  et  $1,8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  de EC ont été adoptées à partir de deux de ces études afin de mener des études de sensibilité.

- Pour les études de séries chronologiques (40 identifiées, 34 retenues), une méta-analyse a été faite (au moins trois études différentes par paramètre sanitaire considéré) ; il a été tenu compte de l'hétérogénéité, des décalages temporels disponibles (lag-period)

entre exposition et effet, des redondances entre études, selon les zones géographiques et les périodes d'étude.

- 9 publications ont été analysées concernant les études de panel, 8 provenant spécifiquement de cités, 1 donnant une analyse globale de 28 panels issus de 14 régions européennes (PEACE).
- 17 publications de cohortes ont été identifiées et retenues : 7 étudient la Mt, 8, correspondant à 4 cohortes (2 recourant au couple BS+PM, 2 au couple EC+PM), se rapportent à la Mb respiratoire chez l'enfant (6 études néerlandaises et 2 allemandes utilisant la même stratégie), 2, enfin, sont relatives à la fonction respiratoire d'enfants californiens.

Sans entrer dans le détail des études et de leur exploitation, on peut, selon les auteurs du rapport de synthèse, en extraire les informations principales suivantes :

- Les estimations d'effets (exprimées par le *riskratio* RR) obtenues par modélisation unipolluant pour Mt et admissions journalières sont généralement d'un ordre de grandeur supérieur pour les BCP comparées aux PM<sub>10</sub> ou PM<sub>2,5</sub> (selon les cas) lorsqu'elles sont rapportées par  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ . Par contre, si elles sont rapportées aux intervalles interquartiles (IQR) des expositions, elles sont généralement similaires. Toutefois, il convient de remarquer que PM<sub>10</sub> et BS sont corrélées au niveau de 0,5 à 0,8, ce qui soulève le problème de distinguer les effets de ces deux indicateurs, encore qu'il existe des différences de profil temporel pour les deux types d'exposition PM<sub>10</sub> et BS.
- Pour les études examinant les effets de différents composants particuliers, les BCP montrent généralement des associations significatives, notamment en termes cardio-vasculaires, à la fois avant et après ajustement pour les autres composants. S'agissant des cohortes, les RR Mt toutes causes par  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  sont 5 à 14 fois plus élevés pour les BCP par comparaison aux PM<sub>2,5</sub> mais les IQR pour les PM<sub>2,5</sub> sont supérieurs à ceux des BCP d'un même ordre de grandeur.
- Lorsqu'on recourt à des modèles bipolluants, pour les séries chronologiques, les effets des BCP sont plus robustes que ceux des PMm. Aucune cohorte n'envisage cette approche bipolluants, à l'exception de l'analyse multipolluants (BCP, SO<sub>4</sub> et O<sub>3</sub>) de la cohorte de l'American Cancer Society (ACS) qui suggère que SO<sub>4</sub> est le facteur le plus robuste face à la Mt toutes causes et cardio-pulmonaire ; mais il est probable que cela tient à des niveaux d'imprécision différents, dans l'évaluation des expositions, selon les indicateurs de pollution atmosphérique pris en compte. L'exposition étant mesurée au niveau collectif, il est vraisemblable que les erreurs sont supérieures pour EC (polluant primaire, sources locales, plus hétérogène géographiquement) que pour SO<sub>4</sub> (polluant secondaire, sources éloignées, répartition géographique bien plus homogène) ; s'y ajoute la plus grande précision du mesurage de SO<sub>4</sub> par rapport à EC, ce qui majore encore artificiellement la robustesse de SO<sub>4</sub> dans la modélisation.

- Pour les séries chronologiques, au contraire, il n'y a pas de grande différence temporelle entre concentrations mesurées en un (des) site(s) et l'exposition personnelles aux BCP et PMm (PM<sub>2,5</sub>). Toutefois, les corrélations élevées (relativement) entre indicateurs particuliers compliquent l'interprétation des modélisations multipolluants. Cependant, l'hypothèse que les BCP seraient plus pertinentes que les PMm est confortée par d'autres auteurs [Roemer *et al.*, 2001, 2002] : ils ont évalué les RR en situations d'expositions différentes, de fond ou de proximité du trafic routier, grâce à des stations de mesurage spécifiques et pour des populations spécifiquement exposées : il en ressort que les effets estimés à partir des concentrations BS de fond sont plus élevés pour la population implantée en zone de proximité routière, la plus exposée ; en complément, les effets pour les deux types de population (fond et proximité) estimés à partir des concentrations de BS respectivement mesurées dans les deux situations sont sensiblement équivalents.

- Il est par ailleurs important d'observer que la variation spatiale des BCP est plus marquée que pour les PMm, notamment en situation de trafic routier. Janssen *et al.* [2011] ont montré à partir de mesurages simultanés des BCP et PMm, en situations de fond et de trafic, que la concentration de BCP est 2 fois plus élevée dans ce dernier cas pour un accroissement de 20 % seulement de PMm. Il a été montré par ailleurs [Roemer *et al.* 2001, 2002] que les effets de Mt sont plus associés aux BS qu'aux PM<sub>10</sub> ; le rapport estime à 55 % l'incrément de EC des PM<sub>2,5</sub> en situation de proximité, de sorte que les mesures d'abattement de trafic routier devraient se traduire par plus de diminution des BCP que des PMm et par un bénéfice sanitaire accru : il a été évalué, pour une population riveraine, à titre d'illustration dans le rapport et pour les BCP et pour les PMm : cette évaluation montre que le bénéfice (exposition et effets) est plus important au regard de l'indicateur BCP que de l'indicateur PM<sub>2,5</sub> (ou PM<sub>10</sub>). Cependant, ces estimations d'effets sanitaires rapportées aux IQR pour les différents indicateurs iraient plutôt dans le sens d'une équivalence des différents indicateurs en termes sanitaires.

- Mais si le trafic routier est une source importante de BCP, elle n'est pas la seule. Certes, elle est majoritaire, selon une étude de contribution de sources [Schauer, 2003], pour 77 à 98 %, alors que la combustion de biomasse interviendrait pour 0,7 à 25 % et les autres sources pour 0,5 à 17 % selon les situations. Les BCP doivent être considérées comme un indicateur polyvalent des phénomènes de combustion (au premier rang desquels la circulation automobile Diesel) qui semble intégrer mieux que PM<sub>2,5</sub> les différentes composantes nocives des effluents de combustion.

- Les auteurs font aussi le point sur quelques publications parues après janvier 2010, date ultime de leur revue systématique. Les données proviennent pour l'essentiel de deux cohortes classiques (Mt et admissions hospitalières) et de deux cohortes de naissance

(Mb respiratoire chez l'enfant). Dans le premier cas, les effets de l'indicateur EC (par rapport aux  $PM_{2,5}$ ) sont respectivement majorés de 5 à 10 fois par  $\mu g.m^{-3}$ , comparables ou majorés 6 fois quand ils sont rapportés aux IQR. Dans une modélisation tripolluants de la seconde cohorte (BC,  $PM_{2,5}$  et  $NO_2$ ), l'effet de BC n'est pas affecté par la prise en compte des deux autres paramètres, contrairement aux  $PM_{2,5}$ . Chez l'enfant, deux cohortes montrent des effets (asthme) accrus pour les BCP exprimés par  $\mu g.m^{-3}$ , mais pas s'ils sont rapportés aux IQR. Une autre cohorte d'enfants relie l'incidence de l'asthme aux  $PM_{2,5}$  mais pas aux BCP. Enfin, deux études récentes de panel montrent, pour l'une, l'absence d'effet (sifflement) à la fois pour les  $PM_{2,5}$  et EC, alors que pour l'autre, il existe une association avec BC mais pas avec les  $PM_{2,5}$ .

En définitive, les effets des BCP sont-ils différents de ceux des PMm ( $PM_{2,5}$ ) ? Selon les auteurs du rapport, la comparaison appropriée serait plutôt celle fondée sur les IQR, et la réponse est alors assez clairement négative. Cependant, s'agissant de conditions d'exposition dominées par les sources de combustion et les mesures de lutte correspondantes, la comparaison des effets peut assez légitimement se rapporter au  $\mu g$  de PM tenant ainsi compte de leur nocivité intrinsèque. L'interprétation en faveur des BCP est renforcée, pour les études de séries chronologiques, par les modélisations multipolluants qui montrent la robustesse des évaluations de RR face aux PMm, alors que l'inverse n'est pas vrai. Pour les cohortes, les données sont plus limitées : elles sont souvent caractérisées par de très fortes corrélations spatiales entre BCP et PM en masse et une seule étude de cohorte fait appel à une modélisation multipolluants qui montre la robustesse de l'effet des BCP après ajustement sur les  $PM_{2,5}$ , alors que l'inverse n'est pas vrai. Une évidence limitée à une seule étude comparant les effets fondés sur expositions de fond et de proximité automobile va dans le sens d'une prééminence de BCP par rapport à  $PM_{2,5}$ . Une des cohortes de naissance va dans le même sens que les séries chronologiques.

En définitive, dans leur ensemble, les études épidémiologiques suggèrent que l'indicateur BCP (à améliorer et à standardiser) est, pour de nombreux effets sanitaires, surtout cardio-vasculaires, associé de manière plus sensible que les PMm, notamment les  $PM_{2,5}$  : les BCP constituent probablement une des composantes particulaires les plus importantes au regard des phénomènes de combustion et des potentialités nocives particulières qui en sont issues. C'est un indicateur complémentaire pertinent des  $PM_{2,5}$  dans les diverses situations, notamment en proximité de la source automobile.

## Données toxicologiques

Dans la partie du rapport relative aux données toxicologiques, les auteurs ont souhaité répondre à deux questions principales :

- Quels sont les effets des BCP observés lors d'expositions humaines contrôlées (EHC), et les BCP ont-ils des effets différents quali(quantitativement) de ceux des  $PM_{2,5}$  (ou PMm en général) ou d'autres composants/constituants particulaires ?
- Quels sont les effets et mécanismes d'action des BCP mis en évidence par des approches toxicologiques animales *in vivo* et *in vitro* ?

Deux recherches systématiques de publications scientifiques pertinentes ont été menées afin de tenter de répondre à ces deux questions.

Les études d'EHC ont permis de recueillir des données relatives à des concentrations de PM ambiantes (2 études), des effluents diesel ED (5), du carbone élémentaire EC pur (5) et des produits de combustion de bois et autres biomasses. Ces études sont en général caractérisées par une durée courte d'exposition (2 heures en général) et par des concentrations particulaires relativement élevées par référence aux expositions humaines ambiantes (100 à  $350 \mu g.m^{-3}$ ). Elles recourent, pour des raisons éthiques, à des sujets sains ou souffrant d'affections légères et susceptibles de ne souffrir que d'effets adverses légers et réversibles ; chaque sujet est son propre témoin face à la comparaison à un air filtré et est éventuellement soumis à un exercice modéré. Les effets suivis concernent essentiellement la fonction cardio-vasculaire (stress oxydatif, inflammation, peroxydation lipidique et athérosclérose, coagulation, rythme cardiaque...), la fonction pulmonaire (inflammation broncho-alvéolaire, spirométrie...), les perturbations et symptômes respiratoires et cardio-vasculaires. Dans ces conditions et selon les auteurs, il n'est pas possible de dire si les effets biologiques et sanitaires dus à l'exposition aux BCP (plusieurs sources et formes en réalité) ou à des PMm sont ou non différents qualitativement ou quantitativement. Cela tient aux conditions d'exposition des sujets mais aussi au nombre insuffisant d'EHC menées avec des mesurages simultanés de BCP et d'autres constituants particuliers spécifiques. De plus, l'environnement particulaire, notamment gazeux, des préparations testées est souvent très éloigné de celui des ambiances urbaines lors des enquêtes épidémiologiques.

Par ailleurs, les auteurs ont analysé diverses publications (13 rapportées) mettant en œuvre des approches toxicologiques expérimentales *in vivo* (animal) ou *in vitro* (systèmes (a)cellulaires). Selon les cas, elles testent des  $PM_{2,5}$  urbaines (concentrés), des PM de sources diverses (identifiées par leurs marqueurs adéquats) et des constituants particuliers, EC et autres, inorganiques ou organiques, mais aussi des émissions PM de combustion de bois ou autre biomasse et, enfin, des particules carbonées pures. Ces études, finalement peu nombreuses, suggèrent que les BCP pourraient ne pas être le composant toxique des PM fines ; les BCP seraient plutôt une sorte de « vecteur universel » ou commun d'une grande variété de constituants chimiques (in)organiques de toxicité variée, tels des composés organiques semi-volatils, actifs sur les cibles pulmonaires et cardio-vasculaires.

De ce fait, les BCP pourraient constituer un bon indicateur de la fraction PM fine issue des combustions, avec toutes ses composantes nocives. Cependant, il manque des informations concernant les mécanismes d'action toxique des BCP seuls ou en tant que composant des fractions (ultra-)fines des PM urbaines. Mais pour cela, il faudrait disposer d'études toxicologiques qui mesureraient simultanément les diverses espèces métalliques, ioniques et moléculaires (HAP et quinones, acides carboxyliques, composés semi-volatils...) issus des phénomènes de combustion, trafic routier en particulier, et d'autres sources (industrielles, telluriques, routières autres que combustion...).

### Quelques suggestions concernant ce rapport

Il est difficile de définir clairement la fraction BCP indépendamment de sa méthodologie de mesurage, elle-même diverse et qui repose en fait sur des approches optiques, thermo-optiques ou autres, plus ou moins complexes. Il semble qu'il existe des corrélations élevées entre les séries de valeurs de BCP issues de ces mesurages, mais un effort de normalisation métrologique s'impose concernant les différentes approches. Il permettrait sans doute de définir ou affiner des facteurs de conversion entre les différents « indices » obtenus selon les méthodes de mesurage. *A priori*, il semble que l'approche thermo-optique avec correction de réflectance (TOR) soit la plus satisfaisante, mais encore faut-il tenir compte de son coût par référence, notamment, à l'aéthalométrie, elle-même séduisante, sous quelques réserves. Quoiqu'il en soit, un effort devrait être fait en France dans ce cadre pour mieux évaluer la fraction BCP atmosphérique.

Cet effort de choix métrologique et de standardisation permettrait des développements environnementaux et sanitaires. Il s'agirait, dans le premier cas, d'étudier les contributions respectives des diverses sources de combustion et de mieux cibler les sources de pollution responsables et prendre les mesures de gestion techniques et réglementaires nécessaires ; la surveillance environnementale pourrait être améliorée au regard de ces sources afin de mettre en évidence des risques d'exposition de proximité affectant certaines populations. Il semble aussi que l'on pourrait maintenant évaluer directement l'exposition particulière (globale ou plus spécifique) à l'échelle individuelle, ce qui permettrait de développer des études chronologiques de panel prenant en compte des événements sanitaires plus fins et plus précoces que la mortalité ou les activités hospitalières ou médicales considérées dans les enquêtes de séries chronologiques ou de cohortes, et avec des effectifs réduits soumis à une exposition bien mieux définie.

Une focalisation accrue sur la fraction BCP ne dispense pas d'étudier les autres constituants particuliers (métaux, ions inorganiques, familles de molécules organiques). En termes physiques, il faudrait savoir où ils se situent par rapport aux « supports » particuliers (PM fines, BCP...) : en sont-ils distincts ou plus ou moins associés/adsorbés ? En particulier, où se retrouvent métaux et ions inorganiques au cours et à l'issue du traitement thermique de la TOR ? Par ailleurs, en termes sanitaires, la modélisation multipolluants peut-elle raisonnablement apporter des informations causales tenant compte, en particulier, de l'impact des corrélations entre indicateurs particuliers (ou autres) et du poids des erreurs de mesurage pour chacun des constituants considérés ?

### Quelques références bibliographiques d'intérêt général extraites ou non\* du rapport OMS/WHO 2012 relatif aux effets sanitaires du BCP.

- Janssen NAH, Gerlofs-Nijland ME, Lanki T *et al.* Health effects of Black Carbon (BC). World Health Organization, Copenhagen WHO, Regional Office for Europe (ROE) 2012 : 86 p.
- \*EFCA. Black carbon particles. Opportunities to strengthen policies on air quality and climate change in Europe. European Federation of Clean Air and Environmental Protection Associations. EFCA Policy Initiative 2012 ; 3 : 19 p.
- \*EPA. Report to Congress on Black carbon. Environmental Protection Agency New York 2012.
- Grahame TJ, Schlesinger RB, Cardiovascular health and particulate vehicular emissions: a critical evaluation of the evidence. *Air Quality, Atmosphere and Health* 2010 ; 1 : 3-27.
- Han YM, Cao JJ, Chow JC *et al.* Evaluation of the thermal/optical reflectance method for discrimination between char- and soot-EC. *Chemosphere* 2007 ; 69 : 569-574.
- Health Effect Institute (HEI). Traffic related air pollution. A critical review of the literature on emissions, exposure and health effects. Boston HEI. HEI Special Report 2010 ; 17.
- \*Janssen NA, Hoek G, Simic-Lawson M *et al.* BC as an additional indicator of the adverse health effects of airborne particles compared with PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>. *Environmental Health Perspectives* 2012 ; 119 : 1691-1699.
- Roemer WH, van Wijnen JH. Daily mortality and air pollution along busy streets in Amsterdam, 1987-1998. *Epidemiology* 2001 ; 12 : 649-653.

- Roemer WH, van Wijnen JH. Pollution and daily mortality in Amsterdam. *Epidemiology* 2002 ; 13 : 491.
- Schauer JJ. Evaluation of elemental carbon as a marker for diesel particulate matter. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 2003 ; 3 : 443-453.
- \*Segala C, Le Moullec Y, Festy B. La pollution atmosphérique particulaire : les données épidémiologiques actuelles peuvent-elles aider aux choix météorologiques en termes de surveillance de la qualité de l'air ? *Pollution Atmosphérique*, 2007 ; 196 : 351-368.
- Smith KR, Jerrett M, Anderson HR *et al.* Public health benefits of strategies to reduce greenhouse-gas health implications of short-lived greenhouse pollutants. *Lancet* 2009 ; 374 : 2091-2103.
- \*UNECE. Black Carbon. Report by the co-chairs of the ad-hoc expert group on BC. Geneva, United Nations Economic and Social Council 2012.
- \*UNEP. Integrated assessment of BC and tropospheric ozone. Summary for decision makers. Nairobi, United Nation Environment Programme 2011.
- \*UNEP. Near-term climate protection and clean air benefits: actions for controlling short-lived climate forcers. A UNEP synthesis report 2012.
- Weinmayr G, Romeo E, De Sario M *et al.* Short-term effects of PM<sub>10</sub> and NO<sub>2</sub> on respiratory health among children with asthma or asthma-like symptoms: a systematic review and meta-analysis. *Environmental Health Perspectives* 2010 ; 118 : 449-457.
- WHO. Air quality guidelines. Global update 2005. Copenhagen WHO, ROE.
- WHO. Health aspects of air pollution with particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. Report of a WHO Working Group. Copenhagen WHO, ROE 2006.
- WHO. Health relevance of particulate matter from various sources. Report on a WHO Workshop, Copenhagen WHO, ROE 2007.



# Le carbone-suie entre qualité de l'air et impact climatique

(Laboratoire de Glaciologie et Géophysique de l'Environnement)

## Black Carbon from Air Quality to Climate Change

Paolo LAJ

Le 16 février 2012, la secrétaire d'État américaine annonçait depuis Washington DC le lancement de l'Alliance pour le Climat et la Qualité de l'Air (*Climate and Clean Air Coalition*) pour lutter contre le changement climatique. L'initiative avait de quoi surprendre de la part d'un pays non signataire du protocole de Kyoto. Cette alliance se fonde sur le principe que les gaz à effet de serre comme le dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ) ne sont pas les seules substances dans l'atmosphère à agir sur le climat. D'autres espèces, qu'elles soient présentes dans l'atmosphère sous forme gazeuse ou particulaire, peuvent absorber ou réfléchir le rayonnement solaire et, de fait, agir sur le système climatique terrestre. Toutes n'ont pas, comme le  $\text{CO}_2$ , des temps de résidence dans l'atmosphère très longs (une centaine d'années pour le  $\text{CO}_2$ ) ; il s'agit d'espèces à temps de vie court (de quelques jours à quelques années) et qui donc n'agissent sur le climat que pendant un temps limité et qui, jusqu'à récemment, étaient considérées d'importance uniquement dans le cadre des législations pour la qualité de l'air. Ces espèces ont pour nom l'ozone, le méthane ou le carbone-suie.

Le carbone-suie (*Black Carbon* ou *soot* en anglais), également connu sous son abréviation BC, est un produit de la combustion incomplète de combustibles fossiles comme l'essence, le gazole, le fioul domestique, ou le charbon par exemple, ou de la biomasse (bois, végétaux). On le trouve en général présent dans l'atmosphère sous forme d'agglomérats de petites particules dont la taille varie de quelques dizaines à quelques centaines de nm. Il tient son nom bien sûr de sa couleur noirâtre due à la présence importante de carbone dans sa structure. Il est en revanche difficile d'en donner une définition à la fois simple et exacte. Du point de vue de sa nature chimique, le carbone-suie n'est pas composé uniquement de carbone mais contient des quantités variables d'impuretés dans sa structure, principalement des atomes d'hydrogène et d'oxygène. Les rapports entre ces impuretés et la quantité de carbone influenceront d'ailleurs sa couleur. Du point de vue de ses propriétés physiques et chimiques, le carbone-suie est en théorie insoluble

dans l'eau, réfractaire dans l'atmosphère, même à des très hautes températures (plusieurs milliers de Kelvin) et dispose d'une très large bande d'absorption dans le domaine spectral du visible (Ogren et Charlson, 1983 ; Goldberg, 1985). La capacité d'absorption du carbone-suie, c'est-à-dire la capacité à absorber la lumière, est définie par son coefficient massique d'absorption en  $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$ . Elle va dépendre de plusieurs facteurs, dont justement la présence d'impuretés ou la forme des particules.

Le BC est une espèce très particulière puisqu'il n'existe pas dans l'atmosphère naturelle d'absorbeurs aussi efficaces de la lumière visible. Les particules de poussières désertiques absorbent, elles aussi, ce rayonnement visible mais de manière beaucoup moins efficace à parité de masse, dans un rapport de 1 à 5, voire de 1 à 10, en faveur du carbone-suie. L'absorption de la lumière visible par le carbone-suie a des répercussions très directes sur le système climatique puisque l'énergie absorbée est alors restituée sous forme de chaleur. Le carbone-suie, comme les gaz à effet de serre mais suivant un processus radicalement différent (1), a le potentiel pour réchauffer l'atmosphère. Dans certaines régions du monde, comme l'Inde, l'impact du carbone-suie sur le réchauffement pourrait être jusqu'à 10 fois supérieur à celui du  $\text{CO}_2$ . Bien sûr, les comparaisons sont difficiles puisque les mécanismes par lesquels les gaz à effet de serre et le carbone-suie influencent le climat sont différents : effets globaux dus à son temps de résidence très long pour le premier, effets régionaux pour le second, dont le temps de résidence est beaucoup plus court. Une réduction des émissions de carbone-suie aurait donc, pour la planète, un effet positif.

Le carbone-suie est une particule submicrométrique. À ce titre, il contribue à la masse des particules fines qui constitue la norme pour la qualité de l'air ( $\text{PM}_{2.5}$  et  $\text{PM}_{10}$ ). Sa contribution est modeste dans les villes françaises et européennes puisqu'elle représente moins de 10 % de cette masse  $\text{PM}_{10}$  (plus généralement entre 5 et 10 %) et entre 7 et 15 % de la masse des  $\text{PM}_{2.5}$ . Ces pourcentages sont générale-

(1) Le carbone-suie absorbe la lumière visible du soleil et la transforme en chaleur, alors que les gaz à effet de serre absorbent et réfléchissent une partie du rayonnement thermique émis par la terre.



ment plus bas dans les zones rurales et en altitude (contribution aux  $PM_{10}$  inférieure à 5 % en masse). En revanche, ils peuvent dans certaines zones extrêmement polluées situées en proximité du trafic routier atteindre presque 20 % de la masse des  $PM_{10}$  et donc plus de 20 % de celle des  $PM_{2,5}$ . Une réduction des émissions de carbone-suie aurait donc un impact limité mais mesurable sur les taux de PM observés dans les villes européennes. La situation serait bien différente dans d'autres villes de pays émergents ou en développement où les concentrations et les proportions de carbone-suie sont en général bien supérieures.

L'impact d'une réduction substantielle des émissions de carbone-suie sur la santé est par contre bien plus complexe à quantifier. Si le carbone-suie contribue bien évidemment aux effets de la pollution particulaire tels qu'ils ont été récemment mis en évidence par l'étude dans 9 villes françaises (APHEKOM), il n'existe que très peu d'études reliant la composition chimique de la pollution particulaire à des impacts sanitaires spécifiques, mis à part pour des molécules bien identifiées. Nous savons depuis les études faites sur les travailleurs exposés dans les mines de charbon que l'inhalation de carbone-suie à des très fortes concentrations ( $>$  à la centaine de  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) est susceptible de provoquer une hausse significative de la mortalité par cancer des poumons. À concentrations atmosphériques égales, les effets sur la santé des particules dérivées de la combustion est avéré même si les mécanismes par lesquels ils se produisent sont encore débattus dans la communauté scientifique. La taille submicronique, la forme fractale et la composition chimique sont très certainement des facteurs à considérer, au-delà de la simple concentration. Les tests effectués *in vitro* sur des cellules montrent que le carbone-suie induit très efficacement une inflammation des cellules que certaines études ont reliée à la présence de liposaccharides ou à la production de radicaux libres. La forme fractale de ces particules a la particularité d'offrir une vaste surface d'action par unité de masse qui pourrait expliquer la sensibilité accrue de certaines cellules pulmonaires à la présence de carbone-suie. Il reste néanmoins encore des études à mener pour établir et quantifier des relations sur l'impact sanitaire que pourrait avoir une réduction substantielle des émissions de carbone-suie.

Une révision de la directive européenne sur la qualité de l'air devrait être proposée en 2013. Dans le cadre de ces discussions, le rôle du BC et la nécessité de mettre en place un suivi de ses concentrations atmosphériques et d'éventuelles valeurs seuils pour la protection de la santé humaine ont été régulièrement

débattus. Qu'une nouvelle valeur seuil sur le BC intègre ou non la révision de la directive, elle ne pourra avoir lieu qu'après avoir résolu le problème métrologique lié à la mesure des concentrations de carbone-suie. La mesure de ces concentrations en carbone-suie pose en effet un problème métrologique fondamental. Actuellement, plusieurs instruments existent dans le commerce pour la mesure du carbone-suie mais tous ne se basent pas sur les mêmes principes de mesure : certains quantifient BC à partir de ses capacités d'absorption à certaines longueurs d'onde, d'autres à partir de ses propriétés thermiques en atmosphère contrôlée, d'autres encore à partir de ses propriétés d'émission. Chaque instrument se réfère à une des propriétés physique, optique ou chimique du BC, mais jamais à l'ensemble des trois. Or ces propriétés ne sont pas linéairement dépendantes les unes des autres, et les mesures de BC de ces différents instruments ne sont pas comparables entre elles. Il en résulte une réelle difficulté à pouvoir confronter différentes études puisque les concentrations mesurées peuvent varier du simple au double suivant l'instrumentation utilisée et les hypothèses de travail considérées. La difficulté à trouver une substance pouvant servir de référence permettant la comparaison des mesures est un facteur supplémentaire de complexité.

En dépit de ces aspects métrologiques qui font l'objet de discussions dans la communauté scientifique, il est évident qu'une réduction des émissions de carbone-suie serait bénéfique tant pour la qualité de l'air que pour la lutte contre le changement climatique. Même si les taux d'émission sont très difficiles à estimer, les émissions de carbone-suie au niveau mondial restent en augmentation constante (augmentation d'un facteur 5 au moins au cours des 100 dernières années). En cause les émissions d'origine anthropique mais également depuis quelques décennies, l'augmentation des feux de biomasse. En Europe, la situation est différente puisque le carbone-suie accompagne la baisse des émissions de particules, limitée mais réelle depuis une dizaine d'années, suite à des mesures environnementales qui ne ciblaient d'ailleurs pas spécifiquement le carbone-suie.

La réduction des émissions de carbone-suie n'est pas une alternative à celle des émissions de  $\text{CO}_2$  qui reste la priorité pour lutter contre le changement climatique. Elle est néanmoins une voie prometteuse pour, sur le court terme (quelques dizaines d'années), accompagner les mesures structurelles prises dans les plans climat tout en contribuant à un air plus pur pour nos agglomérations.





Photo : La Paz (Alfred Wiedensohler).

# Caractéristiques et origines principales des épisodes de pollution hivernaux aux PM<sub>10</sub> en France

## Main properties and origins of winter PM<sub>10</sub> pollution events in France

Olivier FAVEZ<sup>(1)</sup>, Jean-Eudes PETIT<sup>(1,2)</sup>, Bertrand BESSAGNET<sup>(1)</sup>, Frédéric MELEUX<sup>(1)</sup>, Laura CHIAPPINI<sup>(1)</sup>, Sébastien LEMEURE<sup>(3)</sup>, Claire LABARTETTE<sup>(4)</sup>, Claire CHAPPAZ<sup>(5)</sup>, Pierre-Yves GUERGNION<sup>(6)</sup>, Jean-Yves SAISON<sup>(7)</sup>, Ève CHRÉTIEN<sup>(8)</sup>, Cyril PALLARES<sup>(9)</sup>, Stéphane VERLHAC<sup>(1)</sup>, Robin AUJAY<sup>(1)</sup>, Laure MALHERBE<sup>(1)</sup>, Maxime BEAUCHAMP<sup>(1)</sup>, Christine PIOT<sup>(10, 11)</sup>, Jean-Luc JAFFREZO<sup>(10)</sup>, Jean-Luc BESOMBES<sup>(11)</sup>, Jean SCIARE<sup>(2)</sup>, Laurence ROUÏL<sup>(1)</sup>, Eva LEOZ-GARZIANDIA<sup>(1)</sup>

### Résumé

Cette synthèse dresse une analyse non exhaustive des dépassements du seuil réglementaire journalier de 50 µg/m<sup>3</sup> pour les PM<sub>10</sub> mesurés au niveau national par les Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA) au cours des quatre dernières années. Près des trois quarts de ces dépassements étant observés entre fin novembre et début avril, nous nous intéressons plus particulièrement ici à ces épisodes hivernaux (au sens large). La mise en œuvre de techniques analytiques permettant une prise en compte correcte des espèces semi-volatiles dans la composition des PM<sub>10</sub> a coïncidé en mars-avril 2007 à la survenue de nombreux dépassements de seuil journalier s'accompagnant d'importants niveaux de nitrate d'ammonium (composé semi-volatile). Ce type d'épisode est régulièrement observé à cette période. Il s'explique notamment par la conjonction de conditions atmosphériques stables et propices à la condensation en phase particulaire des espèces labiles, et de la reprise des épandages agricoles, constituant une source majeure, au moins ponctuellement, de précurseurs gazeux azotés du nitrate d'ammonium. Ce type d'épisode, mettant également en cause les émissions anthropiques de combustion (dont les transports), est typiquement précédé entre novembre et février de fréquents dépassements pour lesquels le rôle des combustions de biomasse (incluant notamment le chauffage au bois individuel) peut être important. La période hivernale est également marquée par l'occurrence de phénomènes de transport longue distance se caractérisant par une augmentation des contributions du sulfate d'ammonium. Les sites de proximité automobile étant généralement les premiers concernés par les dépassements du seuil journalier en raison du surplus de concentrations provenant des émissions à l'échappement et des phénomènes de remise en suspension, le transport routier est également considéré comme un levier incontournable pour le respect des valeurs limites. Enfin, il est souligné que l'occurrence des différents types d'épisodes de dépassements dépend fortement des conditions météorologiques, de sorte qu'on observe une forte variabilité interannuelle du nombre de dépassements hivernaux : 2009 et 2011 (et 2012) étant significativement plus impactées que 2008 et 2010. Une bonne prévision de ces épisodes passe encore par l'affinage des cadastres d'émission et une meilleure compréhension du devenir dans l'atmosphère des émissions primaires (gazeuses et particulaires).

(1) Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air – Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INERIS), F-60550 Verneuil-en-Halatte.

(2) Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement (LSCE), CEA/CNRS/UVSQ, F-91191 Gif-sur-Yvette.

(3) Air Normand, F-76000 Rouen.

(4) Atmo Franche-Comté, F-25000 Besançon.

(5) Air Rhône-Alpes, F-69500 Bron.

(6) AIRAQ, F-33700 Mérignac.

(7) Atmo Nord-Pas-de-Calais, F-59800 Lille.

(8) Atmo Champagne-Ardenne, F-51686 Reims.

(9) ASPA, F-67300 Schiltigheim.

(10) Laboratoire de Glaciologie et de Géophysique de l'Environnement (LGGE), CNRS/UJF, F-38402 Saint-Martin-d'Hères.

(11) Laboratoire de Chimie Moléculaire et de l'Environnement (LCME), Université de Savoie, F-73376 Le Bourget-du-Lac.

### Abstract

This paper aims at gaining an insight into the PM<sub>10</sub> daily threshold (50 µg/m<sup>3</sup>) exceedances measured by French regional air quality monitoring networks for the last four years. As almost three quarter of these exceedances happens to occur between November and April, we focus here on such winter (broadly speaking) pollution episodes. The deployment of monitoring devices allowing for a proper account of semi-volatile material within PM<sub>10</sub> was achieved concomitantly to the development particulate pollution episodes largely influenced by ammonium nitrate (which is semi-volatile) in March-April 2007. Since then, such pollution events are frequently observed at this period of the year, notably due to stable meteorological conditions favoring the condensation of semi-volatile material into the particulate phase along with the resumption of manure spreading, which constitutes a major source of ammonium nitrate gaseous precursors (at least at some points of the year). Such pollution events, which are also related to combustion emissions (among which mobile sources) are typically preceded, from November to February, by frequent daily threshold exceedances with potentially significant influences of biomass burning (e.g. residential wood burning). The winter period is also impacted by long range transport episodes, corresponding notably to increases of ammonium sulfate relative abundances within PM<sub>10</sub>. Moreover, as traffic sites are generally the first ones showing PM<sub>10</sub> exceedances due the increment of direct emissions and resuspension processes, mobile sources are also considered as a major target for action plans. Finally, it is underlined that the occurrence of daily threshold exceedances is highly influenced by meteorological conditions, so that the yearly number of these exceedances shows well-marked inter-annual variations, with 2009 and 2011 (and 2012, but not shown here) being significantly more polluted than 2008 and 2010. The on-going development of efficient forecasting systems still suffer lacks of detailed emission inventories and strong knowledge on the physical and chemical transformation processes of particles and their gaseous precursors within the boundary layer.

### Introduction

Le Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air (LCSQA) effectue depuis 2007 des investigations des épisodes de pollution particulaires sur la base des mesures et travaux réalisés localement par les Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA), des analyses chimiques réalisées dans le cadre du programme CARA (décrit ci-dessous), et des travaux de modélisation basés sur le modèle de chimie-transport CHIMERE [Bessagnet *et al.*, 2009] utilisé dans le système PREV'AIR

[[www.prevoir.org](http://www.prevoir.org), Rouil *et al.*, 2009]. Une première analyse de ces travaux montre que plus de 70 % des dépassements du seuil réglementaire journalier de 50 µg/m<sup>3</sup> fixé pour les PM<sub>10</sub> interviennent entre la fin de l'automne et le début du printemps. Cette période hivernale (élargie) se caractérise en effet par le développement de conditions météorologiques propices à l'accumulation d'émissions anthropiques accrues, dans une couche de mélange de plus faible épaisseur qu'en été, ainsi qu'à la formation et/ou la condensation en phase particulaire d'espèces semi-volatiles

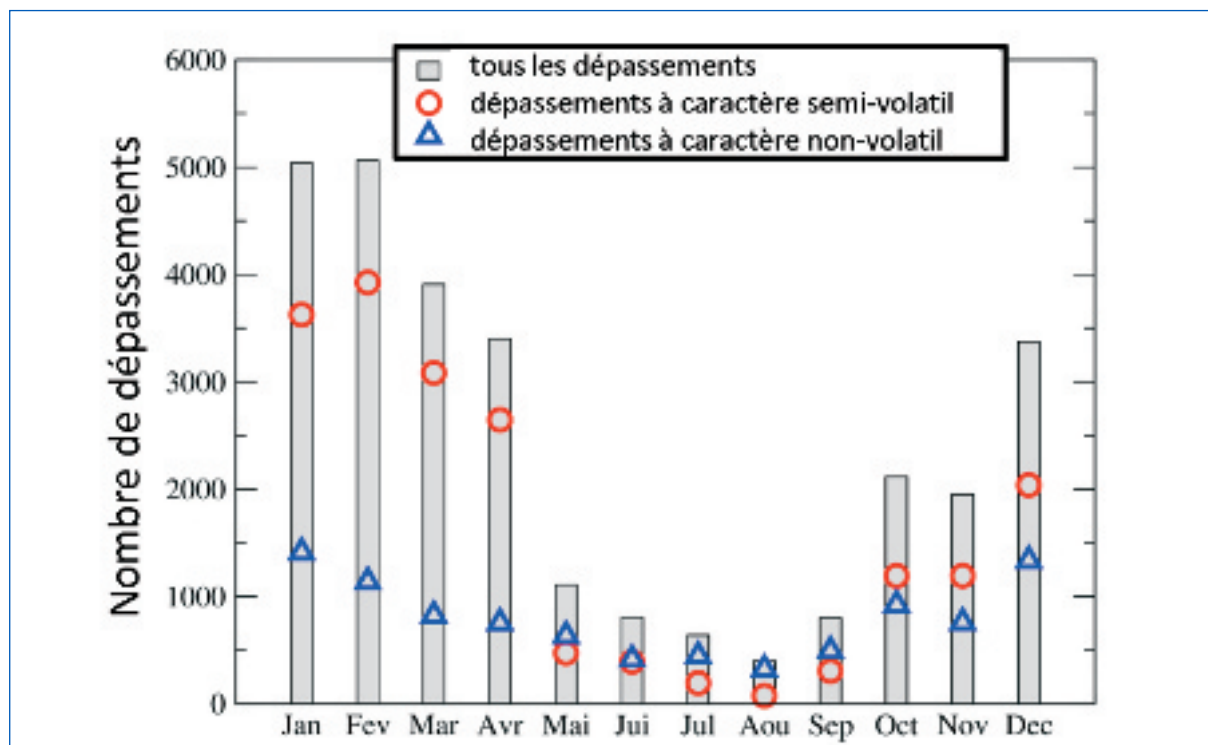


Figure 1.

Estimation de la répartition mensuelle du nombre de dépassements du seuil journalier de 50 µg/m<sup>3</sup> en France au cours de la période 2007-2011 (toutes typologies de sites confondues).

Monthly variation of the number of 50 µg/m<sup>3</sup> daily threshold exceedances in France between 2007 and 2011 (without any distinction of the site types).

(figure 1). En effet, ces dernières espèces (principalement nitrate d'ammonium et composés organiques semi-volatils) se trouvent en équilibre entre les états gazeux ou particulaire en fonction notamment de la température, et sont donc susceptibles de contribuer de façon plus importante aux  $PM_{10}$  en hiver.

L'occurrence de ces épisodes de pollution particulaire influe sur le respect des deux types de valeurs limites fixés pour les  $PM_{10}$  par la directive européenne 2008/50/CE concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe ( $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle et 35 dépassements par an du seuil journalier de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Le non-respect de ces valeurs limites (en particulier de celle concernant les dépassements journaliers) dans une quinzaine de zones du dispositif national de surveillance (et la procédure de contentieux européen en découlant) ainsi que le récent alignement du seuil d'information au public au niveau de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  justifient le besoin de mieux comprendre l'origine de ces épisodes de dépassements des  $PM_{10}$  pour concevoir des plans d'action adaptés et efficaces. Cet exercice s'avère très difficile en raison de la multiplicité des composantes de la phase particulaire et de leurs sources d'émission, ainsi que de la complexité de leurs processus de (trans-)formation physico-chimiques. Après une rapide description du dispositif national de surveillance des  $PM_{10}$  mis en place depuis 2007, nous présentons ci-dessous une analyse non-exhaustive des informations ayant pu être obtenues au cours des 4 dernières années quant aux variabilités inter- et intra- annuelles, à la signature physico-chimique, et aux origines de ces dépassements de seuil journalier.

## Surveillance des $PM_{10}$

### 2007, « année charnière »

L'année 2007 constitue un tournant pour l'observation et la compréhension des épisodes de pollution particulaire en France. Elle est tout d'abord marquée par la mise en œuvre d'un dispositif concerté de correction météorologique des systèmes de mesure automatique des particules permettant d'intégrer la mesure de la fraction semi-volatile des particules de manière robuste et représentative de la localisation de la station et de la période de l'année. En effet, la méthode de référence pour l'évaluation des concentrations de  $PM_{10}$  décrite par la norme NF EN 12341 et basée sur la mesure gravimétrique différée (après prélèvement sur filtre) s'avère onéreuse, difficile à mettre en œuvre, et inadaptée aux délais de mise en œuvre des actions en cas de pic de pollution. La mesure des concentrations de particules en France s'est donc développée sur la base de l'utilisation d'outils automatiques, principalement le TEOM 1400 (fabriqué initialement par R&P, puis désormais par Thermo Scientific), et dans une moindre mesure, la jauge Bêta (en particulier l'outil MP101M d'Environnement SA).

Depuis la fin des années 1990, plusieurs études, menées notamment par le LCSQA, ont montré que le TEOM 1400 sous-estime la mesure de PM ( $PM_{10}$  et

$PM_{2.5}$ ) par rapport à la mesure par méthodes de référence [e.g. Allen *et al.*, 1997 ; LCSQA et AIRPARIF, 2001]. Cette sous-estimation est essentiellement due à la volatilisation d'espèces semi-volatiles lors de la mesure, réalisée à  $50^\circ\text{C}$  afin d'éliminer l'eau présente sur les particules atmosphériques. Il a également été montré que la relation entre les mesures de PM réalisées par TEOM et celles effectuées selon la méthode de référence n'est pas une relation linéaire simple [e.g. LCSQA et Airparif, 2001 ; Favez *et al.*, 2007]. Par ailleurs, la jauge Bêta MP101M initialement équipée d'un système de chauffage en continu de la ligne de prélèvement, présente le même type d'artefact de mesure.

Ainsi, la sensibilité de la différence entre méthode de référence et mesure automatique à la période de l'année et au lieu de mesure rend inopportune l'idée d'adopter un facteur correctif pour les données des TEOM 1400 et MP101M par rapport à la méthode de référence. Dans le même temps, des solutions techniques ont fait leur apparition, et des démonstrations d'équivalence ont pu être réalisées, notamment en France par le LCSQA en association avec AIRPARIF et AtmoPACA en 2005 et 2006 [LCSQA et AIRPARIF, 2005 ; LCSQA, 2006a ; LCSQA, 2006b], pour deux outils :

- Le TEOM-FDMS de Thermo R&P, pour la mesure des  $PM_{10}$  et des  $PM_{2.5}$ . Cet instrument correspond en réalité à un TEOM 1400 équipé d'un module FDMS (modèle 8500) permettant la prise en compte des espèces semi-volatiles tout en éliminant l'eau présente sur les particules [Wilson *et al.*, 2006]. Il est notamment pourvu d'un sécheur de type membrane Nafion.
- La jauge radiométrique MP101M-RST d'Environnement SA pour la mesure des  $PM_{10}$ , permettant d'asservir le chauffage de la ligne de prélèvement au niveau d'humidité relative ambiante.

Ainsi, avec la prise en compte de la fraction semi-volatile des PM par la nouvelle méthode de mesure, une augmentation du nombre de dépassements a été enregistrée sur l'ensemble du territoire français à partir de 2007 par rapport aux années précédentes ; elle correspond à une information de meilleure qualité. De ce fait, l'analyse des tendances des concentrations de  $PM_{10}$  ne peut rigoureusement être réalisée qu'à partir de 2007, date depuis laquelle la France dispose de données comparables avec celles que fournirait la méthode de référence européenne. La figure 2 permet de visualiser l'étendue du dispositif national actuel de surveillance des  $PM_{10}$  dans le cadre de l'application de la directive 2008/50/CE, par typologie de stations.

L'introduction des systèmes FDMS et RST en 2007 s'est accompagnée d'une prise de conscience rapide de l'influence des espèces semi-volatiles sur les concentrations de  $PM_{10}$  au sein des AASQA. En effet, après un début d'année 2007 caractérisé par des conditions météorologiques peu propices à l'accumulation des polluants atmosphériques, la période mars-avril, en revanche, a été marquée par de très

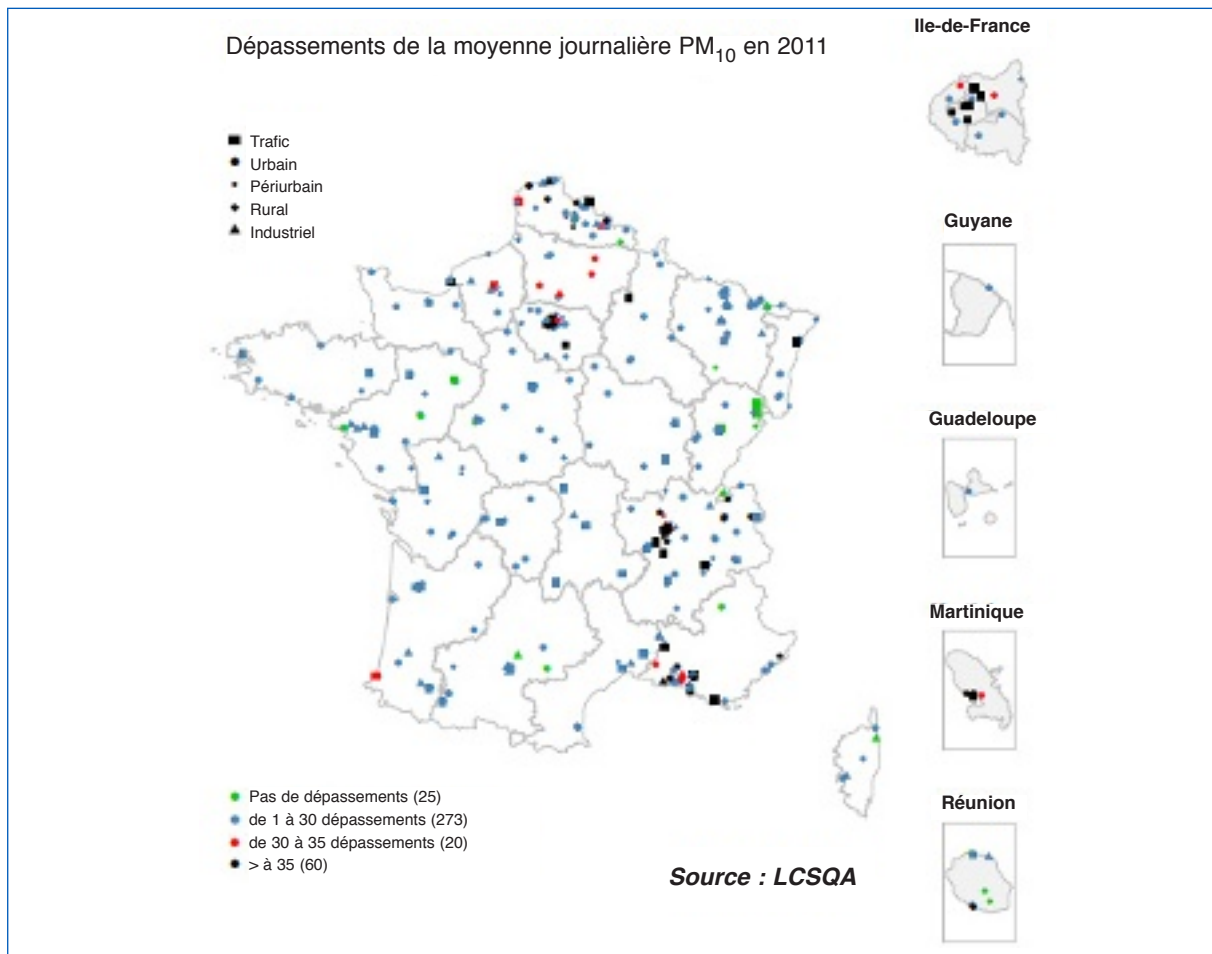


Figure 2.

