

# OBSERVATOIRE DE LA QUALITÉ DE L'AIR BOUCLAGE DE L'A86 À L'OUEST

Consolidation du système de cartographie de la qualité de l'air

Décembre 2011





AIRPARIF  
Surveillance de la Qualité de l'Air  
En Ile-de-France

# OBSERVATOIRE DE LA QUALITE DE L'AIR BOUCLAGE DE L'A86 A L'OUEST :

## CONSOLIDATION DU SYSTEME DE CARTOGRAPHIE

Décembre 2011

« Le bon geste environnemental : N'imprimez ce document que si nécessaire et pensez au recto-verso ! »

---

*Etude réalisée par :*

**AIRPARIF - Surveillance de la Qualité de l'Air en Ile-de-France**

7, rue Crillon 75004 PARIS – Tél. : 01.44.59.47.64 - Fax : 01.44.59.47.67 - [www.airparif.asso.fr](http://www.airparif.asso.fr)

*Pour :*

**COFIROUTE**

6-10 rue Troyon 92316 Sèvres cedex – Tél : 01.41.14.70.00 – fax : 01.46.23.07.30



# SOMMAIRE

<b>GLOSSAIRE</b> .....	<b>5</b>
<b>RESUME</b> .....	<b>7</b>
<b>I INTRODUCTION</b> .....	<b>11</b>
<b>II CONTEXTE DE L'ETUDE</b> .....	<b>12</b>
II.1 LE PROJET A86 OUEST .....	12
II.1.1 <i>Tracé</i> .....	12
II.1.2 <i>Ventilation hygiénique</i> .....	12
II.2 L'OBSERVATOIRE DE LA QUALITE DE L'AIR .....	13
II.3 LES MESURES EMBARQUEES .....	14
<b>III VALIDATION DE L'OBSAIVATOIRE A86 OUEST</b> .....	<b>15</b>
III.1 MISE EN ŒUVRE DES CAMPAGNES DE MESURE .....	15
III.1.1 <i>Les laboratoires mobiles</i> .....	15
III.1.2 <i>Les échantillonneurs passifs</i> .....	16
III.1.3 <i>Qualité de la mesure</i> .....	16
III.1.4 <i>Localisation des sites de mesure</i> .....	16
III.1.5 <i>Période de mesure</i> .....	19
III.2 PRINCIPAUX RESULTATS ENREGISTRES LORS DE LA CAMPAGNE DE MESURE DE L'HIVER 2009-2010 .....	19
III.2.1 <i>Quelques notions météorologiques</i> .....	19
III.2.2 <i>Résultats en termes de qualité de l'air</i> .....	19
III.3 EVALUATION DES PERFORMANCES DE L'OBSAIVATOIRE A86OUEST .....	28
III.3.1 <i>Dioxyde d'azote</i> .....	30
III.3.2 <i>Particules PM10</i> .....	42
III.3.3 <i>Particules fines PM2.5</i> .....	48
III.3.4 <i>Benzène</i> .....	51
III.3.5 <i>Monoxyde de carbone</i> .....	54
III.4 CONCLUSION .....	58
<b>IV MESURES « EMBARQUEES » DANS LE DUPLEX A86</b> .....	<b>60</b>
IV.1 LE MATERIEL DE MESURE .....	60
IV.1.1 <i>Le véhicule</i> .....	60
IV.1.2 <i>Analyseur d'oxydes d'azote</i> .....	62
IV.1.3 <i>Analyseur de monoxyde de carbone</i> .....	63
IV.1.4 <i>Comptage de particules</i> .....	64
IV.1.5 <i>Prélèvement et analyse du benzène</i> .....	66
IV.1.6 <i>Récupération, stockage et traitement des données</i> .....	67
IV.1.7 <i>Période de mesure</i> .....	68
IV.1.8 <i>Validité des mesures embarquées pour évaluer les niveaux dans le tunnel</i> .....	68
IV.2 RESULTATS DES MESURES DANS LE TUNNEL DU DUPLEX A86 .....	69
IV.2.1 <i>Cas du dioxyde d'azote</i> .....	69
IV.2.2 <i>Cas du monoxyde de carbone</i> .....	71
IV.2.3 <i>Cas des particules</i> .....	73
IV.2.4 <i>Cas du benzène</i> .....	74
IV.2.5 <i>Validation du système de modélisation</i> .....	75
IV.3 COMPARAISON DES RESULTATS DE MESURES EMBARQUEES DANS LE TUNNEL DU DUPLEX A86 AVEC D'AUTRES TUNNELS EN ILE-DE-FRANCE 76	
IV.3.1 <i>Résultats des mesures en NOx sur l'ensemble de la boucle A86</i> .....	78
IV.3.2 <i>Résultats des mesures en benzène sur l'ensemble de la boucle A86</i> .....	80
IV.3.3 <i>Résultats des comptages de particules sur l'ensemble de la boucle A86</i> .....	81
IV.3.4 <i>Résultats des mesures de CO sur l'ensemble de la boucle A86</i> .....	81
IV.3.5 <i>Zooms sur les différents tunnels de la boucle A86</i> .....	81
IV.4 CONCLUSION .....	82

<b>ANNEXE I LOCALISATION DES SITES DE MESURE.....</b>	<b>84</b>
<b>ANNEXE II CRITERES STATISTIQUES D’EVALUATION DES PERFORMANCES DU SYSTEME DE CARTOGRAPHIE.....</b>	<b>89</b>
<b>ANNEXE III VALIDATION DU PRELEVEMENT ET DE LA MESURE AUTOMATIQUE DU MONOXYDE DE CARBONE .....</b>	<b>91</b>
<b>ANNEXE IV VALIDATION DU PRELEVEMENT DE BENZENE .....</b>	<b>94</b>
<b>ANNEXE V EVOLUTION DES MESURES EMBARQUEES AU SEIN DU DUPLEX A86 POUR LES JOURNEES DES 5, 9 FEVRIER ET 20 MAI 2010 POUR LES DIFFERENTS COMPOSES ENREGISTRES.....</b>	<b>95</b>
<b>ANNEXE VI DETAILS SUR LES AUTRES TUNNELS ETUDIES LORS DES MESURES EMBARQUEES DU 20 MAI 2009 .....</b>	<b>103</b>
<b>ANNEXE VII RESULTATS DES MESURES EMBARQUEES DANS DIFFERENTES TUNNELS DE L’A86 .....</b>	<b>104</b>

## GLOSSAIRE

**Canton de ventilation** : tronçon de tunnel ventilé transversalement dans lequel on peut régler indépendamment des autres tronçons les régimes d'insufflation et d'extraction d'air.

**Centrales de contrôle de l'atmosphère** : Elles assurent la mise en fonctionnement automatique de la ventilation sanitaire : une régulation par seuils est mise en œuvre, de sorte que les seuils réglementaires ne soient jamais franchis. Cet asservissement est assuré sur la base des données issues des capteurs de pollution installés dans le tunnel. Ils mesurent opacité, monoxyde de carbone et oxydes d'azote. Au sein du Duplex A86, chaque canton est équipé de deux centrales.

**CO** : monoxyde de carbone.

**COV** : Composés Organiques Volatils. Ils désignent tout composé contenant au moins l'élément carbone et un ou plusieurs des éléments suivants : hydrogène, halogènes, oxygène, soufre, phosphore, silicium ou azote, à l'exception des oxydes de carbone et des carbonates et bicarbonates inorganiques.

**COVNM** : Composés Organiques Volatils non méthaniques.

**FDMS** : Filter Dynamics Measurement System : méthode de mesure des particules.

**FOEX** : Facteur d'excès. Ce paramètre statistique caractérise la fréquence de surestimation ou de sous-estimation d'un modèle. Une valeur de ce coefficient à -100 % indique que le modèle a systématiquement sous-estimé les observations ; au contraire, une valeur à +100 % indique que le modèle a systématiquement sur-estimé les observations. La valeur optimale est zéro.

**GC-FID** : Gas Chromatography-Flame Ionization detector. Analyseur automatique de composés organiques volatils basé sur la séparation des composés par chromatographie gazeuse et détectés par ionisation au niveau de 2 FID.

**NO<sub>x</sub>** : oxydes d'azote. Les oxydes d'azote comprennent le monoxyde et le dioxyde d'azote (NO + NO<sub>2</sub>).

**NO<sub>2</sub>** : dioxyde d'azote.

**Objectif de qualité** : niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère, fixé sur la base des connaissances scientifiques, dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs de ces substances pour la santé humaine ou pour l'environnement, à atteindre dans une période donnée.

**PERROR90** : percentile 90 des erreurs absolues. Ce paramètre statistique indique que 90 % des erreurs absolues se situent en-dessous de cette valeur. Plus il est faible et meilleures sont les performances du système de modélisation.

**PM10** : particules en suspension dans l'air d'un diamètre aérodynamique inférieur à 10 µm.

**PM2.5** : particules en suspension dans l'air d'un diamètre aérodynamique inférieur à 2,5 µm.

**Reprise ponctuelle** : Une unité de reprise ponctuelle est chargée d'extraire à l'aide de ventilateurs une partie de l'air vicié, afin de limiter les niveaux de pollution aux têtes du tunnel. Les rejets sont effectués par des cheminées d'extraction avec une vitesse verticale de l'air de 10 m/s dans le cas du Duplex A86.

**RMSE** : Erreur quadratique moyenne (Root Mean Square Error). Ce paramètre donne une information sur les déviations entre observations et prévisions. Elevées au carré, les erreurs importantes ont un poids important dans la valeur du RMSE.

**SD** : Ecart-type (Standard deviation). Ce paramètre donne une information sur la variabilité de l'erreur.

**Spéciation chimique** : la distribution d'une famille chimique (par exemple les COV) selon différentes catégories d'espèces chimiques qui la compose.

**TEOM** : Tapered Element Oscillating Microbalance : méthode de mesure des particules.

**Unité de ventilation (ou station de ventilation)** : On désigne par unité de ventilation la partie interne à la station de ventilation. Elle abrite la prise d'air, les cheminées d'extraction, les dispositifs d'insonorisation, les pièces de raccordement du ventilateur, le ventilateur, les registres d'isolement éventuel et les pièces de raccordement aux gaines du tunnel.

**Valeur limite** : correspond à un niveau maximal de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère, fixé sur la base des connaissances scientifiques, dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs de ces substances pour la santé humaine ou pour l'environnement. En termes législatifs, la valeur limite est à valeur contraignante.



## RESUME

Conformément aux engagements de l'Etat d'assurer une surveillance de la qualité de l'air autour du bouclage souterrain de l'A86 à l'ouest de l'agglomération parisienne, COFIROUTE a demandé à Airparif, association agréée de surveillance de la qualité de l'air en Ile-de-France, de développer et mettre en place un observatoire de la qualité de l'air autour de l'ouvrage. L'ensemble des résultats de l'ObsAirvatoire A86 Ouest sont accessibles sur le site internet <http://www.obsairvatoire-a86ouest.fr> et permettent de suivre heure par heure en temps quasi-réel l'évolution des concentrations de polluants et l'impact du tunnel sur un large domaine de l'ouest parisien.

Cet observatoire de la qualité de l'air constitue un outil de surveillance novateur et unique en son genre pour une infrastructure routière. Intégré totalement au sein du dispositif de surveillance de la qualité de l'air d'AIRPARIF, il s'appuie sur les outils de modélisation correspondant à l'état de l'art et des données mesurées pour fournir l'information la plus précise possible en tout point du domaine d'étude.

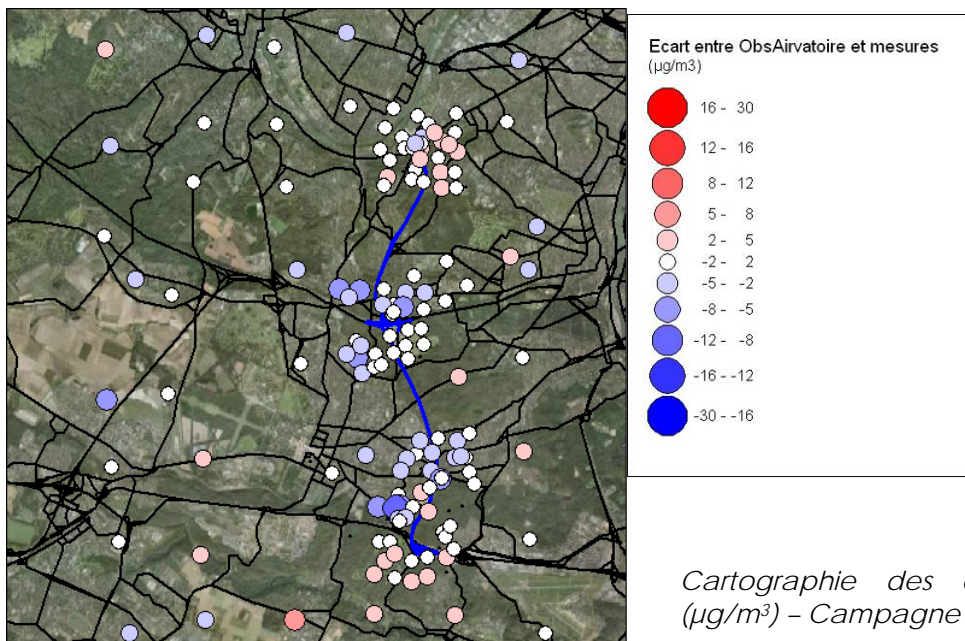
Une première validation du système de cartographie a été réalisée en confrontant les niveaux estimés aux concentrations de polluants relevées au cours de deux campagnes de mesure réalisées en 2007 et 2009 avant la mise en service du Duplex A86. Ce rapport décrit la deuxième validation qui a été effectuée sur la base de la campagne de mesure réalisée en hiver 2010, après l'ouverture de la 1<sup>ère</sup> section du Duplex A86 et avant l'ouverture de la 2<sup>ème</sup> section

L'ensemble du dispositif mis en place au cours de la campagne de mesure de 2010 a servi à la validation du système de cartographie. Ainsi, 9 stations automatiques temporaires localisées aux voisinages des unités de ventilation de Rueil-Malmaison et Vaucresson et des futures unités de ventilation de la RD10 et de Pont Colbert et 150 sites équipés d'échantillonneurs passifs ont été exploités.

L'évaluation de l'ObsAirvatoire a confirmé les capacités du système à reproduire à la fois l'évolution temporelle des concentrations de polluants mais également la distribution spatiale des polluants, en particulier pour le dioxyde d'azote et le benzène. Les performances du système de cartographie sont en accord avec celles obtenues au cours de la première validation du système.

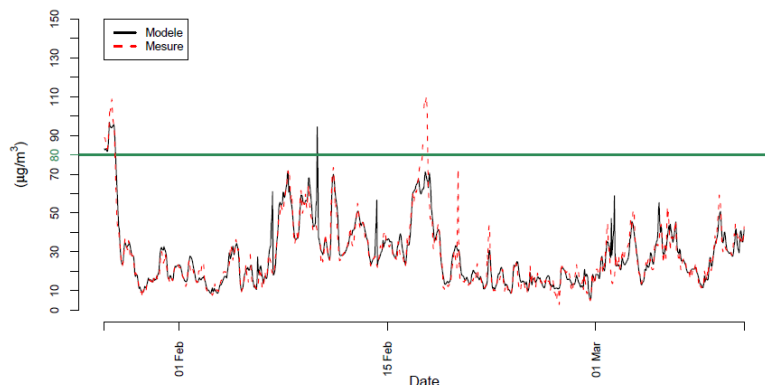
Pour le dioxyde d'azote, l'analyse du système de cartographie a montré que le biais varie entre - 5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  et 2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  sur les sites automatiques. L'écart le plus important se trouve sur le site le plus influencé par les émissions du trafic routier à savoir le site localisé au voisinage de la barrière de péage de Rueil-Malmaison. Le biais observé entre le système de cartographie et les mesures à échantillonneurs passifs oscille entre -8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  et 5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  confirmant la capacité du système de cartographie à reproduire spatialement les niveaux de dioxyde d'azote. L'analyse a montré également que les concentrations en dioxyde d'azote en situation influencée c'est-à-dire entre 20 et 200 mètres d'une voie de circulation sont bien reproduites. En situation de proximité au trafic, c'est-à-dire à moins de 10 mètres d'un axe routier, le système tend à sous-évaluer les concentrations en dioxyde d'azote.





*Cartographie des écarts en NO<sub>2</sub> (µg/m<sup>3</sup>) – Campagne 2010.*

L'analyse réalisée sur les particules PM10 et les particules fines PM2.5 met en évidence une légère surestimation du système qui est quasi systématique. Les paramètres de corrélation sont supérieurs à 0.95. Ainsi, les niveaux de ces deux composés sont globalement bien reproduits par le système. Le benzène est le composé pour lequel l'incertitude est sans doute la plus élevée du fait des hypothèses simplistes utilisées pour l'estimation des émissions et de l'absence de correction réalisée sur les niveaux de benzène en situation de fond. De plus, les niveaux mesurés restent faibles. Malgré tout, les performances du système sont tout à fait satisfaisantes. Le système tend à légèrement sous-évaluer les niveaux de benzène. Cette sous-estimation est un peu plus importante dans les secteurs des futures unités de ventilation de la RD10 et de Pont Colbert. Concernant le monoxyde de carbone, le système tend à légèrement sous-estimer les niveaux d'environ 100 µg/m<sup>3</sup>, soit la sensibilité de l'appareil. Le biais est quant à lui quasi nul sur le site influencé par les émissions du trafic routier qui est localisé à la barrière de péage de Rueil-Malmaison.



*Evolution temporelle des niveaux de particules PM10 mesurées et estimées Avenue Marmontel – Campagne 2010.*

Pendant la période de mesure, les niveaux de polluants relevés dans le tunnel via les capteurs fixes du Duplex A86 n'ont pas dépassé les seuils réglementaires. Par conséquent, les unités de ventilation situées à Rueil-Malmaison et Vaucresson n'ont pas été utilisées, sauf lors d'opérations de maintenance. Ainsi, il n'a pas été possible de valider le système de cartographie avec les unités de ventilation en fonctionnement. Ce travail pourra être effectué avec les résultats d'une nouvelle campagne de mesure qui sera réalisée sur des périodes incluant des mises en route régulières des systèmes de ventilation dans le Duplex A86, sur l'ensemble de tunnel (Rueil-Malmaison – Versailles/Vélizy – Villacoublay).

Pour permettre cependant un calage du système de modélisation aux voisinages des entrées – sorties de tunnel, des mesures ont été effectuées à bord d’un véhicule (mesures embarquées) dans le tunnel pour les comparer aux calculs des concentrations dans le tunnel. Des études précédentes menées par Airparif depuis 2007, dans le cadre de la problématique de l’exposition individuelle des franciliens lors de leurs déplacements, ont montré que les niveaux rencontrés dans le véhicules et ceux à l’extérieur dans le flux de circulation sont comparables, même si la dynamique est atténuée dans le véhicule.



Les mesures ont été effectuées à l’aide d’un véhicule instrumenté d’analyseurs automatiques classiques (ceux qu’on retrouve dans les stations permanentes, à l’exception des particules). Ces mesures « embarquées » dans le Duplex A86 ont été comparées aux concentrations relevées par les capteurs internes du tunnel gérés par COFIROUTE, données utilisées dans le système de modélisation pour évaluer les émissions en entrée et sortie de tunnel, ainsi qu’à la sortie des cheminées d’extraction.

La comparaison avec les autres tunnels de l’A86, de l’A14 ou entre de l’A1 met en avant des teneurs en NO<sub>2</sub> relativement élevées dans le Duplex A86 et également un ratio entre NO<sub>2</sub> et NO élevé.

*Concentrations en NO<sub>2</sub> (µg/m<sup>3</sup>) mesurées le 20 mai 2010 lors de mesures embarquées sur l’A86.*





## I Introduction

Dans le cadre du bouclage souterrain de l'A86 à l'ouest de l'agglomération parisienne, un observatoire de la qualité de l'air a été mis en place conformément aux engagements de l'Etat. Selon les préconisations de l'Etat, trois objectifs distincts étaient assignés à cet observatoire :

- évaluer l'impact des ouvrages sur la qualité de l'air ;
- assurer une surveillance permanente de la qualité de l'air dans le secteur des ouvrages à partir de leur mise en service,
- générer une information régulière et accessible au public sur la qualité de l'air dans l'environnement des nouvelles infrastructures.

COFIROUTE en tant que concessionnaire et exploitant des tunnels de l'A86 « Ouest » a donc sollicité AIRPARIF, association agréée de surveillance de la qualité de l'air en Ile-de-France, pour la conception et la mise en œuvre de cet observatoire, baptisé « *ObsAirvatoire A86 Ouest* ». Le cahier des charges de l'observatoire<sup>1</sup> a été validé le 29 avril 2005 par le Préfet des Hauts-de-Seine. La première section du Duplex A86 reliant Rueil-Malmaison à Vaucresson a ouvert le 26 juin 2009 et la deuxième section (reliant Vaucresson à Versailles) est accessible depuis le 9 janvier 2011.

Le site internet de l'observatoire<sup>2</sup> présente en temps quasi-réel les cartes de qualité de l'air au voisinage du Duplex A86 établies sur la base d'un système de cartographie temps-réel combinant outils de modélisation et mesures.

Cette surveillance de la qualité de l'air s'appuie sur l'utilisation de modèles de dispersion de polluants et sur la mise en place de campagnes de mesure intensives autour de l'ouvrage permettant de caractériser son impact local mais également de valider les outils de modélisation. Les modèles mis en œuvre dans le cadre de l'ObsAirvatoire A86 Ouest ont été sélectionnés sur la base des caractéristiques du domaine d'étude qui couvre une zone de 192 km<sup>2</sup> à l'Ouest de l'agglomération parisienne.

L'objectif de ce rapport est de décrire la validation qui a été opérée sur la base de la dernière campagne de mesure de 6 semaines menées en hiver 2010, avant l'ouverture de la 2<sup>ème</sup> section du Duplex A86 mais après l'ouverture de la 1<sup>ère</sup> section.

---

1 Bouclage de l'A86 à l'Ouest : cahier des charges relatif à la mise en œuvre d'un observatoire de la qualité de l'air – février 2005.

2 <http://www.obsairvatoire-a86ouest.fr>

## II Contexte de l'étude

### II.1 Le projet A86 Ouest

#### II.1.1 Tracé

L'A86 est la seconde rocade d'Ile-de-France, située à environ 6 km du Boulevard Périphérique. Elle s'interrompait à l'ouest de l'agglomération parisienne entre Rueil-Malmaison (92) et Versailles (78). Le projet A86 Ouest, déclaré d'utilité publique en 1995, a consisté à relier ces deux communes grâce au Duplex.

Afin de préserver les massifs forestiers, les monuments historiques et les zones habitées, l'Etat a opté pour un tracé souterrain. A la suite d'un appel d'offre européen organisé en 1999, l'Etat a retenu la solution proposée par la société Cofiroute, faisant de Cofiroute le concessionnaire et l'exploitant des tunnels de l'A86 Ouest.

Le Duplex A86, long de 10 km et exclusivement réservé aux véhicules légers, a vu le jour dans sa globalité le 9 janvier 2011. Il comporte deux voies de circulation superposées et permet de relier l'A86 à Rueil-Malmaison à l'A86 au sud de Versailles. Un échangeur avec l'autoroute A13 par un échangeur intermédiaire existe au niveau de la commune de Vaucresson (cf. figure 1).

La figure 1 présente le tracé du tunnel ainsi que la position des échangeurs et des unités de ventilation.



Figure 1 : Tracés du Duplex A86 (source COFIROUTE).

#### II.1.2 Ventilation hygiénique

Le Duplex A86 est équipé de plusieurs unités de ventilation implantées à Rueil-Malmaison, à A13 Nord sur la commune de Vaucresson, au niveau de la RD10 à Viroflay et à Pont Colbert, à Versailles. Par ailleurs, deux batteries d'accélérateur sont implantées à Rueil-Malmaison et à Pont Colbert afin de gérer la circulation longitudinale de l'air dans le tunnel.

Le système de ventilation doit permettre d'assurer le respect des normes dans les espaces trafics et le respect des seuils de pollution en dehors de l'ouvrage, par dilution. La réglementation fixant ces seuils en situation d'exploitation est la circulaire 99.329 du 8 juin 1999 (ministère de la santé) qui demande de suivre les recommandations du conseil supérieur d'hygiène publique de France (CSHPF) rendues le 14 décembre 1998.

Le tunnel est divisé par espace trafic en 5 cantons de ventilation, chacun équipé de deux centrales de contrôle de l'atmosphère, pilotant la mise en marche de la ventilation si nécessaire.

La ventilation sanitaire du tunnel est de type « transversal pur », c'est-à-dire qu'au niveau de chaque canton, le débit extrait est égal au débit soufflé.

## II.2 L'observatoire de la qualité de l'air

Cofiroute est tenu, par les engagements pris par l'Etat lors de la définition du projet, de mettre en œuvre un observatoire de la qualité de l'air au voisinage des nouvelles infrastructures. Il s'agit comme évoqué précédemment d'évaluer l'impact sur la qualité de l'air, d'assurer une surveillance permanente dans le secteur des ouvrages dès leur mise en service et de générer une information régulière et accessible au public. Ainsi, pour la première fois en France, une infrastructure autoroutière fait l'objet d'une surveillance permanente de la qualité de l'air et cela en temps quasi-réel.

L'observatoire s'appuie sur la complémentarité entre mesure et modélisation, permettant de réaliser des cartographies de la qualité de l'air actualisées toutes les heures. Les campagnes de mesure apportent une description précise et détaillée de la qualité de l'air mais ponctuelle. Les outils de modélisation fournissent une évaluation exhaustive de la qualité de l'air à proximité des ouvrages, mais aussi sur plusieurs kilomètres alentours, en permanence et pratiquement en temps réel.

Les polluants suivis sont réglementés et reconnus comme des indicateurs de la pollution atmosphérique engendrée par le trafic routier. Ce sont le dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>), le monoxyde de carbone (CO), les particules PM10 et le benzène. A ces polluants s'ajoutent depuis 2008, les particules fines PM2.5 suite à la demande de Cofiroute en lien avec la réglementation. En effet, ces dernières sont maintenant réglementées au niveau européen par la directive intégrée 2008/50/CE du 21 mai 2008.

Les oxydes d'azote sont émis majoritairement par le trafic routier en Ile-de-France (53 %)³. Sur le réseau fixe d'AIRPARIF, les niveaux annuels de NOx à proximité du trafic routier sont près de 3 fois supérieurs à ceux observés en situation de fond parisien.

Pour le monoxyde de carbone, le trafic routier est responsable d'environ 50 % des émissions régionales.

La contribution du trafic est à hauteur de 25 % pour les émissions de particules de diamètre inférieur à 10 µm (PM10), et de 27 % pour les émissions de particules de diamètre inférieur à 2.5 µm (PM 2.5)³. Sur le réseau de mesure permanent d'AIRPARIF, les sites en situation de proximité du trafic routier (exemple du boulevard périphérique – Auteuil) relèvent pour ces polluants des niveaux annuels plus de 75 % supérieurs à ceux enregistrés en situation de fond parisien.

Enfin, le benzène est l'un des traceurs reconnus de la pollution atmosphérique liée aux carburants routiers. De plus, en proximité immédiate du trafic routier, les niveaux de benzène sont 3 fois plus importants que ceux rencontrés en situation de fond.

L'ozone n'est pas spécifiquement suivi compte-tenu de son caractère régional et interrégional : en effet, ce polluant n'est pas émis directement dans l'atmosphère et est issu de transformations chimiques entre les oxydes d'azote et les composés organiques volatils favorisées par le rayonnement solaire et la température. En proximité automobile, ses niveaux sont très faibles en raison de réactions chimiques, en particulier avec le monoxyde d'azote. Ses niveaux sont généralement plus élevés en zone rurale. En conséquence, au sein de l'observatoire, les informations sur ce polluant proviennent de la plate-forme régionale de modélisation ESERALDA⁴, exploitée par AIRPARIF.

---

3 Source inventaire Airparif Année 2007 – version 2010,  
[http://www.airparif.asso.fr/\\_pdf/publications/Rinventaire\\_2007\\_201004.pdf](http://www.airparif.asso.fr/_pdf/publications/Rinventaire_2007_201004.pdf).

4 <http://www.esmeralda-web.fr>

## II.3 Les mesures embarquées

C'est dans un souci de connaître au mieux des niveaux dans le tunnel afin de modéliser de façon plus précise des teneurs à l'extérieur de l'ouvrage du Duplex A86 qu'Airparif a proposé à COFIROUTE la réalisation de mesures embarquées. Ce travail complète les mesures en continu et obligatoires réalisées dans le tunnel. L'exploitation des mesures embarquées comme les relevés fixes seront présentés dans ce rapport.

Des mesures embarquées sont réalisées par Airparif depuis 2007, dans le cadre de la problématique de l'exposition individuelle des franciliens. Les premières mesures, à caractère exploratoire<sup>5</sup>, ont laissé place à une étude plus poussée lors des trajets « Domicile – Travail » des franciliens<sup>6</sup>. Des mesures embarquées ont également été réalisées à bord d'un vélo afin d'étudier l'influence des aménagements de voiries sur l'exposition des cyclistes<sup>7</sup>.

Les relevés en dioxyde d'azote ont montré que quel que soit le parcours, les concentrations moyennes sont très similaires à l'intérieur et à l'extérieur le long du véhicule, avec une dynamique différente. Les phénomènes de « bouffées de pollution », liées à la circulation environnante, sont plus atténués dans l'habitacle qu'à l'extérieur mais elles persistent plus longtemps à cause du délai de renouvellement de l'air.

L'étude sur l'exposition des automobilistes franciliens à la pollution atmosphérique liée au trafic routier lors de leurs trajets « Domicile-Travail »<sup>8</sup> a montré des niveaux de pollution soutenus pour les automobilistes et variables en fonction de la densité du trafic et de l'urbanisation. Les mesures ont montré un impact important des aménagements de voirie sur la qualité de l'air. Les trajets avec tunnel (sur plus de 5 % de la durée du trajet) ont notamment des niveaux plus élevés, à cause de l'accumulation de la pollution liée au confinement. Enfin, l'impact des conditions de circulation et des véhicules environnants a de nouveau été montré.

---

5 Mesures dans le flux de circulation, étude exploratoire, septembre 2007, [http://www.airparif.asso.fr/\\_pdf/publications/mesures\\_embarquees\\_rapport.pdf](http://www.airparif.asso.fr/_pdf/publications/mesures_embarquees_rapport.pdf).

6 Exposition des automobilistes franciliens à la pollution atmosphérique liée au trafic routier, octobre 2009, [http://www.airparif.asso.fr/\\_pdf/publications/Rexpovoituredomtra.pdf](http://www.airparif.asso.fr/_pdf/publications/Rexpovoituredomtra.pdf).

7 Influence des aménagements de voiries sur l'exposition des cyclistes à la pollution atmosphérique, février 2009, [http://www.airparif.asso.fr/\\_pdf/publications/Rvelo\\_20090217.pdf](http://www.airparif.asso.fr/_pdf/publications/Rvelo_20090217.pdf).

8 [http://www.airparif.asso.fr/\\_pdf/publications/Rexpovoituredomtra.pdf](http://www.airparif.asso.fr/_pdf/publications/Rexpovoituredomtra.pdf).

### III Validation de l'ObsAirvatoire A86 Ouest

La validation du système de cartographie a pu être complétée suite à la campagne de mesure qui a été menée pendant l'hiver 2009-2010. Elle fait suite aux deux précédentes campagnes de mesure réalisées à 2 ans d'intervalle, en hiver 2007 puis 2009, qui avaient pour objectif de caractériser l'état de la qualité de l'air avant la mise en service de la première section du Duplex A86 appelée VL1. La campagne de 2009-2010 avait pour objectifs, d'une part, l'état de la qualité de l'air avant l'ouverture de la 2<sup>ème</sup> session (Vaucresson - Pont-Colbert) et, d'autre part, l'évaluation de la qualité de l'air après mise en service de la 1<sup>ère</sup> session (Rueil-Malmaison Vaucresson). Les rapports associés à ces campagnes sont disponibles sur le site internet d'AIRPARIF et sur le site de l'ObsAirvatoire A86 Ouest<sup>9</sup>.

La première partie de cette section du rapport rappelle succinctement d'une part, les moyens mis en œuvre dans le cadre de cette campagne de mesure et, d'autre part, les conditions à la fois en termes météorologiques et en termes de qualité de l'air qui ont été observées. Dans la deuxième partie de cette section sont exposés les résultats et comparaisons qui ont été menées.

