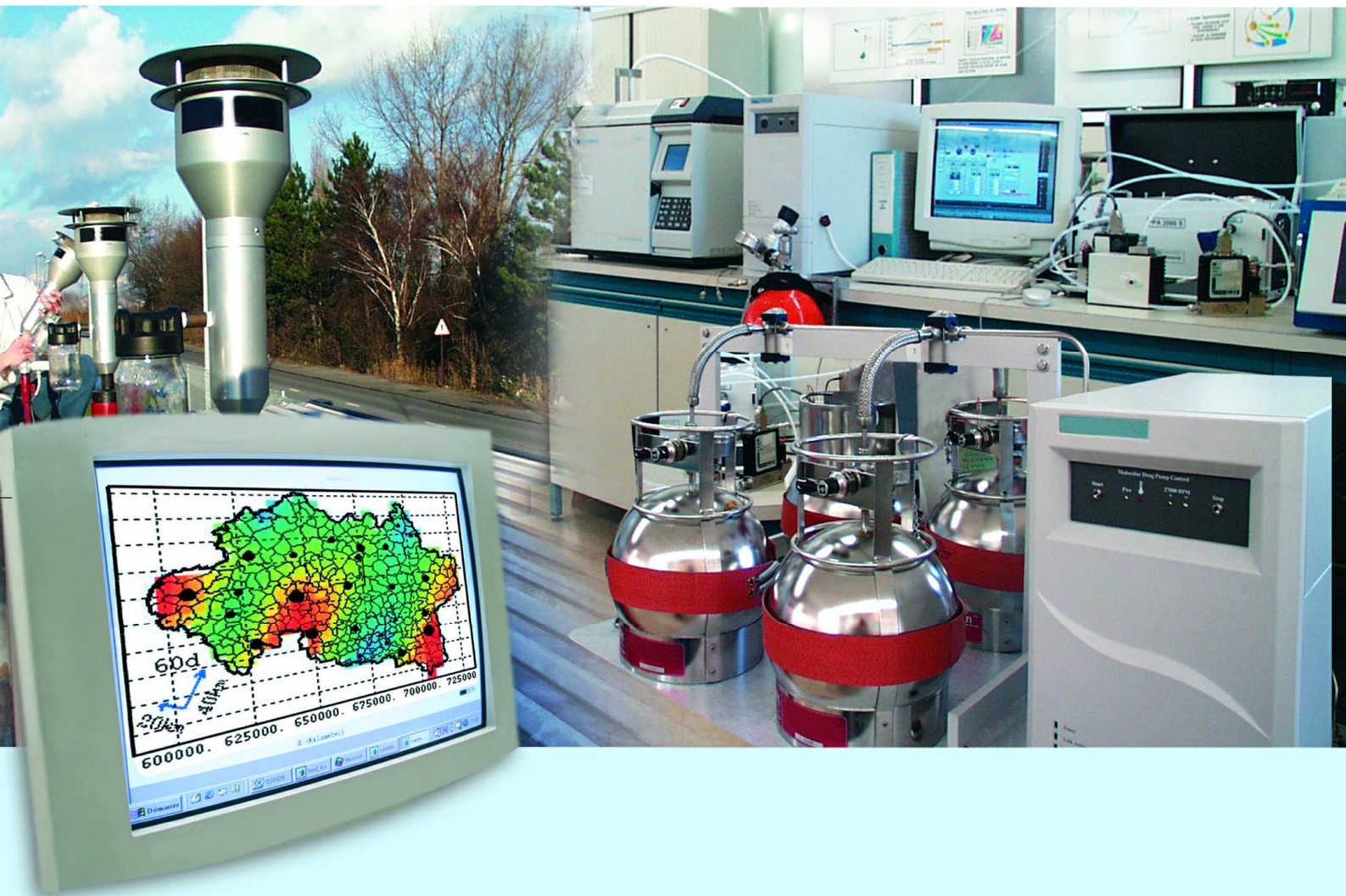




Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air



Traitements numériques

Variabilité spatiale des concentrations de PM_{10} autour de sites de proximité automobile : mise en œuvre et exploitation de campagnes de mesure

Juin 2012

Programme 2011

Maxime Beauchamp - Olivier Favez - Laure Malherbe





PREAMBULE

Le Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air

Le Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air est constitué de laboratoires de l'École des Mines de Douai, de l'INERIS et du LNE. Il mène depuis 1991 des études et des recherches finalisées à la demande du Ministère chargé de l'environnement, et en concertation avec les Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA). Ces travaux en matière de pollution atmosphérique 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, des Transports et du Logement. Ils sont réalisés avec le souci constant d'améliorer le dispositif de surveillance de la qualité de l'air en France en apportant un appui scientifique et technique au MEDDTL et aux AASQA.

L'objectif principal du LCSQA est de participer à l'amélioration de la qualité des mesures effectuées dans l'air ambiant, depuis le prélèvement des échantillons jusqu'au traitement des données issues des mesures. Cette action est menée dans le cadre des réglementations nationales et européennes mais aussi dans un cadre plus prospectif destiné à fournir aux AASQA de nouveaux outils permettant d'anticiper les évolutions futures.



Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air

Thème : Traitements numériques

2011

**Maxime Beauchamp, Laure Malherbe, Laurent Létinois, Olivier Favez,
Stéphane Verlhac et Sébastien Fable (LCSQA/INERIS)**

Sabrina Pontet et Patrice Bernard (Air Rhône-Alpes)

Claire Labartette et Anthony Qoudad (ATMO Franche-Comté)

Ce document comporte 52 pages (hors couverture et annexes)

	Rédaction	Vérification	Approbation
NOM	M. Beauchamp O.Favez L.Malherbe	B. Bessagnet E. Leoz-Garziandia	L. Rouil N. Alsac
Qualité	Ingénieurs Direction des Risques Chroniques	Responsables des unités MOCA et CIME Direction des Risques Chroniques	Responsables des pôles DECI et CARA Direction des Risques Chroniques
Visa			

TABLE DES MATIÈRES

RESUME	11
REMERCIEMENTS	13
1. INTRODUCTION	14
2. DESCRIPTION DES CAMPAGNES DE TERRAIN	16
2.1 Campagnes de Saint-Romain-en-Gal	16
2.2 Campagne de Belfort	17
3. EVALUATION <i>IN SITU</i> D'INDICATEURS OPTIQUES	20
4. REPRESENTATIVITE LE LONG DE L'AXE	22
5. REPRESENTATIVITE PERPENDICULAIREMENT A L'AXE	26
6. PREDOMINANCE DU FOND SUR LA CONTRIBUTION DU TRAFIC	31
6.1 Résultats des campagnes	31
6.2 Exploitation de la base de données nationale	36
7. CARACTERISATION DE « L'INCREMENT TRAFIC »	42
7.1 Part des émissions directes et indirectes	42
7.2 Influence de la densité de trafic sur le surplus de PM ₁₀	44
8. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS	48
8.1 Remarques générales.....	48
8.2 Recommandations pratiques.....	49
8.2.1 Réalisation de mesures pour l'évaluation de la représentativité en concentration	49
8.2.2 Réalisation de mesures pour l'évaluation de l'étendue des dépassements	49
8.2.3 Réalisation de mesures pour l'application de modèles	51
9. LISTE DES ANNEXES	52

RESUME

En France comme dans les autres pays européens, la majorité des dépassements de valeurs limites en PM_{10} sont enregistrés sur des stations de proximité automobile, suggérant une exposition maximale des populations aux abords des axes routiers urbains. Afin de caractériser au mieux cette exposition à partir de l'information ponctuelle fournie par ces stations et d'évaluer l'impact sanitaire associé, il est donc nécessaire de déterminer la représentativité spatiale des mesures de PM_{10} en site trafic. Une telle information peut se révéler décisive lorsqu'il s'agit d'identifier les sites les plus appropriés pour l'implantation d'une future station de proximité.

L'objectif de la présente étude était de réaliser, en collaboration avec des AASQA volontaires, des campagnes de mesure de PM_{10} afin de pouvoir apporter des recommandations méthodologiques pour l'étude de cette représentativité spatiale et d'explorer le lien entre la notion de représentativité et celle de superficies et populations exposées aux dépassements de seuils. Pour ce faire, trois campagnes de mesure ont été réalisées, deux aux abords de l'autoroute A7 sur la commune de Saint-Romain-en-Gal (en collaboration avec Air Rhône-Alpes) et une autour de la station trafic Octroi située au centre-ville de Belfort (en collaboration avec Atmo Franche-Comté).

D'un point de vue métrologique, différents indicateurs optiques ont pu être testés lors des campagnes de Saint-Romain-en-Gal, indiquant un bon comportement des instruments asséchant l'air échantillonné, avec une préférence pour les compteurs (de type *Grimm* en caisson environnemental) par rapport aux néphélomètres (e.g. *Osiris* ou *ADR 1500*). Néanmoins, la forte influence du fond sur les niveaux de PM_{10} en sites trafic suggère la nécessité d'utilisation de techniques de mesure aussi précises que possible. En outre, le recours à des prélèvements sur filtre, selon la méthode de référence en vigueur (norme NF EN 12341), lors de la campagne de Belfort a permis une meilleure interprétation des résultats via l'analyse de traceurs chimiques de sources. Il a, par exemple, été possible de déterminer, dans le surplus de concentration observé en site trafic, la part des émissions directes (à l'échappement) et la part des émissions dues aux phénomènes de remise en suspension.

Afin d'évaluer la représentativité spatiale des stations de proximité (station temporaire Mobiléo au bord de l'A7, station fixe Octroi à Belfort), on s'est intéressé aux variations de concentration autour de ces sites, le long de l'axe routier d'une part et perpendiculairement à celui-ci d'autre part.

Le long de l'axe, les concentrations de PM_{10} sont relativement homogènes : sur les périodes étudiées, les concentrations moyennes journalières mesurées en divers points s'écartent d'au plus $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de la valeur mesurée sur la station Si pour la campagne de Saint-Romain en Gal, les données recueillies ne permettent

pas d'interpréter ces écarts, à Belfort, les variations relatives de concentration pourraient s'expliquer par les variations relatives de trafic avec lesquelles elles sont corrélées (corrélation de 0,85).

Dans la direction transversale, les mesures réalisées à distance croissante de la route indiquent une diminution assez rapide des concentrations. Les concentrations de PM₁₀ mesurées à 50 m de l'A7 lors de la campagne automnale de Saint-Romain-en-Gal, et à environ 150 m de la station Octroi lors de la campagne de Belfort, sont proches des niveaux de fond urbain. Une détermination précise de la zone d'impact du trafic se révèle toutefois malaisée à cause de l'influence de sources de pollution parasites telles qu'une route secondaire et des plages de variation des concentrations, souvent inférieures à l'incertitude de mesure autorisée pour les PM₁₀. L'amplitude relativement limitée de ces variations peut s'expliquer par une contribution majoritaire de la pollution de fond, comme s'accordent à le montrer l'exploitation des données de campagnes et la comparaison des données de fond et de trafic réalisée à l'échelle nationale. D'après les données de la campagne de Belfort, une station trafic peut ainsi, dans une certaine mesure, être considérée comme représentative d'une zone bien plus large que le segment de route au bord duquel elle se trouve, voire de l'ensemble de l'agglomération. En revanche, elle ne peut renseigner correctement sur le nombre de dépassements du seuil journalier en situation de fond urbain. En effet, même s'il est modéré, le surplus de pollution lié au trafic peut suffire à multiplier les dépassements.

Outre l'étude de la représentativité spatiale, il paraît donc opportun de s'intéresser directement aux superficies et populations concernées par les dépassements de valeurs limites. Pour ce faire, l'utilisation de la modélisation déterministe semble préférable à une approche géostatistique, particulièrement coûteuse et complexe à mettre en œuvre pour les PM₁₀ du fait des contraintes météorologiques (à l'inverse par exemple du NO₂). Néanmoins, l'optimisation de la modélisation des émissions directes et le développement de la modélisation des émissions indirectes sont encore à réaliser, rendant nécessaire la « calibration » de ces modèles de pollution de proximité à l'aide de campagnes de mesure.

REMERCIEMENTS

Nous adressons nos sincères remerciements :

- aux associations Air Rhône-Alpes et ATMO Franche-Comté, pour leur disponibilité et leur collaboration tout au long de l'étude ;
- à la société ASF, à la Mairie de Serpaize, à la communauté de communes du Pays Viennois, aux établissements scolaires Sainte-Marie et Arthur Rimbaud de Belfort ainsi qu'aux services techniques municipaux de la ville de Belfort, qui nous ont donné l'aimable autorisation d'effectuer des mesures sur leurs sites et ont concouru au bon déroulement des campagnes.

1. INTRODUCTION

Si elles n'en définissent pas précisément le concept, les Directives européennes sur la qualité de l'air ambiant (2004/107/CE et 2008/50/CE) contiennent un certain nombre d'exigences- exprimées en longueur d'axe ou en superficie minimales et adaptées selon le type de site - à propos de la représentativité spatiale des stations de mesure¹.

Cette représentativité spatiale constitue une donnée essentielle pour :

- estimer l'exposition de la population à partir de données mesurées en un ou plusieurs sites (dans quelles zones la population est-elle soumise à des niveaux de concentration similaires aux valeurs mesurées ?)
- évaluer si le réseau de mesure offre une bonne description de la qualité de l'air sur le domaine de surveillance ou bien s'il présente des insuffisances ou des redondances.

Elle est déterminée par polluant, par type de variable (concentration moyenne par ex.) et par période (une saison, une année donnée...).

Des travaux méthodologiques orientés principalement sur le NO₂ ont été réalisés depuis 2005 (Cori, 2005, Bobbia *et al.*, 2008, Cárdenas et Malherbe, 2007). Ils sont fondés sur la réalisation de campagnes d'échantillonnage par tubes à diffusion passive et sur l'exploitation géostatistique des données recueillies. Dans une étude plus récente du LCSQA (Beauchamp *et al.*, 2011²), l'ensemble de la méthode a été revu, testé et illustré sur divers exemples afin de fournir aux AASQA une procédure opérationnelle qui leur permette de délimiter des zones de représentativité pour le NO₂ (et le benzène).

S'agissant des PM₁₀, cette approche ne peut être utilisée à l'identique puisque les moyens de mesure de ce polluant limitent la densité spatiale d'échantillonnage. En conséquence, outre les travaux précités, une étude LCSQA a été consacrée à l'élaboration de campagnes de mesure destinées à caractériser la variabilité spatiale des concentrations de PM₁₀ autour d'une station existante ou temporaire (cf. Annexe I). Cette étude exploratoire a recouru à trois campagnes de mesure, ciblées sur des sites de proximité :

- Les deux premières, conduites avec la collaboration d'Air Rhône-Alpes, se sont déroulées dans la zone de Saint-Romain-en-Gal, près de l'autoroute A7, en automne 2009 (deux semaines d'octobre) et en hiver 2009-2010 (deux semaines de décembre-janvier). Différents appareils de mesure ont été placés à plus ou moins grande distance d'une station temporaire installée par Air

¹ Voir annexe 2 du rapport LCSQA de 2011 : Beauchamp M., Malherbe L., Létinois L., 2011. Application de méthodes géostatistiques pour la détermination de zones de représentativité en concentration et dépassements de seuils, www.lcsqa.org.

² Rapport susmentionné.

Rhône-Alpes. En plus de la méthode de référence ou des méthodes équivalentes, diverses techniques optiques potentiellement plus légères ont été testées.

- La troisième, conduite en collaboration avec ATMO Franche-Comté, s'est déroulée en février 2011 autour de la station de trafic de Belfort (station Octroi). Les mesures de PM_{10} ont été réalisées par gravimétrie sur chaque site étudié.

A partir de ces campagnes, le présent rapport a pour objet :

- de dresser un premier constat sur la variabilité spatiale des concentrations de PM_{10} au voisinage d'un site de proximité automobile;
- de confronter ces observations à des résultats plus généraux, issus d'une exploitation des données à l'échelle nationale (comparaison sites de trafic/sites de fond les plus proches sur la France)
- de fournir des recommandations techniques aux AASQA qui souhaiteraient mettre en place ce type de campagne pour mieux qualifier la représentativité spatiale de leurs sites : conseils sur l'instrumentation, la stratégie d'échantillonnage, la manière d'exploiter les résultats selon l'information recherchée.

Il s'organise en six parties.

Les chapitres 2 et 3 sont consacrés aux aspects expérimentaux de l'étude. Le chapitre 2 décrit en détail les campagnes de mesure réalisées (sélection des points de mesure et instrumentation). Le chapitre 3 s'attache aux mesures effectuées par différents indicateurs optiques lors de la première campagne de Saint-Romain-en-Gal et à la comparaison des données issues de ces indicateurs.

Les chapitres 4 et 5 abordent la question de la représentativité spatiale d'un site de trafic, en considérant les variations de concentration le long de l'axe routier (chapitre 4) et dans la direction perpendiculaire (chapitre 5).

Les deux derniers chapitres apportent un éclairage supplémentaire sur les concentrations de PM_{10} en site de proximité automobile, avec l'objectif d'en quantifier les différentes composantes. Le chapitre 6 porte sur la part attribuable à la pollution de fond qui se révèle prédominante. En s'appuyant sur les données d'analyse chimique et de comptage routier, le chapitre 7 met en évidence le rôle des émissions directes du trafic et des émissions indirectes (resuspension).

Comme en témoigne cette étude, les particularités de chaque site de proximité automobile ne permettent pas de définir un protocole de campagne applicable en toute situation. Cependant, des préconisations sur l'organisation et la mise en œuvre expérimentale de campagnes et sur le traitement des données peuvent être émises ; elles font l'objet du chapitre 8.

2. DESCRIPTION DES CAMPAGNES DE TERRAIN

2.1 CAMPAGNES DE SAINT-ROMAIN-EN-GAL

La première série de campagnes a été réalisée en collaboration avec Air Rhône-Alpes en parallèle du projet d'observatoire de l'air sur l'axe routier Vallée du Rhône³. Ce projet, à l'initiative d'Air Rhône-Alpes et d'Air PACA, vise notamment à caractériser le profil des PM perpendiculairement à l'axe A7 en 4 points distincts, à l'aide d'indicateurs optiques de type pDR. Le couplage de notre étude à cette dernière devait permettre la mise en œuvre d'un nombre relativement important d'indicateurs et analyseurs automatiques de PM₁₀ autour d'un site de proximité automobile, exercice particulièrement complexe et onéreux pour des raisons météorologiques. Ce couplage a été réalisé lors des campagnes d'automne (30 sept. au 16 oct. 2010) et d'hiver (16 déc. 2010 au 3 janv. 2011) autour d'un moyen mobile installé au bord de l'A7 sur la commune de Saint-Romain-en-Gal (communauté d'agglomération du pays viennois). Il a également permis l'intercomparaison et l'évaluation de différents indicateurs optiques sur ce type d'environnement, dont les principaux résultats sont présentés au chapitre 3.