Dispositif national de surveillance des PM<sub>10</sub> dans le cadre de la directive 2008/50/CE, illustration : nombre de dépassements du seuil journalier de 50 µg/m<sup>3</sup> par station en 2011.

[French PM<sub>10</sub> monitoring network according to the Directive 2008/50/EC and number of daily threshold exceedances for each station in 2011.](#)

importants pics de PM<sub>10</sub>. Une vaste zone allant de la Bretagne au Nord, le Centre, ainsi qu'une zone s'étirant du Lyonnais au Bordelais ont été soumises à des épisodes intenses amplifiés par une situation météorologique stable et ensoleillée. Les concentrations observées qui étaient plus élevées que celles mesurées à cette période les années précédentes sans systèmes correctifs, ont suscité une forte demande de compréhension de la part du dispositif national de surveillance de la qualité de l'air et du public. Un travail spécifique de l'ensemble des acteurs a donc été immédiatement engagé, à la fois sur le plan expérimental et sur celui de la modélisation. Les résultats expérimentaux ont rapidement montré qu'au cours de cette période, la fraction semi-volatile (estimée par différence entre TEOM-FDMS et TEOM) était généralement supérieure à la fraction non volatile (jusqu'à 70 µg/m<sup>3</sup> sur 110 µg/m<sup>3</sup> de PM<sub>10</sub> à Gravelines le 29 mars 2007, par exemple). Ces épisodes auraient donc été très largement sous-estimés avec les techniques de mesure utilisées jusqu'à fin 2006, et par l'utilisation d'un facteur de

correction constant (même fixé à 1,5), mis en œuvre dans plusieurs pays d'Europe à cette époque. Par ailleurs, des analyses chimiques d'échantillons prélevés sur filtres ont permis de mettre en évidence la présence prépondérante du nitrate d'ammonium dans la plupart des cas, expliquant ponctuellement les larges fractions semi-volatiles mesurées [LCSQA, 2007].

Toutefois, ces mesures chimiques ont été réalisées sur un nombre limité d'échantillons, et certaines d'entre elles ont montré que l'un des épisodes était probablement lié à un vent de sable d'origine saharienne, mettant en évidence la complexité et la variabilité dans le temps des origines des pics de pollution particulaire qui ne peuvent être déduites de la seule mesure de concentration massique de PM<sub>10</sub>.

Créé en réponse à ce constat et géré par le LCSQA depuis 2008, le programme CARA (pour « caractérisation chimique ») vise notamment à apporter des éléments de compréhension de l'origine des PM<sub>10</sub>, de façon complémentaire aux mesures réglementaires réalisées par les AASQA et en étroite

collaboration avec elles. Ce programme est basé sur la spéciation chimique d'échantillons de particules atmosphériques prélevées sur filtre en plusieurs points du dispositif national (figure 2). En fonctionnement depuis maintenant 4 ans, il a montré sa capacité à renseigner l'origine des PM et à améliorer la compréhension des pics de particules survenant en France en particulier en cas d'épisodes exceptionnels tels que l'épisode « volcan islandais » d'avril 2010 [LCSQA, 2008 ; LCSQA, 2010a].

Sur le plan de la modélisation, le modèle CHIMERE utilisé dans le système PREV'AIR a eu tendance à sous-estimer les fortes concentrations, en

particulier celles de nitrate d'ammonium observées en mars-avril 2007. Les émissions d'espèces azotées lors des épandages massifs d'engrais à cette période de l'année, mal prises en compte par les cadastres d'émission, pourraient en grande partie expliquer ces résultats. En particulier, les épisodes de 2007 ont mis en évidence la nécessité de reconsidérer dans ce modèle la dépendance des émissions agricoles aux conditions météorologiques (notamment aux températures élevées qui favorisent l'évaporation de précurseurs gazeux tels que l'ammoniac). Depuis lors, le programme CARA a également pour objectif l'évaluation du modèle CHIMERE en comparant les

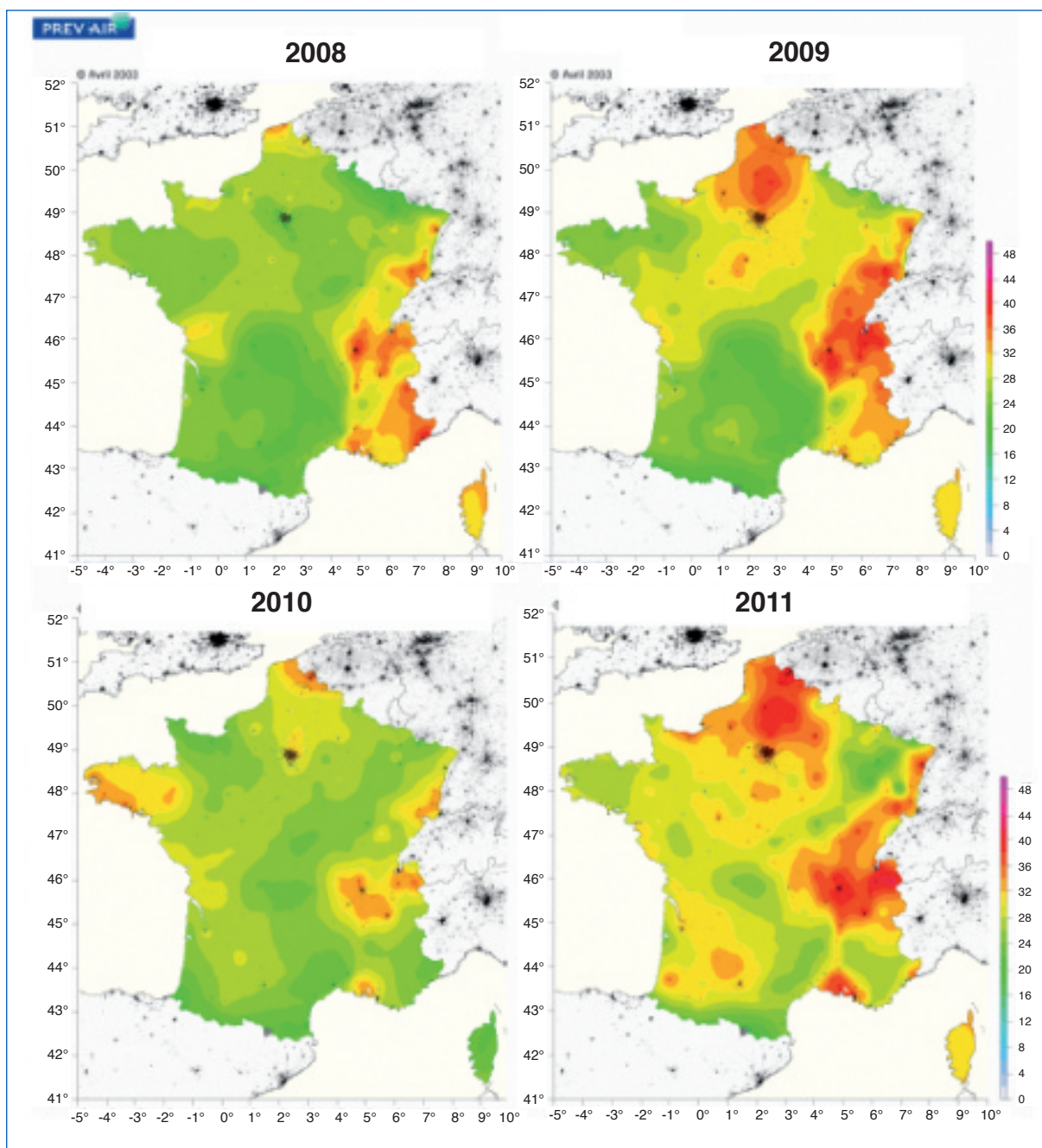


Figure 3.

Cartographie des moyennes hivernales des  $PM_{10}$  de 2008 à 2011 (cartes analysées, PREV'AIR, [www.prevoir.org](http://www.prevoir.org)).  
Mapping of winter  $PM_{10}$  averages from 2008 to 2011 (PREV'AIR, [www.prevoir.org](http://www.prevoir.org)).

mesures aux sorties de modèles, de façon à en améliorer les paramétrisations pour une meilleure anticipation des épisodes de fort dépassement des valeurs limites en  $PM_{10}$  et une évaluation de l'exposition aux  $PM_{2.5}$ .

### Variabilité interannuelle 2008-2011

La figure 3 présente une cartographie des moyennes hivernales de  $PM_{10}$  entre 2008 et 2011, obtenue par réanalyse des sorties du système PREV'AIR basées sur le modèle CHIMERE à l'aide des observations *in situ*. On constate tout d'abord la prédominance des épisodes de pollution au nord d'une diagonale Normandie-PACA, s'expliquant à la fois par l'intensité des sources d'émissions (nationales et voisines) et par une plus faible influence des masses d'air océaniques « propres ». On note également une forte variabilité interannuelle, les années 2008 et 2010 étant marquées par des conditions météorologiques (dépressions atmosphériques) relativement clémentes et peu propices au développement d'épisodes de pollution particulaire, à l'inverse des années 2009 et 2011.

L'évolution du nombre de dépassements annuels observés aux stations de mesure  $PM_{10}$  en France depuis l'année 2008 est présenté par la figure 4 pour le nombre total de stations et par typologie. Ces chiffres ne sont qu'indicatifs et doivent être considérés avec précaution car ils ne se réfèrent pas au même nombre ni à la même répartition typologique des stations. Par exemple, les stations de proximité automobile sont environ trois fois moins nombreuses que les stations de fond urbain (*cf.* figure 2), pour un nombre total de dépassements quasiment équivalent pour ces deux types de sites. Une analyse plus approfondie de ces données montre ainsi que l'écart observé entre 2009 et 2011 s'explique principalement par l'apparition de nouvelles stations de proximité automobile, indiquant des concentrations en  $PM_{10}$  supérieures de l'ordre de 20 % à celles des stations de fond urbaines [LCSQA, 2011]. Si l'on s'en tient aux stations qui étaient en fonction entre les années 2009

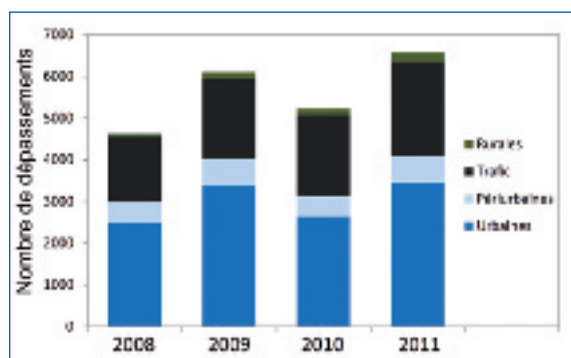


Figure 4.

Nombre de dépassements du seuil journalier de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les  $PM_{10}$  entre 2008 et 2011 (sources : BDQA et LCSQA).

Number of  $PM_{10}$  daily threshold exceedances from 2008 to 2011 (BDQA and LCSQA databases).

et 2011, l'analyse indique plutôt une légère diminution du nombre de dépassements entre ces deux années. Ainsi, la récente évolution du dispositif de surveillance et les fluctuations des conditions météorologiques d'une année sur l'autre constituent encore des sources majeures d'incertitude pour l'analyse détaillée des tendances des niveaux de  $PM_{10}$  à l'échelle nationale.

### Variabilité intrasaisonnière : exemple de 2011

La figure 5 présente l'analyse *a posteriori* par le système PREV'AIR des niveaux de  $PM_{10}$  en France au cours du premier trimestre 2011, et permet d'illustrer l'influence des conditions météorologiques sur ces niveaux. Au cours de cette période, la qualité de l'air en France a été significativement altérée lors de différents épisodes subcontinentaux (30/01-02/02 et début mars) ou plus localisés, dont les signatures physico-chimiques sont discutées au chapitre suivant.

Après trois premières semaines relativement calmes à l'échelle nationale, en termes de pollution atmosphérique, une situation anticyclonique s'installe sur l'Europe avec des vents variables assez chaotiques car de très faible vitesse (inférieure à 5 m/s au sol). Ce flux transporte de l'air très froid et stable qui s'installe sur la France les 30 et 31 janvier. Les températures négatives atteignent leurs plus bas niveaux lors des journées du 01/02 et 02/02 avec des minimales entre  $-5$  et  $-10$  °C et des maximales autour de 0 °C sur une majeure partie de la France. Lors de cette période, les températures froides et les vents faibles sont combinés à des inversions thermiques de subsidence (dus à l'affaissement de l'air anticyclonique) qui favorisent l'accumulation des émissions dans une couche atmosphérique de surface de faible épaisseur pendant une bonne partie de la journée. Cette stabilité atmosphérique entraîne une augmentation des niveaux de  $PM_{10}$  d'un facteur 3 dans la partie (nord-)ouest de l'Hexagone et d'un facteur 2 à l'Est (où les concentrations étaient déjà proches du seuil journalier de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  les jours précédents), comme illustré par la figure 6. La fin de la période se caractérise par un basculement de la circulation d'air (à partir du 03/02) avec des vents qui restent faibles mais de secteur ouest/sud-ouest apportant de l'air maritime. Au Nord, l'air se réchauffe, alors qu'il reste assez froid sur les régions montagneuses (Rhône-Alpes) et le Sud de la France les 3 et 4 février.

Durant les trois semaines suivantes, les températures sont assez froides et des inversions thermiques fréquentes et/ou des faibles développements de couches limites sont constatés.

Sur la partie nord, on observe une succession de journées avec des vents faibles désorganisés et des journées avec une circulation générale marquée, ainsi qu'une succession de journées avec et sans précipitations. Sur la partie sud-est et particulièrement les reliefs montagneux, les vents demeurent très faibles et désorganisés (chaotiques) jusqu'au 26 février, le vent s'intensifiant ensuite dans la vallée du Rhône.



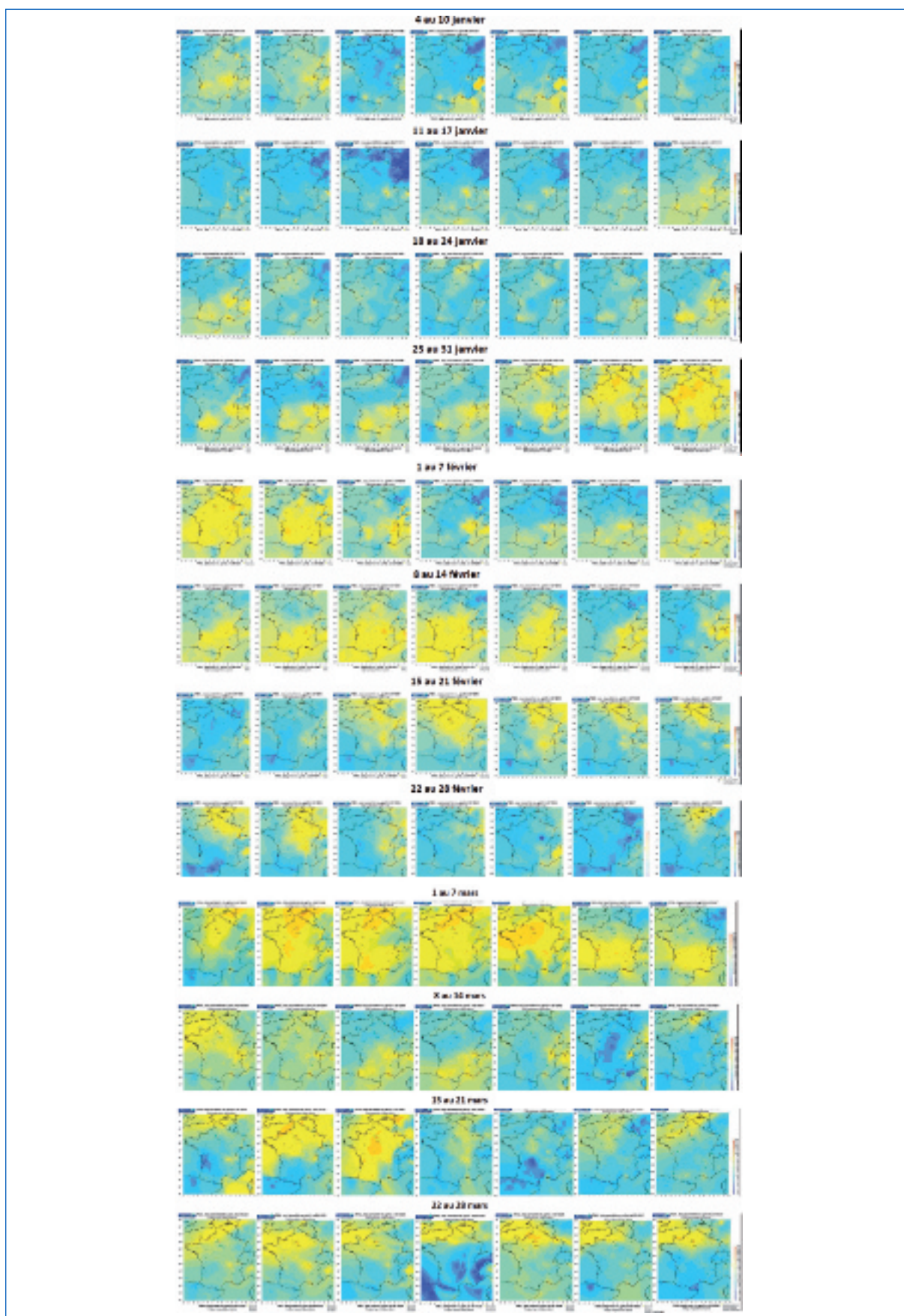


Figure 5.

Cartes analysées des moyennes journalières de  $PM_{10}$  entre le 4 janvier et le 28 mars 2011 ([www.prevoir.org](http://www.prevoir.org)).  
 A posteriori mapping of  $PM_{10}$  daily mean values from January 4 to March 28 2011 ([www.prevoir.org](http://www.prevoir.org))

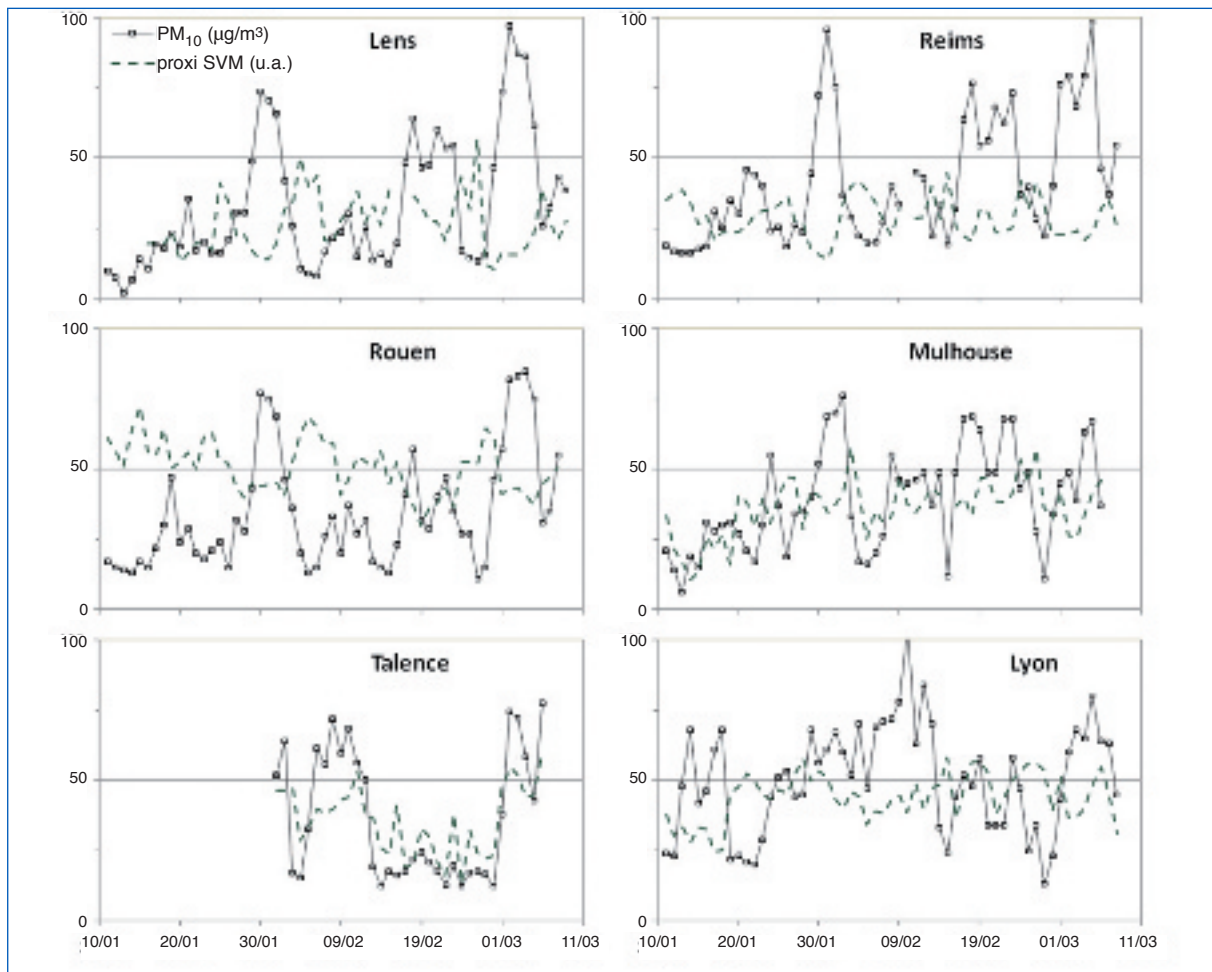


Figure 6.

Évolution des concentrations de  $PM_{10}$  sur six sites urbains de fond (du dispositif CARA) entre le 11 janvier et le 9 mars 2011. Proxi SVM (en unité arbitraire) = indicateur de la contribution de la fraction semi-volatile (estimée à partir des mesures TEOM-FDMS ou de la différence entre les mesures TEOM-FDMS et TEOM seul) à la masse totale.

[PM<sub>10</sub> monitoring at 6 urban background sites \(CARA program\) from January 11 to March 9 2011.](#)

[Proxi SVM \(arbitrary unit\) = proxy of the contribution of semi-volatile material to  \$PM\_{10}\$  \(estimated using TEOM-FDMS data or from the difference between TEOM-FDMS and TEOM devices\).](#)

Ces conditions climatiques favorisent :

- Au nord, le développement d'une succession de courts épisodes de pollution particulaire, vraisemblablement marqués par l'influence des émissions régionales (pouvant être transfrontières : Sud du Royaume-Uni, Bénélux et/ou Ruhr, selon les sites). Ainsi, de fortes concentrations en sulfate d'ammonium sont par exemple observées le 18 février 2011 à Lens, mais pas à Rouen.
- Dans le Sud, l'accumulation des émissions locales (trafic et chauffage bois en particulier) et la persistance de niveaux élevés de concentrations de  $PM_{10}$ , en particulier dans les vallées alpines.

D'une manière générale, lors de ces épisodes de plus faible ampleur, l'incrément d'émission généré par le trafic peut « facilement » faire basculer une station de proximité automobile en situation de dépassements du seuil journalier, comme illustré par la figure 7. De même, les émissions de sources fixes (dont le chauffage résidentiel) sont susceptibles de faire bas-

culer les stations situées en zone périurbaine et en proximité industrielle.

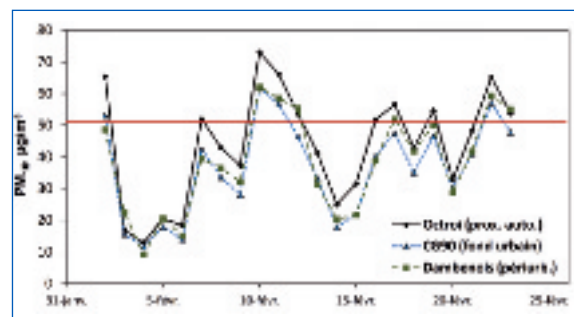


Figure 7.

Suivi des concentrations journalières de  $PM_{10}$  sur trois sites de typologie différente (proximité automobile, fond urbain, et fond périurbain) de l'aire urbaine de Belfort-Montbéliard en février 2011. Octroi et CG90 sont séparés d'environ 1 km, Octroi et Dambenois d'environ 25 km.

[PM<sub>10</sub> daily averages monitoring at three different types of site: traffic, urban and periurban background, distant of 1 and 25 km respectively \(February 2011, Territoire de Belfort\).](#)

Fin février voit l'apparition d'un anticyclone positionné sur l'Est de l'Europe. Celui-ci étend son influence sur l'Europe de l'Ouest englobant la France à partir du 1<sup>er</sup> mars. Il est caractérisé par des vents faibles de secteur est/nord-est ( $\sim 5 \text{ m s}^{-1}$ ) qui forcent et fluctuent en cours de journée notamment sur le Nord de la France, le Benelux et le Nord de l'Allemagne autour de  $10 \text{ m s}^{-1}$  avec des rafales à  $20 \text{ m s}^{-1}$  jusqu'au 2 mars après-midi quand l'intensité des vents diminue à nouveau. Une inversion thermique de subsidence assez marquée favorise alors l'accumulation des polluants atmosphériques. Les minimales des températures sont entre  $0^\circ$  et  $5^\circ$  et les maximales entre  $8^\circ$  et  $15^\circ$ . L'air, assez humide le 1<sup>er</sup> mars, s'assèche et présente les jours suivants une humidité entre 60 et 70 %. Aucune précipitation marquante n'est observée sur cette période. L'épisode s'achève entre le 5 et le 6 mars car le flux d'est bien établi sur l'Europe se scinde en deux au niveau de l'Allemagne sous l'effet de vents du nord. De fortes concentrations de  $\text{PM}_{10}$  sont néanmoins encore observées dans le Sud de la France jusqu'au 8 mars, sous l'effet de conditions météorologiques stables.

Un autre épisode d'ampleur nationale survient le 16 et 17 mars avec une forte contribution de composés semi-volatils dans les aérosols, amorcé par des conditions météorologiques favorables, soit un ensoleillement important, des températures douces ( $10\text{-}15^\circ\text{C}$ ) pour la saison et des vents relativement faibles. Les vents sont orientés secteur nord-est le 16 mars, favorable à un apport de pollution des pays du Benelux et de l'Allemagne. Les fortes concentrations de  $\text{PM}_{10}$  affectent dans un premier temps le Nord de la France le 16 et gagnent le quart sud-ouest le 17.

La situation météorologique évolue ensuite le 18 avec une bascule des vents vers les secteurs ouest engendrant l'arrivée d'air d'origine maritime mettant fin à l'épisode. Des conditions assez similaires et persistantes sur le Nord de la France expliquent les fortes concentrations de  $\text{PM}_{10}$  rencontrées du 22 au 29 mars. À noter que cette période a également été favorable à des concentrations assez élevées de  $\text{NO}_2$ .

### Signatures physico-chimiques : exemples de 2011

En l'état, le programme CARA est essentiellement basé sur l'analyse chimique différée – par le LCSQA/INERIS ou des laboratoires partenaires<sup>(12)</sup> – de filtres échantillonnés par une quinzaine d'AASQA



Figure 8.

Répartition géographique des sites du programme CARA du dispositif national de surveillance de la qualité de l'air.  
Site locations of the national air quality monitoring CARA program.

(cf. figure 8) à l'aide de préleveurs haut-volume *Digital* (de type DA80). Les filtres utilisés sont en fibre de quartz (*PAII Qat-Up 2500*), choisis pour leurs faibles niveaux de blancs et leur adéquation avec les différents types d'analyse chimique à réaliser. Les analyses chimiques des espèces majeures : anions/cations et carbone élémentaire/carbone organique (EC/OC) sont réalisées par chromatographie ionique et méthode thermo-optique selon les préconisations des rapports techniques du comité européen de normalisation (CEN/TC 264, respectivement TR 16269 et TR 16243<sup>(13)</sup>). L'analyse des éléments métalliques est réalisée par spectroscopie optique et spectrométrie de masse (ICP-MS) en accord avec la norme NF EN 14902<sup>(13)</sup>. L'analyse des traceurs organiques est généralement réalisée par les laboratoires de recherche partenaires, à l'aide de techniques chromatographiques et de spectrométrie de masse de précision (GC-MS, LC-MS-MS, HPLC-PAD).

Les sites du programme CARA correspondent essentiellement à des stations de fond urbain du dispositif de surveillance. Les prélèvements sont effectués de manière ponctuelle (lors de « situations de crise ») ou régulière selon la disponibilité du matériel et des moyens humains localement. Il est à noter que l'analyse chimique systématique de filtres journaliers prélevés en continu sur une ou plusieurs années

(12) Les trois principaux étant le Laboratoire de Chimie Moléculaire et de l'Environnement (LCME) de Chambéry, le Laboratoire de Glaciologie et de Géophysique de l'Environnement (LGGE) de Grenoble, et le Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement (LSCE) de Gif-sur-Yvette.

(13) Disponibles auprès de l'AFNOR.

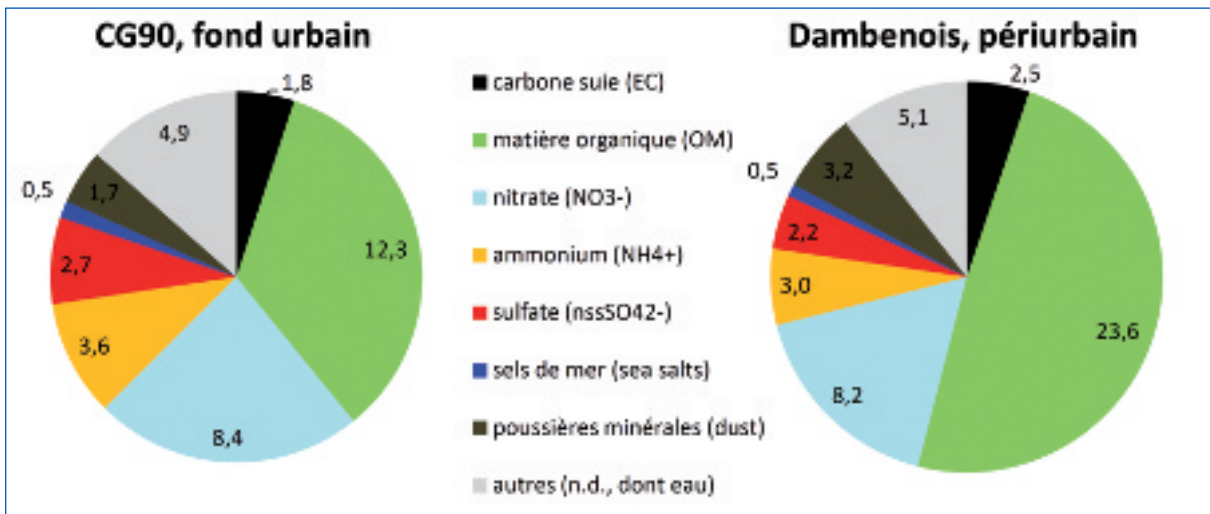


Figure 9.

Composition chimique des PM<sub>10</sub> au cours du week-end du 11 au 13 février 2011 sur les sites urbain et périurbain CG90 et Dambenois (Franche-Comté, cf. figure 7). Les valeurs numériques indiquent la concentration massique (µg/m<sup>3</sup>) par espèce en moyenne sur la période considérée.

Mean PM<sub>10</sub> chemical composition during 11 to 13 february (weekend) 2011 at the CG90 urban and Dambenois periurban background sites (cf. figure 7). Data refers to mean mass concentrations of each major chemical species.

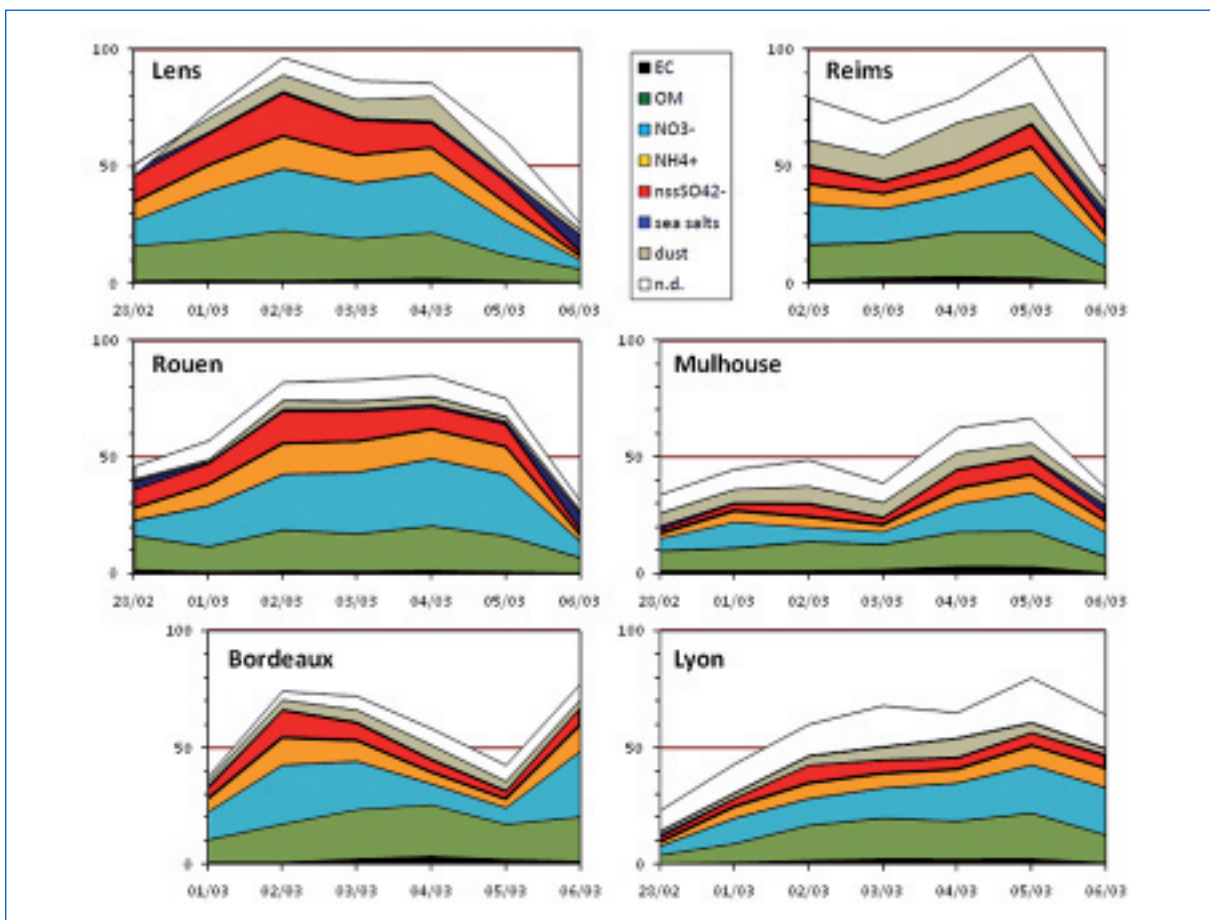


Figure 10.

Évolution des concentrations des espèces chimiques majeures (en µg/m<sup>3</sup>) sur les sites urbains de fond de Lens, Rouen (Petit-Quevilly), Bordeaux (Talence), Reims (Centre), Mulhouse (Nord) et Lyon (Centre) lors de l'épisode de pollution de début mars 2011.

Mass concentration of major PM<sub>10</sub> chemical species at 6 different urban sites from 1 to 6 March 2011.

s'avère extrêmement coûteuse et n'a pu être réalisée que sur quelques points du territoire national au cours des dernières années, en particulier en région parisienne dans le cadre du programme Particules géré par Airparif et le Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement, et sur la station Petit-Quevilly (Rouen) d'Air Normand dans le cadre du programme CARA. Ce dernier s'est récemment engagé vers l'analyse détaillée de la composition chimique des  $PM_{10}$  sur plusieurs autres stations de fond urbain du dispositif national, notamment à Lens, Lyon, Grenoble et Bordeaux.

Les résultats obtenus à ce jour confirment qu'il n'existe pas de signature chimique unique des  $PM_{10}$  en situation de dépassements du seuil de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  [LCSQA, 2009]. Néanmoins, à l'exclusion des épisodes de transport de poussières terrigènes [e.g. poussières sahariennes, cf. LCSQA, 2009] ou de forte influence des embruns marins [e.g. station Bons Enfants de La Réunion, cf. LCSQA, 2012], ces situations de dépassements correspondent généralement à une augmentation de la contribution de la matière organique et/ou d'espèces inorganiques secondaires telles que le nitrate ou le sulfate (généralement combinés à l'ammonium). On constate par ailleurs une augmentation de la contribution des particules fines lors de ces épisodes de pollution particulaire. Par exemple, la fraction  $PM_{2.5}$  représentait 80 % des  $PM_{10}$  en moyenne lors des dépassements journaliers de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , contre 70 % en dehors, à Rouen lors de l'hiver 2011. Ces propriétés physico-chimiques reflètent une influence accrue des émissions anthropiques – et de composés potentiellement toxiques tels que les HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques) – sur les niveaux de  $PM_{10}$  lors de certains dépassements de seuils.

Les figures 9 et 10 présentent des exemples de profils de concentrations obtenus pour les espèces chimiques majeures des  $PM_{10}$  lors de deux épisodes pouvant être considérés comme typiques de dépassements hivernaux : le week-end du 12 février 2011 en région Franche-Comté ainsi que l'épisode de pollution grande échelle de début mars 2011 (cf. description des conditions météorologiques au chapitre précédent). Le premier de ces deux exemples illustre l'influence des concentrations en matière organique (OM) sur l'occurrence de niveaux plus élevés de  $PM_{10}$  en zone de fond périurbaine par rapport au fond urbain. Dans le cas présent, l'analyse de traceurs organiques indique des concentrations en levoglucosan, communément utilisé comme traceur de la combustion de biomasse, plus importante (de 10 à 15 %) en zone périurbaine qu'en zone urbaine.

Par contraste, l'épisode de début mars 2011 (cf. figures 6 et 10) se caractérise par une forte augmentation des concentrations et contributions relatives en aérosols inorganiques secondaires (nitrate et sulfate d'ammonium), en particulier dans l'Ouest de la France.

À Rouen, par exemple, les concentrations estimées de nitrate d'ammonium passent d'environ  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (environ 20 % des concentrations de  $PM_{10}$ ) à 40

$\mu\text{g}/\text{m}^3$  (environ 45 %). De fortes augmentations en nitrate d'ammonium sont également observées sur le site de Talence. Il est à noter que ce site est le seul des sites présentés sur la figure 6 à connaître une hausse notable de la contribution relative de la matière semi-volatile (SVM) à la masse totale de  $PM_{10}$  lors des épisodes de début février et début mars. Les concentrations en matière organique sont relativement élevées ( $10\text{-}20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) mais ne connaissent globalement pas de hausses notables. Par comparaison aux autres espèces majeures, on observe une diminution de la contribution relative de cette fraction organique dans le Nord et l'Ouest, mais une augmentation sur les sites de Lyon et Bordeaux marqués par une augmentation significative de cette contribution relative (de 15 à 25 % à Lyon, et de 25 à 35 % à Bordeaux). Les fortes concentrations de ces différentes espèces chimiques sont à relier à l'ensoleillement relativement important sur toutes les journées de cette période, favorisant les réactions photochimiques qui conduisent à la formation des aérosols secondaires à partir de précurseurs gazeux ( $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{HNO}_3$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{HCl}$ ... et composés organiques volatils) ainsi qu'aux faibles températures qui favorisent la condensation des espèces semi-volatiles (e.g. nitrate d'ammonium et composés organiques semi-volatils). Dans ce contexte, la disponibilité des différents précurseurs gazeux détermine la composition chimique et le degré de volatilité de la phase particulaire. Ainsi, les niveaux de  $\text{SO}_2$  demeurant relativement élevés dans une zone centrée autour de la Manche (avec des sources comme le trafic maritime, les activités portuaires et industrielles, et la pétrochimie), les sites de Rouen et Lens sont marqués par de fortes concentrations en sulfate d'ammonium (jusqu'à  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), expliquant une augmentation de la part relative des espèces non volatiles au cours de l'épisode (cf. figure 6), malgré l'importance des concentrations en nitrate d'ammonium. De même, la variabilité temporelle des émissions gazeuses influe sur la signature physico-chimique des dépassements hivernaux.

La figure 11 présente l'évolution des concentrations journalières des espèces chimiques majeures des  $PM_{10}$  sur les sites de fond urbains de Rouen Petit-Quevilly (oct. 2010-oct. 2011) et de Lens (mars 2010-mars 2011). L'hiver 2011 y apparaît globalement marqué par de fortes concentrations en matière organique (provenant notamment de la combustion de biomasse) en début d'hiver, puis par de fortes concentrations en nitrate en mars-avril, correspondant à la reprise des épandages agricoles (et à des conditions météorologiques relativement clémentes à cette période en 2011). On retiendra une ampleur équivalente à celle de 2011 pour des épisodes de dépassements de début de printemps en 2012 (résultats non présentés ici). Le nitrate seul représente en moyenne plus du tiers des concentrations de  $PM_{10}$  enregistrées à Rouen lors des 19 dépassements du seuil journalier de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  observés entre mi-février et mi-avril 2011, contre 20 % en dehors de ces dépassements. (cf. figure 12).

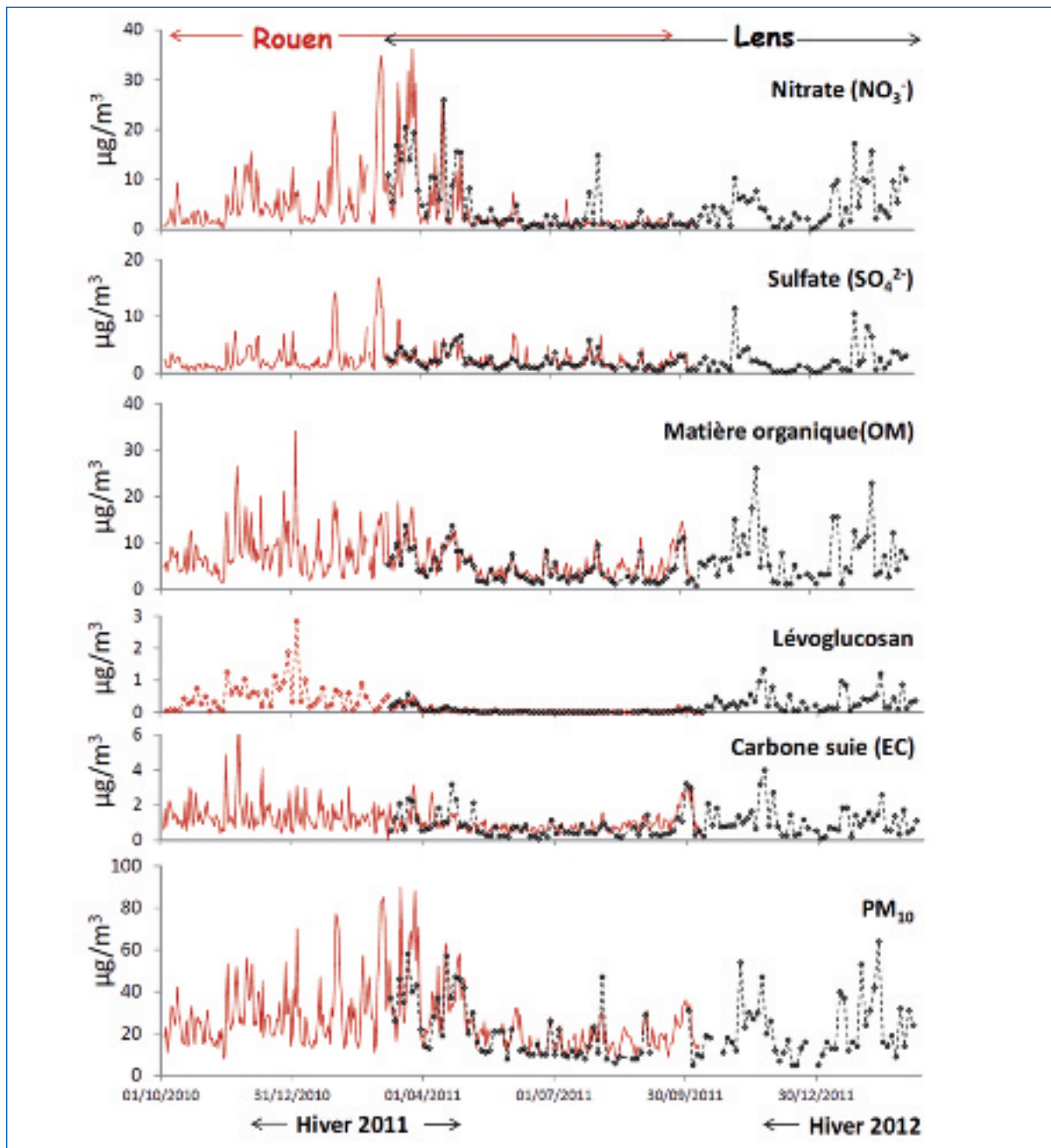


Figure 11.

Suivi temporel des concentrations d'espèces chimiques majeures des  $PM_{10}$  sur les sites de fond urbains de Petit-Quevilly (Rouen, moyennes journalières en continu, sauf pour le levoglucosan mesuré 1 jour sur 3) et de Lens (Centre, moyennes journalières 1 jour sur 3).

Temporal variations of major  $PM_{10}$  chemical species mass concentrations at two urban background sites: Rouen (daily mean values every day, except for levoglucosan: every third day) and Lens (daily mean values every third day).

En air ambiant, le nitrate est principalement associé à l'ammonium (sous la forme de nitrate d'ammonium :  $NH_4NO_3$ ), ce dernier étant également impliqué dans la neutralisation du sulfate (sous forme  $NH_4HSO_4$  ou  $(NH_4)_2SO_4$ ). En considérant que l'ensemble du nitrate mesuré sur les échantillons journaliers de Rouen est présent sous forme  $NH_4NO_3$ , et en retranchant les concentrations de nitrate d'ammonium ainsi obtenues aux concentrations totales de  $PM_{10}$ , il apparaît qu'un seul de ces 19 dépassements

correspond à une concentration de «  $PM_{10}$  hors nitrate d'ammonium » supérieure à  $50 \mu g/m^3$ . D'une manière générale, ce composé apparaît aujourd'hui en France comme un contributeur majeur des niveaux de  $PM_{10}$  (et  $PM_{2.5}$ ) lors des épisodes de dépassement du seuil journalier de  $50 \mu g/m^3$  en fin d'hiver/début de printemps.