#### III.1 Mise en œuvre des campagnes de mesure

D'une manière générale, la campagne de mesure de l'hiver 2009-2010 a nécessité la mise en œuvre des mêmes moyens de mesure que les précédentes campagnes, dans le but de pouvoir caractériser la qualité de l'air à deux échelles :

- A la fois, une zone étendue à l'ouest de l'agglomération parisienne d'environ 200 km<sup>2</sup> ;
- A la fois, des zones restreintes autour des unités de ventilation et des entrées/sorties du tunnel avec un dispositif de mesure plus complet.

Les mesures sont réalisées à partir de deux moyens de mesure complémentaires : les sites temporaires automatiques (laboratoires mobiles) et les échantillonneurs passifs. Les premiers apportent une description fine de l'évolution temporelle des niveaux de pollution et les seconds permettent de documenter précisément la répartition spatiale des concentrations.

##### III.1.1 Les laboratoires mobiles

Les sites dits automatiques sont équipés d'un laboratoire mobile, qui documente les concentrations horaires en oxydes d'azote (le monoxyde d'azote et le dioxyde d'azote séparément), en monoxyde de carbone (CO) et en particules (PM10 et PM2.5). Les niveaux de benzène sont disponibles à une échelle hebdomadaire. Leur fonctionnement est identique à celui de l'ensemble des sites permanents du réseau fixe d'Airparif.

La finesse temporelle des mesures horaires de la pollution atmosphérique permet d'étudier, d'une part l'évolution temporelle de la qualité de l'air tout au long de la journée et d'autre part, le comportement des niveaux des polluants suivis en fonction de la provenance des vents afin d'identifier l'impact potentiel des sources locales d'émissions.

Les concentrations horaires mesurées permettent également de valider la temporalisation des niveaux de concentrations issus de l'ObsAirvatoire A86 Ouest au niveau horaire et journalier pour les polluants gazeux et particulaires.

---

9 Etat initial de la qualité de l'air avant la mise en service de la section 1 du projet A86 – septembre 2007.  
Etat de la qualité de l'air avant la mise en service de la première section du Duplex A86 – juillet 2009.  
Etat de la qualité de l'air avant la mise en service de la deuxième section du Duplex A86 et après la mise en service de la première section – septembre 2010.



### III.1.2 Les échantillonneurs passifs

La mise en œuvre d'échantillonneurs passifs, également appelés tubes à diffusion passive, permet la multiplication des points de mesure. En effet, ce moyen de mesure, peu encombrant et simple à mettre en place, permet d'instrumenter simultanément un nombre important de sites pour renseigner précisément la répartition spatiale des niveaux de dioxyde d'azote et de benzène. Pour des raisons métrologiques, la mesure des particules (PM10 et PM2.5), du monoxyde de carbone et du monoxyde d'azote n'est pas réalisable à ce jour à l'aide de tels tubes.

Sur l'ensemble des sites de mesure, les échantillonneurs passifs de NO<sub>2</sub> sont exposés durant deux semaines, ceux de benzène sont exposés uniquement une semaine. Après analyse chimique au laboratoire, une concentration moyenne est établie pour les deux semaines d'exposition en dioxyde d'azote et à partir des deux concentrations moyennes hebdomadaires pour le benzène.

La multiplication de ces points de mesure permet de valider la distribution spatiale des concentrations issues de l'ObsAirvatoire. Plus précisément, ils permettent de vérifier que les gradients de concentrations entre l'agglomération (au nord-est du domaine d'étude) et la zone périphérique sont correctement modélisés par le système de cartographie.

### III.1.3 Qualité de la mesure

Toute méthode de mesure, comme les analyseurs automatiques ou les échantillonneurs passifs, est associée à une certaine précision. Dans le domaine de la qualité de l'air, des directives européennes fixent les seuils relatifs à l'incertitude maximale acceptable associée à la mesure des différents polluants réglementés pour ces deux techniques.

Pour les analyseurs automatiques, l'incertitude acceptée pour chaque mesure horaire est de 15 % pour les oxydes d'azote, le monoxyde de carbone et le dioxyde de soufre<sup>10</sup>.

Dans le cas des échantillonneurs passifs, l'incertitude de mesure peut avoir différentes origines : la fabrication, l'applicabilité de la théorie de la diffusion passive selon les conditions météorologiques ou encore l'analyse en laboratoire. Selon les directives européennes en vigueur, l'incertitude globale associée, égale à la combinaison des incertitudes provenant de chacune des sources individuelles d'erreur, est limitée à 25 % de la mesure pour le dioxyde d'azote<sup>10</sup> et à 30 % pour le benzène<sup>10</sup>. Ces critères de qualité ont été vérifiés pour le dioxyde d'azote à l'aide d'un protocole d'évaluation de l'incertitude, notamment dans le cadre de l'étude au voisinage de l'échangeur autoroutier de la Porte de Bagnolet<sup>11</sup>. L'échantillonneur passif utilisé pour la mesure de benzène a, quant à lui, déjà fait l'objet de tests de validation par le laboratoire de la Commission Européenne dans le cadre du projet européen LIFE « RESOLUTION »<sup>12</sup>.

### III.1.4 Localisation des sites de mesure

Comme indiqué en préambule, l'objectif de la campagne de mesure était de décrire précisément la qualité de l'air au sein du domaine concerné par le bouclage de l'A86 Ouest avant la mise en service de la deuxième section du Duplex A86 et après la mise en service de la première section. Cette description concerne une zone étendue de l'Ouest de l'agglomération parisienne et les secteurs autour des unités de ventilation et des entrées/sorties de tunnel.

---

<sup>10</sup> Directive 2008/50/CE du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur en Europe.

<sup>11</sup> <http://www.airparif.asso.fr/pdf/publications/Rapbagn.pdf>

<sup>12</sup> <http://www.airparif.asso.fr/pdf/publications/3LIFE1.pdf>

Ainsi, 47 échantillonneurs passifs ont été instrumentés environ tous les 2 km pour renseigner la pollution de fond dans le domaine de 192 km<sup>2</sup> concerné par le bouclage de l'A86 Ouest. Trente deux communes sont ainsi concernées par ces campagnes de mesure. La figure 2 présente l'implantation des sites ainsi que le maillage servant de base théorique au plan d'échantillonnage. Les possibilités d'installation (l'existence d'un support) et le respect des critères nationaux de surveillance recommandés par l'ADEME et le Ministère de l'Ecologie, du Développement, des Transports et du Logement <sup>13</sup> déterminent précisément l'implantation des sites de mesure. L'ensemble de ces sites sont disposés en situation de fond, à savoir en dehors de l'influence directe des sources d'émissions de pollution. L'adresse exacte de chacun des sites de mesure est donnée à l'annexe I.

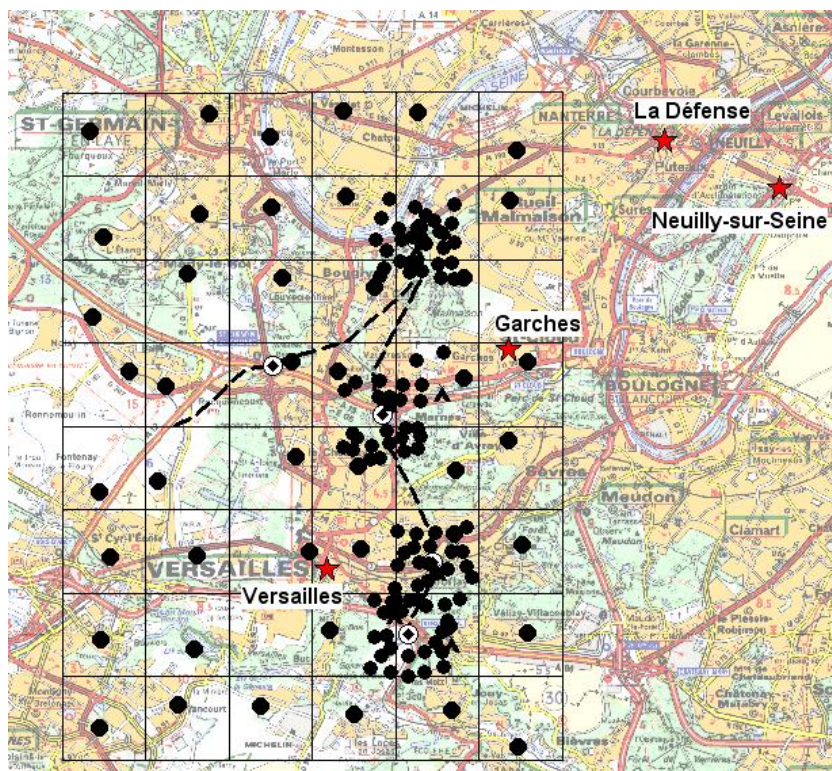


Figure 2 : Localisation des sites de mesure associés à la caractérisation de l'impact local en noir, stations permanentes du réseau Airparif à proximité de la zone d'étude en rouge.  
(Source fond de carte : Michelin)

L'ouverture de la section VL1 du Duplex A86 concerne les unités de ventilation et les entrées/sorties du tunnel de Rueil-Malmaison et de Vaucresson. Deux dispositifs de mesure ont en conséquence été mis en place sur ces deux zones particulières du domaine d'étude. A ces zones s'ajoutent celles concernant des unités de ventilation de la RD10 et de Pont Colbert (VL2)<sup>14</sup>. L'instrumentation de ces zones particulières a consisté en :

- Des échantillonneurs passifs disposés environ tous les 400 mètres couvrant un domaine d'environ 4 km<sup>2</sup>.
- Deux sites automatiques temporaires par zone. Un site est implanté (dans la mesure du possible) dans la zone d'impact potentiel de l'unité de ventilation et un second en dehors de celle-ci et dans une configuration similaire par rapport aux autres sources d'émissions (N13 pour Rueil-Malmaison, A13 pour Vaucresson...). Des sorties de modélisation ont été utilisées afin de déterminer les zones d'impact potentiel.

<sup>13</sup> « Classification et critères d'implantation des stations de surveillance de la qualité de l'air », document ADEME, juin 2002.

<sup>14</sup> Mises en service le 9 janvier 2011.

La figure 3 présente la disposition des sites de mesure au voisinage de chaque unité de ventilation (Rueil-Malmaison, Vaucresson, Pont-Colbert et RD10) dans le maillage de 400 mètres servant de base théorique à l'élaboration du plan d'échantillonnage.

L'adresse exacte de chacun des sites de mesure automatique est donnée en annexe I.

En complément de ces sites automatiques temporaires, un laboratoire mobile a été installé à la barrière de péage de Rueil-Malmaison afin d'estimer au mieux les niveaux de pollution à proximité immédiate du Duplex A86 (site n° 203).

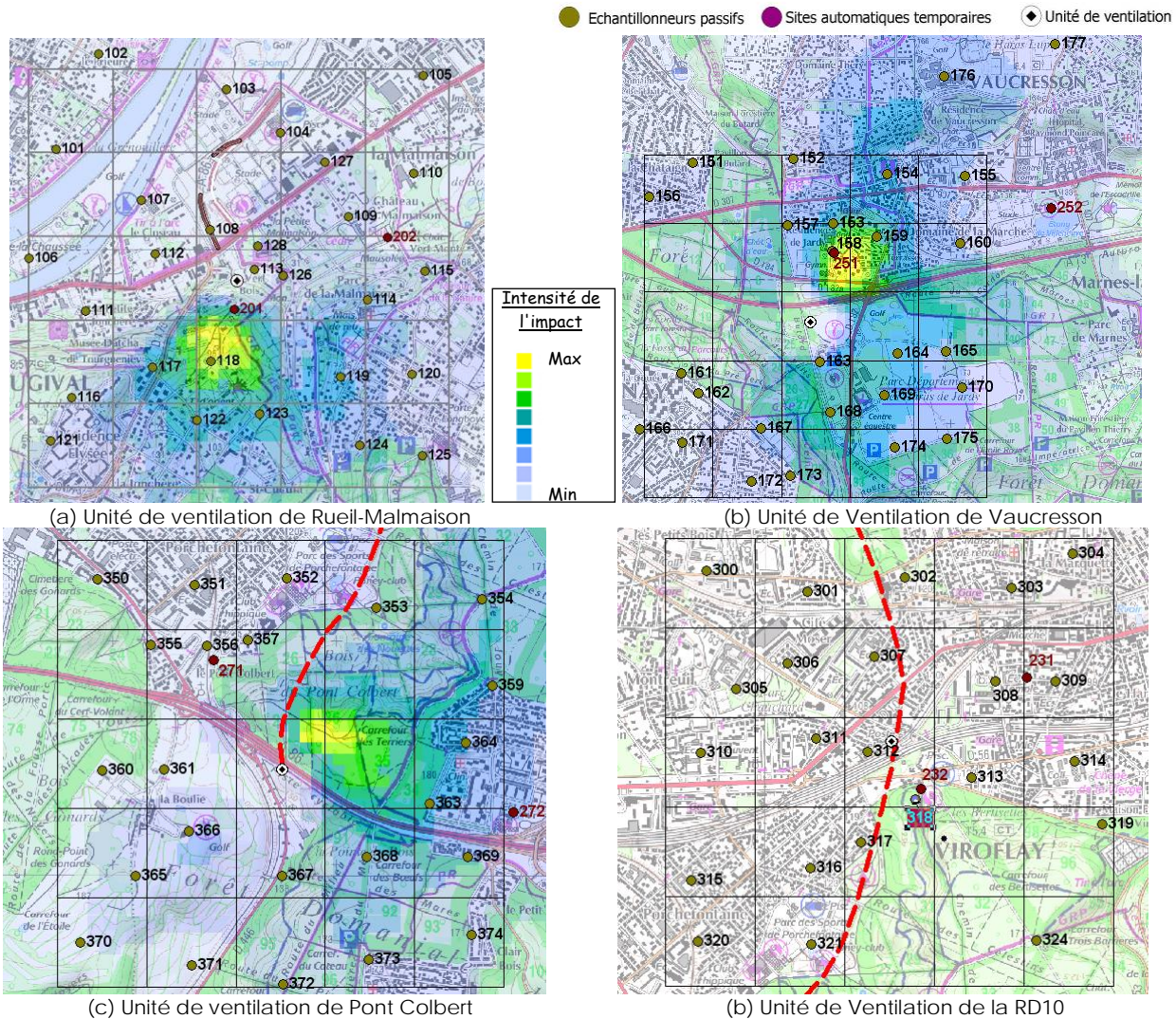


Figure 3 : Localisation des sites de mesure associés à la caractérisation de l'impact micro-local au voisinage des unités de ventilation.

La particularité des mesures automatiques en 2010 est la réalisation de relevés de pollution atmosphérique à la barrière de péage de Rueil-Malmaison.

### III.1.5 Période de mesure

Conformément au cahier des charges, toutes les campagnes de mesure réalisées se sont déroulées en période hivernale qui est en général plus défavorable en termes de pollution atmosphérique, exception faite de la pollution d'origine photochimique (pollution à l'ozone) : les émissions de polluants atmosphériques urbains sont plus élevées en hiver qu'en période estivale et les conditions météorologiques moins favorables à la dispersion des polluants en hiver qu'en été. L'analyse des niveaux de pollution obtenus lors de campagnes de mesure hivernales facilite donc l'évaluation de l'impact de l'infrastructure.

La dernière campagne de six semaines a permis de réaliser trois séries consécutives de mesure par échantillonneurs passifs d'une période de quatorze jours. Pour le benzène, six séries de mesure ont pu être réalisées d'une semaine chacune. Plus précisément, les mesures ont eu lieu du 27 janvier au 10 mars 2010 inclus.

## III.2 Principaux résultats enregistrés lors de la campagne de mesure de l'hiver 2009-2010

Les conditions météorologiques présentées ci-après s'appuient sur les observations de la station Météo-France située à TRAPPES. Cette station de mesure qui fait partie du réseau RADOME, réseau de mesure au sol de Météo-France appartient au domaine d'étude.

### III.2.1 Quelques notions météorologiques

Les conditions météorologiques influencent de manière importante les niveaux de pollution enregistrés sur un domaine donné : on parle en général de conditions favorables ou défavorables à la dispersion des polluants atmosphériques. Plusieurs paramètres météorologiques permettent de caractériser ces conditions de dispersion : on peut citer en particulier la hauteur de couche limite, les inversions thermiques et les vitesses de vent.

La couche limite atmosphérique correspond à la couche de l'atmosphère la plus basse, en contact avec le sol et directement influencée par celui-ci. Elle est le siège de processus turbulents, principaux vecteurs du mélange des polluants et s'étend sur la verticale sur quelques centaines de mètres. Sa hauteur permet de définir le volume dans lequel ils vont se mélanger : plus elle est basse et plus les polluants sont piégés dans un faible volume et plus les concentrations de polluants primaires sont fortes. En revanche, plus elle est importante et plus la dilution des polluants primaires est importante.

Les inversions de température traduisent la présence d'un gradient de température positif au sein de la couche limite. Ces conditions particulières sont très défavorables à la dispersion des polluants et coïncident toujours avec des hauteurs de couche limite faibles et souvent avec des vents faibles. Elles favorisent en général l'accumulation des polluants.

Enfin, les vents peuvent favoriser soit l'accumulation de polluants, s'ils sont faibles ou au contraire leur dispersion s'ils sont moyens ou forts.

### III.2.2 Résultats en termes de qualité de l'air

#### Description des conditions météorologiques

Dans la figure 4, on présente la distribution des vents par secteur de vent, par classes d'intensité obtenus à la fois sur la campagne de mesure. En rouge sont indiqués les vents les plus faibles

(vitesses de vent inférieures à 2 m/s), en orange les vents compris entre 2 et 4 m/s et en jaune les régimes de vent les plus dispersifs (vitesses de vent supérieures ou égales à 4 m/s).

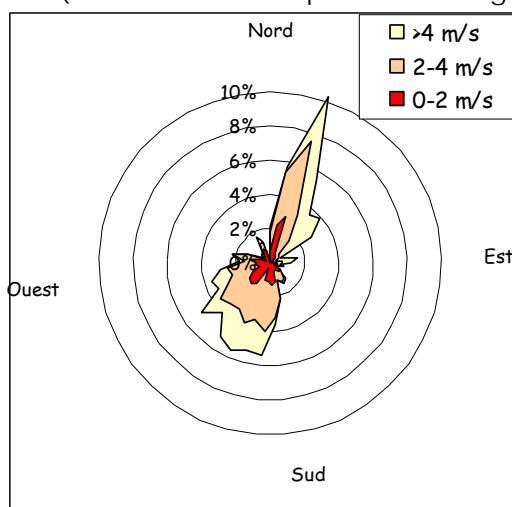
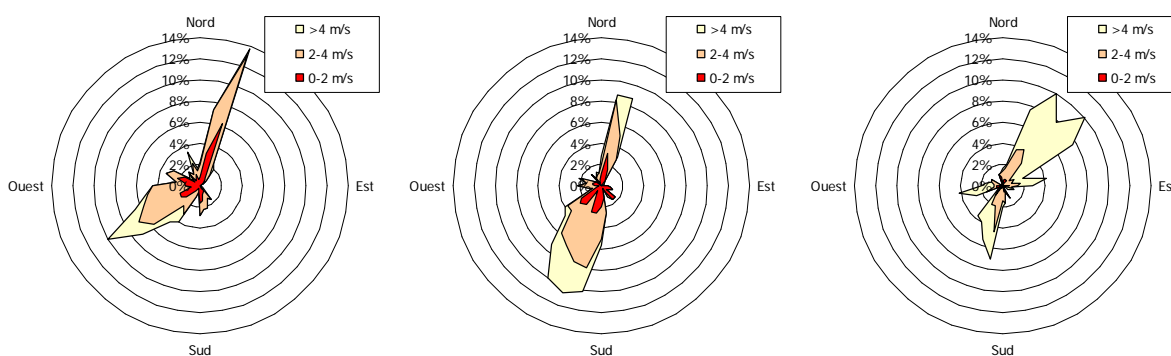


Figure 4 : Fréquence (en %) des vents observée à Trappes du 27 janvier au 10 mars 2010 compris en fonction de leur secteur [source : Météo-France].

Sur l'ensemble de la période de la campagne, les vents de sud-ouest ont été largement dominants (41 % des vents rencontrés pendant la campagne), correspondant aux prédominances observées à l'échelle annuelle et pluriannuelle. L'intensité du vent était modérée, avec 44 % du vent avec une vitesse comprise entre 2 et 4 m/s. La vitesse moyenne (3.2 m/s) était également plus élevée que celle observée généralement en Ile-de-France, voisine de 3m/s.

Les conditions de vents par période de 2 semaines correspondant aux 3 séries de mesure au niveau de la station météorologique de TRAPPES sont fournies dans les figures ci-dessous. En figure 6, le graphe des températures moyennes sur les 3 séries de mesure (campagne 2010), les moyennes lors des précédentes campagnes (2007 et 2009) ainsi que les conditions moyennes sur la période janvier – mars établies entre 2000 et 2010.



(a) Du 27 janvier au 10 février 2010

(b) Du 10 au 24 février 2010

(c) Du 24 février au 10 mars 2010

Figure 5 : Fréquence (en %) des vents observée à Trappes en fonction de leur secteur durant les trois séries de mesure [source : Météo-France].

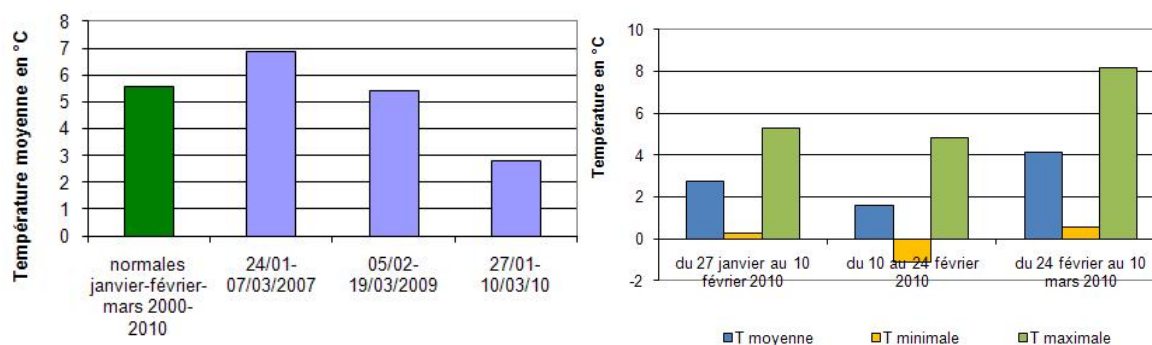


Figure 6 : Comparaisons des températures moyennes sur les 3 séries de mesure et comparaison aux conditions normales sur la période 2000 – 2010 et aux campagnes 2007 et 2009.

Les conditions météorologiques ont varié durant la campagne de mesure, surtout en termes de vitesse de vent. Les deux premières séries (du 27 janvier au 10 février, puis du 10 au 24 février) se caractérisent par des vents modérés (respectivement pendant 52 % et 46 % de la durée des mesures), avec une vitesse de vent moyenne de 2,6 m/s pendant la 1<sup>ère</sup> série et 2.8 m/s pendant la seconde. Le secteur sud-ouest est prédominant pour 42 % et 54 % des vents totaux pour chacune des deux premières séries.

A l'inverse, la troisième série - du 24 février au 10 mars - est dominée par les vents de nord-est (53 %), soutenus - à savoir supérieurs à 4 m/s - fréquents (55 %). La vitesse de vent moyenne sur cette série est de 4.4 m/s. Pour rappel, la tempête Xynthia a traversé le pays les 27 et 28 février. Cette série a en fait connu un temps perturbé les premiers jours, sous influence océanique et du sud, avant de connaître un temps ensoleillé mais venteux sous influence continentale à partir du 1<sup>er</sup> mars.

En termes de température, les minimales, moyennes et maximales de chacune des séries sont toutes inférieures aux moyennes historiques relevées à la même période entre 2000 et 2010. Il y a peu de différences entre les séries de mesure. La température moyenne journalière des deux dernières séries est inférieure de 3.5 °C à la moyenne des dix derniers mois de février-mars, la différence avec la première série étant moins importante.

La vague de froid qui s'est abattue sur la France entre le 10 et le 16 février s'est traduite par une moyenne des températures plus faible en février qu'en janvier<sup>15</sup>, contrairement à l'évolution normale avec des températures, habituellement de plus en plus douces de janvier à mars. Toutefois, un écart croissant entre température minimale et maximale entre les mois de janvier et mars est également constaté pendant la campagne de mesure.

En conclusion, **les trois quinzaines de mesure se caractérisent par des vents modérés voire soutenus pendant la dernière série. Les régimes de vents majoritaires sont de sud-ouest et nord-est, avec une forte prédominance de ce secteur lors de la troisième série de mesure. S'y ajoute des températures inférieures aux normales de saison. Cette situation a par conséquent été plutôt favorable à une dispersion de la pollution atmosphérique, avec des conditions météorologiques plus dispersives (proportion de vents soutenus plus importante) que celles rencontrées durant la campagne de 2009, tout comme celle de 2007.**

#### Résultats des différents composés suivis

Ces conditions météorologiques se traduisent par une évolution similaire des concentrations selon les séries, aussi bien pour le NO<sub>2</sub> que pour le benzène. La figure 7 montre que les conditions météorologiques particulièrement dispersives de la dernière série de mesure ont pour conséquence les teneurs les plus faibles de la campagne de mesure. Les températures particulièrement froides de la 2<sup>ème</sup> série expliquent également les concentrations plus élevées.

<sup>15</sup> Bilan de l'hiver 2009-2010, Météo-France.

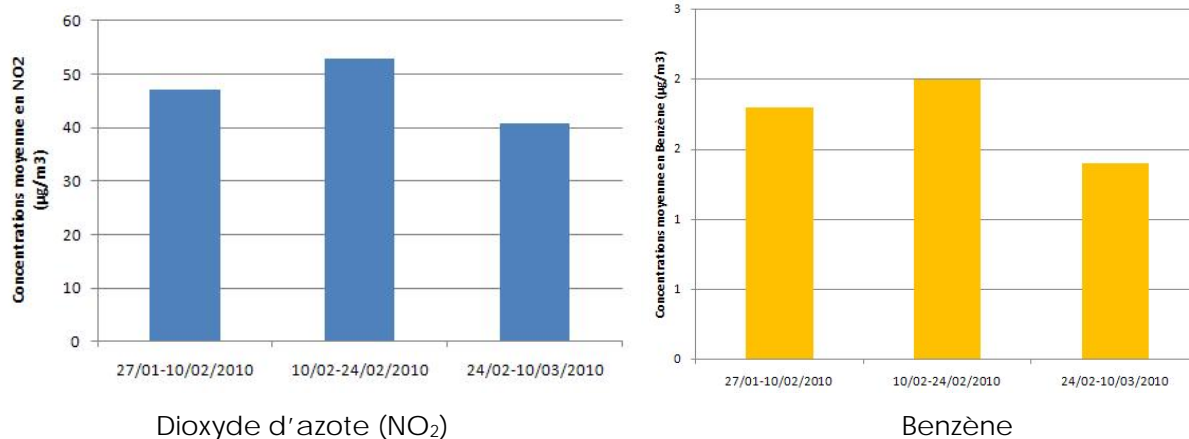


Figure 7 : Evolution des concentrations moyennes sur le domaine d'étude de NO<sub>2</sub> et de benzène pour les trois séries de mesure.

Concernant la distribution spatiale de la pollution, l'étude réalisée en 2007 a permis d'identifier 3 zones géographiques au sein du domaine d'étude présentant des niveaux de concentration relativement homogènes. Elles sont présentées à la figure 8.

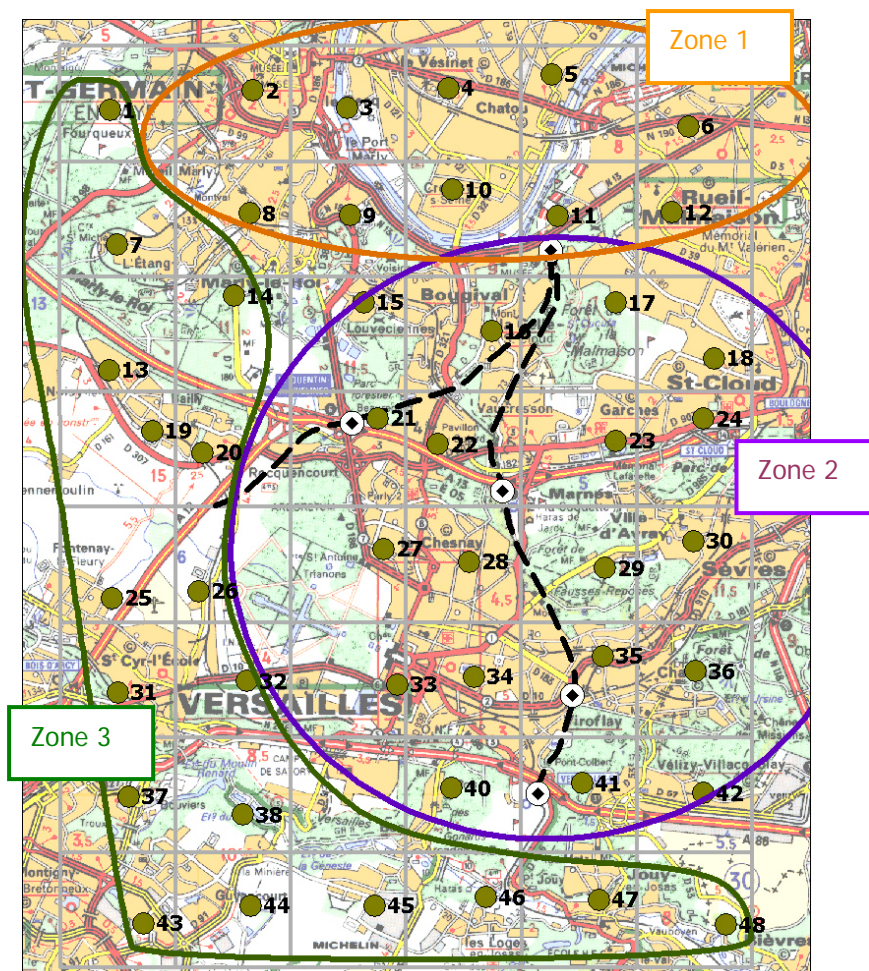
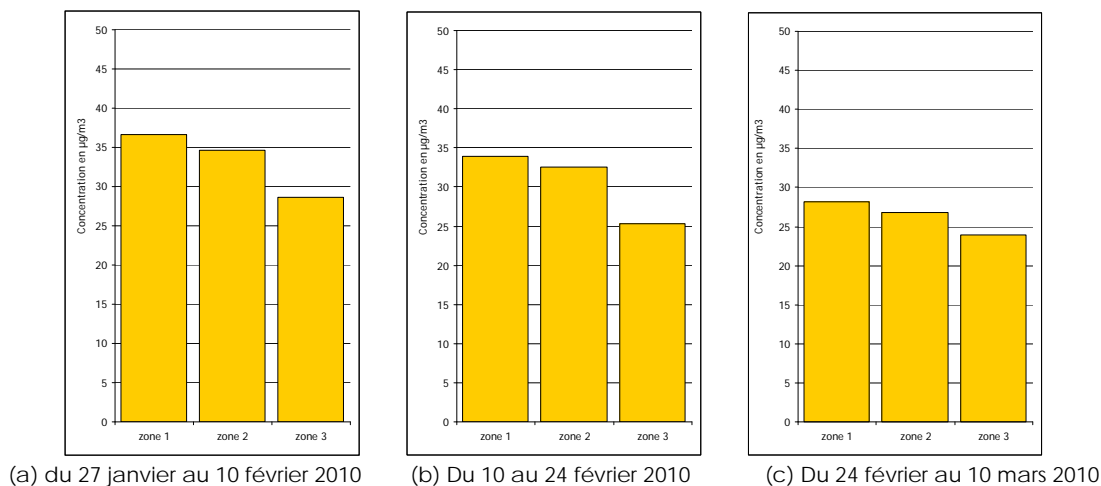
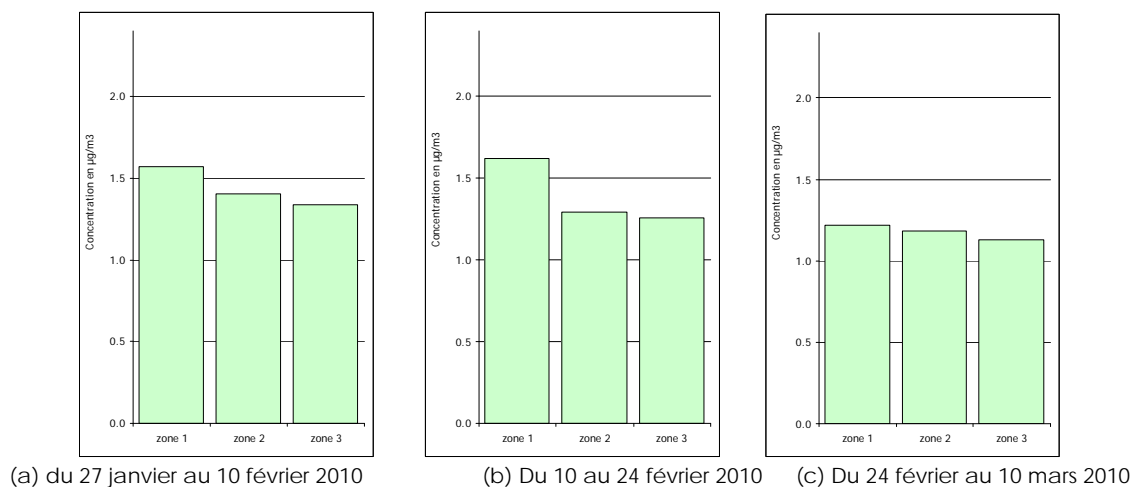


Figure 8 : Définition des 3 zones identifiées lors de l'étude 2007.