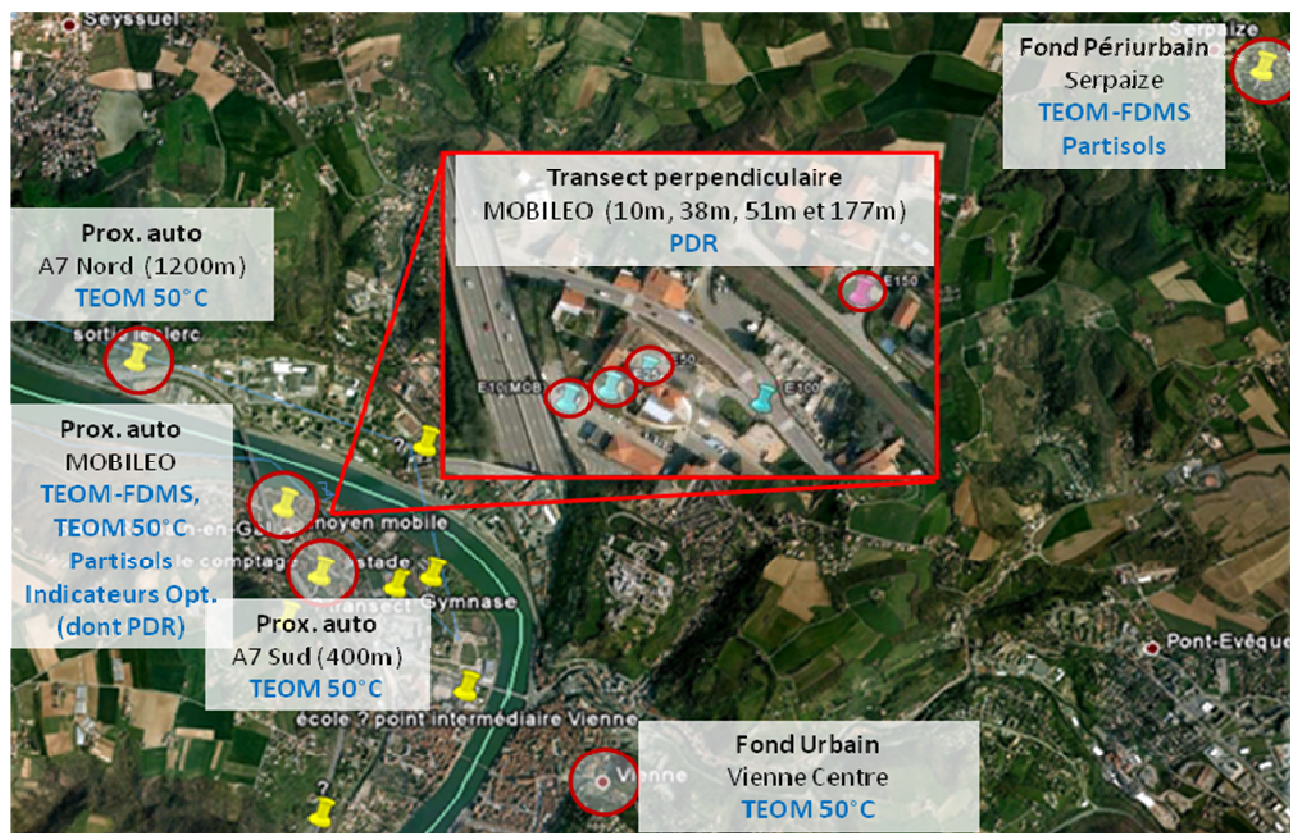


Figure 1 : Sites et moyens de mesures utilisés lors des campagnes de Saint-Romain-en-Gal.

³http://www.atmo-honealpes.org/RA2010/Articles/3.thematiques/3.1.trafic/3.1.1.B.observatoire_A7.htm

Les différents sites et moyens de mesure utilisés pour la présente étude sont synthétisés sur la Figure 1. Le site de proximité automobile dont il s'agit d'examiner la représentativité correspond au moyen mobile multi-instrumenté Mobileo. L'impact des concentrations de fond sur ce site est estimé à partir des stations de fond urbain de Vienne Centre (station permanente d'Air Rhône-Alpes, TEOM seul) et périurbain de Serpaize (moyen mobile du LCSQA, TEOM-FDMS). Sa représentativité longitudinale (le long de l'axe) est étudiée à partir des mesures par TEOM seul sur les sites nommés A7 Nord et A7 Sud (uniquement lors de la campagne d'automne). Les niveaux de PM₁₀ perpendiculairement à l'axe sont estimés à partir d'indicateurs optiques de type pDR mis en œuvre par Air Rhône-Alpes.

Par ailleurs, les mesures par TEOM seul sous-estiment les concentrations en PM₁₀ du fait de la mauvaise prise en compte de la fraction semi-volatile particulaire (majoritairement constituée d'espèces secondaires de concentrations globalement homogènes à l'échelle subrégionale). Afin de s'affranchir de cette sous-estimation, les données obtenues par TEOM seul sont corrigées par ajout de la différence des concentrations mesurées par TEOM-FDMS et par TEOM seul (lissée sur 4 heures, conformément à la méthodologie utilisée au sein du dispositif national de surveillance de la qualité de l'air). Les données pDR utilisées pour l'étude du transect perpendiculaire (chapitre 5) ont été inter-comparées lors d'un essai de reproductibilité effectué juste avant la campagne et ajustées par rapport au ratio pDR/TEOM-FDMS observé au niveau du Mobiléo en cours de campagne.

2.2 CAMPAGNE DE BELFORT

Les campagnes à Saint-Romain-en-Gal ayant confirmé les difficultés de déploiement sur site d'une batterie d'indicateurs optiques (problèmes de coût et de fiabilité notamment) ainsi que la nécessité de pouvoir bénéficier d'informations sur la composition chimique des particules (pour mieux appréhender l'impact de la source trafic), il a été décidé de réaliser une campagne de prélèvements sur filtres. Pour ce faire, l'usage de mini-préleveurs de type MicroVol a été dans un premier temps envisagé. Néanmoins, étant donné (i) le manque de disponibilité de ce type de préleveurs au moment de l'étude, (ii) les limitations métrologiques associées à l'utilisation de ce type d'instruments, qui ne permettent pas une étude sur un pas de temps journalier⁴, notre choix s'est finalement tourné vers des préleveurs haut-débit de type DA80. Cette stratégie présente en outre l'avantage de correspondre à la mise en œuvre de la méthode de référence pour la mesure des PM₁₀ (norme NF EN 12341) et de permettre l'échantillonnage d'une grande quantité de particules en vue de l'analyse chimique de traceurs organiques et métalliques.

⁴ Rapport LCSQA de décembre 2010 (O. Favez) « Retour d'expériences sur le MicroVol », téléchargeable à l'adresse suivante : <http://www.lcsqa.org/rapport/2009/ineris/etude-performances-appareils-mesure-retour-experiences-microvol>

A la suite d'une consultation de l'ensemble des AASQA, il a été décidé de réaliser cette campagne test en collaboration avec ATMO Franche-Comté, par ailleurs engagé dans une campagne d'étude de sources de PM à l'échelle de sa zone urbaine régionale. Cette zone se caractérise par des dépassements chroniques de valeur limite en PM₁₀ en 2008 et 2009.

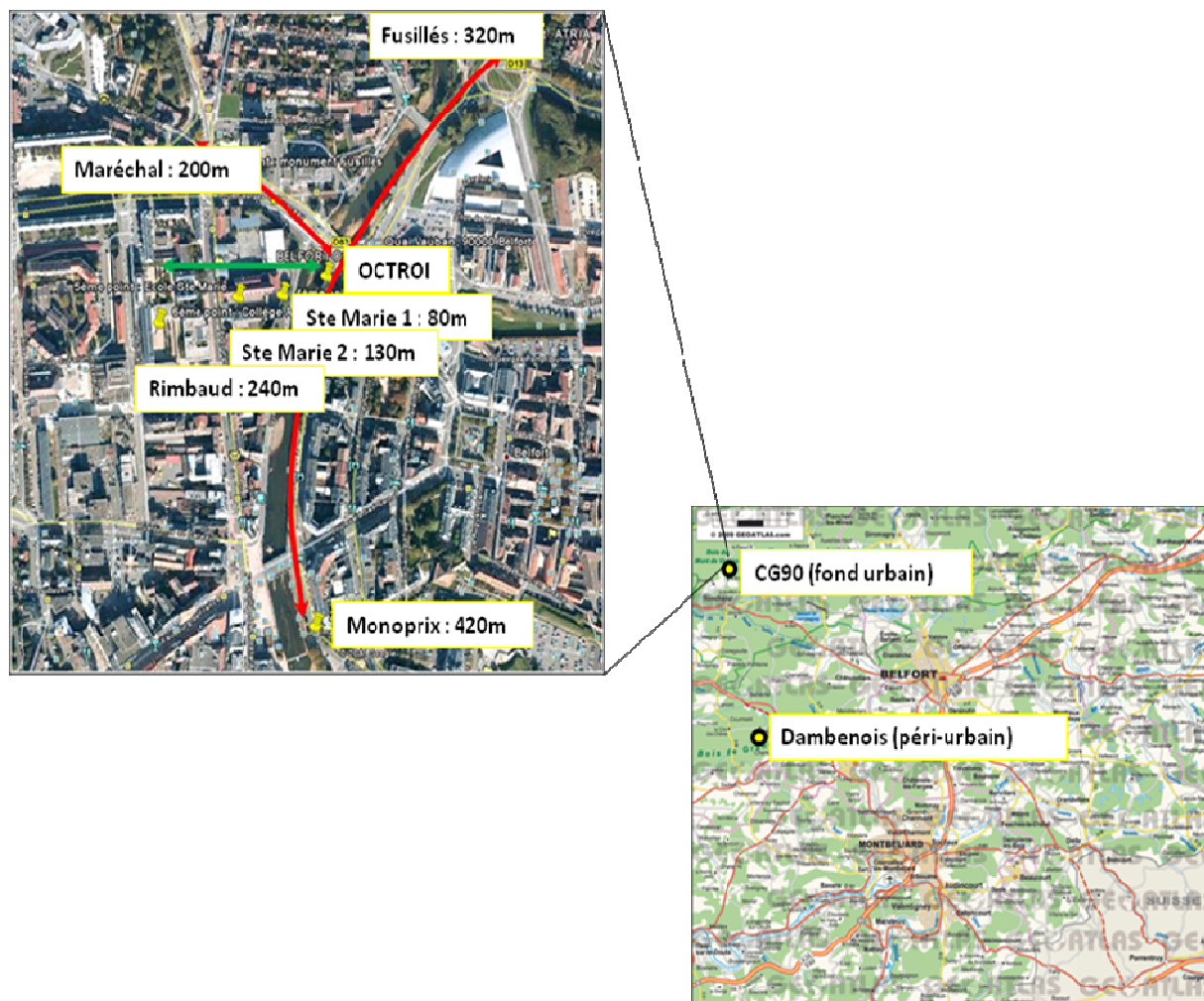


Figure 2 : Localisation des 9 sites instrumentés (préleveurs de type DA80) lors de la campagne de Belfort en Février 2011.

Un total de neuf DA80 a été déployé du 3 au 24 février 2011 autour du site de proximité automobile de Belfort Octroi (cf. Figure 2) permettant de documenter, outre la station de mesure fixe (Octroi), un site de fond périurbain (Dambenois), un site de fond urbain (CG90), trois sites de proximité automobile (Maréchal, Fusillés et Monoprix) situés en amont/aval du site d'Octroi, ainsi que trois sites localisés à une distance croissante d'Octroi (Sainte Marie 1, Sainte Marie 2 et Rimbaud). L'implantation de ces trois derniers sites vise à étudier une éventuelle décroissance des niveaux de PM₁₀ perpendiculairement à l'axe. Néanmoins, la réalisation de ce type d'étude en conditions représentatives d'une grande partie de l'agglomération est pour le moins complexe à mettre en œuvre en milieu urbain en raison de la densité et de l'enchevêtrement des bâtiments et des axes routiers. En l'occurrence l'implantation de trois sites situés à une distance variant de 50 à 200m autour de la

station fixe et à une distance plus grande de toute autre voie automobile était impossible. Cependant ces trois sites sont considérés comme majoritairement impactés par les axes majeurs présentés en rouge sur la Figure 2.

Les prélèvements sur filtres ont été réalisés de 9h à 9h TU afin de limiter les artefacts d'échantillonnage, en particulier la perte de matière semi-volatile en cours de prélèvement.

3. EVALUATION IN SITU D'INDICATEURS OPTIQUES

La mise en œuvre de mesures des concentrations massiques de PM dans l'air ambiant selon la norme NF EN 12341, ou de techniques équivalentes, s'avère relativement contraignante et coûteuse, qui plus est dans le cadre d'exercice d'évaluation *in situ* de la représentativité spatiale tel qu'envisagé ici. De manière complémentaire, la mesure indicative à l'aide d'instruments appelés indicateurs optiques pourrait représenter une solution technique intéressante pour augmenter le nombre de points de mesure. C'est avec cette idée que différents indicateurs optiques ont été testés en conditions réelles, sur un site de proximité automobile, lors des campagnes de Saint-Romain-en-Gal, à l'aide d'une intercomparaison par rapport à la technique la plus répandue en France pour la mesure réglementaire des PM (TEOM-FDMS). Une synthèse des résultats obtenus lors de ces exercices d'intercomparaison est présentée dans ce chapitre.

Il est à noter qu'un premier recensement des différents indicateurs optiques disponibles sur le marché français, ainsi qu'une évaluation de leurs performances de mesure en air intérieur avaient été réalisés en 2006⁵ et 2008⁶. Le nouveau recensement réalisé en 2010 indique un doublement de l'offre par rapport à 2006, mettant en lumière l'intérêt croissant pour ce type de méthodes. Parmi ces instruments, uniquement ceux qui sont présentés comme adaptés à la mesure en extérieur (versions dites « environnementales ») et pour lesquels les distributeurs français ont répondu favorablement à notre demande de mise à disposition ont été évalués dans le cadre de la présente étude : ADR 1200 et 1500 (conçus par *Thermo Fisher Scientific* et distribués par *Ecomesure*), Dust Trak 8533 DRX (conçu par *TSI* et distribué par *Intertek*), Grimm 1.108 au sein d'un « coffret environnemental » (conçu par *Grimm* et distribué par *bpi-instruments*), Dust Monit (conçu et distribué par *Con.Tec Engineering*), et Osiris (conçu par *Turnkey* et distribué par *Equipements Scientifiques*). L'intercomparaison s'est basée sur la réalisation de tests *in situ* à l'aide d'indicateurs optiques mis à disposition et préalablement calibrés par les constructeurs et/ou distributeurs.

Il faut également souligner que, lors des campagnes de terrain à Saint-Romain-en-Gal, Air Rhône-Alpes a procédé à l'installation en extérieur, et au sein d'abris conçus par leur soin, d'appareils destinés à la mesure en air intérieur (pDR, conçu par *Thermo Fisher Scientific* et distribué par *Ecomesure*), pour un bilan globalement insatisfaisant en raison notamment de nombreuses pannes.

⁵ Rapport LCSQA de décembre 2006 (I. Fraboulet) « Mesures indicatives des particules : synthèse du recensement des appareils disponibles sur le marché, des besoins et des retours d'expérience des AASQA » ; téléchargeable à l'adresse suivante: <http://www.lcsqa.org/rapport/2006/ineris/mesures-indicatives-particules-recensement-appareils-disponibles-marche-besoins->

⁶ Rapport LCSQA de décembre 2008 (C. Marchand) « Air Intérieur - Indicateurs optiques pour la mesure massique des particules dans les environnements intérieurs » ; téléchargeable à l'adresse suivante: <http://www.lcsqa.org/rapport/2008/ineris/indicateurs-optiques-mesure-massique-particules-environnements-interieurs>

Les résultats obtenus sont résumés par la Figure 3. Ils mettent en évidence la forte influence des conditions climatiques ambiantes sur le bon fonctionnement des instruments testés ainsi que sur la qualité des mesures. Sans surprise, par comparaison avec le TEOM-FDMS, les instruments dépourvus de ligne de prélèvement chauffée (ou de membrane Nafion) présentent une surestimation significative des PM lors des périodes correspondant vraisemblablement à de fortes charges en eau sur les particules (humidité relative importante de jour comme de nuit et concentrations d'espèces semi-volatiles relativement importantes). Ces résultats traduisent la sensibilité de la mesure optique à la charge en eau des particules. Ainsi, le Dust Track et le pDR semblent très peu fiables pour une utilisation dans l'air ambiant.

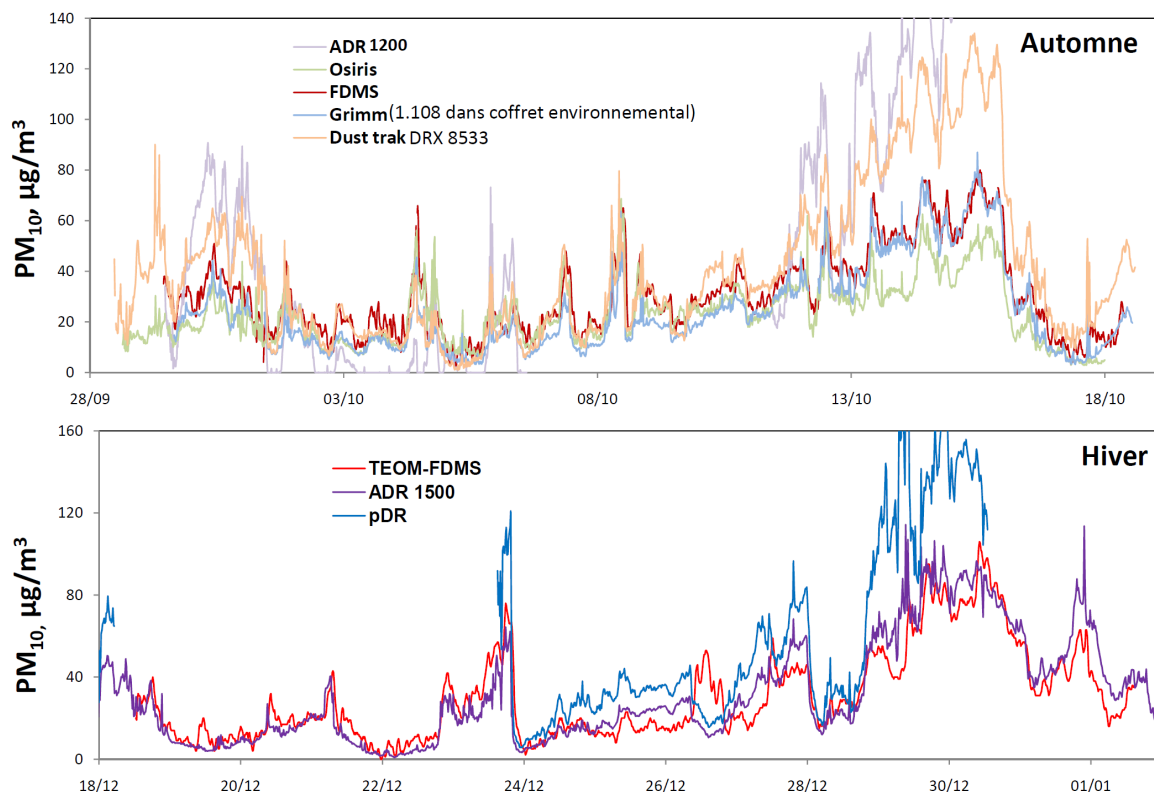


Figure 3 : Intercomparaison d'indicateurs optiques et de TEOM-FDMS sur le site temporaire de proximité automobile (Mobiléo) lors des campagnes à Saint-Romain-en-Gal.