Le nitrate d'ammonium est une espèce secondaire semi-volatile issue de l'oxydation (photo-) chimique de précurseurs gazeux, principalement l'ammoniac ( $NH_3$ )

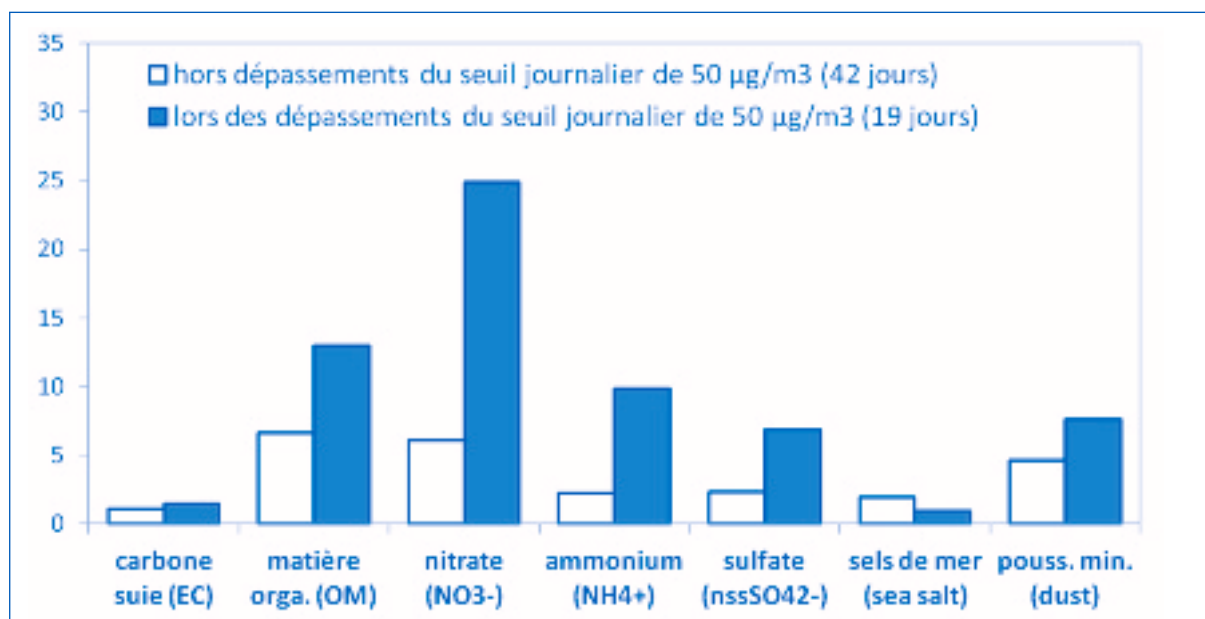


Figure 12.

Concentrations des espèces chimiques majeures au sein des PM<sub>10</sub> en dehors et lors des épisodes de dépassements journaliers de 50 µg/m<sup>3</sup> entre le 15 février et le 15 avril 2011 sur le site de fond urbain de Petit-Quevilly (Rouen).

Mean mass concentrations of major PM<sub>10</sub> chemical species during and off daily threshold exceedance periods between February 15 and april 15 2011 at the Petit-Quevilly (Rouen) urban background site.

et les oxydes d'azote/acide nitrique (NO<sub>x</sub>/HNO<sub>3</sub>), en équilibre entre la phase gazeuse et la phase particulaire en fonction de la température et de l'hygrométrie ambiantes. Sa concentration en air ambiant est donc fonction de la disponibilité de ses précurseurs gazeux ainsi que des conditions météorologiques. En particulier en fin d'hiver/début de printemps, la conjonction de la reprise des épandages agricoles et d'épisodes anticycloniques froids et humides le matin et globalement ensoleillés, favorisent la condensation d'importantes quantités de nitrate d'ammonium en phase particulaire.

### Des origines à préciser

En raison de la très grande hétérogénéité des particules atmosphériques et de la complexité de leurs processus de (trans-)formation physico-chimique, l'identification des leviers permettant une bonne maîtrise des niveaux de PM<sub>10</sub> ne peut se limiter à l'examen des inventaires d'émissions. En outre, le respect de la directive 2008/50/CE, imposant une analyse détaillée des causes de dépassements de valeur limite, nécessite également l'utilisation d'outils numériques adaptés (modèles déterministes ou statistiques). Par exemple, les modèles récepteurs de type « Positive Matrix Factorization », largement utilisés par l'Agence de Protection de l'Environnement Américaine notamment (US-EPA), permettent d'estimer la contribution des principales sources de PM en un point donné à l'aide d'un *pool* de mesures chimiques (espèces majeures et traces) suffisamment large pour permettre une analyse statistique robuste, sans connaissances des sources *a priori* (se

référer par exemple à l'article de Jaffrezo *et al.* de ce numéro spécial). Étant donné le coût analytique nécessaire à l'obtention de ce type de jeu de données, il n'est pas concevable économiquement de viser la multiplication de cette catégorie d'études sur l'ensemble des sites en dépassements de valeurs limites, ni de chercher à l'appliquer sur des jeux de données exhaustifs en termes de couverture temporelle. En revanche, la réalisation de ce type d'étude en quelques points bien choisis du territoire et en limitant l'analyse chimique détaillée à une série discontinue mais régulière de prélèvements journaliers (par exemple 1 jour/3) pourrait permettre d'améliorer à court terme notre connaissance des principales origines des dépassements du seuil journalier de 50 µg/m<sup>3</sup>.

L'utilisation d'un outil statistique de ce type (US-EPA PMF 3.0 ici) à la série discontinue d'analyses chimiques détaillées (1 jour/3) des prélèvements PM<sub>10</sub> journaliers à Petit-Quevilly entre octobre 2010 et octobre 2011 permet d'estimer la contribution des principaux facteurs pouvant être incriminés dans la survenue de 10 dépassements (répartis de façon aléatoire sur l'ensemble des dépassements hivernaux) du seuil journalier de 50 µg/m<sup>3</sup> enregistrés sur ce site entre mi-novembre et mi-avril 2011.

Comme illustré par la figure 13, ces dépassements sont majoritairement influencés par les particules secondaires : environ 40 % pour les espèces secondaires semi-volatiles dominées par le nitrate d'ammonium, et 20 % pour les espèces secondaires moins volatiles contenant majoritairement du sulfate d'ammonium. Ces contributions relatives sont deux fois plus élevées que celles estimées hors dépasse-

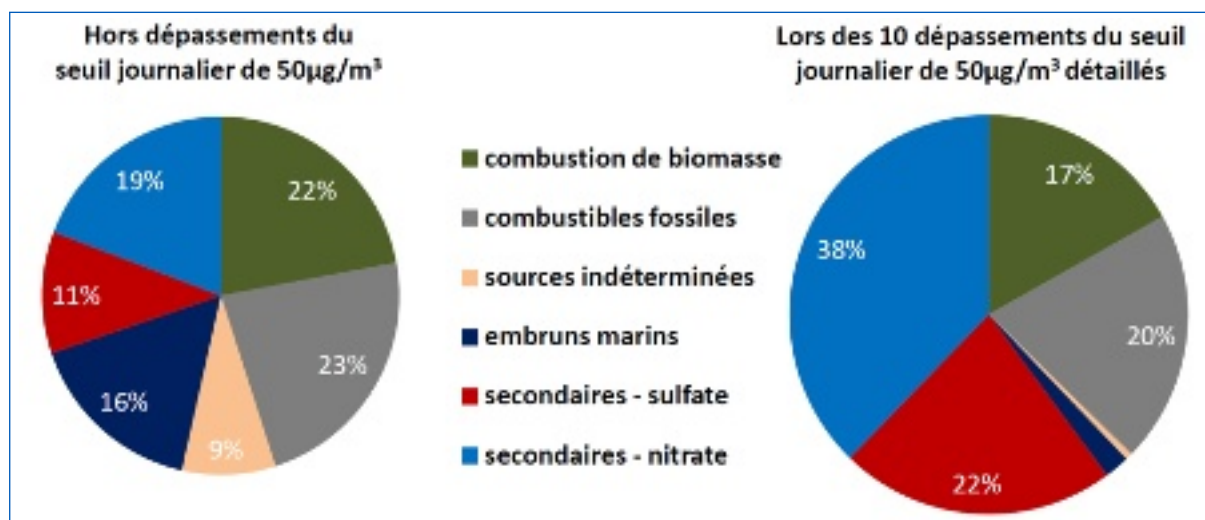


Figure 13.

Analyse par PMF de la composition chimique détaillée des  $PM_{10}$  (1 jour sur 3) entre mi-novembre 2010 et mi-avril 2011 sur le site urbain de fond de Petit-Quevilly (Rouen, Air Normand).

PMF analysis of detailed  $PM_{10}$  daily average chemical composition (every third day) from mid-november 2010 to mid-april 2011 at the Petit-Quevilly (Rouen) urban background site.

ments du seuil journalier. À l'inverse, les secteurs d'émission de particules par combustion présentent une contribution relative légèrement moins importante lors des dépassements du seuil journalier (autour de 20 % pour la combustion de biomasse ainsi que pour celle de combustibles fossiles). Ainsi, en moyenne lors des épisodes de pollution hivernaux, les concentrations liées aux émissions directes augmentent sous l'effet des conditions météorologiques, ces dernières favorisant également, et de façon plus marquée, les phénomènes de (trans-)formation des particules secondaires. Ces résultats, obtenus pour une période donnée en un point du territoire, permettent d'illustrer la diversité des paramètres à prendre en compte pour l'élaboration de plans d'action adaptés. Une description plus spécifique de certains de ces paramètres, jugés prioritaires à l'échelle nationale, est proposée dans ce chapitre.

### Carbone-suie et proximité automobile

L'ensemble des espèces majeures décrites ci-dessus ne se trouvent pas isolées les unes des autres dans l'air ambiant, mais peuvent être observées en mélange interne (c'est-à-dire regroupées au sein d'une seule et même particule). Ainsi, la condensation d'espèces semi-volatiles (e.g. nitrate d'ammonium et/ou composés organiques semi-volatils) en phase particulaire peut être favorisée par la présence de particules (ultra-) fines directement émises par les activités anthropiques (e.g. transport routier et chauffage). Ces dernières se caractérisent notamment par leur relative abondance en carbone-suie, terme utilisé ici de façon générique pour désigner les mesures de carbone élémentaire (réfractaire jusqu'à environ 600 °C) et de *black carbon* (absorbant le rayonnement infrarouge). Très majoritairement de petite taille, les particules de carbone-suie représentent peu de

masse (typiquement 1-2 µg/m³ sur site de fond urbain en France métropolitaine) mais constituent une composante majeure des particules ultrafines ( $PM_{0.1}$ ) en milieu urbain. Cette composante est la première visée par les politiques de *Low Emission Zones* mises en place dans une centaine d'agglomérations européennes visant une réduction des impacts sanitaires et environnementaux de la pollution particulaire [e.g. Invernizzi *et al.*, 2011 ; Wiedensholer *et al.*, 2012].

Par ailleurs, le transport routier est particulièrement visé par les plans d'actions car les sites de proximité automobile sont les premiers concernés par le non-respect des valeurs limites de  $PM_{10}$  (ainsi que des seuils fixés pour les  $PM_{2.5}$  et le  $NO_2$ ). Ce phénomène est illustré par la figure 14, présentant, pour un jeu de 48 couples de stations et pour l'année 2010, une évaluation des écarts de concentrations journalières en  $PM_{10}$  entre une station de proximité automobile du dispositif national et la station de fond la plus proche [cf. LCSQA, 2011]. Cette étude confirme que les écarts de concentrations entre les sites de proximité et les sites de fond peuvent engendrer des différences significatives sur le nombre de dépassements de la valeur limite journalière. En effet, pour un couple donné de stations, les dépassements constatés sur le site de fond le sont généralement aussi sur le site de proximité : les jours de dépassement communs aux deux stations représentent une très large part des dépassements de fond. En revanche, un nombre important de dépassements peut être constaté sur le site de proximité mais non sur le site de fond.

Outre les émissions à l'échappement, le trafic routier engendre la (re)mise en suspension de débris de pneus, de freins, d'asphalte et de dépôts atmosphériques. L'importance de ce type d'émissions sur l'incrément de concentration mesuré en site trafic reste encore assez mal connue, mais peut être signi-



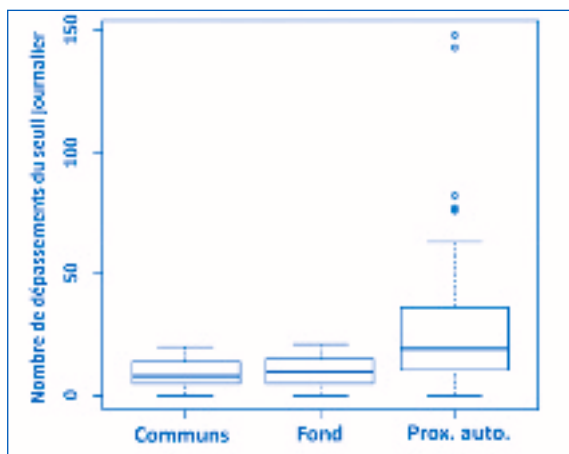


Figure 14.

Répartition du nombre annuel (2010) de dépassements du seuil journalier de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les 48 couples de stations considérés. *Communs* : nombre de dépassements communs aux deux sites ; *Fond* : nombre total de dépassements pour la station de fond ; *Prox. auto.* : nombre total de dépassements pour la station de proximité automobile.

Boxplot of the number of  $\text{PM}_{10}$  daily threshold exceedances in 2010 for 48 pairs of stations. (*Communs*: traffic and background stations together; *Fond*: background; *Prox. auto.*: traffic).

ficative. Les rares études réalisées à ce jour en Europe semblent indiquer que ces phénomènes de remise en suspension représentent typiquement la moitié des émissions primaires spécifiquement observées en proximité automobile [e.g. Amato et al., 2011 ; LCSQA, 2011]. À noter que le salage des routes par temps de gel peut être considéré comme responsable d'une partie des dépassements hivernaux : jusqu'à 50 % en montagne (e.g. 7 dépassements sur 14 en février-mars 2012 sur le site trafic des Bossons, Air Rhône-Alpes), mais de moindre ampleur sur les grands axes urbains (e.g. 10 % des dépassements sur le site trafic du Rondeau à Grenoble au cours de la même période). Lors des épisodes de pollution de petite échelle, l'incrément de l'ensemble de ces émissions directes et indirectes explique ainsi les cas fréquents de dépassements de seuil journalier en site de proximité automobile mais pas en site de fond urbain dans une même zone.

### Combustion de biomasse

Bien qu'ayant toujours fait partie des habitudes humaines, l'impact de la combustion de biomasse sur la qualité de l'air n'est réellement pris en compte que depuis une dizaine d'année. En France, premier consommateur européen de bois-énergie, des études datant du milieu des années 2000 ont révélé une contribution des combustions de biomasse de l'ordre de 10 à 40 % sur les concentrations de  $\text{PM}_{10}$  hivernales dans plusieurs grandes agglomérations (Lille, Paris, Grenoble, Strasbourg par ex.) ainsi qu'en vallée alpine [LCSQA, 2007 ; Aymoz et al., 2007]. L'influence significative de cette source sur la qualité de l'air à l'échelle nationale a été confirmée par l'ensemble des études expérimentales menées

depuis lors en période hivernale [e.g., LCSQA, 2009 ; Favez et al., 2009 ; Favez et al., 2010 ; Piot, 2011]. La combustion de biomasse représente en particulier une source majeure de composés organiques volatils, semi-volatils et particulaires, dont certains HAP carcinogènes. La répartition de ces composés entre phases gazeuse et particulaire est influencée par divers mécanismes dépendant de la température ambiante, du taux de dilution du panache et de l'occurrence de réactions photochimiques ; de sorte que les cadastres d'émission actuels ne permettent qu'une estimation imparfaite de la contribution réelle de cette source. Il s'avère également difficile de mesurer directement cet impact dans l'air ambiant. Pour ce faire, il est d'usage de doser les taux de levoglucosan, résidu de combustion de la cellulose utilisé universellement comme composé traceur. Néanmoins, il n'existe à l'heure actuelle pas de méthode normalisée pour la mesure de ce composé, et son degré de stabilité dans l'atmosphère et, surtout, la variation de sa contribution aux émissions totales en fonction du type de bois et du régime de combustion, font encore l'objet de travaux de recherche. De plus, l'utilisation du traceur levoglucosan pour la combustion de biomasse ne permet pas de distinguer les émissions liées au chauffage au bois de celles liées au brûlage de déchet à l'air libre. Cette dernière source, bien que très émettrice de particules, demeure très complexe à documenter dans les inventaires d'émission. De nombreux travaux de recherche montrent que la contribution des combustions de biomasse aux niveaux de  $\text{PM}$  peut être estimée en multipliant les concentrations en levoglucosan par un facteur de conversion proche de 10, mais pouvant globalement varier entre 5 et 15 suivant les cas [Puxbaum et al., 2007]. Malgré ces incertitudes, cette source de combustion apparaît comme un contributeur significatif à la pollution de fond en période hivernale, notamment lors des épisodes anticycloniques associant une baisse des températures à l'accumulation au sol des émissions locales (i.e. faible dispersion). L'importance de cette source se manifeste plus spécifiquement la nuit et/ou lors de week-ends et congés, lorsque la combustion de biomasse est utilisée comme mode de chauffage principal mais également comme chauffage d'appoint ou d'agrément, ou lorsque que le brûlage à l'air libre est pratiqué, notamment dans les zones pavillonnaires. Ce phénomène est illustré par la figure 13 indiquant de fortes augmentations des concentrations nocturnes de  $\text{PM}$  en fond périurbain (Talence) entre Noël 2011 et nouvel an 2012. Ces augmentations correspondent à des niveaux élevés de matière organique (représentant jusqu'à  $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , soit plus de 75 % des  $\text{PM}_{10}$ , en moyenne journalière) et de levoglucosan ( $> 6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne journalière lors des dépassements de seuil journaliers des 25 et 27 décembre 2011). Cet exemple permet également d'illustrer la prédominance de la fraction  $\text{PM}_{2,5}$  (dont les concentrations sont quasiment équivalentes aux  $\text{PM}_{10}$ ) ainsi que l'importance des concentrations de matière semi-volatile (pouvant être estimées par différence entre

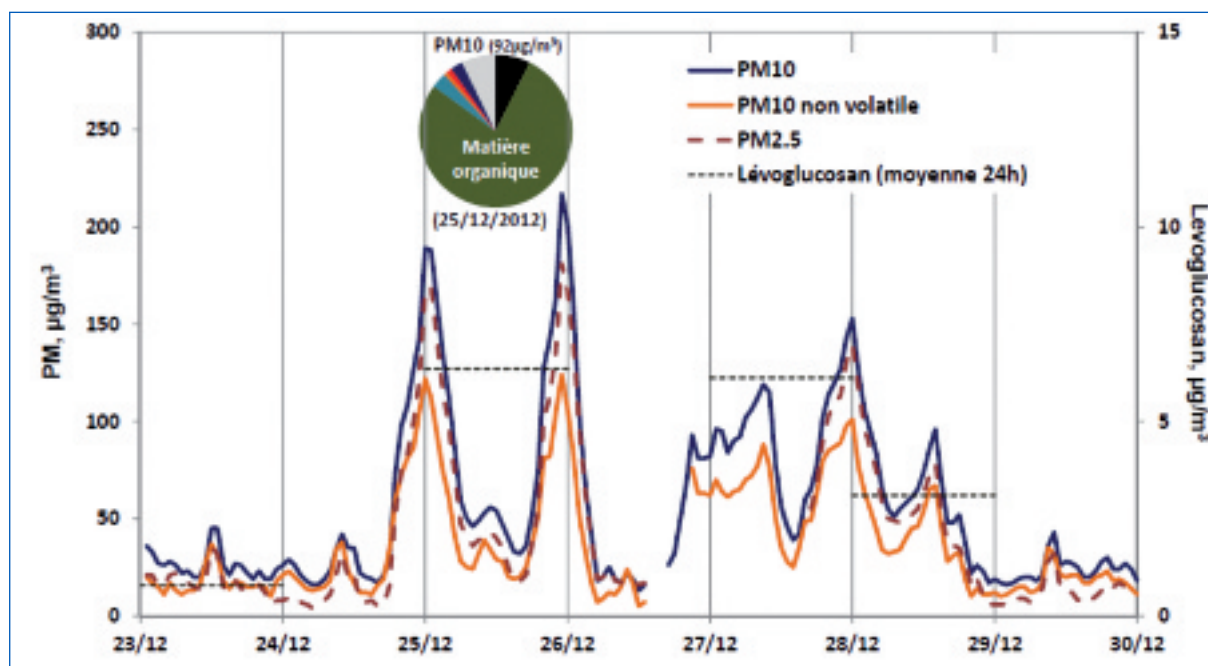


Figure 15.

Exemple d'épisode de pollution particulaire fortement influencé par le chauffage au bois (site de fond urbain de Talence, fin décembre 2011).

Example of biomass burning influenced pollution episode (Talence urban background site, end of December 2011).

mesures TEOM-FDMS et TEOM seul) lors de ces épisodes fortement influencés par le chauffage au bois.

### Nitrate d'ammonium

Si les différentes contributions des sources anthropiques de particules primaires restent aujourd'hui difficiles à quantifier à l'aide des cadastres d'émission (à affiner) et du suivi de traceurs spécifiques, le degré de vieillissement de ces émissions primaires et la formation d'espèces secondaires à partir de précurseurs gazeux est encore plus complexe. En particulier pour le nitrate d'ammonium, l'importance relative des différentes sources d'émission des précurseurs gazeux est encore à préciser. L'ammoniac, par exemple, est généralement considéré comme issu exclusivement des activités agricoles (97 % selon l'inventaire national du CITEPA datant de 2006). Cependant, des études récentes mettent en évidence un impact significatif du trafic automobile (et du stockage des déchets) sur les niveaux de  $\text{NH}_3$  mesurés en zone urbaine [e.g. Pandolfi *et al.*, 2012]. En outre, l'utilisation d'urée au sein de pots catalytiques de nouvelle génération pourrait engendrer une augmentation de cette influence du trafic automobile sur les émissions d'ammoniac.

Cette dernière source est par ailleurs considérée comme le premier émetteur de  $\text{NO}_x$  à l'échelle nationale (même si la contribution des activités agricoles sur les concentrations de ces oxydes d'azote est probablement sous-estimée). Les mesures visant à abaisser les concentrations de nitrate d'ammonium semblent donc passer par une meilleure régulation

des émissions de composés gazeux azotés liées à la fois aux activités agricoles (dont fabrication et épandage d'engrais) et au transport routier (sans oublier plus localement les émissions industrielles).

La mise en place de plans d'actions pertinents nécessite également une bonne prise en compte de la complexité des mécanismes de formation secondaires du nitrate d'ammonium. En effet, les concentrations de nitrate et d'ammonium en phase particulaire ne sont pas directement proportionnelles à celles de leurs précurseurs gazeux respectifs. Outre l'influence des conditions météorologiques, il est nécessaire de considérer en particulier le rapport de concentrations en phase gazeuse entre acide nitrique et ammoniac. Ce dernier étant probablement en excès par rapport au premier sur la majeure partie du territoire, les concentrations de nitrate d'ammonium sont probablement plus influencées actuellement par les niveaux d'acide nitrique que par ceux d'ammoniac [Hamaoui *et al.*, 2012]. Ces résultats suggèrent ainsi que l'efficacité des mesures de réduction des émissions d'ammoniac dépend de leur déclinaison territoriale.

Concernant les précurseurs gazeux du nitrate, l'impact d'une réduction de leurs concentrations sur celles de nitrate d'ammonium semble également conditionné en milieu pollué par l'ampleur des mesures d'abattement mises en place. En effet, de récents travaux de modélisation [Girault *et al.*, 2012] indiquent par exemple qu'une réduction limitée (15 %) des émissions de  $\text{NO}_x$  en région parisienne se traduit, paradoxalement, par une augmentation des concentrations de nitrate d'ammonium (et d'aérosols organiques secondaires) en raison de la rétroaction

positive induite sur les niveaux d'oxydants (radicaux hydroxyl et ozone). Ainsi les éventuelles politiques de réduction de concentrations de nitrate d'ammonium se doivent d'être particulièrement ambitieuses, sous peine de survenue d'effets contre-productifs.

Il est enfin à souligner qu'à l'inverse des particules primaires et/ou organiques, il n'est pas possible de renseigner l'origine du nitrate d'ammonium prélevé *in situ* à partir de sa simple composition chimique. Encore peu explorée à ce jour en air ambiant, l'étude des rapports isotopiques de l'azote et de l'oxygène pourrait permettre d'identifier par la mesure, les principaux émetteurs des précurseurs gazeux du nitrate d'ammonium ainsi que ses mécanismes de formation. Ainsi, les travaux réalisés actuellement en ce sens dans le cadre de l'appel à projets de recherche CORTEA pourraient permettre à moyen terme d'affiner l'estimation des responsabilités des différentes activités anthropiques dans la survenue d'épisodes de nitrate d'ammonium.

### Origines géographiques

Il est couramment considéré que le rôle prépondérant joué par les espèces secondaires lors des dépassements de seuils journaliers témoigne de la plus grande importance des mécanismes de transformation physico-chimique lors du transport des masses d'air sur de grandes distances par rapport aux émissions primaires (locales). Ce raisonnement, utilisé notamment dans le cadre de l'application de la méthode dite « de Lenschow », est conforté par l'observation de niveaux de concentrations relativement similaires sur les sites ruraux et les sites urbains de fond lors de certains épisodes de dépassements de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , en particulier dans la moitié nord de la France [LCSQA, 2010c]. Cependant, il s'affranchit

partiellement de la rapidité de ces processus physico-chimiques (en particulier des influences opposées des phénomènes de dilution et d'oxydation) vis-à-vis de la dynamique atmosphérique, de sorte qu'il s'avère relativement hasardeux de tenter une distinction entre épisodes de transport longue distance et épisodes régionaux de grande ampleur sur la base de comparaisons entre un nombre limité de stations.

De même, en raison des propriétés semi-volatiles du nitrate d'ammonium et du mode de formation secondaire de cette espèce majeure des  $\text{PM}_{10}$  en conditions hivernales, la survenue d'épisodes de pollution à caractère semi-volatil marqué est fréquemment mise en relation avec l'import de masses d'air polluées [Bessagnet *et al.*, 2005]. Ainsi, les mesures réalisées par TEOM-FDMS (et les différences observées entre TEOM-FDMS et TEOM seul), permettant une estimation semi-quantitative en temps réel de la contribution des espèces semi-volatiles au sein des  $\text{PM}_{10}$ , pourraient constituer un moyen de distinction entre imports et origines locales. Néanmoins, un nombre croissant d'études suggèrent l'existence de mécanismes de formation rapide du nitrate d'ammonium en milieu urbain [Bessagnet *et al.*, 2005 ; Zhang et Tao, 2010 ; Dall'Osto, 2009 ; Dall'Osto, 2012]. Par ailleurs, comme nous l'avons vu ci-dessus, les épisodes de dépassements hivernaux fortement influencés par le chauffage résidentiel au bois peuvent avoir un caractère semi-volatil prononcé et des origines plus locales. Enfin, de par l'importance des émissions de dioxyde de soufre ( $\text{SO}_2$ , émis notamment par la combustion de fioul lourd) en amont des masses d'air anticycloniques et la relative lenteur de formation du sulfate d'ammonium, une forte augmentation de la contribution relative de ce composé non-volatil est généralement associée à un épisode

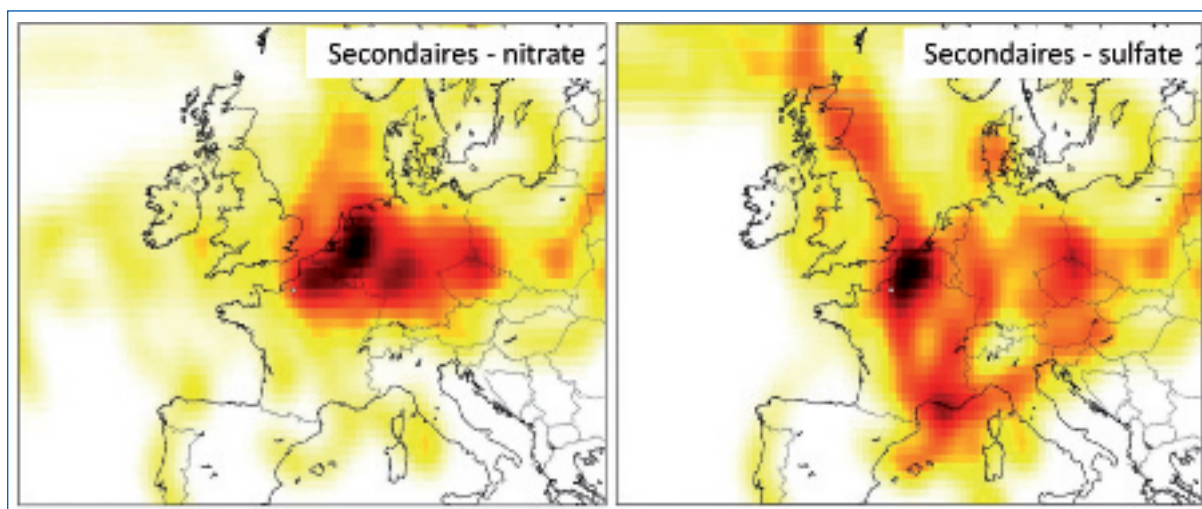


Figure 16.

Analyse par PSCF (*Potential Source Contribution Function*) de l'origine géographique des facteurs secondaires associés au nitrate et au sulfate déterminés par PMF pour la période oct. 2010 à oct. 2011 à Rouen (cf. figure 13).

PSCF (*Potential Source Contribution Function*) analysis of geographical origins of secondary nitrate and sulfate factors as determined by PMF analysis of  $\text{PM}_{10}$  detailed chemical composition in Rouen between October 2010 and October 2011 (cf. figure 13).

d'import. Pour ces raisons, il est actuellement difficile de savoir quelle proportion de la fraction semi-volatile de l'aérosol provient en réalité du transport de masses d'air polluées ou, à l'inverse, de processus de plus petite échelle spatiale.

En revanche, il existe des outils statistiques, de type PSCF (*Potential Source Contribution Function*) par exemple, permettant de relier les mesures physico-chimiques réalisées en un point aux caractéristiques des masses d'air impactant ce point de mesure (origine et vitesse des masses d'air notamment), et ainsi de renseigner sur une probabilité d'origine géographique du polluant considéré. En appliquant ce type d'outil aux facteurs secondaires déterminés par analyse PMF pour le site de Petit-Quevilly (*cf.* figure 13), on constate que la composante majeure des dépassements hivernaux de PM<sub>10</sub> (*i.e.* secondaires-nitrate) semble avoir pour origine géographique principale une zone s'étendant du Nord-Est de la France aux Pays-Bas en passant par la Belgique (figure 16). Comme souligné précédemment, la réussite des plans d'action visant une réduction des concentrations de nitrate d'ammonium semble donc conditionnée à leur intégration à l'échelle interrégionale et subcontinentale. Il en va de même pour la fraction secondaire riche en sulfate d'ammonium, présentant globalement les mêmes origines géographiques (Nord-Est) auxquelles s'ajoutent une zone centrée autour de la mer du Nord, la vallée du Rhône et une zone centrée autour de Fos-Berre (principales zones d'émission nationales de SO<sub>2</sub>).

## Perspectives

Une estimation détaillée de la contribution des apports transrégionaux et transfrontaliers passe par l'utilisation de modèles de chimie-transport robustes, en « éteignant » les émissions locales à l'image des études citées précédemment [*e.g.* Bessagnet *et al.*, 2005 ; Girault *et al.*, 2012], ou des travaux réalisées par les AASQA dans le cadre des travaux d'élaboration des PPA grâce aux plates-formes interrégionales de modélisation. Par ailleurs, certains modèles de chimie-transport sont dotés de modules (dits de « *source apportionment* ») permettant de connaître la contribution de chaque source (typologie et géographie). Si ces modèles fournissent une information intéressante pour identifier des secteurs d'émission clés, les résultats issus de tests prédictifs doivent être analysés avec prudence car de nombreux processus non linéaires ne permettent pas une mise en relation directe entre émissions et concentrations en air ambiant. Ainsi, dans le cadre de l'élaboration d'un plan d'action, la simulation de scénarios avec les modèles de chimie-transport classiques reste une méthode fiable d'évaluation d'une action de réduction d'émissions des polluants. Enfin, dans le cadre de l'application de mesures d'urgence, une autre perspective de développement prometteuse pour l'aide à la décision réside dans la mise en œuvre de techniques de mesures de la composition chimique et de méthodologies d'estimation des sources en temps réel, aujourd'hui disponibles pour des activités d'observations sur le long terme [*e.g.* Ng *et al.*, 2011 ; Petit *et al.*, 2012].

## Remerciements

Les travaux présentés ci-dessus ont été financés par la Direction Générale de l'Energie et du Climat (bureau de la qualité de l'air) du Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie. Les auteurs souhaitent également remercier chaleureusement l'ensemble des personnels des AASQA et des laboratoires d'analyses (INERIS, LSCE, LGGE, LCME) ayant permis l'obtention de ces résultats.

## Références

- Allen G, Sioutas C, Koutrakis P *et al.* Evaluation of the TEOM method for measurement of ambient particulate mass in urban areas, *J. Air Waste Manag. Assoc.* 1997 ; 47 : 682-7.
- Amato F, Pandolfi M, Moreno T *et al.* Sources and variability of inhalable particles in three European cities, *Atmos. Environ.* 2011 ; 45 : 6777-87.
- Aymoz G, Jaffrezo JL, Chapuis D *et al.* Seasonal variation of PM<sub>10</sub> main constituents in two valleys of the French Alps. 1: EC/OC fractions, *Atmos. Chem. Phys.* 2007 ; 7 : 661-75.
- Bessagnet B, Hodzic A, Blanchard O *et al.* Origine of particulate matter pollution episodes in wintertime over the Paris basin, *Atmos. Environ.* 2005 ; 39 : 6159-74.
- Bessagnet B, Menut L, Curci G *et al.* Regional modeling of carbonaceous aerosols over Europe – Focus on Secondary Organic Aerosols, *J. Atmos. Chem.* 2009 ; 61 : 175-202.
- Dall'Osto M, Harrison RM, Coe H *et al.* Real time chemical characterization of local and regional nitrate aerosols, *Atmos. Chem. Phys.* 2009 ; 9 : 3709-20.
- Dall'Osto M, Querol X, Alastuey A *et al.* Presenting SAPUSS: solving aerosol problem by using synergistic at Barcelona, Spain, *Atmos. Chem. Phys. Discuss.* 2012 ; 12 : 18741-815.
- Favez O, Cachier H, Sciare J et Le Moullec Y. Characterization and contribution to PM<sub>2.5</sub> of semi-volatile aerosols in Paris (France), *Atmos. Environ.* 2007 ; 41 : 7969-76.
- Favez O, Cachier H, Sciare J *et al.* Evidence for a significant contribution of wood burning aerosols to PM<sub>2.5</sub> during the winter season in Paris, France, *Atmos. Environ.* 2009 ; 43 : 3640-4.
- Favez O, El Haddad I, Piot C *et al.* Inter-comparison of source apportionment models for the estimation of wood burning aerosols during wintertime in an Alpine city (Grenoble, France), *Atmos. Chem. Phys.* 2010 ; 10 : 5295-314.

- Girault L, Roustan Y et Seigneur C. Air quality modelling : effects of emission reductions on concentrations of particulate matter, poster présenté à l'European Geophysical Union general assembly, 22-27 avril 2012.
- Hamaoui L, Meleux F, Beekmann M *et al.* Improving ammonia emissions in air quality modelling for France, *Atmos. Environ.* Available online 14 August 2012, ISSN 1352-2310, 10.1016/j.atmosenv.2012.08.002.
- Invernizzi G, Ruprecht A, Mazza R *et al.* Measurement of black carbon concentration as an indicator of air quality benefits of traffic restriction policies within the ecopass zone in Milan, Italy, *Atmos. Environ.* 2011 ; 45 : 3522-27.
- LCSQA et AIRPARIF (Blanchard O, Marfaing H). Étude comparative entre le TEOM 1400 et différents préleveurs manuels sur filtre, Rapport INERIS, 2001. ([www.lcsqa.org/thematique/traitements-numeriques/modelisation/etude-comparative-entre-le-teom-1400-et-differents-pr](http://www.lcsqa.org/thematique/traitements-numeriques/modelisation/etude-comparative-entre-le-teom-1400-et-differents-pr))
- LCSQA et AIRPARIF (Le Bihan O et Marfaing H). Procédure d'équivalence : TEOM/FDMS PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub> – campagne de Bobigny, Rapport LCSQA, 2005. ([www.lcsqa.org/system/files/Etude5\\_2005-PM-BOBIGNY-rapport-v3a.pdf](http://www.lcsqa.org/system/files/Etude5_2005-PM-BOBIGNY-rapport-v3a.pdf))
- LCSQA (Le Bihan O) et ATMOPACA. Procédure d'équivalence : TEOM/FDMS PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub> – campagne de Marseille, Rapport LCSQA, 2006a. ([www.lcsqa.org/system/files/TEOM\\_FDMS\\_PM10\\_PM2.5\\_Campagne\\_Marseille\\_vf.pdf](http://www.lcsqa.org/system/files/TEOM_FDMS_PM10_PM2.5_Campagne_Marseille_vf.pdf))
- LCSQA (Mathe F et Herbin B). Démonstration de l'équivalence de la jauge radiométrique MP101M-RST d'Environnement SA, 2006b. ([www.lcsqa.org/system/files/RequivaPM102006+v2.pdf](http://www.lcsqa.org/system/files/RequivaPM102006+v2.pdf))
- LCSQA (Aymoz G et Bessagnet B). Les épisodes de PM<sub>10</sub> en France durant le printemps 2007, 2007. ([www.lcsqa.org/rapport/2007/ineris-emd/episodes-pm10-france-durant-printemps-2007](http://www.lcsqa.org/rapport/2007/ineris-emd/episodes-pm10-france-durant-printemps-2007))
- LCSQA (Aymoz G). Caractérisation chimique des particules, 2008. ([www.lcsqa.org/rapport/2008/ineris/caracterisation-chimique-particules](http://www.lcsqa.org/rapport/2008/ineris/caracterisation-chimique-particules))
- LCSQA (Aymoz G et Chiappini L). Caractérisation chimique des particules : bilan des campagnes de janvier 2008 à janvier 2009, 2009. ([www.lcsqa.org/rapport/2009/ineris/caracterisation-chimique-particules-bilan-campagnes-janvier-2008-janvier-2009](http://www.lcsqa.org/rapport/2009/ineris/caracterisation-chimique-particules-bilan-campagnes-janvier-2008-janvier-2009))
- LCSQA (Favez O, Colette A et Chiappini L). Évaluation de l'impact sur la qualité de l'air des émissions particulières du volcan Eyjafjallajökull au cours du mois d'avril 2010, 2010a. ([www.lcsqa.org/rapport/2010/ineris/evaluation-impact-qualite-air-emissions-particulaires-volcan-eyjafjallajokull-co](http://www.lcsqa.org/rapport/2010/ineris/evaluation-impact-qualite-air-emissions-particulaires-volcan-eyjafjallajokull-co))
- LCSQA (Bessagnet B, Meleux F, Favez O et Chiappini L). Caractérisation chimique des particules – comparaison modèle/mesure, 2010b. ([www.lcsqa.org/rapport/2010/ineris/caracterisation-chimique-particules-comparaison-modelemesure](http://www.lcsqa.org/rapport/2010/ineris/caracterisation-chimique-particules-comparaison-modelemesure))
- LCSQA (Bessagnet B, Debry E, Malherbe L et Favez O). Bilan des mesures PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub> ajustées et évaluation des outils de modélisation, 2010c. ([www.lcsqa.org/rapport/2010/ineris/bilan-mesures-pm10-pm25-ajustees-evaluation-outils-modelisation](http://www.lcsqa.org/rapport/2010/ineris/bilan-mesures-pm10-pm25-ajustees-evaluation-outils-modelisation))
- LCSQA (Beauchamp M, Favez O et Malherbe L). Variabilité spatiale des concentrations de PM<sub>10</sub> autour des sites de proximité automobile : mise en œuvre et exploitation des campagnes de mesure, 2011. ([www.lcsqa.org/rapport/2011/ineris/variabilite-spatiale-concentrations-pm10-autour-sites-proximite-automobile-mise-](http://www.lcsqa.org/rapport/2011/ineris/variabilite-spatiale-concentrations-pm10-autour-sites-proximite-automobile-mise-))
- LCSQA (Favez O et Bhugwant C). Évaluation de la contribution des embruns marins aux dépassements des valeurs limites fixées pour les PM<sub>10</sub> à Saint-Pierre-de-La-Réunion, 2012. ([www.lcsqa.org](http://www.lcsqa.org))
- Ng NL, Herndon SC, Trimborn SC *et al.* An Aerosol Chemical Speciation Monitor for the monitoring of the composition and mass concentrations of ambient aerosols, *Aerosol Sci. Technol.* 2011 ; 45 (7) : 780-94.
- Pandolfi M, Moreno T, Furger M *et al.* Sources and variability of inhalable particles in three European cities, *Atmos. Environ.* 2011 ; 45 : 6777-87.
- Petit JE, *et al.* Long-term observation of PM<sub>1</sub> aerosol chemical composition in the region of Paris, poster présenté à l'European Aerosol Conference, Grenade (Espagne), 2-7 sept. 2012.
- Piot C. Polluants atmosphériques organiques particuliers en Rhône-Alpes : caractérisation chimique et sources d'émission ». Thèse de l'université de Savoie, soutenue le 28/09/2011 ([http://tel.archivesouvertes.fr/docs/00/66/12/84/PDF/35623\\_PIOT\\_2011\\_archivage.pdf](http://tel.archivesouvertes.fr/docs/00/66/12/84/PDF/35623_PIOT_2011_archivage.pdf)).
- Puxbaum H, Caseiro A, Sánchez-Ochoa A *et al.* Levoglucosan levels at background sites in Europe for assessing the impact of biomass combustion on the aerosol European background, *J. Geophys. Res.* 2007 ; 112, D23S05, doi: 10.1029/2006JD008114.
- Rouil L, Honore C, Vautard R *et al.* PREV'AIR : an operational forecasting and mapping system for air quality in Europe, *BAMS* 2009, DOI: 10.1175/2008BAMS2390.1.
- Wiedensohler A, Birmili W, Rasch F *et al.* Effects of the low emission zone on black carbon and ultrafine particles in Leipzig, présentation donnée à l'European Aerosol Conference, Grenade (Espagne), 2-7 sept. 2012.
- Wilson WE, Grover BD, Long RW *et al.* The measurement of fine particulate semivolatile material in urban aerosols, *J. Air Waste Manag. Assoc.* 2006 ; 56 : 207-15.
- Zhang B et Tao FM. Direct homogeneous nucleation of NO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O and NH<sub>3</sub> for the production of ammonium nitrate particles and HONO gas, *Chem. Phys. Lett.* 2010 ; 489 : 143-7.

# Particul'Air : étude inter-régionale de la pollution particulaire en zone rurale

## Particul'Air: interregional study of particulate pollution in rural environments

C. PIOT<sup>(1,2)</sup>, J.L. BESOMBES<sup>(1)</sup>, J.L. JAFFREZO<sup>(2)</sup>, J. COZIC<sup>(2)</sup>, C. LEGRAND<sup>(3)</sup>, D. CHAPUIS<sup>(4)</sup>, M. CORRON<sup>(5)</sup>, X. VILLETARD<sup>(6)</sup>, S. PELLIER<sup>(7)</sup>, P. COLIN<sup>(8)</sup>, R. FEUILLADE<sup>(9)</sup>, A. GAZEAU<sup>(10)</sup> et A. HULIN<sup>(10)</sup>

### Mots-clés

Zone rurale, étude de grande ampleur, composition chimique des aérosols, quantification des sources.

### Keywords

Rural environments, large scale study, aerosols chemical composition, source apportionment.

### Introduction

La France est le premier pays consommateur de bois-énergie en Europe, essentiellement grâce au chauffage domestique qui représente une consommation annuelle de 7,3 millions de TEP. La filière bois est aujourd'hui la principale source de biomasse consommée. Concernant la qualité de l'air, la combustion de biomasse à des fins de chauffage représente, à l'échelle nationale et selon les évaluations actuelles, 21 % des émissions totales de particules PM<sub>10</sub>, 34 % des PM<sub>2,5</sub> et 66 % des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) (source CITEPA, inventaire national 2009). Or la loi-programme issue du Grenelle prévoit un volet « air » permettant de s'assurer du respect des objectifs liés à la qualité de l'air ambiant. De plus, il est important de noter que les problèmes de qualité de l'air sont souvent liés à la proximité géographique des sources d'émissions.

Afin d'atteindre de façon cohérente les objectifs de qualité de l'air et développement du bois-énergie, il apparaît donc nécessaire de pouvoir quantifier localement les contributions des différentes sources, dont la combustion de biomasse, sur les niveaux de particu-

les et de HAP réellement observés. La quantification de l'influence des sources d'émissions de particules et de HAP sur la qualité de l'air peut être abordée par une description de la composition des particules et par la recherche de traceurs de sources ou de signatures chimiques caractéristiques. Elle s'appuie donc également sur la confrontation de la caractérisation chimique des particules obtenue en atmosphère ambiante avec celles obtenues à l'émission des principales sources que ce soit *via* des données de la littérature ou *via* la réalisation d'études spécifiques.

Les études récentes réalisées en Europe identifient généralement quatre sources majeures pour les PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub> : les transports routiers, la remise en suspension des particules du sol, les différentes sources de combustion, et les processus de formation des aérosols secondaires. À ces sources principales peuvent s'ajouter d'autres processus d'émission selon les typologies des sites de mesure (embruns marins, émissions agricoles...). Ces différentes contributions peuvent alors varier fortement selon les sites étudiés.

Depuis quelques années, un certain nombre de programmes de recherche a été mené en France pour considérer la chimie des PM avec la volonté d'en

(1) Université de Savoie, LCME, campus scientifique, 73376 Le Bourget-du-Lac cedex, France.

(2) UJF-Grenoble 1/CNRS, LGGE UMR 5183, 54 rue Molière, 38402 Saint-Martin-d'Hères, France.

(3) Air C.O.M, Immeuble Pentacle, avenue de Tsukuba, 14209 Hérouville-St-Clair cedex, France.

(4) Air-APS, Savoie Technolac – BP 339, 73377 Le Bourget-du-Lac cedex, France.

(5) Air Breizh, 3 rue du Bosphore, 35200 Rennes, France.

(6) ATMO Franche-Comté, 15 rue Mégevand, 25000 Besançon, France.

(7) ATMO Auvergne, 25 rue des Ribes, 63170 Aubière, France.

(8) LIG'AIR, 3 rue du Carbone, 45100 Orléans, France.

(9) LIMAIR, 4 rue Atlantis – Parc Ester Technopole, BP 6845, 87068 Limoges cedex, France.