Dans les deux figures suivantes, sont présentés les niveaux moyens en NO<sub>2</sub> et benzène qui ont été observés pendant la campagne de 2010 aux niveaux de ces 3 zones. Ils ont été établis sur la base des 47 sites de mesure en situation de fond. Des graphiques comparables existent pour les deux précédentes campagnes de mesure (2007 et 2009).



**Figure 9 : Concentrations en NO<sub>2</sub> pour les trois zones d'intérêt du domaine : « nord » (zone 1), « centre » (zone 2) ainsi que « sud + ouest » (zone 3).**



**Figure 10 : Concentrations en benzène pour les trois zones d'intérêt du domaine : « nord » (zone 1), « centre » (zone 2) ainsi que « sud + ouest » (zone 3).**

La répartition spatiale des concentrations observée durant la campagne de 2010 est similaire à celle des précédentes campagnes de 2009 et 2007.

Les concentrations les plus élevées dans le nord-est du domaine d'étude sont relevées dans la zone de Nanterre, au nord de Rueil-Malmaison et au Vésinet. Ce secteur est proche du cœur dense de l'agglomération parisienne présentant une densité d'émissions de polluants atmosphérique importante. Des niveaux soutenus sont aussi rencontrés dans le secteur de la Celle-Saint-Cloud et Vaucresson, notamment en dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>), en raison de la présence de l'A13. A l'inverse, les concentrations les plus faibles sont observées au sud et à l'extrême ouest du domaine d'étude vers la forêt de Marly-le-Roi.

Les niveaux en dioxyde d'azote au nord (zone 1) et au centre (zone 2) sont assez proches, les concentrations pour la zone centrale sont inférieures à ceux de la zone 1 de 4 à 5 % selon les séries

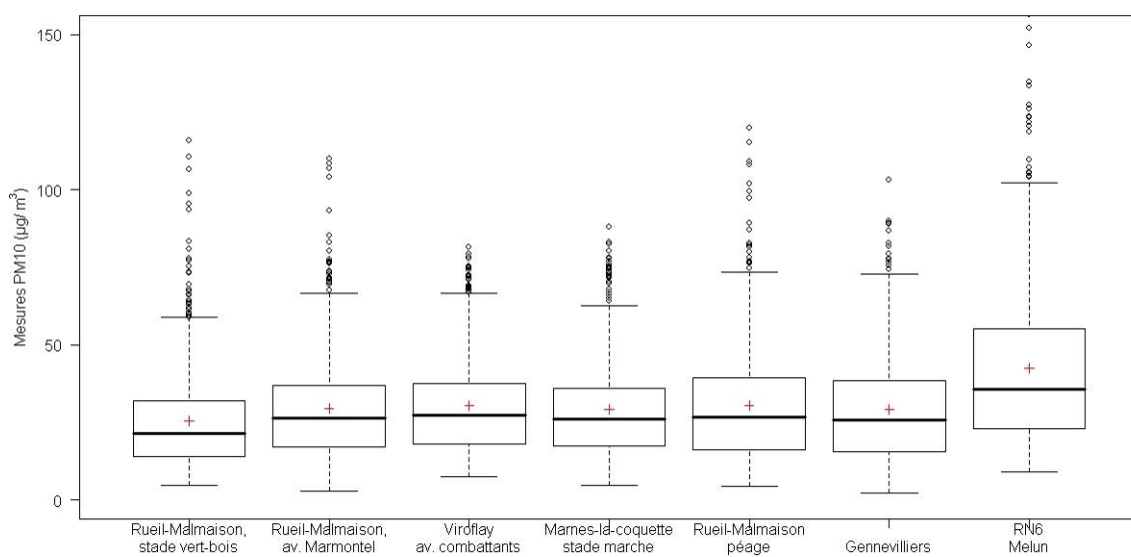


de mesure. La zone 3 (sud et ouest) se détache un peu plus, avec les niveaux les plus faibles et inférieurs lors des trois séries à ceux de la zone 1. Les concentrations maximales sont observées systématiquement sur des sites de la zone 1 pour chacune des séries. On notera par ailleurs un écart plus faible de la zone 3 avec les autres secteurs pour la 3<sup>ème</sup> série : cela s'explique par la vitesse de vent, élevée. Pour information, la variabilité des niveaux au sein d'une même zone varie de 12 à 25 % selon les séries et les zones, avec un maximum pour la 2<sup>ème</sup> série.

Pour le benzène, les concentrations les plus importantes sont également rencontrées au « nord » du domaine (zone 1). Les niveaux au « centre » (zone 2) et dans la zone 3 sont plus faibles. Pour la zone 2, les écarts avec le nord du domaine (zone 1) varient de -3 % (période du 24 février au 10 mars) à -20 % (du 10 au 24 février). Les niveaux les plus faibles sont, comme pour le dioxyde d'azote, relevés dans la zone 3, aussi bien en termes de niveau moyen que de maximum, avec des concentrations inférieures de 8 % à 22 % par rapport au « nord » du domaine.

**Les résultats en dioxyde d'azote et en benzène sont très similaires, les concentrations maximales sont rencontrées dans les mêmes secteurs, à savoir au nord-est du domaine d'étude pour les maxima, sur les mêmes sites que lors de la précédente campagne de mesure, laquelle avait déjà présentée une répartition spatiale des concentrations identique à celle de la campagne de 2007. Les minima concernent également les mêmes secteurs (zone 3), comme les précédentes années.** Toutefois, des nuances déjà observées entre les polluants sont toujours d'actualité. Pour le dioxyde d'azote, les concentrations dans le « centre » (zone 2) du domaine sont proches de celles relevées au nord et par conséquent relativement importantes. Alors que pour le benzène, ces niveaux au « centre » sont plus proches de ceux rencontrés dans la zone 3 et par conséquent relativement faibles. Comme lors de la campagne de 2007, l'influence du cœur de l'agglomération parisienne sur le « centre » du domaine d'étude est bien plus visible pour le dioxyde d'azote. De plus, il existe, comme souligné, auparavant de nombreuses infrastructures routières dans la zone 2 (A13, N286). Or, ces axes de part leur profil de circulation (nombre important de véhicules et vitesse élevée) sont générateurs de dioxyde d'azote de manière significative alors que les émissions de benzène sont surtout influencées par la fluidité du trafic et la proportion de moteur à froid (véhicules venant juste de démarrer).

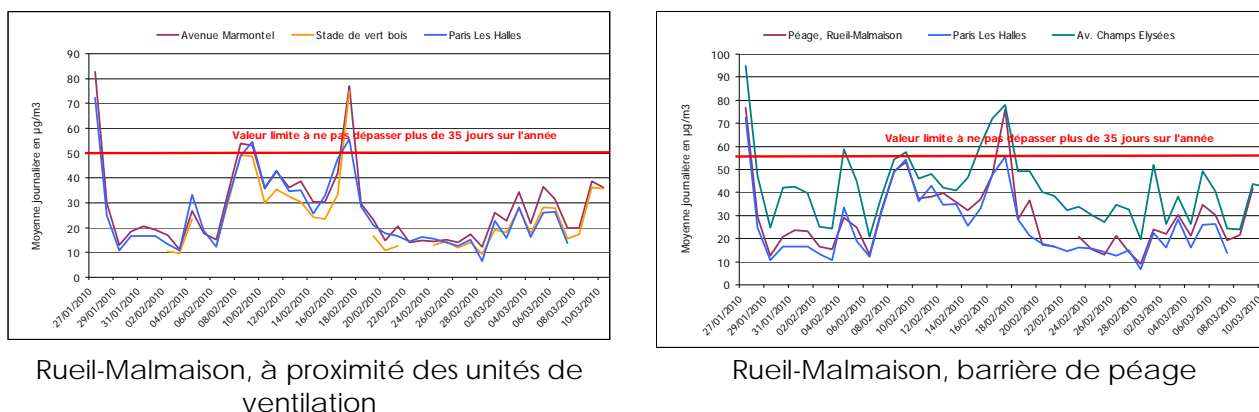
Concernant les particules PM10, la figure 11 présente l'évaluation des concentrations moyennes sur les 6 semaines de campagne sur cinq des neufs sites automatiques temporaires disposés à proximité des unités de ventilation opérationnelles ou futures du Duplex A86, ainsi qu'à certaines stations permanentes du réseau d'Airparif à titre de comparaison.



**Figure 11 : Boîtes à moustaches relatives aux PM10 sur certains sites temporaires dans le secteur d'études, ainsi que sur des stations permanentes du réseau d'Airparif, sur la période du 27 janvier au 10 mars 2010.**

L'homogénéité des niveaux de particules PM10 observée lors de la campagne et plus généralement à l'échelle de l'Île-de-France est due au fait qu'une part importante des concentrations de particules PM10 mesurée sur la région est liée aux phénomènes de transport à grande échelle de particules naturelles et/ou anthropiques en provenance de sources lointaines. La comparaison avec les stations permanentes montre que la station de Gennevilliers suit la même variabilité et présente une concentration moyenne équivalente à celle de la barrière de péage de Rueil-Malmaison (29  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). La station trafic de la RN6 à Melun présente une variabilité équivalente même si les teneurs y sont supérieures (41  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne), ce qui est cohérent avec l'influence du trafic routier.

La comparaison des séries temporelles (figure 12) des concentrations observées au niveau de certains sites temporaires lors de la campagne de mesure et celles enregistrées au niveau de la station des Halles à Paris (ou des Champs Élysées) permet de confirmer cette homogénéité des niveaux mesurés.



**Figure 12 : Concentrations journalières en particules (PM10) observées lors de la campagne de mesure au voisinage de l'unité de ventilation et à la barrière de péage de Rueil-Malmaison.**

Des résultats similaires sont présentés pour les particules fines PM2.5 en figure 13, pour certains sites temporaires installés dans le secteur du Duplex A86 ainsi que pour des stations de l'agglomération parisienne. Les sites en situation de fond dans la région présentent des niveaux homogènes en particules fines. Il n'existe pas de particularité pour ce composé à la barrière de péage de Rueil-Malmaison.

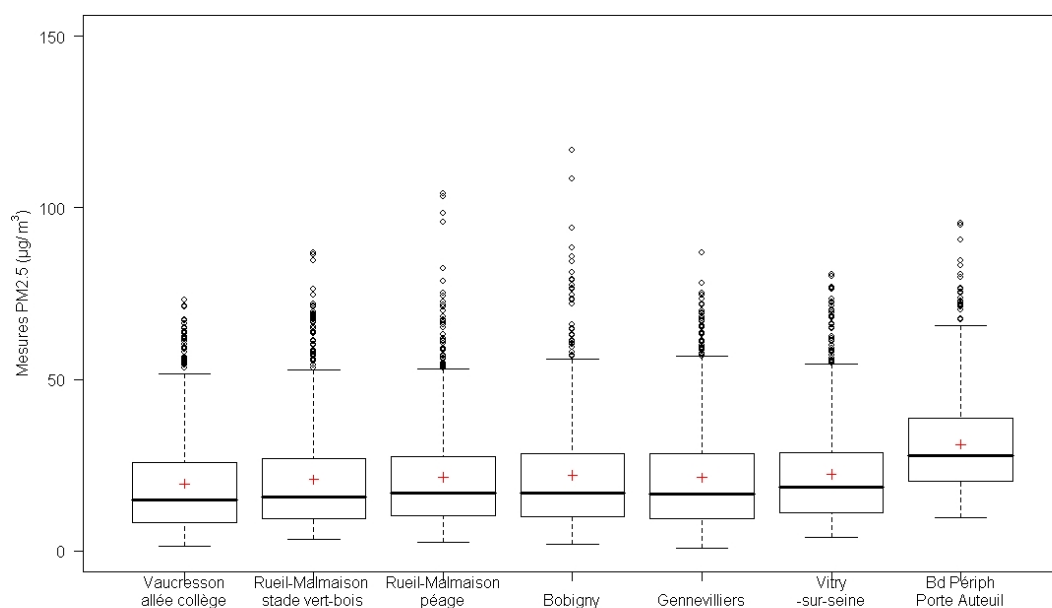


Figure 13 : Boîtes à moustaches relatives aux PM2.5 sur certains sites temporaires dans le secteur d'études, ainsi que sur des stations permanentes du réseau d'Airparif, sur la période du 27 janvier au 10 mars 2010.

Pour finir, les concentrations en CO relevées à la barrière de péage de Rueil-Malmaison ou à proximité des unités de ventilation avoisinent  $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , ce qui est faible et proche de la limite de quantification des analyseurs. A l'échelle annuelle, en situation de fond comme en proximité du trafic routier, les niveaux observés aux stations permanentes du réseau d'Airparif respectent les normes (valeur limite à  $10\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Ce polluant n'est plus considéré comme prioritaire en Ile-de-France.

### Une description de la qualité de l'air après la mise en service de la première section du Duplex A86 (VL1)

Un impact du tunnel sur la qualité de l'air pour les oxydes d'azote a été établi au site automatique de la barrière de péage à Rueil-Malmaison. Ces concentrations sont proches de celles rencontrées en situation de fond dans Paris, soit 60 % supérieures à celles des mesures automatiques temporaires en fond à Rueil-Malmaison (avenue Marmontel et stade du vert-bois). Ce résultat est cohérent pour un site influencé par le trafic routier. Pour les autres composés surveillés (CO, particules), les teneurs sont comparables aux autres mesures automatiques réalisées dans le secteur, à Rueil-Malmaison notamment. Pour rappel, ce laboratoire mobile était installé sur la plate-forme de la barrière de péage de Rueil-Malmaison, mais à quelques dizaines de mètres des voies de circulation. Ainsi le site ne répond pas aux critères nationaux d'une station trafic mais il est influencé par le trafic routier.

Au voisinage des deux unités de ventilation de Rueil-Malmaison et Vaucresson, aucun impact du Duplex n'est mis en avant. Les niveaux ne présentent pas de spécificité par rapport au grand domaine investigué, aussi bien à proximité immédiate des unités de ventilations que dans la zone des  $4 \text{ km}^2$ . Le non-déclenchement des extracteurs d'air pendant la campagne est cependant à prendre en compte dans ces conclusions. On soulignera également que les niveaux en dioxyde d'azote dans le secteur de Vaucresson sont légèrement plus élevés que dans le reste du secteur investigué, de part la présence de l'autoroute A13.

Par ailleurs, les conditions météorologiques de la campagne de 2010 étant plus dispersives que lors de la campagne de 2009, les concentrations en  $\text{NO}_2$  ont baissé entre les deux études. Une diminution de 20 % est estimée entre les deux périodes de mesure aux sites automatiques se trouvant dans la zone d'impact des unités de ventilation.

### **Situation vis-à-vis des valeurs réglementaires en NO<sub>2</sub>, benzène et particules aux points de mesure (VL1)**

Concernant la situation au regard des normes, l'objectif de qualité en dioxyde d'azote (40 µg/m<sup>3</sup> en moyenne annuelle) est respecté sur tous les sites de mesure situés en situation de fond. Ce n'est pas le cas à la barrière de péage de Rueil-Malmaison, influencé par le trafic routier, pour lequel la moyenne annuelle estimée dépasse les 40 µg/m<sup>3</sup>. Il est fort probable qu'au droit et au voisinage (de l'ordre de 200 mètres) des axes majeurs (A12, A13, A86, D913...) de la zone d'étude la situation soit identique.

La valeur limite horaire (200 µg/m<sup>3</sup> en concentration horaire à ne pas dépasser plus de 18 heures/an) pour le NO<sub>2</sub> est respectée sur l'ensemble des sites automatiques sur la période de mesure, notamment à la barrière de péage de Rueil-Malmaison et dans les zones d'impact potentiel des unités de ventilation.

Pour le benzène, aucun site investigué en situation de fond ne dépasse l'objectif de qualité (2 µg/m<sup>3</sup> en moyenne annuelle). Il en est de même à la barrière de péage de Rueil-Malmaison. Seuls certains axes routiers, caractérisés par des conditions de circulation congestionnées couplées à une configuration défavorable à la dispersion des émissions, pourraient être concernés par ce dépassement.

Pour les particules (PM10), les niveaux annuels estimés aux neuf sites de mesure automatiques respectent l'objectif de qualité de 30 µg/m<sup>3</sup>, aussi bien à la barrière de péage de Rueil-Malmaison qu'aux zones d'impact potentiel des unités de ventilation. Par contre, la valeur limite journalière (pas plus de 35 jours dépassant les 50 µg/m<sup>3</sup>) est probablement dépassée en proximité au trafic et peut être ponctuellement atteinte en situation de fond lors d'années météorologiques défavorables.

Enfin, concernant les particules fines (PM2.5), la valeur limite annuelle applicable en 2010 (28.5 µg/m<sup>3</sup>) et celle de 2015 (25 µg/m<sup>3</sup>) sont respectées dans les zones d'impact potentiel des unités de ventilation, à l'entrée nord du tunnel à Rueil-Malmaison ainsi qu'en situation de fond où des mesures ont été effectuées. Ces niveaux sont homogènes sur la plupart des sites étudiés et indépendants de la présence du Duplex.

### **Une description de la qualité de l'air avant la mise en service de la deuxième section du Duplex (VL2)**

Les concentrations avant la mise en service du Duplex sont très proches de celles rencontrées dans le reste du domaine. A l'échelle locale, les niveaux sont essentiellement marqués par la répartition des émissions, à savoir des niveaux en NO<sub>2</sub> plus élevés à Viroflay au site potentiellement sous l'impact de la future unité de ventilation. D'une manière générale, des teneurs plus fortes sont enregistrées dans le périmètre des 4 km<sup>2</sup> autour de ce futur extracteur à cause de l'urbanisation des lieux. Les mesures automatiques ont montré que le NO<sub>2</sub> et les particules présentent des comportements différents aux deux sites autour de cette unité de ventilation. Ces différences devront être prises en compte lors de l'estimation de l'impact du Duplex dans l'environnement lors de l'état final.

### III.3 Evaluation des performances de l'ObsAirvatoire A86Ouest

Les critères statistiques utilisés pour valider le système de cartographie correspondent à des paramètres usuels d'évaluation des systèmes de modélisation. La liste des paramètres est fournie en annexe. Elle n'est pas exhaustive.

La seconde évaluation de l'ObsAirvatoire A86 Ouest a été réalisée sur la base du dispositif de mesure mis en place pendant la campagne de caractérisation de la qualité de l'air après la mise en service de la première section du Duplex et avant la mise en service de la deuxième section du Duplex. Le dispositif de mesure comprenait :

- 150 échantillonneurs passifs permettant à la fois de renseigner la pollution de fond sur le domaine d'étude de 192 km<sup>2</sup> et de renseigner l'impact local des unités de ventilation et des entrées/sorties de tunnel.
- 9 laboratoires automatiques implantés sur les zones d'impact local, 2 par zone. Sur la zone de l'unité de ventilation de Rueil-Malmaison, les 2 laboratoires mobiles ont été positionnés stade du Vert-Bois et avenue Marmontel à Rueil-Malmaison. Sur la zone de l'unité de ventilation de Vaucresson, les 2 laboratoires mobiles étaient situés Allée du collège à Vaucresson et stade de la marche à Marnes-la-Coquette.

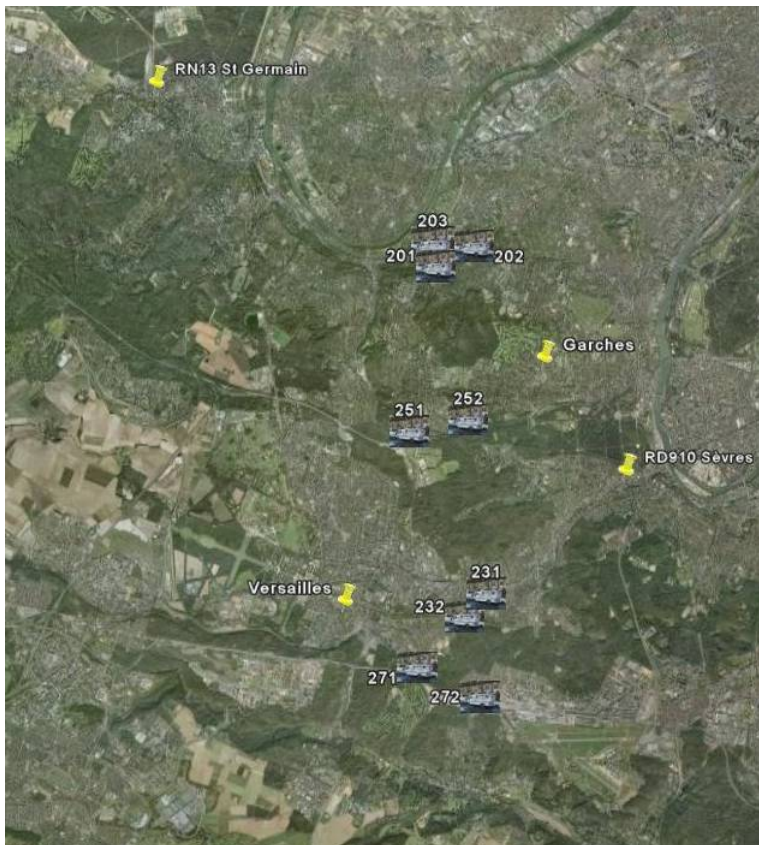
Dans la zone de l'unité de ventilation située à proximité de la RD10, 2 laboratoires mobiles ont été positionnés à côté de la Salle Dunoyer de Segonzac et du Parc du Bon Repos à Viroflay. Sur la zone de l'unité de ventilation de Pont Colbert, les 2 laboratoires ont été installés à proximité du Centre de loisirs à Versailles et de l'école Mozart à Vélizy-Villacoublay. Enfin, le neuvième laboratoire a été installé à la barrière de péage de Rueil-Malmaison.

Les polluants surveillés et les dispositifs associés lors de cette campagne étaient les suivants :

- Monoxyde de carbone. Le suivi de ce polluant a été réalisé à l'aide d'analyseurs automatiques au niveau des laboratoires mobiles.
- Les particules PM10 et les particules fines PM2.5. En ce qui concerne les particules PM10, les sites automatiques ont été instrumentés d'analyseurs de type TEOM et FDMS. Pour leur exploitation et interprétation, les mesures de type TEOM ont été corrigées de la part semi-volatile évaluée sur le réseau de mesure permanent. En ce qui concerne la mesure des PM2.5, les laboratoires ont été équipés en analyseurs de type TEOM et FDMS. De nouveau, pour leur exploitation et leur interprétation, les mesures de type TEOM ont été corrigées de la part semi-volatile évaluée sur le réseau permanent.
- Les oxydes d'azote. Le monoxyde d'azote et le dioxyde d'azote ont été mesurés au niveau de l'ensemble des laboratoires mobiles. Le dioxyde d'azote a été mesuré également par les échantillonneurs passifs permettant d'avoir une couverture spatiale importante du domaine d'étude. L'évaluation présentée dans les paragraphes suivants ne concerne que le dioxyde d'azote, le monoxyde d'azote n'étant pas normé.
- Le benzène. Ce polluant n'a pas été mesuré en automatique en raison des contraintes techniques liées à la mesure du polluant. En revanche, il a été suivi par échantillonneur passif.

Les mesures réalisées au niveau des 2 stations permanentes de Garches et Versailles ont permis de compléter la validation du système en particulier pour le dioxyde d'azote. De même, les mesures réalisées sur les sites localisés à proximité de la RD910 à Sèvres et au voisinage de la RN13 à Saint-Germain-en-Laye faisant partis du réseau de mesure complémentaire de la pollution de proximité au trafic routier par échantillonneurs passifs ont également été utilisées pour la validation du système.

Les positions géographiques des laboratoires mobiles et des stations permanentes sont cartographiées en figure 14.



- 201 : Stade du Vert-Bois
- 202 : Avenue Marmontel
- 203 : Péage de Rueil-Malmaison
- 251 : Allée du collège
- 252 : Stade de la Marche
- 231 : Viroflay av. combattants
- 232 : Viroflay Tennis
- 271 : Versailles, centre de loisirs
- 272 : Vélizy-Villacoublay Ecole

**Figure 14 : Cartographie des récepteurs exploités pour valider le système de cartographie au niveau des sites temporaires automatiques et stations permanentes du réseau AIRPARIF.**

Les sites automatiques temporaires ne sont pas en situation de fond à proprement parler :

- le site automatique placé au stade du Vert-Bois à Rueil-Malmaison est situé à moins de 200 m de la côte de la Jonchère et moins de 300 m de la RD113 ;
- le site positionné avenue Marmontel à Rueil-Malmaison est situé à moins de 400 m de la RD113 ;
- le site situé allée du collège à Vaucresson, est positionné à environ 250 m de l'A13, 300 m de la RD907 et 150 m de la RD182a ;
- le site situé stade de la Marche à Marne-la-Coquette est situé à environ 250 m de l'A13 et moins de 150 m de la RD907 ;
- Le site localisé avenue des combattants à Viroflay est à 130 m de la RD910 ;
- Le site implanté au voisinage des terrains de Tennis dans la commune de Viroflay est à 400 m de la RD10 ;
- Le site instrumenté dans le centre de loisirs de Versailles est à moins de 200 m de la RN12 et de la RN186 ;
- Le site automatique situé au voisinage de l'école élémentaire Mozart dans la commune de Vélizy-Villacoublay est à moins de 150 m de l'A86 ;
- Le site localisé à la barrière de péage de Rueil-Malmaison est à environ 20 m des véhicules qui entrent dans le Duplex A86.

Ces configurations locales peuvent avoir une influence sur les niveaux mesurés : par rapport aux stations de fond du réseau permanent d'AIRPARIF, les mesures effectuées peuvent être plus dynamiques reflétant l'influence des sources locales.

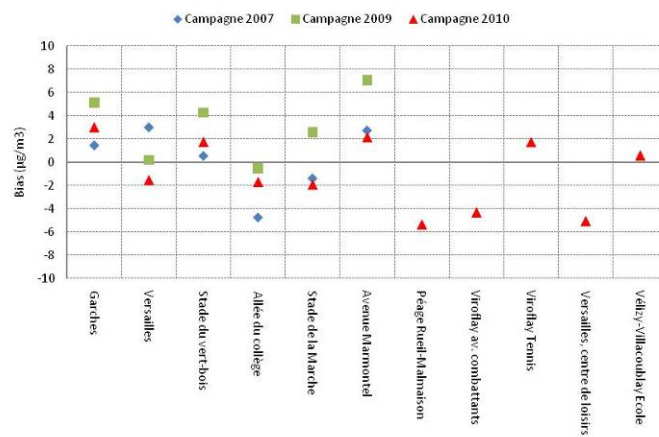
### III.3.1 Dioxyde d'azote

L'évaluation des performances du système de cartographie pour le dioxyde d'azote comporte 2 volets distincts, à savoir l'analyse des performances du système de cartographie au regard des mesures horaires automatiques au niveau des sites temporaires mais également sur les deux stations permanentes du réseau Airparif présentes dans le domaine d'étude et l'analyse des performances au regard des mesures intégrées sur 2 semaines réalisées par échantillonneurs passifs localisés sur l'ensemble du secteur d'étude.

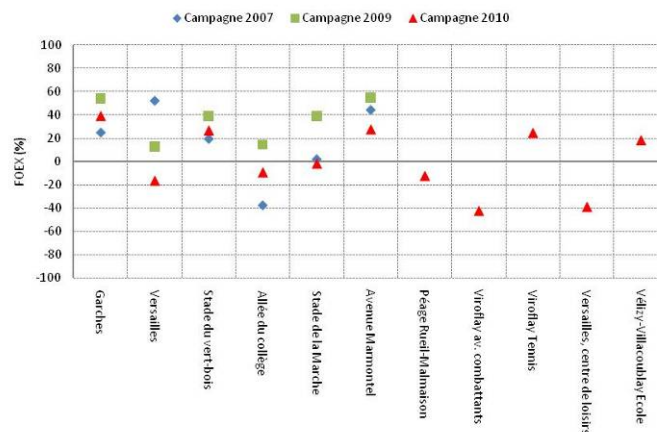
#### Analyse horaire des performances de l'ObsAirvatoire

Dans cette partie, les résultats de la première évaluation des performances du système de cartographie basés sur les campagnes de mesure réalisées en 2007 et 2009<sup>16</sup> ont été indiqués. Pour ces deux campagnes, seuls les sites temporaires localisés Stade du Vert bois, Allée du Collège, Stade de la Marche et Avenue Marmontel avaient été instrumentés.

La figure 15 présente les paramètres statistiques de biais.



(a) Biais



(b) FOEX

Figure 15 : Biais et FOEX sur les concentrations en NO<sub>2</sub> sur les 3 campagnes de mesure au niveau des sites automatiques temporaires et des stations permanentes du domaine d'étude.

16 « Mise en œuvre d'un observatoire de la qualité de l'air – Bouclage de l'A86 à l'Ouest – Système de cartographie de la qualité de l'air – avril 2010 » - Airparif.

Les biais obtenus pour la campagne 2010 au niveau de l'ensemble des stations considérées suivent la même tendance et sont cohérents avec ceux observés lors des campagnes de mesure de 2007 et 2009. Cependant, les résultats semblent proches de l'année 2007 avec des écarts entre la cartographie et la mesure moins importants que ceux observés avec la campagne de 2009.

Tout comme les observations réalisées au cours de la première validation, une différence de comportement du système de cartographie entre les deux secteurs couvrant l'unité de ventilation de Rueil-Malmaison et celui de Vaucresson est à noter. Pour la campagne de 2010, le biais est environ de  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  sur les sites du stade du Vert-Bois et de l'Avenue Marmontel alors qu'il est de  $-2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  sur les sites Allée du Collège et Stade de la marche.

Il est important de noter que les unités de ventilation n'ont pas fonctionné pendant la campagne 2010 (pas de mise en route automatique pour cause de niveaux de polluants inférieurs au seuil dans le tunnel), sauf lors d'opérations de maintenance. Seules des mesures lorsque les unités de ventilation sont en marche permettraient d'estimer vraiment l'impact de ces sorties d'air sur la qualité de l'air et ainsi de valider le système de cartographie dans cette configuration.

Avant mise en service, les concentrations au voisinage des futures unités de ventilation de Pont-Colbert et de la RD10 relevées au cours de la campagne de 2010 sont cohérentes et conformes par rapport à celles observées plus généralement dans le secteur ouest de l'agglomération parisienne et s'explique par la répartition des émissions dans le secteur.

Dans ces deux secteurs la comparaison entre le système de cartographie et la mesure montre des valeurs de biais plus importants que dans le secteur de Rueil-Malmaison et de Vaucresson avec une plus grande hétérogénéité des résultats.

Ainsi, dans le secteur de la future unité de ventilation de la RD10, les biais sont de  $-4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour le site Viroflay av. des combattants et de  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour le site Viroflay Tennis. Au voisinage de la future unité de ventilation de Pont-Colbert, les biais valent  $-5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Versailles, centre de Loisirs) et  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Vélizy-Villacoublay Ecole).