Sur l'ensemble des indicateurs optiques évalués, celui de marque Grimm a globalement fourni les résultats les plus satisfaisants. Des interrogations subsistent néanmoins sur sa capacité à bien prendre en compte les particules de carbone suie (sous-estimation par rapport au TEOM-FDMS lors des périodes peu influencées par les particules secondaires, e.g. entre le 3 et le 11 oct.). Par ailleurs, ce type d'instruments (compteurs par classe de taille) étant deux à trois fois plus onéreux que la majorité des indicateurs optiques disponibles sur le marché (néphélomètres), il apparaît nécessaire de poursuivre l'évaluation d'appareils moins coûteux, en vue notamment de leur utilisation éventuelle lors de campagnes de cartographie. Dans ce cadre, les ADR 1500 et Osiris semblent présenter un potentiel intéressant.

4. REPRESENTATIVITE LE LONG DE L'AXE

Dans cette partie, nous explorons la question de la représentativité spatiale d'une mesure de proximité automobile le long de l'axe au bord duquel la station de mesure est implantée.

Selon l'annexe 3 de la Directive 2008/50/CE, « un point de prélèvement doit être implanté de manière à ce que l'air prélevé soit représentatif de la qualité de l'air sur une portion de rue d'au moins 100 m de long pour les sites liés à la circulation ». Si cette recommandation de macro-implantation des stations trafic précise à quelles caractéristiques minimales (géométrie et taille) doit se conformer la représentativité spatiale de ces stations, elle n'indique en aucun cas la plage temporelle à prendre en compte ni la variation maximale de concentration définissant cette notion de représentativité. Dans un rapport commandité par la Commission Européenne⁷, le laboratoire de référence autrichien (UBA) préconisait en 2007 d'évaluer la représentativité des stations de mesure des PM₁₀ pour la moyenne annuelle et pour le centile 90,4 des moyennes journalières (i.e. pour la 36^e moyenne journalière la plus élevée si la série compte 365 valeurs). Il proposait en outre d'appliquer un seuil correspondant à 10% de la gamme de variation des concentrations de PM₁₀ en Europe (sur la période 2002-2004), soit 5µg/m³ pour la moyenne annuelle et 8µg/m³ pour le centile 90,4 des moyennes journalières. Outre le fait que la valeur de ces critères devrait être réactualisée au fil des ans, elle est significativement inférieure à l'incertitude maximale autorisée pour la mesure fixe des PM₁₀ (Incertainitude relative élargie de 25% au niveau de la valeur limite, correspondant à 10 ou 12,5µg/m³ selon que l'on considère la moyenne annuelle ou le seuil journalier), ce qui semble assez peu adapté.

Les séries temporelles le long de l'A7 lors de la campagne automnale de Saint-Romain-en-Gal, et sur l'axe Quai Vauban - Avenue du Maréchal Foch lors de la campagne de Belfort sont illustrées par les figures 4 et 5 et synthétisées par le tableau 1.

⁷http://www.umweltbundesamt.at/aktuell/publikationen/publikationssuche/publikationsdetail/?pub_id=1684

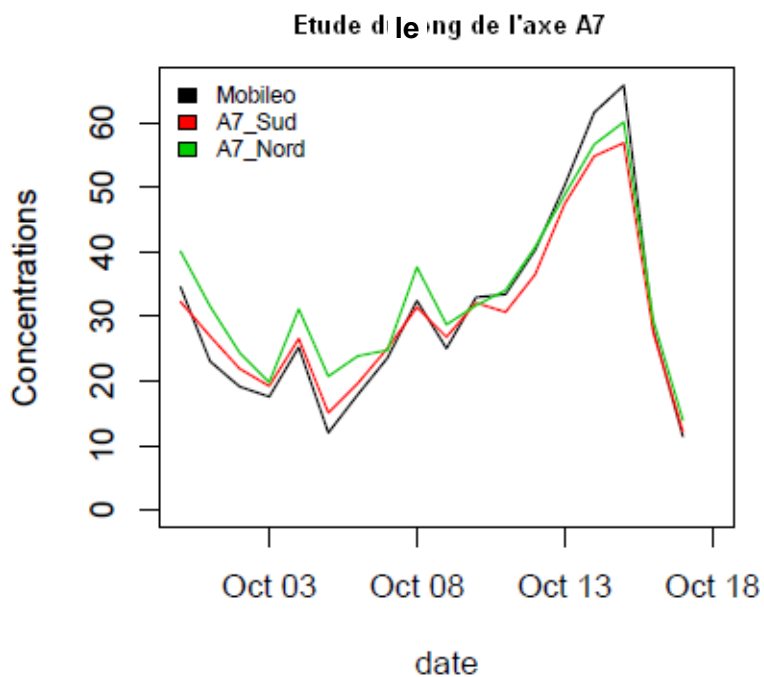


Figure 4 : Campagne d'automne de Saint-Romain-en-Gal. Séries temporelles sur les sites trafic Mobiléo, A7_Nord et A7_Sud. Concentrations moyennes journalières en $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

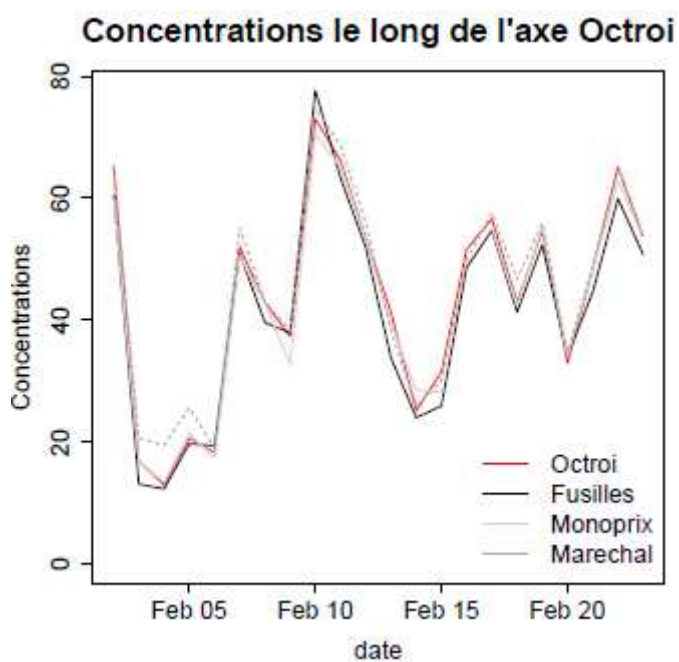


Figure 5 : Campagne de Belfort. Séries temporelles sur les sites de trafic Fusilles, Octroi et Monoprix (axe étudié) et Maréchal. Concentrations moyennes journalières en $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

De manière générale, on constate une bonne homogénéité des concentrations le long des axes étudiés. Quelle que soit la campagne de mesure, les différences de concentration par rapport au site de proximité considéré n'excèdent pas $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne journalière, et ce, même en période d'épisode (dépassement du seuil journalier de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

De manière plus détaillée, on note, au cours de la campagne de Saint-Romain-en-Gal, des écarts de concentration entre sites (Figure 4) qu'il n'est pas toujours aisé d'interpréter. Les valeurs mesurées au niveau du Mobiléo sont dans l'ensemble inférieures à celles qui sont mesurées sur les deux autres points. Ce phénomène peut s'expliquer, au moins en partie, par la hauteur d'échantillonnage, les sites A7 Sud et A7 Nord sont équipés d'une armoire disposant d'une tête de prélèvement à environ 2,5 m du sol alors que le prélèvement au niveau du Mobiléo est réalisé à une hauteur environ deux fois plus grande. Par ailleurs les concentrations obtenues pour le site A7 Sud sont toujours inférieures à celles obtenues pour le site A7 Nord, alors que ces deux instruments ne présentaient pas de biais significatif lors d'un exercice d'intercomparaison réalisé (au laboratoire) juste avant le début de la campagne. Cet écart de concentration est probablement lié au microenvironnement du site A7 Nord, qui est situé à proximité d'une bretelle de sortie et en contrebas d'un pont. Enfin, et de manière surprenante, les concentrations mesurées au niveau du Mobiléo, significativement plus faibles que celles mesurées sur les autres sites en début de campagne, passent au-dessus de ces dernières lors du pic de pollution régional survenant en fin de campagne, pour des raisons encore inexpliquées. Une étude de la composition chimique des PM_{10} au cours de la campagne aurait vraisemblablement permis de fournir des éléments pour approfondir ce phénomène.

L'ensemble de ces résultats illustre la nécessité d'une bonne prise en compte du microenvironnement des sites choisis ainsi que les limites de l'utilisation de méthodes automatiques de mesure de la concentration massique seule pour une bonne interprétation des résultats.

A Belfort (Figure 5), l'homogénéité des concentrations est plus manifeste, ce qui suggère l'absence d'émissions additionnelles à proximité de l'axe. Les concentrations mesurées sur une route transverse (site Maréchal) présentent elles aussi un profil temporel similaire. Les faibles différences de concentration de PM_{10} observées entre les sites peuvent être corrélées aux différences de trafic, comme il est développé au chapitre 7. Précisons également que ces écarts sont largement inférieurs à l'incertitude maximale autorisée pour la mesure fixe des PM_{10} , et également inférieurs au critère de représentativité préconisé par le rapport de l'UBA.

Les différences de concentration de PM_{10} observées le long des deux principaux axes de circulation étudiés sont résumées dans les tableaux ci-après.

Tableau 1 : Campagne de Saint-Romain-en-Gal : statistiques sur les écarts de concentration de PM₁₀ le long de l'axe routier

	Campagne d'automne de Saint-Romain-en-Gal (mesures horaires)							
	A7_Sud / Mobiléo				A7_Nord / Mobiléo			
Distance entre sites	400 m				1200 m			
Trafic moyen journalier sur la campagne d'automne	A7 Sud : 11200 véhicules/jour				A7 Sud : 11200 véhicules/jour (pas de données de comptage au niveau du site A7_Nord)			
	min	max	moy	med	min	max	moy	med
A7 automne écarts* (µg/m ³)	-5.7	8.7	2.5	2.4	-8.9	3.9	-0.6	0.2
A7 automne écarts rel.** (%)	-8.7	72.7	14.8	13.7	-13.5	25.8	2.2	1.9

Tableau 2 : Campagne de Belfort : statistiques sur les écarts de concentration de PM₁₀ le long de l'axe routier

	Campagne d'automne de Belfort (mesures journalières)							
	Fusillés / Octroi				Monoprix / Octroi			
Distance entre sites	320 m				420 m			
Trafic moyen journalier sur la campagne d'automne	Octroi : 13750 véhicules/jour Fusillés : 11230 véhicules/jour				Octroi : 13750 véhicules/jour Monoprix : 11460 véhicules/jour			
	min	max	moy	med	min	max	moy	med
Belfort écarts* (µg/m ³)	-7.5	4.7	-2.1	-2.1	-5.4	3.4	-0.9	-0.6
Belfort écarts rel.** (%)	-22.5	6.4	-5.3	-4.4	-12.1	13.6	-1.5	-1.4

Dans les tableaux qui précèdent :

- min, max, med, moy désignent respectivement les valeurs minimale, maximale, médiane et moyenne sur la période de mesure.
- *Les écarts site1/site2 sont calculés de la manière suivante : $C_1 - C_2$
- **Les écarts relatifs site1/site2 sont calculés de la manière suivante : $100 * C_1 - C_2 / C_2$ où C_1 et C_2 sont les concentrations journalières mesurées respectivement sur les sites 1 ou 2.
- Les valeurs de trafic sont issues de boucles de comptage situées à proximité des sites de mesure indiqués.

5. REPRESENTATIVITE PERPENDICULAIREMENT A L'AXE

Même si la notion de représentativité radiale n'est pas mentionnée par la Directive 2008/50/CE pour les sites de proximité automobile, son examen est rendu nécessaire pour la réalisation d'exercices de cartographie (et par la quatrième Directive fille pour des polluants particuliers non étudiés ici). Néanmoins, l'étude de la décroissance des concentrations perpendiculairement à l'axe est particulièrement difficile en milieu urbain en raison des contraintes liées à la métrologie des PM mais également à cause de la densité et de l'enchevêtrement des bâtiments et des axes routiers ou autres sources d'émissions. Les campagnes réalisées dans cette étude en sont une bonne illustration. Les données obtenues à l'aide des moyens disponibles pour ces campagnes ne permettent pas d'analyser précisément cette question, et encore moins de mettre en place un modèle statistique fondé sur des variables explicatives telles que la distance à l'axe. Cependant, il reste possible d'en retirer des enseignements transposables à de futures campagnes du même type.

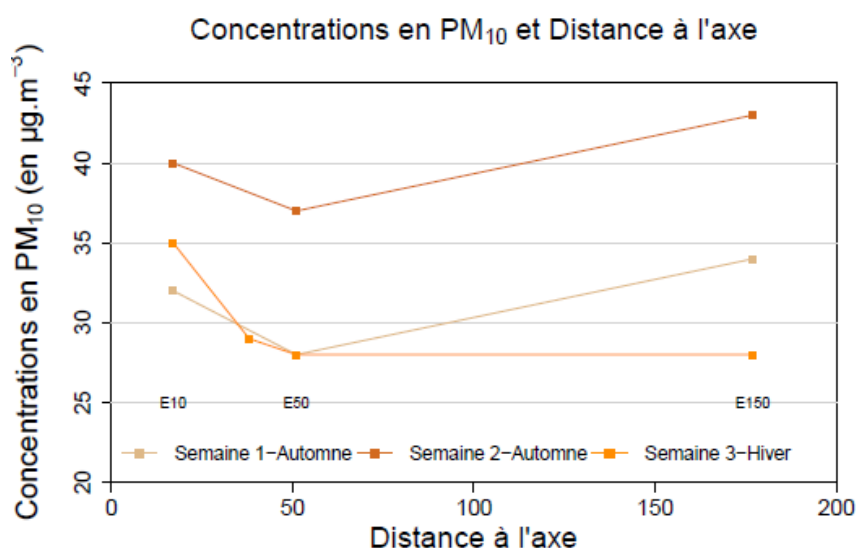


Figure 6 : Concentrations en PM₁₀ (moyennes hebdomadaires en µg/m³) mesurées par pDR à distance croissante du Mobiléo

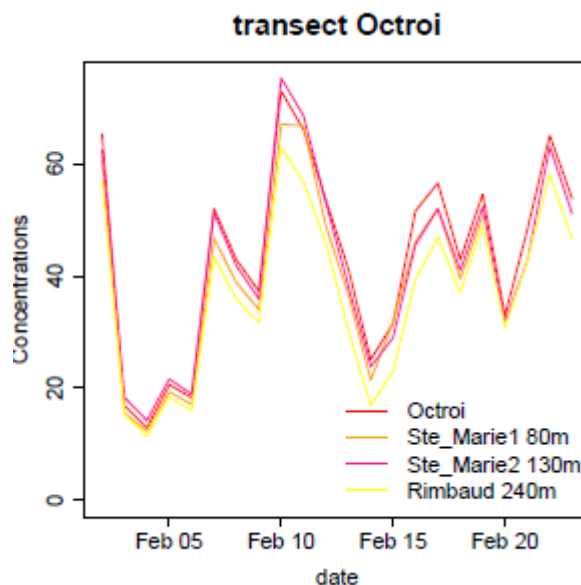


Figure 7 : Concentrations en PM₁₀ (moyennes journalières en µg/m³) mesurées par gravimétrie à distance croissante de la station Octroi

Sur les campagnes de Saint-Romain-en-Gal, on note une baisse moyenne de l'ordre de 5µg/m³ dans les cinquante premiers mètres, pour les trois seules semaines de mesure pDR exploitables (Figure 6),

Tableau 3). Malgré la forte incertitude de mesure liée à l'utilisation de cet indicateur optique, la répétabilité de cette observation permet de penser que ces profils reflètent une réelle décroissance des concentrations à mesure que l'on s'éloigne du site trafic.

A 50 m de l'axe, la concentration mesurée est proche du niveau de fond enregistré à Vienne (Tableau 5). Néanmoins, on note une augmentation des concentrations au niveau du point de mesure situé à environ 150m du Mobiléo (Figure 6). Ce résultat pourrait s'expliquer par la présence de sources additionnelles d'émissions à proximité de ce point, et en particulier par l'influence de la ligne de chemin de fer, qui est un émetteur de particules. Comme au chapitre précédent, qui faisait apparaître des différences entre points attribuables aux conditions locales, ces résultats illustrent l'impact du microenvironnement des sites choisis.

S'agissant de la campagne de Belfort, l'ordonnance des profils Octroi, Ste Marie1 et Rimbaud est caractéristique d'une baisse progressive des concentrations lorsqu'on s'éloigne de l'axe (Figure 7, Tableau 4).

A environ 200m de celui-ci, le niveau de concentration en PM10 devient équivalent au niveau de pollution enregistré sur la station de fond urbain CG90 (Figure 8,

Tableau 6). Néanmoins, d'autres points sources susceptibles d'influencer ces différents points ne peuvent être exclus, en particulier pour Rimbaud et Ste Marie 2.

Le profil associé à Ste Marie 2 révèle notamment une hausse des concentrations par rapport à Ste Marie 1, vraisemblablement en raison de sa proximité avec un axe routier secondaire.