(10) ATMO Poitou-Charentes, 12 rue Fresnel, ZI de Périgny/La Rochelle, 17184 Périgny Cedex, France.

déduire les origines. La majorité de ces programmes a pris place dans des zones urbaines (ESCOMPTE – Marseille, MEGAPOLI – Paris, FORMES – Grenoble et Marseille...). Certains ont été conduits dans des zones plus spécifiques (sites d'altitude *via* le programme d'observatoires PAES, vallées alpines (POVA)...). Bien que quelques-uns de ces programmes aient comporté des mesures sur sites ruraux, notre connaissance à la fois des caractéristiques des PM dans ce type de milieu et de l'impact sur les teneurs atmosphériques des sources d'émission, et particulièrement des sources diffuses de combustion de biomasse, reste encore très faible. La littérature [par exemple Puxbaum *et al.*, 2007 ; Putaud *et al.*, 2004 et 2010] donne cependant des indications intéressantes. Ainsi, il apparaît qu'en zones rurales, les particules sont issues de plusieurs sources diffuses appartenant à l'ensemble des sources déjà mentionnées. Une spécificité de ce type de milieu est aussi que la part des particules liées à une combustion est fortement représentée en période hivernale par le chauffage des logements et en particulier par la combustion du bois.

Le programme Particul'Air a ainsi été proposé afin d'améliorer la connaissance des niveaux de concentrations et des sources de particules et de HAP dans ces zones rurales, encore très peu investiguées en France. Les objectifs plus spécifiques étaient :

- d'une part, de caractériser la pollution particulaire (niveaux, composition chimique, évolution annuelle, particularités régionales...);
- d'autre part, d'étudier l'influence dans ce type de milieux des différentes sources de particules ; un intérêt particulier est porté à ce titre à l'étude des traceurs du chauffage au bois, source potentiellement importante de particules et de HAP.

## Méthodologie

La méthodologie proposée présente l'intérêt de coordonner, pour la première fois, des travaux d'observation et de caractérisation de la pollution particulaire en milieu rural dans huit régions en utilisant des protocoles et des calendriers identiques. Cette coordination, assurée par l'ADEME, a été permise par le travail commun sur l'ensemble des étapes du projet de huit Associations Agréées pour la Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA) : Airbreizh, Airaps, Aircom, Atmo Auvergne, Atmo Franche-Comté, Atmo Poitou-Charentes, Lig'Air, Limair ; et de deux laboratoires de recherche : laboratoire de Chimie Moléculaire et Environnement (université de Savoie) et laboratoire de Glaciologie et Géophysique de l'Environnement (université Joseph Fourier-Grenoble, CNRS).

Cette large collaboration inter-AASQA a permis de prendre en compte un nombre important de sites de mesure, assurant à travers le nombre des campagnes et la diversité des sites la représentativité de l'étude. Les sites de mesures ont été choisis selon des critères communs sur neuf communes rurales allant de l'Ouest à l'Est de la France (Figure 1). Ils ont fait l'objet de mesures horaires de particules (PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub>) et de dix campagnes de sept prélèvements journaliers des PM<sub>10</sub> sur filtres menées simultanément sur les neuf sites de mars 2009 à février 2010. La diversité des analyses réalisées permet une large caractérisation chimique des particules : de la fraction globale des PM<sub>10</sub> à des spéciations fines des fractions métalliques et organiques. Des travaux complémentaires de caractérisation des sites de prélèvement ont également été menés, avec notamment les réalisations de l'inventaire d'émissions à l'échelle communale et

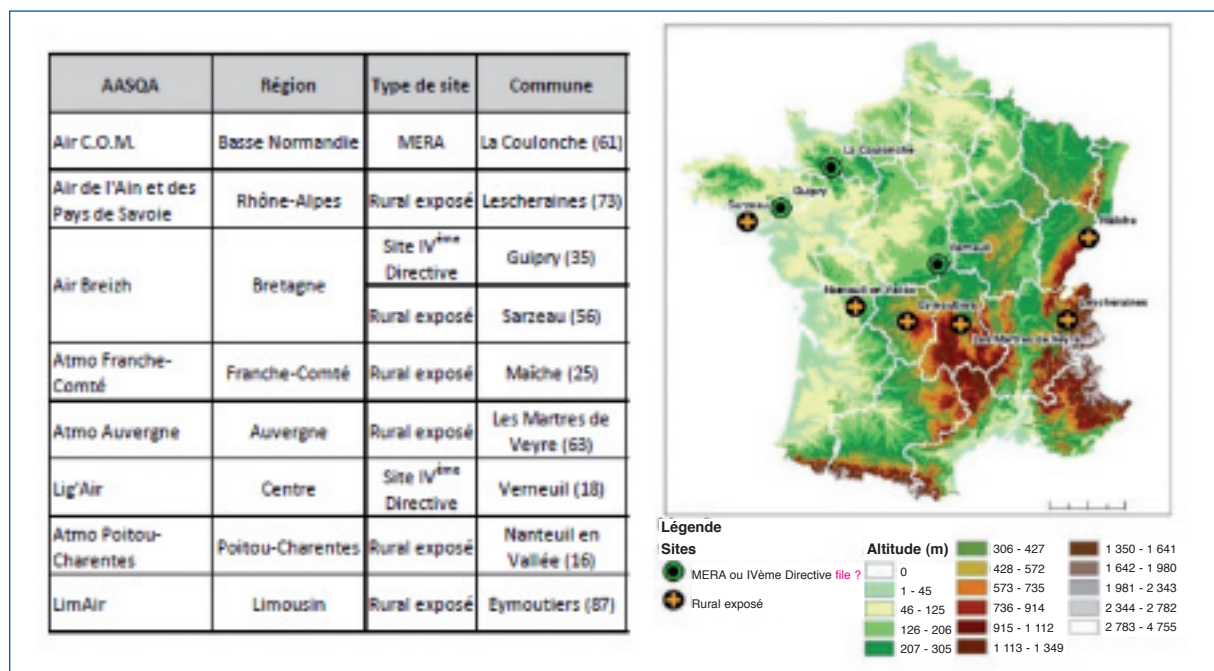


Figure 1.

Présentation et localisation des sites de prélèvements avec fond relief (bd alti, ign).  
Presentation and location of sampling sites (bd alti, ign).

d'une enquête sur les pratiques de chauffage résidentiel sur chacune des communes de l'étude.

La base de données ainsi acquise présente une ampleur extrêmement importante, portant sur l'analyse de plus de 900 filtres ; elle est à ce jour l'une des bases européennes de ce type les plus conséquentes.

### Inventaires des émissions locales

À partir des résultats de l'enquête et de statistiques locales, un inventaire d'émissions de particules, spécifique à l'étude, a été élaboré sur les neuf communes concernées. L'inventaire d'émission a montré l'importance sur ces communes des émissions du secteur agricole pour les particules les plus grosses (>10 µm), et celui du secteur résidentiel rejetant en moyenne sur l'ensemble des sites 55 % des PM<sub>2,5</sub> principalement en raison de la combustion biomasse pour le chauffage. Sur ces territoires, le secteur des transports routiers ne représente quant à lui qu'une faible proportion des émissions (10 % en moyenne). Enfin, l'industrie, partiellement identifiée sur les communes,

peut contribuer sur certains sites aux émissions de particules de manière non négligeable.

D'autre part, les enquêtes menées au niveau local ont permis de mieux préciser l'usage du bois de chauffage dans le secteur résidentiel qui peut représenter jusqu'à 50 % des foyers sondés pour le chauffage principal, jusqu'à 24 % pour le chauffage d'appoint et jusqu'à 14 % pour le chauffage d'agrément. Ceci a conduit à une réévaluation à la hausse des quantités de bois consommées mal évaluées par les méthodes classiques généralement mises en œuvre. Enfin, l'étude a montré qu'une très faible proportion d'appareils performants était utilisée (seulement 11 % d'appareils labellisés Flamme Verte) sur ces communes.

### Composition chimique et polluants réglementés

Les caractérisations chimiques des PM<sub>10</sub> montrent que la matière organique est en moyenne quasi systématiquement la composante majeure (figure 2)

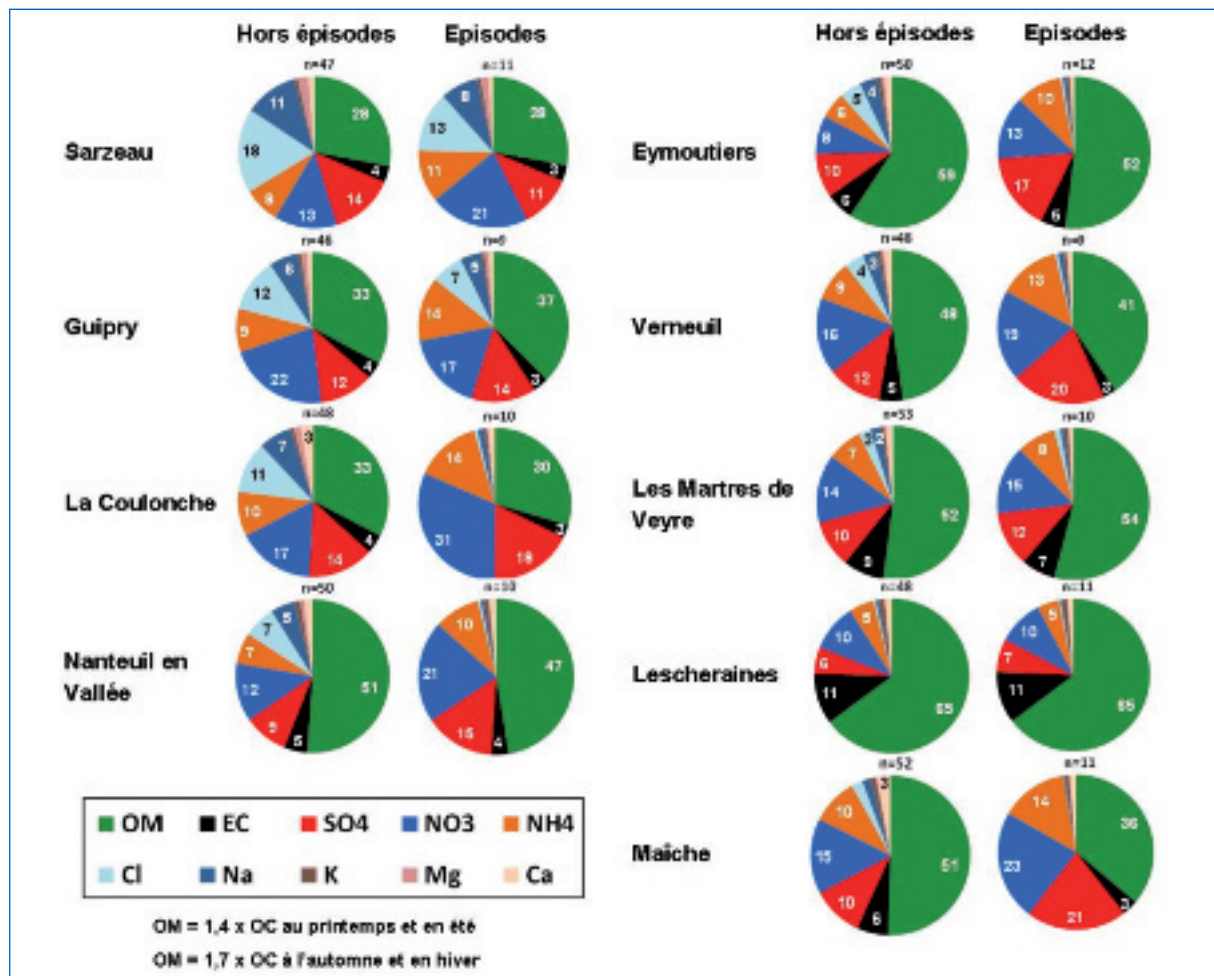


Figure 2.

Composition chimique globale moyenne de la masse de PM<sub>10</sub> identifiée (en %) en périodes d'épisodes de pollution particulaire et hors épisodes.

Comparison of global chemical composition of PM<sub>10</sub> for the identified mass (%) for PM<sub>10</sub> episodes and out of episodes.



et sa part augmente assez nettement en hiver, surtout sur les sites « influencés ». Par contre, une très large augmentation de la part des ions nitrate, ammonium, et sulfate est observée systématiquement pendant les épisodes de fortes concentrations en  $PM_{10}$ . Seul le site de Lescheraines se distingue, avec une très nette augmentation de la fraction de matière organique lors de tels épisodes.

De plus, de forts couplages entre composition chimique et paramètres météorologiques ont été mis en évidence, avec un large impact de la température sur les concentrations en ions nitrate, ammonium (et sulfate dans une moindre mesure) ou sur les concentrations en lévoglucosan, un traceur de l'impact de la combustion de biomasse.

Le nombre et la répartition géographique des sites permettent de faire apparaître également des phénomènes de grande échelle. Ainsi sont observés des épisodes très corrélés entre les sites pour les nitrates, sulfate et ammonium, l'augmentation des concentrations de EC et OC d'ouest en est ou *a contrario*, la diminution spectaculaire des concentrations des espèces marines selon un transect ouest-est.

Bien que la comparaison stricte à la réglementation européenne ne soit pas possible compte tenu d'une représentativité temporelle des mesures non conforme à ce qu'imposent les directives européennes, les mesures des polluants réglementés ( $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$ , Benzo(a)Pyrène et métaux lourds) indiquent que les concentrations ne sont généralement pas problématiques au regard des normes. Le site de Lescheraines, localisé en fond de vallée en région Rhône-Alpes, fait toutefois exception à ce constat, tant pour les particules que pour le Benzo(a)pyrène (BaP). Sur ce site, l'étude des profils verticaux de température issus de Arome (Application de la Recherche à l'Opérationnelle à Mésoéchelle, modèle prévisionniste de Météo-France sur une maille de 2,5 km) met bien en évidence l'influence possible des inversions de température dans le cas d'épisodes de fortes concentrations en particules et BaP. Les résultats montrent que :

- la mesure des particules et du BaP indique qu'il n'y a pas de problématique de pollution d'ampleur nationale en zone rurale liée à l'utilisation du bois comme source d'énergie, puisque pratiquement tous les sites respectent les valeurs réglementaires définies, à l'exception de Lescheraines (Rhône-Alpes) ;
- il est en revanche improbable que ce dernier site respecte la valeur cible pour le BaP, tant les niveaux de concentrations peuvent être élevés. La caractérisation chimique des particules sur Lescheraines indique en l'état que la combustion du bois est la principale source des émissions mais n'a pas permis de définir la part de responsabilité entre le secteur industriel et domestique (notamment le chauffage au bois et le brûlage de déchets par l'artisanat et les populations locales).

Ce cas de Lescheraines met en exergue la nécessité de mieux connaître la situation des « petits émet-

teurs » industriels, nombreux et disséminés sur le territoire, vis-à-vis du contexte réglementaire des émissions ou en vue d'une action des pouvoirs publics plus ciblée. À ce titre, la représentativité de ce site par rapport aux sites de fond de vallée est une question qui reste ouverte.

## Quantification des sources

Des outils ont été mis en œuvre pour tenter de déterminer les contributions des sources primaires à la constitution des  $PM_{10}$  à travers des approches de type « CARA » puis CMB (*Chemical Mass Balance*) (figure 3). Ils ont permis de montrer que la part des sels marins représente de 1 à 16 % de la masse des  $PM_{10}$ , avec une forte décroissance d'ouest en est. Les estimations de la part crustale sont différentes selon la méthodologie employée. Elle est en moyenne de 4 % de la masse des  $PM_{10}$  avec la méthode basée sur les concentrations en calcium soluble et de 15 % avec celle basée sur les métaux. Pour tous les sites, l'influence de la combustion de biomasse est très supérieure à celle des sources véhiculaires dans l'apport de matière organique. En revanche, la source véhiculaire est très dominante pour la contribution en EC. De plus, les approches qualitatives de type ratio-ratio semblent montrer que ces deux types de sources expliquent pour une grande part les concentrations en HAP sur ces sites ruraux.

L'approche CMB mise en œuvre à partir des méthodologies développées dans le programme FORMES [El Haddad *et al.*, 2011 ; Favez *et al.*, 2010] a permis d'élargir et d'affiner le panel des sources étudiées. Cette approche a pu être appliquée sur les campagnes hivernales pour lesquelles une caractérisation chimique fine de la matière organique a été conduite. Les contributions de ces sources sont variables suivant les campagnes et les sites (figure 3), mais de manière générale les sources primaires anthropiques telles que la combustion de biomasse et les émissions véhiculaires peuvent contribuer assez fortement aux niveaux moyens des concentrations en  $PM_{10}$ . La part secondaire de l'aérosol apparaît également particulièrement importante sur la majorité des sites étudiés, même en période hivernale, et peut représenter jusqu'à plus de 50 % de la masse des PM.

Finalement, une partie du travail a consisté à étudier plus en détails une quinzaine d'épisodes spécifiques (Rapport final du programme ADEME-Particul'Air, 2011), choisis généralement sur la base des valeurs de  $PM_{10}$ . Beaucoup de ces épisodes se révèlent être associés à des origines marines ou encore caractérisés par de fortes concentrations en espèces ioniques secondaires (nitrate, sulfate, ammonium). D'autres sont liés à des augmentations de la part de matière organique, dont la plupart présente des caractéristiques typiques liées à des processus de vieillissement. Cependant, l'étude de la

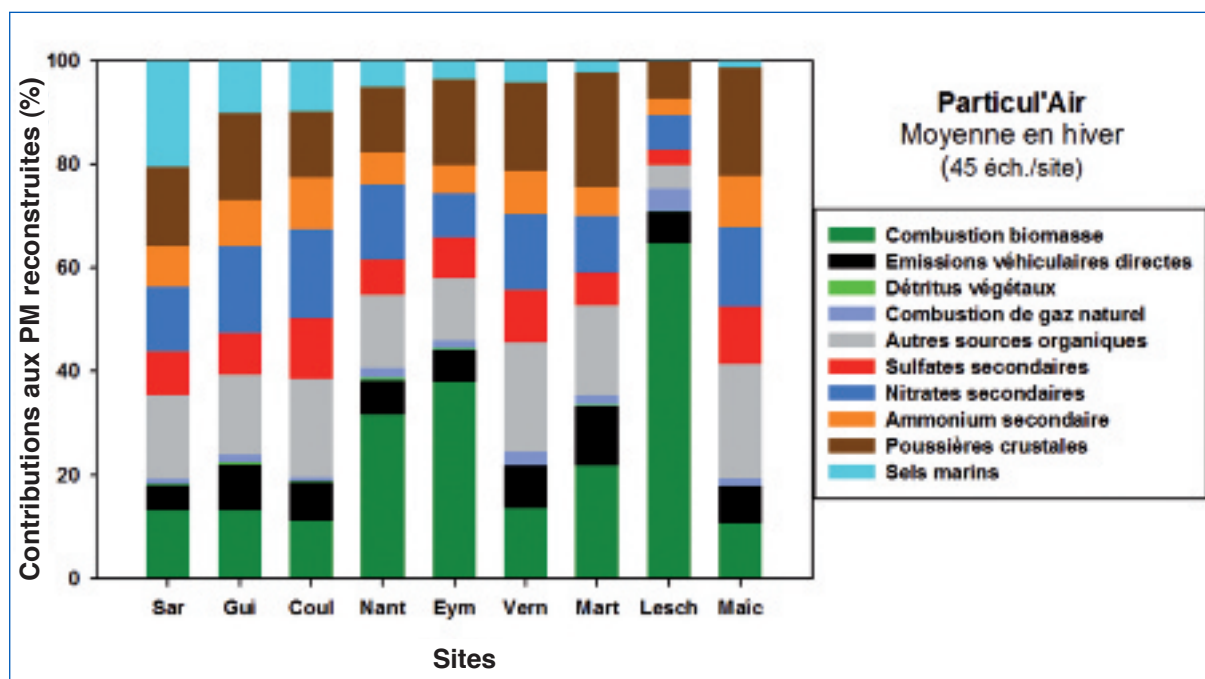


Figure 3.  
Contributions moyennes des sources aux  $PM_{10}$  reconstituées par CMB par sites (en %).  
Average contributions of sources to  $PM_{10}$  estimated by CMB for each site (%).

matière organique a permis de mettre en évidence l'influence de phénomènes locaux sur l'avènement de certains de ces épisodes.

## Perspectives

Les résultats obtenus ont vocation *in fine* à guider au mieux les pouvoirs publics en ce qui concerne les types de zones rurales pour lesquelles des actions sur les émissions de particules et HAP sont nécessaires et, dans ce cas, sur les sources à l'origine des niveaux de polluants observés.

L'implication forte des différents partenaires a permis d'atteindre les objectifs du programme Particul'Air et ceci dans le calendrier initialement fixé. La richesse des résultats obtenus contribue très fortement à une meilleure connaissance à la fois des niveaux et de la composition chimique des  $PM_{10}$  et des sources de particules en zones rurales. Elle a de plus permis de mettre en lumière les voies de développement nécessaires pour améliorer encore notre

expertise dans ces domaines. Dans un contexte d'importantes évolutions réglementaires et scientifiques, ce programme a bénéficié de la forte complémentarité entre, d'une part, les acteurs opérationnels et locaux que constituent les AASQA et, d'autre part, les laboratoires de recherche engagés dans cette thématique.

Parmi les développements nécessaires, on note en particulier le besoin de mieux comprendre l'origine de la fraction secondaire des particules, non prise en compte dans les inventaires d'émission de particules primaires. Ce besoin est renforcé pour la matière organique, afin d'identifier des leviers d'actions pertinents et efficaces.

De nombreuses autres pistes sont proposées pour une valorisation plus complète de ce travail. Ces pistes incluent des actions en relation avec les inventaires d'émissions, la valorisation de cette base de données en liaison avec des travaux de modélisation déterministe, et à la valorisation scientifique de ce travail, qui semble indispensable dans le contexte européen.

## Références

- El Haddad I, Marchand N, Wortham H *et al.* Primary sources of  $PM_{2.5}$  organic aerosol in an industrial Mediterranean city, Marseille. *Atmos. Chem. and Phys.* 2011 ; 11 : 2039-58.
- Favez O, El Haddad I, Christine P *et al.* Inter-comparison of source apportionment models for the estimation of wood burning aerosols during wintertime in an Alpine city (Grenoble, France). *Atmos. Chem. and Phys.* 2010 ; 10 : 5295-5314.

- Putaud JP, Van Dingenen R, Dell'Acqua A *et al.* Size-segregated aerosol mass closure and chemical composition in Monte Cimone (I) during MINATROC. *Atmos. Chem. and Phys.* 2004 ; 4 : 889-902.
- Putaud JP, Van Dingenen R, Alastuey A *et al.* A European aerosol phenomenology – 3: Physical and chemical characteristics of particulate matter from 60 rural, urban, and kerbside sites across Europe. *Atmos. Environ.* 2010 ; 44 : 1308-20.
- Puxbaum H, Caseiro A, Sánchez-Ochoa A *et al.* Levoglucosan levels at background sites in Europe for assessing the impact of biomass combustion on the European aerosol background. *J. Geophys. Res.* 2007 ; 112 : D23S05.

### Remerciements

Cette étude a été financée en partie par l'ADEME. Les auteurs remercient chaleureusement l'ensemble des personnels des AASQA et des laboratoires ayant participé à cette étude.



# Origine des particules fines (PM<sub>2.5</sub>) en Ile-de-France

## Sources of fine aerosols (PM<sub>2.5</sub>) in the region of Paris

Véronique GHERSI<sup>(1)</sup>, Amandine ROSSO<sup>(1)</sup>, Sophie MOUKHTAR<sup>(1)</sup>, Karine LÉGER<sup>(1)</sup>  
Jean SCIARE<sup>(2)</sup>, Michaël BRESSI<sup>(2)</sup>, José NICOLAS<sup>(2)</sup>, Anaïs FERON<sup>(2)</sup>, Nicolas BONNAIRE<sup>(2)</sup>

### Résumé

Dans une région marquée par des dépassements chroniques des valeurs réglementaires à proximité du trafic routier et certaines années en fond au centre de l'agglomération, l'identification des sources de particules fines est indispensable à la mise en place de politiques visant à diminuer leurs concentrations en Ile-de-France. Airparif a mis en œuvre, en collaboration avec le LSCE (Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement), une vaste étude de caractérisation chimique des particules afin d'améliorer nos connaissances sur l'origine géographique et la contribution des différentes sources d'émission aux niveaux de particules mesurés en Ile-de-France. Menée grâce au soutien financier de l'État, de la Région Ile-de-France, de la Ville de Paris, du CNRS et du CEA, les résultats doivent aider à l'identification de mesures appropriées pour faire baisser les teneurs en particules dans l'environnement. Elle a été pilotée par Airparif et menée en partenariat avec le LSCE. Airparif et le LSCE ont souhaité que cette étude puisse être expertisée tout au long de sa mise en œuvre par un comité scientifique composé d'experts français et européens de Berlin, Londres et Barcelone, ainsi que de représentants institutionnels français. La campagne de mesure, d'une durée d'un an, avec des prélèvements journaliers, s'est déroulée du 11 septembre 2009 au 10 septembre 2010 sur six sites répartis en Ile-de-France [1]. Elle est essentiellement ciblée sur les particules fines PM<sub>2.5</sub>, compte tenu de leur impact néfaste sur la santé mais également parce qu'elles représentent en moyenne 70 % de la masse totale des particules PM<sub>10</sub>.

L'étude s'appuie sur une méthodologie développée à Berlin [2]. Elle repose sur le couplage de mesures de concentrations de particules sur six stations réparties à travers l'Ile-de-France avec analyse de leur composition chimique, de données météorologiques et de données d'inventaire d'émissions (régionales et européennes). Les analyses chimiques, réalisées ici par le LSCE, portent sur la masse totale des aérosols, carbone organique, carbone élémentaire, ions, métaux et traceurs organiques dont le lévoglucosan, traceur de la combustion de biomasse. Les résultats portent d'une part sur l'origine géographique et d'autre part sur les sources de particules à proximité du trafic ou dans le fond urbain.

Cette étude permet donc pour la première fois en Ile-de-France de quantifier et de définir la part de la production locale de particules par rapport aux apports résultant de la pollution transfrontière. À proximité de la circulation, cette étude montre que les particules fines PM<sub>2.5</sub> proviennent en majorité d'une production francilienne (60 %) avec une part importante (40 %) et stable (sur l'année) du trafic routier. Dans l'agglomération parisienne, et en situation éloignée du trafic routier, les particules proviennent à près de 70 % de pollutions transfrontières. En revanche, dans les 30 % produits localement, le chauffage au bois représente une source importante de PM<sub>2.5</sub>, quasi équivalente au trafic. Cette contribution est particulièrement significative puisque selon le Ceren<sup>(3)</sup>, le bois ne représente que 5 % des combustibles utilisés pour le chauffage résidentiel et qu'il produit plus de 80 % des émissions de particules fines par ce secteur.

Cette étude montre qu'**améliorer la qualité de l'air sur l'ensemble de l'agglomération parisienne et respecter les réglementations ne peuvent être obtenus qu'au prix d'actions complémentaires**, à différentes échelles et sur différentes sources :

- À proximité directe du trafic routier, de manière chronique et pas uniquement pendant les pics de pollution. La stabilité de la contribution du trafic au cours de l'année, associée à la récurrence un jour sur deux des dépassements de la valeur limite (en proximité du trafic), plaide pour des mesures de réduction chroniques et à large échelle plus que pour des mesures ponctuelles en cas d'épisode de pollution. Des mesures de réductions permanentes présenteraient de plus l'avantage de faire baisser le nombre et l'intensité des épisodes de pollution.
- Dans l'agglomération en général par des actions sur le trafic et le chauffage résidentiel, en particulier par des mesures sur le chauffage au bois et sur le diesel.
- À l'échelle de la France et de l'Europe pour limiter la part des particules provenant de l'import.

### Mots-clés

Aérosols, composition chimique, PM<sub>2.5</sub>, contribution des sources.

(1) Airparif, Surveillance de la Qualité de l'Air en Ile-de-France – 7 rue Crillon, 75004 Paris – Adresse e-mail : [veronique.gherisi@airparif.asso.fr](mailto:veronique.gherisi@airparif.asso.fr)

(2) Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement (LSCE), CNRS-CEA – CEA Orme des Merisiers – 91191 Gif-sur-Yvette, France – Adresse e-mail : [jean.sciare@lsce.ipsl.fr](mailto:jean.sciare@lsce.ipsl.fr)

(3) Ceren : Centre d'Études et de Recherches Économiques sur l'Énergie.

### Abstract

It is now well accepted that particles, especially fine particles (PM<sub>2.5</sub>), have important adverse health effects. Moreover, the levels measured in the Ile-de-France region have been relatively stable in recent years. These levels lead to chronic exceedances and litigations with the European commission for non-compliance with the PM<sub>10</sub> directive. However, the definition and the implementation of effective measures to reduce Ile-de-France particle levels require a good knowledge on the origins and sources of these particles.

In this context, Airparif and the LSCE have conducted a characterization study of the Ile-de-France fine aerosols. The study is based on the Lenschow methodology developed in Berlin [2] and exploits the chemical composition results measured at a traffic site (ring road Porte d'Auteuil), at one urban site (Paris) and at three background rural sites, located in northwest, northeast and south of the Ile-de-France.

Performed in the Ile-de-France region, this study confirmed the Lenschow method relevancy and allowed the build up of a large PM<sub>2.5</sub> daily database. This database provides a very detailed chemical composition of the fine particles over a year on six sites in Ile-de-France. It also provides data on the chemical composition of PM<sub>10</sub> for the same period at the urban site and the traffic site.

The first result coming out from this study concerns the particle level distribution according to the geographical particle origin, measured near traffic sites and urban areas, and associated sources.

On an annual average, the geographical origin of particle concentrations measured at the traffic site (ring road Porte d'Auteuil) can be summarized as follow:

- Approximately 60% of the PM<sub>2.5</sub> annual concentration is from the Ile-de-France region itself: nearly 40% is due to the direct emissions of the Paris ring road traffic and 20% originates from the global Paris area pollution (urban background). Local actions can be proposed to decrease these contributions of the PM<sub>2.5</sub> concentrations.

- 40% of PM<sub>2.5</sub> levels measured is imported (*i.e.* advected on the region of Paris). National and European actions should be considered here to reduce this contribution.

- On an annual average, at the traffic site (near the ring road Porte d'Auteuil), about 40% of the PM<sub>10</sub> concentrations is from the local traffic generated by the axis close to the station.

The study also established the major sources contributing to PM<sub>2.5</sub> particle levels:

- Road traffic emissions, whether of local/regional origin or imported over the region (contributing over 50% on the Auteuil traffic site of which 90% are from the Paris region traffic).

- The residential heating and especially wood burning. Residential wood burning is responsible for nearly 30% of PM<sub>2.5</sub> concentration observed in winter at the urban background, while it represents only 5% of the energy consumption of the residential sector. Results on levoglucosan (wood smoke organic marker) measurements confirm the importance of the contribution of this combustible.

- Agriculture, industry and road traffic are the main contributors to secondary inorganic precursors. These compounds are composed by 80% imported, 15% produced from the urban area and 5% from the local traffic. However, chemical reactions resulting in the emission of secondary particles are complex and the link between lower gaseous precursor's emissions and its impact on particle levels is not straightforward.

### Keywords

Aerosols, chemical composition, PM<sub>2.5</sub>, source apportionment.

### Introduction

Les particules ont un effet néfaste reconnu sur la santé et c'est pourquoi elles sont réglementées. Le programme européen CAFE (*Clean Air For Europe*) estime que les PM<sub>2.5</sub> présentes dans l'atmosphère, sur la base des émissions de l'année 2000, entraînent en Europe une perte annuelle de 3,7 millions d'années de vie et environ 348 000 décès prématurés [3]. Les principaux effets mis en évidence sont des troubles cardio-respiratoires pouvant survenir à court ou à long terme. À ce jour, il n'a pas été mis en évidence de seuil en dessous duquel les particules seraient inoffensives. En revanche, les concentrations accrues de particules augmentent les risques d'effets délétères. Or, en Ile-de-France, la plupart des valeurs réglementaires sont dépassées tous les ans. Plusieurs

millions de Franciliens sont concernés et, comme d'autres États membres, la France est en situation de contentieux avec l'Europe pour non-respect de la directive pour les particules PM<sub>10</sub>.

Dans ce contexte, la définition et la mise en place de plans d'actions nécessitent l'identification de mesures appropriées pour faire baisser les teneurs en particules dans l'environnement et donc une bonne connaissance de la responsabilité des différentes sources de particules. Une des difficultés réside dans le fait qu'il n'existe pas de relation directement proportionnelle entre les émissions de particules et leurs concentrations dans l'air qui dépendent de nombreux facteurs, notamment météorologiques et chimiques.

Une autre grande difficulté pour appréhender les sources des particules provient de la diversité même

de ces sources. Les particules sont des polluants complexes qui peuvent être directement émis dans l'atmosphère (particules primaires), ou provenir de la transformation dans l'atmosphère de polluants gazeux (particules secondaires). Elles peuvent de plus être transportées sur de longues distances et être remises en suspension une fois déposées au sol. De plus, les particules se composent de nombreuses substances et ne constituent pas une espèce chimique unique et homogène.

Ainsi, la composition chimique des particules apporte, à elle seule, des informations précieuses concernant leurs sources. En zone urbaine, les espèces carbonées présentes dans les particules sont majoritairement issues de la combustion incomplète (trafic, chauffage...) tandis que les composés inorganiques peuvent être d'origine naturelle (poussières terrigènes, sels de mer), ou anthropique (formés par des processus physiques comme l'abrasion des routes, des pneus, des freins...), ou d'origine secondaire issus de la transformation photochimique de composés gazeux (acide nitrique, dioxyde de soufre, et ammoniac) principalement émis par les industries, le trafic et l'agriculture (épandage d'engrais).

#### Les espèces ioniques

Parmi les espèces ioniques mesurées dans les particules, une distinction peut être faite entre les sels marins ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{ss-SO}_4^{2-}$ ,  $\text{ss-K}^+$ ,  $\text{ss-Ca}^{2+}$ ) et les autres sels. Certaines espèces sont d'origine primaire (tel que  $\text{K}^+$ , qui peut être un traceur de combustion de la biomasse) ou secondaire ( $\text{ss-SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NH}_4^+$ , ou  $\text{NO}_3^-$ , qui se forment à partir des gaz présents dans l'atmosphère : oxydes d'azote, dioxyde de soufre et ammoniac).

#### Les espèces carbonées

Le carbone est présent principalement sous deux formes : le carbone élémentaire (EC) et le carbone organique (OC). La somme du carbone élémentaire et du carbone organique constitue le carbone total (CT).

- Le carbone élémentaire EC ou *black carbon*, BC (suivant la méthode de mesure utilisée) correspond au carbone graphitique amorphe et absorbant. Il est primaire et d'origine anthropique. Il est principalement issu de toutes les combustions incomplètes, qu'elles soient de combustibles fossiles (charbon, gazole,

essence, kérosène, gaz naturel...) ou renouvelables (bois, biomasse), ainsi que des débris de matériaux carbonés relargués par les activités humaines comme les débris de pneus. C'est un bon traceur des activités anthropiques, en particulier du trafic routier.

- Le cœur de l'aérosol, constitué de carbone élémentaire, est généralement entouré d'une pellicule composée d'un mélange complexe de composés organiques. On parle alors de carbone organique (OC). Dans les particules atmosphériques, le carbone organique se trouve sous la forme de matière organique particulaire (OM). Ce terme (OM) désigne l'ensemble constitué par le carbone et les autres atomes constituant cette matière (oxygène, hydrogène, azote, soufre...). La teneur en OM est estimée en multipliant la teneur en carbone organique par un coefficient, généralement compris entre 1,6 et 2,0 selon le degré d'oxydation de l'aérosol organique suite à son vieillissement dans l'atmosphère. La matière organique a des origines plus diverses que le carbone élémentaire. Elle peut être d'origine anthropique, essentiellement formée lors des combustions incomplètes directement à l'émission, soit par conversion des gaz présents dans les fumées. Elle peut également être constituée de particules biogéniques primaires ou secondaires.

#### Les poussières minérales

Les poussières minérales sont essentiellement d'origine terrigène (érosion des sols et remise en suspension).

Le Tableau I résume ces éléments.

À l'image d'autres capitales européennes telles que Londres et Berlin, où d'importantes études de caractérisation chimique des sources de particules ont été menées (et sur lesquelles ont d'ores et déjà été basés des plans d'actions locaux), l'amélioration des connaissances des particules dans l'agglomération parisienne est la principale motivation de cette étude.

Cette étude doit aider à l'identification de mesures appropriées pour faire baisser les teneurs en particules en Ile-de-France à travers un double objectif :

- déterminer la proportion de particules émise localement par le trafic, de celle produite par l'agglomération parisienne et celle importée d'autres régions en France ou d'Europe ;

Tableau I.  
Origine primaire et secondaire des différentes espèces chimiques constituant les particules.  
*Primary and secondary origins of the main chemical components of PM.*

	Ions de sels de mer	Autres ions	Carbone élémentaire (EC)	Carbone organique (OM)	Poussières minérales
Primaires	X	X	X	X	X
Organiques secondaires				X	
Inorganiques secondaires		X			

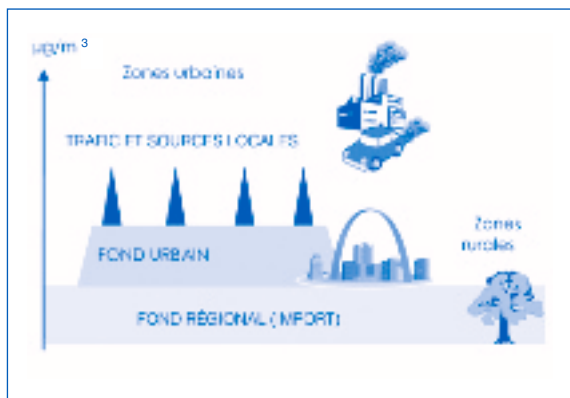


Figure 1.

Schéma du profil vertical des concentrations de  $PM_{2,5}$  dans l'air ambiant selon la méthode de Lenschow.

Schematic vertical profile of the ambient  $PM_{2,5}$  concentration according to the Lenschow approach.

- estimer la contribution des différentes sources d'émissions (chauffage, industrie, trafic, agriculture...) sur les niveaux de particules mesurés le long d'une route à fort trafic, dans l'agglomération parisienne en général, ou à l'échelle de la région.

Airparif a ainsi mis en œuvre, en collaboration avec le Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement (LSCE), une étude de caractérisation des particules visant à estimer la contribution des différentes sources de particules aux niveaux mesurés en Ile-de-France et leur origine géographique, de manière à fournir aux autorités locales une meilleure connaissance des sources sur lesquelles on peut agir pour diminuer les niveaux de particules. Ce projet est réalisé avec le soutien financier de l'État (DRIEE<sup>(4)</sup> et ADEME<sup>(5)</sup>), de la Région Ile-de-France, de la Mairie de Paris, du CNRS et du CEA

## Méthodologie

Le volet méthodologique de ce projet a été décrit en détail dans [1], seuls les principaux éléments sont résumés ici.

L'étude menée par Airparif et le LSCE vise en premier lieu à déterminer les différentes contributions géographiques des aérosols fins mesurés sur la région (fond régional, urbain, trafic). Cet objectif est particulièrement important puisqu'il constitue la base même des demandes de report de délais pour le respect des valeurs limites. Pour ce faire, l'étude est basée sur la **méthodologie de Lenschow** [2], développée sur la ville de Berlin, qui repose sur l'hypothèse que les concentrations atmosphériques de particules résultent de l'addition de plusieurs contributions : fond régional/fond urbain/trafic local.

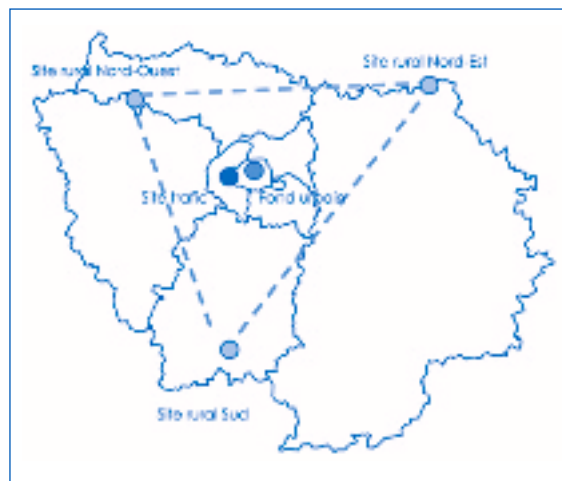


Figure 2.

Emplacement des cinq sites de mesure pendant la campagne.  
Spatial distribution of monitoring sites in Ile-de-France.

Cinq sites de mesure ont été instrumentés pour répondre à cet objectif. Les sites ont été choisis afin de permettre d'évaluer chacun des compartiments indépendamment des autres (trafic, urbain et régional), et ce pour tous les types de situations météorologiques.

Le site trafic a été implanté sur la station du Boulevard périphérique – Porte d'Auteuil. Cet emplacement a permis d'évaluer l'impact de cet axe de circulation majeur en Ile-de-France, sur lequel circulent chaque jour plus de 220 000 véhicules, et qui constitue donc une source de pollution atmosphérique importante liée au trafic routier. Le site de fond urbain du cœur de l'agglomération a été implanté dans le 4<sup>e</sup> arrondissement de Paris. Les sites ruraux ont permis d'évaluer, quelle que soit la provenance des vents, l'import en provenance de l'extérieur de la région. Trois sites de mesure ont été retenus pour répondre à ce cahier des charges : Crouy-sur-Ourcq (77), Bois-Herpin (91) et Frémainville (95).

La **Figure 2** ci-dessus représente l'emplacement des cinq sites de prélèvements retenus pour réaliser l'étude.

Seule la connaissance de la composition chimique des particules permet de remonter à leur origine géographique et à leurs sources. **Des prélèvements sur filtres ont été réalisés quotidiennement pendant un an ; les filtres ont ensuite été analysés en laboratoire pour définir la composition chimique des particules collectées.**

La méthode d'additivité des niveaux (**Figure 1**) permet de déterminer les origines géographiques des particules tandis qu'un couplage avec l'inventaire des émissions Airparif permet de remonter aux sources des particules.

(4) DRIEE : Direction Régionale et Interdépartementale de l'Environnement et de l'Énergie.

(5) ADEME : Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie.

## Prélèvements et analyses chimiques des particules

Dans le cadre de cette étude, plus de trente espèces chimiques ont été mesurées chaque jour sur chaque site, soit 5 096 prélèvements mis en place, 5 682 filtres analysés et 87 600 analyses chimiques réalisées.

### Prélèvements

Des prélèvements journaliers sur filtres ont été réalisés pendant une année complète, de septembre 2010 à septembre 2011, avec des préleveurs Leckel (débit d'air = 2,3 m<sup>3</sup>/h). Pour permettre une caractérisation complète de la composition chimique des particules PM<sub>2,5</sub>, il était nécessaire de réaliser deux prélèvements en parallèle, le premier, sur filtres quartz, destiné aux analyses de carbone, le second, sur filtres Téflon, pour les pesées et les analyses d'ions, de traceurs organiques et de métaux.

Les résultats présentés ici portent sur la fraction PM<sub>2,5</sub>. Des mesures complémentaires de PM<sub>10</sub> ont été réalisées sur le site trafic et le site urbain. Elles sont motivées par le fait que les particules PM<sub>10</sub> font actuellement l'objet de dépassements chroniques des valeurs réglementaires en proximité au trafic routier et que de nombreuses études épidémiologiques soulignent l'impact sanitaire des particules grossières (comprises entre 2.5 et 10 µm). Pour les PM<sub>10</sub>, seuls les prélèvements sur filtre Téflon ont été réalisés. Les résultats des espèces carbonées ont été déduits des analyses PM<sub>2,5</sub>.

### Analyse chimique des aérosols

Le premier objectif de cette étude était d'apporter une information sur les principaux composés chimiques présents dans les aérosols à travers des exercices de « fermeture chimique » (*i.e.* fermeture du bilan de masse) comme rapporté dans [4] et [5]. Cette fermeture chimique consiste à approcher la masse (PM) totale des aérosols évaluée à partir de pesée gravimétrique en effectuant la somme de l'ensemble de ses composants chimiques. Sous une forme simplifiée, la fermeture chimique peut s'écrire sous la forme d'une équation :

$$[PM_{2,5}] = [AIS] + [OM] + [EC] + [\text{sels de mer}] + [\text{poussières crustales}] \quad (1)$$

Où :

**[PM<sub>2,5</sub>]** est la concentration massique (en µg/m<sup>3</sup>) des aérosols fins déterminée par pesée gravimétrique.

**[AIS]** est la concentration massique (en µg/m<sup>3</sup>) des Aérosols Inorganiques Secondaires. Ces AIS sont formés de sulfate d'ammonium ((NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) et de nitrate d'ammonium ((NH<sub>4</sub>)NO<sub>3</sub>).

**[OM]** est la concentration massique (en µg/m<sup>3</sup>) de la Matière Organique particulaire calculée comme  $[OM] = f \times [OC]$ . [OC] est la concentration massique (exprimée en µgC/m<sup>3</sup>) de carbone organique.

**[EC]** est la concentration massique (en µgC/m<sup>3</sup>) de carbone élémentaire.

**[sels de mer]** est la concentration massique (en µg/m<sup>3</sup>) de sels de mer déterminée par la formule suivante :  $[\text{sels de mer}] = [Na^+] + [Cl^-] + [Mg^{2+}] + [ss-SO_4^{2-}] + [ss-K^+] + [ss-Ca^{2+}]$ .

**[poussières crustales]** est la concentration massique (en µg/m<sup>3</sup>) de poussières crustales déterminée par la formule suivante :  $[\text{poussières crustales}] = \frac{2,20 \times [Al] + 2,49 \times [Si] + 1,63 \times [Ca] + 2,42 \times [Fe] + 1,94 \times [Ti]}{1}$  comme proposé dans [6].

L'ensemble des techniques d'analyse chimique des composants des particules est décrit en détail dans [1] et [5].

### Méthodologie de déconvolution de la source « chauffage au bois »

Un des enjeux majeurs de cette étude concerne l'évaluation du poids des émissions du chauffage au bois sur les concentrations hivernales de PM<sub>2,5</sub> et PM<sub>10</sub>. Les fractions EC et OC issues du chauffage au bois sont estimées à partir de la mesure d'un traceur spécifique (lévoglucosan) et de l'inventaire des émissions développé à Airparif.

## Résultats

Les concentrations annuelles en PM<sub>2,5</sub> obtenues sur notre étude (sept. 2009 - sept. 2010) sont typiques des différentes typologies de sites représentées et sont cohérentes avec les mesures réalisées sur le réseau de surveillance d'Airparif ou avec les données de la littérature [7] et [8]. En particulier, les niveaux moyens en PM<sub>2,5</sub> sont de 27 µg/m<sup>3</sup> sur le site trafic, 15 µg/m<sup>3</sup> sur le site urbain de Paris, et 11 µg/m<sup>3</sup> sur le site rural. Ces concentrations sont cohérentes avec les mesures décrites par [6] sur différents sites européens aux typologies variées, avec des concentrations en PM<sub>2,5</sub> comprises entre 20 et 40 µg/m<sup>3</sup> sur les sites trafic, entre 15 et 40 µg/m<sup>3</sup> sur les sites urbains et entre 5 et 20 µg/m<sup>3</sup> sur les sites ruraux. Les niveaux annuels de PM<sub>2,5</sub> sur le site trafic d'Auteuil sont plus d'1,5 fois supérieurs à ceux mesurés sur le site urbain. La différence entre les niveaux moyens ruraux et urbains est faible (environ 5 µg/m<sup>3</sup>).