L'évolution moyenne journalière des niveaux de dioxyde d'azote mesurés et issus du système de cartographie permettent de suivre l'évolution du biais sur la journée au niveau des sites de mesure localisés dans le secteur de l'unité de ventilation de la RD10 et de Pont-Colbert.

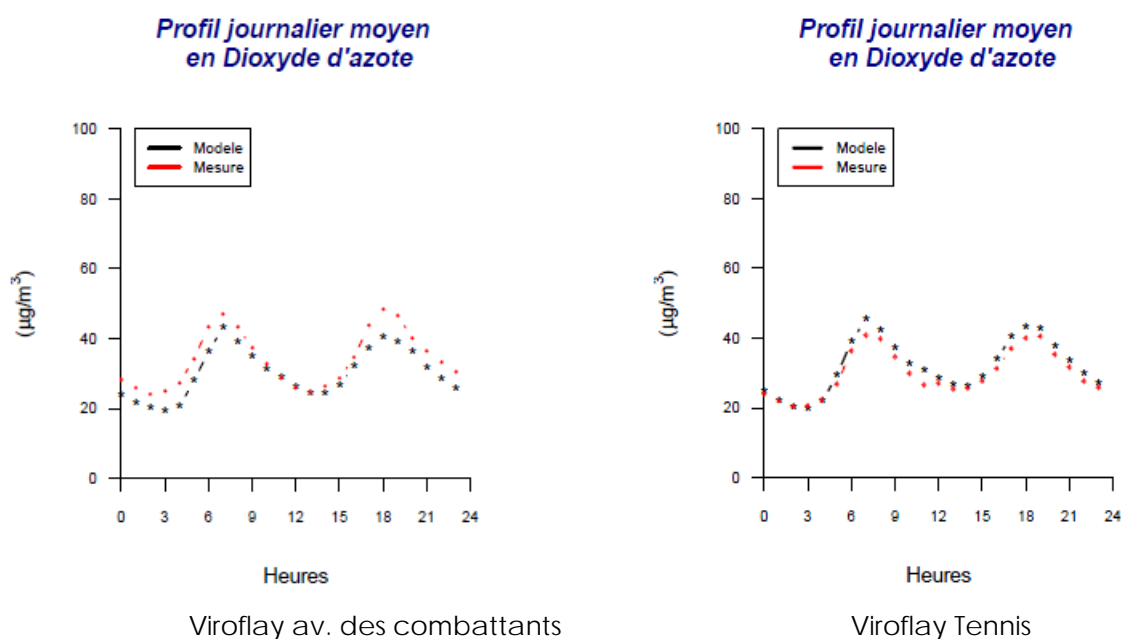


Figure 16 : Evolution moyenne journalière des niveaux de dioxyde d'azote mesurés et issus du système de cartographie sur les sites de Viroflay av. des combattants et Viroflay Tennis.



Il ressort de cette figure que le système de cartographie sous-estime légèrement quasi systématiquement et quelle que soit l'heure de la journée les niveaux de dioxyde d'azote sur le site de Viroflay, av. des combattants. Seule la période comprise entre 10 heures et 13 heures est bien reproduite. En ce qui concerne le site de Viroflay, Tennis, l'évolution moyenne journalière des niveaux de dioxyde d'azote est légèrement surestimée par le système de cartographie quelle que soit l'heure de la journée.

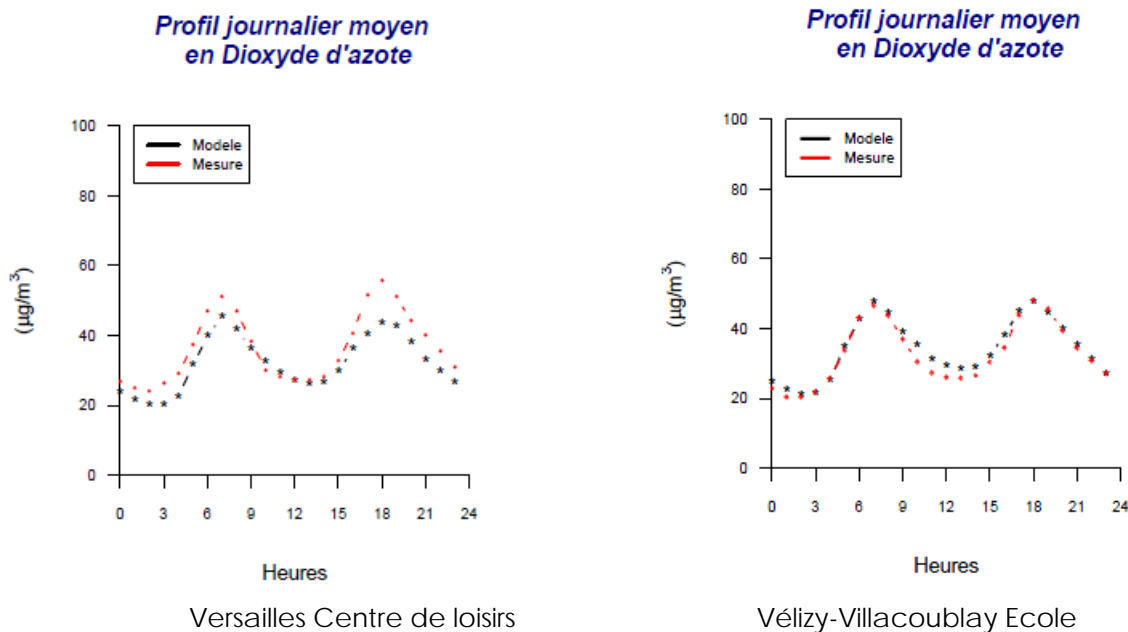


Figure 17 : Evolution moyenne journalière des niveaux de dioxyde d'azote mesurés et issus du système de cartographie sur les sites de Versailles Centre de loisirs et Vélizy-Villacoublay Ecole.

En ce qui concerne les sites localisés à proximité de la future unité de ventilation de Pont-Colbert, il ressort que le système de cartographie est inférieur et quelle que soit l'heure de la journée aux niveaux de dioxyde d'azote observés sur le site de Versailles Centre de loisirs. La période comprise entre 11 heures et 14 heures est bien estimée. Pour le site de Vélizy-Villacoublay, Ecole, le système de cartographie reproduit correctement les niveaux de dioxyde d'azote en surestimant légèrement les concentrations entre 9 heures et 16 heures.

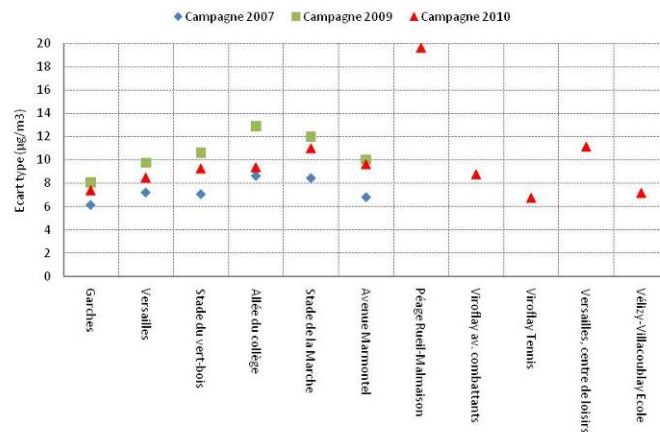
Cette différence de comportement entre les différents sites montre que l'hétérogénéité des niveaux de dioxyde d'azote relevés dans le secteur de l'unité de ventilation de la RD10 et de Pont-Colbert n'est pas complètement reproduite par le système de cartographie. Une amélioration de la description des émissions du secteur permettrait de mieux estimer les niveaux de dioxyde d'azote.

Parmi l'ensemble des stations automatiques, un site est localisé en situation fortement influencée. Il s'agit du site implanté à proximité du péage de Rueil-Malmaison, à moins d'une centaine de mètres en amont du tunnel et à environ 20 mètres des véhicules entrant dans le tunnel. Le biais obtenu sur ce site de mesure est de  $-5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Ce résultat est satisfaisant. L'écart obtenu peut s'expliquer par les phénomènes complexes engendrés par la nature du site de mesure qui ne peuvent pas être prises en compte finement par le système de cartographie. En effet, la modélisation de la dispersion des polluants en tête de tunnel dans un milieu encaissé est complexe car la configuration du site engendre des champs de vent spécifiques qui ne sont pas directement pris en compte dans le modèle de dispersion utilisé pour l'observatoire A86. De même, la présence du péage engendre des surémissions induites par le ralentissement des véhicules. Or, les accélérations et décélérations des véhicules ne sont pas prises en compte dans le calcul des émissions du trafic routier.

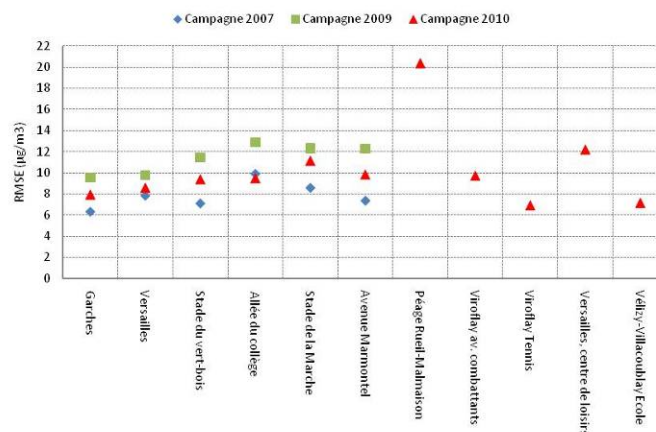
Les tendances observées sur les biais restent valables pour les FOEX avec des résultats plus hétérogènes dans le secteur des futures unités de ventilation de la RD10 et de Pont-Colbert que dans la zone des unités de ventilation de Rueil-Malmaison et Vaucresson.

En ce qui concerne le site de mesure localisé à proximité du péage de Rueil-Malmaison, le FOEX et de l'ordre de -12 %. Cette valeur traduit le fait que la sous-estimation du système de cartographie n'est pas systématique et traduit des phénomènes ponctuels qui ne peuvent pas être pris en compte par le modèle de dispersion local.

Les paramètres d'écart type et d'erreur quadratique sont présentés ci-dessous.



(a) Ecart-type



(b) RMSE

Figure 18 : Ecart-type et RMSE sur les concentrations en NO<sub>2</sub> sur les 3 campagnes de mesure au niveau des sites automatiques temporaires et des stations permanentes du domaine d'étude.

Les paramètres d'écart-type d'erreur et d'erreur quadratique sont supérieurs en 2010 par rapport à 2007 et restent inférieurs à ceux établis en 2009, conformément aux conditions météorologiques de 2009 plus défavorables à la dispersion des polluants qu'en 2010 et 2007. En effet, les conditions de vents faibles et peu dispersives créent de la variabilité dans les niveaux qui se répercute au niveau de la variabilité des erreurs.

Les paramètres statistiques précédents évalués au niveau des sites temporaires sont en général légèrement plus importants que ceux évalués au niveau des deux stations du réseau permanent Garches et Versailles. Seules les stations temporaires Viroflay, Tennis, et Vélizy-Villacoublay, Ecole, localisées respectivement à proximité des futures unités de ventilation de la RD10 et de Pont-Colbert ont un écart-type et un RMSE légèrement inférieurs aux stations permanentes de Garches et Versailles.

Ces écarts de variabilité sont cohérents avec les situations géographiques respectives des sites temporaires et des sites permanents qui respectent les critères de fond. En effet, les sites

temporaires, plus proches des sources importantes du domaine d'étude présentent une variabilité des concentrations plus fortes qu'au niveau des sites de fond. Cette variabilité spatiale et temporelle des concentrations plus importante se traduit par une variabilité plus importante de l'erreur.

Au niveau du site implanté à proximité du péage de Rueil-Malmaison, l'écart-type d'erreur est largement supérieur aux autres sites de mesure. Cet écart est de nouveau dû à la position de ce site qui est impacté directement par les émissions du trafic routier. Cet impact engendre une variabilité plus importante des niveaux de dioxyde d'azote qui se traduit par des phénomènes de pollution plus difficile à modéliser et donc une variabilité plus importante de l'erreur.

Les corrélations entre les concentrations en NO<sub>2</sub> calculées au sein de l'ObsAirvatoire et les mesures sont fournies dans la figure 19.

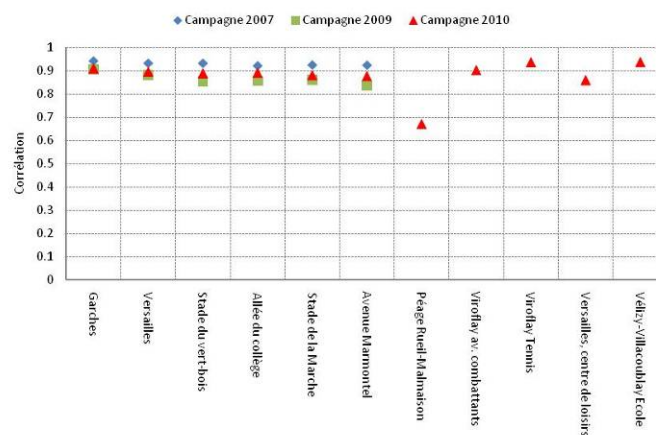


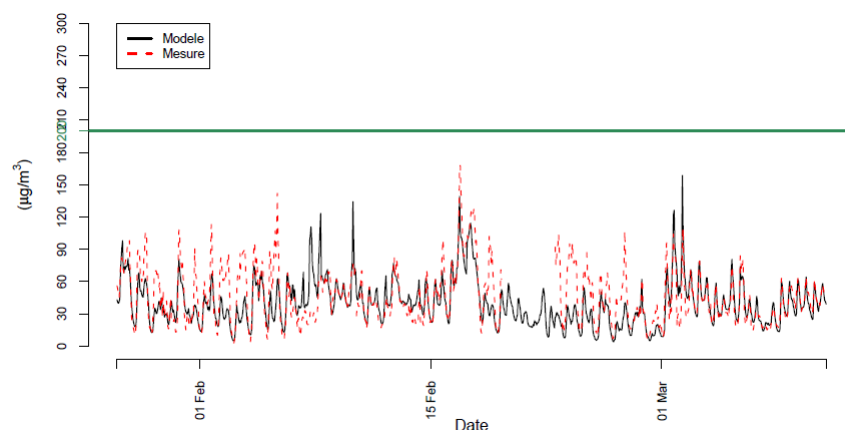
Figure 19 : Corrélations sur les concentrations en NO<sub>2</sub> sur les 3 campagnes de mesure au niveau des sites automatiques temporaires et des stations permanentes du domaine d'étude.

Les corrélations au niveau des sites de mesure temporaires sont en général légèrement inférieures à celles établies au niveau des 2 stations permanentes, conformément aux observations déjà effectuées pour les écarts-types et les erreurs quadratiques.

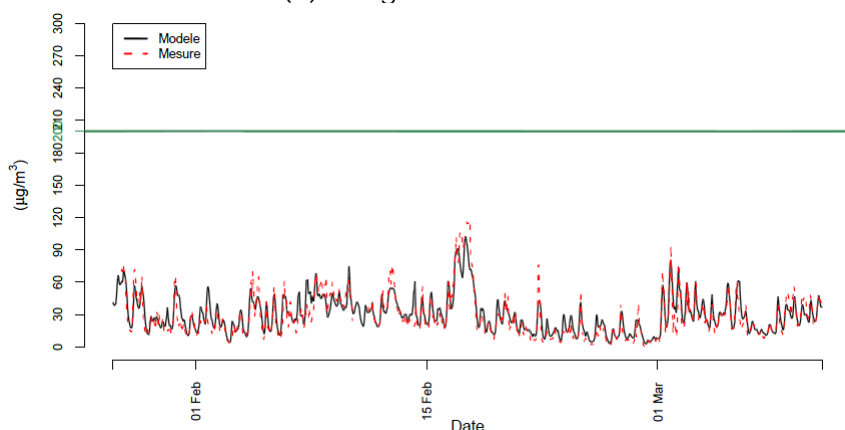
La hiérarchie établie entre les différentes campagnes de mesure est conforme à celle observée avec les paramètres statistiques présentés précédemment. Les coefficients de corrélation établis en 2010 se situent entre les deux campagnes de 2007 et 2009. De nouveau, ces écarts sont imputables aux différences de conditions météorologiques observés au cours des trois campagnes de mesure.

Le site temporaire implanté à proximité du péage de Rueil-Malmaison se distingue par un coefficient de corrélation de 0.67 bien inférieur aux autres sites de mesure. Une fois de plus, cet écart traduit les difficultés à reproduire les phénomènes de dispersion locaux et les surémissions engendrées par la présence du péage. Pour ce site de mesure, le système de cartographie reproduit moins bien les variations temporelles des niveaux de dioxyde d'azote mesurés.

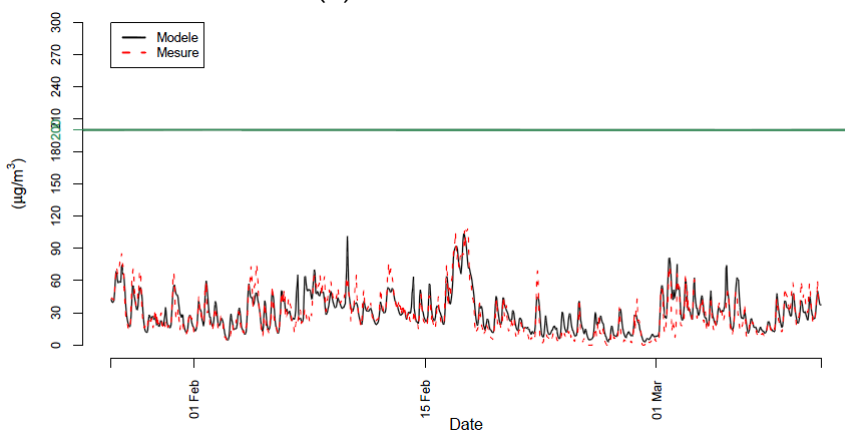
Les séries temporelles comparant mesures et résultats du système de cartographie permettent de caractériser ces différences entre les différents sites de mesure. La figure 20 présente l'évolution temporelle des niveaux de dioxyde d'azote mesurés et estimés pour la campagne de 2010 sur les sites temporaires implantés dans le secteur de l'unité de ventilation de Rueil-Malmaison.



(a) Péage Rueil-Malmaison



(b) Stade du Vert-Bois



(c) Avenue Marmontel

**Figure 20 : Evolutions temporelles des mesures et résultats issus de l'ObsAirvatoire en dioxyde d'azote au niveau des sites temporaires du péage de Rueil-Malmaison, du stade du Vert-Bois et Avenue Marmontel pour la campagne de mesure de 2010.**

Il ressort de la figure précédente que l'évolution temporelle des niveaux horaires de dioxyde d'azote est bien reproduite sur les sites du Stade du Vert-Bois et Avenue Marmontel. Des écarts entre mesure et modèle sont notés sur quelques pics isolés. Une fois de plus, il faut rappeler que les unités de ventilation n'ont pas fonctionné pendant la campagne de mesure. Ainsi, cette analyse n'est pas en mesure de valider le système de cartographie lorsque les unités de ventilation sont en marche.

Sur le site localisé au voisinage du péage de Rueil-Malmaison, les niveaux de dioxyde d'azote mesurés sont plus élevés que ceux relevés sur les sites du stade du Vert-Bois et Avenue Marmontel.

Les écarts entre le système de cartographie et les valeurs mesurées sont également plus importants. Cet écart plus important est dû à la présence du péage qui occasionne les gradients de concentration les plus élevés. Comme déjà indiqué précédemment via l'analyse des paramètres statistiques, la variabilité spatiale et temporelle des concentrations plus importante se traduit par une variabilité plus importante de l'erreur.

La figure met également en évidence une sous-estimation du système de cartographie qui n'est pas systématique. Sur certaines périodes, telle que la période allant du 1<sup>er</sup> mars jusqu'à la fin de la campagne, les concentrations horaires sont bien reproduites par le système de cartographie.

Les percentiles 90 des erreurs du système de cartographie sur les concentrations en dioxyde d'azote sont présentés ci-dessous.

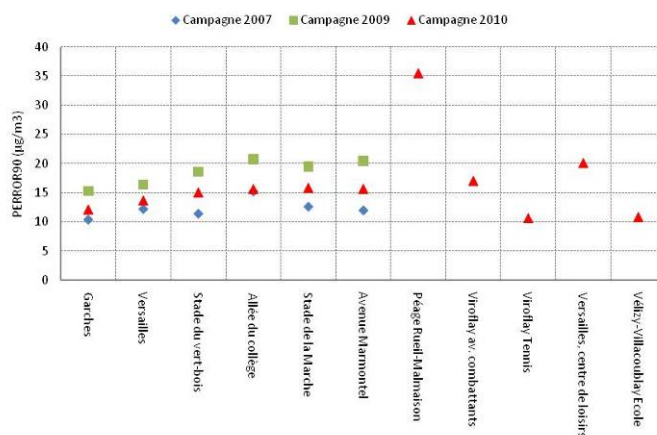


Figure 21 : Percentile 90 des erreurs modèle-mesures sur les concentrations en NO<sub>2</sub> sur les 3 campagnes de mesure au niveau des sites automatiques temporaires et des stations permanentes du domaine d'étude.

Les percentiles 90 des erreurs du système établis avec la campagne 2010 suivent la tendance des autres paramètres statistiques et confirment que les percentiles 90 sont en adéquation avec ceux calculés avec les campagnes de 2007 et 2009.

Les valeurs de percentiles sont faibles pour les sites localisés en situation de fond ou influencé et plus élevées en situation de proximité au trafic. En effet, le système de cartographie a plus de difficultés à reproduire les niveaux horaires de dioxyde d'azote au voisinage du péage de Rueil-Malmaison. Pour ce site, 90 % des erreurs (en valeur absolue au pas de temps horaire) sont inférieures à 35 µg/m<sup>3</sup>.

### Analyse spatiale des performances de l'ObsAirvatoire

Les performances du système de cartographie ont été établies en exploitant les résultats au niveau de l'ensemble des échantillonneurs passifs exposés lors de la campagne de mesure de 2010. Les cartes suivantes présentent les écarts observés pour le dioxyde d'azote (modèle – mesure). Pour rappel, l'incertitude globale concernant la mesure du dioxyde d'azote par échantillonneurs passifs est de l'ordre de 25 %.

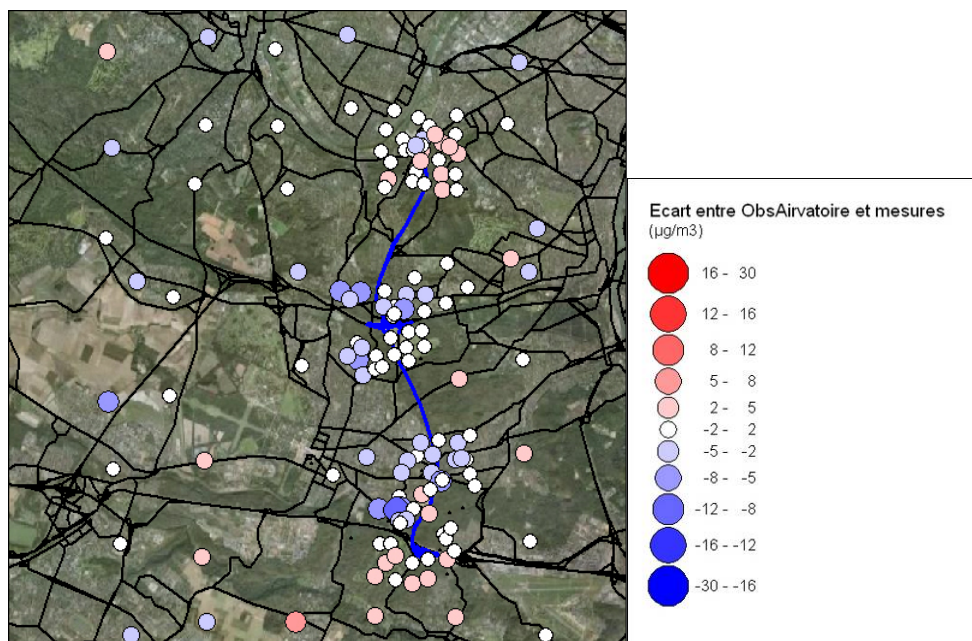


Figure 22 : Cartographie des écarts observés entre les résultats issus de l'ObsAirvatoire et les mesures de dioxyde d'azote par tube passif pour la campagne de mesure 2010.

Les contrastes spatiaux observés sur les écarts entre les résultats de l'ObsAirvatoire et les mesures par tubes passifs sont similaires entre les deux campagnes de mesure de 2007 et 2009.

47 échantillonneurs passifs ont été instrumentés environ tous les 2 km pour renseigner la pollution de fond dans le domaine de 192 km<sup>2</sup> concerné par le bouclage de l'A86 Ouest. Sur l'ensemble des sites de fond le biais est compris généralement entre -5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  et +5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ce qui est cohérent avec les résultats obtenus au cours des campagnes de mesure de 2007 et 2009. Seuls deux sites de mesure ont un biais plus important compris entre -6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  et -7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Ils correspondent au site 22 et au site 25 situés respectivement dans les communes de La Celle Saint Cloud et Fontenay le Fleury. En ce qui concerne le site 22, l'influence de l'autoroute A13 et du triangle de Rocquencourt expliquent un tel écart. La même observation a été réalisée pour la campagne de 2007. Pour le site 25, l'impact de l'autoroute A12 peut expliquer un tel écart.

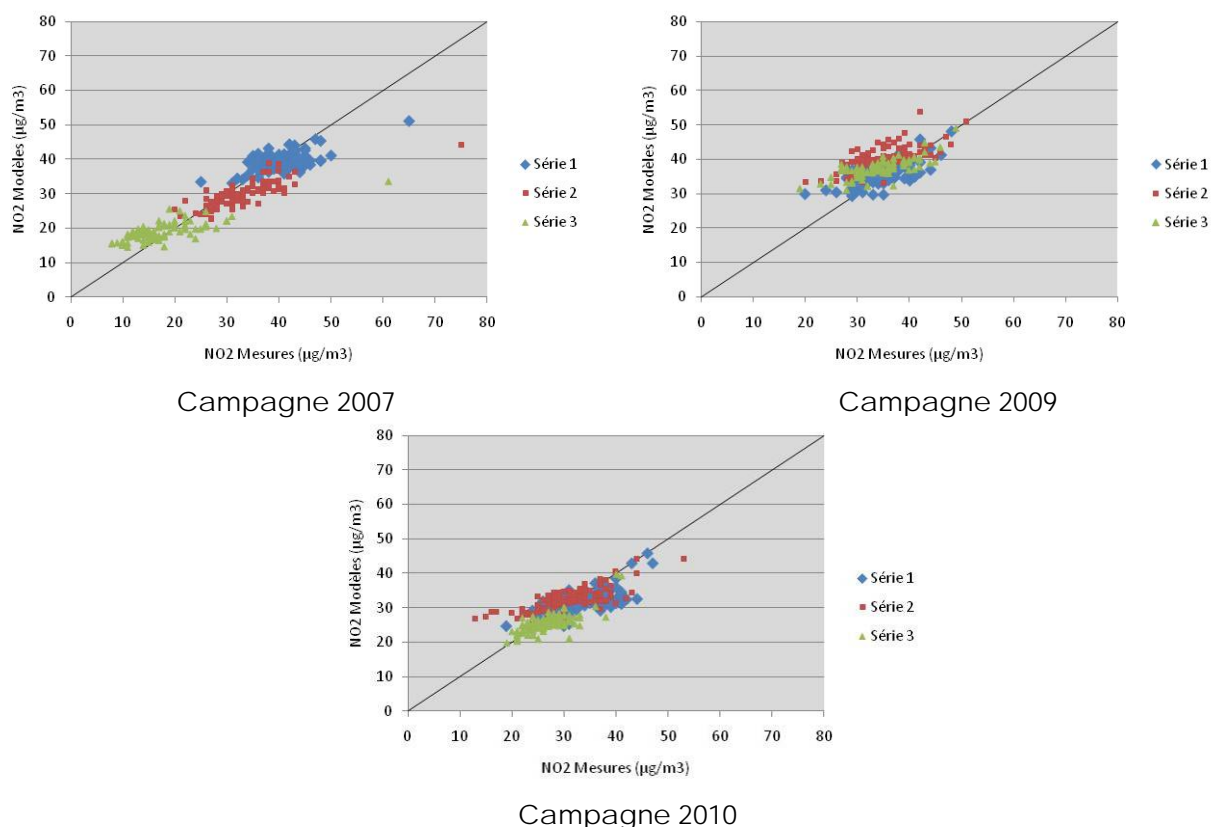
Dans la partie nord-est du domaine d'étude, les écarts sont compris entre -5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  et +5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dans la zone couvrant l'unité de ventilation de Rueil-Malmaison, il y a un contraste entre le nord et le sud de la D913 (ancienne nationale 13). Le biais est compris entre -2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  et +5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  au sud de l'axe. Au nord de ce dernier, le biais est plus faible. Cette différence, également observée au cours de la première validation du système de cartographie, est sans doute due à la prise en compte du fond qui ne permet pas de reproduire assez finement les gradients observés lors de la campagne de mesure.

Dans la partie centrale de la zone d'étude, les concentrations en dioxyde d'azote cartographiées sont proches des niveaux observés. Les écarts sont conformes à ceux observés pendant la première validation du système de cartographie. Dans le secteur de l'unité de ventilation de Vaucresson, le biais est compris entre  $-8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $+2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Dans le secteur de la future unité de ventilation de la RD10, les biais sont compris entre  $-5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $+2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dans le secteur de la future unité de ventilation de Pont Colbert, les biais sont compris entre  $-2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $+5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Cette différence vient certainement de la prise en compte du fond qui ne permet pas de reproduire complètement la variabilité des niveaux de dioxyde d'azote observée lors de la campagne de mesure sur les deux zones. En effet, les concentrations en dioxyde d'azote relevées dans le secteur de l'unité de la RD10 sont supérieures à celles observées dans le secteur de l'unité de Pont-Colbert. Ceci s'explique par la répartition spatiale des émissions dans le secteur étudié.

3 sites présentent des biais négatifs un peu plus forts : les sites 320, 350 et 351 à Versailles. Une fois de plus, cet écart vient certainement de la prise en compte du fond qui ne permet pas de reproduire complètement les gradients de concentrations observés dans ce secteur du domaine d'étude. Ces gradients qui peuvent atteindre  $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  entre le site 350 et le site 319 sur la troisième série de la campagne 2007 ne peuvent en effet pas être reproduits par le système de cartographie, compte-tenu de la résolution des concentrations de fond. Pour rappel, la résolution des concentrations de fond est de 3 kilomètres.

Afin d'analyser les tendances sur les 3 séries de données, le diagramme de dispersion entre mesures et résultats est fourni pour la campagne de 2010. Les résultats obtenus pour les campagnes de mesure de 2007 et 2009 ont également été rappelés.



**Figure 23 : Diagramme de dispersion entre les concentrations de dioxyde d'azote observées et celles issues du système de cartographie pour les campagnes de mesure de 2007, 2009 et 2010.**

En 2010, la gamme de concentrations couverte par les mesures s'étend entre  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$  environ. Le diagramme de dispersion traduit la cohérence entre les données mesurées et

les sorties du système de cartographie. Ces observations sont cohérentes avec celles réalisées en 2007 et 2009.

On notera tout de même que les niveaux de dioxyde d'azote ont tendance à être sous-estimés sur les séries 1 et 3. Pour la série 2, le système a tendance à surestimer les faibles valeurs et à sous-estimer les fortes valeurs.