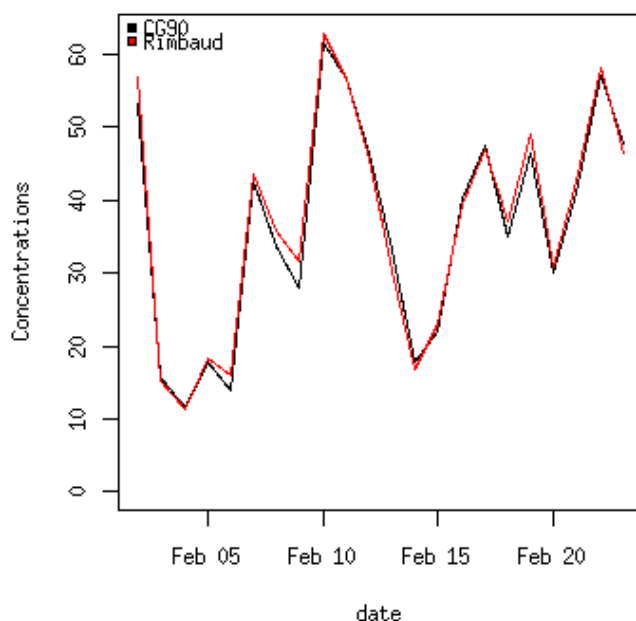


Figure 8 : Campagne de Belfort – Comparaison du fond et de la mesure à 100m de l'axe. Evolution des concentrations journalières

Tableau 3 : Campagnes de Saint-Romain-en-Gal : écarts moyens entre les concentrations de PM₁₀ mesurées à distance croissante de l'axe routier et les concentrations de PM₁₀ mesurées au bord de l'axe routier

	E50/Mobiléo	E150/Mobiléo
Distance (m)	51	177
	moy	moy
A7 automne écarts* (µg/m ³)	-3.5	2.5
A7 automne écarts rel** (%)	-10.8	6.5
A7 hiver écarts* (µg/m ³)	-7	-7
A7 hiver écarts rel** (%)	-25	-25

Tableau 4 : Campagne de Belfort : écarts moyens entre les concentrations de PM10 mesurées à distance croissante de l'axe routier et les concentrations de PM10 mesurées au bord de l'axe routier

Distance entre sites (m)	Ste-Marie 1/Octroi				Ste-Marie 2/Octroi				Rimbaud/Octroi			
	80 m				130 m				240 m			
	min	max	moy	med	min	max	moy	med	min	max	moy	med
Belfort écarts* ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	-5.9	0.7	-3.1	-3.8	-6	2.5	-1.4	-1.4	-12.1	-1.5	-6.7	-7.1
Belfort écarts rel.** (%)	-14.8	1.3	-7.5	-8.1	-11.7	10.1	-2.3	-3.5	-32.7	-6.4	-15.5	-13.6

min, max, med, moy : valeur minimale, maximale, médiane, moyenne sur la période de mesure

*Les écarts site1/site2 sont calculés de la manière suivante : $C_1 - C_2$

**Les écarts relatifs site1/site2 sont calculés de la manière suivante : $100 * C_1 - C_2 / C_2$ où C_1 et C_2 sont les concentrations hebdomadaires (Saint-Romain-en-Gal) ou journalières (Belfort) mesurées respectivement sur les sites 1 ou 2.

Tableau 5 : Campagnes de Saint-Romain-en-Gal : écarts moyens entre les concentrations de PM₁₀ mesurées à 50m de l'axe routier ou en fond urbain et les concentrations de PM₁₀ mesurées au bord de l'axe routier

	E50 / Mobiléo	E50 / Vienne
	moy	moy
A7 automne écart* ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	-3.5	1
A7 automne écart rel.** (%)	-10.8	6.4
A7 hiver écart* ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	-7	-1
A7 hiver écart rel.** (%)	-20	-3.9

Tableau 6 : Campagne de Belfort : écarts moyens entre les concentrations de PM₁₀ mesurées à 50m de l'axe routier ou en fond urbain et les concentrations de PM₁₀ mesurées au bord de l'axe routier

	Rimbaud / Mobiléo	Rimbaud / CG90
	moy	moy
Belfort écart* ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	-6.7	0.72
Belfort écart rel.** (%)	-15.5	2.1

Ainsi les concentrations de fond de PM₁₀ contribuent-elles pour une large part aux valeurs observées à proximité du trafic. Excepté les interférences dues à des sources de pollution secondaires, il semblerait que le surplus de pollution lié au trafic routier n'ait qu'une influence limitée et qu'il décroisse assez rapidement.

Notons que pour toutes les campagnes, jour par jour aussi bien qu'en moyenne, l'amplitude de cette décroissance est inférieure à l'incertitude de mesure autorisée

pour les PM_{10} . Un tel résultat laisserait à penser que les mesures de concentration du site trafic sont en réalité représentatives des concentrations de PM_{10} sur l'ensemble de l'agglomération. Cette hypothèse demande à être confirmée dans la durée par la réalisation d'études plus longues.

En outre, ce résultat ne permet pas de préjuger des dépassements de seuil à l'échelle de la ville, ainsi qu'il est expliqué au chapitre suivant.

6. PREDOMINANCE DU FOND SUR LA CONTRIBUTION DU TRAFIC

6.1 RESULTATS DES CAMPAGNES

Les figures ci-après (Figure 9 et Figure 10) représentent l'évolution temporelle des concentrations de PM₁₀ sur chaque période de mesure. Pour chacune, trois sites sont considérés :

- la station de trafic (temporaire – Mobiléo- ou permanente - Belfort Octroi-) ;
- un site de fond urbain (Vienne Centre et CG90)
- un site de fond périurbain (Serpaize et Dambenois), situé dans un secteur à prédominance rurale et éloigné d'une vingtaine de kilomètres du site trafic étudié.

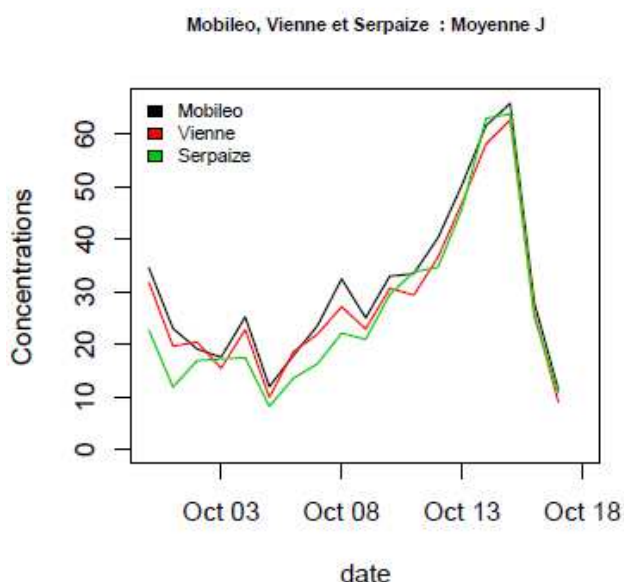


Figure 9 : Séries temporelles des concentrations (moyennes journalières en µg/m³) sur les sites de trafic (Mobiléo), fond urbain (Vienne) et fond périurbain (Serpaize) – **Campagne de Saint-Romain-en-Gal (autoroute A7), Automne 2009**

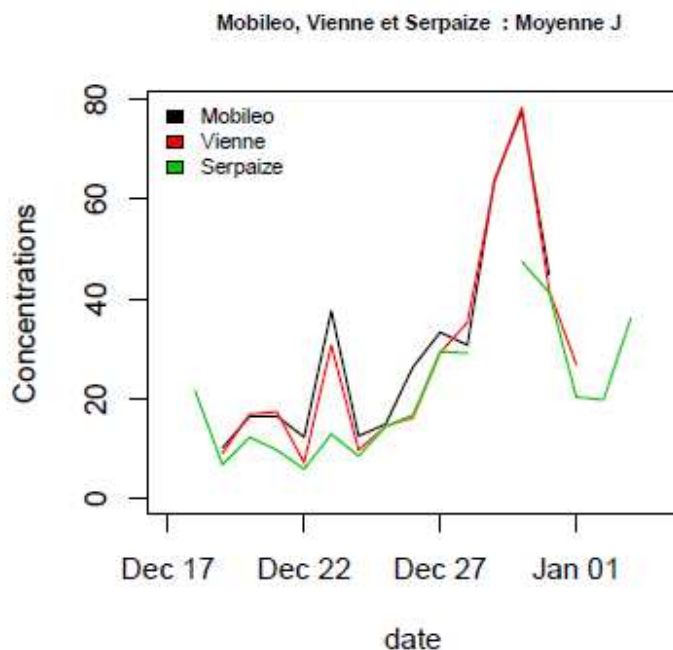


Figure 10 : Séries temporelles des concentrations (moyennes journalières en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) sur les sites de trafic (Mobiléo), fond urbain (Vienne) et fond périurbain (Serpaize) – **Campagne de Saint-Romain-en-Gal (autoroute A7), Hiver 2009-2010**

Les séries correspondant à la campagne de l'A7 (Figure 9 et Figure 10) sont issues de mesures horaires obtenues par TEOM-FDMS ou TEOM ajusté (cf. §2.1). Les séries correspondant à la campagne de Belfort (Figure 11) sont issues de prélèvements journaliers à l'aide d'échantillonneurs de type DA80 suivis de mesure gravimétriques effectuées selon la norme NF EN 12341 (cf. §2.2).

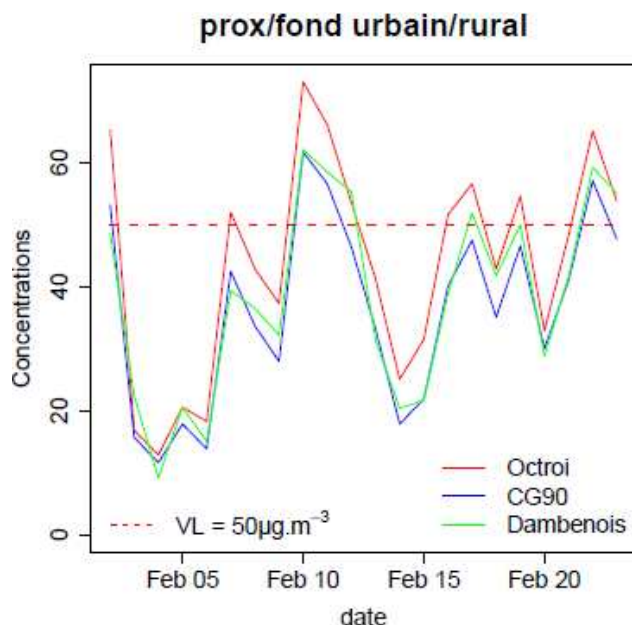


Figure 11 : Séries temporelles des concentrations (moyennes journalières en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) sur les sites de trafic (Octroi), fond urbain (CG90) et fond périurbain (Dambenois) – **Campagne de Belfort, Hiver 2011**

Les écarts de concentration entre deux séries associées à des typologies différentes sont assez faibles (Tableau 7).

Tableau 7 : Statistiques sur les écarts de concentration de PM₁₀ entre sites de proximité routière et sites de fond

	proximité / fond urbain				proximité / fond périurbain				fond urbain / fond périurbain			
	min	max	moy	med	min	max	moy	med	min	max	moy	med
A7 automne écarts* (µg/m ³)	-1.3	5.3	2.5	2.4	-1.4	11.8	4.5	3.9	-4.9	9.1	2	1.8
A7 automne écarts rel.** (%)	-6.5	26.7	10	8.9	-2.2	93.6	24.9	14.7	-16.0	65.3	13.8	7.4
A7 hiver écarts* (µg/m ³)	-4.5	10.2	2.1	1.1	0.5	30.1	8.2	4.1	-0.6	30.8	6	2.2
A7 hiver écarts rel.** (%)	-12.7	71.4	15.4	7.6	3.3	190.5	54	47.8	-3.4	137.5	33.6	20.9
Belfort écarts* (µg/m ³)	1.2	12.1	7.4	8	-5.5	16.7	5.5	4.9	-8.9	4.6	-1.9	-2
Belfort écarts rel.** (%)	7.6	43.9	21.4	18.7	-24.5	45.2	16.1	15.8	-29.9	27.2	-4.3	-5.2

min, max, med, moy : valeur minimale, maximale, médiane, moyenne sur la période de mesure

*Les écarts site1/site2 sont calculés de la manière suivante : $C_1 - C_2$

**Les écarts relatifs site1/site2 sont calculés de la manière suivante : $100 * C_1 - C_2 / C_2$ où C_1 et C_2 sont les concentrations journalières mesurées respectivement sur les sites 1 ou 2.

Quelle que soit la campagne, les séries temporelles journalières mesurées simultanément sur les trois types de site ont des profils similaires. Selon les jours, les concentrations de fond urbain sont soit supérieures soit inférieures aux concentrations de fond périurbain, suggérant la présence de sources locales additionnelles en zone rurale, tel que le chauffage au bois (comme indiqué pour Dambenois par l'analyse chimique du Lévo-glucosan⁸). En ce qui concerne les concentrations de proximité automobile, les résultats diffèrent selon la période. Si en hiver les niveaux mesurés sont toujours supérieurs aux valeurs de fond (Figure 10 et Figure 11), on constate qu'en automne, près de l'A7, la situation peut s'inverser ponctuellement (Figure 9).

En hiver, l'écart de concentration entre le site trafic et le site de fond urbain varie entre -4,5 et 10,2 µg/m³ pour la campagne de Saint-Romain-en-Gal et entre 1,2 et 12,1 µg/m³ pour la campagne de Belfort.

⁸ Cf. Rapport LCSQA - Bilan du programme CARA 2011, à paraître en Avril 2012.

Ces observations indiquent une prédominance de la pollution de fond dans tous les profils temporels observés au cours de ces campagnes et une relative indistinction, pour ce qui est des concentrations massiques, entre fond urbain et fond périurbain. Une comparaison statistique des moyennes par un test d'indépendance permet ainsi de conclure (avec un risque d'erreur de 5%) qu'il n'y a pas de différence significative entre les moyennes des stations Vienne et Serpaize sur la campagne d'automne, pas plus qu'entre les moyennes hivernales des stations CG90 et Dambenois sur la campagne de Belfort.

Cette prédominance de l'aérosol de fond est confirmée par les résultats d'analyses chimiques des espèces majeures, réalisées selon le protocole mis en place dans le cadre du programme CARA du LCSQA.⁹ Comme illustré par la Figure 12, la grande similitude des compositions chimiques moyennes obtenues sur les sites de proximité automobile, de fond urbain et de fond périurbain met en lumière l'influence des émissions régionales sur les niveaux de pollution des sites urbains étudiés ici.

On note néanmoins des concentrations en carbone élémentaire (EC) et en poussières minérales (« dust ») environ deux fois plus importantes sur le site trafic que sur les sites de fond, à relier respectivement aux émissions à l'échappement (que nous appellerons ci-dessous « émissions directes ») et aux phénomènes de remise en suspension et d'abrasion (que nous appellerons ci-dessous « émissions indirectes », par abus de langage). En conséquence, dans le cas où les mesures de fond présenteraient des concentrations légèrement inférieures au seuil de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, le surplus de concentration observé la plupart du temps à proximité du trafic pourrait avoir un impact sensible sur les nombres de dépassements du seuil de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

⁹ Rapport LCSQA de décembre 2010 (B. Bessagnet, F. Meleux, L. Chiappini et O. Favez) « Caractérisation chimique des particules – comparaison modèle/mesure », téléchargeable à l'adresse suivante : <http://www.lcsqa.org/rapport/2010/ineris/caracterisation-chimique-particules-comparaison-modelemesure>

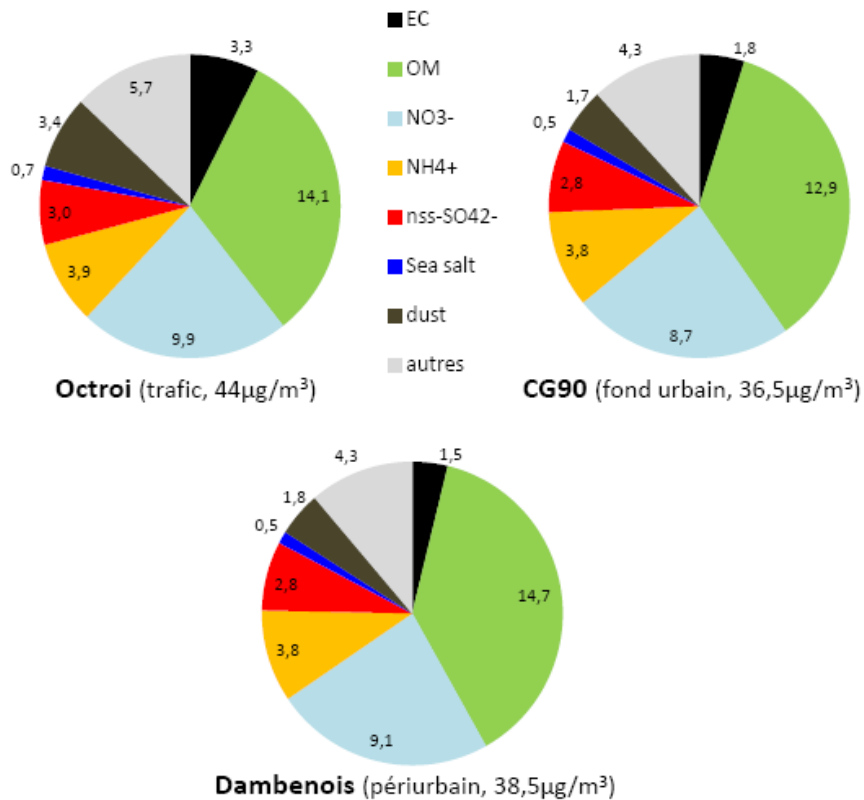


Figure 12 : Compositions chimiques moyennes des PM₁₀ du 4 au 24 février 2011 sur les sites de Belfort Octroi, CG90 et Dambenois. Les valeurs numériques indiquent la concentration massique par espèce en moyenne sur les périodes considérées.

On s'intéresse dès lors à la campagne de Belfort, lors de laquelle les concentrations ont dépassé fréquemment la valeur limite journalière de $50\mu\text{g}/\text{m}^3$ au cours des 3 semaines de mesure : le nombre de dépassements journaliers observé est deux fois plus grand sur le site d'Octroi que sur les sites de fond (Tableau 8).

Tableau 8 : Nombre de dépassements observés sur les sites de la campagne de Belfort entre le 2 et le 23 février 2011

	Nombre de dépassements du seuil journalier* de $50\mu\text{g}/\text{m}^3$
Octroi (trafic)	10
Ste_Marie 1 (transect 80m)	5
Ste_Marie 2 (transect 130m)	9
Rimbaud (transect 240m)	4
Fusilles (trafic)	9
Marechal (trafic)	9
Monoprix (trafic)	9
CG90 (urbain)	4
Dambenois (périurbain)	6

* Afin de limiter les artefacts de prélèvements des espèces semi-volatiles, ces concentrations journalières sont obtenues par échantillonnage entre 9h et 9h TU.