Les concentrations annuelles en PM<sub>10</sub> à proximité du trafic routier et sur le site urbain de Paris sont respectivement de 39 µg/m<sup>3</sup> et de 22 µg/m<sup>3</sup>. Les concentrations à proximité du trafic sont en moyenne près de deux fois supérieures à celles du site urbain. Ces concentrations sont également cohérentes avec les concentrations observées par [6].

### Résultats de composition chimique des particules fines PM<sub>2,5</sub>

La Figure 3 présente la composition chimique moyenne des PM<sub>2,5</sub> mesurées du 11 septembre 2009 au 10 septembre 2010 sur les sites trafic, urbain et



ruraux. Pour la typologie « Rural », les résultats sont issus de la moyenne des valeurs journalières du site rural le plus représentatif de l'import sélectionné en fonction du secteur de vent pour ne pas être influencé par les émissions de l'agglomération parisienne.

En ce qui concerne la composition chimique des  $PM_{2.5}$ , quel que soit le site de mesure considéré (trafic, urbain, ou rural), la fraction fine ( $PM_{2.5}$ ) est essentiellement composée d'espèces carbonées (EC et OM) et d'espèces inorganiques secondaires (notées AIS) qui sont principalement émises respectivement par des procédés de combustion et produites par réactions photochimiques dans l'atmosphère.

Sur les cinq sites d'étude, les composés carbonés représentent en moyenne plus de 40 % de la masse totale de  $PM_{2.5}$  (40 % sur le site rural, autour de 46 % sur le site urbain et plus de 65 % sur le site trafic). Ils représentent en moyenne  $17 \mu g/m^3$  sur le site trafic,  $7 \mu g/m^3$  sur le site urbain et  $5 \mu g/m^3$  sur le site rural. L'augmentation sensible des concentrations de carbone élémentaire (EC) entre le site rural et le site urbain s'explique par la présence en zone urbaine de sources de combustion (trafic, chauffage).

Les rapports OM/EC sont respectivement de 8,4 et 1,5 sur les sites ruraux, urbains, trafic. Ils sont cohérents avec les données de la littérature et reflètent notamment la présence de sources urbaines comme le trafic qui ont des rapports OM/EC qui sont

très faibles. Les valeurs élevées en fond régional reflètent la présence de composés organiques très oxydés, issus notamment de processus de formation secondaire.

Les composés inorganiques secondaires (AIS) constituent en moyenne au minimum 25 % de la masse totale des  $PM_{2.5}$  (25 % sur le site trafic, autour de 40 % sur le site urbain et plus de 45 % sur le site rural). Si les contributions relatives sont très différentes d'une typologie de site à l'autre, en particulier entre le site trafic et le site rural, les concentrations en composés inorganiques secondaires sont très homogènes à l'échelle de notre région. Elles évoluent peu entre le site rural (autour de  $5 \mu g/m^3$  en moyenne), les sites urbains (autour de  $6 \mu g/m^3$  en moyenne) et le site trafic (environ  $6.5 \mu g/m^3$  en moyenne). Ce résultat est cohérent avec les données de la littérature identifiant ces composés comme principalement issus de transport longue distance.

La Figure 4 présente les contributions en  $PM_{2.5}$  en « été » (du 1<sup>er</sup> avril au 30 septembre) et en « hiver » (du 1<sup>er</sup> octobre au 31 mars) des trois secteurs considérés. La différence de concentrations entre l'été et l'hiver est faible pour les trois contributions ( $2 \mu g/m^3$ ). En été, la contribution du trafic local est légèrement plus forte qu'en hiver. À l'inverse, les contributions du fond (à la fois urbaine et import) sont légèrement plus faibles en été qu'en hiver.

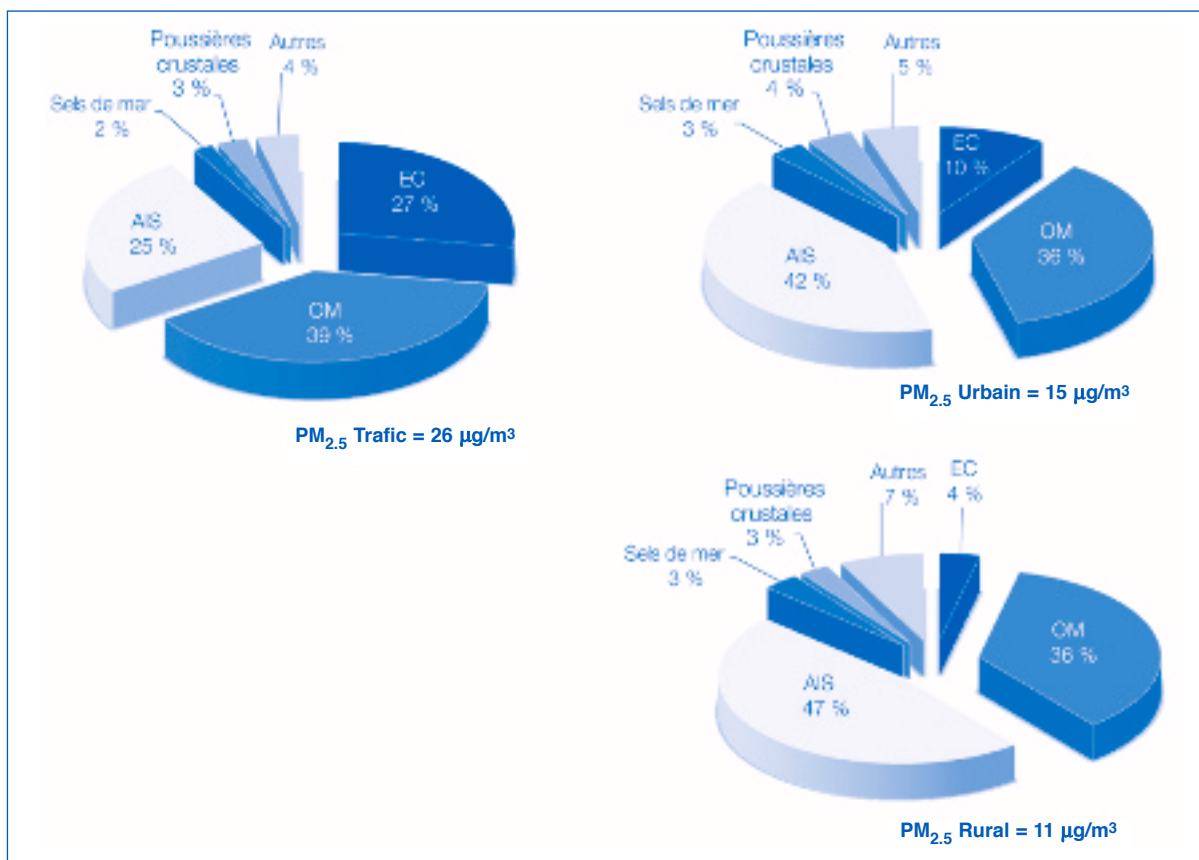


Figure 3.  
Composition chimique moyenne annuelle des  $PM_{2.5}$  échantillonnées sur les différentes typologies de sites.  
Annual average chemical composition of  $PM_{2.5}$  sampled on the traffic, urban and rural sites.

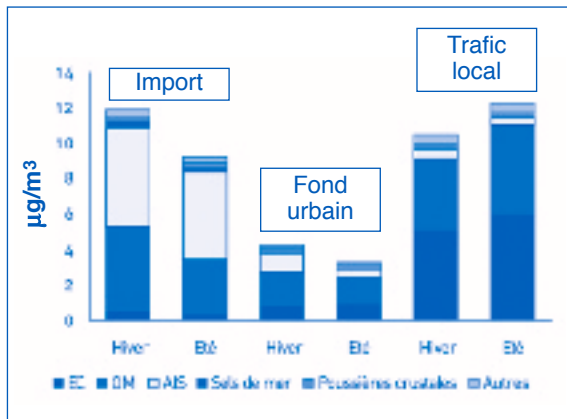


Figure 4.

Composition chimique moyenne annuelle des contributions (import, fond urbain, trafic local) à la concentration en PM<sub>2.5</sub> mesurée sur le site trafic du boulevard périphérique Porte d'Auteuil.

Average chemical composition of the different contributions (import, urban background, traffic) to PM<sub>2.5</sub> at the traffic site Boulevard périphérique Porte d'Auteuil.

La baisse des contributions du fond (import et urbain) observée en été par rapport à l'hiver est principalement due à une diminution des concentrations en composés carbonés, en particulier la matière organique (OM). Les concentrations hivernales élevées de matière organique s'expliquent notamment par un effet combiné de la dynamique atmosphérique (faibles couches de mélange) et une plus grande proportion de matière organique liée au chauffage au bois. Par ailleurs, la contribution urbaine en composés inorganiques secondaires (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> and NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) décroît en été, ce qui est cohérent avec la nature semi-volatile du nitrate d'ammonium dont les concentrations atmosphériques sont gouvernées par des équilibres thermodynamiques favorisant la condensation en phase particulaire durant l'hiver.

### Résultats de composition chimique des particules PM<sub>10</sub>

L'analyse comparée de la composition chimique des PM<sub>10</sub> et de celle des PM<sub>2.5</sub> sur les sites trafic d'Auteuil et urbain de Paris permet, par différence, de caractériser chimiquement la fraction grossière des particules mesurées sur ces deux sites. Les PM<sub>10</sub> n'ayant pas été prélevées sur les sites ruraux, il n'est pas possible de distinguer la contribution du fond urbain de celle de l'import.

Sur le site urbain de Paris, les composés carbonés (EC et OM) constituent presque 40 % de la masse totale de PM<sub>10</sub> (Figure 5) ce qui correspond à environ 9 µg/m<sup>3</sup>. Les composés inorganiques secondaires (AIS) représentent 30 % de la masse totale des PM<sub>10</sub>, soit 6 µg/m<sup>3</sup>. Les PM<sub>10</sub> et les PM<sub>2.5</sub> sur le site urbain de Paris contiennent pratiquement la même quantité d'AIS, ce qui signifie que ces composés sont presque exclusivement présents dans la fraction fine des particules. Comme attendu, la plus grande différence entre les compositions chimiques des PM<sub>2.5</sub> et PM<sub>10</sub> porte sur les sels de mer et les poussières minérales, tous les deux présents majoritairement dans la fraction grossière des particules. Les concentrations annuelles en sels de mer et en poussières minérales dans les PM<sub>10</sub> sur le site urbain ont été estimées, respectivement, à environ 1.5 µg/m<sup>3</sup> et 3.5 µg/m<sup>3</sup>.

Des observations similaires peuvent être faites pour le site trafic : les composés carbonés des PM<sub>10</sub> sont essentiellement présents dans la partie fine de l'aérosol (PM<sub>2.5</sub>), mais de la matière organique est également présente dans la fraction grossière. Ces résultats font néanmoins l'objet d'hypothèses fortes. Rappelons en effet que pour les PM<sub>10</sub>, il n'y a pas eu de prélèvements sur filtre quartz. Les composés inorganiques secondaires sont majoritairement présents dans la fraction fine des PM<sub>10</sub>. Les poussières minérales, qui peuvent largement être imputées, sur le site

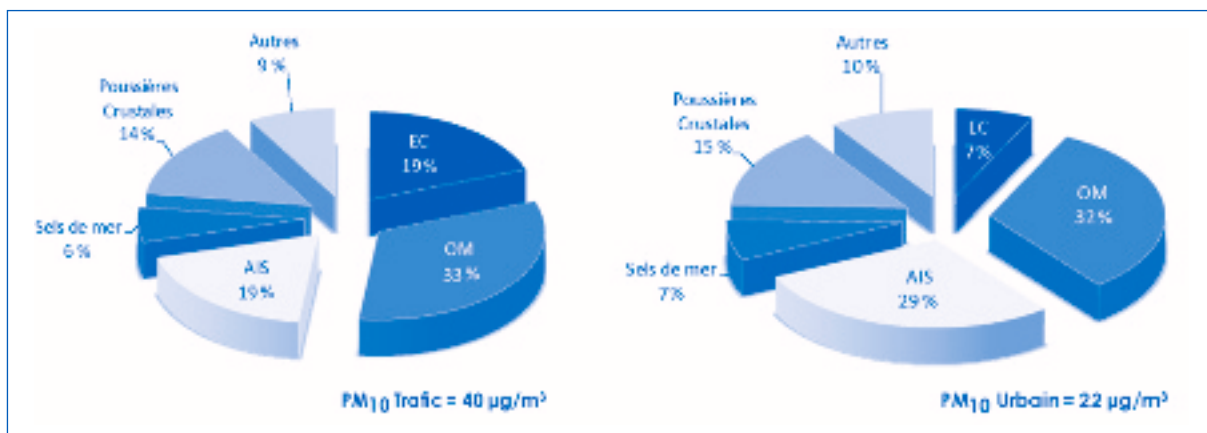


Figure 5.

Composition chimique moyenne annuelle des PM<sub>10</sub> échantillonnées sur les différentes typologies de sites.  
Annual average chemical composition of PM<sub>10</sub> sampled on the traffic and the urban sites.

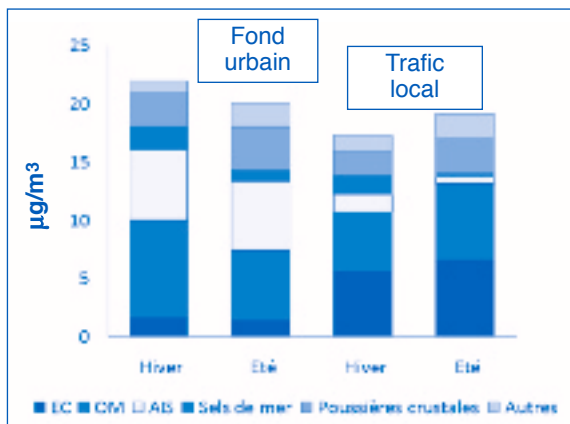


Figure 6.

Composition chimique moyenne annuelle des contributions du fond et du trafic local aux concentrations de  $PM_{10}$  mesurées sur le site trafic du boulevard périphérique Porte d'Auteuil.

Average chemical composition of the different contributions (background and local traffic) to  $PM_{10}$  at the traffic site Boulevard périphérique Porte d'Auteuil.

trafic, aux émissions hors échappement (remise en suspension...), représentent 14 % de la masse totale de  $PM_{10}$  sur ce site soit  $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Comme pour les  $PM_{2.5}$ , la différence des  $PM_{10}$  entre l'hiver et l'été est très faible (Figure 6). Comme pour les  $PM_{2.5}$ , la contribution du trafic local augmente légèrement en été. La fraction grossière varie peu, car les sels de mer sont quasiment inexistants en été (pas de salage de route), mais la proportion de poussières minérales augmente (plus de remise en suspension). En hiver, une légère augmentation des sels de mer est visible sur le site trafic et est imputable au salage des routes.

### Évolution temporelle des origines géographiques des particules

La Figure 7 présente l'évolution journalière des différentes contributions géographiques (import, urbain, trafic) sur les niveaux de  $PM_{2.5}$  sur le site trafic (boulevard périphérique). Les principales variations de la concentration journalière en  $PM_{2.5}$  sont liées à la variation de l'import qui représente en moyenne  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  sur l'année de mesure. La contribution du trafic local aux  $PM_{2.5}$  est assez constante au cours de l'année et représente en moyenne  $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . La contribution urbaine en  $PM_{2.5}$  varie également peu dans le temps. Elle est en moyenne de  $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

La Figure 8 représente l'évolution journalière des contributions trafic et du fond atmosphérique (fond + import) à la concentration de  $PM_{10}$  mesurée sur le site trafic du boulevard périphérique. La contribution du fond atmosphérique présente une forte variabilité : elle peut être très élevée (parfois supérieure à  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) ou très faible (autour de  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Les contributions de ce fond atmosphérique ne sont jamais inférieures à  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pendant la campagne. Le niveau de fond atmosphérique est responsable à lui seul de 21 dépassements (au dessus de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) pendant la campagne, mais représente aussi 20 % de l'année la moitié des concentrations responsables du dépassement du seuil de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

La contribution du trafic local présente une variabilité légèrement plus faible. Elle peut être quasi nulle, mais n'excède jamais  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et dépasse rarement  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (4 % du temps). Excepté lors de l'épisode du 26 et 27 janvier 2010 pendant lequel la contribution du trafic local aux niveaux de  $PM_{10}$  a atteint  $49 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , la contribution trafic ne connaît pas de pics très intenses pouvant déclencher à eux seuls des dépassements. C'est néanmoins cette contribution permanente du trafic local s'ajoutant à celle du fond qui explique le passage de 21 jours de dépassement en fond à 155 à proximité du trafic.

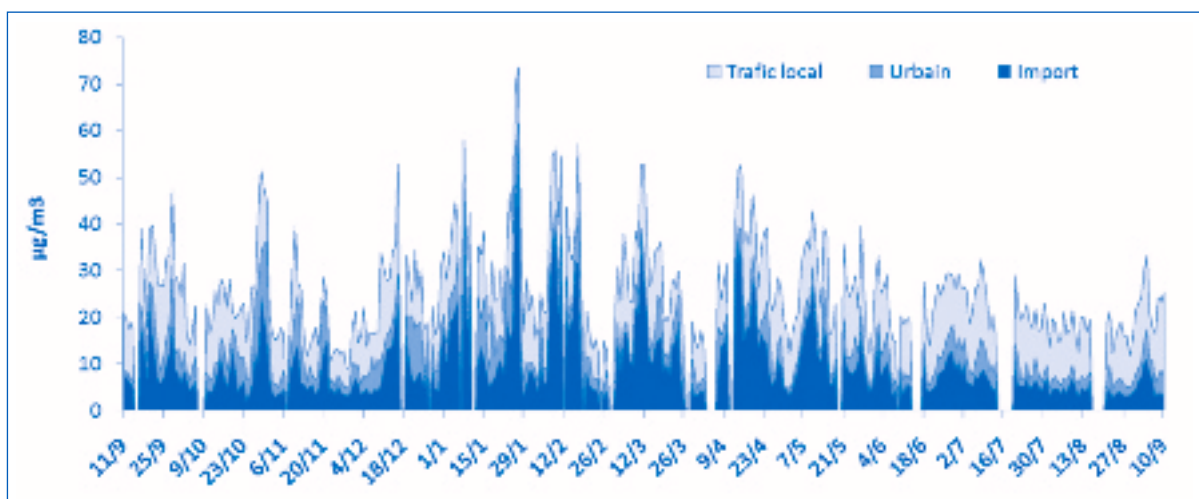


Figure 7.

Évolution journalière des différentes contributions géographiques aux concentrations de  $PM_{2.5}$  mesurées sur le site trafic (boulevard périphérique Porte d'Auteuil) du 11/09/2009 au 10/09/2010.

Daily evolution of  $PM_{2.5}$  geographical contribution at the traffic site, from 2009.09.11 to 2010.09.10.

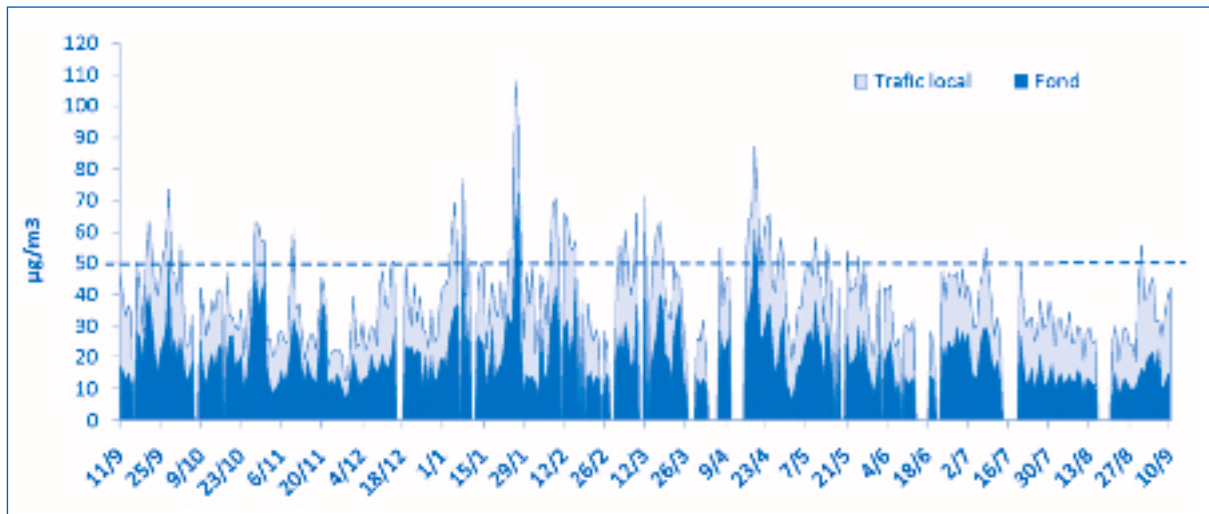


Figure 8.

Évolution journalière des contributions géographiques aux concentrations de  $PM_{10}$  mesurées sur le site trafic boulevard périphérique Porte d'Auteuil du 11/09/2009 au 10/09/2010. La ligne pointillée représente le seuil journalier à ne pas dépasser ( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) plus de 35 jours par an.

Daily evolution of  $PM_{10}$  geographical contribution on the traffic site, from 2009.09.11 to 2010.09.10. The dotted line represents the  $PM_{10}$  limit value ( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) not to overpass more than 35 days a year.

#### Origine et sources des $PM_{2.5}$ sur le site trafic

En moyenne annuelle, l'origine géographique des concentrations de particules  $PM_{2.5}$  mesurées sur le site trafic du boulevard périphérique Porte d'Auteuil est la suivante (Figure 9) :

- Environ 60 % de la concentration annuelle des  $PM_{2.5}$  mesurées sur le site du boulevard périphérique Porte d'Auteuil est francilienne : près de 40 % est attribuable à l'impact direct du trafic à ce niveau du boulevard périphérique et près de 20 %

provient de la pollution générale de l'agglomération parisienne (le fond urbain). C'est sur ces deux parts que des actions locales peuvent être proposées pour réduire les concentrations de  $PM_{2.5}$  en site de proximité au trafic.

- 40 % des niveaux de  $PM_{2.5}$  mesurés sur le site trafic du boulevard périphérique Porte d'Auteuil provient de l'import, c'est-à-dire de particules transportées sur l'agglomération parisienne. Seules des actions nationales et européennes peuvent être envisagées pour réduire cette part.

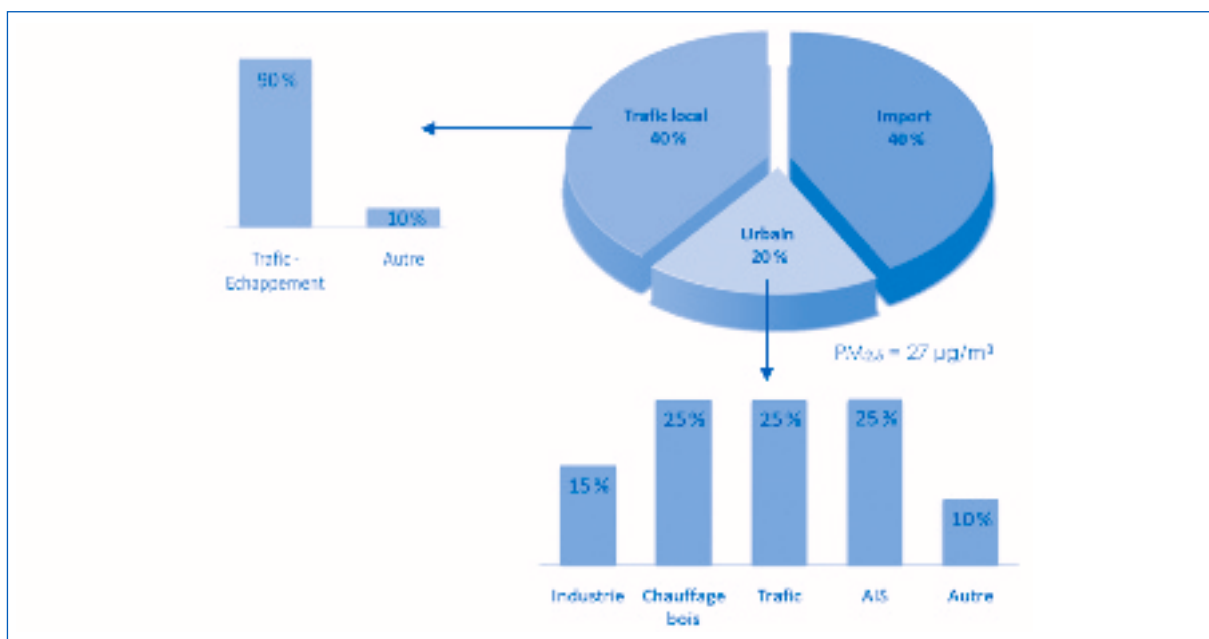


Figure 9.

Sources et origines des particules fines  $PM_{2.5}$  mesurées sur le site trafic du périphérique (du 11/09/09 au 10/09/10).

Geographical origin and sources of  $PM_{2.5}$  measured on the traffic site from 09.09.11 to 10.09.10.

Ces résultats sont dépendants du site trafic étudié et peuvent varier ostensiblement avec la fréquentation et la typologie de l'axe routier. Deux semaines de campagne sur le site trafic du boulevard Haussmann ont montré que 50 % de la concentration de  $PM_{2.5}$  mesurée sur ce site est d'origine francilienne, avec une responsabilité directe de l'axe routier de près de 30 % et une responsabilité du fond urbain de l'ordre de 20 %. Ces résultats montrent que les sources géographiques de  $PM_{2.5}$  et leur importance relative sont relativement indépendantes du site trafic étudié.

Sur la base de ces résultats expérimentaux et des inventaires d'émission disponible sur l'Île de France, le trafic routier, et en particulier l'échappement, est la source majeure de  $PM_{2.5}$ . Il représente presque 50 % de la contribution d'origine francilienne. Quel que soit le site considéré, **les véhicules diesel sont les principaux émetteurs de  $PM_{2.5}$ . Les véhicules diesel (les véhicules particuliers mais aussi les véhicules utilitaires et les poids lourds) sont en effet responsables d'environ 90 % des  $PM_{2.5}$  émises par le trafic routier francilien [9].**

Les particules fines issues du fond urbain sont principalement produites par trois sources principales que sont le trafic, le chauffage au bois et les composés gazeux inorganiques à l'origine des AIS. Ainsi, le chauffage au bois et le trafic ont des contributions au fond urbain de  $PM_{2.5}$  quasi identique. Ce résultat montre ainsi que le chauffage au bois est une source très significative de  $PM_{2.5}$  produites dans l'agglomération parisienne. Alors que le bois ne représente que 5 % des consommations d'énergie du secteur résidentiel, il est responsable de 84 % des émissions de  $PM_{2.5}$  de ce secteur. En comparaison, le gaz naturel atteint presque 80 % de la consommation en énergie finale et émet moins de 3 % des  $PM_{2.5}$  du chauffage résidentiel. Par conséquent, en hiver, on estime que le chauffage au bois est à l'origine de près de 30 % des  $PM_{2.5}$  produites par le fond urbain [9].

Les composés inorganiques secondaires représentent également une part importante des  $PM_{2.5}$  produites dans l'agglomération parisienne. Les précurseurs gazeux sont principalement émis par l'agriculture, le trafic et l'industrie. Néanmoins, l'impact de ces sources sur la part inorganique secondaire des  $PM_{2.5}$  ne peut être évalué quantitativement dans cette étude car les processus de formation de ces composés sont non linéaires. Une étude complémentaire, (programme FRANCIPOL financé par PRIMEQUAL), va permettre d'estimer la responsabilité de ces différentes sources à la formation des particules secondaires.

## Conclusion

Compte tenu des différentes origines géographiques des particules et de la diversité de leurs sources quantifiées dans cette étude, **améliorer la qualité de l'air sur l'ensemble de l'agglomération parisienne**

**et respecter les réglementations ne peuvent être obtenus qu'au prix d'actions importantes et complémentaires :**

- À différentes **échelles géographiques** : avec des actions locales spécifiques sur le trafic pour diminuer localement sa contribution aux niveaux de pollution en PM, et ainsi diminuer l'exposition à cette source en particulier pour les riverains qui sont nombreux le long des grands axes en Ile-de-France. Des actions complémentaires à l'échelle de l'agglomération parisienne (comme le Plan de Protection de l'Atmosphère ou les Zones d'Actions Prioritaires pour l'Air) visent à agir sur les particules fines produites localement. Et des mesures nationales et européennes (telles que les normes d'émission, les directives ou les normes Euro...) doivent permettre d'abaisser la part des particules importées en Ile-de-France tout en améliorant également la part de particules produites localement.
- **par rapport aux activités ciblées** : la part du trafic diesel sur les contributions en PM en site trafic est relativement importante, tous types de véhicules confondus, et pas uniquement celle des véhicules particuliers. Mais d'autres sources de PM, comme le chauffage au bois, ont été mises en évidence pour leur contribution non négligeable en hiver. Sa prise en compte est d'autant plus importante que l'utilisation de ce mode de chauffage est relativement minoritaire en Ile-de-France, contrairement à son impact. En outre, sa part pourrait s'accroître avec l'effet de mesures prises en faveur de la lutte contre le changement climatique ne prenant pas en compte la pollution atmosphérique.
- **en termes de polluants visés** : cette étude met en avant la contribution des particules fines  $PM_{2.5}$  aux niveaux de particules  $PM_{10}$  et donc l'intérêt de cibler des mesures de réduction des émissions dans cette catégorie de particules, elles aussi réglementées, et qui permettrait de faire baisser aussi le niveau des  $PM_{10}$ .

L'analyse de la composition chimique de particules le long du trafic a de plus mis en évidence que des actions sur le trafic permettraient probablement d'apporter un bénéfice sanitaire complémentaire en diminuant la teneur de certains composés. Ce serait le cas du carbone élémentaire, émis à 80 % par le trafic et qui serait en partie à l'origine de la toxicité des  $PM_{2.5}$ .

En revanche, on ne peut agir directement sur les particules secondaires, provenant de réactions chimiques dans l'atmosphère à partir de précurseurs émis principalement par le trafic, l'agriculture et l'industrie. Or leur part dans les niveaux de particules mesurés est significative.

Vis-à-vis de la fréquence de mise en place des actions de réduction, la stabilité de la contribution du trafic au cours de l'année, associée à la récurrence un jour sur deux des dépassements de la valeur limite, plaide pour **des mesures de réduction chroniques et à large échelle** plus que pour des mesures ponctuelles en cas d'épisode de pollution. Des mesures de réductions permanentes présenteraient de plus l'avantage de faire baisser le nombre et l'intensité des épisodes de pollution. En cas de pics de pollution,

notamment en absence de vent, des actions ponctuelles sur plusieurs sources peuvent permettre de diminuer l'ampleur de l'épisode en agissant sur la contribution de l'agglomération parisienne et du trafic. Ces mesures ponctuelles, quelques jours par an, présentent donc un intérêt pour informer les personnes sensibles mais elles ne suffisent pas à améliorer la qualité de l'air respiré au quotidien.

La très importante base de données de la composition chimique des particules construite sur cette étude permettra d'améliorer les outils de modélisation et de prévision des particules et pourra être utilisée par des équipes de recherche pour mieux comprendre le comportement des particules dans l'atmosphère et leur effet sanitaire. Les phénomènes de remise en suspension et d'abrasion (qui sont une source importante de particules en site trafic sur laquelle une action pourrait potentiellement être envisagée) ainsi que la formation d'aérosols secondaires, restent difficiles à évaluer et à prédire. Ils nécessitent des études complémentaires.

## Remerciements

Ce projet a été réalisé avec le soutien financier de l'État, de la Région Ile-de-France et de la Mairie de

Paris. Ce projet a été cofinancé, pour la partie chimique analytique, par le CNRS, le CEA et l'UVSQ ; et par l'ADEME et le CEA pour le cofinancement de la thèse de M. Bressi sur ce projet. J. Sciare tient également à remercier J.-E. Petit, L. Ghiglia, et Dominique Baumier pour leur contribution au travail d'analyse chimique. ECPL (Heraklion, Grèce) et plus particulièrement N. Mihalopoulos et C. Theodosi sont remerciés pour les analyses de métaux réalisées sur ce projet et pour leur aide dans l'interprétation scientifique des résultats de chimie des aérosols. Le comité scientifique composé de M. Lutz, du sénat de Berlin (Allemagne), de G. Fuller, du King's College de Londres (Angleterre), de X. Querol, de l'institut d'évaluation environnementale et de recherche sur l'eau à Barcelone (Espagne), de C. Seigneur du Centre d'enseignement et de Recherche en Environnement Atmosphérique de l'École des Ponts (France), de M. Beekmann du Laboratoire Inter-Universitaire des Systèmes Atmosphériques (France), d'O. Favez de l'INERIS (France) et de G. Aimoz de l'ADEME (France) est également remercié pour ses conseils et le suivi de ce projet.

## Références

- [1] Ghersi V, Rosso A, Moukhtar S *et al.* A comprehensive source apportionment study of fine aerosols (PM<sub>2.5</sub>) in the region of Paris, France, *Pollution Atmosphérique*, 63-72, 2010.
- [2] Lenschow P, Abraham HJ, Kutzner K *et al.* Some ideas about the sources of PM<sub>10</sub>, *Atmospheric Environment* 2001 ; 35 (1) : S23-S33.
- [3] APHEKOM – Improving knowledge and communication for decision making on air pollution and health in Europe, 2011
- [4] Sciare J, Oikonomou K, Cachier H, *et al.* Aerosol mass closure and reconstruction of the light scattering coefficient over the Eastern Mediterranean Sea during the MINOS campaign. *Atmospheric Chemistry and Physics* 2005 ; 5 : 2253–65.
- [5] Bressi M, Sciare J, Ghersi V *et al.* A one-year comprehensive chemical characterization of fine aerosols (PM<sub>2.5</sub>) at urban, suburban and rural background sites in the region of Paris (France). À paraître.
- [6] Turpin BJ, Lim HJ. Species contribution to PM<sub>2.5</sub> mass concentrations: revisiting common assumptions for estimating organic mass. *Aerosol Science and Technology* 2001 ; 35 : 602-10.
- [7] Putaud JP, Raes F, Van Dingenen R *et al.* A European aerosol phenomenology -2: chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. *Atmos. Environ.* 2004 ; 38 (16) : 2579-95.
- [8] Airparif (2011). La qualité de l'air en Ile-de-France en 2010.
- [9] Airparif (2010). Inventaire régional des émissions en Ile-de-France. Année de référence 2007.



# Pollution particulaire de l'air par le brûlage de déchets verts : ce que dit l'expertise de l'ANSES

## Particulate air pollution from green waste burning: a summary from the ANSES report

Matteo REDAELLI<sup>(1)</sup>, Christophe DECLERCQ<sup>(2)</sup>

### Contexte

À l'échelle mondiale, le brûlage de biomasse est un contributeur majeur aux émissions de gaz toxiques et de particules en suspension, entraînant des niveaux élevés de pollution atmosphérique notamment dans les pays en voie de développement. En Europe, la combustion de biomasse (usage du bois comme combustible, feux agricoles et feux de jardins) est responsable de 50 à 70 % de la pollution carbonée hivernale d'après des résultats du programme européen CARBOSOL [CNRS/INSU, 2007]. Des résultats très similaires ont été observés dans les métropoles françaises de Paris, Lille, Strasbourg et Grenoble à partir d'une étude conduite au cours de l'hiver 2007 [Pissot *et al.*, 2009].

En ce qui concerne plus particulièrement le brûlage de déchets verts, le second Plan National Santé Environnement [PNSE 2, 2009-2013] prévoyait dans son action n° 1 relative à la réduction des émissions de particules du secteur domestique, de sensibiliser les usagers et les professionnels sur les émissions dues aux feux de jardin. Une circulaire interministérielle du 18 novembre 2011 rappelle ainsi les bases juridiques relatives à l'interdiction de brûlage à l'air libre des déchets verts et précise les règles d'attribution d'éventuelles dérogations.

Dans un contexte plus large, les ministères en charge de l'environnement, de la santé et du travail ont demandé à l'Agence Nationale de Sécurité Sanitaire : alimentation-environnement-travail (Anses) de réaliser un état des connaissances relatif à la pollution générée par les feux de végétation à l'air

libre – incendies de végétation, brûlages agricoles, brûlages de déchets verts – et aux effets sanitaires associés ; ce afin d'asseoir ou d'orienter les réglementations visant à prévenir ou gérer les situations en cas de survenue de feux de végétation.

Cet article constitue une synthèse élaborée à partir du rapport produit par l'Anses (Anses, 2012) et concerne en particulier la pollution particulaire de l'air par le brûlage des déchets verts.

### Le brûlage de déchets verts

Les déchets verts de jardin désignent les feuilles mortes, les tontes de gazon, les tailles de haies et d'arbustes, les résidus d'élagage, les déchets d'entretien de massifs, et autres déchets végétaux issus du jardin des particuliers. De même que le système de compostage de biodéchets, le brûlage des déchets verts permet une élimination de la biomasse naturelle. Ces brûlages sont concentrés sur une période relativement courte de l'année, généralement en automne.

Outre les risques de brûlures voire d'incendie, le brûlage à l'air libre de ces déchets est susceptible d'occasionner localement des nuisances importantes : détérioration de la qualité de l'air, gênes olfactives, réduction de la visibilité à proximité des axes routiers... L'impact négatif sur l'environnement est accentué lorsque les déchets verts sont contaminés par d'autres déchets ménagers ou par des résidus phytosanitaires par exemple. Les autres modes de gestion de ces déchets peuvent également avoir des

(1) Département Évaluation des Risques, Agence Nationale de Sécurité Sanitaire : alimentation-environnement-travail (Anses), Maisons-Alfort.

(2) Département Santé Environnement, Institut de Veille Sanitaire (InVS), Saint-Maurice.

impacts négatifs tels que la pollution atmosphérique générée par leur transport.

En termes de réglementation, les déchets verts sont assimilés à des déchets ménagers, dont le brûlage à l'air libre est interdit par l'article 84 du Règlement Sanitaire Départemental Type (RSDT), qui constitue la base des règlements sanitaires départementaux adoptés par les préfets. Cette interdiction s'applique aux particuliers et aux professionnels de l'entretien des espaces verts (paysagistes, collectivités...), des dérogations pouvant être édictées uniquement par arrêtés préfectoraux (article 164 du RSDT). Une circulaire interministérielle du 18 novembre 2011 adressée aux préfets de département rappelle les bases juridiques relatives à cette interdiction et précise les règles d'attribution d'éventuelles dérogations.

## Émissions du brûlage de déchets verts

Les bois et autres végétaux sont composés de quantités variables de cellulose, lignine, tannins, et autres polyphénols, huiles, graisses, résines, cires et amidons qui produisent différents composés lorsqu'ils sont brûlés. La variabilité de la composition des fumées de combustion résulte des disparités en termes de composition, structure et densité du combustible, d'intensité du feu, d'aération, d'humidité, des durées en conditions de combustion vive (feu flamboyant) et combustion lente (feu couvant, sans flamme). La composition des fumées varie aussi selon la distance par rapport au foyer de combustion.

Plusieurs centaines de composés chimiques ont été détectés dans des prélèvements de fumées de combustion de biomasse, incluant une multitude de substances organiques partiellement oxydées générées par la combustion typiquement incomplète de la biomasse. Ces fumées comprennent des particules, du dioxyde de carbone, du monoxyde de carbone, des composés organiques volatils et semi-volatils et des oxydes d'azote.

**Du fait de l'importance des émissions et des effets sur la santé associés à ce polluant, les particules en suspension sont considérées comme d'intérêt majeur. Environ 80 % de la masse particulaire sont des particules fines PM<sub>2,5</sub> (diamètre aérodynamique < 2,5 µm) dont une majorité sont des particules submicroniques.**

Ces caractéristiques les rendent facilement transportables sur de longues distances. Les particules des fumées subissent des modifications physico-chimiques et évoluent rapidement au cours de leur transport. Elles ont ainsi tendance à augmenter en taille au cours de leur évolution, les mécanismes couramment rapportés étant la coagulation, la condensation de gaz organiques primaires, la conversion gaz/particules d'espèces inorganiques et organiques telles que les sulfates et les acides organiques, ainsi que les processus nuageux. Ces mécanismes interviennent sur des pas de temps allant de quelques minutes à quelques jours. La distribution de la taille des particules est également

modifiée durant les processus atmosphériques de dépôts humide et sèche.

Les particules issues de la combustion de biomasse sont variées en taille et également en composition. Typiquement, elles ont un cœur de carbone-suie et de composés alcalino-terreux (tels que le chlorure de potassium) recouvert de composés organiques. La combustion lente crée généralement des particules sphériques avec des cœurs réfractaires plus petits ou inexistantes. Approximativement 50-65 % de la masse est attribuable au carbone organique, et 70-85 % aux espèces organiques incluant le carbone organique. Le carbone-suie compte typiquement pour 4-8 % de la masse sèche des particules. La fraction des diverses espèces inorganiques est très variable (environ 5-15 %). La composition de la fraction de carbone organique varie sensiblement en fonction du combustible et des conditions de combustion, une étude ayant mesuré près de 200 composés organiques distincts dans la fumée de bois, pour beaucoup dérivés des polymères de bois et résines. Alors que le profil des hydrocarbures aromatiques polycycliques est vraisemblablement variable, de nombreuses mesures se sont concentrées sur le benzo(a)pyrène, classé comme cancérigène probable chez l'homme. Les hydrocarbures sont majoritairement de longues chaînes d'alcane, avec des carbohydrates, des acides organiques et divers alcools, phénols, et aldéhydes. En termes de fraction massique, les particules « anciennes » ont des concentrations beaucoup plus faibles en espèces traceuses telles que le carbone-suie et le potassium, et sont significativement enrichies en produits secondaires tels que le sulfate, des acides organiques, et des espèces organiques semi-volatiles. La fraction fine des particules est connue pour concentrer des éléments traces : sodium, magnésium, aluminium, silicium, cadmium, phosphore, soufre, chlore, potassium, calcium, titane, manganèse, fer, zinc, rubidium, strontium, vanadium, plomb, cuivre, nickel, brome et chrome. Les particules peuvent également comporter des gaz adsorbés et condensés et des radicaux libres.

Les déchets verts de jardin se caractérisent par leurs teneurs en eau élevées conditionnées principalement par la météorologie, notamment la pluviométrie des jours précédant le brûlage. Le brûlage se fait généralement en tas plus ou moins compacts. Une humidité ou une densité élevée (masse volumique ou surfacique) de ces déchets peut ainsi réduire l'efficacité de la combustion et augmenter les émissions polluantes. Par exemple, un feu de feuilles ou d'herbes (feu couvant) conduit à des émissions de particules et de polluants organiques plus élevées qu'un feu de branches (feu vif). Quelle que soit la qualité de la combustion, le brûlage de déchets verts (biomasse naturelle) reste cependant associé à de faibles émissions de polychlorodibenzo-dioxines et polychlorodibenzo-furanes. Par ailleurs, l'amélioration de la qualité de combustion par des incinérateurs de jardin, de plus en plus utilisés par les particuliers, n'est pas toujours démontrée.



D'autres facteurs peuvent augmenter les émissions polluantes de ces brûlages : le traitement préalable par des agents chimiques tels que des pesticides ou fongicides, ou le mélange avec d'autres déchets ménagers tels que des plastiques.

Une étude de l'Ineris (2011) a déterminé des facteurs d'émission pour le brûlage à l'air libre de déchets verts. Cette étude rapporte plusieurs facteurs d'émission en  $PM_{2,5}$  identifiés dans la littérature : un facteur moyen de 8,3 g/kg sur matériau brut, avec des valeurs évoluant de 4,6 à 14,1 g/kg sur brut, un facteur de 10,8 g/kg sur brut pour un feu de feuilles, un facteur moyen de 20,9 g/kg sur brut pour des feux d'aiguilles de conifères, et un facteur moyen de l'ordre de 1,2 g/kg sur brut lors de brûlage de déchets verts (feuilles, branches, herbes). En ce qui concerne les particules totales, un facteur moyen de 8,5 g/kg sur brut a été établi par l'Ineris à partir de simulations de brûlage à l'air libre de déchets verts à l'intérieur d'une enceinte de grand volume fermée (13,0 g/kg sur brut pour le feu avec une proportion importante de feuilles, 4,0 g/kg pour le feu avec une proportion importante de branches). Un facteur d'émission moyen comparable de 8,9 g/kg sur brut, avec des valeurs allant de 1,5 à 32,3 g/kg sur brut, a été identifié dans la littérature pour une simulation de feux de jardin (herbes, feuilles, petites branches relativement sèches : 7 à 12 % d'humidité).

**Néanmoins, les données d'émission des brûlages de déchets verts restent parcellaires et difficilement comparables.** En effet, cette catégorie de biomasse a une composition très hétérogène et donc mal connue, et les pratiques de brûlage peuvent également varier. Aussi, toute quantification reste entachée d'une incertitude élevée.

## Pollution particulaire de l'air générée par le brûlage des déchets verts

**Les particules en suspension représentent le polluant de l'air dont les concentrations sont les plus invariablement élevées par rapport aux seuils réglementaires dans les zones impactées par les fumées des feux de végétation à l'air libre.**

Le terrain et la météorologie sont des facteurs intriqués influençant le comportement des fumées. En soirée, en particulier dans les vallées montagneuses et les zones de faible altitude, des inversions de température sont fréquentes, l'air à proximité du sol étant alors plus froid que l'air au-dessus. Ce phénomène fait obstacle au mouvement ascendant de l'air. Cet « effet couvercle » des inversions de température, ainsi qu'une diminution de la vitesse du vent, peuvent favoriser l'accumulation de fumées et polluants durant la nuit dans les vallées et zones de faible altitude. Le terrain, de par la topographie et l'occupation du sol, peut également influencer le comportement des fumées en faisant obstacle ou en favorisant le flux des vents. Les terrains montagneux causent des flux d'air turbulents qui peuvent favoriser l'augmentation des concentrations de polluants dans les fumées

au niveau du sol. Ce type de terrain peut inhiber la dispersion des fumées en diminuant la vitesse des vents, ou peut acheminer les vents à travers les cols de montagne, accélérant le déplacement des fumées.

**Dans des conditions météorologiques ou topographiques défavorables, les brûlages de déchets verts peuvent contribuer de manière significative aux concentrations de particules dans l'air à court terme, et causer une détérioration locale et transitoire de la qualité de l'air.**

Cet impact potentiel sur la qualité de l'air est illustré par les résultats d'une étude de la caractérisation chimique des particules de diamètre aérodynamique inférieur à 10  $\mu m$  ( $PM_{10}$ ) et de la contribution des différentes sources, réalisée à partir de mesures effectuées entre octobre 2008 et novembre 2009 dans la vallée de Paillon en Provence-Alpes-Côte d'Azur [Atmo PACA, 2010]. L'influence des combustions de déchets verts a été mise explicitement en évidence sur les quatre sites de prélèvements de l'étude durant l'hiver. Les jours pour lesquels les brûlages des déchets verts ont été identifiés, les concentrations en  $PM_{10}$  issues de ces brûlages étaient comprises entre 5 et 50  $\mu g/m^3$ , soit 6 % à 45 % de la masse des particules sur ces journées. L'influence de la combustion de déchets verts était particulièrement significative le 9 décembre 2008 où elle a contribué à hauteur de 45 %, à une concentration moyenne journalière de 105  $\mu g/m^3$ , concentration la plus élevée mesurée sur ce site depuis 2007. Cette source a été, ce jour-là, un facteur déterminant dans le dépassement du seuil réglementaire, les conditions atmosphériques étaient par ailleurs très défavorables à la dispersion des polluants.