Parmi l'ensemble des sites de mesure équipés d'échantillonneurs passifs pendant la campagne de mesure de 2010, 8 sites particuliers étaient en situation influencée par les émissions du trafic routier (critères d'implantation des sites de mesure de la qualité de l'air édictés par l'ADEME et le MEEDDM). Il s'agit des sites suivants :

- Dans le secteur de l'unité de ventilation de Rueil-Malmaison

Site 108, à proximité de l'ancienne terminaison de l'A86 et de l'aire de péage de Rueil-Malmaison

Site 127, à environ 20 m de la D913

- Dans le secteur de l'unité de ventilation de Vaucresson

Site 158, situé à 150 mètres de l'A13

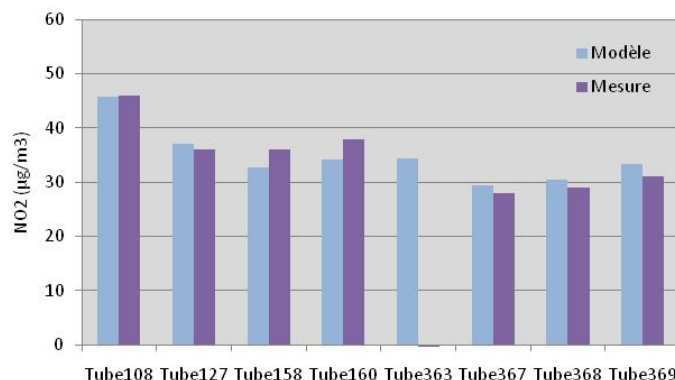
Site 160, localisé à 200 mètres de l'autoroute A13

- Dans le secteur de l'unité de ventilation de Pont-Colbert

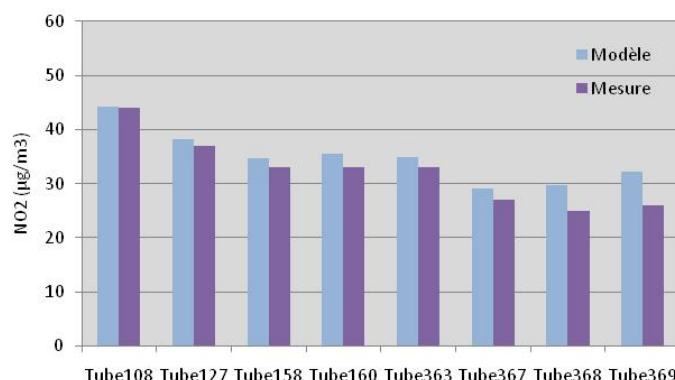
Sites 363, 367, 368 et 369 implantés au voisinage de la future sortie du Duplex A86

L'ensemble de ces sites est localisé entre 20 et 200 mètres d'une voie de circulation.

Les résultats au niveau des différents sites sont présentés dans la figure suivante pour les trois séries de mesures réalisées en 2010.

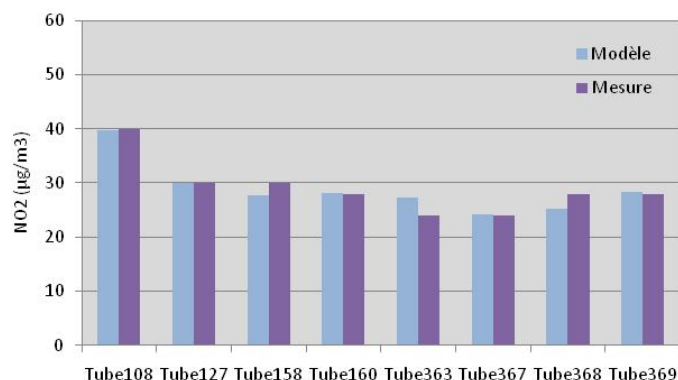


Série 1



Série 2





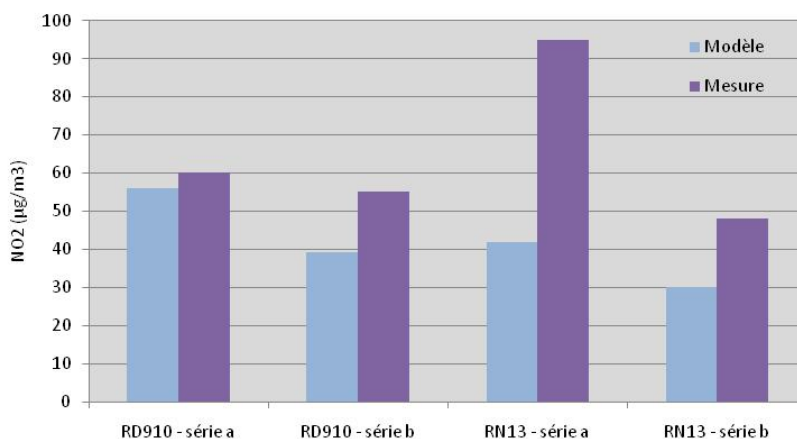
Série 3

**Figure 24 : Comparaisons entre niveaux de dioxyde d'azote observés et ceux issus du système de cartographie au niveau des sites 108, 127, 158, 160, 363, 367, 368 et 369 pour la campagne de 2010.**

La figure 24 met en évidence le bon comportement du système de cartographie à reproduire les niveaux moyens de dioxyde d'azote pour les sites influencés par les émissions du trafic routier. On peut noter tout de même, une légère surestimation des concentrations moyennes en dioxyde d'azote sur les sites 368 et 369 pour la deuxième série de mesure.

Le dioxyde d'azote est l'un des polluants qui s'avèrent les plus problématiques en région francilienne. C'est pourquoi Airparif a souhaité développer la surveillance de ce polluant en proximité du trafic routier. En complément de ses actions lourdes de développement de la surveillance par mesures automatiques, Airparif a développé en 2007 un réseau complémentaire discontinu de mesure de la pollution de proximité au trafic routier par échantillonneurs passifs. Ainsi, deux sites de mesure ont été implantés durant deux semaines dans le domaine de l'observatoire de l'A86 Ouest pendant la période de la campagne de mesure de 2010 : du 8 février au 15 février (série a) et du 22 février au 1<sup>er</sup> mars (série b). Les deux sites répondant aux critères d'implantation des sites de mesure de la qualité de l'air édictés par l'ADEME et le MEEDDM sont localisés à proximité de la RD910 dans la commune de Sèvres et à proximité de la RN184 dans la commune de Saint-Germain-en-Laye. Le deuxième site est également situé à moins de 30 mètres de la RN13. Ces deux sites de mesure sont localisés à moins de 5 mètres de la voie de circulation conformément aux critères d'implantation des sites de mesure.

Les résultats du système de cartographie ont été comparés aux valeurs mesurées sur les deux sites. La figure 25 présente les résultats.



**Figure 25 : Comparaisons entre niveaux de dioxyde d'azote observés et ceux issus du système de cartographie au niveau de deux stations trafics temporaires pour la campagne de 2010.**

Cette figure montre une sous-estimation systématique du système de cartographie. Pour le site localisé à proximité de la RD910, les écarts relatifs entre modèle et mesure valent -7 % et -28 %. En ce qui concerne le site implanté au voisinage de la RN13, l'écart observé sur la série a et la série b est respectivement de -56 % et -37 %.

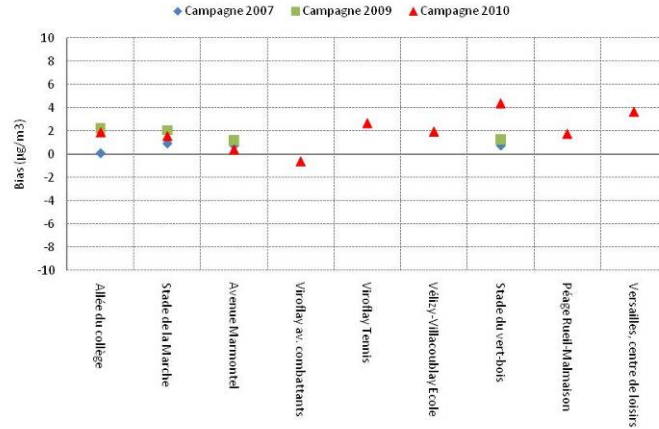
L'écart important observé sur le site de la RN13 peut s'expliquer par la configuration du site de mesure. En effet, ce dernier est localisé à proximité d'un carrefour et à quelques mètres d'un feu tricolore. Ainsi, les véhicules empruntant les voies de circulation n'ont pas le même régime moteur selon s'ils accélèrent ou décélèrent engendrant des taux d'émissions différents. Ce phénomène n'est clairement pas pris en compte dans les calculs d'émissions. De même, la présence du carrefour engendre des écoulements de masse d'air locaux qui n'est pas pris en compte à l'échelle de notre cartographie et qui influencent les teneurs de polluants. Le système de cartographie ne permet pas de prendre en compte l'ensemble des phénomènes liés à l'environnement micro local du site de mesures.

La validation du système de cartographie en situation de proximité au trafic soit à une distance inférieure à 10 mètres d'une voie de circulation devra être consolidée à l'aide de mesures supplémentaires. La prochaine campagne de mesure programmée entre 2012 et 2013 ayant comme objectif de réaliser un bilan de la qualité de l'air après la mise en service de la première et de la deuxième section du Duplex A86 permettra également de poursuivre la validation du système de cartographie en situation de proximité au trafic.

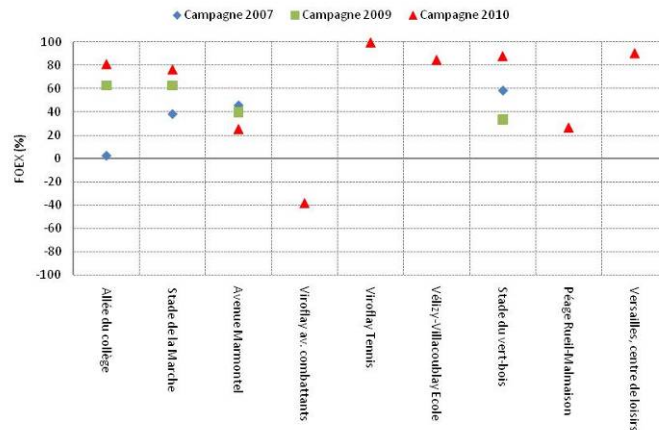
### III.3.2 Particules PM10

Les particules PM10 ont été mesurées pendant la campagne au niveau des sites automatiques, les mesures par échantillonneurs passifs n'étant actuellement pas réalisables. Les mesures exploitées pour les comparaisons intègrent la part semi-volatile évaluée sur le réseau permanent et correspondent aux moyennes journalières de particules PM10.

Les paramètres statistiques de biais sont présentés ci-dessous.



(a) Biais



(b) FOEX

Figure 26 : Biais et FOEX sur les concentrations en particules PM10 sur les 3 campagnes de mesure au niveau des sites automatiques temporaires.

Les biais obtenus en 2010 sont équivalents à ceux observés en 2007 et 2009. Les valeurs sont comprises entre  $-0.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $4.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Pour la campagne de 2010, les résultats obtenus sur les sites localisés à proximité de l'unité de ventilation de Rueil-Malmaison sont légèrement différents. Le biais est respectivement de  $0.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $4.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  sur les sites de l'Avenue Marmontel et Stade du vert-bois. En ce qui concerne le site Stade du vert-bois, cet écart est supérieur à ceux relevés en 2007 et 2009. Le système de cartographie ne reproduit pas l'écart des concentrations mesuré entre les deux sites qui est de  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Il est important de noter que les méthodes de mesure des particules PM10 étaient différentes sur les deux sites lors de la campagne de 2010 : en effet, au stade du vert-bois, les relevés ont été effectués par FDMS, alors qu'à l'avenue Marmontel, les mesures ont été réalisées par microbalance avant d'être corrigées, comme cela est fait sur le réseau permanent afin de prendre en compte la part semi-volatile. Cette différence de méthode de mesure peut expliquer les différences de niveaux. Conformément à l'annexe 6 de la Directive 2008/50/CE, la méthode de

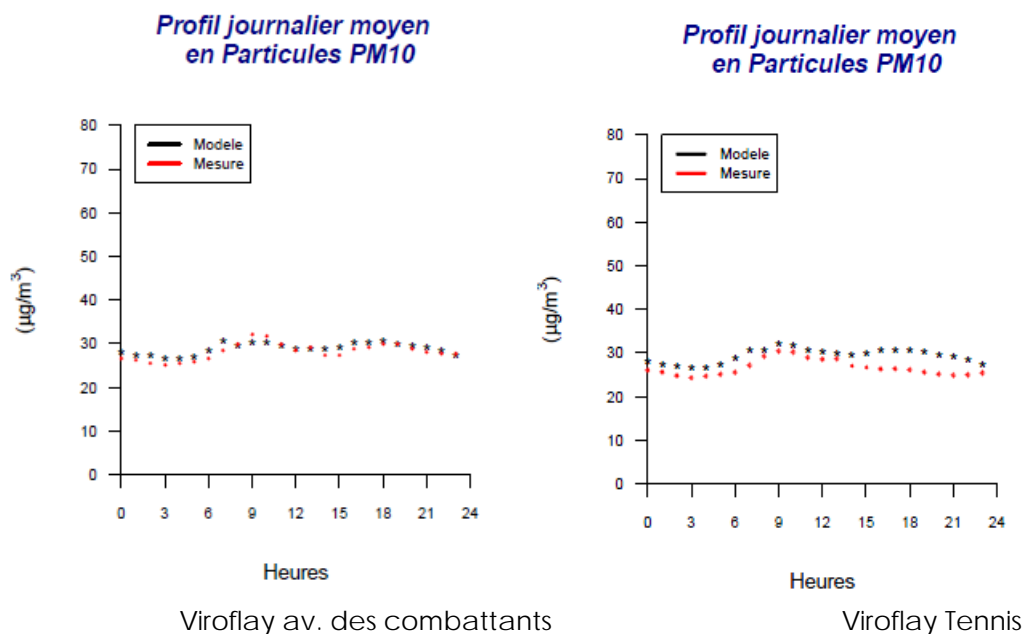
mesure de référence utilisée à partir de juin 2013 sera celle de la norme EN 12341 (1999) sur l'ensemble des stations de mesure Airparif. A terme, les mesures réalisées dans le cadre de campagnes suivront également cette norme.

Pour les sites Allée du collège et Stade de la Marche implantés dans le secteur de l'unité de ventilation de Vaucresson, le biais obtenu en 2010 est homogène entre les deux sites et cohérent avec ceux observés durant les deux premières campagnes de mesure.

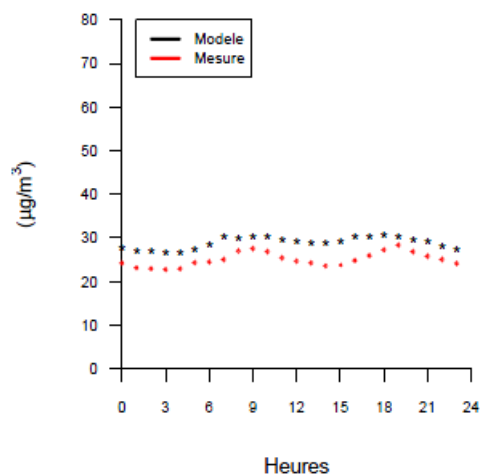
Pour la campagne de mesure de 2010, les niveaux de PM10 relevés Avenue des combattants sont supérieurs à ceux mesurés près des terrains de Tennis. L'écart est de  $1.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Le système de cartographie ne reproduit pas cet écart observé au voisinage de la future unité de ventilation de la RD10. L'écart estimé par le système de cartographie est de  $-0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Dans le voisinage de la future unité de ventilation de Pont Colbert, le système de cartographie surestime légèrement les concentrations en particules PM10. Le biais est de  $1.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $3.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  sur le site de Vélizy-Villacoublay Ecole et Versailles centres de loisirs.

Dans la figure suivante, sont présentées les évolutions moyennes horaires sur la campagne 2010 pour les sites localisés à proximité des futures unités de ventilation de la RD10 et de Pont Colbert. Bien que les critères statistiques soient formulés sur les moyennes journalières, ces graphes permettent de traduire la capacité du système à reproduire les évolutions horaires des niveaux de particules PM10.

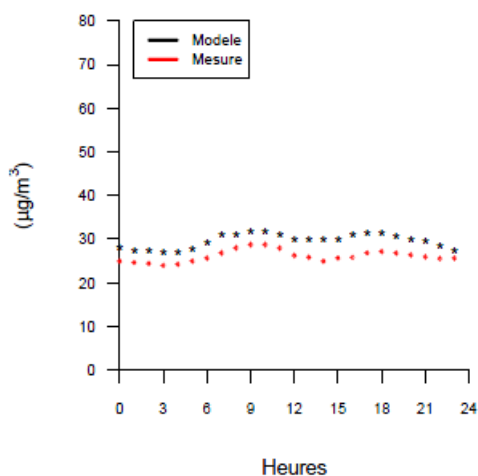


**Profil journalier moyen  
en Particules PM10**



Versailles Centre de loisirs

**Profil journalier moyen  
en Particules PM10**



Vélizy-Villacoublay Ecole

**Figure 27 : Evolution des moyennes horaires des niveaux de particules PM10 mesurés et issus du système de cartographie sur les sites de Viroflay Avenue des combattants, Viroflay Tennis, Versailles Centre de loisirs et Vélizy-Villacoublay Ecole.**

Les profils issus à la fois des mesures et de l'ObsAirvatoire sont très proches pour les différents sites traduisant le caractère homogène de ce polluant.

Sur l'ensemble des sites de mesure, le système de cartographie permet de représenter de manière satisfaisante les niveaux observés. Une légère surestimation des niveaux par le système est néanmoins constatée.

Le biais estimé sur le site implanté à proximité du péage de Rueil-Malmaison est de  $1.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Les concentrations en PM10 relevées sur ce site en situation fortement influencée par le trafic routier sont bien prises en compte par le système de cartographie.

Les FOEX obtenus sur l'ensemble des sites de mesure sont cohérents avec les biais. Les valeurs confirment la surestimation des niveaux de particules PM10 calculés par le système de cartographie. Pour la plupart des sites de mesure, les grandes valeurs de ce paramètre obtenues en 2010 traduisent une surestimation quasi systématique des moyennes journalières estimées par le système de cartographie.

Les paramètres d'écart-type d'erreur et d'erreur quadratique sont présentés ci-dessous.

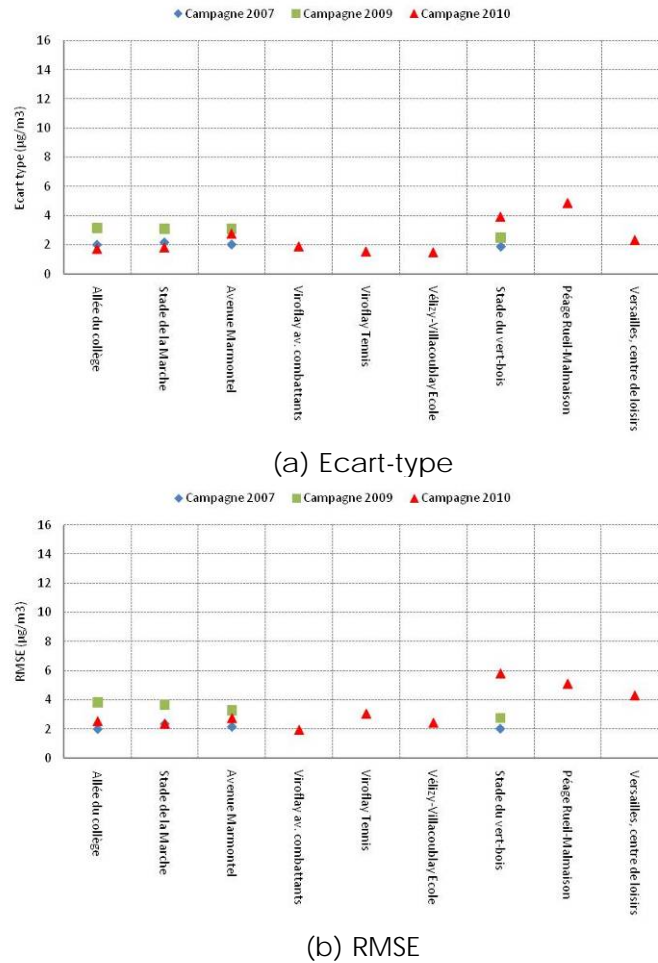


Figure 28 : Ecart-type et RMSE sur les concentrations en particules PM10 sur les 3 campagnes de mesure au niveau des sites automatiques temporaires.

Les écarts types et RMSE établis pour la campagne de mesure de 2010 sont cohérents avec ceux obtenus pour les campagnes de 2007 et 2009. Ces résultats montrent une variabilité des erreurs pour la campagne de mesure de 2010 équivalente à celle observée au cours des deux premières campagnes.

L'écart type le plus élevé se trouve sur le site implanté à proximité du péage de Rueil-Malmaison. Ce site est directement impacté par les émissions du trafic routier contrairement aux autres sites temporaires ce qui engendre une variabilité plus importante des niveaux de particules PM10 qui est plus difficile à prévoir par le système de cartographie.

La figure 29 présente les corrélations sur les niveaux de particules PM10.

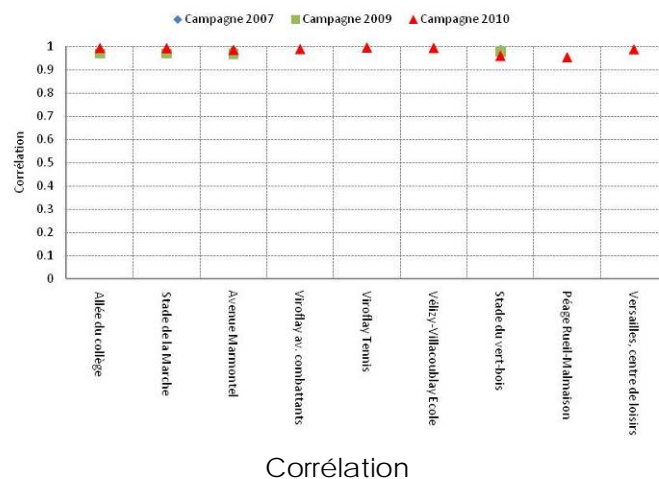
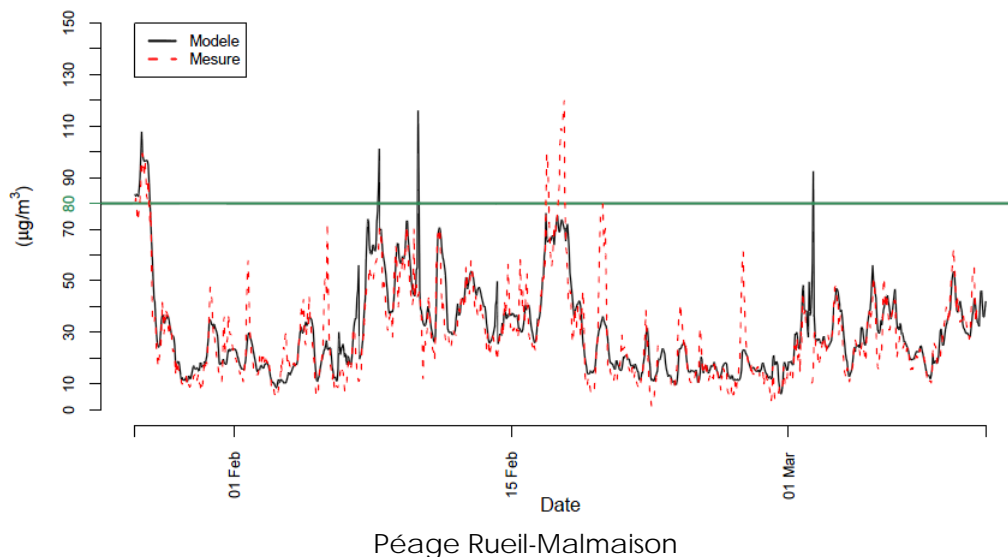


Figure 29 : Corrélations sur les concentrations en particules PM10 sur les 3 campagnes de mesure au niveau des sites automatiques temporaires.

Les corrélations entre les concentrations mesurées durant la campagne de 2010 et les valeurs estimées via le système de cartographie sont supérieures à 0.95. Ces valeurs sont homogènes à celles observées pour les campagnes de mesure de 2007 et 2009.

La corrélation calculée sur le site implanté au péage de Rueil-Malmaison est la plus faible (0.95). Malgré tout, ce résultat est satisfaisant et traduit la capacité du système à reproduire l'évolution temporelle des concentrations moyennes journalières en particules PM10.

A titre d'exemple, la figure suivante permet d'illustrer la capacité du système à représenter les concentrations horaires de PM10 et donc la dynamique des concentrations.



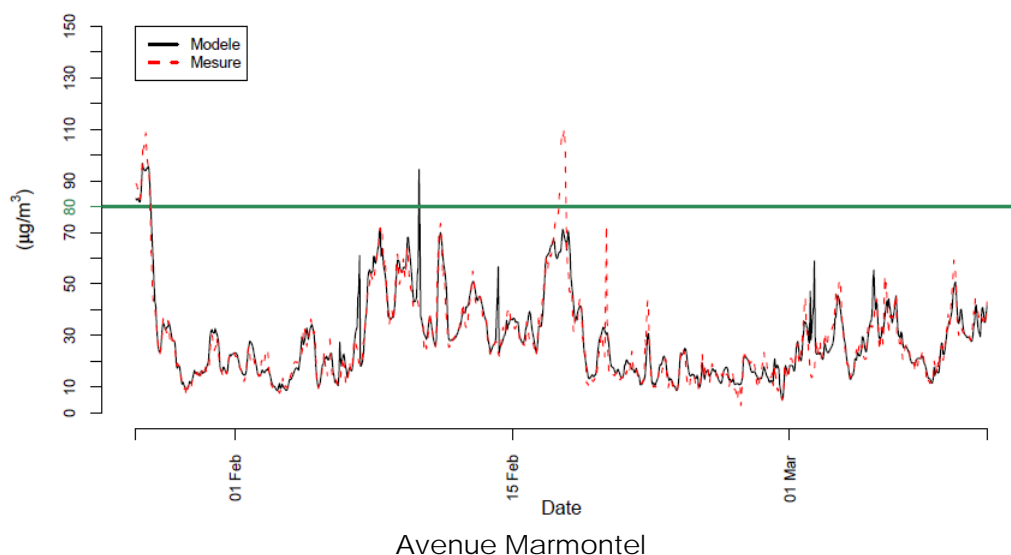


Figure 30 : Séries temporelles des mesures et résultats issus de l'ObsAirvatoire pour les particules PM10 au niveau des sites Péage Rueil-Malmaison et Avenue Marmontel.

Cette figure met en évidence un comportement différent entre les deux stations. La variabilité des niveaux de particules PM10 est plus grande sur le site localisé au voisinage du péage de Rueil-Malmaison qui est influencé par les émissions du trafic routier. Ceci se traduit par une difficulté plus grande du système à reproduire les niveaux de particules PM10 ce qui a été mis en évidence par les paramètres statistiques présentés précédemment.

Les percentiles 90 des erreurs du système de cartographie sur les concentrations en PM10 sont présentés ci-dessous.

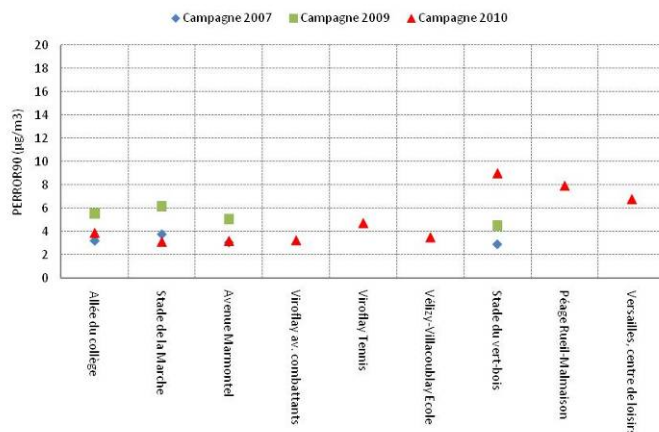


Figure 31 : Percentile 90 des erreurs modèle-mesures sur les concentrations en particules PM10 sur les 3 campagnes de mesure au niveau des sites temporaires.

Les percentiles 90 des erreurs obtenus en 2010 sont en adéquation avec les valeurs calculées en 2007 et 2009.

Une fois de plus, ce paramètre met en évidence le comportement singulier observé sur le site Stade du vert-bois localisé au voisinage de l'unité de ventilation de Rueil-Malmaison. En comparaison au résultat obtenu sur le site Avenue Marmontel, le percentile 90 y est plus élevé en 2010. La différence de méthode de mesure des particules PM10 utilisée sur ces deux sites peut expliquer les différences de niveaux observés. Cet écart minime ne peut pas être reproduit par le système de cartographie.



### III.3.3 Particules fines PM2.5

De la même manière que les particules PM10, les particules fines PM2.5 sont corrigées de la part semi-volatile évaluée sur le réseau permanent. De même, le calcul des paramètres statistiques a été réalisé à partir des moyennes journalières.

Les paramètres de biais sont présentés dans la figure ci-dessous.

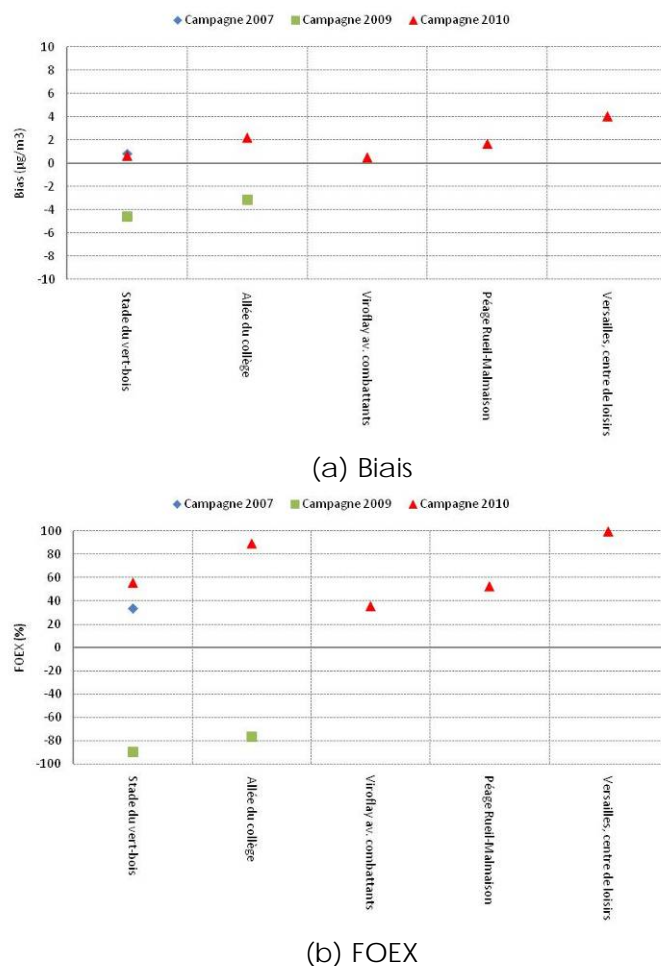


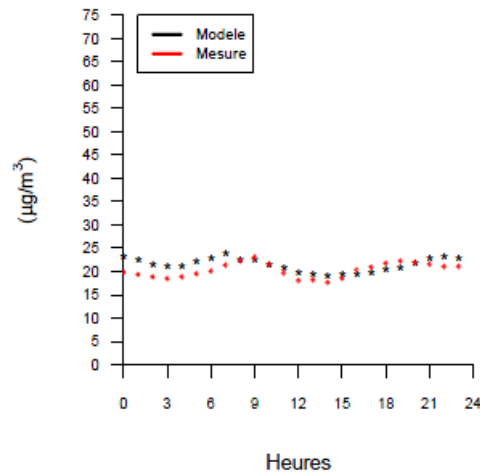
Figure 32 : Biais et FOEX sur les concentrations en particules fines PM2.5 sur les 3 campagnes de mesure.

Les biais estimés pour la campagne de mesure de 2010 montrent une légère surestimation des concentrations en particules fines PM2.5 du système de cartographie et quelle que soit le site. Les écarts sont inférieurs à ceux observés en 2009. Ils sont compris entre 0.5 µg/m<sup>3</sup> et 4 µg/m<sup>3</sup>

Les sources de particules sont très variées (rejets directs, transformation chimique, transport de particules à grande échelle et remise en suspension). La part due au transport à grande échelle dans les niveaux de particules peut être très importante et atteindre plus de 40 %. Ainsi, les teneurs de fond sont assez homogènes, avec des écarts peu importants entre concentrations en zones urbaines et rurales. Les niveaux de particules fines PM2.5 observés sur le réseau permanent et les stations temporaires sont effectivement homogènes au cours de la campagne de 2010. Ainsi, le système de cartographie reproduit convenablement les niveaux de PM2.5. Seul le site de mesure de Versailles, centre de loisirs, dont l'écart moyen des niveaux mesurés est de 4 µg/m<sup>3</sup> avec les autres sites temporaires n'est pas très bien reproduit par le système de cartographie. Le FOEX est de 100 % pour ce site ce qui traduit une surestimation systématique des moyennes journalières du système de cartographie.