L'ensemble de ces observations démontre la nécessité de mettre en œuvre des mesures de PM aussi précises que possible pour la résolution des questions portant sur la représentativité des stations de mesure et les zones de dépassement relatives aux PM₁₀. Comme on l'a vu dans les résultats présentés, c'est la pollution de fond qui détermine le profil des concentrations sur la région et l'incrément de pollution de proximité routière n'est pas toujours très élevé, au moins dans les deux cas d'étude décrits par le présent rapport. Néanmoins, connaître l'information sur le fond n'est pas une donnée suffisante pour quantifier totalement les dépassements sur le domaine d'étude. En effet, si en cas de dépassement sur les sites de fond, les résultats précédents permettent de généraliser le dépassement à l'ensemble de l'agglomération, pour des concentrations de fond légèrement inférieures à la valeur de 50 µg/m³, la connaissance des concentrations de proximité se révèle indispensable pour déterminer les surfaces en dépassement, et donc la population exposée.

A l'inverse, si les faibles différences observées entre fond et proximité automobile pourraient permettre de conclure à une large représentativité spatiale du site trafic, un dépassement observé sur ce site ne signifie pas forcément l'occurrence de ce dépassement sur toute l'agglomération.

6.2 EXPLOITATION DE LA BASE DE DONNEES NATIONALE

L'analyse des données de campagnes a mis en évidence:

- une contribution prépondérante de la pollution de fond aux concentrations de PM₁₀ mesurées sur les sites de proximité automobile ;
- un surplus de concentration sur ces sites, limité en valeur (moins de 13 µg/m³ en moyenne journalière, moins de 8 µg/m³ en moyenne par campagne) mais suffisant pour accroître notablement le nombre de dépassements du seuil journalier de 50 µg/m³.

Cette partie a pour objet de confirmer ces conclusions grâce à l'exploitation des données d'observation du réseau de mesure des AASQA¹⁰.

Les données de PM₁₀ de l'année 2010 ont été utilisées. Pour chaque station de trafic, on a identifié la station de fond urbain, périurbain ou rural qui en était la plus proche puis on a conservé tous les couples de stations distantes d'au maximum 5 km (de manière à pouvoir considérer les deux mesures comme soumises à la même pollution de fond). 49 couples de stations répondant à ces critères ont été retenus.

¹⁰ Données récupérées auprès de l'ADEME en mai 2011

L'analyse a été effectuée sur les moyennes journalières. Elle a consisté à évaluer les écarts de concentration entre les stations de trafic et les stations de fond associées et à examiner si :

- les concentrations de proximité étaient la plupart du temps supérieures à celles de fond ;
- les dépassements de la valeur limite journalière ($50\mu\text{g}/\text{m}^3$) observés sur les stations de proximité étaient plus fréquents que les dépassements relevés sur les stations de fond voisines.

Comparaison des concentrations

De façon générale, une excellente corrélation entre les typologies est établie. Pour la plupart des couples, la station de proximité présente des concentrations horaires supérieures à celles de fond (exemple de la Figure 13 et annexe 2), même si un rapport inverse est possible, notamment lorsque les concentrations de proximité sont faibles ou modérées (Figure 14). Ainsi, les concentrations moyennes annuelles en site trafic sont-elles en général significativement supérieures à celles de fond, avec un excédent plus ou moins élevé selon les cas (inférieur à $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une majorité de couples, cf. annexe 2, Figure 21).

La moyenne annuelle du ratio *fond/trafic* varie entre 50% et 140% selon les couples de stations. En moyenne sur toutes les paires, elle est d'environ 80%.

Bien que les écarts de concentration observés entre trafic et fond ne permettent pas de confirmer l'hypothèse de représentativité formulée à la fin du chapitre 5, ces résultats attestent la prédominance du fond régional dans les teneurs en PM_{10} et la bonne corrélation entre fond et trafic.

Un tableau de statistiques descriptives pour les 49 couples de stations retenus est fourni en annexe 2 (Tableau 9).

Nuage de points PM10 : 35010 et 35003

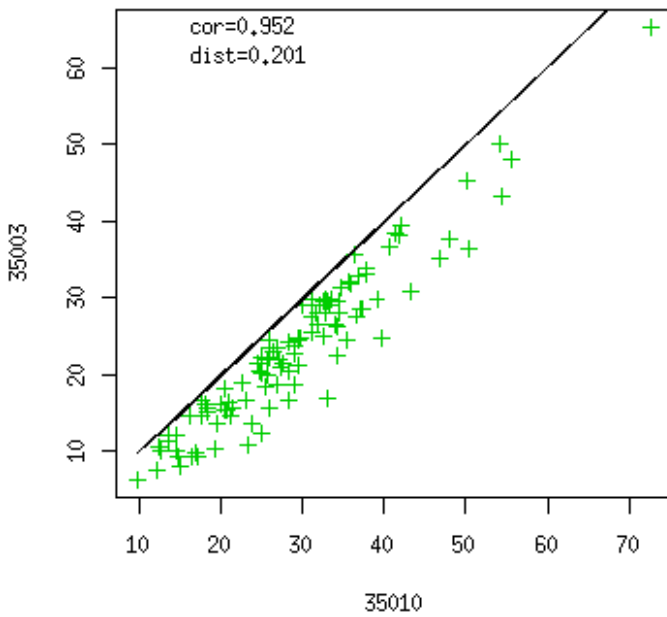


Figure 13 : Nuages de points PM₁₀ (données horaires)
En abscisse, la station trafic 35010
En ordonnée, la station de fond 35003

Nuage de points PM10 : 03021 et 03029

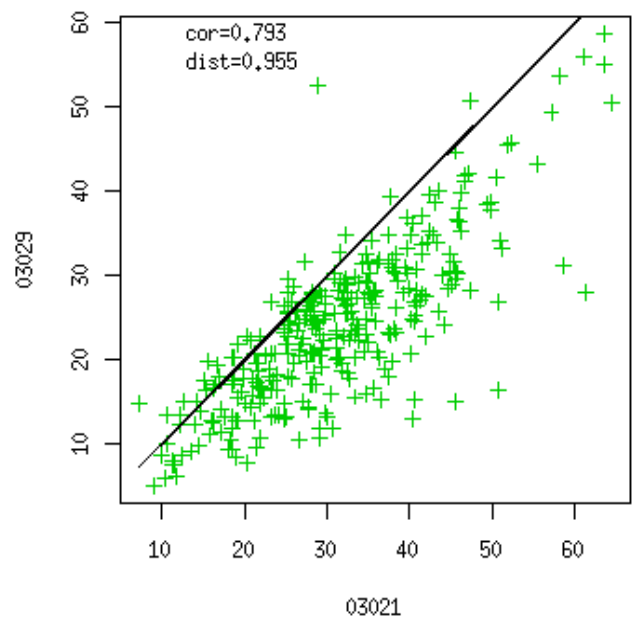


Figure 14 : Nuages de points PM₁₀ (données horaires)
En abscisse, la station trafic 03021
En ordonnée, la station de fond 03029

Ces résultats sont complétés par le tracé des distributions des concentrations journalières de PM₁₀ (données 2010) par typologie de station. Si la queue de distribution apparaît plus étendue pour la typologie *trafic* que pour les autres, il faut cependant noter que même entre les typologies *rurale-nationale* et *trafic*, les distributions restent assez similaires, ce qui n'est pas le cas pour un polluant comme le NO₂ (Figure 15).

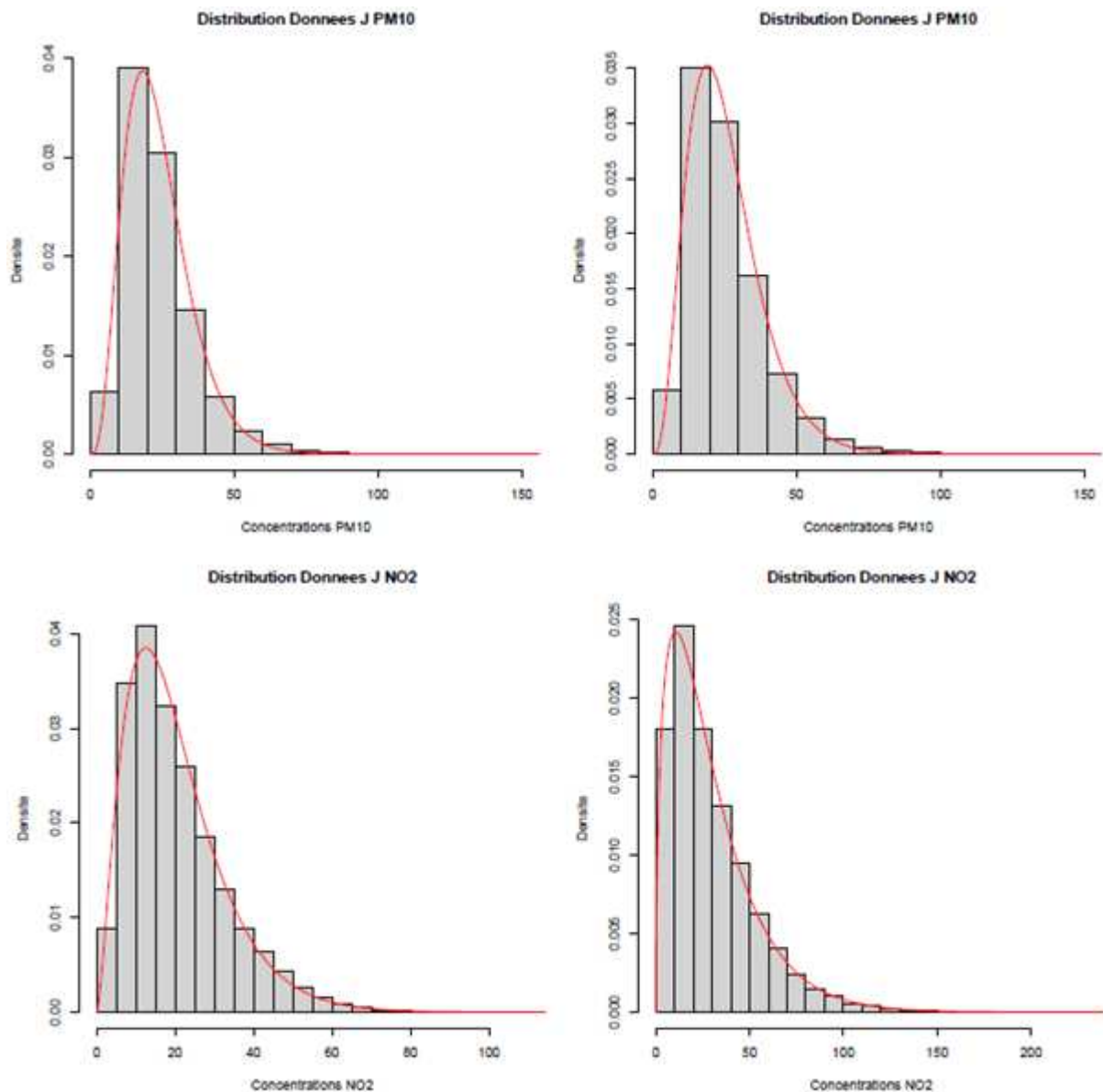


Figure 15 : Distribution des données journalières sur l'année 2010

En haut - les données PM_{10} pour les typologies rurale-nationale (à gauche) et trafic (à droite)

En bas - les données NO_2 pour les typologies rurale-nationale (à gauche) et trafic (à droite).

NB : Les concentrations de NO_2 en site de trafic étant sensiblement plus élevées qu'en fond, les échelles des abscisses diffèrent.

Les distributions des concentrations journalières de PM_{10} et de NO_2 pour toutes les typologies de stations figurent en annexe 3.

Etude des dépassements

L'étude du nombre de dépassements sur les 49 couples de stations pris en compte confirme ce qui a été vu dans les campagnes, à savoir 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.

Pour un couple donné de stations, les dépassements constatés sur le site de fond le sont généralement aussi sur le site de proximité (Figure 16) : 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 : les jours de dépassement communs aux deux stations ne représentent qu'une fraction plus ou moins élevée des dépassements de proximité (voir histogramme ci-dessous).

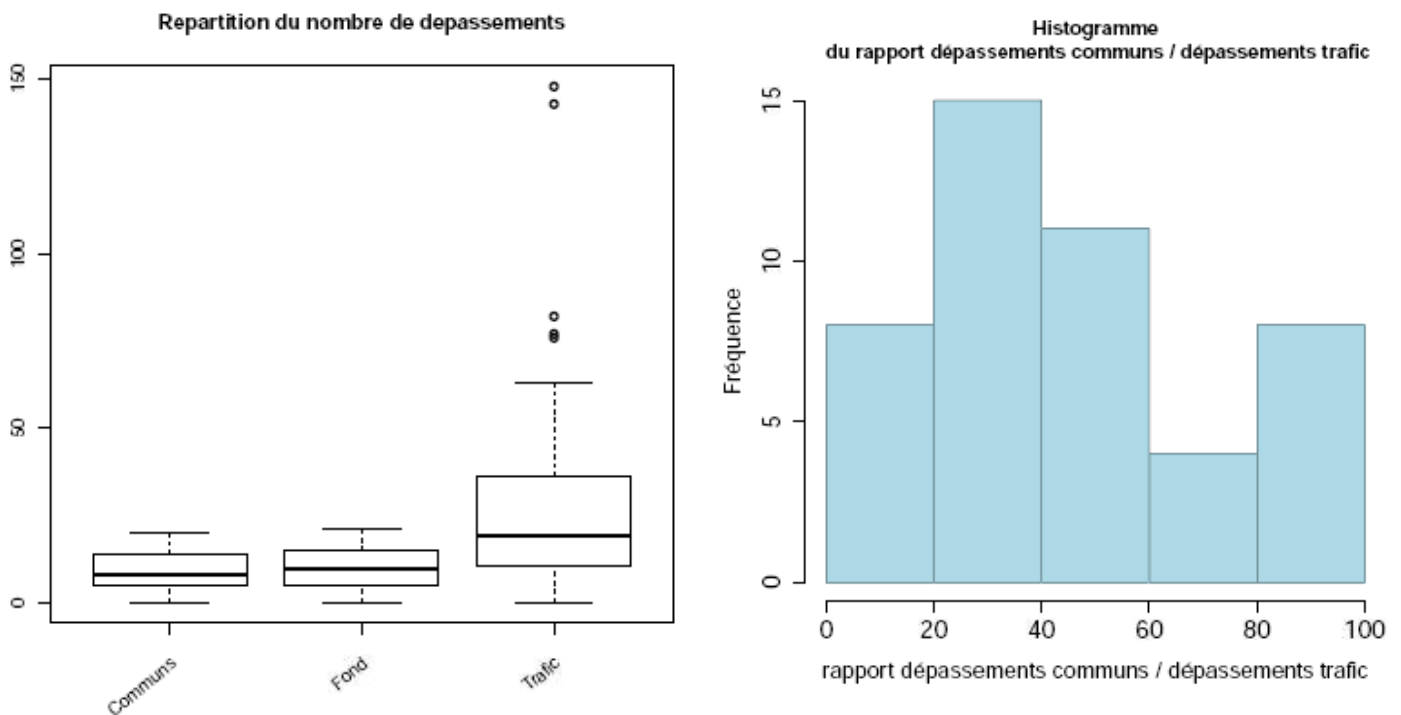


Figure 16 **gauche** : Répartition du nombre annuel de dépassements du seuil journalier de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les 48 couples de stations considérés. *Communs* : nombre de dépassements communs aux deux sites ; *Fond* : nombre total de dépassements pour la station de fond ; *Trafic* : nombre total de dépassements pour la station de proximité.

Figure 17 **droite** : Histogramme du rapport (en %) entre les dépassements communs aux deux stations et les dépassements de proximité.

Ce constat a comme corollaire intéressant que si une station de fond enregistre un dépassement du seuil journalier de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, il est raisonnable de conclure à des dépassements sur les sites de proximité voisins. En revanche, la réciproque est fautive.

Ces résultats mettent en évidence la nécessité de prendre en compte le fond régional pour l'estimation de la représentativité spatiale. Il est donc cohérent d'envisager une méthodologie du même type que l'approche employée pour le NO₂¹¹, à savoir un modèle surimposant un « incrément trafic » aux concentrations de fond. C'est d'ailleurs à une logique similaire qu'obéissent les modèles analytiques urbains tels qu'ADMS-Urban¹² et SIRANE¹³, qui, à la contribution des émissions de fond, ajoutent la contribution propre aux axes routiers considérés. Comme on le verra au chapitre suivant, la principale difficulté de cette méthodologie réside dans la juste détermination de cet « incrément trafic ».

¹¹ Beauchamp M., Malherbe L., Létinois L., 2011. Application de méthodes géostatistiques pour la détermination de zones de représentativité en concentration et dépassements de seuils, www.lcsqa.org

¹² <http://www.cerc.co.uk/environmental-software/ADMS-Urban-model.html>

¹³ Soulhac L., Salizzoni P., Cierco F-X, perkins R-J, 2011. The model SIRANE for atmospheric urban pollutant dispersion; part I, presentation of the model. Atmos. Environ. 45, 7379–7395. doi:10.1016/j.atmosenv.2011.07.008

7. CARACTERISATION DE « L'INCREMENT TRAFIC »

7.1 PART DES EMISSIONS DIRECTES ET INDIRECTES

Il n'est pas aberrant de considérer que le surplus de concentration observé sur les sites de proximité automobile est attribuable à la fois aux émissions directes (à l'échappement) et aux émissions diffuses ou indirectes (abrasion de la chaussée, des freins, des pneus, remise en suspension des particules déposées sur la route,...). Dans la suite, par simplification, ces deux catégories d'émissions seront appelées « émissions directes » et « émissions indirectes ». Comme détaillé dans ce chapitre, les résultats des analyses chimiques réalisées lors de la campagne de Belfort ont été utilisés pour essayer d'estimer la part de ces deux types de contribution du trafic aux niveaux de PM_{10} en proximité automobile.