## Toxicité de la fumée de bois

Aucune étude portant spécifiquement sur la toxicité des fumées de brûlage de déchets verts n'a été identifiée dans la littérature. Cependant, une analyse approfondie des études de la toxicité de la fumée de bois chez l'animal, *ex vivo* et *in vitro* revues par Naeher *et al.* (2007), ainsi que des études publiées après cette revue de la littérature, suggèrent que l'inhalation à court terme de fumées de bois altère les mécanismes de défense immunitaires des poumons, importants dans la résistance aux infections pulmonaires. Pour le même type d'exposition, plusieurs études rapportent l'induction au niveau pulmonaire d'un stress oxydant, d'une réponse inflammatoire, d'une altération modérée de la fonction respiratoire et d'une aggravation de l'hyperréactivité bronchique non spécifique.

Par ailleurs, plusieurs études *in vitro* et *ex vivo* concluent au caractère mutagène des fumées de combustion du bois. Selon le Centre International de Recherche sur le Cancer et sur la base des études réalisées chez l'animal [CIRC, 2010], le niveau de preuve du caractère cancérigène est « limité » pour les émissions de combustion de bois, et « suffisant » pour les extraits de fumées de bois.

## Expositions et effets sanitaires liés aux brûlages de déchets verts

Aucune étude ayant investigué spécifiquement les expositions et effets sanitaires liés au brûlage de déchets verts de jardin n'a été identifiée dans la littérature. Néanmoins, le risque d'effets néfastes à court terme, notamment pour la santé respiratoire et l'irritation, ne peut être exclu localement compte tenu des polluants caractérisés dans les fumées de ces brûlages et des impacts épisodiques observés sur la qualité de l'air. Par ailleurs, plusieurs études épidémiologiques en population générale ont observé des associations entre l'exposition à la fumée des incendies de végétation et des effets à court terme sur la fréquence des symptômes respiratoires, sur la fonction respiratoire et sur l'incidence des hospitalisations pour motif respiratoire ou cardio-vasculaire, voire dans certains travaux sur la mortalité. Ces études considérées dans leur ensemble suggèrent que les  $PM_{10}$  résultant de ces incendies sont au moins aussi toxiques pour la santé respiratoire à court terme que les  $PM_{10}$  de source urbaine.

## Conclusions

**L'Anses et son comité d'experts spécialisés « évaluation des risques liés aux milieux aériens » confirment l'intérêt de l'interdiction réglementaire des brûlages à l'air libre de résidus de cultures et de**

**déchets verts en France**<sup>(3)</sup>. Des dérogations peuvent éventuellement être édictées dans le respect de certaines dispositions imposées garantissant la sécurité de l'opération. En conséquence, il est recommandé :

- de garantir l'interdiction de brûlage à l'air libre des résidus de culture et des déchets verts ;
- de limiter les dérogations et en particulier :
  - évaluer ou réévaluer rigoureusement les dérogations dans les zones sensibles du fait d'une qualité de l'air dégradée ;
  - en cas de dérogation, privilégier si possible le brûlage de résidus de cultures ou déchets verts lorsqu'ils sont secs et dans une disposition peu compacte afin d'améliorer l'efficacité de la combustion<sup>(4)</sup> ;
  - ne pas autoriser de dérogation lorsqu'un épisode de pollution est prévu sur le territoire concerné ou bien en cas de dépassement des seuils d'information et recommandation et d'alerte, quel que soit le polluant concerné ;
- de poursuivre le développement des filières de compostage et des autres filières de valorisation des résidus de culture et déchets verts.

Par ailleurs, il est également recommandé d'améliorer les connaissances concernant l'identification et la quantification des composés dans les fumées des feux de végétation à l'air libre intervenant couramment en France, y compris des différentes fractions particulières ( $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$ ,  $PM_1$ ...) exprimées en masse et en nombre pour les espèces fines.

## Références

- Atmo PACA (Association Agréée de Surveillance de la Qualité de l'Air de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur). Les vallées des Paillons : Caractérisation chimique des particules  $PM_{10}$  et contributions des sources, 2010. Rapport en ligne : [http://www.atmopaca.org/files/et/110419\\_Rapport\\_Particules\\_Vallees\\_Paillons.pdf](http://www.atmopaca.org/files/et/110419_Rapport_Particules_Vallees_Paillons.pdf)
- CIRC (Centre International de Recherche sur le Cancer). Household use of solid fuels and high-temperature frying. *IARC Monogr Eval Carcinog Risks Hum* 2010 ; 95 : 1-430. Publication issue du Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans réuni du 10 au 17 octobre 2006.
- CNRS/INSU (Centre National de la Recherche Scientifique/Institut National des Sciences de l'Univers). L'origine surprenante de la pollution atmosphérique particulaire en composés carbonés (programme CARBOSOL). Communiqué de presse du 10 décembre 2007. Rapport en ligne : [http://www.insu.cnrs.fr/a2397\\_origine-surprenante-pollution-atmospherique-particulaire-composes-carbones-programme-carbosol.html](http://www.insu.cnrs.fr/a2397_origine-surprenante-pollution-atmospherique-particulaire-composes-carbones-programme-carbosol.html)
- Ineris (Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques). Facteurs d'émission de polluants de feux simulés de déchets et de produits issus de la biomasse. Verneuil-en-Halatte : Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques 2011 : 40 p. (DRC-11-118389-04583A).
- Naeher LP *et al.* Woodsmoke health effects: A review. *Inhal. Toxicol.* 2007 ; 19(1) : 67-106.
- Pissot N. *et al.* Impact de la combustion du bois sur la qualité de l'air ambiant de quatre villes de France : évaluation de l'approche par traceurs organiques. *Pollution Atmosphérique* 2009 ; 203 : 325-33.

(3) Certaines cultures font exception et ne sont pas visées par une interdiction de brûler, conformément aux articles D615-47 et D681-5 du code rural et de la pêche maritime.

(4) En cas de dérogation, des horaires de brûlage à respecter sont préconisés dans la circulaire du 18 novembre 2011 relative à l'interdiction de brûlage à l'air libre des déchets verts, le brûlage en milieu de journée, quand la convection thermique est importante, favorisant une meilleure dilution des polluants dans l'air.

# Peren<sup>2</sup>bois : évaluation technico-économique des performances énergétiques et environnementales des meilleures techniques disponibles de réduction des émissions de poussières fines et de composés organiques pour les appareils de combustion domestique utilisant la biomasse

## PEREN<sup>2</sup>BOIS: techno-economical evaluation of the energetic and environmental performance of the best available technologies for reducing fine particle and organic compound emissions from domestic combustion devices using biomass

I. FRABOULET<sup>(1)</sup>, S. BACHELLEZ<sup>(2)</sup>, JL. BESOMBES<sup>(3)</sup>, M. BONDOT<sup>(4)</sup>, F. CHOPIN<sup>(5)</sup>, S. COLLET<sup>(1)</sup>, E. DEFLORENNE<sup>(6)</sup>, E. HENRINKSEN<sup>(7)</sup>, G. HAREL<sup>(1)</sup>, A. KIENNEMANN<sup>(7)</sup>, J. LANDREAU<sup>(8)</sup>, T. MALLEREAU<sup>(9)</sup>, M.L. RABOT QUERCI<sup>(10)</sup>, L. ROBERT<sup>(8)</sup>, C. ROGAUME<sup>(11)</sup>, Y. ROGAUME<sup>(11)</sup>, F. TABET<sup>(5)</sup>

### Mots-clés

Combustion domestique biomasse, émissions particulaires, méthodes de mesure, techniques de réduction des émissions, lévoglucosan.

### Keywords

Domestic combustion using biomass, particulate matter emissions, measurement methods, reduction techniques, levoglucosan.

Étude réalisée pour le compte de l'ADEME par les partenaires cités dans la convention n° 0801C0019-Coordination du projet INERIS

**Coordination technique** : Erwan AUTRET, Florence PROHARAM, Service Bio-ressources, Direction Production et Énergies Durables, ADEME, Angers.

(1) INERIS, Parc technologique Alata, BP2 60550 Verneuil-en-Halatte, France.

(2) CTIF, 44 avenue de la Division Leclerc 92318 Sèvres Cedex, France.

(3) LCME, université de Savoie – Polytech'Savoie – Campus Scientifique de Savoie Technolac 73376 Le Bourget-du-Lac cedex.

(4) Cheminées & Foyers Axis Integral Fire – ZA de la Pellissière, 01300 Belley – France.

(5) EIFER Emmy-Noether-Strasse 11, ground floor D-76131 Karlsruhe, Allemagne.

(6) CITEPA, 7 Cité Paradis 75010 Paris.

(7) APP AS, Bedriftsvelen N-4313 Snandnes, Norvège.

(8) LMSPC, 25 rue Becquerel 67087 Strasbourg Cedex 2.

(9) POUJOLAT CERIC BP 01 79270 Saint Symphorien, France.

(10) Chazelles, Route de Marthon 16380 Chazelles.

(11) SUPRA 28, rue du Général Leclerc, BP 22, 67166 Obernai.

(12) LERMAB, 27 rue du Merle Blanc BP 1041, 88051 Épinal cedex 9.

## Introduction

Le projet PEREN<sup>2</sup>BOIS (cf. convention ADEME n°0801C0019) a été réalisé dans le cadre de l'appel à projets de R&D 2008 de l'ADEME « Performances Biomasse Energie, le chauffage domestique » avec le soutien scientifique et financier du ministère de l'Écologie. Ce projet visait à identifier et caractériser les techniques et/ou les pratiques permettant de réduire les émissions de polluants particulaires et gazeux dues à la combustion du bois dans le secteur domestique.

Coordonné par l'INERIS, ce projet a rassemblé 12 partenaires :

- Centres d'études : CITEPA, CTIF, EIFER, INERIS ;
- Industriels : Axis, APP, Chazelles, Poujoulat-CERIC, Supra ;
- Laboratoires universitaires : LCME, LERMAB, LMSPC.

Le présent document constitue une synthèse des actions entreprises et des principales conclusions de l'étude PEREN<sup>2</sup>BOIS. L'intégralité des travaux réalisés, la description détaillée des méthodes mises en œuvre et l'ensemble des résultats obtenus sont présentés dans le rapport final de l'étude [1].

## Contexte et objectifs

Le bois constitue une source d'énergie renouvelable, permettant de réduire le recours aux combustibles fossiles, et ainsi de diminuer les émissions de gaz à effet de serre, dans la mesure où les forêts sont durablement gérées et en considérant que le dioxyde de carbone émis lors de sa combustion est consommé dans le processus de croissance des arbres. Cependant, la combustion du bois génère d'autres polluants atmosphériques tels que les particules fines, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), le monoxyde de carbone (CO) et les composés organiques volatils (COV) (figure 1).

Les appareils de chauffage domestique sont plus nombreux et moins aisés à contrôler en fonctionnement que les chaufferies utilisées dans les secteurs collectifs, tertiaires et industriels. Ils sont en outre des générateurs importants de polluants puisqu'ils participent à la source combustion de biomasse qui, en 2010, contribuait à hauteur de 35 % aux émissions nationales françaises des particules fines de diamètre inférieur à 2,5 µm (PM<sub>2,5</sub>) selon l'inventaire du CITEPA de 2012.

Le projet PEREN<sup>2</sup>BOIS a consisté en six actions à :

1. Mettre à jour les connaissances en termes d'émissions de polluants atmosphériques d'une part, et des techniques permettant de réduire les émissions atmosphériques, d'autre part.

2. Faire :

- un état des lieux des méthodes de mesure des émissions particulaires existantes qui a fait apparaître une certaine hétérogénéité, au niveau européen des protocoles suivis.
- une évaluation technico-économique d'un certain nombre de techniques primaires et secondaires de réduction des polluants atmosphériques issus des appareils de chauffage domestique fonctionnant au bois. Les techniques intervenant au niveau de la combustion sont qualifiées de « techniques primaires », celles pouvant être installées dans le conduit d'évacuation des fumées sont qualifiées de « techniques secondaires ».

La répartition et distribution de l'air primaire et secondaire dans la chambre de combustion et l'utilisation de matériaux de construction spécifiques ont été les techniques primaires étudiées.

Parmi les techniques secondaires inventoriées, quatre d'entre elles ont été étudiées : l'électrofiltre positionné dans le conduit ou en sortie de cheminée, le cyclone et le filtre catalytique, chacune couplée à un appareil et à un type de combustible spécifique. Le tableau I présente les techniques secondaires de réduction des émissions testées.

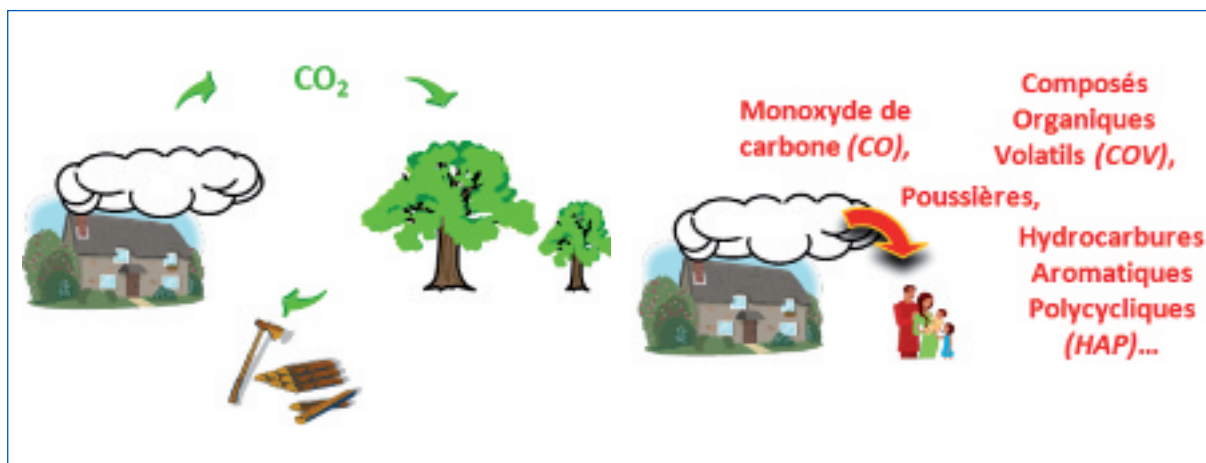


Figure 1.

Chauffage au bois : énergie renouvelable, mais source de polluants atmosphériques.

Tableau I.  
Techniques secondaires de réduction des émissions testées dans le cadre de PEREN<sup>2</sup>BOIS

Système	Technologie	Stade de développement	Appareil/combustible
Zumikron Rüegg Cheminée AG 	Filtre électrostatique	commercialisé	Insert/bûches
Der Ofenkatalysator MoreCat 	Filtre catalytique	commercialisé	Insert/bûches
R_ESP APP AS 	Filtre électrostatique en sortie de cheminée	phase finale d'essais de terrain	Poêle/bûches Poêle/granulés
ReCyclone ACS AS 	Cyclone optimisé numériquement	en développement	Chaudière/bûches

3. Déterminer les facteurs d'émissions des appareils de chauffage testés avec et sans système secondaire de réduction des émissions. Les facteurs d'émissions obtenus ont été comparés à ceux utilisés par le CITEPA pour réaliser les inventaires nationaux d'émissions.

4. Approfondir l'étude des indicateurs de la source combustion du bois tels que le lévoglucosan, pour évaluer l'efficacité des politiques de réduction des émissions. La mesure du lévoglucosan dans l'air

ambiant est une approche reconnue et décrite dans la littérature qui permet d'évaluer la part attribuable à la combustion de biomasse dans la pollution de l'air (feux de forêt, brûlage de biomasse à l'air libre et utilisation d'appareils de chauffage biomasse) [2, 3]. En effet, cette molécule, de type déhydromonosaccharide, issue de la dégradation thermique de la cellulose, non détectée lors de la combustion de combustibles fossiles, est la plus émise par la combustion de biomasse. L'objectif du projet était de

déterminer si le lévoglucosan pouvait être utilisé en tant qu'indicateur de l'efficacité des politiques de réduction des émissions.

5. Proposer des bonnes pratiques de conduite des appareils domestiques en vue d'une utilisation optimisée en termes d'énergie et d'environnement, sous la forme de fiches à l'usage des utilisateurs.

6. Identifier les contraintes et verrous associés à la mise en œuvre des techniques de réduction primaires et secondaires des émissions étudiées ainsi que des solutions pouvant être proposées pour y répondre. Des recommandations à l'attention des fabricants, visant à améliorer l'intégrabilité de ces systèmes à leur contexte d'utilisation ont été établies.

## Résultats

### Bilan des émissions et des techniques de réduction

Il ressort de ce bilan que :

- le niveau d'émissions associé à la combustion du bois dépend d'un très grand nombre de paramètres tels que la qualité du bois, l'ancienneté et la technologie du foyer, son installation, son entretien, son réglage, son mode d'alimentation et d'utilisation de l'appareil de chauffage ;
- les phases de la combustion les plus émettrices de polluants (HAP, particules fines, CO, COVNM) sont celles de l'allumage et dans une moindre mesure, la fin de la combustion ;

- les utilisateurs, les installateurs et les constructeurs peuvent chacun contribuer à la mise en œuvre des mesures de réduction primaire.

### Méthode de mesure des particules

Le bilan des connaissances a également montré [4, 5] que les aérosols émis par la combustion du bois sont caractérisés par la présence, en plus de la fraction solide, en quantité importante d'espèces organiques condensables. Ces espèces conduisent à la formation d'une quantité significative de particules fines présentes dans l'air ambiant.

Par ailleurs, le bilan des méthodes de mesure fait apparaître une certaine hétérogénéité, au niveau européen, des protocoles suivis pour la mesure des émissions de particules totales (TSP) issues des appareils de chauffage domestique à combustion de bois. À titre d'illustration, certaines méthodes prennent en compte ces espèces condensables alors que d'autres ne comptabilisent que la fraction solide, ce qui rend difficile toute comparaison des résultats obtenus par ces différentes méthodes de mesure.

Cet état des lieux a conduit à l'étude et la validation d'une méthode de mesure qui s'appuie sur la méthode allemande/autrichienne DIN+, communément mise en œuvre en France et qui consiste en un prélèvement sur filtre chauffé. La fraction condensable : elle est collectée dans une série de barboteurs contenant de l'isopropanol située après le dispositif de filtration. Le protocole proposé s'appuie sur la norme EN TS 15439 [6] relative à la détermination des émissions issues de gazéification de la biomasse.

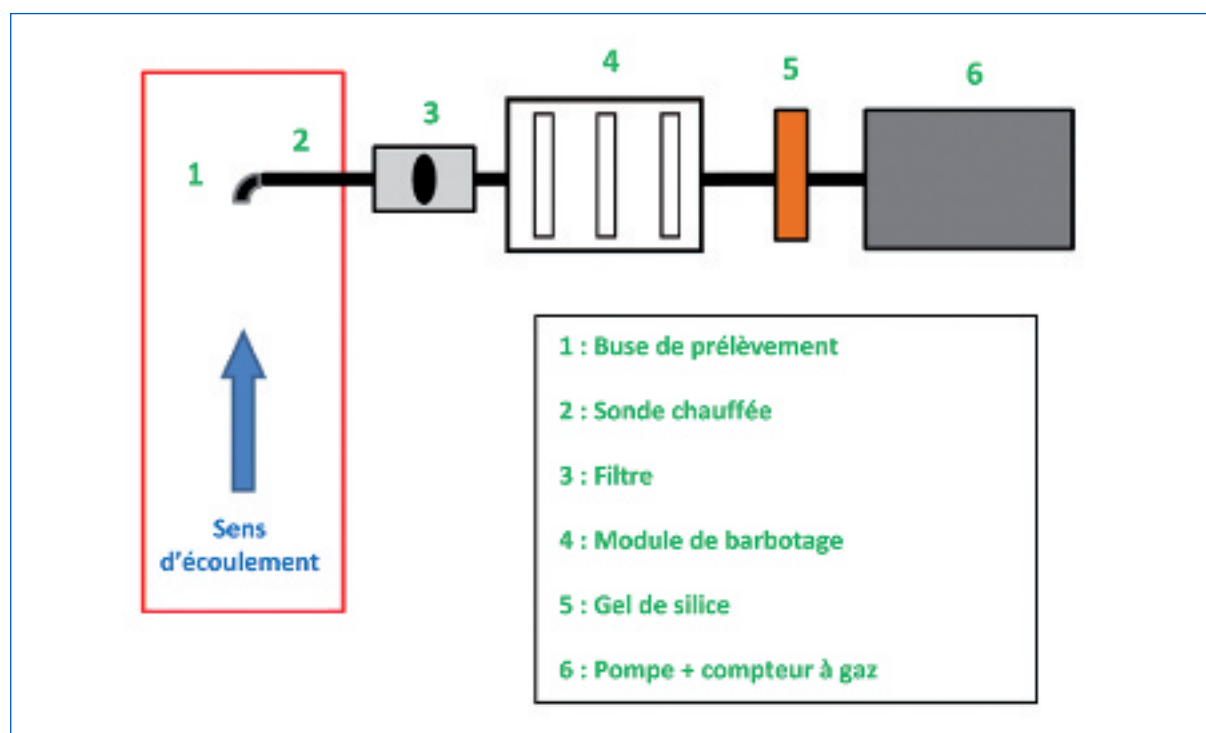


Figure 2.

Schéma de la méthode de mesure des particules développée et validée dans le cadre du projet PEREN<sup>2</sup>BOIS.

Les travaux réalisés sur le prélèvement de la fraction solide ont permis de proposer des modifications du protocole DIN+ initial notamment sur le contrôle et le maintien de la température du flux de gaz lors de la filtration à 125 °C. Des essais d'intercomparaison de la méthode réalisés dans ces conditions sur trois plates-formes d'essais ont donné des résultats acceptables : incertitude élargie de  $\pm 68$  % (pour 18 essais réalisés sur un même foyer).

La combinaison de la méthode DIN+ avec le prélèvement de la fraction condensable par barbotage à l'isopropanol inspiré de la méthode EN TS 15439 : 2006 a été comparée avec succès à la méthode de référence norvégienne utilisant un filtre à température ambiante après dilution dans un tunnel à dilution (NS 3058-2 [7]) et à l'utilisation des COV totaux en tant qu'indicateur, lors d'essais réalisés dans le cadre du CEN qui ont conduit à la rédaction du projet de norme prEN 16510 [8]. Elle a d'autre part été proposée à l'ADEME et au SER pour être testée sur un certain nombre d'appareils afin de prendre en compte les poussières dans le calcul de l'indice Flamme Verte.

### Étude des techniques primaires et secondaires de réduction des émissions atmosphériques

Les performances des techniques primaires et secondaires de réduction des émissions de polluants atmosphériques ont été évaluées lors de campagnes d'essais visant à caractériser de manière comparative les émissions :

- avec ou sans la mise en œuvre des techniques de réduction dans le cas de l'apport d'air primaire et secondaire et des techniques catalytiques ;

- en amont et en aval du système d'épuration dans le cas des techniques secondaires de type électrofiltre et cyclone.

Deux techniques primaires ont été étudiées :

- une répartition et un débit appropriés de l'air primaire et/ou secondaire dans la chambre de combustion. L'apport d'air en excès ou bien en trop faible quantité conduit à l'augmentation des émissions polluantes.
- l'utilisation de matériaux de construction spécifiques. Dans les conditions d'essais menés (réalisation de prototypes à partir d'un appareil en fonte), le foyer en acier et briques réfractaires, suivi de près par le foyer en fonte, sont les moins émetteurs de polluants. À condition d'adapter la géométrie du foyer, le troisième matériau testé (acier et vermiculite) peut également permettre d'obtenir de bonnes performances.

Les résultats obtenus lors de l'étude de quatre techniques secondaires sont présentés dans la Figure 3.

Les résultats obtenus dans le cadre du projet sont comparés ici aux données existantes c'est-à-dire celles collectées dans le cadre de l'action 1 relative au bilan des connaissances sur les techniques de réduction des émissions issues de la combustion domestique du bois, ainsi que des données issues d'un rapport [9] publié fin 2011 par un groupe d'experts internationaux dans le cadre des travaux de l'International Energy Agency (IEA) présentant un bilan des connaissances sur l'efficacité des techniques secondaires de réduction des émissions issues de la combustion domestique du bois. En l'absence de données disponibles pour la technologie

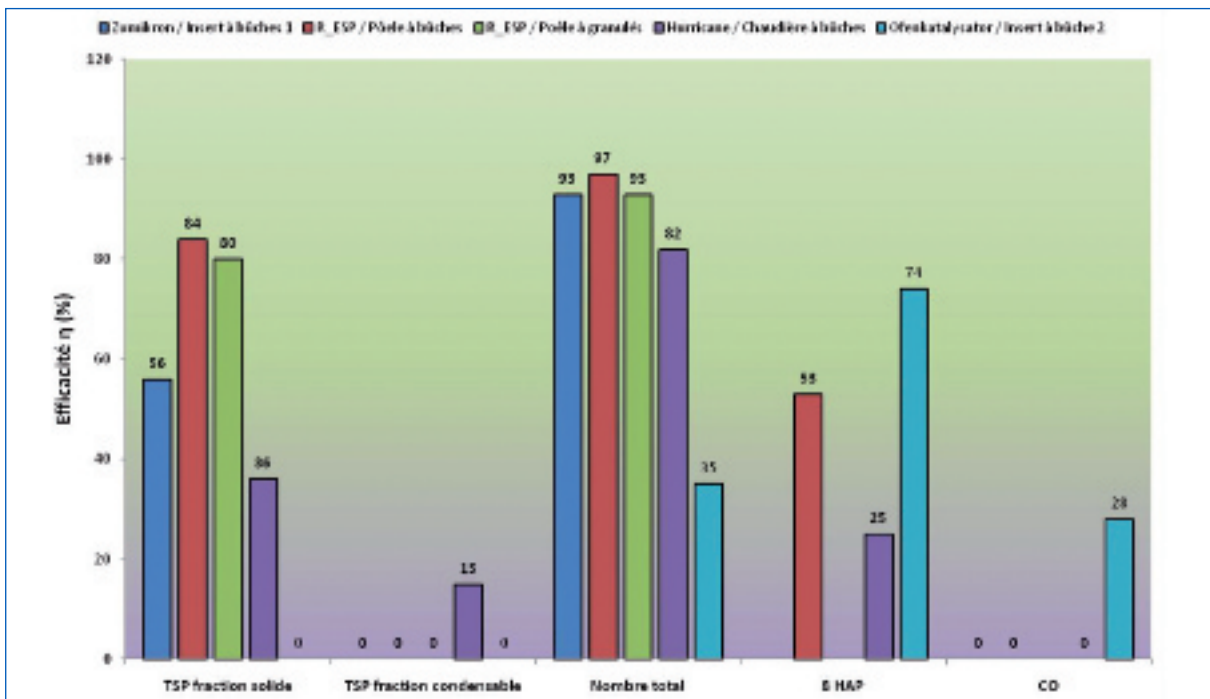


Figure 3. Performances d'épuration des techniques secondaires évaluées

Tableau II.  
Comparaison des données d'efficacité déterminées avec les données existantes

	Der Ofenkatalsator				Zurückron		R_ESP	
	CO	Massa fraction solide	COVT	HAP	Nombre	Massa fraction solide	Massa fraction solide	Nombre
Données partenaires collectées en début de projet (PEREN <sup>2</sup> BOIS Action 1)	Labo 35%	Labo 12%	Aucune efficacité		Labo (n=3) >=80% Terrain (n=9) 40-75 %	Labo 50-75% Terrain (n=3) 40-60%	Terrain 40-80% (valeurs extrêmes exclues)	
Données littérature	I/D Labo 80% Kuepjo labo 87-93%	-	I/D Labo 90% Kuepjo labo 95-100% (COVNM) 30-70% CHH	I/D Labo 60% Kuepjo labo 20-50%	Terrain (n=12) 25-65%	Rapport IEA 41% (solid fraction n=13) (Austria) 11-17% (n=35, Germany)	Rapport IEA 80% (Suède) 55-62% (n=36, Allemagne)	Rapport IEA 85-90% (Sweden)
Résultats obtenus dans PEREN <sup>2</sup> BOIS Action 4	25%	Aucune efficacité	Non déterminée	74%	Labo (n=3) 68 %	Labo (n=6) 42-78 %	Labo (n=12) 63-95%	Labo 93-97% (n=3)

prototype de cyclone testée, cette comparaison concerne uniquement les électrofiltres et le filtre catalytique.

- les électrofiltres présentent de bonnes performances vis-à-vis de la fraction solide des particules ; en revanche, ils n'ont aucune efficacité sur la fraction condensable ;
- le cyclone spécifiquement adapté pour le projet n'a pas bénéficié de conditions d'essais favorables. Cependant, le test réalisé a mis en évidence des phénomènes de condensation intéressants à exploiter en vue de diminuer la fraction condensable des polluants émis ;
- le filtre catalytique, évalué dans des conditions discriminantes du fait des performances environnementales élevées de l'appareil auquel il était associé, a néanmoins révélé une efficacité sur certains HAP ainsi que sur le CO.

Parmi ces techniques, l'électrofiltre R\_ESP placé en sortie de cheminée présente le plus grand intérêt en raison de sa bonne efficacité d'épuration globale et de son coût relativement raisonnable. Cependant, il ne permet pas de réduire les concentrations des composés condensables émis et implique la mise en œuvre, difficilement envisageable chez les particuliers, d'un équipement sous haute tension électrique.

Enfin, des interrogations demeurent quant à l'efficacité, l'utilisation et l'entretien de ces techniques sur le long terme.

#### Comparaison des facteurs d'émissions obtenus avec ceux utilisés pour les inventaires du CITEPA

Les facteurs d'émissions obtenus à l'occasion des campagnes de mesures réalisées ont été comparés à ceux utilisés par le CITEPA pour réaliser les inventaires nationaux d'émissions. La comparaison est présentée dans le Tableau III.

Les facteurs issus des campagnes de mesures sont généralement plus faibles que ceux des inventaires nationaux. Ceci peut s'expliquer par différentes raisons :

- les facteurs d'émission utilisés par le CITEPA ont vocation à représenter les émissions de polluants en conditions réelles, alors que les données collectées dans le cadre du projet ont été obtenues dans des conditions de laboratoires (fonctionnement optimal, humidité contrôlée, etc.)
- pour les émissions de particules, l'hétérogénéité des méthodes de détermination rend difficile toute comparaison des données. Ceci renforce la nécessité d'une méthode de mesure commune au niveau européen, mise en avant par le projet EN\_PME\_TEST coordonné par l'INERIS, financé par l'ADEME et qui a démarré début 2012.
- les facteurs d'émission utilisés par le CITEPA pour la réalisation des inventaires ne tiennent pas compte de la nature du combustible utilisé.

#### Utilisation d'indicateurs environnementaux

Les mesures effectuées sur les différents essais ont montré la présence de composés de la famille des dehydromonosaccharides issus de la dégradation thermique de la cellulose. Le lévoglucosan est le plus émis mais avec des facteurs d'émissions compris entre 0,2 à 216 mg/kg de bois suivant les essais. D'autre part, les travaux ont permis de montrer que dans les conditions de prélèvement utilisées ce composé était présent à la fois dans la phase gazeuse et la phase particulaire. La fraction particulaire représente de 10 à 100 % de la concentration totale suivant le type d'essai.

L'utilisation des dispositifs de filtration testés dans le cadre de PEREN<sup>2</sup>Bois conduit à des abaissements des concentrations en lévoglucosan relativement faibles. Seuls les essais réalisés sur le poêle à bûches équipé du dispositif de filtration R\_ESP et l'insert à bûches équipé du catalyseur conduisent à une diminution significative des rejets en lévoglucosan, avec respectivement des abaissements de 54 % et 83 % des concentrations.

Le projet PEREN<sup>2</sup>BOIS a confirmé le rôle de traceur de cette molécule pour les pollutions particu-



Tableau III.  
Comparaison des facteurs d'émissions (n correspond au nombre d'essais réalisés)

Appareil	Insert bûches 1	Insert bûches 2	Poêle bûches	Poêle granulés	Chaudière bûches
TSP fraction solide					
FE TSP fraction solide (mesures sur filtre seul) déterminé dans action 4 (mg/MJ)	15 ± 9 (n*=6)	18 ± 6 (n=6)	116 ± 38 (n=6)	44 ± 18 (n=5)	67 ± 48 (n=3)
FE Inventaire CITEPA fraction solide (mesures sur filtre seul) (mg/MJ)	Récent 260,0	Récent 260,0	Récent 260,0	Performant 140	Récente 50
8 HAP					
FE 8 HAP déterminé dans action 4 (mg/GJ)	30 ± 60 (n=6)	100 ± 150 (n=5)	2500 ± 3000 (n=5)	55 ± 30 (n=4)	600 ± 700 (n=6)
FE Inventaire CITEPA 8 HAP (mg/GJ)	Récent 83,2	Récent 83,2	Récent 223,6	Performant 120,4	Performant 22,0
COVT					
FE COVT déterminé dans action 4 (mg C/MJ)	300 ± 420	29 ± 42	500 ± 270	200 ± 70	590 ± 260
FE Inventaire CITEPA COVT (mg équC/MJ)	Récent 530	Récent 530	Récent 530	Performant 270	Récente 400
CO					
FE CO déterminé dans action 4	2900 ± 1100	500 ± 600	2700 ± 1400	299 ± 48	3500 ± 1900
FE Inventaire CITEPA CO	Récent 3200	Récent 3200	Récent 4000	Performant 2500	Récente 1000

lares issues de la combustion de biomasse et a complété cette approche en mettant en évidence l'intérêt de mesurer ce composé en phase gazeuse.

### Fiches de bonnes pratiques et valorisation industrielle

Afin de permettre aux utilisateurs d'améliorer la conduite de leurs appareils en vue d'une utilisation optimisée en termes d'énergie et d'environnement, sept fiches de bonnes pratiques ont été rédigées. Elles traitent des thèmes suivants :

- La combustion du bois,
- Les polluants atmosphériques émis par la combustion du bois,
- Les techniques de réduction des polluants,
- Le combustible,
- L'appareil et son installation,
- L'allumage manuel,

- Le fonctionnement d'un appareil et les régimes de combustion.

Enfin, sur la base des contraintes et des verrous identifiés dans le cadre du projet et afférents à la mise en œuvre des systèmes de traitement, des recommandations à l'attention de leurs fabricants visant à améliorer l'intégrabilité de ces systèmes à leur contexte d'utilisation ont été établies.

Certaines concernent l'ensemble des techniques secondaires (elles doivent être facilement démontables pour un entretien régulier et permettre le respect de l'obligation réglementaire de deux ramonages annuels). D'autres, associées à des contraintes économiques, de mise en œuvre, d'intégration au bâti et/ou d'efficacité d'épuration, sont plus spécifiques. Ainsi, par exemple, pour certains filtres, il serait important de faire évoluer la législation de manière à rendre possible une mise en pression d'une partie du conduit ou d'utilisation de haute tension.

### Références

- [1] Peren2Bois\_convention0801C0019\_DRC\_11\_96869\_11144A peren2Bois, rapport final définitif, avril 2012.
- [2] Favez O, El Haddad I, Christine P *et al.* Inter-comparison of source apportionment models for the estimation of wood burning aerosols during wintertime in an Alpine city (Grenoble, France). *Atmospheric Chemistry and Physics* 2010 ; 10 : 5295-314.
- [3] Piot, C. (2011) Polluants atmosphériques organiques particulaire en Rhône-Alpes: caractérisation chimique et sources d'émissions. Université de Grenoble-Chambéry.

- [4] Nussbaumer T, Czasch C, Klippel N *et al.* Particulate Emissions from Biomass Combustion in IEA Countries, Survey on Measurements and Emission Factors, January 2008.
- [5] Nussbaumer T. Overview on Technologies for Biomass Combustion and Emission Levels of Particulate Matter, Zürich, June 2010.
- [6] EN TS 15439 : 2006 Gazéification de biomasse-Goudron et particules dans le gaz combustible-échantillonnage et analyse.
- [7] Norwegian standard NS 3058-2 June 1994, Enclosed wood heaters Smoke emission, Part 2: Determination of particulate emission.
- [8] PREN 16510-1 Residential solid fuel burning appliances – Part 1 General requirements and test methods.
- [9] Survey on the present state of particle precipitation devices for residential biomass combustion with a nominal capacity up to 50 kW in IEA member states Bioenergy Task 32 member countries, final version, December 2011, Ingwald Obernberger, Graz Austria.



# La restriction de circulation des véhicules les plus polluants : une mesure pour améliorer la qualité de l'air dans les grandes agglomérations françaises

## Limited access to the more polluting vehicles : a way to improve air quality in French urbanized zones

Marie POUPONNEAU<sup>(1)</sup>, Joëlle COLOSIO<sup>(2)</sup>

### Résumé

L'état de la qualité de l'air dans les agglomérations françaises reste préoccupant, tant pour les oxydes d'azote que les particules, deux polluants dont les effets sanitaires sont avérés. Une des solutions que plusieurs de nos voisins européens ont mises en place massivement depuis 2007-2008, consiste à interdire la circulation des véhicules les plus polluants dans certaines zones. L'objectif est que les véhicules les plus émetteurs, c'est-à-dire les plus anciens, soient remplacés par des véhicules récents et donc peu polluants car bénéficiant des derniers progrès technologiques en matière de réduction des émissions. L'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie) a étudié en 2009, puis en 2012, ces « Zones à faibles émissions » (*Low Emission Zone* ou LEZ), notamment leur impact sur la qualité de l'air. Elles ont inspiré les Zones d'Actions Prioritaires pour l'Air (ZAPA) instaurées à titre expérimental en juillet 2010 dans la loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement. Suite à un appel à projets lancé par l'ADEME en 2010, huit collectivités locales ont été retenues pour étudier la faisabilité de ce type de mesure sur leur territoire. Cela a permis d'identifier les freins juridiques, réglementaires, organisationnels, socio-économiques, comportementaux et techniques liés à la mise en place de cette mesure, de définir les scénarios les plus adaptés à chaque territoire et d'en évaluer les bénéfices sur la qualité de l'air. Dernièrement, un comité interministériel sur la qualité de l'air a été créé par le ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie afin de retravailler le dispositif initial des ZAPA et de construire avec les collectivités territoriales des solutions adaptées à leurs spécificités pour améliorer la qualité de l'air.

En parallèle, des recherches appliquées ont été lancées *via* un appel à proposition de recherche PRIMEQUAL dans l'objectif de préparer l'évaluation de ce type de mesure des points de vue environnemental, économique et social.

### Mots-clés

Qualité de l'air, restriction de la circulation, véhicule polluant, faisabilité sociale, Zone à faible émissions.

(1) Ingénieur au Service Évaluation de la Qualité de l'Air, ADEME.

(2) Chef du Service Évaluation de la Qualité de l'Air, ADEME.

## Contexte

Ces 20 dernières années, d'importants progrès ont été réalisés sur la réduction des émissions de polluants atmosphériques et notamment les émissions industrielles. Dans certaines agglomérations, ces efforts n'ont pas suffi pour atteindre les concentrations souhaitées, notamment en particules fines, d'autant que les valeurs réglementaires sur les particules  $PM_{10}$  et le dioxyde d'azote n'ont cessé de devenir de plus en plus strictes compte tenu des impacts sanitaires chroniques avérés. Aujourd'hui, il faut engager des actions plus ciblées afin de réduire les autres émissions de polluants dans l'air qui se caractérisent par des niveaux d'émissions de polluants plus faibles et des émissions plus diffuses comme le chauffage au bois, les transports, l'agriculture. Les solutions reposent sur la combinaison d'actions multicritères dans différents secteurs d'activité. Dans certaines situations, il peut s'avérer nécessaire de déployer des actions correctives à court terme pour diminuer rapidement les niveaux de pollution. La restriction de circulation des véhicules les plus polluants est une de ces mesures, le terme « véhicules » s'appliquant au transport de marchandises et/ou de personnes.

### Lien entre pollution atmosphérique, trafic routier et exposition de la population

Selon l'INSEE, les villes françaises abritent plus de 77 % de la population, et 45 % de la population française vit dans une unité urbaine<sup>(3)</sup> de plus de 100 000 habitants. Or les principaux problèmes de qualité de l'air en France sont également concentrés dans ces grandes agglomérations. Dans son bilan de la qualité de l'air en France 2011, le ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie estime que près de 12 millions de Français ont vécu en 2011 dans des zones n'ayant pas respecté les valeurs limites annuelles relatives aux particules  $PM_{10}$ . Il y a donc un véritable enjeu sanitaire à réduire l'exposition de ces populations aux polluants atmosphériques dont une des sources majeures en milieu urbain est le trafic routier. Sur la base des inventaires des émissions de polluants atmosphériques, le trafic local peut être à l'origine de 60 et 80 % des émissions de particules fines. Les véhicules diesel (véhicules particuliers, poids lourds, bus, autocars...) peuvent être responsables d'une part prépondérante des émissions de  $PM_{10}$  et d'oxydes d'azote du secteur des transports et donc des émis-

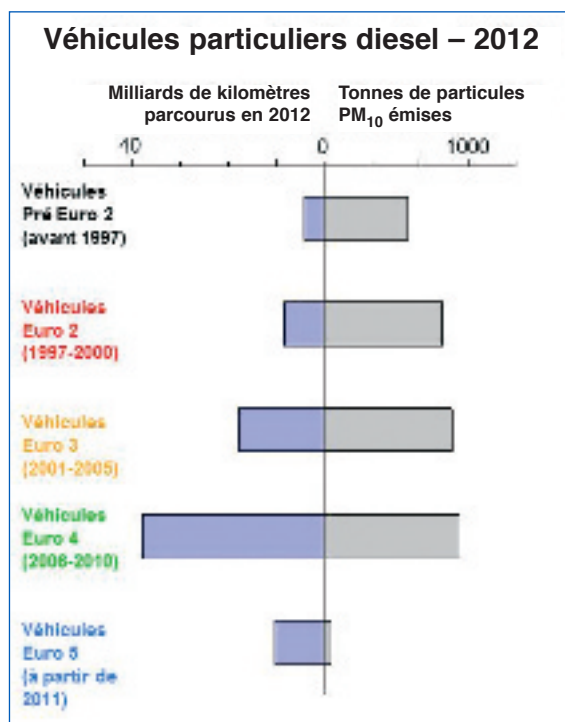


Figure 1.

Mise en perspective des kilomètres parcourus et des émissions de particules selon les normes Euro pour les véhicules particuliers diesel d'après l'estimation du parc national 2012 du CITEPA<sup>(4)</sup> (source : ADEME)

[Kilometers and particles emissions linked to diesel car for each Euro norm according to the 2012 national vehicle fleet estimated by the CITEPA \(ADEME\)](#)

sions totales à l'échelle de la zone urbaine. Le parc de véhicules diesel de plus de 10 à 15 ans est le contributeur le plus fort à ces émissions. En effet, même si ces véhicules roulent peu, leurs émissions unitaires sont tellement importantes que les émissions totales de cette partie du parc peuvent être équivalentes à celles du parc plus récent qui est numériquement plus important et qui roule plus. La figure 1 ci-dessus illustre le cas des véhicules particuliers.

Pour sa part, le taux de renouvellement du parc de VP est en moyenne de 8 à 10 ans, durée semblable pour les VUL (âge moyen de 9,3 ans, mais la moitié des VUL utilisés par des professionnels ont moins de 5 ans<sup>(5)</sup>). Pour être efficace à court terme, il faut donc cibler les véhicules les plus polluants, véhicules relatifs au transport de marchandises et/ou de personnes. C'est l'objectif de la mesure de restriction de circulation dans les zones environnementales ou à

(3) La notion d'unité urbaine repose sur la continuité du bâti et le nombre d'habitants. On appelle unité urbaine une commune ou un ensemble de communes présentant une zone de bâti continu (pas de coupure de plus de 200 mètres entre deux constructions) qui compte au moins 2 000 habitants (source : INSEE).

(4) Parc issu de l'outil de simulation ZAPA "MIMOZA" MEDDTL/CITEPA version III.5 à partir des hypothèses utilisateur de l'ADEME.

(5) Source : Observation et statistiques n° 310 (avril 2012) du Commissariat Général au Développement Durable.

faibles émissions comme les ZAPA dont la finalité est de limiter/interdire la circulation des véhicules les plus polluants dans la ville et les larges zones urbanisées. Il s'agit d'un dispositif correctif de court terme à disposition des collectivités locales pour contribuer à réduire rapidement les émissions de particules fines issues du trafic local. Elles sont donc complémentaires de mesures de plus long terme, comme la planification urbaine et le développement de transports collectifs.

### Une solution testée en Europe : les zones à faibles émissions/*Low Emission Zones* (LEZ)

Les *Low Emission Zones*<sup>(6)</sup> existent dans 9 pays en Europe. La Suède a été précurseur avec dès 1996 une première expérimentation. L'Italie a suivi en 2005, l'Allemagne et le Royaume-Uni en 2008. À ce jour, un peu plus de 180 villes européennes disposent de LEZs, la dernière en date vient d'être déployée au Portugal sur Lisbonne.

La mise en œuvre de zones à faibles émissions est citée comme « mesure de lutte contre la pollution atmosphérique » dans la directive européenne de 2008/50/CE du 28 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe. Même si les impacts sur la qualité de l'air ne sont pas identiques d'une LEZ à une autre, des réductions sont observées sur les concentrations en dioxyde d'azote : de l'ordre de 1 à 10 % et sur les concentrations en particules : concentration moyenne annuelle (jusqu'à 10 % pour les PM<sub>10</sub> et 15 % pour les PM<sub>2,5</sub>) et le nombre de journées dépassant la valeur limite journalière (jusqu'à 16 jours en Allemagne dans la région de Rhénanie-du-Nord-Westphalie). Des études allemandes et anglaises montrent que les *Low Emission Zones* contribuent à la diminution des concentrations de *black carbon*.

La faisabilité sociale des *Low Emission Zones* en Europe s'articule autour de quatre leviers d'actions :

- Les catégories de véhicules concernés par la mesure.

Les VP ne sont pas systématiquement pris en considération, seul 1/3 des pays ont inclus les VP dans leur dispositif : il s'agit de l'Allemagne (56 LEZ), de l'Italie (98 LEZ) et du Portugal (Lisbonne uniquement). Les autres pays ont décidé d'agir en priorité sur les poids lourds, bus et autocars (parfois les VUL) car l'impact de la mesure ainsi dimensionnée leur permettait de faire un premier pas dans la lutte contre la pollution atmosphérique. À l'image de Londres, la

plupart des villes envisagent dans un second temps d'inclure plus de catégories de véhicules dans leur dispositif pour le rendre encore plus performant.

- La mise en œuvre progressive de la mesure.

Annoncer dès le début de la mise en œuvre du dispositif son évolution calendaire permet aux usagers de la route concernés de prendre les mesures nécessaires pour être en règle. Ainsi, de nombreuses villes optent pour une mise en œuvre progressive, la plupart du temps en commençant par de faibles restrictions (une catégorie de véhicule/les normes Euro les plus anciennes) pour les rendre de plus en plus exigeantes avec le temps.