Le biais observé sur le site de Rueil-Malmaison influencé par le péage est de  $1.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ce qui est satisfaisant.

La figure ci-dessous présente l'évolution moyenne horaire journalière sur la campagne 2010 observée et estimée au niveau du site Viroflay, Avenue des combattants.

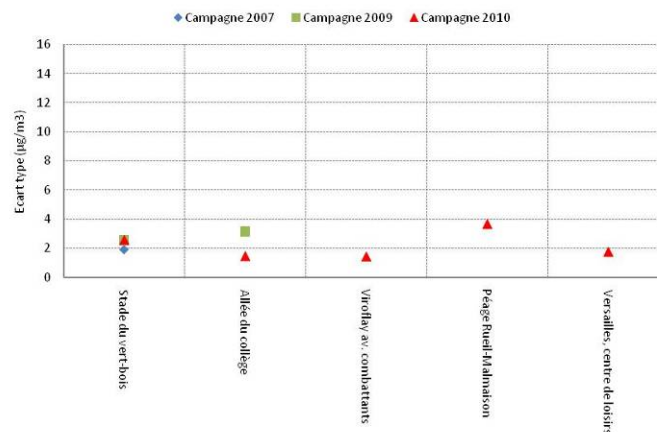


Viroflay, Avenue des combattants

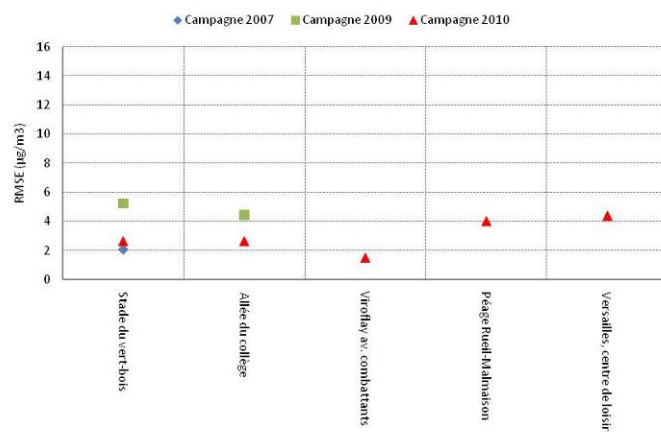
Figure 33 : Evolutions moyennes horaires des niveaux de particules fines PM2.5 au niveau du site Viroflay, Avenue des combattants.

Les écarts les plus importants sont observés au cours de la nuit. Ce profil est similaire sur l'ensemble des sites mis à part le site de mesure de Versailles, centre de loisir, où la surestimation du système de cartographie est systématique tout au long de la journée.

Les paramètres d'écart-type d'erreur et d'erreur quadratique sont présentés ci-dessous.



(a) Ecart-type



(b) RMSE

Figure 34 : Ecart-type de l'erreur et RMSE sur les concentrations en particules fines PM2.5 mesurées pendant les 3 campagnes de mesure.

Les écarts-types d'erreur sur les sites temporaires de fond varient entre 1.4 µg/m³ et 2.6 µg/m³ en 2010. Il est de 3.7 µg/m³ sur le site influencé par le péage de Rueil-Malmaison. De la même manière que l'analyse effectuée sur les polluants précédents, la variabilité des niveaux de particules fines PM2.5 est plus importante sur les sites influencés. Il est donc plus difficile de prévoir les phénomènes ponctuels qui engendrent une variabilité plus importante des erreurs.

Pour la campagne de 2010 les valeurs d'erreur quadratique varient entre 1.5 µg/m³ et 4.4 µg/m³. L'écart entre l'erreur quadratique et l'écart type observé sur le site Versailles centre de loisirs qui est en proportion plus grande que ceux observés sur les autres sites de mesure est due au biais important obtenu sur ce site de mesure.

La figure suivante présente les corrélations entre mesures et sorties de l'ObsAirvatoire.

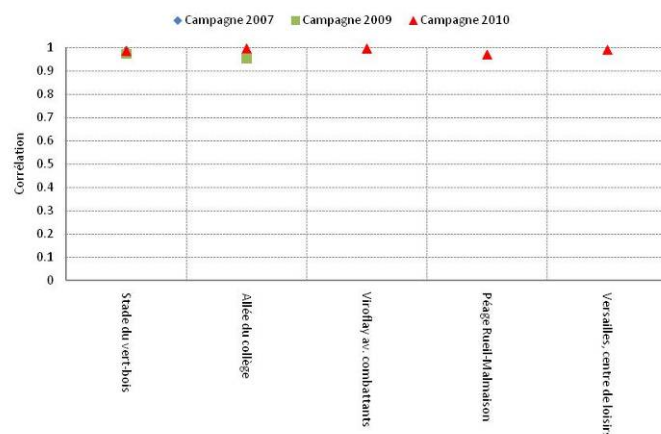


Figure 35 : Corrélations entre les concentrations de PM2.5 issues du système de cartographie et les mesures effectuées au niveau des sites automatiques temporaires.

Les corrélations observées au cours des trois campagnes de mesure sont supérieures à 0.95 sur l'ensemble des sites. Ce coefficient traduit la capacité du modèle à reproduire l'évolution temporelle des moyennes journalières de particules fines PM2.5.

La figure 36 illustre les percentiles 90 d'erreur.

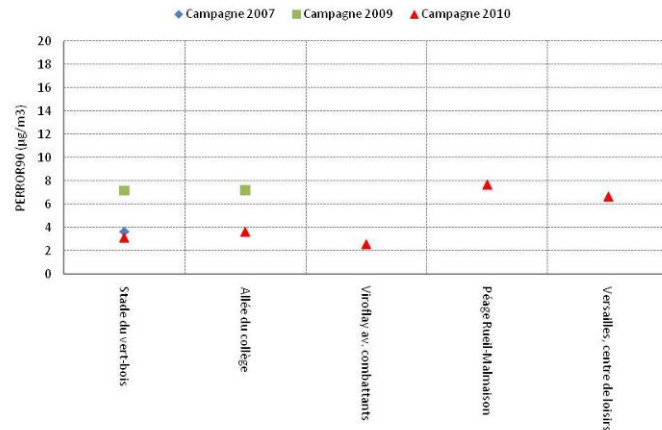


Figure 36 : Percentile 90 des erreurs modèle-mesures sur les concentrations en particules fines PM2.5 sur les 3 campagnes de mesure au niveau des sites temporaires.

Les valeurs de percentiles 90 des erreurs sont conformes aux autres paramètres statistiques. Elles mettent en évidence l'erreur un peu plus importante du système de cartographie sur les sites localisés au péage de Rueil-Malmaison et de Versailles centre de loisirs.

### III.3.4 Benzène

Les performances du système de cartographie ont été établies en exploitant les résultats au niveau de l'ensemble des échantillonneurs passifs exposés lors des deux campagnes de mesure.

La carte suivante présente les écarts observés (modèle - mesure) pour le benzène pour la campagne de mesure de 2010.

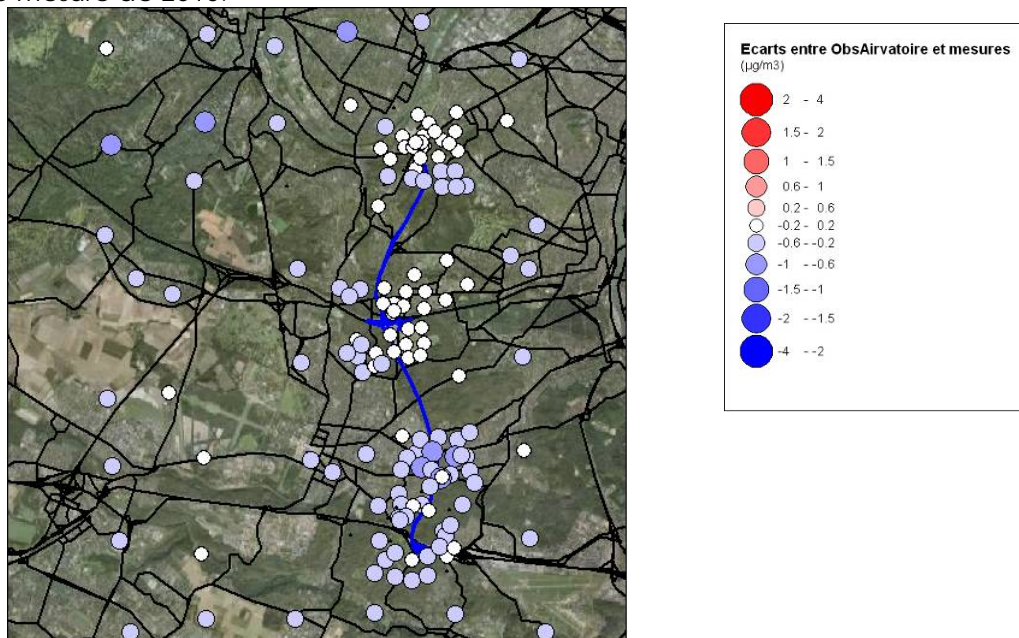


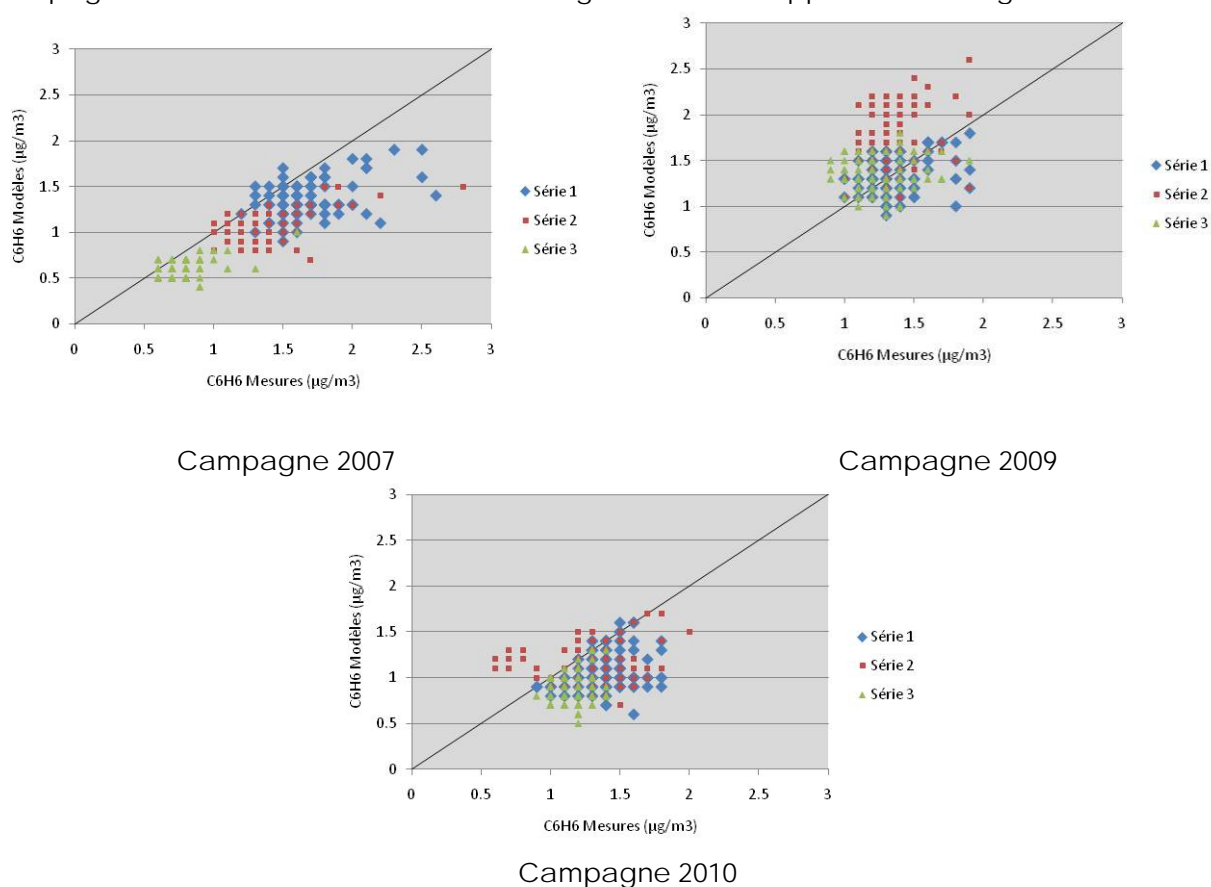
Figure 37 : Cartographie des écarts observés entre les résultats issus de l'ObsAirvatoire et les mesures de benzène par tube passif pour la campagne de mesure 2010.

La cartographie des écarts modèle-mesure ressemble à celle établie lors de la campagne de 2007. Le système de cartographie a tendance à sous-estimer quasi systématiquement les niveaux de benzène. Les écarts sont compris entre  $-1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $+0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Les écarts sont homogènes dans les secteurs de l'unité de ventilation de Rueil-Malmaison et Vaucresson. La plupart des écarts observés sur les différents sites des deux zones sont compris entre  $-0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $+0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Les résultats obtenus dans ces deux zones sont très similaires à ceux observés en 2007.

Dans les secteurs des futures unités de ventilation de la RD10 et de Pont Colbert, les écarts modèle-mesure sont compris en moyenne entre  $-0.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $-0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . La sous-estimation du système de cartographie est un peu plus importante dans ces deux zones en comparaison aux secteurs des unités de ventilation de Rueil-Malmaison et Vaucresson.

Afin d'analyser les tendances sur les 3 séries de données, le diagramme de dispersion entre mesures et résultats est fourni pour la campagne de 2010. Les résultats obtenus pour les campagnes de mesure de 2007 et 2009 ont également été rappelés dans la figure ci-dessous :



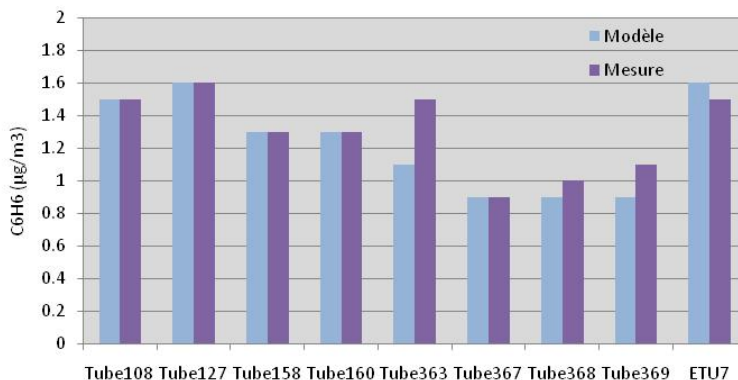
**Figure 38 : Diagramme de dispersion entre les concentrations de benzène observées et celles issues du système de cartographie pour les campagnes de mesure de 2007, 2009 et 2010.**

De la même manière que le dioxyde d'azote, les concentrations en benzène mesurées au cours de la campagne de 2007 sont réparties sur une gamme de données plus étendue que les campagnes de 2009 et 2010. En 2007, la gamme des concentrations mesurées s'étend de  $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  à  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  alors qu'en 2010, les niveaux de benzène sont compris entre  $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

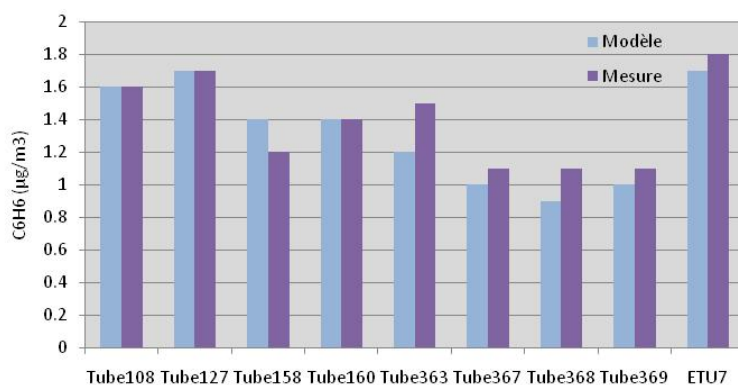
Pour la campagne de 2010, le diagramme de dispersion met en évidence une sous-estimation des niveaux de benzène du système de cartographie tout comme en 2007. Le comportement du système de cartographie est très similaire au cours des séries 1 et 3 avec une sous-estimation quasi systématique du système. Seule la série 2 voit une surestimation du système pour certains sites de mesure. En effet, le système a tendance à surestimer les faibles valeurs et à sous-estimer les fortes

valeurs pour cette série. Cette analyse est complètement cohérente avec celle effectuée pour le dioxyde d'azote où le même constat a été réalisé.

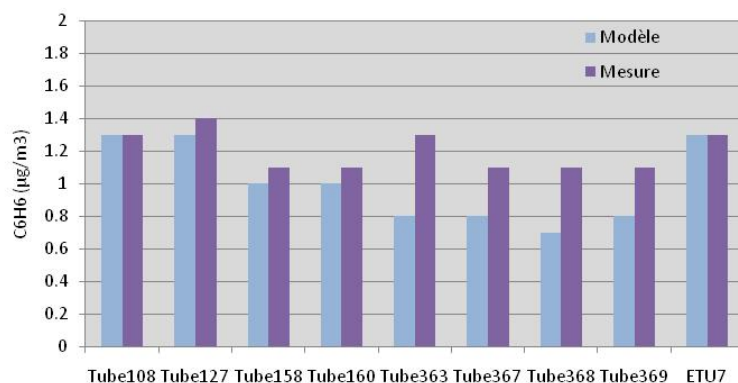
De la même manière que le dioxyde d'azote (cf. paragraphe III.3.1), 8 sites particuliers ont été implantés en situation influencée par les émissions du trafic routier au cours de la campagne de 2010 (sites 108, 127, 158, 160, 363, 367, 368 et 369). Le site localisé à proximité de la barrière de péage de Rueil-Malmaison a également été instrumenté par un échantillonneur passif (site ETU7). L'ensemble des sites est situé entre 20 et 200 mètres d'une voie de circulation. Les résultats sont présentés ci-dessous.



Série 1



Série 2



Série 3

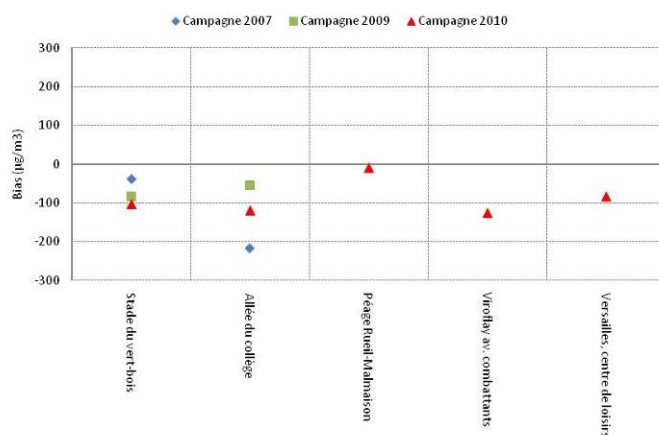
**Figure 39 : Comparaisons entre niveaux de benzène observés et ceux issus du système de cartographie au niveau des sites 108, 127, 158, 160, 363, 367, 368, 369 et au voisinage du péage de Rueil-Malmaison (site ETU7) pour la campagne de 2010.**

Cette figure met en évidence le bon comportement du système en situation influencée avec des écarts modèle mesure qui sont satisfaisants. On peut noter une sous-estimation un peu plus forte au cours de la troisième série mais les niveaux modélisés restent dans la gamme d'incertitude de la mesure.

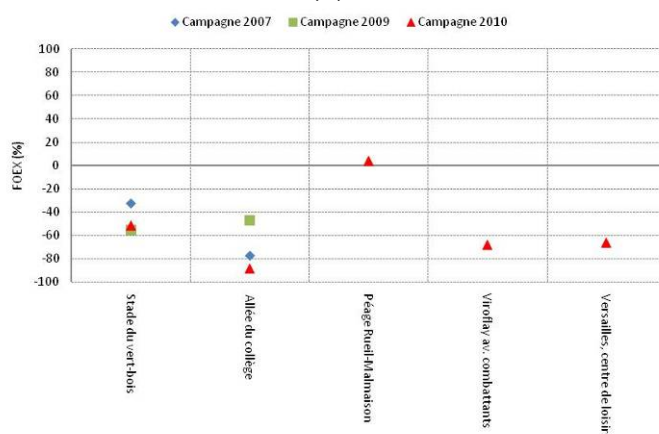
Les résultats présentés dans ce paragraphe confirment la capacité du système de cartographie à reproduire les niveaux moyens de benzène en situation de fond et en situation influencée. Néanmoins, comme déjà indiqué dans le premier rapport de validation du système de modélisation<sup>17</sup>, le benzène est le polluant qui présente le plus d'incertitudes dans son traitement au sein du système de cartographie. En effet, les concentrations issues du système de modélisation régionale (qui prend en compte le niveau fond) ne sont pas corrigées car aucune mesure horaire n'est disponible. Les émissions de benzène présentent également des incertitudes importantes puisque définies sur la base de profils de spéciation des COVNM et non de facteurs d'émission spécifiques. Ainsi, l'incertitude associée aux niveaux de benzène estimés via le système de cartographie est certainement plus élevée que les autres polluants.

### III.3.5 Monoxyde de carbone

Les résultats concernant les paramètres statistiques de biais sont illustrés ci-dessous.



(a) Biais



(b) FOEX

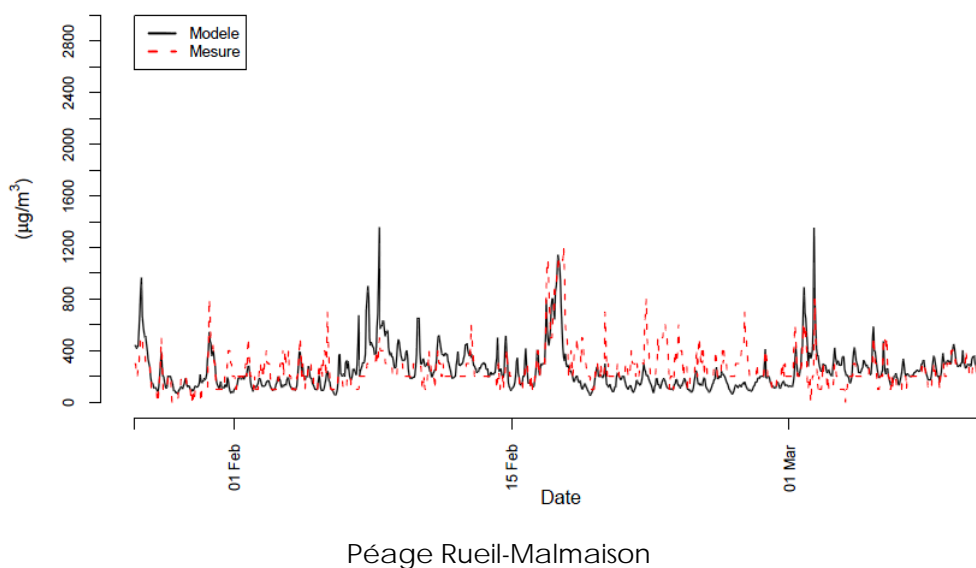
17 « Mise en œuvre d'un observatoire de la qualité de l'air, bouclage de l'A86 à l'Ouest – système de cartographie de la qualité de l'air » - Airparif – Avril 2010.

**Figure 40 : Biais et FOEX sur les concentrations en monoxyde de carbone sur les 3 campagnes de mesure.**

Comme l'ensemble des polluants étudiés précédemment, les paramètres de biais calculés pour la campagne de mesure de 2010 sont homogènes à ceux observés en 2007 et 2009. Le système de cartographie a tendance à sous-estimer les niveaux de monoxyde de carbone avec un biais situé autour de  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les stations localisées loin des sources directes de pollution (Stade du vert-bois, Allée du Collège, Viroflay, av. des combattants, et Versailles, centre de loisirs). Cette valeur correspond à la résolution des analyseurs. Comme déjà indiqué dans le premier rapport de validation du système de cartographie<sup>16</sup>, le biais plus important obtenu en 2007 sur le site Allée du collège est dû à un décalage du niveau de base de l'appareil de l'ordre de  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  qui est non significatif compte-tenu des niveaux observés.

Les valeurs de FOEX obtenues en 2010 montrent que le système présente une tendance assez systématique à la sous-estimation sur les quatre sites non influencés directement par les axes routiers. Ces résultats mettent en évidence une sous-estimation du système de cartographie des niveaux de monoxyde de carbone en situation de fond. Il faut resituer ces résultats par rapport aux valeurs mesurées qui sont faibles et parfois proches des limites de quantification de l'appareil engendrant une incertitude plus élevée des niveaux de monoxyde de carbone en situation de fond que ceux mesurés en situation de proximité au trafic routier.

Le biais obtenu sur le site localisé à proximité du péage de Rueil-Malmaison est proche de  $0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  tout comme le FOEX qui n'indique pas de sous-estimation ou de surestimation systématique du système de cartographie. La figure suivante présente l'évolution temporelle des niveaux de monoxyde de carbone mesurés en 2010 et estimés via le système de cartographie à proximité du péage de Rueil-Malmaison.

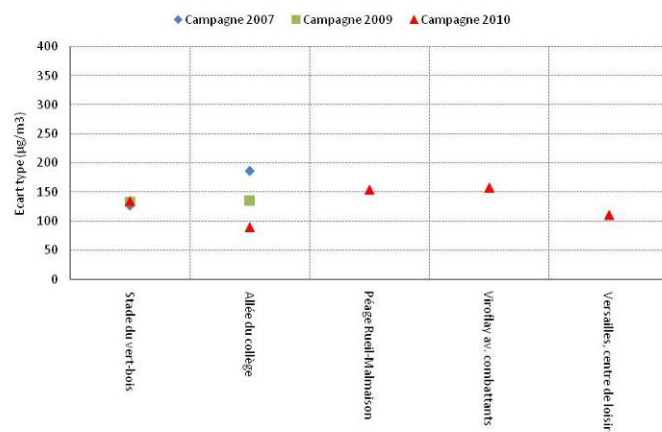


**Figure 41 : Séries temporelles des mesures en CO réalisées en 2010 et résultats issus de l'ObsAirvatoire au niveau de la station localisée à proximité du péage de Rueil-Malmaison.**

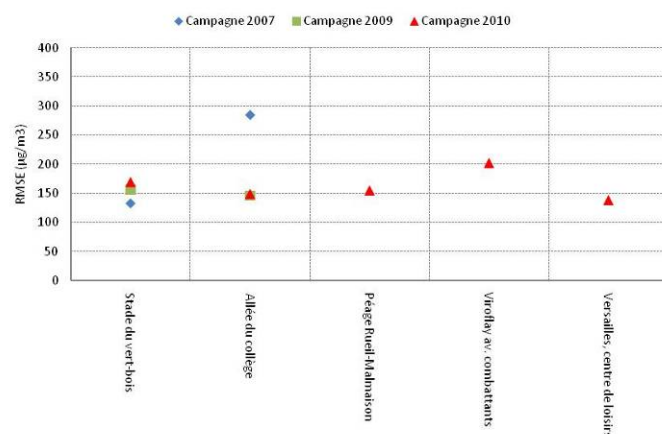
Cette figure met en évidence que le modèle ne surestime ou ne sous-estime pas systématiquement les niveaux mesurés au niveau du péage. Au cours des 10 premiers jours, le modèle a tendance à sous-estimer les valeurs mesurées, ensuite, il surestime pendant une semaine puis sous-estime les valeurs mesurées pendant 15 jours et enfin il surestime de nouveau les niveaux mesurés.

Les paramètres statistiques d'écart-type d'erreur et d'erreur quadratique sont présentés ci-après.





(a) Ecart-type



(b) RMSE

Figure 42 : Ecart-type de l'erreur et RMSE sur les concentrations en monoxyde de carbone mesurées pendant les 3 campagnes de mesure.

Les écarts-types et RMSE relevés sur les différents sites de mesure sont homogènes entre les trois campagnes de mesure. En ce qui concerne la campagne de 2010, les valeurs sont équivalentes sur les différents sites de mesure avec un biais oscillant entre  $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et une valeur de RMSE comprise entre  $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Il faut noter que la variabilité de l'erreur trouvée sur les quatre sites de fond instrumentés et la variabilité de l'erreur observée sur le site du péage de Rueil-Malmaison, qui est influencé par les émissions du trafic routier, sont dans le même ordre de grandeur.

Ces résultats sont conformes avec les coefficients de corrélation dont les résultats sont illustrés ci-dessous.

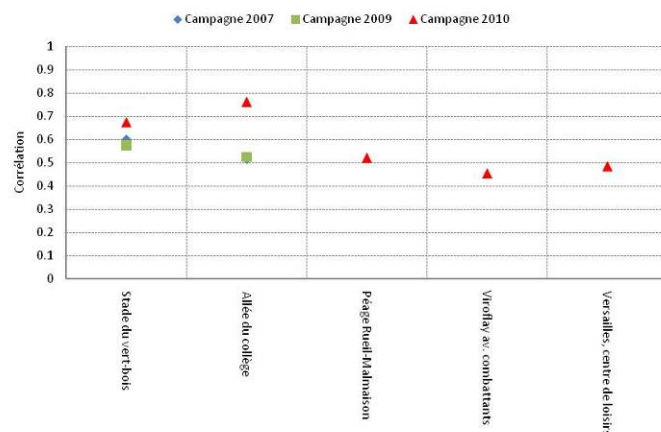


Figure 43 : Corrélations entre les concentrations de monoxyde de carbone issues du système de cartographie et les mesures effectuées au niveau des sites automatiques temporaires.

Les corrélations sont comprises entre 0.45 et 0.75. Ces coefficients traduisent la difficulté du modèle à reproduire précisément les variations temporelles des mesures.

Enfin, le paramètre présenté ci-après est le percentile 90 des erreurs. Il signifie qu'en-dessous de cette valeur se situent 90 % des différences absolues entre mesure et modèle.

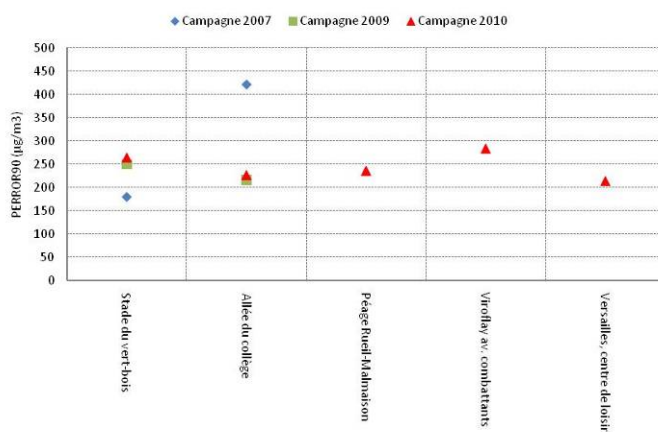


Figure 44 : Percentile 90 des erreurs modèle-mesures sur les concentrations en monoxyde de carbone sur les 3 campagnes de mesure au niveau des sites temporaires.

Les valeurs de percentile 90 des erreurs obtenues en 2010 sont assez homogènes et varient entre 210 et 280  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . L'écart entre le modèle et la mesure la plus élevée se trouve sur le site de Viroflay, Avenue des Combattants, ce qui est cohérent avec le coefficient de corrélation associé qui est le plus petit.

Il faut rappeler que le monoxyde de carbone est un polluant dont les teneurs mesurées sont en-dessous des seuils réglementaires et proches des limites techniques des appareils de mesure. Ainsi, il faut nuancer les résultats présentés dans ce paragraphe. L'analyse effectuée sur le dioxyde d'azote, les particules de type PM10 et PM2.5 et le benzène, polluants encore problématiques en Ile-de-France et dépassant régulièrement les seuils réglementaires, doit être mise en avant et permet de caractériser au mieux la capacité du système de cartographie à reproduire la qualité de l'air dans la zone concernée.

### III.4 Conclusion

Dans le cadre de l'évaluation de l'ObsAirvatoire A86 Ouest, la campagne de mesure réalisée pendant l'hiver 2010 a été exploitée. Les niveaux de polluants estimés via le système de cartographie ont été confrontés aux mesures réalisées à l'aide de 9 sites automatiques temporaires et de 150 sites équipés d'échantillonneurs passifs.