Pour estimer les concentrations de particules issues des émissions directes, le carbone élémentaire (ou carbone suie) a été considéré comme un traceur approprié. Il est en effet connu que cette espèce chimique est un composé majeur des produits de combustion véhiculaire (en particulier des moteurs diesel). Pour les émissions indirectes, notre choix de traceur s'est porté sur le fer car cet élément est significativement présent à la fois dans les particules terrigènes et des produits d'abrasion des véhicules. Sur la base d'études antérieures spécifiques, le surplus de concentration en carbone élémentaire en site trafic a été considéré comme représentant 50% des émissions directes et le surplus de fer comme 5% des émissions indirectes^{14,15}. Cette méthodologie simpliste ne peut être considérée que comme une approximation grossière de la contribution du trafic sur un site de proximité automobile. Néanmoins, les résultats obtenus semblent indiquer sa pertinence (en première approche) puisqu'un bon accord global a pu être observé entre, d'une part, la somme des concentrations attribuées aux émissions directes et indirectes du trafic et, d'autre part, la différence de concentration de PM_{10} mesurée entre les sites de trafic et les sites de fond (cf. Figure 18).

¹⁴ e.g. El-Haddad et al., 2009. Comprehensive primary particulate organic characterization of vehicular exhaust emissions in France, *Atmospheric Environment*, 43, 6190-6198.

¹⁵ e.g. Amato et al., 2011. Sources and variability of inhalable road dust particles in three European cities, *Atmospheric Environment*, 45, 6777-6787

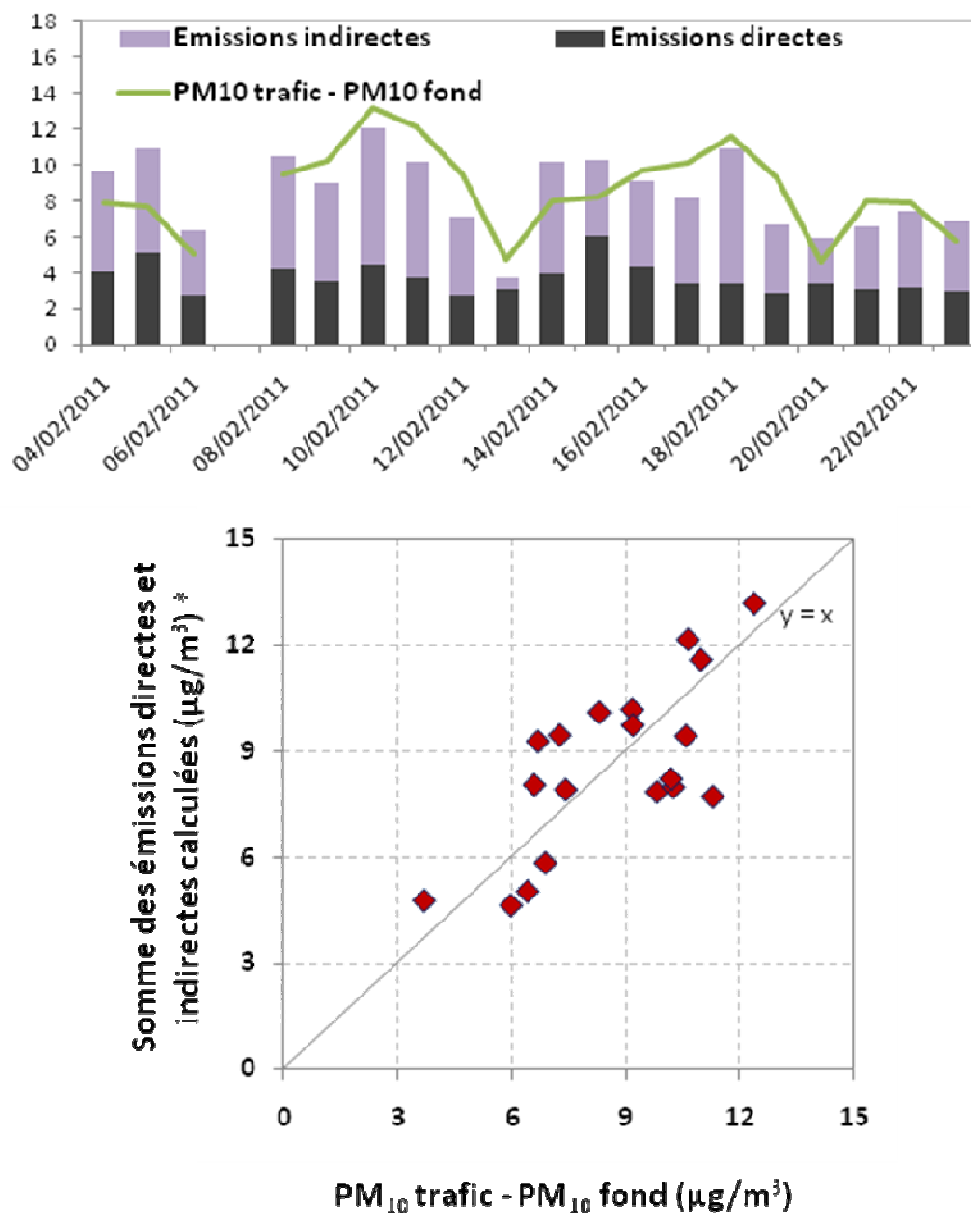


Figure 18 : Comparaison entre la contribution du trafic routier estimée à partir de traceurs chimiques (calculée comme la somme des concentrations attribuées respectivement aux émissions « directes » et « indirectes », se reporter au texte pour plus de détails) et la contribution du trafic estimée par différence entre les mesures de proximité et de fond urbain (PM_{10} trafic – PM_{10} fond). . Campagne de Belfort. Exemple des stations Maréchal (trafic) et CG90 (fond urbain). Filtres prélevés de 9h à 9h TU.

Sur la base de cette méthodologie, les parts moyennes des émissions automobiles directes et indirectes ont été estimées respectivement à environ 45% et 55% du surplus de PM_{10} en site trafic lors de la campagne de Belfort, avec une contribution maximum des émissions directes (>80%) les jours de pluie (autour des 13 et 20 février) défavorisant les phénomènes de remise en suspension en raison du lessivage de la chaussée. Ces résultats semblent donc indiquer qu'un lavage optimum des chaussées pourrait permettre de réduire jusqu'à près de la moitié du surplus de PM_{10} observé en site trafic.

7.2 INFLUENCE DE LA DENSITE DE TRAFIC SUR LE SURPLUS DE PM₁₀

Nous avons pu mettre en évidence précédemment que le surplus de concentration de PM₁₀ sur les sites de proximité pouvait être directement relié aux émissions (directes et indirectes) du trafic automobile. Afin de pouvoir estimer ce surplus pour d'autres sites et campagnes ne permettant pas la réalisation de mesures chimiques, nous avons cherché à en construire un modèle statistique au moyen de variables explicatives (densité de trafic, paramètres météorologiques, ...). Toutefois, il s'est révélé que contrairement à ce qui est généralement constaté avec le NO₂, les écarts relatifs en concentration entre les sites de fond et les sites de proximité étaient trop faibles pour pouvoir être pris en compte à l'heure actuelle par ce type de modèle. A cette difficulté s'ajoutent les contraintes inhérentes aux campagnes de mesure des PM₁₀, qui limitent le nombre de mesures et posent la question de la fiabilité d'un modèle statistique.

Dès lors, sans prétendre construire un tel modèle, on s'est attaché à vérifier et illustrer le rôle joué par le trafic routier dans l'augmentation des concentrations de particules sur les sites de proximité à partir des seules données de comptage des véhicules.

Campagne de Saint-Romain-en-Gal

Pour cette campagne, seule une boucle de comptage du trafic routier a pu être associée à l'un des sites de mesure. En conséquence, il est préférable de restreindre notre analyse à la campagne de Belfort.

Campagne de Belfort

Les données issues des boucles de comptage de la ville de Belfort, mises à notre disposition par ATMO Franche-Comté, ont permis d'associer à différents sites étudiés au cours de la campagne (Octroi, Marechal, Monoprix, Fusilles, Ste-Marie-2) une valeur moyenne de trafic routier sur la période de mesure. Précisons que ces valeurs ne constituent qu'une approximation du trafic réel, la position des boucles de comptage n'étant pas strictement la même que celles des sites de mesures.

Dans une première approche, les surplus de concentrations de PM₁₀ mesurés sur chaque site trafic, c'est-à-dire les écarts entre les concentrations de PM₁₀ mesurées sur ces sites et les concentrations mesurées sur le site de fond urbain, ont été comparés à ces données de comptage. Les résultats obtenus ne se sont malheureusement pas révélés concluants, suggérant l'impossibilité de se soustraire à l'influence des conditions climatiques (et donc à celle de la remise en suspension des particules) dans ce genre de comparaison « fond-traffic ».

Afin de pallier ce problème, on a ensuite cherché à comparer entre eux les niveaux de concentration mesurés simultanément sur les différents sites de trafic (de manière à s'affranchir des variations temporelles des conditions climatiques), en fonction de l'intensité du trafic. Ainsi, Pour chaque couple de sites Site1-Site2, ont été calculés :

- l'écart relatif en concentration : $(C1-C2)/C2$ où C1 et C2 sont les concentrations moyennes sur la campagne mesurées en chaque site;
- l'écart relatif en trafic : $(T1-T2)/T2$ où T1 et T2 sont les valeurs de trafic moyen journalier associées à chaque site.

La comparaison de ces écarts montre clairement le rôle du trafic (Figure 19) : plus celui-ci augmente en moyenne, plus la concentration moyenne de PM₁₀ s'accroît.

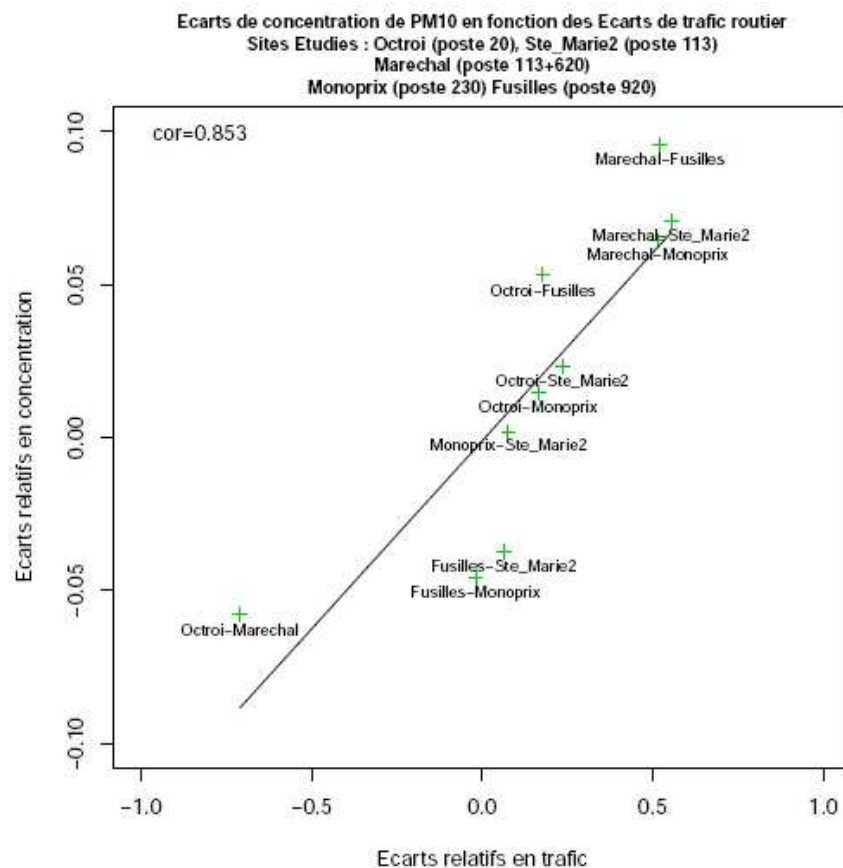


Figure 19 : Mise en évidence de l'influence du trafic sur les concentrations de PM10

Le même genre d'exercice réalisé avec les concentrations de carbone élémentaire indique une relation comparable (Figure 20), ce qui n'est pas surprenant si l'on considère qu'environ la moitié de « l'incrément trafic » est dû aux émissions directes et que l'on s'est affranchi ici des variations temporelles des conditions climatiques et donc de leur impact sur les émissions indirectes. Soulignons que les émissions directes étant hydrophobes et de petite taille, elles sont peu affectées par les phénomènes de dépôt sec/humide. Nous n'avons en effet pas constaté de baisse significative de ces contributions lors des épisodes pluvieux.

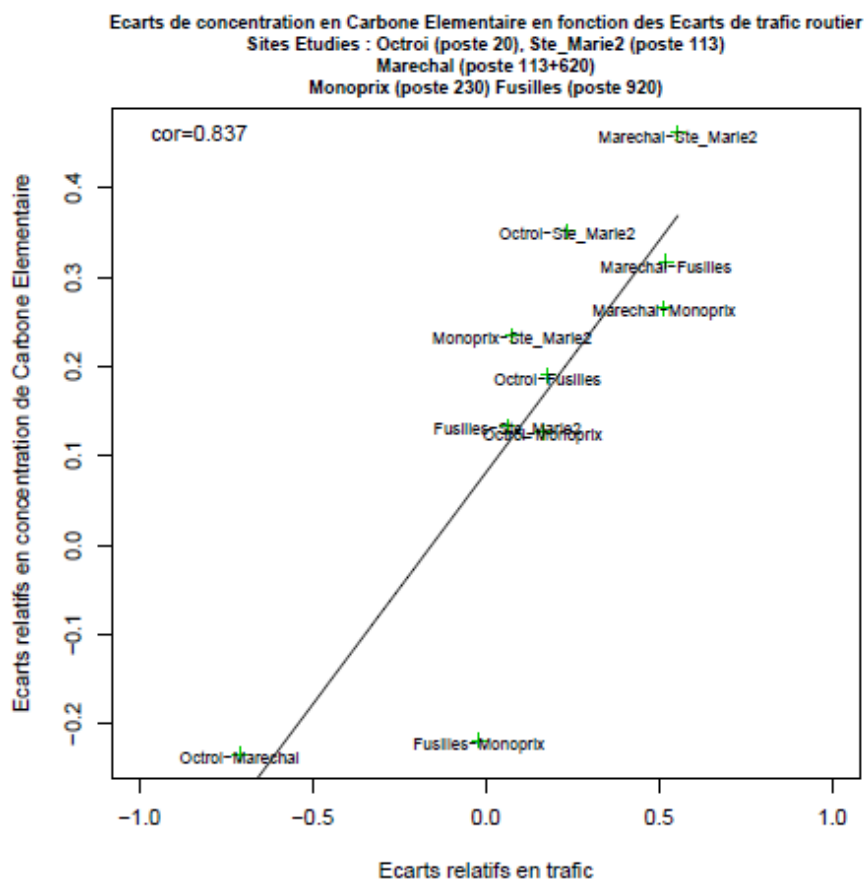


Figure 20 : Mise en évidence de l'influence du trafic sur les concentrations en carbone élémentaire

Ces résultats confirment l'influence déterminante du trafic sur les concentrations de PM_{10} , et en particulier celle des émissions directes qu'il est indispensable de prendre en compte dans les modèles de proximité automobile. Néanmoins, la faible corrélation observée en première approche entre l'augmentation (absolue) des concentrations à proximité du trafic et l'intensité de ce dernier montre qu'il est tout aussi important de considérer les phénomènes de remise en suspension, ce qui n'est actuellement pas proposé par les modèles de dispersion de type ADMS-Urban et SIRANE. Pour illustrer ce dernier résultat nous présentons, sur la Figure 21, la concentration potentiellement obtenue en ajoutant l'estimation des contributions « émissions directes » pour le site d'Octroi aux concentrations de fond urbain (mesurée sur le site CG90). On constate une diminution virtuelle du nombre de dépassements de 10 à 4 (i.e. autant que sur le site de fond urbain) pour la période étudiée. Ainsi le défaut de simulation des émissions indirectes peut conduire à une sous-estimation significative du nombre de dépassements en proximité automobile. Précisons ici que différentes études du programme CARA 2012 du LCSQA seront consacrées à ces phénomènes de remise en suspension par le trafic automobile (mesure et modélisation). Les résultats obtenus dans le cadre de ces études, et des différents programmes de recherche menés en parallèle au niveau européen, devraient permettre à moyen terme une amélioration significative de la modélisation urbaine (et de grande échelle).

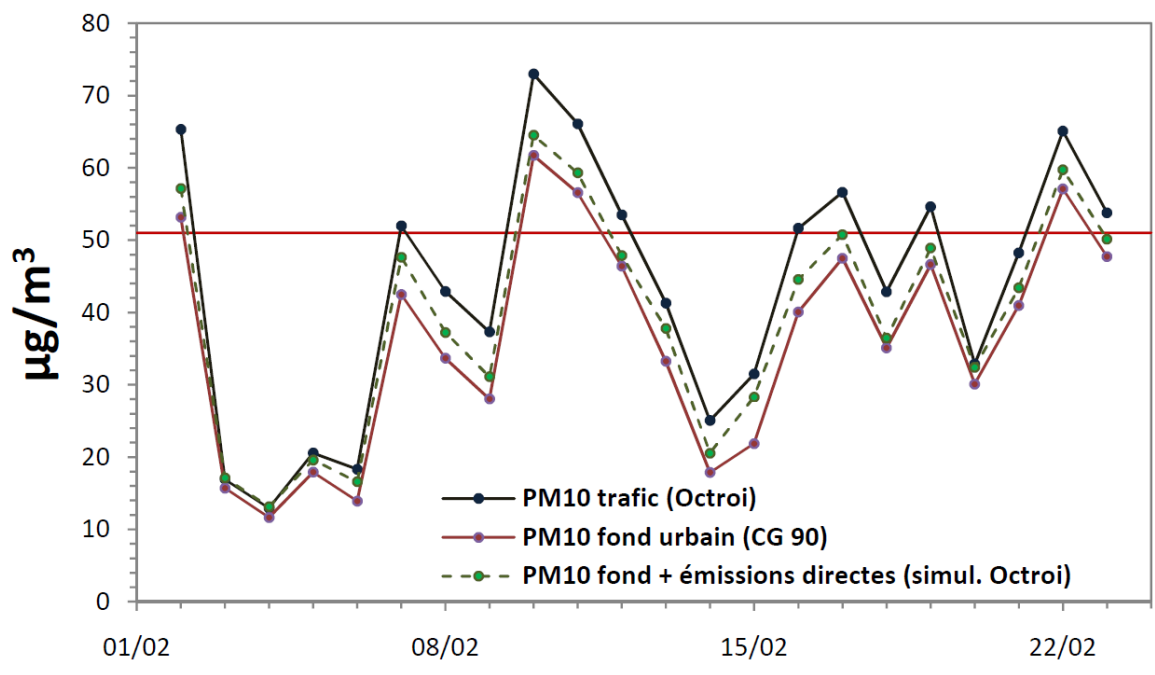


Figure 21 : Comparaison des concentrations mesurées sur les sites CG90 et Octroi et de la somme « fond urbain + émissions directes » estimée à Octroi (cf. texte).

8. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

8.1 REMARQUES GENERALES

L'objectif de cette étude était de réaliser, en collaboration avec des AASQA volontaires, des campagnes de mesure des PM₁₀ autour de sites de proximité automobile afin de pouvoir apporter des recommandations méthodologiques pour l'étude de la représentativité spatiale de ce type de station et d'explorer le lien entre la notion de représentativité et celle de superficies et populations exposées aux dépassements de seuils.

Une première remarque est que si la Directive 2008/50/CE précise la distance minimale à considérer (100m le long de l'axe) pour déterminer la représentativité d'une station trafic, elle ne fixe aucun critère quantitatif permettant de définir cette représentativité en termes de concentrations. Dans un rapport commandité par la Commission Européenne mais n'ayant à ce jour pas de statut officiel clair, le laboratoire de référence autrichien (UBA) préconisait en 2007 d'appliquer un seuil de concentration correspondant à 10% de la gamme de variation des concentrations de PM₁₀ en Europe (sur la période 2002-2004), c'est-à-dire de 5 µg/m³ pour la moyenne annuelle et de 8 µg/m³ pour le centile 90,4 des moyennes journalières. Les résultats de la campagne de Belfort fournissent un exemple de situation où le respect à la fois du critère de distance préconisé par la Directive et du seuil de concentration recommandé par le rapport de l'UBA est largement applicable. Les campagnes de Saint-Romain-en-Gal illustrent en revanche une situation où le choix de la méthodologie mise en œuvre ne permet pas de conclure avec certitude au respect ou au non-respect de ces critères (en raison du microenvironnement de certains sites et du différentiel de hauteur de prélèvement).

Les résultats obtenus dans cette étude révèlent également l'ambiguïté du concept de représentativité lorsque celui-ci est défini d'après les écarts de concentration, pour lesquels des bornes restent en outre à fixer. Ainsi, les résultats de la campagne de Belfort indiquent clairement qu'une station trafic pourrait, dans une certaine mesure, être considérée comme représentative des concentrations de PM₁₀ sur l'ensemble de l'agglomération, sans pour autant renseigner correctement sur le nombre de dépassements du seuil journalier en situation de fond urbain.

Au-delà d'une analyse de la représentativité spatiale en concentration, il paraît donc opportun de s'intéresser directement aux superficies et populations concernées par les dépassements de seuil (ou moyenne annuelle). Pour ce faire, la réalisation de cartes de dépassements semble indispensable. Cet exercice de cartographie peut être réalisé principalement à l'aide de deux méthodologies distinctes : l'approche géostatistique et la modélisation déterministe.

Les enseignements tirés des campagnes nous permettent de formuler un certain nombre de recommandations ou de mises en garde pour une évaluation expérimentale de ces différents concepts.

8.2 RECOMMANDATIONS PRATIQUES

8.2.1 REALISATION DE MESURES POUR L'ÉVALUATION DE LA REPRESENTATIVITE EN CONCENTRATION

Un schéma d'implantation tel qu'il a été pratiqué à Saint-Romain-et-Gal et à Belfort, à savoir des points situés le long de l'axe, à quelques centaines de mètres de part et d'autre du site, et à distance croissante de l'axe, jusqu'à une distance d'environ 200m, se révèle pertinent pour étudier la variabilité spatiale des concentrations autour du site. Pour une bonne interprétation des données, il est également indispensable d'instrumenter des sites en fond urbain et périurbain/rural et de procéder, si de telles mesures ne sont pas réalisées par ailleurs, à des comptages routiers (au moins sur l'axe le plus proche du site étudié, et si possible sur les axes voisins).

Afin d'assurer une hauteur de prélèvement homogène sur l'ensemble des sites, il est recommandé d'éviter la combinaison de moyens mobiles et d'armoires. Soulignons néanmoins que cette recommandation peut s'avérer difficile à mettre en œuvre en milieu urbain en raison de la densité du réseau routier dans les agglomérations françaises.

Dans le même ordre d'idée, l'étude de la représentativité radiale de sites trafic y est particulièrement complexe en raison de la densité du bâti et de la multiplicité des autres sources d'émissions de particules (comme par exemple le transport ferroviaire dans le cas des campagnes de Saint-Romain-en-Gal ou un axe de circulation secondaire dans le cas de la campagne de Belfort). Le choix des points de mesure tiendra compte autant que possible de ces autres sources.

8.2.2 REALISATION DE MESURES POUR L'ÉVALUATION DE L'ÉTENDUE DES DEPASSEMENTS

L'approche géostatistique nécessite la mise en place temporaire d'un réseau de mesure dense. Si ce type d'étude est relativement aisé pour les espèces gazeuses (e.g. NO₂) permettant l'utilisation de tubes passifs, les propriétés de diffusion (ou plutôt de non-diffusion) des particules grossières, qui constituent l'essentiel de la masse des PM₁₀, impose l'utilisation de techniques plus complexes. Notons ici qu'il existe différentes techniques de mesures fondées sur les mécanismes de dépôt des particules grossières et le comptage par microscopie électronique¹⁶. Ces méthodologies n'ont pas été retenues dans le cadre de la présente étude notamment en raison de leur inaptitude à tenir compte correctement des particules les plus fines, typiquement émises à l'échappement.

Différents types d'indicateurs optiques ont pu être testés *in situ* lors des campagnes de Saint-Romain-en-Gal confirmant la forte influence des conditions climatiques sur la qualité des mesures obtenues à l'aide d'instruments prévus pour une utilisation en

¹⁶ e.g. Assael et al., 2010, "Monitoring Particulate Matter Concentrations with Passive Samplers: Application to the Greater Thessaloniki Area", Water, Air and Soil Pollution, 211, 395-408.

intérieur et/ou ne possédant pas de système desséchant. Il est donc déconseillé d'utiliser ce type d'indicateurs optiques pour tout type de mesure en air ambiant. Alternativement, les instruments s'affranchissant de l'influence de l'eau sur la mesure optique peuvent éventuellement présenter un potentiel intéressant, avec une préférence pour les compteurs (de type *Grimm* en caisson environnemental) par rapport aux néphélomètres (e.g. *Osiris* ou *ADR 1500*). Ces derniers, moins onéreux, ne sont néanmoins pas à proscrire définitivement. Notons qu'il subsiste également des doutes sur l'aptitude de tous les indicateurs optiques à bien prendre en compte les particules absorbant le rayonnement lumineux, telles que les suies émises par le trafic automobile (diesel en particulier).

Par ailleurs, les campagnes de Saint-Romain-en-Gal illustrent les limites des analyseurs automatiques de PM dans l'interprétation des résultats d'une campagne de représentativité spatiale. En effet, compte tenu de la multiplicité des sources en milieu urbain, la simple analyse de la concentration massique ne permet pas de bien appréhender l'influence des microenvironnements sur les mesures réalisées. A ce titre, les prélèvements sur filtre permettent de combiner la détermination de la concentration massique et l'analyse chimique de traceurs de source. Ainsi, l'utilisation de DA80 lors de la campagne de Belfort nous a notamment offert la possibilité de mesurer les PM_{10} selon la méthode de référence en vigueur et de confirmer l'influence effective du trafic sur les différences de concentrations entre sites de fond et sites de proximité automobile, en différenciant de surcroît la part des émissions directes et indirectes. Il est toutefois évident que cette méthodologie ne peut être appliquée systématiquement à tout site trafic présentant des dépassements de seuils, en raison de son coût et de la difficulté de rassembler au minimum une dizaine de préleveurs équivalents à la méthode de référence. Notons que l'utilisation de micro-préleveurs (e.g. *MicroVol*) ne nous semble pas ici intéressante compte tenu des forts risques de sous-estimation des espèces semi-volatiles et de détérioration des filtres sous l'effet des conditions climatiques, ainsi que de la quasi-impossibilité de réaliser des prélèvements journaliers en raison du faible débit d'échantillonnage.

En outre, étant donné la forte influence du fond sur les niveaux de PM_{10} mesurés en site trafic lors des études à Saint-Romain-en-Gal et Belfort, et plus généralement à l'échelle nationale, la précision de la mesure semble être un critère de réussite déterminant pour une campagne de mesure visant à déterminer l'influence du trafic autour de ce site.

Ainsi, il apparaît qu'une bonne étude *in situ* des superficies et populations affectées par un dépassement de seuil observé en site trafic peut difficilement se soustraire à l'utilisation d'une méthode de référence ou équivalente pour la mesure des PM_{10} . Comme mentionné précédemment, l'utilisation d'une approche géostatistique nécessite le déploiement d'un nombre relativement important (plusieurs dizaines) de préleveurs ou analyseurs, d'autant plus dans le cas des PM_{10} (par rapport au NO_2 par exemple) en raison de la multiplicité de leurs sources en milieu urbain. L'utilisation massive de techniques de référence ou équivalentes présentant un

investissement et un coût de fonctionnement très important (pouvant très facilement atteindre quelques centaines de milliers d'euros), il nous est impossible de préconiser l'utilisation d'une approche géostatistique pour la réalisation d'un exercice de cartographie des PM_{10} autour d'un site trafic en milieu urbain.

8.2.3 REALISATION DE MESURES POUR L'APPLICATION DE MODELES

De ce fait, on préférera envisager l'utilisation de modèles déterministes, sous réserve d'une bonne prise en compte des phénomènes de remise en suspension par ces modèles (ce qui n'est pas le cas aujourd'hui pour les modèles commerciaux). A défaut de pouvoir disposer de modèles performants, il conviendra de les « calibrer » à l'aide de données d'observation. Ces dernières devront être réalisées, dans la mesure du possible, avec des préleveurs ou analyseurs de référence (ou équivalents) et selon un calendrier permettant une bonne représentativité des conditions climatiques à l'échelle de l'année¹⁷. Soulignons enfin que le recours à des prélèvements sur filtre permettra une meilleure interprétation des résultats obtenus via l'analyse de traceurs chimiques de sources. En particulier, l'analyse du carbone élémentaire semble particulièrement intéressante ici dans la mesure où ce dernier est majoritairement émis par le trafic, qu'il présente un rapport de concentrations élevé entre les sites de proximité automobile et les sites de fond urbain, et qu'il s'apparente, au premier ordre, au « Black Carbon ». Comparé aux PM_{10} ou $PM_{2.5}$, le « Black Carbon » a été récemment décrit comme un meilleur traceur pour l'évaluation de l'impact sanitaire des particules¹⁸.

¹⁷ GT *Plans d'échantillonnage et reconstitution de données* (ADEME/AASQA/LCSQA), 2008. Elaboration de plans d'échantillonnage temporel et reconstitution de données. Guide pratique.

¹⁸ e.g. Janssen et al., 2011, "Black Carbon as an Additional Indicator of the Adverse Health Effects of Airborne Particles Compared with PM_{10} and $PM_{2.5}$ ", *Environmental Health Perspective*, 12, 1691-1699.

9. LISTE DES ANNEXES

Repère	Désignation	Nombre de pages
Annexe I	Fiche descriptive des travaux LCSQA associés à cette étude	5
Annexe II	Différences de concentration de PM10 entre sites de trafic et sites de fond : statistiques établies à partir de la base de données nationale	3
Annexe III	Distribution des concentrations journalières de PM ₁₀ et de NO ₂ selon la typologie de station en 2010	2

ANNEXE I

Fiche descriptive des travaux LCSQA associés à la présente étude

ETUDE DE LA REPRESENTATIVITE SPATIALE DES STATIONS DE MESURE ET DETERMINATION DES ZONES GEOGRAPHIQUES TOUCHEES PAR LES DEPASSEMENTS DE SEUILS
--

Responsable de l'étude : INERIS

Contexte et Objectifs

Cette étude a pour objet de fournir aux AASQA une méthodologie qui leur permette, à partir de données de mesure et d'autres informations complémentaires disponibles, de caractériser la représentativité spatiale de leurs stations et de déterminer l'étendue géographique des dépassements de seuils enregistrés par ces stations.

Il s'agit principalement de répondre à une demande réglementaire (Directive de 2008 sur la qualité de l'air) concernant la déclaration des dépassements des valeurs limites de concentrations de polluants. Cette disposition porte en priorité sur les concentrations de PM₁₀, de dioxyde d'azote et de benzène. Chaque Etat membre doit qualifier et expliquer les dépassements ponctuels constatés. En particulier l'aire et la localisation des zones géographiques « réelles » concernées ainsi que la population exposée doivent être estimées, qu'il s'agisse d'un seuil de court ou de long terme.

Les AASQA sont donc régulièrement sollicitées par le Ministère en charge de l'Ecologie pour fournir les éléments quantitatifs demandés par la Commission Européenne. Mais à ce jour, aucune méthode harmonisée ne s'impose pour traiter cette question.

L'objectif de cette étude est de fournir un support méthodologique à cette activité qui constitue une priorité des pouvoirs publics compte tenu des courts délais imposés par la Commission pour le rapportage. Ce travail a été planifié sur trois ans (2009-2011). Il porte sur les PM₁₀, le NO₂ et le benzène.

Travaux antérieurs

PM₁₀

En 2009, après une consultation des AASQA concernées, une méthodologie simplifiée a été mise au point pour l'évaluation des zones géographiques touchées par les dépassements des valeurs limites de PM₁₀. La valeur limite journalière (35 dépassements au maximum du seuil journalier de 50 µg/m³), qui se révèle la plus pénalisante, est principalement considérée. La méthodologie s'organise par typologie de site. Pour le fond, elle repose sur la réalisation préalable de cartes de concentrations moyennes journalières de PM₁₀. Les données d'observation de la BDQA et les simulations du modèle CHIMERE sont combinées selon une méthode géostatistique de krigeage. Les dépassements de seuil sont déduits de ces résultats en tenant compte de l'incertitude d'estimation selon une procédure révisée en 2010. Les cartes des zones de dépassement ont été établies de cette manière pour les années 2007, 2008 et 2009.

S'agissant de la proximité routière et industrielle, un arbre de décision, qui prend en compte les informations locales potentiellement disponibles, a été développé en 2009. La précision de cette méthodologie a été limitée par un manque de données d'observation. En effet, les données de campagnes sont relativement peu nombreuses, l'usage d'appareils portatifs n'étant pas encore opérationnel pour les PM₁₀. En conséquence, une campagne de mesure des PM₁₀ en situation de proximité automobile a été organisée par le LCSQA en 2010. Elle s'est déroulée dans l'Isère, au voisinage de l'A7, en collaboration avec ATMO Rhône-Alpes qui pour ses besoins propres, effectue des mesures dans cette zone. La campagne ayant eu lieu à la fin de l'année 2010, l'exploitation des données s'est limitée à une analyse préliminaire qui nécessite d'être poursuivie.

NO₂, benzène

Les dépassements de la valeur limite annuelle (40 µg/m³ pour le NO₂, 5 µg/m³ pour le benzène) sont ici considérés. Dans la majorité des cas, ils constituent un problème de petite échelle, lié à la pollution locale.

L'étude conduite en 2010 a été ciblée sur le NO₂. Des cartes de concentrations moyennes annuelles de NO₂ (2005 à 2009) ont été préalablement réalisées sur la France à partir des données de la BDQA, de CHIMERE et de variables auxiliaires (population, inventaire national spatialisé). L'échelle de travail a été ensuite affinée grâce à des données de campagnes par échantillonnage passif conduites en milieu urbain (sites de fond et de proximité). Une méthode fondée sur des travaux antérieurs (Air Normand, Ecole des Mines, LCSQA) a été mise au point pour caractériser la représentativité spatiale des stations de

mesure. Elle considère un certain nombre de critères pour estimer la représentativité quant aux valeurs de concentrations d'une part et aux dépassements de seuils d'autre part. Elle permet ainsi de délimiter des zones de dépassement. Des programmes de calcul ont été développés (macro SIG, R) pour faciliter l'application de cette méthode.

Travaux proposés pour 2011

Les actions prévues pour 2011 ont pour objet d'approfondir les travaux de 2010.

PM₁₀

A l'échelle nationale, la carte d'estimation des zones de dépassement sera réalisée pour l'année 2010. Si des variables auxiliaires adaptées à la cartographie des PM₁₀ sont mises en évidence, les cartes des années précédentes seront mises à jour. A l'échelle locale, une nouvelle campagne de mesure à proximité du trafic sera conduite dans un environnement plus urbanisé, en collaboration avec une AASQA volontaire. Le choix des techniques de mesure s'appuiera sur l'expérience acquise lors de la campagne de 2010.

Les données de ces deux campagnes seront exploitées de manière à :

- définir un nombre minimal de mesures à effectuer (type de mesure, implantation des points d'échantillonnage) pour caractériser la représentativité spatiale d'une station existante ou future ;
- proposer une méthode simple d'évaluation de cette représentativité du point de vue des niveaux de concentrations et des dépassements de seuils.

Ainsi un ajustement de la méthode déjà proposée en 2009 pourra être effectué, et sera testé sur un certain nombre de situations à déterminer en collaboration avec les AASQA.

NO₂, benzène

La méthodologie établie en 2010 pour le NO₂ sera appliquée au benzène avec des jeux de données issus de campagnes de mesure. Ceux-ci sont généralement moins denses et moins nombreux que les jeux de données relatifs au NO₂. Les travaux sur le benzène réalisés en 2011 pour PREV'AIR (cf. étude PREV'AIR) pourront apporter des données complémentaires utiles à l'étude.

Valorisation des travaux d'étude effectués

L'ensemble des méthodes mises au point sera décrit dans un document technique qui en précisera les données d'entrée, le principe, les conditions d'utilisation et les limites.

Les méthodes seront testées par le LCSQA, en collaboration avec des AASQA volontaires, sur un ensemble de stations qui enregistrent des dépassements des valeurs limites, afin de vérifier leur précision et leur robustesse. Elles seront notamment appliquées à des agglomérations de la région Centre et d'Auvergne ainsi qu'en Martinique, en collaboration avec LIG'AIR, ATMO Auvergne et MADININAIR. Dans ces régions, des dépassements ont été constatés pour le NO₂ sur des sites de proximité automobile. Ces AASQA ont réalisé ou réaliseront prochainement des campagnes par échantillonnage passif dont l'exploitation devrait permettre de mieux cerner les zones de dépassement. Ces cas d'application permettront de réajuster et d'affiner la méthodologie en fonction des contraintes locales et des variables auxiliaires propres aux différentes zones d'étude. La possibilité et la manière de combiner avec les données de campagnes l'information apportée par les inventaires d'émissions et aussi par les résultats de modèles urbains dont s'équipent de plus en plus d'AASQA seront en particulier étudiées.