- Les dérogations.

Les dérogations peuvent permettre de faire face aux difficultés financières de certaines populations (entreprises ou particuliers) de s'adapter à la mesure. L'Allemagne et les Pays-Bas accordent notamment ce type de dérogation. L'enjeu est toutefois de veiller à ce que les dérogations accordées n'entraînent pas une annulation du bénéfice environnemental de la mesure.

- Les aides financières qui peuvent être de plusieurs types dont la prime à la casse ou l'accord d'un prêt bon marché.

### Le soutien de l'ADEME : *benchmark* sur les *Low Emission Zones*, études de faisabilité et recherches appliquées

L'ADEME étudie le concept des *Low Emission Zones* (restriction de la circulation des véhicules les plus polluants) depuis 2009 à travers un *benchmark* actualisé chaque année. C'est notamment sur la base de ces retours d'expériences positifs en termes de diminution de la pollution aux particules fines dans plusieurs villes européennes que l'ADEME a lancé un appel à projet visant à accompagner plusieurs collectivités dans la faisabilité de cette mesure. Ainsi, huit collectivités (Paris, Plaine Commune, Grand Lyon, Grenoble-Alpes Métropole, Pays d'Aix, Clermont Communauté, Nice-Côte d'Azur<sup>(7)</sup> et la Communauté Urbaine de Bordeaux) sont accompagnées par l'ADEME pour définir des modalités et conditions d'accès à la zone en fonction du contexte local et évaluer l'impact sur la qualité de l'air du dispositif ainsi envisagé. Ces études ont également pour ambition de lever les verrous juridiques, réglementaires, organisationnels, socio-économiques, comportementaux et techniques. Les études ont débuté fin 2010 et certaines se poursuivront jusqu'à mi-2013.

(6) <http://buldair.org/category/arborescence-du-site/actions-pour-ameliorer-la-qualite-de-l-air/plans-d-actions/zapa-lez/do>.

(7) Nice Côte d'Azur a renoncé en mai 2012 à étudier plus en avant la faisabilité de la mesure.

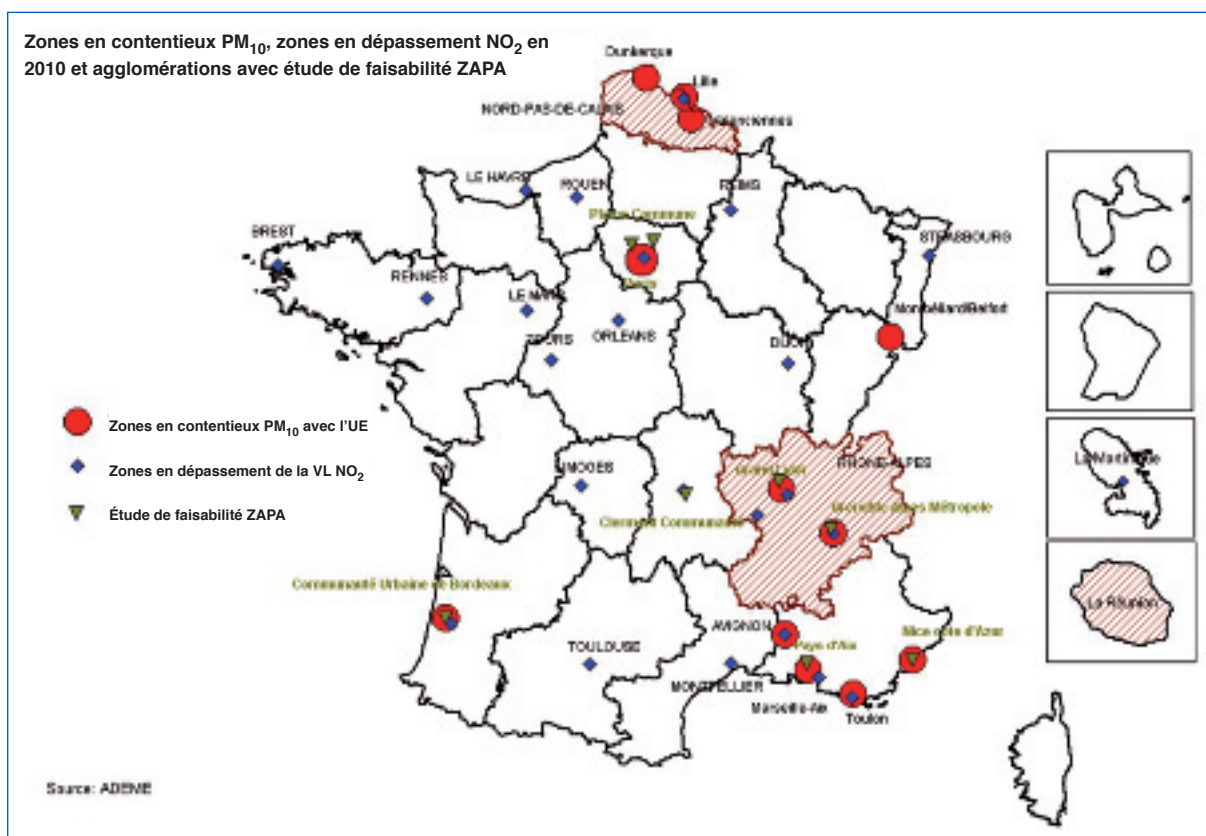


Figure 2.

Carte localisant les problèmes de qualité de l'air en France (pour les particules PM<sub>10</sub> et le NO<sub>2</sub>) et les 8 collectivités locales étudiant la faisabilité d'une ZAPA (source : ADEME)

Air quality issues in France in 2010 and the 8 French cities studying the feasibility of the ZAPA

Le *benchmark* de l'ADEME sur les *Low Emission Zones* a mis en évidence que l'évaluation des dispositifs nécessite des méthodes et outils spécialement adaptés. Aussi, dans le cadre du programme de R&D PRIMEQUAL<sup>(8)</sup>, un Appel à Proposition de Recherches (APR) a été lancé en 2011, en parallèle des études de faisabilité. L'objectif principal de cet APR est d'accompagner les expérimentations de zones environnementales afin de contribuer à l'évaluation de leur efficacité et d'identifier les facteurs de réussite, tant sur les plans environnementaux, qu'économiques et sociaux. Les projets retenus concernent l'évaluation des impacts des ZAPA sur la qualité de l'air ainsi que leurs bénéfices sanitaires et économiques, les méthodes d'évaluation de parcs roulant et l'acceptabilité de ces dispositifs. Dans le but de produire une évaluation socio-économique de la ZAPA, une thèse ADEME-Ville de Paris a aussi été lancée fin 2011. Son objectif est de créer un outil d'évaluation économique des politiques publiques avec leurs interdépendances intra et intertemporelles, c'est-à-dire embrassant non seulement les effets d'une politique mais aussi les effets croisés avec ceux des autres politiques publiques connexes.

### Trois exemples de travaux menés dans le cadre des études de faisabilité

#### 1. Déterminer la composition d'un parc roulant sur une zone donnée

Afin de pouvoir évaluer le plus finement possible l'impact de la restriction de circulation des véhicules les plus polluants sur la qualité de l'air, les caractéristiques des véhicules circulant sur le territoire doivent être connues de façon précise : type de véhicule, âge, motorisation... car ces paramètres permettent d'établir les niveaux d'émission des véhicules, ceux-ci étant réglementés (normes Euro) et devenant de plus en plus stricts avec le temps. Des données nationales sont accessibles mais une connaissance fine du parc roulant local permet de mieux estimer les émissions locales de polluants atmosphériques d'origine routière.

De plus, l'évaluation de l'impact économique et sociale de la ZAPA passe également par la connaissance des usagers du territoire et de leurs pratiques en termes de déplacement et des alternatives à l'usage de la voiture qui s'offrent à eux (notamment l'accès aux transports en commun). Aussi, les collec-

(8) PRIMEQUAL = Programme de Recherche Interorganisme pour une Meilleure Qualité de l'Air à l'échelle globale (<http://www.primequal.developpement-durable.gouv.fr/>).

tivités se sont attachées dans leurs études de faisabilité à mener des études spécifiques pour acquérir des données territorialisées. Pour cela, elles ont réalisé des enquêtes sur le terrain (arrêt de véhicules en circulation pour interview du conducteur et/ou relevé des plaques d'immatriculation) ou exploité les résultats des enquêtes « ménages déplacement ».

### 2. Étudier la faisabilité sociale

Certaines collectivités ont plus précisément axé leur étude de faisabilité sur la faisabilité sociale de la mesure *via* la réalisation d'études sociologiques. Pour cela, elles ont réalisé des enquêtes par questionnaires auprès des habitants et usagers du territoire (entreprises, salariés ne vivant pas sur le territoire mais y travaillant, professions libérales...) mais également par des entretiens en face à face ou lors de *focus group*. Ces études sociologiques sont également le moyen pour les collectivités d'identifier les mesures d'accompagnement qui sont nécessaires à la mise en place des ZAPA afin que la population habitant ou travaillant ne soit pas trop pénalisée, notamment pour celle la plus modeste dont les déplacements sont déjà fortement contraints.

### 3. Déterminer les pratiques de chauffage au bois

La restriction de circulation ne peut pas être considérée comme l'unique solution qui permettra de résoudre tous les problèmes de qualité de l'air du territoire mais, insérée dans un plan d'actions plus

large, elle devrait permettre de faire la différence. Certaines collectivités s'intéressent également aux autres sources d'émission que celles liées au trafic routier. C'est notamment le cas de l'impact du chauffage au bois sur la qualité de l'air. Tout comme il est nécessaire de connaître finement le parc roulant afin d'estimer au mieux ses émissions, il est nécessaire de connaître finement le parc d'appareils de chauffage au bois pour calculer son impact. Ainsi, une collectivité réalise une enquête afin de déterminer les pratiques de chauffage des habitants et plus précisément de la partie de la population se chauffant au bois.

### ZAPA : un dispositif à améliorer

Les études de faisabilité ZAPA pointent des difficultés d'ordres techniques et socio-économiques pour la mise en place de mesures de restriction de la circulation qui viseraient les véhicules transport de marchandises et/ou de personnes les plus polluants. Néanmoins, à la lumière des résultats des zones environnementales européennes, ce type de mesure peut s'avérer efficace pour abaisser les niveaux de particules et de dioxyde d'azote dans les grandes agglomérations. Le dispositif est à améliorer. Récemment, un comité interministériel sur la qualité de l'air a été créé par le ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie afin de retravailler le dispositif initial des ZAPA et de bâtir avec les villes des solutions concrètes permettant d'améliorer la qualité de l'air.

## Étude de faisabilité d'une ZAPA : l'exemple de Grenoble-Alpes Métropole

### Entretien avec Hélène Poimbœuf, chef de projet environnement à Grenoble-Alpes Métropole, pour l'ADEME par Isabelle Bellin

Cette communauté d'agglomération de 310 km<sup>2</sup> (28 communes dont la ville de Grenoble, soit un demi-million d'habitants) est un des territoires français chroniquement en dépassement des valeurs limites européennes à la fois sur les NO<sub>2</sub> et les PM<sub>10</sub> avec des pics de pollutions de plusieurs jours comme en 2011 (57 jours au lieu des 35 autorisés par la réglementation). Hélène Poimbœuf, chef de projet environnement à Grenoble-Alpes Métropole, explique que les calculs effectués dans le cadre de l'élaboration du Plan de Protection de l'Atmosphère (PPA) ont montré qu'il fallait réduire le trafic de 10 % dans le centre de l'agglomération pour honorer les obligations du territoire vis-à-vis de la commission européenne d'ici à 2015<sup>(9)</sup>. « Impossible dans ces délais : notre nouveau Plan de déplacements urbains (PDU) donnant des objectifs pour 2020 et 2030 n'entrera en vigueur qu'en 2014. Nous avons donc saisi l'opportunité d'une ZAPA comme une nouvelle mesure d'amélioration de la qualité de l'air, susceptible de nous permettre d'éviter les dépassements, sachant que nos deux prochaines lignes de tramway devraient être mises en service fin 2014 et permettre d'offrir une alternative aux personnes touchées par l'interdiction de circulation ». Le planning est toutefois serré. Grenoble-Alpes Métropole a débuté son étude de faisabilité courant du deuxième trimestre 2011.

Un comité de pilotage a été créé ainsi qu'un comité technique associant le Syndicat mixte de transport en commun de l'agglomération grenobloise (SMTC), la Direction générale de l'environnement, de l'aménagement et du logement (DREAL) qui pilote le PPA, Air Rhône-Alpes<sup>(10)</sup> et la ville de Grenoble. Premier objectif : définir le périmètre de la ZAPA. « Finalement, il représenterait 10 km<sup>2</sup> et engloberait la moitié de la ville de Grenoble.

(9) Respect des valeurs limites de concentrations horaires en NO<sub>2</sub>.

(10) Association Agréée pour la Surveillance de la Qualité de l'Air en Rhône-Alpes.

Pour compléter ce périmètre défini dans le centre de l'agglomération, une action du PPA propose d'interdire la circulation des poids lourds et véhicules utilitaires légers sur la rocade », explique Hélène Poimbœuf.

En termes de faisabilité, Air Rhône-Alpes a modélisé avec ses propres outils l'impact sur la qualité de l'air de différents scénarios de ZAPA (périmètre, catégorie de véhicules concernés, niveaux de restriction). Le meilleur compromis améliorerait la qualité de l'air pour 66 % de la population aujourd'hui exposée au dessus des valeurs limites. En complément des autres mesures prévues dans le PPA, la ZAPA sur un périmètre de 10 km<sup>2</sup> dans le centre de l'agglomération permettrait théoriquement d'être en conformité avec la réglementation européenne. En parallèle, Air Rhône-Alpes a également calculé l'impact de la réduction des vitesses de 90 km/h à 70 km/h sur la rocade. Cette action s'est avérée avoir très peu d'effet sur la qualité de l'air.

Quid de la faisabilité sociale de la restriction de circulation ? Hélène Poimbœuf explique : « Nous avons souhaité mesurer l'acceptabilité sociale d'une telle mesure : l'Institut d'études politiques de Grenoble a donc mené une enquête d'opinion auprès de 950 ménages de l'agglomération<sup>(11)</sup>. Les questions portaient sur la conscience ou non du problème de pollution atmosphérique, son lien avec la santé publique, la perception de la ZAPA après une explication détaillée, la façon dont chacun pensait s'adapter, l'opinion sur le périmètre, les mesures d'accompagnement possibles, etc. : 68 % des ménages étaient plutôt favorables à la ZAPA en début de questionnaire, 59 % en fin de questionnaire, ce qui constitue néanmoins une large majorité. Pour ces mêmes raisons d'acceptabilité, nous avons souhaité prendre en compte la problématique de la desserte locale pour le transport de marchandises, les chantiers de BTP et les artisans. Nous avons échangé avec les fédérations du bâtiment et les représentants de professions, fortement opposés à une ZAPA. La solution pourrait passer par des dérogations et une mise en conformité des véhicules sous 2 ou 3 ans ».

Un des freins à la mise en place de la mesure soulevé par les études de faisabilité des différentes collectivités concerne le contrôle du respect de la mesure et l'identification des véhicules circulant dans une ZAPA. « Même si nous n'avons pas travaillé spécifiquement sur les modalités de contrôle, il nous a paru évident que le système devait être national, avec une vignette unique pour toutes les ZAPA françaises. Sur ce point et de manière générale, les services de l'État attendaient de nous des propositions que nous n'étions pas en mesure de formuler. À ce titre, le comité interministériel mis en place par Delphine Batho devrait apporter des solutions », explique Hélène Poimbœuf.

Aujourd'hui, Grenoble-Alpes Métropole poursuit des travaux spécifiques dans le cadre de son étude de faisabilité qui devrait s'achever mi-2013.

(11) Lire également dans ce numéro l'article « Étude d'acceptabilité sociale de la ZAPA de l'agglomération grenobloise » de S. La Branche.



# Quand la sociologie interroge les ZAPAs

Naïda MOHAMED<sup>(1)</sup>

## L'étude de faisabilité ZAPA à Plaine-Commune

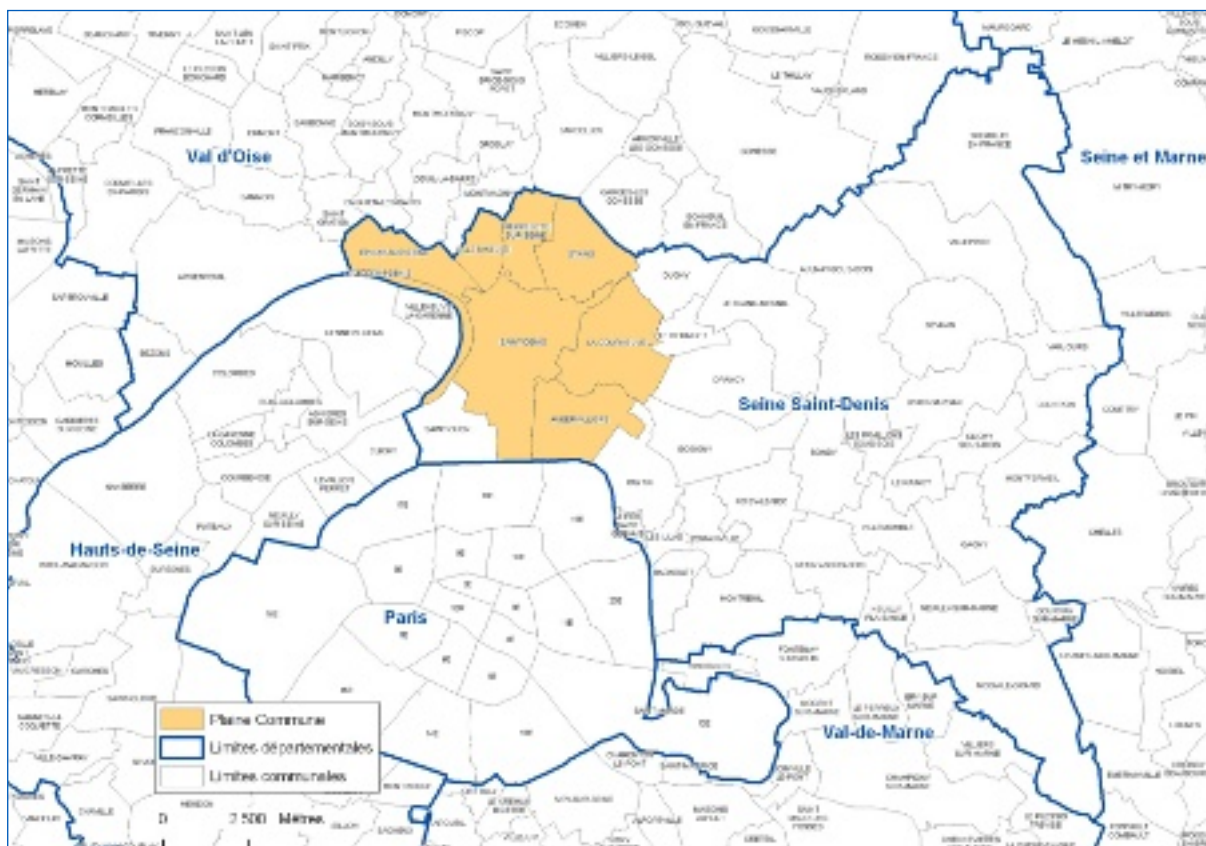
Face aux enjeux sanitaires de la pollution de l'air, la communauté d'agglomération de Plaine-Commune<sup>(2)</sup>, située au nord de Paris en Seine-Saint-Denis s'est portée volontaire parmi les huit collectivités de l'appel à projets « ZAPA » de l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME) aux côtés de Paris, la Communauté d'agglomération du Pays d'Aix, Grenoble Alpes Métropole, le Grand Lyon, Clermont Communauté, la Communauté urbaine de Bordeaux et Nice Côte d'Azur.

La ZAPA, Zone d'Actions Prioritaires pour l'Air, est une mesure issue de la loi Grenelle 2 proposée aux collectivités consistant à expérimenter sur une durée de trois ans une restriction de circulation de véhicules pour améliorer la qualité de l'air. Comme dans la capi-

tale parisienne, la qualité de l'air à Plaine-Commune est jugée médiocre à très médiocre (Association de surveillance de la qualité de l'air, Airparif).

Si Plaine-Commune est fortement impactée par la pollution de l'air, liée notamment au trafic automobile généré par les axes routiers qui la traversent (A86, A1, boulevard périphérique, ex Rn-2), dans le cadre de son étude de faisabilité ZAPA, la collectivité d'agglomération a choisi de s'intéresser particulièrement à l'équité à la fois socio-économique et territoriale de cette mesure en menant *via* un cabinet d'études (Aristat<sup>(3)</sup>), une enquête sociologique de terrain auprès des acteurs du territoire : habitants, salariés (résidents et non résidents), entreprises et étudiants.

Compte tenu des résultats de l'étude de faisabilité ZAPA et de son cadre réglementaire, les élus communaux ont décidé le 21 juin 2012 de ne pas déposer



(1) Chargée de mission écologie urbaine, Communauté d'agglomération de Plaine-Commune.

(2) La Communauté d'Agglomération de Plaine-Commune est composée de huit communes : Aubervilliers, Épinay-sur-Seine, La Courneuve, L'Île-Saint-Denis, Pierrefitte-sur-Seine, Saint-Denis, Stains et Villetaneuse.

(3) Aristat, Agence de recherche et d'ingénierie statistique, Paris.

de candidature à l'expérimentation d'une restriction de circulation automobile sur le territoire au 13 juillet 2012. Pour autant, cet enjeu sanitaire demeure une priorité incontournable, c'est pourquoi Plaine-Commune reste fortement mobilisée pour mettre en œuvre un dispositif de réduction de la pollution de l'air subordonné à un ensemble de conditions : **équité sociale, prise en compte des spécificités territoriales**, dispositif à mettre en place à l'**échelle métropolitaine, accompagnement** conséquent de l'État.

Retour sur la démarche entreprise par la communauté d'agglomération depuis plus d'un an et particulièrement sur les échanges d'un colloque organisé dans le cadre des travaux de Plaine-Commune et de l'ADEME sur la « faisabilité sociale » des ZAPA.

## Colloque sur la faisabilité sociale des ZAPA : principaux enseignements

À l'aide d'experts pluridisciplinaires, en partenariat avec l'ADEME, Plaine-Commune a organisé le 8 novembre 2011 un atelier de travail sous forme de colloque sur la « faisabilité sociale de la ZAPA ». Ce colloque a permis d'apporter de premiers éléments de réflexion et de débat dans ce champ encore peu étudié en France en l'absence d'expérimentation de cette enveloppe en France. Chargés de projets, ingénieurs des collectivités territoriales étudiant la faisabilité d'une ZAPA, élus politiques, sociologues, urbanistes, géographes, politologues étaient présents lors de cette journée pour avancer collectivement sur cette réflexion. En voici les principales conclusions...

### Éléments d'analyse sociologique

Pour réduire la pollution atmosphérique des cœurs d'agglomération, la mesure ZAPA cible les véhicules les plus polluants (i.e. les plus anciens) et touche particulièrement les populations les plus défavorisées dans le cas de la voiture. Cela peut conduire au renoncement de certains déplacements parmi les personnes et entreprises les plus dépendantes de l'automobile. L'élaboration de mesures sanitaires de protection de l'air semble donc rentrer en confrontation directe avec le paradigme du **droit à la mobilité**. Outre la question de l'accès à la centralité se pose en effet celle de la capacité du renouvellement des véhicules, seule alternative envisagée à court terme. Ainsi, dans un modèle foncier générateur d'inégalités socio-spatiales, de « gentrification », et de ségrégation urbaine en France, il n'apparaît pas anodin de s'interroger sur la faisabilité sociale, culturelle, économique

et politique d'une déclinaison des Zones à basses émissions (LEZ : *Low Emissions Zones*) dans l'hexagone.

### *La ZAPA, vers un renforcement des inégalités ?*

Un premier constat nécessite d'être posé. En France, **les populations les plus modestes sont très peu véhiculées** : un tiers des ménages les plus modestes n'a pas de voiture<sup>(4)</sup>. Par ailleurs, ce sont ces dernières qui effectuent **les déplacements en voiture les plus courts et les moins fréquents** (en moyenne 19 km/jour contre 30 km pour les plus aisés en grande couronne francilienne, et 9 000 km/an contre 32 000 km/an pour les catégories les plus aisées<sup>(5)</sup>). On observe également de manière générale auprès de ces populations, une absence de maîtrise des déplacements et de la mobilité. Les populations modestes se présentent ainsi déjà en situation de vulnérabilité en termes de mobilité. Leur faible taux de motorisation suppose en outre une dépendance particulière à l'automobile.

Un projet de restriction de circulation ZAPA laisserait alors présager une difficulté accrue d'accessibilité du centre-ville voire, selon le sociologue Yves Jouffe<sup>(6)</sup>, un « renforcement de la gentrification des centres » et « une ghettoïsation des marges ». Pour ceux qui n'ont que la voiture pour se déplacer, notamment dans les trajets pendulaires domicile-travail, cette vulnérabilité amène à repenser les compensations d'une ZAPA : en première ligne de mire, un **report modal vers les transports en commun** ou d'autres solutions.

Cependant, **en Ile-de-France** notamment, contrairement à d'autres expérimentations européennes, cette alternative est peu envisageable en raison de la **saturation actuelle des réseaux** (Stif). Dans un scénario noir de la ZAPA, les populations excentrées des zones denses, risqueraient donc d'avoir pour seules options de « se soumettre à une mobilité éprouvante, s'ancrer dans le local, ou s'opposer par des moyens légaux, illégaux ». Yves Jouffe considère en effet que la ZAPA, imposée aux populations vulnérables sans contrepartie, freinera non seulement la mobilité et pourra même agir comme « accélérateur de ségrégation »<sup>(7)</sup>.

Pour faire face à ce risque de renoncement à la mobilité, l'un des solutions prônées par ce dernier serait alors un **investissement dans le développement local**.

### *Un enjeu de mobilité qui interroge la qualité de vie*

Les discussions du colloque ont principalement convergé vers la nécessité de **recentrer la ZAPA sur**

(4) Sur la base de l'Enquête Nationale Transport (ENT) de 2008, comparaison du premier quartile, quart le plus pauvre de la population française, au dernier quartile, quart le plus riche.

(5) Ibid.

(6) Sociologue au Laboratoire Ville Mobilité Transports, Université Paris Est – Marne-la-Vallée.

(7) Cf. *risques de ghettoïsation*, Loïc Wacquant, *Parias urbains, gettho, banlieues, État. La Découverte, Paris (2006)*.

**une réflexion globale autour d'une stratégie de mobilité.** Selon le sociologue-consultant Étienne Doyen<sup>(8)</sup>, à l'heure actuelle, la ZAPA évacue la question de la maîtrise du nombre de déplacements. Or, pour lui, « l'acceptabilité du discours se fera sur la performance, la facilité des déplacements en ville ». La question clé de l'ancrage territorial soulevée par Yves Jouffe et du logement est également largement revenue dans les débats, concluant que la ZAPA devait allier le double objectif d'une qualité de l'air et d'une qualité de vie. En termes de **report modal**, la ZAPA ouvre également un vaste champ de réflexion. L'analyse sociologique du choix modal révèle qu'il s'agit d'un processus complexe. En effet, ce dernier ne peut se réduire à une rationalité instrumentale (optimiser le temps et le coût du déplacement) et fait appel en bonne partie à des éléments non rationnels comme l'a mis en exergue Étienne Doyen lors de l'atelier. « C'est un modèle de raisonnement plus complexe, d'autant plus que le symbole de la voiture n'est pas le même pour tout le monde (fonctionnel, affectif...) et que certains comportements sont socialement distribués » (par exemple les catégories les plus défavorisées fument plus, comme l'indique Yorgos Remvikos<sup>(9)</sup>). Le changement de comportements en matière de mobilité est donc un univers à pleinement investiguer sociologiquement. Concernant la ZAPA, d'après les premières observations de l'étude sociologique menée à Plaine-Commune par Aristat, **la contrepartie principale attendue d'une ZAPA par les habitants est l'amélioration très forte des transports en commun** : « plus agréables, mieux adaptés à leur mobilité ». Cela est sans équivoque la compensation voulue. La capacité d'adaptation à une ZAPA se situerait donc à la fois au niveau des revenus et de la qualité des transports en commun.

La ZAPA implique par ailleurs de renouveler l'approche communicationnelle de la mobilité durable, en ciblant de nouveaux publics et *via* de nouvelles stratégies. Plutôt que de communiquer sur des aspects rationnels de santé-environnement (notamment auprès d'une partie de la population complètement réfractaire à ce type de communication institutionnelle), le sociologue Étienne Doyen nous invite par exemple à « vendre la mobilité durable » en la rendant « plus désirable, séduisante et attractive tel un produit de consommation » à l'instar du marketing automobile. Les transports en commun comme la voiture en situation d'embouteillage, sont tous deux un lieu de crispation des tensions sociales. De même que pour la voiture, le choix modal vers les modes

actifs obéit à des aspects irrationnels et représentations symboliques de la mobilité qu'il serait nécessaire de comprendre et d'appréhender. Il existe en outre, selon le géographe-urbaniste Guillaume Faburel<sup>(10)</sup>, un profil sociologique d'automobilistes « exclusifs sensibles à l'environnement » qui sont des « automobilistes par défaut » et qui souhaiteraient que des mesures soient prises pour changer de comportement modal. Cette population qui aimerait agir plus pour l'environnement se trouve dans une « dissonance cognitive », concept de psychologie sociale<sup>(11)</sup> qui traduit de fortes contradictions sociales contemporaines. Une réadaptation de l'offre actuelle ainsi qu'une analyse approfondie et ciblée des attentes des populations serait une piste pour rompre avec des pratiques de mobilité routinières, imprégnées par le poids des habitudes pour renforcer une mobilité durable : transports en commun, vélo ou marche à pied.

#### *Un déficit de communication sur la pollution de l'air*

« Invisible, échappant aux sens, la pollution n'est perçue qu'indirectement, à travers les odeurs, les poussières ou des troubles somatiques », « elle est effacée par le bruit, plus immédiatement agressif ». Lionel Charles, sociologue ayant mené une étude pour Airparif<sup>(12)</sup> pointe et confirme une **méconnaissance des enjeux de qualité de l'air**. Il constate que la pollution routière est mal cernée, « notamment par ceux qui vivent ou travaillent le long des grands axes de l'agglomération parisienne ». Toutefois, la pollution atmosphérique (sans être directement associée à la pollution routière) est perçue « comme une source potentielle de pathologies, en particulier pour les enfants ». Les populations se sentent en revanche véritablement démunies « face à une réalité sur laquelle elles n'ont pas prise et attendent, non sans recul critique, un engagement plus ferme de la puissance publique ». De surcroît, il existe une **très forte confusion entre l'enjeu de la qualité de l'air et le réchauffement climatique**. Dans la presse, le CO<sub>2</sub> est en effet présenté comme un polluant, ce qui selon Isabelle Roussel<sup>(13)</sup> place les populations dans une **grande confusion face au tri d'informations contradictoires**. De même, elle indique que l'indice atmosphérique (ATMO) et les politiques du développement durable en général sont peu connus.

Dans le cadre de la politique de lutte contre la pollution atmosphérique, la santé apparaît comme un axe important de communication à développer. Selon Dominique Carré (conseiller communautaire délégué

(8) Sociologue-consultant pour Traject, Bruxelles.

(9) Chercheur-enseignant à l'université de Saint-Quentin-en-Yvelines.

(10) Maître de conférences à l'Institut d'Urbanisme de Paris, géographe-urbaniste à l'université Paris-Est Val-de-Marne.

(11) *Dissonance cognitive : théorie majeure de la psychologie sociale élaborée par Festinger (1957). Selon cette théorie, lorsque les circonstances amènent une personne à agir en désaccord avec ses croyances, celle-ci éprouve un état de tension inconfortable appelé dissonance, qui, par la suite, tend à être réduit, par exemple par une modification de ses croyances dans le sens de l'acte* (Élisabeth Deswarte, Psychologie-Sociale.com 2011).

(12) Newsletter Airparif n° 36, août 2011.

(13) Professeure émérite à l'université de Lille 1, vice-présidente de l'Association Pour la Prévention Atmosphérique (APPA).

à la mobilité et aux transports à Plaine-Commune, porteur du projet d'étude ZAPA), cet aspect est pourtant négligé dans les communications de masse. Jusqu'à présent, la qualité de l'air n'était pas au cœur des politiques locales et était principalement abordée sous l'aspect des « normes, sources, microgrammes par m<sup>3</sup> » : « on favorise une communication par les sources plutôt que par les émissions ». Cette communication sur la norme est jugée préjudiciable, car « les seuils sont toujours dépassés », d'autant plus que l'on sait que la pollution est nocive même à des niveaux très faibles. Parallèlement à une meilleure connaissance physico-chimique de l'atmosphère, on constate en effet que malgré la diminution (faible) des polluants, les maladies augmentent.

C'est donc plutôt sur cet aspect qu'il paraît nécessaire de se concentrer.

Le déficit de communication sur l'air se renforce en outre selon le socio-politologue Erwan Lecœur par l'absence pour la ZAPA de *story-telling*. « Pourquoi la ZAPA aujourd'hui ? » Ce **travail discursif** paraît **tout aussi, sinon plus important à faire** selon lui, que les recherches de solutions techniques. Lionel Charles rappelle quant à lui également l'importance des éléments de récit, constatant **en France que la question de la qualité de l'air n'a pas été historisée**. La Grèce a par exemple très tôt mis en place des mesures de régulation de circulation *via* un discours très critique sur l'automobile<sup>(14)</sup>. Le Royaume-Uni suite à un *smoke, fog* qui a fait plusieurs milliers de morts, a dès 1952 mis en place son *Clean air act*<sup>(15)</sup>. **En France, a contrario, il n'y a jamais eu de remise en question de l'automobile**. Selon la politologue Chloé Vlassopoulou<sup>(16)</sup>, l'automobile a toujours été présentée politiquement comme « une machine durable », comme « un signe de progrès à encourager » et non à réguler. Les politiques, encouragées par la puissance du lobby automobile français, ont en effet poussé la société française vers le « tout-automobile » et historiquement fortement freiné l'introduction de mesures restrictives de la voiture.

### *La nécessité de coproduire l'adhésion sociale*

Guillaume Faburel qui s'est intéressé à « l'acceptabilité de mesures contraignantes liées à l'usage de l'automobile »<sup>(17)</sup>, a souligné l'importance d'assurer aux populations subissant la contrainte de ne pas être les seules à contribuer à l'effort. Pour lui, il est nécessaire de coproduire l'adhésion sociale aux mesures avec les acteurs territoriaux, et ce, dès les premiers éléments de diagnostic. Pour y parvenir, il suggère de mettre en place des dispositifs participatifs avec des actions respectant le principe d'« équité territoriale et de justice sociale ». Cette mise en œuvre d'une « régulation collective » peut et doit alors préférentiellement être initiée par les pouvoirs publics qui possèdent un gage de légitimité en la matière (sur le code de l'environnement et le suivi de l'évaluation de certaines réglementations par exemple). De ces constats découle ainsi la suggestion d'étendre volontairement le périmètre d'une ZAPA pour toucher d'autres couches de population. Le cabinet Eureka<sup>(18)</sup> défend par exemple que « la géométrie de la ZAPA (périmètre) sera d'autant mieux acceptée qu'elle sera partagée ». « Nous avons identifié des quartiers plus pollués. Le risque est de rajouter une couche de précarité à des gens déjà en situation difficile. Il est donc sans doute intéressant de **diluer le problème** en touchant une population moins vulnérable mais plus large, et de **mettre des dérogations pour les plus défavorisés** »<sup>(19)</sup>.

### **À la lumière des LEZ européennes : leçons opérationnelles pour la France**

#### *Réaliser un projet global et cohérent*

La ZAPA, « outil des collectivités pour la qualité de l'air »<sup>(20)</sup>, doit « intégrer la conception d'une agglomération polycentrique », et « arbitrer entre local et global » comme l'indique le vice-président délégué à l'écologie urbaine de Plaine-Commune, Michel Bourgain. Elle n'est, comme le démontrent les études d'efficacité des LEZ en Europe, nullement une

(14) Mise en place dans les années 1970 d'une zone de circulation alternée dans le centre d'Athènes après une interdiction d'importation des véhicules diesel en 1958 et une interdiction de circulation des véhicules diesel en 1970 et un discours très critique sur les nuisances de la voiture : pollution, dangerosité, risques.

(15) En 1952, un puissant anticyclone s'est installé au-dessus de Londres, le fog, brouillard traditionnel londonien, a stagné et s'est alors chargé de particules issues du chauffage au charbon et des gaz d'échappement.

Selon la revue américaine *Environmental Health Perspectives*, il s'agit de l'« un des épisodes de pollution atmosphériques les plus importants de l'histoire, en matière de sensibilisation du public, d'incidence sur la recherche et de levier pour l'action gouvernementale ». En effet, à la dissipation du nuage, 12 000 personnes ont été tuées et des dizaines de milliers de malades recensés. Ce smoke a abouti à Londres au *Clean air act*, première loi de protection de l'air en 1956. Source : Revue XXI, « Particules fines : la santé dans le brouillard ? », avril/mai/juin 2011, p. 18.

(16) Professeure de sociologie des politiques publiques, université de Picardie-Jules Verne.

(17) G. Faburel, A. Grenier, S. Charre, « L'acceptabilité sociale des limitations à l'usage de l'automobile en ville pour cause environnementale », *Air Pur* n° 73 (deuxième semestre 2007).

(18) Prestataire de l'étude pour la Communauté du Pays d'Aix.

(19) Pascal Faucher, directeur du cabinet Eureka.

(20) Ministère de l'Écologie, du Développement Durable, du Transport et du Logement, 2011.

mesure suffisante pour lutter efficacement contre la pollution de l'air. **La LEZ**, selon les recommandations éclairées de nos voisins allemands de la Ruhr, **doit s'insérer dans un ensemble d'actions global**. Ce plan global doit être intégré et partenarial avec toutes les structures publiques infra- et supra-nationales pour réfléchir collectivement à « un plan qui s'articule dans une dynamique ascendante avec des mesures d'en bas et d'en haut, de court, moyen et long termes » (M. Bourgain)<sup>(21)</sup>. La ZAPA, selon les collectivités territoriales qui l'étudient, nécessite une plus grande coopération de l'État et un **portage politique partagé**. L'arrêté ZAPA de 2011 prévoit par exemple une surveillance des polices municipales seules, sans garantir une harmonisation nationale de vignettes d'identification des véhicules dans le cas d'une surveillance manuelle (à l'inverse de la majorité des LEZ en Europe). Or les compétences en termes de contrôle de la ZAPA sont manquantes aux agglomérations, ce qui pose de réels problèmes de faisabilité technique (polices municipales, politiques de stationnement conférés aux communes). Lorsque l'on sait que la réussite du contrôle est primordiale pour l'efficacité d'une ZAPA, on envisage que l'adhésion des forces de police est essentielle dans la réussite d'une telle mesure. Dans la mise en place de la LEZ en Grèce, les policiers ont refusé de contrôler en permanence estimant que cela ne relevait pas de leurs compétences (charge de travail supplémentaire) et le personnel administratif a octroyé la délivrance de doubles plaques (paires/impaires). Des formes similaires de « laxisme » ont été également observées en Allemagne où le contrôle a été particulièrement assoupli au bout de plusieurs mois (contrôle manuel des polices dans la ville d'Essen). Dans ces pays, il semble important de rappeler que l'ensemble de la politique de restriction de circulation a été porté à un niveau supra-local. En Grèce, la ZAPA s'est faite sur décision gouvernementale, discutée au Parlement. Dans la Ruhr, c'est au niveau fédéral que le projet a pu être porté, *via* la réalisation notamment d'une communication globale. Dans un souci d'**harmonisation entre les ZAPA et avec les politiques menées au niveau national** (Plan de protection de l'atmosphère, Plan particules...), un portage politique national cohérent est donc attendu des collectivités.

#### *La nécessité de communiquer massivement en amont*

Peu de leviers d'aide à la mise en œuvre sont prévus pour les LEZ en France : outre des délais courts pour le temps accordé à la concertation, la place de la communication et des actions de sensibilisation et de pédagogie de la ZAPA est occultée, alors que les modèles connus de LEZ en Europe nous montrent la

nécessité de « prévoir un temps long d'information et de communication et une mise en place graduée » (M. Bourgain).

*« Si vous avez l'intention de mettre en place une LEZ, préparez-vous à subir des pressions de toutes parts. Il sera difficile de trouver les arguments pour convaincre. Un travail important de communication en amont est nécessaire pour faire accepter les mesures auprès du grand public. »*  
Témoignage de la ville d'Essen en Allemagne lors d'un voyage d'études organisé par l'ADEME pour les collectivités de l'appel à projets ZAPA

*(René Nübel, Département à l'aménagement et à la gestion de trafic et Département de l'Environnement).*

#### **Défis et conditions de réussite**

##### *Une situation d'impréparation des LEZ françaises*

La restriction de circulation telle que proposée par la ZAPA reste un « outil » en construction, auquel les collectivités ne sont aujourd'hui pas préparées. Dominique Carré, l'élu porteur de l'étude ZAPA à Plaine-Commune, soulignait que l'échelle de temps de mise en œuvre de la ZAPA était très contractée (deux à trois ans) avec de réels obstacles pour coproduire socialement une mesure dans ces délais. Michel Bourgain, vice-président de Plaine-Commune, résumait quant à lui les difficultés de l'élu de la manière suivante : la nécessité de manier des outils de concertation et de démocratie participative, de manœuvrer des approches techniques et humaines (toute la complexité de l'histoire et de l'individu) et de confronter l'infini et les limites (l'air et la qualité de l'air sur la santé). Bien que « les acteurs territoriaux soient crédités d'une confiance certaine » et se présentent parmi les plus légitimes auprès des citoyens (G. Faburel), ces derniers sont poussés à « prendre des décisions urgentes dans un état d'impréparation générale » (M. Bourgain). Concerter, oui, mais comment et quand ? Les collectivités se sentent démunies pour concerter. La ZAPA est selon Jean-Stéphane Dévisse, expert en consultation sociale<sup>(22)</sup>, plus complexe que la question du développement durable, question de long terme qui n'a, *a priori*, pas d'effet immédiat. C'est « un sujet concret dont les impacts sont directs sur les gens qui vivent et qui passent ». Si la concertation permet, sous certaines conditions, de « renforcer la capacité de participation des citoyens » (Albane Gaspard<sup>(23)</sup>, ADEME), celle-ci est « un processus chronophage et qui demande des ressources, notamment internes, et une bonne connaissance préalable du contexte local : conflits

(21) Également maire de L'Île-Saint-Denis, située dans la CA.

(22) Au sein du cabinet Médiation environnement à Nantes, membre de la Commission Nationale de Débat Public (CNBP).

(23) Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME), cf. Guide d'aide à la concertation environnementale. Éclairage des sciences humaines et repères, ADEME, 2011.

entre groupes sociaux, ou de personnes » (*ibid.*). Au niveau temporel, la concertation doit se situer en amont, pour éclairer le décideur. Mener à bien une concertation sur un sujet aussi complexe qu'une ZAPA suppose en effet de bien clarifier les choses dès le départ (par exemple expliquer que la qualité de l'air n'est pas le CO<sub>2</sub>) : il est nécessaire de « traduire simplement les enjeux d'une ZAPA, simplifier la question » auprès du grand public, de délivrer une information de qualité comprenant à la fois « flexibilité et souplesse, et laissant entendre que le sujet est encore modifiable » (J.-S. Dévisse). Par ailleurs, outre la question des concertations simultanées et de mobilisation des acteurs (*i.e.* comment concerter les professionnels ?), dans le contexte du calendrier électoral, il paraissait très difficile de mettre en place une concertation entre mars et juin 2012 pour les collectivités (élections présidentielles et législatives). Ces aspects soulèvent encore de nombreuses difficultés et interrogations pour les collectivités.

#### *Associer les politiques pour éviter des effets antagonistes*

En termes d'acceptabilité sociale de la ZAPA, étant donné la confusion existante avec l'effet de serre, il paraît primordial pour les collectivités d'intégrer aux restrictions de circulation, une régulation des émissions de GES (en accord avec les plans climat, les politiques européennes, nationales et territoriales de développement durable). La ZAPA évacue en effet au niveau national la question du CO<sub>2</sub> dans l'arrêté de classification des véhicules. Dans la nomenclature de classification des véhicules proposée, la ZAPA élude dans ses interdictions les véhicules fortement émetteurs de CO<sub>2</sub> (grosses cylindrées/4x4) au risque d'amplifier les confusions existantes. Comme l'analyse François Prochasson (Ville de Paris), il est pourtant nécessaire d'associer les deux politiques (air, climat). On a pu observer par exemple que la mesure « bonus-malus » a profité aux petits véhicules diesel. En enlevant les véhicules interdits, sans prévision de report modal (hypothèse d'un renouvellement du parc seul), on ne peut espérer une baisse naturelle du CO<sub>2</sub>.

#### *Ne pas partir uniquement dans une visée expérimentale*

En termes de faisabilité politique et sociale du projet ZAPA, le sociologue Erwan Lecœur insiste sur la nécessité de ne pas partir uniquement dans une visée expérimentale. Selon lui, « il faut être clair, si c'est juste pour voir si ça marche, c'est inacceptable ». La ZAPA ouvre un changement de perspectives. Il est nécessaire au contraire de faire comprendre qu'il n'y aura aucun retour en arrière pour entraîner un changement d'imaginaire. Selon lui, une mesure politique telle que **la ZAPA doit s'appuyer sur la notion d'irréversibilité.**

#### *Proposer des mesures d'accompagnement à haute valeur ajoutée*

Quelles rétributions socio-économiques peuvent donc être imaginées pour « compenser » l'inégalité de mobilité potentiellement provoquée ou accentuée par une ZAPA ? Pour mettre en place la ZAPA, le politique doit pouvoir identifier mais aussi créer les bénéficiaires selon Erwan Lecœur. Qu'il s'agisse des automobilistes par défaut, des asthmatiques, des enfants et personnes âgées les plus vulnérables, il faut penser les rétributions sur le long terme et « valoriser les bénéficiaires par rapport à des groupes sociaux » (groupes d'opinion, de référence, « gens à qui l'on veut ressembler »). Il est nécessaire par ailleurs selon Yorgos Remvikos de « définir la transaction » pour celui qui subit (sans s'exprimer) et de s'interroger sur des compensations acceptables aussi pour ceux qui sont concernés par des nuisances, ceux qui subissent des risques et des désavantages (*i.e.* celui qui se situe à la frontière d'un périmètre ZAPA). Le politique est génératif de ces compensations et doit s'interroger sur « **des formes de rétribution décalées ou symboliques** » (E. Lecœur). L'une des questions soulignée par Jean-Stéphane Dévisse, expert en processus de concertation (Médiation environnement) est : « **quelle est la valeur ajoutée pour les gens ?** ». La qualité de l'air, la qualité de vie, l'écologie en général ne concernent pas le citoyen seulement mais relèvent de l'intérêt général au sens de Rousseau, intérêt plus large que la somme des intérêts particuliers, note Erwan Lecœur. À cet intérêt général, Bernard Latour intègre par exemple la **prise en compte des générations futures** que l'on peut penser comme des « externalités intergénérationnelles » (Mouez Fodha<sup>(24)</sup>). La réalisation d'un **brainstorming lors de l'atelier de travail** a mis en avant des rétributions ou compensations originales telles que : l'aide à l'acquisition d'un vélo (électrique) par foyer, l'offre de prestation de conseil en mobilité, la mise en place de stages citoyens ou entreprises de découverte « mobilité sans voiture », le développement de transports collectifs à la demande, un service de location de voitures électriques réservé à l'insertion professionnelle entre particuliers, des « chèques services » livraisons à domicile sous la forme d'un service gratuit pour les habitants intra-ZAPA, des primes aux bons gestes (...). En France, telle que la ZAPA est présentée dans les projets de décrets, les possibilités de dérogations nationales sont limitées aux véhicules d'intérêt général (secours, sécurité, armée) et aux personnes à mobilité réduite. **Toute aide symbolique ou matérielle est exclue (y compris le covoiturage)** et les dérogations locales doivent s'accompagner d'une évaluation environnementale (démontrant une modification *a minima* des gains en termes de qualité de l'air).