Cette évaluation a permis de consolider la validation du système de cartographie en particulier aux voisinages des unités de ventilation de Rueil-Malmaison et de Vaucresson et de réaliser une première validation du système à proximité des futures unités de ventilation de la RD10 et de Pont Colbert.

Les résultats obtenus dépendent du polluant considéré, de la qualité des données d'entrée et du modèle de dispersion utilisé.

Les résultats concernant le dioxyde d'azote ont montré, sur les sites équipés d'analyseurs automatiques, un biais variant généralement entre  $-5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Le biais le plus important est obtenu sur le site localisé à proximité de la barrière de péage du Duplex A86 située à Rueil-Malmaison. La variabilité temporelle des concentrations plus importante sur ce site de mesure se traduit par une variabilité plus importante de l'erreur.

L'analyse spatiale des résultats issus du système de cartographie a été menée au niveau des sites équipés d'échantillonneurs passifs. Elle a confirmé la capacité du système à reproduire les gradients de concentration sur le domaine d'étude. L'écart moyen observé entre le système et la mesure varie entre  $-8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Le système de cartographie reproduit également correctement les niveaux de dioxyde d'azote en situation influencée c'est-à-dire entre 20 mètres et 200 mètres de la voie de circulation. En situation de proximité au trafic c'est-à-dire à moins de 5 mètres de la voie de circulation, le système a tendance à sous-estimer les niveaux de dioxyde d'azote.

En ce qui concerne les particules PM10 et les particules fines PM2.5, l'analyse des performances du système de cartographie a été effectuée sur les moyennes journalières.

Pour les particules PM10, les valeurs de biais sont comprises entre  $-0.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $4.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Ces valeurs sont homogènes avec celles observées en 2007 et 2009. Les FOEX obtenus sur l'ensemble des sites de mesure mettent en évidence une légère surestimation quasi systématique des moyennes journalières calculées par le système. Les corrélations entre les concentrations mesurées durant la campagne de 2010 et les valeurs estimées via le système de cartographie sont supérieures à 0.95. L'analyse succincte des niveaux horaires de particules PM10 a montré une variabilité des niveaux de particules plus grande sur le site localisé au voisinage du péage de Rueil-Malmaison par rapport aux sites localisés en situation de fond. Ceci vient du fait que ce site est influencé par les émissions du trafic routier. Il est ainsi plus difficile de reproduire l'évolution horaire des niveaux de particules PM10 sur ce site de mesure. La variabilité des erreurs y est plus importante. Néanmoins, les résultats issus de l'ObsAirvatoire sont tout à fait satisfaisants.

Pour les particules fines PM2.5, les résultats sont proches de ceux observés avec les particules PM10. Le biais entre les valeurs journalières estimées par le système et les valeurs mesurées est compris entre  $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Le système surestime quasi systématiquement les niveaux de particules fines PM2.5.

La comparaison entre les niveaux de benzène calculés par le système et les valeurs mesurées via les échantillonneurs passifs a montré des écarts compris entre  $-1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $+0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dans les secteurs des unités de ventilation, la sous-estimation du système de cartographie est un peu plus importante au voisinage des unités de ventilation de la RD10 et de Pont Colbert par rapport aux zones de Rueil-Malmaison et Vaucresson. L'analyse effectuée sur les sites influencés par les émissions du trafic routier montre un bon comportement du système de cartographie. Les niveaux de benzène estimés restent dans la gamme d'incertitude des valeurs mesurées.

Bien que le benzène soit sans doute le composé sur lequel l'ObsAirvatoire présente le plus d'incertitudes, les résultats du système de cartographie sont très satisfaisants en moyenne 15 jours. Pour rappel, les émissions de ce composé qui alimentent le modèle présentent des incertitudes importantes. Par ailleurs, aucune mesure n'est disponible au niveau des stations automatiques avec un taux de fonctionnement suffisant pour appliquer les corrections sur les résultats de pollution de fond.

Le système de cartographie tend à légèrement sous-estimer les niveaux de monoxyde de carbone pour les sites de mesure loin des sources directes de pollution. En ce qui concerne le site implanté à proximité du péage de Rueil-Malmaison, le biais est quasi nul. Globalement, les niveaux de monoxyde de carbone observés au cours des différentes campagnes de mesure sont faibles et parfois proches des limites de quantification de l'appareil. Les concentrations relevées sont également inférieures aux niveaux de seuils réglementaires.

Sur l'ensemble des polluants, les performances du système de cartographie sont cohérentes avec les performances obtenues au cours de la première validation du système effectuée sur la base des deux campagnes de mesure des hivers 2007 et 2009. Cette analyse confirme la capacité du système de cartographie à reproduire les niveaux de polluants observés dans le domaine d'étude.

Au cours de la campagne de mesure de 2010, les unités de ventilation localisées à Rueil-Malmaison et Vaucresson n'ont pas fonctionné (pas de mise en route automatique pour cause de niveaux de concentration inférieurs au seuil réglementaire dans le tunnel), sauf lors d'opérations de maintenance. Le système de cartographie n'a ainsi pas pu être validé dans cette configuration.

## IV Mesures « embarquées » dans le Duplex A86

L'Observatoire A86 Ouest mis en place par Airparif est basé sur l'exploitation de modèles de dispersion et de mesures de qualité de l'air. Les résultats de certaines stations permanentes du réseau d'Airparif ainsi que ceux des campagnes de mesure réalisées en 2007, 2009 et 2010 permettent de valider le système de cartographie (cf. rapports associés<sup>18</sup> et présent document).

Afin d'évaluer les émissions au niveau des entrées-sorties de tunnel et au niveau des unités de ventilation, le système de modélisation exploite les mesures de la qualité de l'air réalisées en continu au sein du tunnel. Ces mesures sont réalisées au niveau des centrales de contrôle de l'atmosphère qui sont disposées au niveau des cantons de ventilation.

Afin de valider cette approche, des mesures au sein du tunnel ont également été réalisées par Airparif. Il s'agit de mesures « embarquées » dans un véhicule.

Les mesures « embarquées » ont également permis de positionner les niveaux mesurés dans le Duplex à l'aide des relevés réalisés via la même méthode de mesure que dans d'autres tunnels d'Ile-de-France.

Les développements techniques permettent la mesure des oxydes d'azote et des particules (comptage), mais aussi du monoxyde de carbone et du benzène à des pas de temps très courts.

Ce présent chapitre a pour objet l'évaluation des concentrations au sein du tunnel utilisées dans le modèle d'estimation des concentrations à l'intérieur du tunnel, ainsi que leurs comparaisons avec des mesures « embarquées » réalisées par Airparif.

### IV.1 Le matériel de mesure

La mesure des particules et des oxydes d'azote à bord d'un véhicule demande un équipement spécifique et des appareils de mesure adaptés. Des essais ont été réalisés afin de régler certains paramètres. Les résultats sont présentés aux annexes III et VI. Ils complètent les descriptifs suivants.

#### IV.1.1 Le véhicule

Le véhicule choisi pour réaliser cette étude est un Renault KANGOO, équipé d'une cloison médiane, permettant de séparer les analyseurs, des pompes et batteries qui représentent une source de chaleur. Cette séparation permet une réduction du volume de l'habitacle de l'utilitaire, se rapprochant de ce fait d'une voiture particulière, et de permettre une meilleure régulation de la température à l'aide de la ventilation ou de la climatisation si besoin. En effet, pour le bon fonctionnement des matériels, la température de l'habitacle doit être comprise entre 15°C et 25°C.

---

<sup>18</sup> Mise en œuvre d'un observatoire de la qualité de l'air, Bouclage de l'A86 à l'ouest, système de cartographie de la qualité de l'air, mai 2010, téléchargeable à l'adresse suivante : [http://www.airparif.asso.fr/pdf/publications/Robservatoire\\_1004.pdf](http://www.airparif.asso.fr/pdf/publications/Robservatoire_1004.pdf).



(a) Véhicule dans le flux de circulation



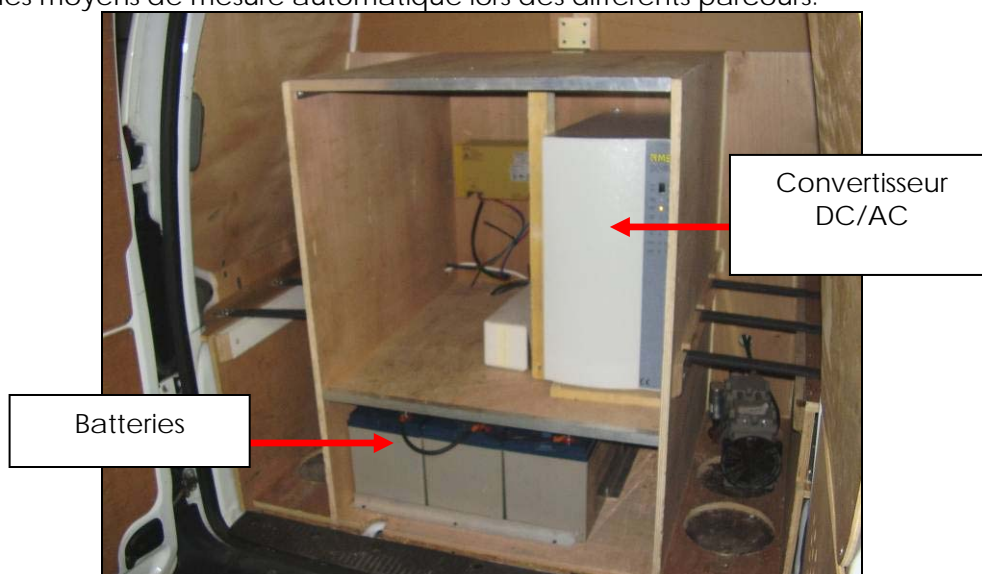
(b) moyens de mesure installés dans le véhicule

**Figure 45 : Illustration du véhicule permettant les mesures de pollution atmosphérique dans le flux de circulation.**

La génération d'un courant alternatif de 220 volts « de qualité » est indispensable pour assurer le bon fonctionnement des analyseurs mesurant les oxydes d'azote (NOx) et les particules. Après quelques essais, le choix s'est arrêté sur un convertisseur DC/AC, modifié pour pouvoir passer sur deux modes de fonctionnement :

- 1<sup>er</sup> mode : Ce mode est le mode repos à l'arrêt du véhicule où les batteries sont en charge et les matériels sont directement sur le secteur 220 Volts.
- 2<sup>ème</sup> mode : Il consiste à fournir un 220 V alternatif à partir du 24 V continu fourni par six batteries. Lors des mesures embarquées, le générateur est dans ce mode. Le passage d'un mode à l'autre est réalisé à l'aide d'un module Switch. Grâce à ce module, il n'y a aucune microcoupure entre chaque mode et lors de la déconnexion du véhicule.

La figure 46 illustre le matériel embarqué à l'arrière du véhicule permettant le fonctionnement autonome des moyens de mesure automatique lors des différents parcours.



**Figure 46 : Matériel embarqué permettant le fonctionnement autonome des appareils de mesure automatique : batteries, convertisseur électrique.**

Afin de mesurer la qualité de l'air à laquelle l'automobiliste est exposé durant son trajet, la ligne de prélèvement est placée à hauteur de visage pour représenter au mieux son exposition (cf. figure 47) dans l'habitacle.

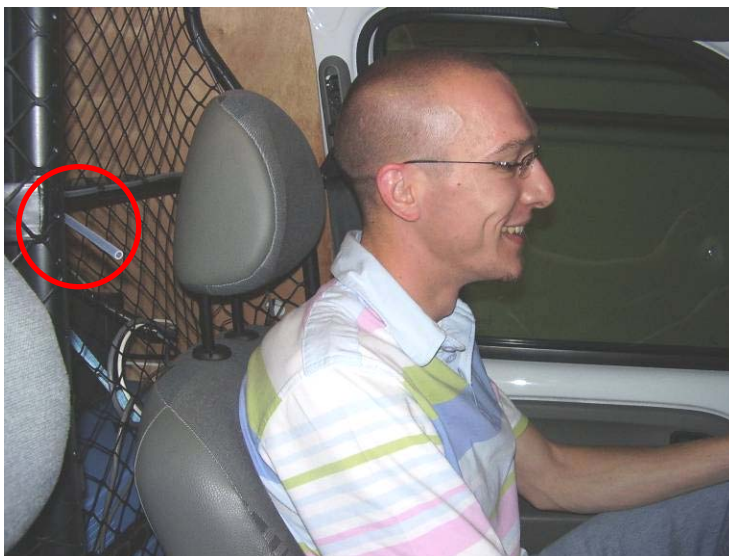


Figure 47 : Ligne de prélèvement à hauteur du visage de l'automobiliste.

#### IV.1.2 Analyseur d'oxydes d'azote

L'analyseur d'oxydes d'azote choisi est un Model 42i de marque Thermo Scientific. Cet analyseur est équipé d'une boucle de retard permettant une analyse simultanée des voies Monoxyde d'azote « NO » et Oxydes d'azote « NOx ». Cette spécificité est indispensable pour les régimes transitoires des concentrations de pollution présentes à proximité du trafic routier.

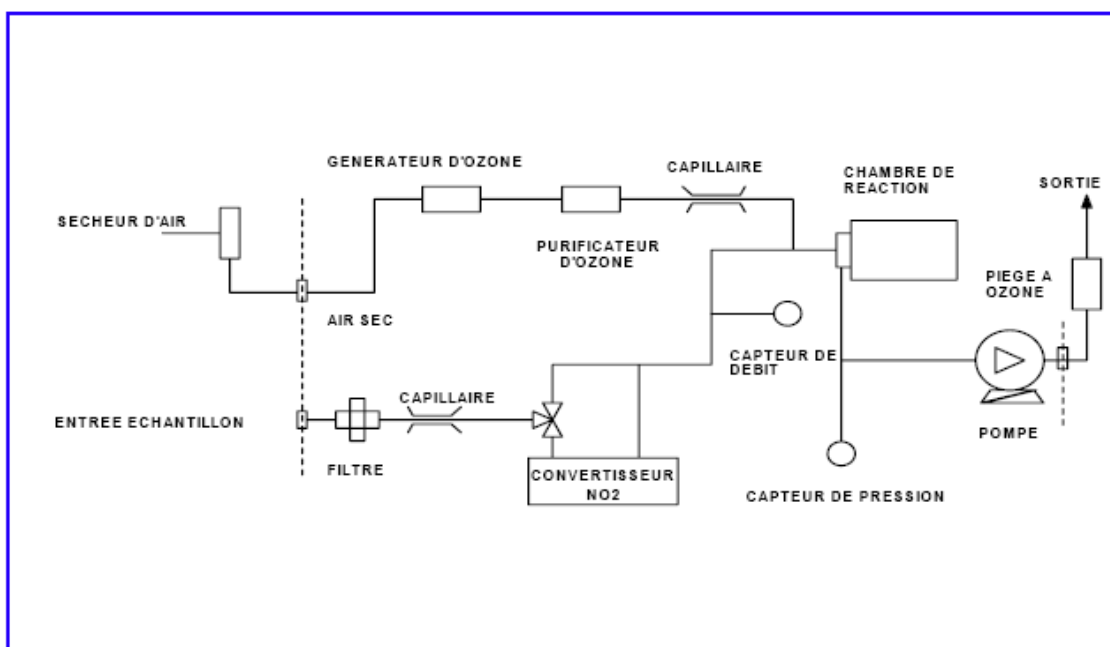


Figure 48 : Schéma du principe de fonctionnement d'un analyseur mono-chambre.

Cet analyseur est de type « mono chambre », ces cycles sont de 10 secondes sur la voie NO et de 10 secondes sur la voie NOx.

Son fonctionnement est basé sur le principe de la réaction du monoxyde d'azote (NO) sur l'ozone (O<sub>3</sub>). Cette réaction produit une radiation lumineuse dont l'intensité est directement proportionnelle à la concentration de NO. Lorsque la molécule de NO<sub>2</sub> formée revient à son état d'énergie stable, elle émet une radiation dans les infrarouges :  $\text{NO} + \text{O}_3 \rightarrow \text{NO}_2 + \text{O}_2 + h\nu$ .

Le NO<sub>2</sub> doit être tout d'abord converti en NO avant de pouvoir être mesuré. Ceci est réalisé par un convertisseur au molybdène chauffé à 325°C environ.

L'air ambiant passe une électrovanne qui dirige l'échantillon, soit directement vers la chambre de réaction (Voie NO), soit via le convertisseur (Voie NO<sub>x</sub>).

Un ozoniseur génère la quantité requise d'ozone pour assurer la réaction de chimiluminescence. L'ozone réagit avec NO et produit du NO<sub>2</sub>. Un photomultiplicateur mesure la luminescence du NO<sub>2</sub>.

Les concentrations de NO et de NO<sub>x</sub> sont stockées en mémoire. La différence entre ces deux concentrations représente la concentration en NO<sub>2</sub>.

L'analyseur délivre ces valeurs de concentrations NO, NO<sub>2</sub> et NO<sub>x</sub> en affichage face avant et en sorties analogiques ou numériques.

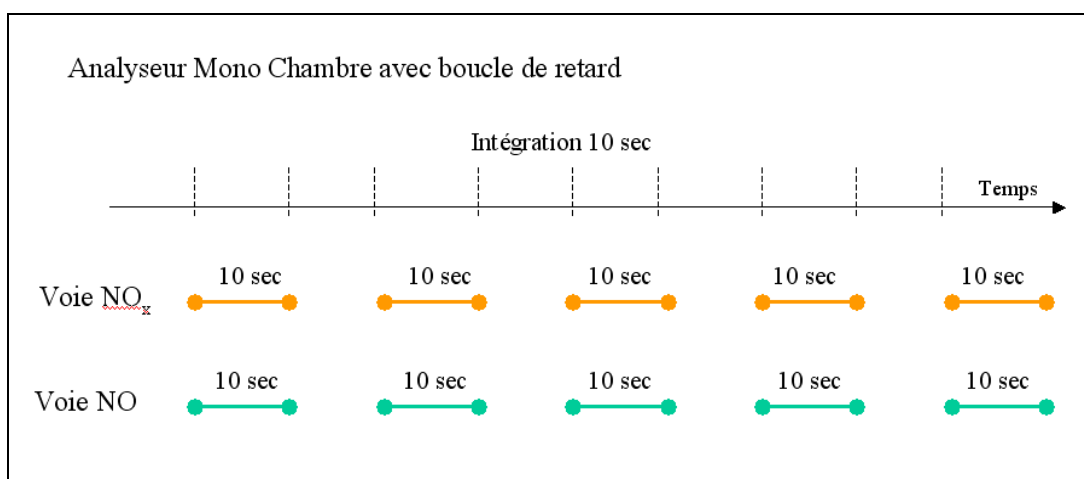


Figure 49 : Principe analytique avec boucle de retard.

L'intégration est réalisée sur 10 secondes (Moyenne 10 secondes rafraîchie toutes les dix secondes), l'affichage est rafraîchi toutes les 10 secondes avec une acquisition au même pas de temps.

### IV.1.3 Analyseur de monoxyde de carbone

L'analyseur de monoxyde de carbone choisi est un Model 48i de marque Thermo Scientific. Cet analyseur est équipé d'une chambre sur silentbloks (amortisseur de vibration) et un temps d'intégration de 10 secondes. Ces spécificités sont indispensables pour la mesure embarquée en véhicule.



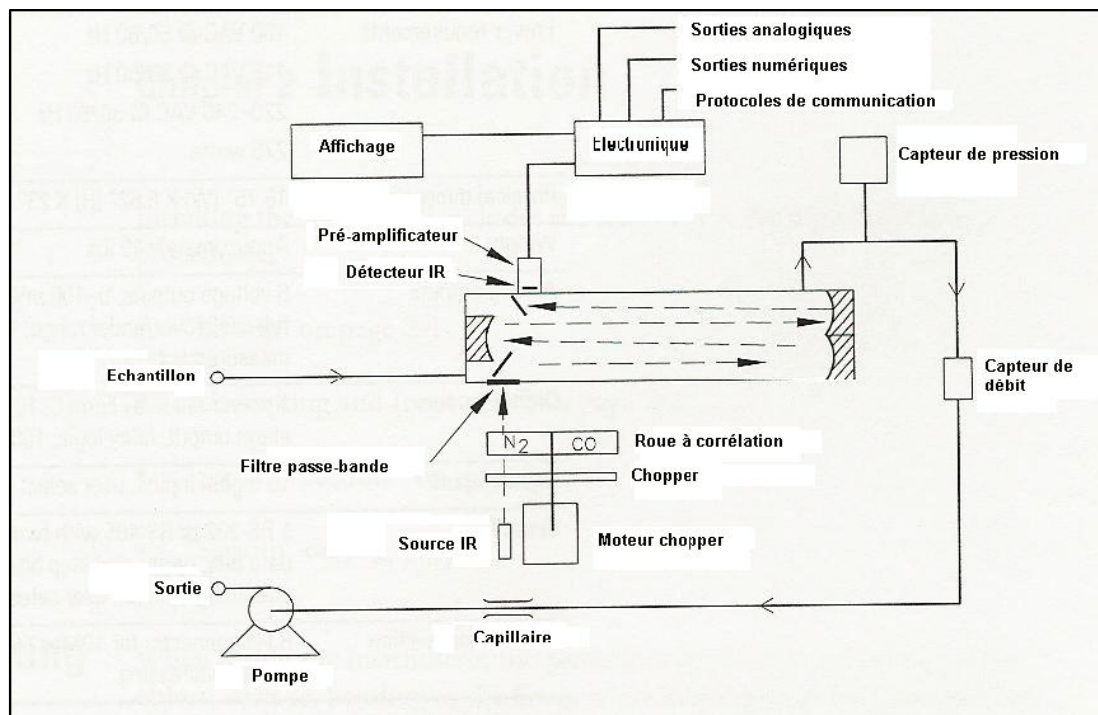


Figure 50 : Schéma du principe de fonctionnement d'un analyseur.

Le Modèle 48i fonctionne selon le principe de l'absorption du CO des radiations de l'Infra Rouge à une longueur d'ondes de 4,6 micromètres. La mesure de base est ensuite linéarisée grâce à l'utilisation d'une courbe de calibration précise, stockée dans la mémoire de l'analyseur.

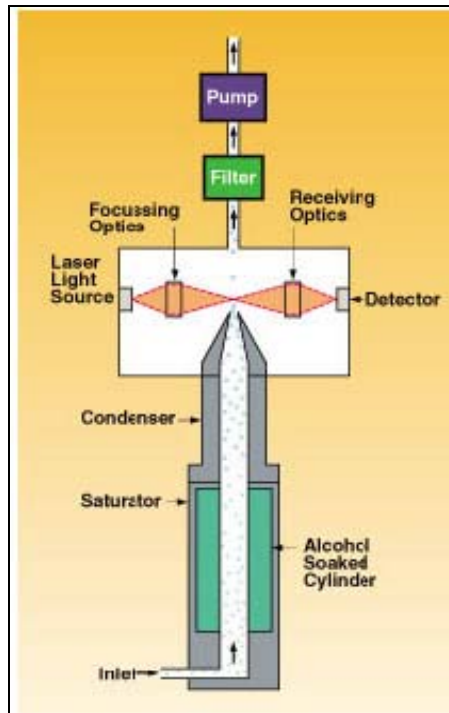
L'analyseur délivre ces valeurs de concentrations CO en affichage face avant et en sorties analogiques ou numériques. L'intégration est réalisée sur 10 secondes (Moyenne 10 secondes rafraîchie toutes les dix secondes), l'affichage est rafraîchi toutes les 10 secondes avec une acquisition au même pas de temps.

Les tests concernant la validation du prélèvement du monoxyde de carbone sont présentés à l'annexe III.

#### IV.1.4 Comptage de particules

Les particules ultrafines sont mesurées dans l'habitacle à l'aide d'un appareil permettant un comptage.

Le compteur de particules ultrafines P-TRAK détecte les particules à partir de 0,02 micron, jusqu'à plus de 1 micron. Il est destiné à la mesure de la qualité de l'air intérieur. Il permet également la mesure des poussières diesel ou autres poussières ultrafines dans l'environnement. Le principe de mesure utilisé est celui des compteurs de particules à condensation, c'est-à-dire que les particules sont saturées d'alcool avant leur mesure par diffraction lumineuse. Cet appareil est portable et peut être utilisé sur batterie.



Quelques informations :

- Gamme de concentration : 0 à  $5 \cdot 10^5$  particules/cm<sup>3</sup>
- Taille des particules : 0,02 à 1 micron
- Débit : 100 cm<sup>3</sup>/min.
- Échantillonnage à l'aide d'une sonde télescopique.

Figure 51 : Illustration et schéma du principe de fonctionnement du P-TRACK.

L'objectif de l'utilisation de ce matériel est de disposer de données durant des phénomènes très rapides, visibles uniquement avec cet appareil réagissant à la seconde. Cela permet d'identifier un « épiphénomène » comme par exemple lors du démarrage d'un véhicule « polluant » devant le véhicule laboratoire.

Afin d'atténuer les vibrations durant les trajets, le P-Track est installé dans une « valise<sup>19</sup> » dans laquelle des blocs de mousse ont été placés pour le maintien de l'appareil de mesure (cf. figure 52).



Figure 52 : Mise en place du P-Track calé par des blocs de mousse dans une « valise<sup>19</sup> ».

---

<sup>19</sup> Coffret de protection pour les instruments de mesure.

#### IV.1.5 Prélèvement et analyse du benzène

Le prélèvement benzène est réalisé par le remplissage d'un sac en Tedlar, suivi d'une adsorption du volume prélevé sur une cartouche de charbon CX. Ce prélèvement a été testé et validé en laboratoire avec des matériaux de référence (Cf. Annexe IV).

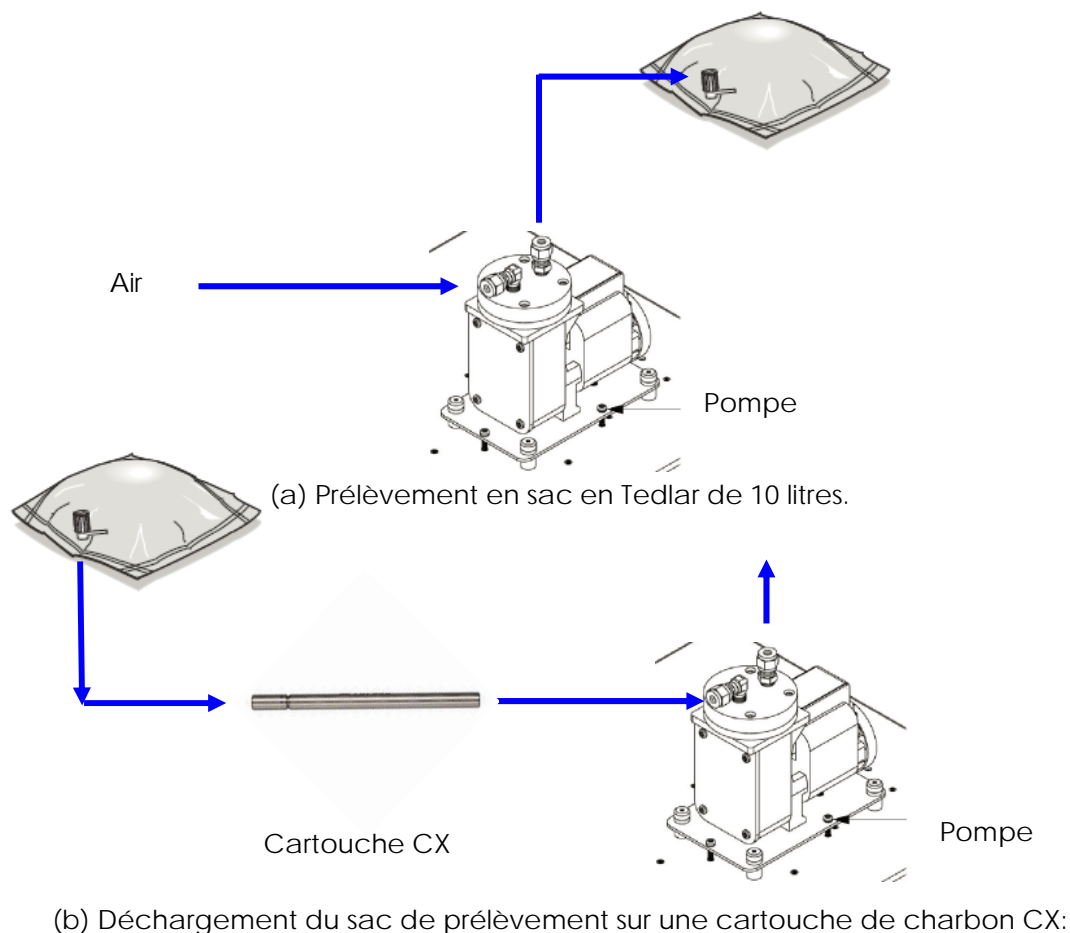


Figure 53 : Prélèvement du benzène.

Le volume de 10 litres permet d'avoir un temps de prélèvement de 1 minute à 3 minutes et suffisamment de matière afin d'être au-dessus des limites de quantification de la chaîne analytique.

Les tubes sont ensuite analysés au laboratoire. Dans un premier temps, les composés sont désorbés thermiquement du tube (chauffage de la cartouche d'adsorbant sous un balayage d'hélium), puis sont séparés par chromatographie en phase gazeuse (CPG) et enfin détectés par ionisation de flamme (FID).

La concentration moyenne ambiante du composé pendant la durée du prélèvement est fonction de la masse échantillonnée sur le tube selon le volume d'air échantillonné.

L'analyse de tubes chargés en quantité connue de polluant est nécessaire pour définir la relation entre la réponse du FID et la masse de composé. Des étalonnages sont très régulièrement réalisés pour y répondre.

Les trois prélèvements benzène d'une minute et trente seconde ont été synchronisés sur les escaliers de transfert disposé tous les 200 m. Cette synchronisation est identique à l'aller et au retour et nous a permis de pouvoir avoir une comparaison spatiale des concentrations et de différencier les deux pentes du plateau central.

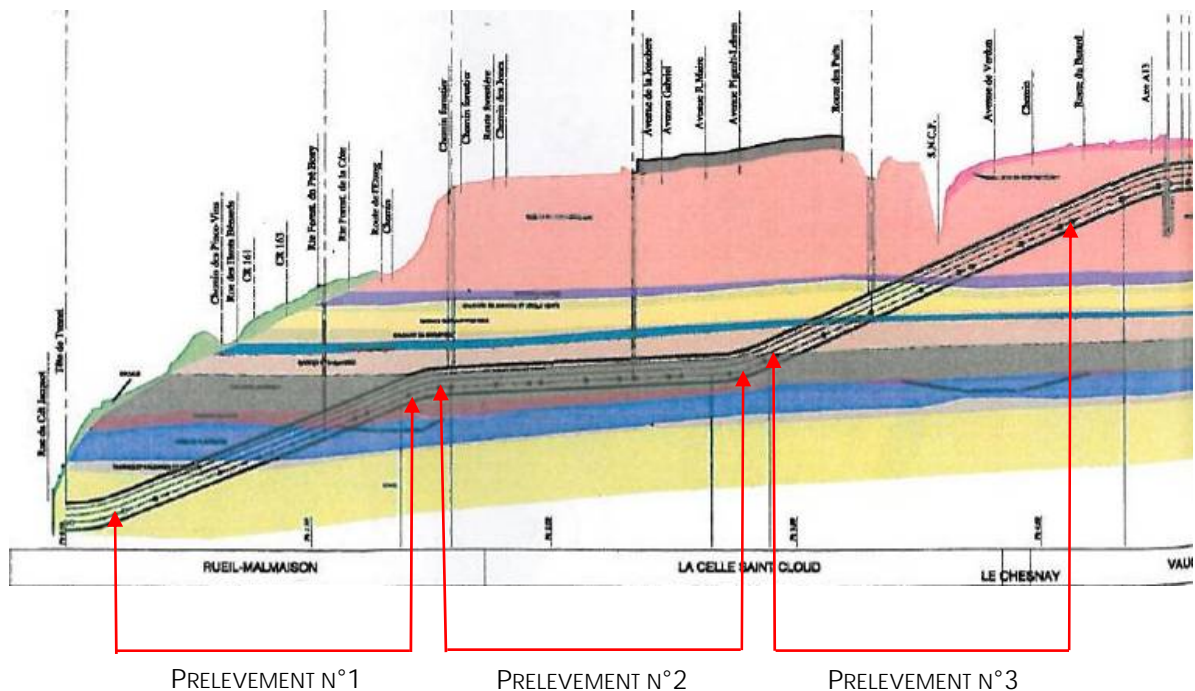


Figure 54 : Profil en long du tunnel Est, 1<sup>ère</sup> section du Duplex, détails des prélèvements du benzène.