La réalisation et l'exploitation des campagnes de mesure de PM₁₀ et l'exploitation des campagnes de mesure de NO₂ et de benzène existantes permettront de définir pour chaque polluant les spécifications d'une campagne type dont le but est d'évaluer la représentativité spatiale d'une future station préalablement à son implantation (nombre et répartition des points d'échantillonnage, type de mesure, ...), et les informations qu'il convient d'extraire de ces mesures. A la suite de cette analyse, il est proposé d'établir un cahier des charges pour la qualification de l'implantation de nouvelles stations de mesure afin de définir a priori sa zone de représentativité (aire géographique, population impactée, etc ;...) et de disposer des données techniques qui faciliteront le rapportage des données mesurées à la Commission.

Enfin ces travaux seront valorisés auprès de la Commission européenne dans le cadre du programme FAIRMODE dont une des finalités est précisément de définir, en 2012, une méthode de référence pour qualifier la représentativité des stations de mesures. Une participation du LCSQA au groupe de travail ad hoc permettra de communiquer et d'échanger entre pairs sur cette nouvelle approche qui devrait offrir un complément intéressant à celle proposée jusqu'à présent par l'UBA Austria.

Renseignements synthétiques 2011

Titre de l'étude	<i>Etude de la représentativité spatiale des stations de mesure et détermination des zones géographiques touchées par les dépassements de seuils</i>		
Personne responsable de l'étude	Laurent Létinois, Laure Malherbe, Olivier Favez, Laura Chiappini (INERIS)		
Travaux	Pluri-annuels		
Durée des travaux pluriannuels	3 ans (2009-2011)		
Collaboration AASQA	OUI avec toutes		
Heures d'ingénieur	EMD :	INERIS : 1700	LNE :
Heures de technicien	EMD :	INERIS : 400	LNE :
Document de sortie attendu	Note méthodologique		
Lien avec le tableau de suivi CPT	Thème : Modélisation - traitements numériques 6		
Lien avec un groupe de travail			
Matériel acquis pour l'étude	Cf fiche « performance des appareils de mesure »		

ANNEXE II

Différences de concentration de PM_{10} entre sites de trafic et sites de fond

Statistiques établies à partir de la base de données nationale

Tableau 9 : Statistiques des écarts de concentration de PM₁₀ entre stations de fond et stations de trafic, pour des couples de stations distantes de moins de 5km, en 2010

Code station Trafic Site 1	Code station Fond Site 2	cor	dist (km)	écarts* (µg/m ³)				écarts rel.** (%)			
				min	max	moy	med	min	max	moy	med
3002	3043	0.889	1.838	-2.29	43	11.327	10.54	-9.2	211.9	48.7	43.7
3006	3043	0.724	3.31	0.17	128.89	18.12	16.88	1.8	485.6	72.9	63.4
3021	3029	0.793	0.955	-23.83	34.38	7.21	6.33	-51.4	212.2	36.3	27.1
3068	3062	0.671	0.473	-21.8	43.54	8.68	7.50	-47.3	903.7	58.7	33.5
3087	3080	0.774	2.163	-92.58	26.62	6.76	6.73	-70.9	158.9	32.5	32.5
4012	4055	0.921	4.206	4.52	30.1	15.55	15.23	11.8	209.4	73.8	66.0
4031	4055	0.863	2.551	1.08	49.26	17.40	16.36	2.0	240.0	83.4	81.1
4053	4001	0.922	3.344	7.81	49.65	23.85	23.16	29.8	247.7	107.0	104.1
4058	4004	0.742	3.811	0.95	58.67	24.58	22.90	3.0	401.4	113.4	97.6
4123	4004	0.859	3.437	-0.07	42.92	13.02	11.00	-0.3	249.3	54.8	43.2
4131	4055	0.888	1.569	-3.2	27.75	9.57	8.73	-14.1	204.0	46.4	40.6
5077	5074	0.93	2.323	-16.21	24.77	6.02	5.54	-31.8	183.7	31.2	27.1
6006	6001	0.98	1.246	-10	8	0.28	0.46	-25.3	63.4	3.3	2.3
7034	7008	0.936	0.594	-2.79	21.83	4.15	3.25	-21.6	330.8	26.5	16.4
7039	7009	0.791	1.924	-23.58	72.96	-0.79	-0.96	-69.2	399.8	-0.5	-5.0
8030	8016	0.929	2.266	-9.06	21.41	3.59	2.77	-48.0	274.1	17.1	14.7
8616	8614	0.905	1.105	-25.49	22.98	3.94	3.73	-76.3	293.0	23.4	20.1
9399	9019	0.911	1.074	-3.54	62.54	7.48	6.79	-23.6	185.5	33.8	31.3
12032	12030	0.992	1.373	-0.96	4.71	1.56	1.40	-7.9	15.9	6.5	6.5
12048	12030	0.885	1.515	2.71	47.58	21.18	20.93	8.0	247.2	92.3	88.8
13005	13007	0.965	4.576	-5.51	19.5	3.83	2.77	-19.8	58.2	13.4	10.5
14013	14012	0.88	2.796	-12.54	26.96	6.69	6.88	-44.2	239.3	34.1	30.8
15039	15043	0.791	2.54	-17.75	122.15	10.93	9.17	-44.2	909.7	53.0	43.5
15046	15043	0.887	2.396	-21.75	49.12	6.13	5.73	-54.1	200.0	31.8	26.1
16034	16038	0.932	2.737	-4.15	49.04	8.11	6.96	-11.9	413.0	42.3	34.8
16040	16038	0.934	3.003	-5.12	56.17	11.17	10.29	-24.5	218.0	50.7	47.7
17011	17002	0.922	3.359	-4.75	34.9	12.40	12.38	-11.9	430.6	88.7	76.8
19002	19005	0.974	2.272	-8.62	8.5	-1.36	-1.29	-40.3	62.0	-4.2	-5.7
19014	19012	0.91	2.079	-27.92	14.83	-0.48	0.08	-80.3	81.8	-2.9	0.5
20002	20017	0.971	1.382	-17.96	8.96	-3.37	-3.67	-24.6	39.0	-6.6	-9.6

Code station Trafic Site 1	Code station Fond Site 2	cor	dist (km)	écarts* ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)				écarts rel.** (%)			
				min	max	moy	med	min	max	moy	med
20013	20017	0.904	1.929	-6.29	44.5	11.91	11.33	-30.3	131.8	45.0	42.8
20019	20062	0.886	2.556	-45.25	16.92	-4.98	-5.42	-72.5	63.3	-21.7	-23.9
20063	20062	0.908	4.691	-36.62	21.04	2.73	2.56	-58.5	92.3	12.1	11.0
21016	21019	0.93	3.109	-7.17	18.92	5.49	5.25	-27.0	375.0	40.4	28.3
23140	23188	0.908	1.919	-7.58	20.33	3.76	3.85	-52.2	116.8	18.2	16.6
23199	23188	1	1.687	6.92	7.75	7.32	7.29	16.8	45.7	29.8	27.1
23224	23182	0.924	4.205	-1.62	30.85	6.91	6.71	-5.6	139.0	39.9	34.7
25037	25036	0.97	0.8	-8.29	15.92	3.65	3.46	-28.8	74.1	16.2	14.6
26014	26001	0.848	0.75	-37.58	32.88	6.75	5.92	-50.6	975.0	55.7	35.9
27008	27002	0.933	1.626	-10.17	57.29	1.35	1.50	-39.3	214.2	9.5	6.8
29428	29424	0.9	1.3	-9.58	25.17	5.64	5.67	-33.1	319.5	41.3	29.5
31003	31004	0.668	2.165	-9.67	6.42	-2.52	-3.11	-45.6	28.3	-11.7	-14.8
31005	31001	0.823	2.227	-4.17	43.62	18.79	18.75	-10.3	348.1	113.4	107.6
31015	31013	0.905	2.285	-13.71	25.71	1.80	1.44	-43.8	151.0	11.5	9.0
31017	31018	0.786	4.162	-17	54.71	6.13	4.52	-38.6	475.8	36.5	22.1
32001	32014	0.9	1.22	-23.12	23.25	5.35	5.17	-33.0	611.3	46.9	30.4
33232	33120	0.792	2.609	-56.71	13.38	-3.85	-1.38	-74.8	118.5	-8.6	-7.6
34028	34025	0.902	3.114	-12.25	23.43	3.47	3.73	-43.1	135.4	22.7	19.9

min, max, med, moy : valeur minimale, maximale, médiane, moyenne sur la période de mesure

*Les écarts site1/site2 sont calculés de la manière suivante : $C_1 - C_2$

**Les écarts relatifs site1/site2 sont calculés de la manière suivante : $100 * C_1 - C_2 / C_2$ où C_1 et C_2 sont les concentrations horaires mesurées respectivement sur les sites 1 ou 2.

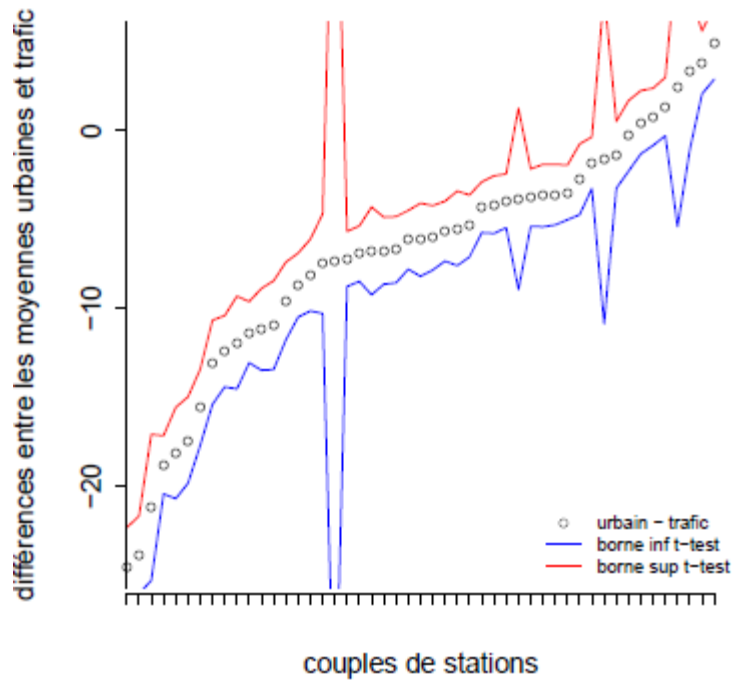


Figure 22 : Différences entre les concentrations moyennes annuelles de PM_{10} mesurées en 2010 sur les sites trafic et les sites de fond les plus proches.

Ce graphique représente, pour chaque couple de stations, la différence *moyenne de fond – moyenne de trafic* (point noir) ainsi que les bornes inférieure (en bleu) et supérieure (en rouge) de l'intervalle de confiance à 95% de cette différence. Ces résultats sont issus d'un t-test de comparaison de moyennes, effectué pour chaque couple de stations sur les données horaires disponibles. L'intervalle de confiance le plus large est dû à un faible effectif.

ANNEXE III

Distribution des concentrations journalières de PM₁₀ et de NO₂
selon la typologie de station en 2010

Graphes établis à partir de la base de données nationale

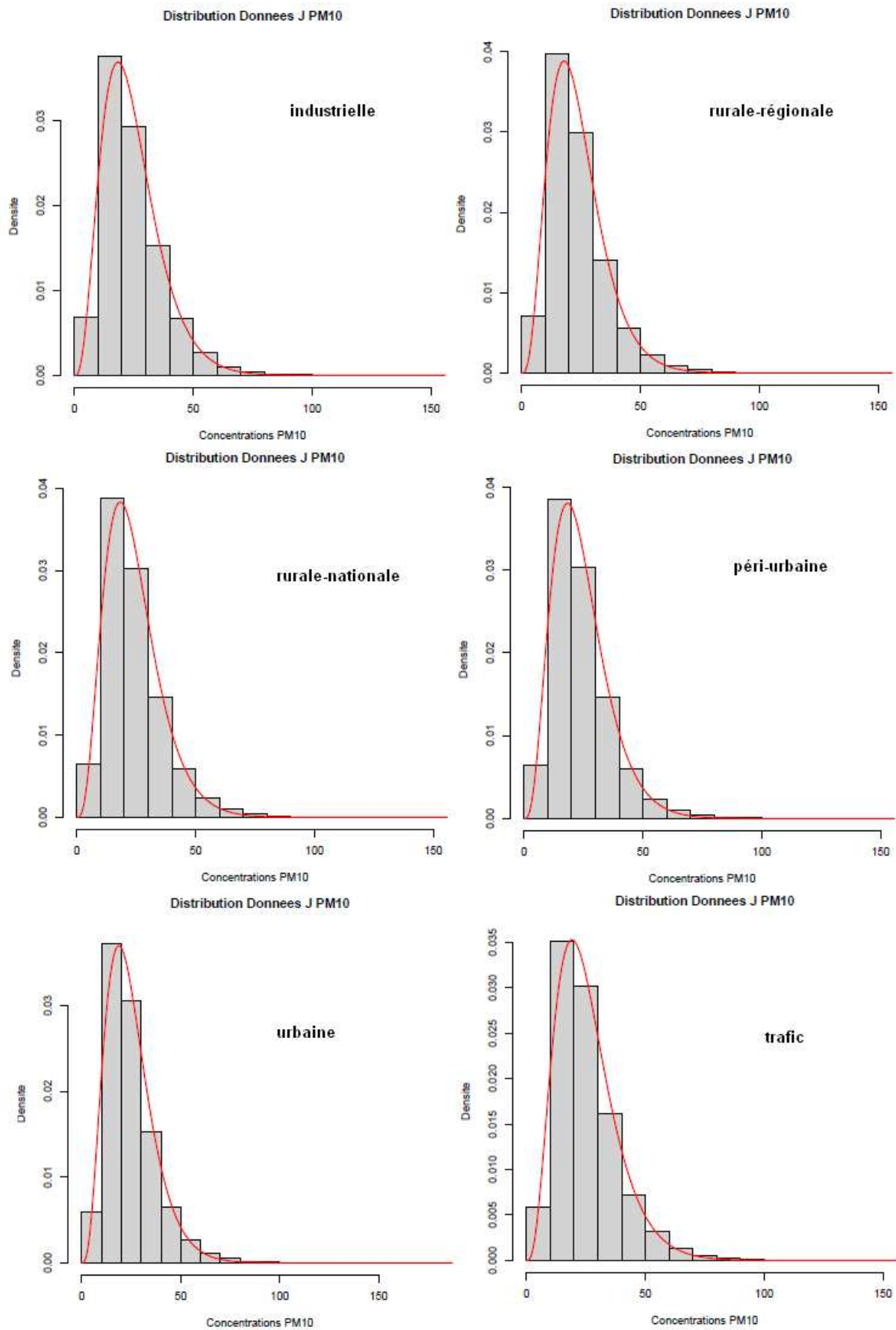


Figure 23 : Distribution des concentrations journalières de PM₁₀ selon la typologie de station en 2010

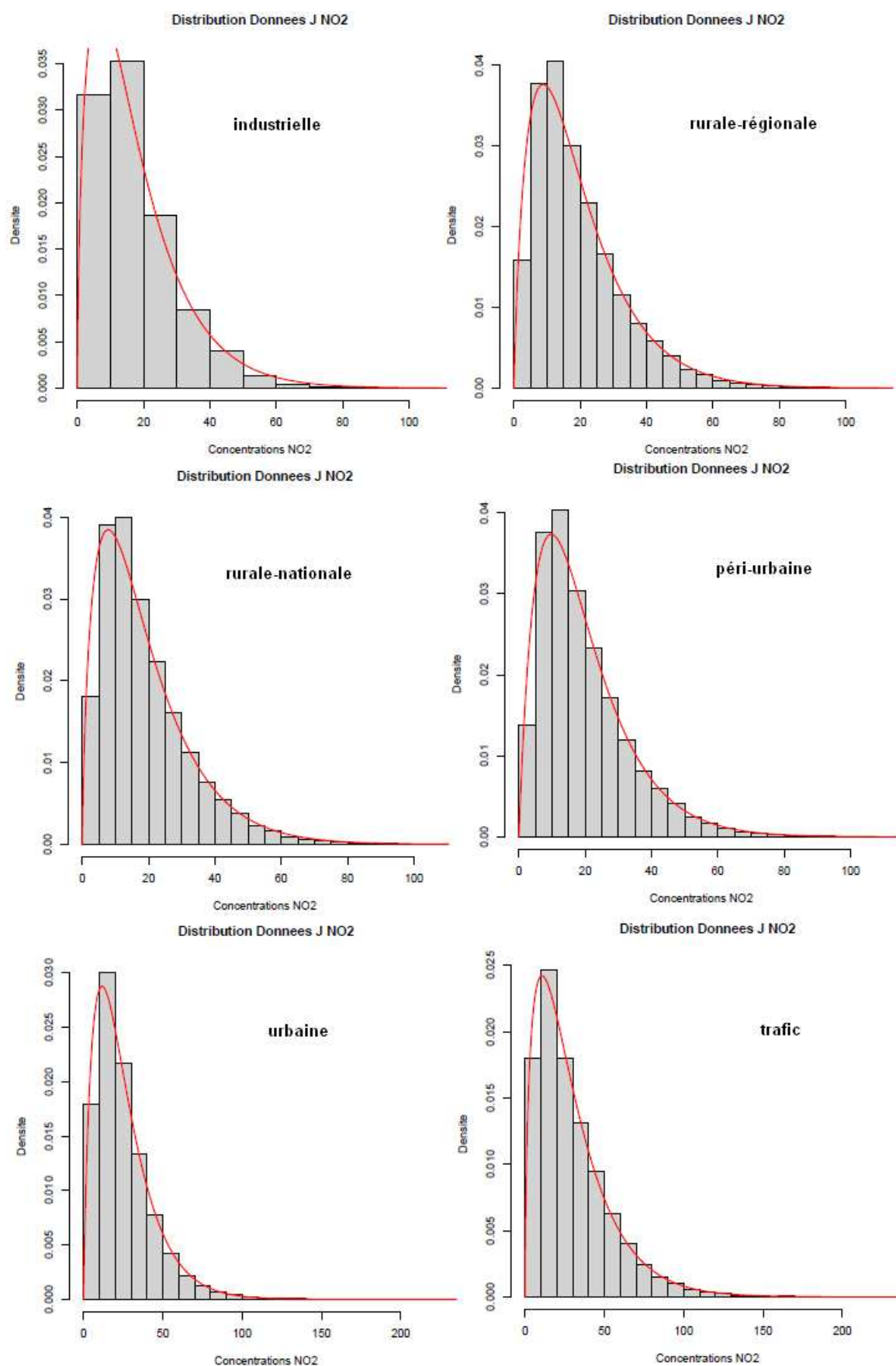


Figure 24 : Distribution des concentrations journalières de NO₂ selon la typologie de station en 2010j