(24) Mouez Fodha, « Protection mixte de l'environnement et externalités intergénérationnelles », Revue économique 2009/3 (vol. 60), Presses de Sciences Po (2009).

*Partager les responsabilités à l'échelle globale*

Le partage des responsabilités est à la fois interne et externe. Compte tenu des observations précédentes sur une régulation collective, il a notamment été convenu qu'« **aucun portage politique de la ZAPA ne sera possible si la ZAPA consiste à uniquement diminuer la part de la voiture sans toucher à celle du transit** » (J.-S. Dévisse). La ZAPA se pose alors à plusieurs échelles d'espace. Les populations locales ne peuvent être les premiers acteurs touchés par une mesure ZAPA sans être les principaux responsables de la pollution atmosphérique. La source majeure de la pollution de l'air est en effet liée au trafic autoroutier européen de transit.

« Purifier » les centres-villes paraît donc être une étape seulement pour, à long terme, **penser un schéma des activités logistiques durable** parallèlement à des alternatives de relocalisation. Une politique européenne de libre circulation des marchandises, les *Ten T roads*, coexiste en effet à la ZAPA. Il s'agit d'axes de voies rapides réservés sur lesquels il est interdit d'émettre une réglementation

locale ou nationale de restriction automobile. C'est l'un des principaux freins soulevés par l'Allemagne à l'extension de ses mesures LEZ, qui suggère de revoir toute la logistique à l'échelle européenne.

*Transformer le défi de la ZAPA en opportunité*

À travers les réflexions sur la ZAPA, nous avons posé une question sociétale importante et complexe. Interroger, modifier la mobilité amène en effet à toucher à des modes de vie installés et pérennisés dans des rapports sociaux normés et non remis en cause (commerce, libre-échange, droit de circulation). La mesure ZAPA est ainsi un enjeu civilisationnel de mobilité. Elle demande de s'engager dans un travail à plus long terme sur la mobilité des activités et des populations. Il s'agit de réfléchir et agir en amont à la fois sur le transport et le résidentiel, tout en s'appuyant par exemple sur le concept de « ville slow » (opposé à la « ville speed ») traduisant les valeurs montantes de ville apaisée, confortable, agréable à vivre. Passer d'un « droit à la mobilité » à un « droit à

***La candidature originale de Plaine-Commune dans la ZAPA...***

Plaine-Commune est un territoire de transit d'échelon régional et national. Son engagement dans l'étude d'une ZAPA était à la fois défensive et offensive : ne pas « subir la ZAPA » en laissant Paris élaborer une ZAPA seule (avec les reports de trafic, de pollution et de congestion induits en périphérie), et agir en faveur des plus défavorisés qui sont les premières victimes de la pollution de l'air. En termes d'acceptabilité, s'ajoute le critère de l'équité territoriale des mesures. La question du territoire et du périmètre est en effet un facteur important de la faisabilité sociale d'une restriction de circulation quelle qu'elle soit. Les habitants des départements les plus aisés seraient plus enclins à se « sacrifier économiquement ». En effet, dans les Hauts-de-Seine, 40 % des habitants sont prêts à accepter une hausse des taxes sur carburant, 20 % dans le Val-de-Marne, aucun en Seine-Saint-Denis\*. Au sein même de Plaine-Commune, le développement économique est hétérogène, les taux d'équipement automobile sont différenciés au Sud et au Nord. La question de l'équité des mesures revêt alors toute son importance.

Plaine-Commune, communauté d'agglomération composée de huit communes (qui n'ont pas toutes de police municipale) se trouve dans une situation très complexe. La question épineuse de la surveillance d'une ZAPA s'est présentée en effet aux élus : les polices municipales sont confrontées à un niveau de tensions élevé et travaillent déjà sur des sujets plus brûlants que sur la ZAPA. Comment choisir entre la qualité de l'air et la tranquillité publique avec des moyens limités ? Pour toute restriction de circulation, Plaine-Commune, située en périphérie de Paris, doit envisager en l'absence d'aménagement de parkings-relais, le **risque d'une hausse de la pollution dans la périphérie et d'un mécontentement de la population face à une dégradation des conditions de vie et une chute de valeur de leur immobilier** (constatés dans la LEZ d'Athènes). Enfin, la question de **la gouvernance** ne s'arrête pas à la ville de Paris et à l'agglomération de Plaine-Commune. **L'Ile-de-France, l'un des territoires les plus pollués de la métropole, doit faire preuve d'une gouvernance originale et exemplaire**, à la fois étatique et locale. Pour éviter les pénalités de l'Europe, la ZAPA ne pourra se faire dans un « conflit de périmètres » (prise en compte de l'autoroute A86). L'approche doit être globale, progressive, coordonnée, et cohérente pour démontrer une volonté commune. Une action de coopération est indispensable. Sont donc d'ores et déjà envisagée dans les scénarios ZAPA proposés par Paris, l'idée d'un péage urbain dans lequel on pourrait entrevoir une « finalité sociale » en assouplissant les règles d'entrée de la ZAPA (dérogations, dispenses ciblées envers les populations ou entreprises les plus vulnérables, covoiturage...). Les recettes du péage permettraient le financement de mesures d'accompagnement en faveur du renouvellement du parc, d'un report modal, ou d'un ancrage territorial *via* des politiques d'aménagement, de logement et de l'emploi. « Il n'est pas interdit (...) de faire preuve d'un peu d'imagination sur ce terrain ».\*\*

\* G. Faburel, A. Grenier, S. Charre (2007) « L'acceptabilité sociale des limitations à l'usage de l'automobile en ville pour cause environnementale », *Air Pur* n° 73, deuxième semestre 2007.

\*\* Article de droit administratif sur « Le péage urbain », Jean-Bernard Auby, revue mensuelle *Lexisnexis jurisclesseur*, novembre 2011, Repère.

la proximité et à la lenteur »<sup>(25)</sup>, c'est sans doute le type de changement de paradigme que ce défi initie... Se saisir de « l'opportunité ZAPA », tel est le mot d'ordre en conclusion des débats du colloque sur la faisabilité sociale de la ZAPA du 8 novembre 2011. Voir la ZAPA non pas comme une « condamnation du territoire » mais comme une chance. L'étude sociologique à Plaine-Commune a montré que le projet ZAPA avait des vertus très pédagogiques sur un territoire touché par la pollution de l'air<sup>(26)</sup> (2 000 acteurs enquêtés, autant de sensibilisés). Par ailleurs, c'est la première fois que des politiques de protection de la qualité de l'air ont été portées au niveau des collectivités locales. Les politiques en faveur du climat masquant les effets de la pollution de l'air, l'objet ZAPA peut ramener la santé au cœur des politiques locales<sup>(27)</sup>, encore faut-il le construire.

### Suites/ Alternatives à la ZAPA

Les élus communautaires, réunis le 21 juin 2012, ont jugé précoce et inadapté de mettre en place une restriction unilatérale de circulation sur le territoire dans les conditions actuellement fixées par les décrets et arrêtés relatifs à la ZAPA, (JO du 22 février 2012 et du 08 mai 2012).

Si, dans un territoire lourdement impacté par la pollution de l'air (déjà près de 94 jours de dépassement des seuils d'exposition de la population à la pollution sur la station de l'autoroute A1 pour les particules depuis le 1<sup>er</sup> janvier 2012, alors que 35 sont autorisés par an !) les élus ne peuvent pas rester inactifs face à l'urgence sanitaire, ils considèrent que la mesure de restriction de circulation proposée n'est techniquement et socialement pas « faisable », d'autant que les études de modélisation sur l'air démontrent que le renouvellement naturel du parc arriverait sensiblement aux mêmes résultats qu'une expérimentation ZAPA de trois ans, puisque la part des véhicules les plus polluants est faible (véhicules en deçà d'une norme euro I ou euro II). Ces véhicules sont non seulement les moins nombreux, mais en plus, selon les études réalisées par Airparif, **ceux qui circulent le moins : tant en distance parcourue (nombre de kilomètres) qu'en fréquence d'utilisation !** Si bien qu'en 2015, avec ou sans restriction de circulation, la pollution atmosphérique sera majoritairement émise par les véhicules de norme euro V.

L'étude sociologique, pivot de l'étude de faisabilité ZAPA de Plaine-Commune a en effet mis en lumière

les contraintes territoriales liées à la mobilité des particuliers et des professionnels (notamment un usage contraint de la voiture face à une situation désastreuse des transports en commun).

### Les actions prioritaires pour l'air à venir et à maintenir...

Pour Plaine-Commune, la ZAPA, qui n'a dès le départ pas été envisagée sur la seule mesure de restriction de circulation, reste en action. D'ailleurs, Plaine-Commune engage une réflexion sur la mise en place d'une communication pédagogique sur les enjeux de qualité de l'air, complexes et méconnus des populations, notamment concernant l'aspect sanitaire. De plus, afin de rendre compte des résultats de l'étude sociologique et d'explicitier la démarche ZAPA, une communication institutionnelle à destination d'entreprises, salariés et habitants, structures médicales du territoire, etc. est lancée ce jour.

Suite aux enseignements de l'étude sociologique menée sur le territoire et aux premières études techniques, avant toute restriction de circulation sur le territoire, plusieurs actions sont prioritaires pour Plaine-Commune, notamment l'amélioration drastique des conditions de transports en commun et un aménagement urbain qui permette un développement conséquent des modes de déplacement « doux » (un principe de réparation urbaine a été évoqué à plusieurs reprises par les élus dans le cadre des comités de pilotage ZAPA).

À travers son Schéma directeur des itinéraires cyclables (2011) et dans le cadre de son Plan Local des Déplacements (2008), et de son Plan Climat Énergie Territorial (2010), Plaine-Commune poursuit son action de lutte contre la pollution de l'air en intégrant les nombreux apports de l'étude de faisabilité ZAPA qui a mobilisé les élus et techniciens de la Communauté d'agglomération pendant déjà près d'un an et demi.

**Plaine-Commune se montre toutefois très inquiète de la remise en cause de certains projets d'infrastructures de transports : travaux de la Tangentielle Nord suspendus, remise en cause par le STIF du prolongement de la ligne 14, du calendrier de réalisation du Grand Paris express... Des inquiétudes qui se renforcent face à l'urgence sanitaire et aux inégalités territoriales parfaitement illustrées dans la problématique ZAPA.**

(25) Cf. Gay C., Kaufmann V., Landriève S. et Vincent-Geslin S. (dir.). Mobile/immobile : quels choix, quels droits pour 2030 ?, La Tour-d'Aigues, éditions de l'Aube (2011).

(26) Julie Gobert, socio-urbaniste, Aristat.

(27) Isabelle Roussel, APPA « Sur côte ». « Purifier » les centres-villes paraît donc être une étape seulement pour, à long terme, penser un schéma des activités logistiques durable parallèlement à des alternatives de relocalisation.



L'étude sociologique de terrain réalisée par le cabinet d'études Aristat auprès d'environ 2 000 personnes sur le territoire de Plaine-Commune rend compte des éléments suivants :

- le territoire, sujet à une très forte mobilité des habitants, des salariés et des entreprises, justifie un usage prépondérant et souvent contraint du véhicule ;
- tous les modes de déplacements sur le territoire sont éreintants, en tête, les transports en commun qui recueillent de vives critiques : surcharge (RER B et ligne 13), manque de régularité, inconfort, mauvaise accessibilité aux personnes à mobilité réduite, personnes âgées, poussettes ;
- un environnement urbain considéré comme peu propice au développement des modes actifs : peu sécurisé (manque de pistes cyclables...), peu agréable (voiture prédominante, manque de nature en ville) ;
- la voiture est souvent l'« outil de travail » de certaines entreprises (notamment les très petites entreprises) et de certains salariés, soumis à des horaires décalés (manutentionnaires, infirmières, artisans...) utilisant leur véhicule sous contraintes : coût croissant, embouteillages, stationnement ;
- la méconnaissance des solutions de fret fluvial et ferroviaire pour les entreprises dans un contexte de trafic routier saturé et sur un territoire majoritairement composé de TPE et PME (91 %) ;
- le fort souhait d'être informé et concerté de la part de tous les acteurs interrogés.



# Étude d'acceptabilité sociale de la ZAPA de l'agglomération grenobloise : synthèse des principaux résultats

## Grenoble's ZAPA social acceptability assessment study: synthesis of the main results

Stéphane LA BRANCHE<sup>(1)</sup>, Lionel CHARLES<sup>(2)</sup>

La loi Grenelle 2, définitivement adoptée le 29 juin 2010, a offert la possibilité pour les communes ou regroupements de communes de plus de 100 000 habitants dans lesquelles un dépassement des normes de pollution était constaté ou risquait de se produire, d'expérimenter un projet de Zone d'actions prioritaires pour l'air (ZAPA). Inspirées des *Low Emissions Zones* dont 180 existent déjà dans divers pays européens, les ZAPA ont fait l'objet dans l'été 2010, d'un appel à projet de faisabilité lancé par l'ADEME<sup>(3)</sup>. Huit collectivités se sont finalement engagées dans la phase préparatoire de dix-huit mois avant l'expérimentation proprement dite, d'une durée de trois ans, dont le démarrage était initialement fixé au 1<sup>er</sup> juillet 2012. La prise de conscience du caractère inégalitaire de cette initiative, pénalisant les personnes aux revenus les plus faibles, possesseurs des véhicules les plus anciens, donc les plus polluants, l'abandon du projet par l'agglomération niçoise et les retards pris par les autres agglomérations confrontées à un calendrier très court face à une mise en œuvre délicate ont conduit les pouvoirs publics à renoncer à cette initiative dans sa forme actuelle, et à envisager la mise en place d'un nouveau dispositif début 2013. Il faut rappeler que cette démarche a été lancée alors que la France était menacée d'une procédure judiciaire par l'Union européenne pour non-respect de la directive [2008/50/CE du 21 mai 2008](#) sur la qualité de l'air en ce qui concerne les particules et le dioxyde d'azote, les dépassements concernant en particulier les valeurs de proximité, peu prises en considération par les politiques publiques en matière de qualité de l'air

en France. Par ailleurs, le classement par l'OMS le 12 juin 2012 des gaz d'échappements des moteurs diesel comme cancérogènes certains pour l'homme a constitué pour la France une nouvelle alerte. La France est, on le sait, l'un des pays dans lequel la motorisation diesel est proportionnellement la plus élevée (environ 60 % du parc).

C'est dans le cadre de l'appel à projet de l'ADEME « Étude de faisabilité des ZAPA » et du contexte de la préparation de la ZAPA Grenoble-Alpes Métropole (la Métro), que la communauté d'agglomération grenobloise a commandité une étude d'acceptabilité de cette initiative en plusieurs volets : un *benchmark* d'expériences européennes (par un étudiant d'un Master de l'IGA de Grenoble<sup>(4)</sup>); un retraitement de l'Enquête Ménage Déplacements (par une équipe du laboratoire PACTE<sup>(5)</sup>); une analyse qualitative avec *focus groups* (menée par S. La Branche); un sondage réalisé par l'équipe du master Progis de Sciences Po Grenoble sous la direction de son directeur<sup>(6)</sup>. L'étude globale a été coordonnée par S. La Branche, politologue à l'IEP de Grenoble. Nous ne présentons ici que les principaux résultats, sans détailler les méthodologies. Par-delà la perception par la population des différents aspects du projet grenoblois, l'intérêt de ce travail est aussi d'apporter un éclairage quant aux conditions collectives à mettre en place en vue de contenir la place de l'automobile en ville de façon à en réduire les pollutions et les nuisances. De plus, il associe les enjeux de santé à ceux de perception et de représentations des modes de mobilité avec les pratiques et leurs conséquences potentielles **sur la**

(1) Politologue, coordonnateur de la chaire Planète, Énergie Climat, de l'IEP de Grenoble, coordonnateur général de l'étude.

(2) Chercheur en sciences sociales, Fractal, Paris, rédacteur de la synthèse des résultats.

(3) Pour plus de détails sur la mise en place de ce dispositif, voir l'article de M. Pouponneau et J. Colossio dans ce numéro.

(4) J. Cucarollo.

(5) F. Del-Iomo, I. André-Poyaud, I. Charleux, S. Chardonnel.

(6) F. Gonthier (dir.), avec S. Abrial, S. Astor, C. D'Aubigny, T. Bontems, M. Brugidou, B. Denni, H. Guizani, O. Le Van Truoc, M. Moine, A-C. Salomon, J.-F. Tchernia.

**santé** (et non pas sur l'environnement). La sociologie et la science politique ont donc travaillé de près avec des techniciens, des urbanistes, plusieurs services de la Métro et un épidémiologiste. Pour la Métro, les deux moteurs principaux d'un plan ZAPA potentiel (la décision est encore en attente) sont : 1) régler le problème de santé que représente cette forme de pollution et 2) répondre aux exigences des normes européennes avec un contentieux assorti d'une amende appliquée à l'État français.

L'enquête s'était donné quatre objectifs : mesurer l'acceptabilité globale du projet ZAPA en la caractérisant et en cherchant à en comprendre les ressorts individuels, évaluer l'acceptabilité de ses modalités de mise en place (acceptation des différents scénarios, identification des principaux freins et leviers d'action), apprécier le degré d'adaptabilité de la population à la ZAPA (anticipation des intentions de comportements, définition des mesures d'accompagnement les plus consensuelles), et enfin dégager des axes de communication pour la communauté d'agglomération (compréhension des représentations de la communauté d'agglomération, mesure des pratiques médias, identification des attentes en matière de communication à propos de la ZAPA).

L'étude s'est développée en deux enquêtes complémentaires. Une enquête quantitative, qui s'est donnée cinq objectifs : mesurer les pratiques de déplacements des résidents de l'agglomération grenobloise et leurs représentations des modes de transport, identifier les facteurs et leviers d'acceptabilité de la ZAPA, évaluer les possibilités de changement de comportement, de report modaux et d'adaptabilité des individus, apprécier l'image de la communauté d'agglomération et dégager des pistes de communication et enfin appréhender les caractéristiques sociologiques des enquêtés pour saisir les variations de l'acceptabilité selon les publics. Celle-ci était complétée par une enquête qualitative, avec pour objectif d'appréhender les perceptions liées aux enjeux environnementaux et sanitaires, décrire les représentations des modes de transport, et particulièrement de la voiture, comprendre les pratiques de déplacement, les modes de vie et les valeurs qui les structurent, projeter les enquêtés dans le projet ZAPA afin d'identifier les registres de discours et les logiques liées. L'agglomération grenobloise avait fait deux hypothèses de travail pour le niveau de restriction de la circulation des voitures particulières : soit interdire les véhicules diesel d'avant 2001 et les véhicules essence d'avant 1997 (groupe 1\* de la classification des véhicules en fonction de leur niveau d'émissions de polluants atmosphériques), soit interdire les véhicules diesel d'avant 2006 et les véhicules essence d'avant 1997 (groupe 2\*\*). Ainsi, l'échantillon des enquêtés a été réparti en trois catégories, les « touchés\* » vivant dans un ménage avec au moins un véhicule diesel antérieur à 2001 et/ou un véhicule essence antérieur à 1997, les « touchés\*\* » vivant dans un ménage avec un véhicule diesel datant d'entre 2001 et 2006 et/ou d'un véhicule essence antérieur à 1997, enfin les non-touchés ne disposant pas d'un

véhicule concerné par la mesure ou sans véhicule. A été établie une typologie des communes en quatre classes : ZAPA, dont le périmètre devait englober approximativement les deux tiers nord de la ville de Grenoble, Grenoble hors ZAPA, communes proches, communes éloignées. L'enquête quantitative a porté sur un échantillon de 961 personnes représentatif en termes d'âge, de sexe et de statut professionnel de la population de l'agglomération (318 000 personnes). Elle a été passée du 2 au 18 février 2012. L'enquête qualitative a consisté en seize entretiens semi-directifs d'une durée d'une heure environ, dont trois auprès d'individus hors agglomérations (néanmoins susceptibles d'être concernés par la ZAPA).

Nous avons choisi de présenter ici les principaux résultats de l'enquête. Concernant le volet cibles et mobilité, les touchés, répartis en deux classes comme indiqué précédemment, constituent 36 % de la population, dont 11 % des touchés\*\*. Ils sont plus jeunes (avec 72 % de 18-49 ans contre 56 % pour les non-touchés), plus nombreux dans les catégories socio-professionnelles modestes (ouvriers, 42 %, divers 31 %, employés 27 %, alors qu'ils ne représentent que 15 % des retraités, 20 % des artisans commerçants et des cadres, 24 % des professions intermédiaires). Ils sont également moins favorisés, avec 50 % bénéficiant de ressources socio-économiques favorables contre 62 % aux non-touchés. On n'observe pas d'écart significatif entre les temps de déplacement des touchés et des non-touchés. Les touchés bénéficient nettement moins que les non-touchés d'abonnements aux transports en commun : 26 % contre 36 % (les touchés sont par définition des propriétaires de voitures). Concernant les comportements en matière de fréquentation de la ZAPA, 23 % des personnes enquêtées vivent dans la ZAPA, 68 % déclarent s'y rendre, même occasionnellement, contre 9 % qui déclarent ne jamais y aller. En semaine, un quart des enquêtés déclare s'y rendre quotidiennement, 20 % une à deux fois par semaine, 16 % jamais (21 % ne possèdent pas de voiture). Le week-end, 41 % des habitants de l'agglomération utilisent leur véhicule principal pour se rendre dans la ZAPA au moins un à deux week-ends par mois, les 38 % restant se partagent également en moins souvent et jamais. Les motifs de déplacement dans la ZAPA en semaine sont essentiellement l'activité professionnelle ou les études pour les étudiants. Viennent ensuite les déplacements liés aux loisirs, l'accompagnement d'enfants ou d'autres personnes, les achats et les déplacements pour des raisons de santé. Le week-end, les déplacements liés aux loisirs ou à des visites à des proches arrivent en tête, suivis de ceux liés à des achats. La marche est le mode de déplacement le plus utilisé dans la ZAPA en semaine (40 % quotidiennement, contre 29 % pour la voiture et 23 % pour les transports en commun, ainsi que le week-end : 31 % contre 24 % pour la voiture et 13 % pour les transports en commun. Ont été élaborés 4 profils de déplacement, les sédentaires, qui se déplacent peu dans la ZAPA (18 %), les adeptes de la voiture exclusivement (24 %), les peu mobiles tous modes

confondus (36 %) et enfin les très mobiles adeptes exclusifs des transports en commun. 33 % des touchés recourent uniquement à leur voiture contre 21 % des non-touchés. Par ailleurs, les utilisateurs des transports en commun sont sur-représentés parmi les résidents de la ZAPA (22 %) alors que les utilisateurs de la voiture y sont sous-représentés. Enfin, le profil d'activité croisé avec les comportements de mobilité fait apparaître que 23 % des actifs sans emploi et 28 % des inactifs se déplacent régulièrement et exclusivement en transports en commun, alors que c'est seulement le cas de 16 % des actifs ayant un emploi, et inversement, 29 % des actifs ayant un emploi utilisent uniquement leur voiture, contre 19 % pour les inactifs sans emploi et 17 % pour les actifs sans emploi.

L'acceptabilité de la ZAPA a été examinée en deux temps. *A priori*, à partir d'une présentation sommaire de l'initiative et *a posteriori*, au terme de la passation du questionnaire. Un répondant sur cinq déclarait avoir entendu parler de la ZAPA au moment de l'enquête. 97 % disent bien visualiser son périmètre, et 68 % se déclarent plutôt favorables au projet, dont 21 % de très favorables. Quand on pose la même question en fin de questionnaire, on n'enregistre que 59 % de favorables (dont 14 % de très favorables), et 41 % de défavorables, traduisant le changement d'opinion lié à l'effet d'information suscité par la passation du questionnaire. On note que les hommes sont plus facilement défavorables que les femmes ; l'âge influence peu l'acceptabilité, de même que le niveau de ressources socio-économiques. Les personnes habitant des communes très éloignées sont seulement 8 % à y être très favorables. L'enquête met ainsi en évidence le fait que « *ce ne sont pas des variables lourdes qui influent sur l'acceptabilité du projet, mais plutôt un système complexe de perceptions et de pratiques de déplacement* ». On note un constat général quant à la mauvaise qualité de l'air (appréciée à travers une note de 0 à 10), avec une appréciation d'autant plus médiocre que les personnes sont favorables à la ZAPA. Une large majorité de la population considère également que la mauvaise qualité de l'air a un effet sur la santé (également noté de 0 à 10). Les deux notes sont fortement corrélées, mais l'impact sur la santé apparaît moins prononcé que la note sur la pollution. Ce lien entre santé et pollution est d'autant plus fort que les individus interrogés ou leurs proches sont atteints de pathologies respiratoires. Les individus les plus favorables à la ZAPA sont ceux qui utilisent beaucoup et seulement les transports en commun, ceux qui y sont le moins favorables sont ceux qui utilisent uniquement leur voiture pour se déplacer. La perception des transports (praticité, coût, liberté et transports en commun) se distribue en 28 % qui ont une image très positive des transports en commun, 26 % qui en ont une image positive, 21 % qui ont une image positive de la voiture, et 24 % qui en ont une image très positive. En croisant ces résultats avec un certain nombre d'autres variables, il apparaît que ceux qui ont une opinion très positive des transport en commun sont des non-touchés par la ZAPA (80 %), des inactifs (51 %), des plus de 65 ans

(26 %) ou retraités (31 %), possédant un très faible patrimoine socio-économique (19 %). Ceux qui ont une image très positive de la voiture se caractérisent au contraire comme des touchés (68 %), actifs (61 %), des cadres (17 %), des professions intermédiaires (22 %), âgés entre 35 et 49 ans (27 %), possédant un très fort patrimoine socio-économique. La note finale donnée à la ZAPA apparaît directement liée à la perception des transports. Elle décroît régulièrement, de ceux qui ont une très bonne perception des transports en commun (6,9) à ceux qui ont une très bonne perception de la voiture (4,6). En creusant les représentations des transports, on arrive à la constitution de trois groupes correspondant à trois profils d'acceptabilité de la ZAPA : les contestataires (28 %) qui rejettent les contraintes et les sanctions liées à la ZAPA, qui sont davantage touchés, adeptes de la voiture, avec des opinions très négatives et stables de la ZAPA, prônant la réduction de son périmètre, et qui connaissent mieux la ZAPA ; les ambigus (45 %) qui considèrent que le périmètre est bien adapté et qui ont des opinions mitigées par rapport à la ZAPA ; et enfin les légalistes (27 %), qui revendiquent davantage le respect de la loi et de l'autorité, qui bénéficient de ressources économiques nettement plus élevées, qui sont majoritairement non-touchés, favorables aux transports en commun ainsi qu'à l'extension du périmètre à l'ensemble de l'agglomération, avec des opinions très positives et stables de la ZAPA. Les contestataires attribuent la note de 3,69 à la ZAPA, les indécis de 6,06 et les légalistes de 7,76.

Concernant les effets attendus de la ZAPA, 86 % des enquêtés pensent que la pollution de l'air sera réduite, et 85 % que la circulation dans la zone sera plus fluide. 78 % pensent que la ZAPA aura des effets favorables sur la santé. La ZAPA est également perçue comme susceptible d'améliorer le cadre de vie, et de fonctionner comme un déficit environnemental faisant évoluer plus largement les comportements. En même temps, on redoute un accroissement de l'encombrement dans les transports en commun (74 %), l'impact sur l'économie locale (56 %), voire la hausse des tarifs des transports en commun (45 %). Les avantages attribués à la ZAPA reviennent en premier lieu (89 %) aux personnes de santé fragile, aux personnes habitant dans la zone (72 %), à celles habitant en proximité de la zone (61 %), aux familles avec enfants (52 %), aux familles habitant ailleurs dans la zone (40 %), et enfin aux commerçants de la zone (35 %). 43 % des touchés estiment que la mise en place de la ZAPA entraînera une hausse de leur budget transport. On note une corrélation forte entre attitude défavorable au projet et crainte d'une hausse du budget transports : 72 % des personnes anticipant une hausse de leur budget transport sont défavorables au projet. L'enquête qualitative a apporté quelques éclairages sur les effets anticipés du projet. Certains enquêtés y voient la possibilité de fluidifier et de redéfinir la circulation dans Grenoble, d'autres soulignent les difficultés en matière de stationnement. D'autres encore font ressortir le caractère inégalitaire de la

mesure, pénalisant les personnes les moins favorisées économiquement.

Concernant l'impact de la ZAPA sur leur vie quotidienne, qui a fait l'objet d'une question ouverte, les répondants sont partagés : 51 % pensent qu'elle n'aura aucun impact, 24 % pensent qu'elle améliorera leur vie quotidienne, et 25 % pensent le contraire. 29 % (femmes très ou assez défavorables) attendent une amélioration des transports en commun, 25 % (résidents dans la ZAPA, plus de 65 ans pas gênés) font référence aux déplacements dans la zone, 20 % ne se sentent pas directement concernés (hommes mobiles touchés) et 26 % considèrent que Grenoble étant une ville polluée, la ZAPA permettra une amélioration de la situation. Parmi ceux qui pensent que la ZAPA améliorera leur vie quotidienne, sont d'abord mis en avant le développement des transports en commun et des modes de transport doux, la diminution du trafic en centre ville, la diminution de la pollution et l'amélioration de la vie quotidienne. Ceux qui pensent que la ZAPA n'entraînera pas de modification de la vie quotidienne mettent en avant le fait que la ZAPA ne changera rien pour ceux qui utilisent déjà les transports en commun ou les transports doux, mais aussi le fait que l'automobile n'est pas la seule source de pollution, et enfin le fait de ne pas être concerné pour les personnes qui n'habitent pas dans la zone ou ne s'y rendent que très rarement. Les personnes qui pensent que la ZAPA les gênera dans leur vie quotidienne redoutent que la mesure ne les gêne pour aller dans le centre-ville, font état de ce que certaines personnes n'ont pas les moyens ou l'intention de changer de mode de transport, pensent que les transports en commun sont insuffisants alors que rouler dans la zone sera pour certains une obligation. 38 % des touchés estiment que la mise en place de la ZAPA les gênera dans leur vie quotidienne contre 19 % des non-touchés. Les personnes touchées reconnaissent que l'agglomération grenobloise est polluée et connaît des problèmes de circulation (26 %), mais elles ne se sentent pas coupables de la pollution et trouvent la mesure injuste (25 %), sont par ailleurs souvent obligées de se déplacer en voiture dans la zone, les transports en commun étant jugés insuffisants (49 %). Les personnes non touchées considèrent (30 %) que la ZAPA va améliorer l'environnement et la vie quotidienne ; 38 % ne sont pas dérangés ni concernés, 8 % considèrent la ZAPA comme une contrainte, avec malgré tout des possibilités d'adaptation, 16 % pensent qu'elle doit être synonyme d'une amélioration des transports en commun et 8 % que la voiture est malgré tout plus pratique.

Concernant les stratégies de report modal, les touchés manifestent une moindre inclinaison que les non-touchés à envisager d'autres moyens de transport : 61 % sont prêts à se garer en limite de la ZAPA contre 75 % des non-touchés, 68 % à utiliser le tram contre 77 % des non-touchés, 61 % la marche contre 74 % et 59 % le bus contre 75 %. Ils sont par contre 41 % à envisager d'utiliser le vélo contre 37 % des non-touchés, 30 % à envisager de risquer une amende contre 18 % des non-touchés, 37 % seraient

prêts à recourir au covoiturage contre 47 % des non-touchés, et 31 % envisageraient de changer de voiture (contre 35 %). Une majorité des personnes touchées déclare qu'elle est prête à respecter l'interdiction de circulation dans la zone (52 % certainement, 30 % probablement), contre 18 % qui déclarent le contraire. Cette part double chez les 18-34 ans. Concernant les comportements d'adaptation, diverses questions ont permis d'aboutir à trois profils : les flexibles (25 %), très respectueux de l'interdiction, très favorables aux transports en commun et très défavorables à la voiture, très favorables au stationnement en proximité de la zone et à changer de voiture, les indécis (54 %), respectueux de l'interdiction, favorables aux transports en commun, à la marche ou à l'usage du vélo, au stationnement en proximité de la zone, au changement de voiture, à la voiture, défavorables au covoiturage et au changement de voiture, et enfin les réfractaires (21 %), non respectueux de l'interdiction, très favorables à la voiture et très défavorables au tram, au vélo et à la marche, au stationnement en proximité et au changement de voiture. Sur l'échelle de 1 à 10 proposée, les flexibles notent en moyenne la ZAPA 6,91 sur 10, les indécis 5,64, les réfractaires 3,08. Les notes de perception de la pollution par les trois groupes sont respectivement 6,87, 6,23, 5,74. 38 % des exclusifs TC sont flexibles alors que 38 % des exclusifs voitures sont réfractaires. Les entretiens qualitatifs ont fait apparaître que les stratégies d'adaptation sont conditionnées à la fois par les mesures d'accompagnement et les mesures de contrôle.

En ce qui concerne les mesures d'incitation, est privilégiée une extension du réseau transport en commun (33 %), suivie d'une fréquence accrue des passages en journée (30 %), puis en soirée (25 %), cette dernière plébiscitée par 39 % des étudiants. Parmi d'autres mesures envisagées, la baisse des prix des transports en commun est privilégiée à 54 %, suivie de dérogation pour les bus et les camions poubelles (53 %) l'amélioration du réseau TC (50 %), le développement de parkings à la limite de la zone (50 %), des dérogations pour les artisans et les commerçants des marchés (47 %), des tickets uniques pour les TC du département (36 %), une aide à la casse pour acheter un véhicule plus récent (26 %).

Un scénario type reposant sur trois paramètres, les horaires d'interdiction à la circulation, le périmètre et le prix de l'amende a été soumis aux enquêtés. 29 % pensent que le périmètre devrait être étendu à l'ensemble de l'agglomération, 29 % qu'il est bien adapté et 18 % qu'il devrait être étendu jusqu'à la rocade qui entoure Grenoble. On note une variation sensible de la taille du périmètre en fonction de la note attribuée à la ZAPA (ceux favorables à sa réduction lui accordent une note de 3,84). Concernant les tranches horaires d'interdiction, un habitant sur deux considère que les tranches 9 h – 12 h et 14 h – 17 h comme les plus acceptables. Concernant le tarif de l'amende envisagée (65 euros) 62 % des habitants de l'agglomération le considèrent comme trop élevé. Le prix de l'amende est directement corrélé à la mauvaise note accordée à la ZAPA.

Enfin, un dernier volet de l'enquête concernait la communication autour du projet à partir d'une analyse de l'usage des outils d'information existant. Une majorité (60 %) se considère plutôt bien informée sur l'agglomération et 79 % des personnes enquêtées ont une opinion générale plutôt positive de l'agglomération. Les supports de communication privilégiés sont les télévisions locales ou régionales et la presse quotidienne régionale. Les jeunes sont les principaux lecteurs de la presse gratuite, les plus de 65 ans sont les principaux lecteurs de la presse quotidienne régionale. L'audience des télévisions locales et régionales varie en fonction de l'âge. La population des plus de 50 ans est la plus attentive aux informations sur l'agglomération. On note que 42 % des touchés ne consultent jamais les informations de l'agglomération, alors que ce n'est le cas que pour 32 % pour les non-touchés. Des brochures et des courriers envoyés à domicile par l'agglomération sont les outils de communication privilégiés en ce qui concerne la ZAPA. Viennent ensuite des campagnes d'information dans la presse et à la télévision puis des campagnes d'affichage public, avec des variations en fonction des tranches d'âge. 51 % des enquêtés considèrent que le calendrier de la mise en place devrait être prioritaire dans la communication, suivi des mesures d'accompagnement (41 %). Le slogan privilégié pour la campagne est « Mieux respirer en ville, c'est possible » (66 % des touchés et 75 % des non-touchés). Parmi d'autres slogans proposés, « C'est possible si on s'y met tous » obtient un score de 37 % (avec 43 % de femmes contre 30 % d'hommes). Parmi quelques indications tirées de l'enquête qualitative sur la communication, ressort une demande de données chiffrées et factuelles, la nécessité d'informer les habitants de l'agglomération sur la qualité de l'air, le besoin de laisser le temps à la population de s'habituer à la ZAPA, d'où une forte attente en matière de calendrier, l'attention à ne pas culpabiliser la population, à faire ressortir le côté bénéfique de la ZAPA, à communiquer sur l'ensemble de ses aspects : horaires, périmètre, amendes.

En regroupant les différentes composantes évoquées, 60 % de la population est favorable au projet et l'on enregistre un constat partagé en matière de qualité de l'air, mais aussi un pourcentage relativement élevé de réfractaires (40 % des exclusifs voiture). Le périmètre de la ZAPA est considéré comme compréhensible et bien accepté, jugé adapté ou à étendre, y compris chez 46 % des gens qui notent mal la ZAPA. Cependant, les amendes en cas d'infraction sont jugées trop chères, et 43 % des touchés considèrent que la ZAPA entraînera une hausse de leur budget transport. Le slogan « c'est possible si on s'y met tous » prend d'autant plus de relief que seuls 9 % ne sont pas confrontés à la ZAPA. Mais en même temps, on enregistre un fort besoin d'accompagnement (plus d'un résident sur 2), avec baisse du prix des transports en commun, leur développement et la mise en place de parkings relais.

L'étude se terminait sur une série de recommandations que nous résumerons rapidement, dont la

signification semble dépasser assez largement le contexte de la ZAPA. Les résidents acceptent le principe de la ZAPA mais ont une capacité d'adaptation limitée. Ils attendent des informations précises sur les moyens mis en place par l'agglomération pour les accompagner dans leur nouveau quotidien, de manière à désamorcer les inquiétudes. Bien que le constat sur la mauvaise qualité de l'air soit partagé, il est nécessaire de privilégier les arguments sur les aspects concrets du projet. Parmi les freins potentiels, les inquiétudes individuelles sur l'accessibilité du centre-ville semblent primer sur les autres considérations. Il apparaît nécessaire de communiquer sur le fait que le centre-ville reste accessible à tout moment, mais surtout donner aux publics concernés les moyens de s'y rendre avec la même fréquence. Il apparaît nécessaire de mettre l'accent sur les moyens mis à disposition plutôt que sur l'effort à consentir, par exemple lier l'actuelle extension du réseau tramway au projet. Le développement du réseau de transports en commun et l'accroissement de leur fréquence constituent pour un habitant sur trois l'incitation la plus importante à un report modal. Les mesures d'accompagnement doivent apparaître comme ayant pour but de répondre aux contraintes nouvelles liées à la ZAPA. Concernant la communication, le calendrier est l'élément sur lequel pèse la plus forte attente (51 %), 38 % demandent de la visibilité sur les mesures d'accompagnement. Deux idées fortes ressortent en matière de communication : la communication doit être multi-canal, de manière à toucher tout le monde, les résidents attendent que l'information sur les modalités de mise en place vienne à eux, la dimension individuelle de l'adaptation est prépondérante. Il importe de créer une dynamique collective. Vis-à-vis des touchés comme des non-touchés, il est nécessaire de justifier la mise en place de la ZAPA, et de permettre aux résidents de passer d'une disposition favorable à une véritable prise de conscience des enjeux sanitaires. Il importe donc de donner de la visibilité au projet. Les touchés ne feront d'effort d'adaptabilité que s'ils se sentent engagés dans un effort collectif, ce que résume le slogan « C'est possible si on s'y met tous ». Il est nécessaire d'entretenir les bonnes volontés en rendant visibles les bonnes conduites, il faut parier sur un effet d'entraînement, et proposer un retour régulier aux habitants sur les évolutions enregistrées. Il importe de montrer que les efforts de chacun entraînent la réussite collective. Enfin, une mise en place progressive apparaît comme nécessaire à une bonne appropriation du projet. 94 % des résidents de l'agglomération estiment qu'il faut laisser un temps d'adaptation aux automobilistes concernés. Cette exigence de temps fait écho aux exigences de pédagogie et de communication. Il faut présenter le projet comme reposant sur des études fiables, ceci témoignant de ce que l'agglomération est à l'écoute des préoccupations et des attentes des résidents, ce qui constitue un élément de distinction par rapport à d'autres agglomérations, confortant la légitimité de l'agglomération sur les questions environnementales.



# REVUE POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE

## Climat, Santé, Société

### COMMANDE DE NUMÉROS SPÉCIAUX OU À L'UNITÉ

Monsieur/Madame .....

Société ou organisme .....

Adresse où la revue doit être expédiée .....

Code postal ..... Ville et Pays .....

Tél. .... Télécopie ..... E-mail .....

Parutions trimestrielles ordinaires : Numéro(s) souhaité(s) .....

#### Numéros spéciaux :

- « Biosurveillance de la pollution atmosphérique ». Décembre 2011.
- Environnement et santé, question de société. Novembre 2010.
- Retour aux sources. Septembre 2010.
- Pollution atmosphérique et changement climatique. Comment traiter les deux enjeux simultanément ? Avril 2009.
- Le bois énergie. Enjeux écologiques et de santé environnementale. Mars 2009.
- Effets de la pollution atmosphérique sur les matériaux. Octobre 2007.
- Colloque « Canicule et pollution » organisé par l'ADEME. Paris. 2007.
- 50 ans de surveillance de la qualité de l'air en France. Novembre 2003.
- Qualité de l'air dans les pays d'Europe centrale et orientale. Décembre 2002.
- Activité de l'IED dans le domaine des émissions atmosphériques, de la qualité de l'air et des effets sanitaires. Mai 2002.
- Combien vaut l'air propre ? Décembre 2001.
- Atelier sur les bases de données technico-économiques sur les procédés de production et les options de réduction des émissions. Octobre 2000.

#### RIX PAR EXEMPLAIRE

◆ France métropolitaine .....	<b>40,82 Euros</b>	= (33,00 Euros HT + 1,82 TVA 5,5 %) + 6 Euros*
◆ Département d'outre-mer .....	<b>41,70 Euros</b>	= (33,00 Euros HT + 0,70 TVA 2,1 %) + 8 Euros*
◆ Union européenne .....	<b>41,00 Euros</b>	= 33,00 Euros + 8 Euros*
◆ Étranger et TOM .....	<b>43,00 Euros</b>	= 33,00 Euros + 10 Euros*

\* Frais de port et d'emballage.

Nombre de numéros commandés ..... × Prix unitaire ..... € = Total commande ..... €

Facture à envoyer en ..... exemplaire(s)

Adresse de facturation, si différente de l'adresse de livraison :

Nom .....

Société ou organisme .....

Adresse .....

Code postal ..... Ville et Pays .....

Numéro d'identification à la TVA intracommunautaire éventuellement .....

Règlement joint ..... Euros

Mode de règlement  Par chèque en Euros à l'ordre de **S.A.R.L. Revue Pollution Atmosphérique**

Par virement bancaire : HSBC FR PARIS 4 SEPTEMBRE

SOCIÉTÉ DE LA REVUE POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE

Code banque	Code guichet	Compte	Clé RIB
30056	00750	07500221533	43

**Cachet et Signature**

IBAN: FR76 3005 6007 5007 5002 2153 343

BIC/SWIFT: CCFRFRPP

**Bulletin de Commande et Règlement à adresser à :**

***Ordering Form and Payment to be sent at this Address:***

**Revue Pollution Atmosphérique – 10, rue Pierre Brossolette – 94270 Le Kremlin-Bicêtre – FRANCE**

Tél. : +33 1 42 11 15 00 – Fax : +33 1 42 11 15 01 – E-mail : [revuepa@appa.asso.fr](mailto:revuepa@appa.asso.fr)

SARL au capital de 7 652,94 Euros – RCS CRÉTEIL : 642 017 438 – SIRET 642 017 438 000 44



Édité par la SARL Revue Pollution Atmosphérique  
Directrice de la publication : Isabelle ROUSSEL

Imprimerie : Compédit Beauregard SA - 61600 La Ferté-Macé - Tél. 02 33 37 08 33  
Dépôt légal : 52245 - 4<sup>e</sup> trimestre 2012





# REVUE POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE

## Climat, Santé, Société

### BULLETIN D'ABONNEMENT

### SUBSCRIPTION FORM

Pour le numéro spécial : "Adaptation au climat et maîtrise de la qualité de l'air"

Nouveauté : accès en ligne à l'ensemble des articles parus depuis 1993

New: on line access to all papers published since 1993

<http://irevues.inist.fr/pollution-atmospherique/>

[www.appa.asso.fr](http://www.appa.asso.fr)

Monsieur, Madame/Mister, Madam .....

Société ou organisme/Company or Organisation .....

Numéro TVA intracommunautaire/VAT identification number .....

Adresse où la revue doit être expédiée/Address where to send the journal .....

Code postal/ZIP code ..... Ville/City .....

Pays/Country ..... Tél ..... Télécopie/fax .....

Nouvel abonnement/New subscription

Renouvellement/Renewal

#### ABONNEMENT au numéro spécial

#### SUBSCRIPTION FEE

- ◆ France métropolitaine .....50,00 euros (TVA 7 %)
- ◆ Départements d'Outre-mer .....45,00 euros (TVA 2,1 %)
- ◆ Union Européenne .....50,00 euros (indiquer le numéro de TVA)
- ◆ Étranger et TOM .....60,00 euros
- ◆ European Union ..... 50,00 euros\*
- ◆ Foreign Countries.....60,00 euros

ABONNEMENT de SOUTIEN pour encourager la diffusion on line .....100,00 euros (TVA 7 %)

To promote on line diffusion

Adresse de facturation, si différente de l'adresse de livraison/Address for the invoice, if different from above

Nom/Name .....

Société ou organisme/Organisation .....

Adresse/Address .....

Code postal/ZIP code ..... Ville et Pays/City and Country .....

Nombre d'abonnements souscrits Number of subscriptions .....

Règlement joint Payment enclosed .....€

Par chèque en euros à l'ordre de/Cheque (euros to) S.A.R.L. Revue Pollution Atmosphérique

Par virement/Bank transfer HSBC FR PARIS SOCIÉTÉ DE LA REVUE POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE

IBAN : FR76 3005 6007 5007 5002 2153 343

BIC/SWIFT : CCFRFRPP

Signature .....



## Pour nous encourager dans cette démarche d'ouverture au numérique, adhérez à l'APPA

(Bulletin d'adhésion joint)

Bulletin de commande et règlement à adresser à :

Ordering Form and Payment to be sent at this Address:

Revue Pollution Atmosphérique

10 rue Pierre Brossolette, 94270 le Kremlin-Bicêtre, FRANCE