- ✓ Prélèvement n°1 : La durée du prélèvement est de 1'28'' soit 9,56 litres de gaz prélevé entre les portes n°57 et n°51.
- ✓ Prélèvement n°2 : La durée du prélèvement est de 1'28'' soit 9,56 litres de gaz prélevé entre les portes n°50 et n°44.
- ✓ Prélèvement n°3 : La durée du prélèvement est de 1'28'' soit 9,56 litres de gaz prélevé entre les portes n°43 et n°37.

Pour information le milieu du tunnel est au niveau de la porte n°47.

#### IV.1.6 Récupération, stockage et traitement des données

Lors d'un trajet, la récupération de trois types de mesure est réalisée :

- La récupération des concentrations d'oxydes d'azote et de monoxyde de carbone (CO, NOx - NO et NO<sub>2</sub>) au pas de temps de 10 secondes et d'un contact permettant de marquer l'acquisition des points de départ et d'arrivée d'un trajet.
- L'acquisition des comptages de particules est réalisée toutes les secondes par le P-Track.
- Entre le prélèvement benzène et les acquisitions des analyseurs automatiques, un décalage de trente secondes a lieu. Ce décalage est dû à l'intégration et au temps de résidence dans la ligne de prélèvement.

Les principaux traitements des données avant leur interprétation sont le passage des concentrations en ppb aux µg/m<sup>3</sup> standardisés à 20°C et 1013 hPa, la réalisation des moyennes 10 secondes du P-Track, la synchronisation des trois systèmes de mesure sur une même base de temps et une validation des données.

#### IV.1.7 Période de mesure

Afin de caractériser au mieux la pollution au sein du tunnel DUPLEX A86, plusieurs trajets (parcours 2 à 3 fois dans chacun des sens) à trois périodes différentes de la journée (et sur des journées différentes) ont été réalisés. Les mesures ont concerné alternativement le pic du matin, celui du soir et en période de journée. Conformément aux observations en Ile-de-France<sup>20</sup> et aux chiffres fournis par COFIROUTE, le trafic dans le Duplex A86 est plus chargé en semaine, et notamment le vendredi soir, ainsi qu'aux heures de pointes, avec des relevés courant 2010 à 1000 véhicules/heure. Les mesures ont ainsi porté en période « creuse », correspondant aux mesures en journée (niveaux en journée de semaine autour de 400 véhicules/heure), et en période de pointe, le matin ou le soir selon le sens du tunnel considéré.

Les trois journées de mesure ont volontairement été choisies pendant la campagne de mesure 2010, à savoir entre le 27 janvier et le 10 mars. Le détail des mesures est présenté ci-dessous.

D'un point de vue technique, les mesures d'oxyde d'azote, de monoxyde de carbone, de particule (comptage) et de benzène ont été réalisées simultanément dans l'habitacle du véhicule roulant à 50 km/h.

- ✓ Mardi 9 février 2010 : Mesures et prélèvements réalisés entre 7h00 et 9h00 (2xAllers et 2xRetours) : Matin n°1 et 2,
- ✓ Vendredi 29 janvier 2010 : Mesures et prélèvements réalisés entre 10h30 et 12h30 (2xAllers et 2xRetours) : Jour n°1 et 2,
- ✓ Vendredi 5 février 2010 : Mesures et prélèvements réalisés entre 17h00 et 21h00 (3xAllers et 3xRetours) : Soir n°1, 2 et 3.

En complément et à titre de comparaison, des mesures ont été réalisées le 20 mai 2010 (un seul passage dans le sens Rueil-Malmaison → Vaucresson) dans le cadre de mesures complètes sur l'autoroute A86 qui se caractérise par plusieurs tunnels. Les résultats seront présentés dans le paragraphe III.5.

#### IV.1.8 Validité des mesures embarquées pour évaluer les niveaux dans le tunnel

Les mesures embarquées ont déjà fait l'objet de nombreux relevés. Les principaux enseignements sont consultables dans les rapports associés (cf. paragraphe II.3).

---

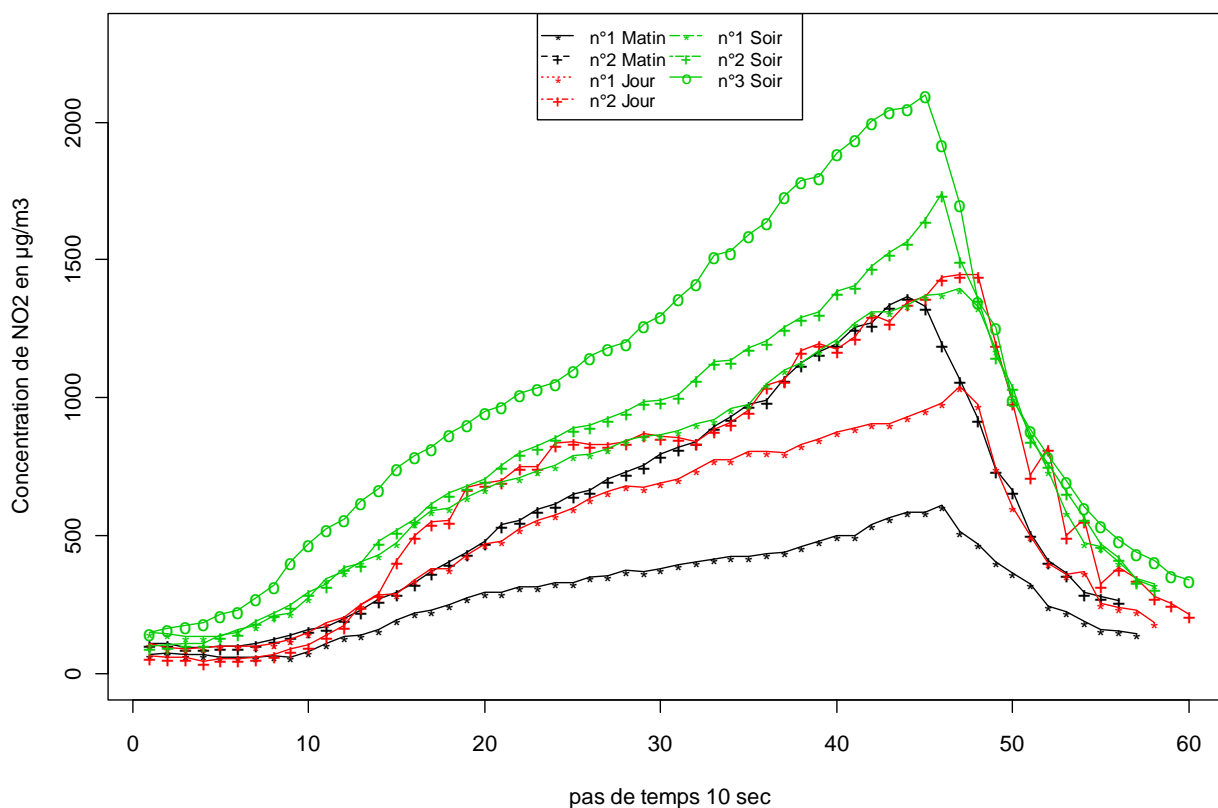
<sup>20</sup> Détails dans le rapport "Exposition des automobilistes franciliens à la pollution atmosphérique liée au trafic routier", téléchargeable sous [http://www.airparif.asso.fr/\\_pdf/publications/Rexpovoituredomtra.pdf](http://www.airparif.asso.fr/_pdf/publications/Rexpovoituredomtra.pdf) p. 26.

## IV.2 Résultats des mesures dans le tunnel du Duplex A86

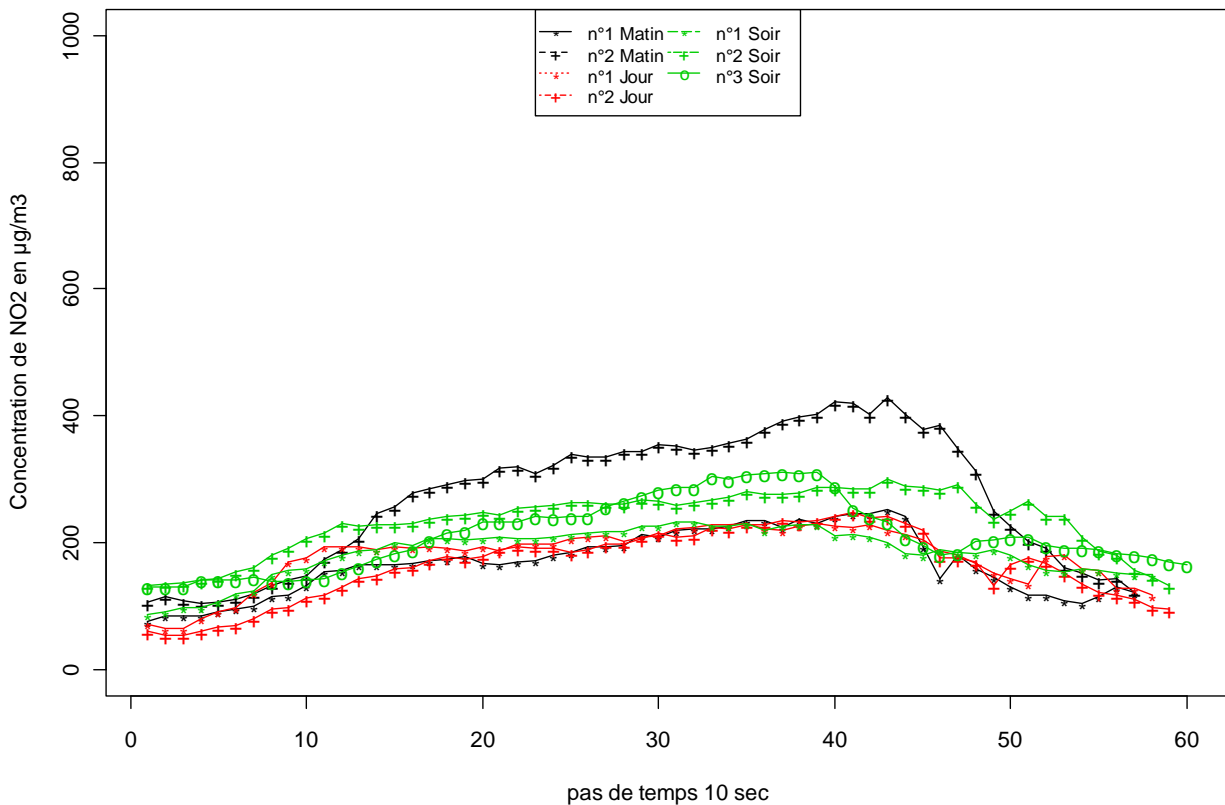
Les figures suivantes présentent les résultats par polluant ( $\text{NO}_2$ , CO et particules) obtenus sur les différents trajets parcourus dans le tunnel du Duplex A86, quelles que soient la journée et la plage horaire de mesure (matin, journée ou soirée).

L'évolution de l'ensemble des composés pour chaque trajet est présentée en annexe V. Ces graphiques, tout comme ceux par polluant présentés dans les figures ci-dessous, permettent de mettre en évidence une évolution temporelle proche pour l'ensemble des trajets effectués, à savoir une augmentation des niveaux lors du trajet, avant d'amorcer une baisse après la sortie du tunnel (la période illustrée est plus longue que le parcours dans le tunnel, permettant de mettre en évidence la décroissance des niveaux une fois à l'extérieur du tunnel).

### IV.2.1 Cas du dioxyde d'azote



(a) Sens Rueil-Malmaison -> Vaucresson



(b) Sens Vaucresson -> Rueil-Malmaison

Figure 55 : Résultats en NO<sub>2</sub> (µg/m<sup>3</sup>) de l'ensemble des mesures embarquées :  
Matin du 9 février 2010 ; Jour du 29 janvier 2010 ; Soir du 5 février 2010.

Les mesures embarquées montrent des niveaux en NO<sub>2</sub> cohérents entre les 7 passages, avec des différences selon le sens de circulation. En effet, il ressort que les concentrations sont plus élevées dans le tunnel inférieur (sens Rueil-Malmaison -> Vaucresson), avec des teneurs 10 secondes variant de moins de 100 µg/m<sup>3</sup> à 2000 µg/m<sup>3</sup> <sup>21</sup>, contre des concentrations 10 secondes ne dépassant pas 500 µg/m<sup>3</sup> dans le sens Vaucresson -> Rueil-Malmaison. Les concentrations sont plus dynamiques (évolution au sein même du tunnel) lors des trajets dans le tunnel inférieur, avec des concentrations qui augmentent au fur et à mesure que l'on avance vers la sortie Vaucresson. En moyenne, les niveaux mesurés dans le tunnel sont le double dans le sens Rueil-Malmaison -> Vaucresson que dans le sens inverse.

En parallèle, les niveaux observés lors des différents passages dans un même sens de circulation sont cohérents, même si des différences sont observables selon le moment de la journée. Ainsi, dans le **sens Rueil-Malmaison -> Vaucresson**, les concentrations les plus faibles sont enregistrées en matinée (moins de 400 µg/m<sup>3</sup> en moyenne dans le Duplex), puis les niveaux augmentent en cours de journée (500 µg/m<sup>3</sup> en moyenne sur les deux trajets réalisés) pour atteindre les **niveaux les plus forts enregistrés en soirée** (maximum 10 secondes supérieur à 1500 µg/m<sup>3</sup>). Cela est cohérent avec la fréquentation du Duplex, plus importante en soirée dans le sens Rueil-Malmaison -> Vaucresson, correspondant à des retours de trajets Travail – Domicile (pics de fréquentation en 2010 à 1000 véhicules/heure<sup>22</sup>). Ce résultat est observable en semaine.

21 A titre d'information, 100 µg/m<sup>3</sup> de NO<sub>2</sub> = 0.06 ppm NO<sub>2</sub> ; 2000 µg/m<sup>3</sup> de NO<sub>2</sub> = 1.1 ppm NO<sub>2</sub>

22 Données COFIROUTE

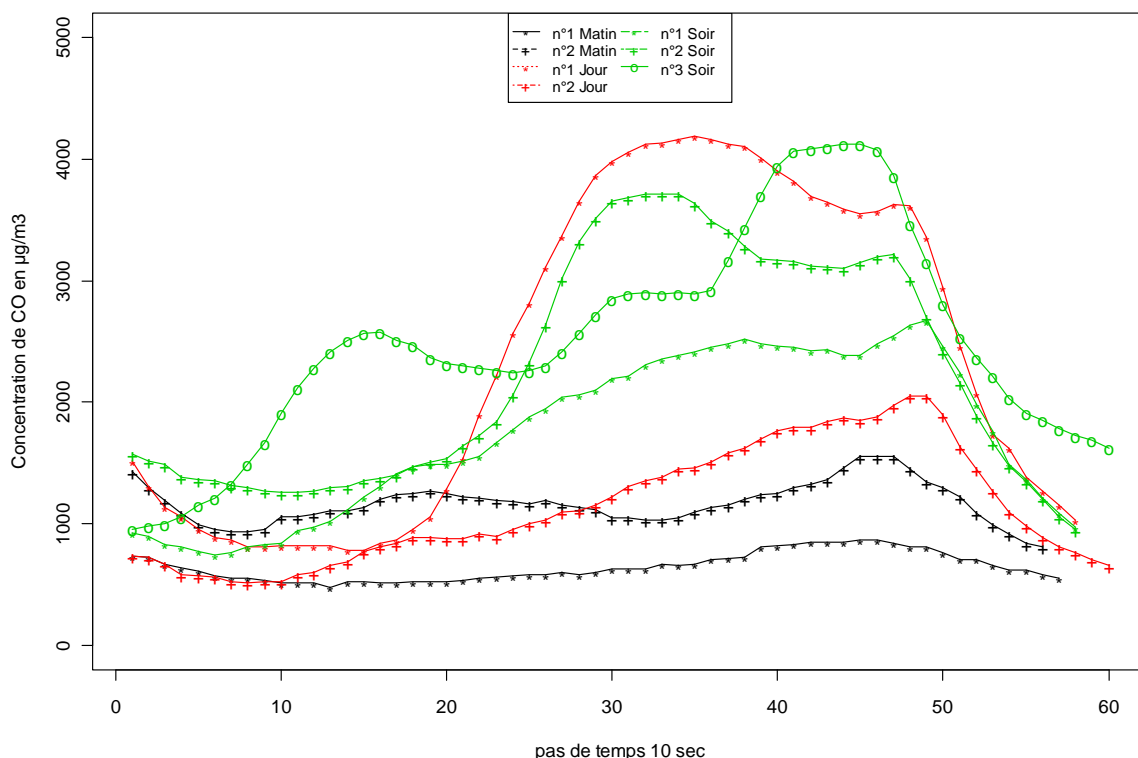
A l'inverse, les mesures embarquées **dans le sens Vaucriesson -> Rueil-Malmaison** mettent en évidence des niveaux plus homogènes au cours de la journée, en moyenne à 220 µg/m<sup>3</sup> sur la durée du trajet dans le tunnel. En moyenne, les concentrations enregistrées lors des deux trajets effectués en journée sont inférieures à 200 µg/m<sup>3</sup>, autour de 230 µg/m<sup>3</sup> pour les trajets du soir et voisins de 240 µg/m<sup>3</sup> lors des trajets effectués en matinée. Cela est cohérent avec la fréquentation du tunnel dans ce sens, le **pic de fréquentation en semaine étant enregistré entre 7h et 10h**.

D'une manière générale, la fréquentation du tunnel est plus importante en soirée dans le sens Rueil-Malmaison -> Vaucriesson qu'en matinée dans le sens Vaucriesson -> Rueil-Malmaison. Cependant, c'est surtout la configuration du tunnel du Duplex A86 (pente dans le sens Rueil-Malmaison -> Vaucriesson atteignant 4.5 %) qui peut expliquer ces résultats.

La configuration « en pente » du tunnel explique sans doute les différences observées entre les deux sens. A titre d'illustration, le profil du tunnel est présenté en figure 59. La pente moyenne du tunnel peut être estimée voisine de 2.5 % dans le sens Rueil-Malmaison -> Vaucriesson et donc -2.5 % dans l'autre sens. En termes d'émissions, selon la méthodologie CETU de calcul des émissions en tunnel<sup>23</sup>, cette différence de pente se traduit pour une vitesse moyenne des véhicules de 70 km/h par des émissions de NOx supérieure d'un facteur 2 dans le sens montant (Rueil-Malmaison -> Vaucriesson) par rapport au sens descendant. Cela explique les concentrations mesurées plus élevées dans le sens montant.

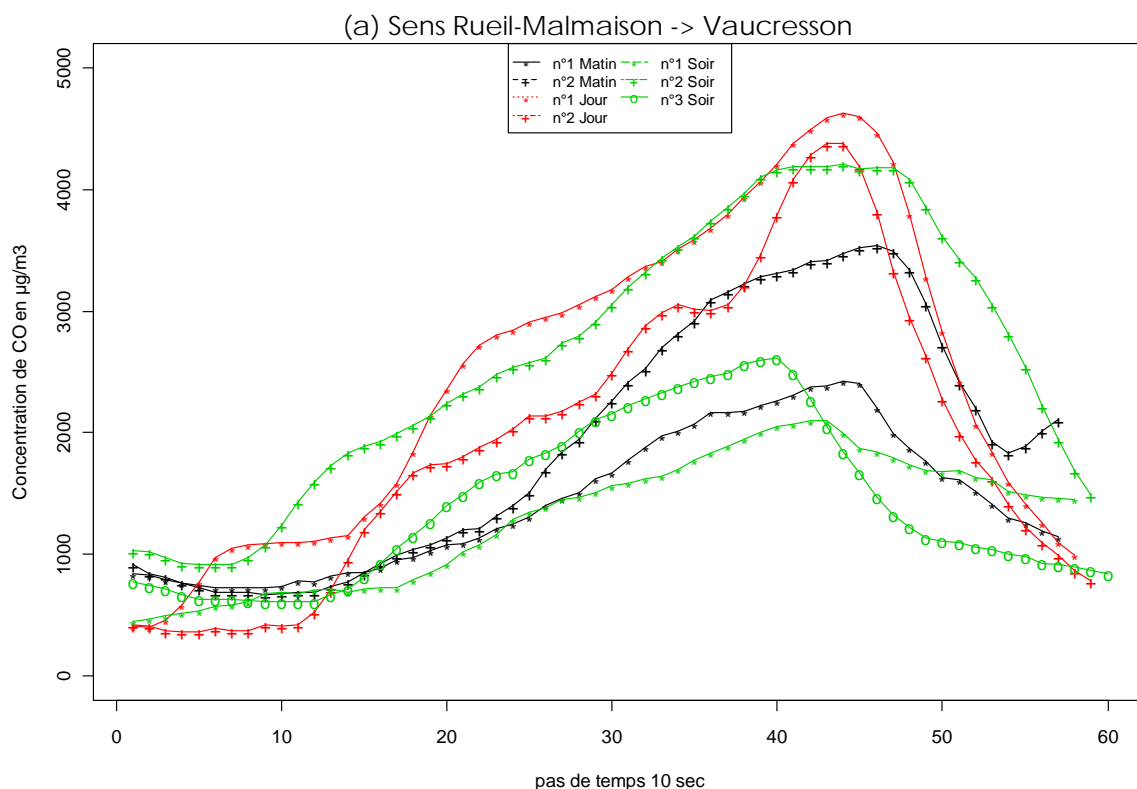
L'évolution du NO suit celle du NO<sub>2</sub> sur l'ensemble des trajets. Les courbes associées sont présentées à l'annexe V.

#### IV.2.2 Cas du monoxyde de carbone



23 J.P. Marsault, P. Carlotti, *Calcul des émissions de polluants des véhicules automobiles en tunnel*, CALCULPOL4-PC/MJ, Edition avril 2002





(b) Sens Vaucresson -> Rueil-Malmaison

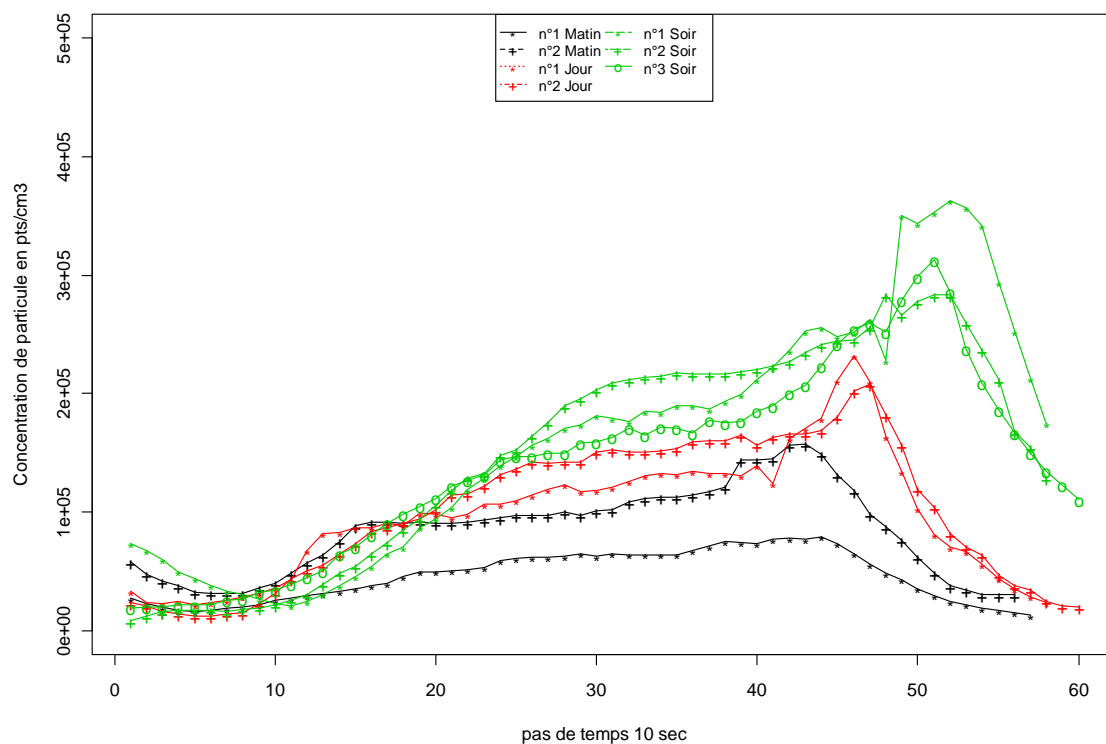
Figure 56 : Résultats en CO ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) de l'ensemble des mesures embarquées :  
Matin du 9 février 2010 ; Jour du 29 janvier 2010 ; Soir du 5 février 2010.

Les relevés en CO sont relativement homogènes, avec des concentrations qui varient entre 1000 et 4000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  dans les deux sens de circulation, sans spécificité selon la période de la journée. La dynamique au sein même du tunnel existe dans les deux sens de circulation du tunnel. Ainsi les niveaux sont cohérents entre les deux sens de circulation.

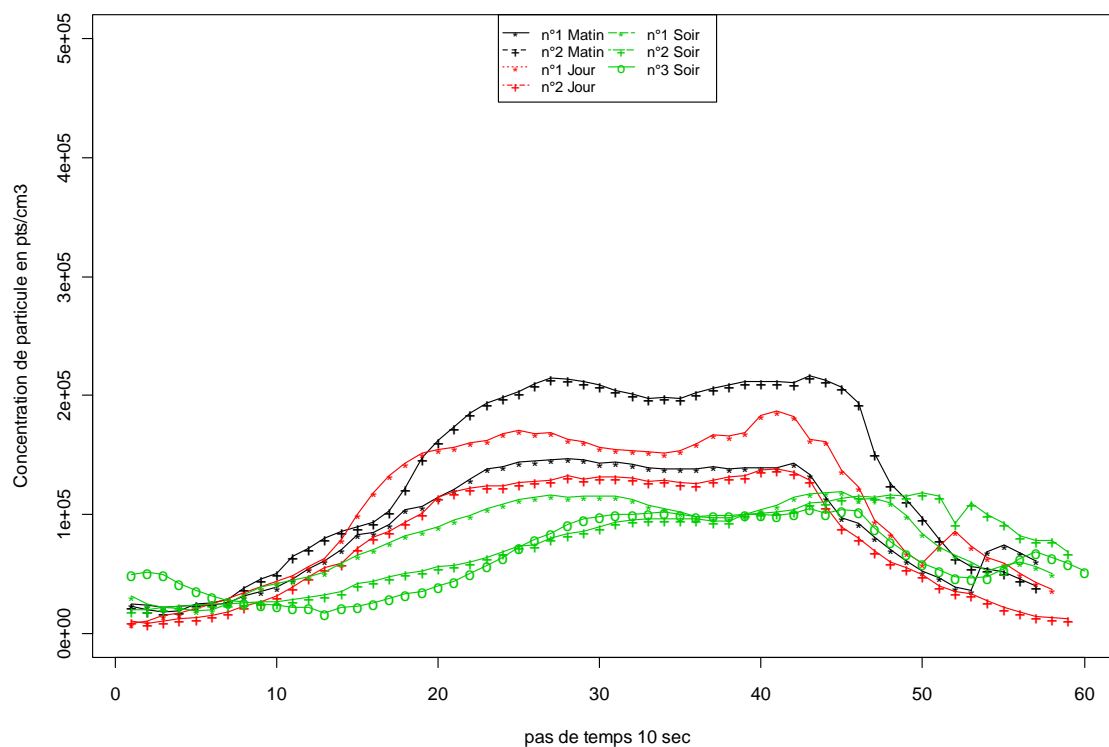
Les niveaux les plus faibles ont été dans le **sens Rueil-Malmaison -> Vaucresson** en matinée, avec une moyenne de 840  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  lors des trajets. Les concentrations en journée sont plus hétérogènes, en moyenne à 1500  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , le maximum étant en soirée avec plus de 2 000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Ces résultats sont **cohérents avec ceux observés pour le NO<sub>2</sub>** (lien avec la fréquentation du tunnel).

Dans le sens Vaucresson -> Rueil-Malmaison, les résultats moyens par trajet varient de 1400 (matin) à plus de 2 000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en journée. Aussi, le pic de fréquentation en matinée dans ce sens ne se retrouve pas en termes de niveaux de CO, sans que cela s'explique par la configuration du tunnel par exemple.

## IV.2.3 Cas des particules



(a) Sens Rueil-Malmaison -> Vaucresson



(b) Sens Vaucresson -> Rueil-Malmaison

Figure 57 : Résultats en particules (nombre/cm<sup>3</sup>) de l'ensemble des mesures embarquées :  
Matin du 9 février 2010 ; Jour du 29 janvier 2010 ; Soir du 5 février 2010.

En termes de particules, les quelques trajets réalisés permettent d'observer des différences selon le sens du tunnel considéré ainsi que les différents moments de la journée, mais de façon nettement moins marquée que pour le NO<sub>2</sub>. Le nombre de particules reste relativement stable lors des trajets dans le tunnel inférieur (sens Vaucresson -> Rueil-Malmaison), avec une augmentation en début de parcours et une diminution dans les 20 dernières secondes du trajet. A l'inverse, dans le sens Rueil-Malmaison -> Vaucresson, le nombre de particules augmente progressivement au cours du trajet, comme pour le NO<sub>2</sub>, avant de diminuer dans les 20 dernières secondes.

Plus en détails, dans le sens Rueil-Malmaison -> Vaucresson, le nombre de particules enregistré était le plus faible lors des trajets du matin (en moyenne 60 000 particules), intermédiaire en journée (95 000) pour atteindre un maximum lors des trajets en soirée (plus de 100 000 particules).

Dans l'autres sens de parcours, et comme pour le NO<sub>2</sub>, le minimum est enregistré en soirée (avec en moyenne moins de 60 000 particules par trajet) et le maximum en matinée (plus de 130 000 particules).

La configuration « en pente » du tunnel se traduit en termes d'émissions par une augmentation dans le sens « Rueil-Malmaison -> Vaucresson » par rapport à l'autre sens, ce qui se retrouve sur le nombre de particules, plus important dans le sens montant du tunnel.

Comme présenté dans le paragraphe sur le NO<sub>2</sub>, il a été démontré lors des relevés « Domicile-Travail » un impact sur les teneurs moyennes dans l'habitacle des voitures lors de la présence d'un tunnel sur le trajet. Aussi, pour un nombre de particules variant en moyenne de 15 000 à 175 000 lors de l'ensemble des trajets (moyenne à 75 000 particules), les trajets avec tunnels présentent un nombre moyen de particules de 94 000.

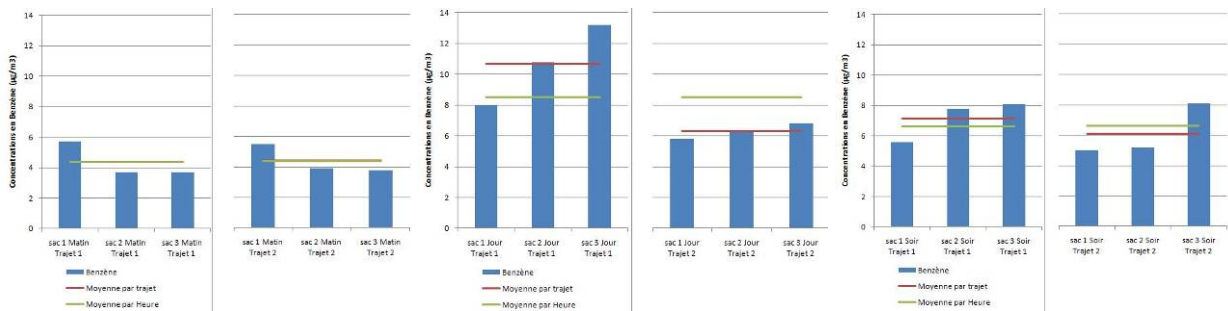
#### IV.2.4 Cas du benzène

Comme expliqué précédemment, les mesures de benzène ont été réalisées via des prélèvements ponctuels, trois pour chaque trajet. Les concentrations relevées sont présentées en figure 58. Les résultats sont généralement cohérents entre les deux trajets, avec un écart moyen de 17 %. Un écart important (50 %) a toutefois été enregistré en journée dans le sens Rueil-Malmaison -> Vaucresson, sans explication particulière.

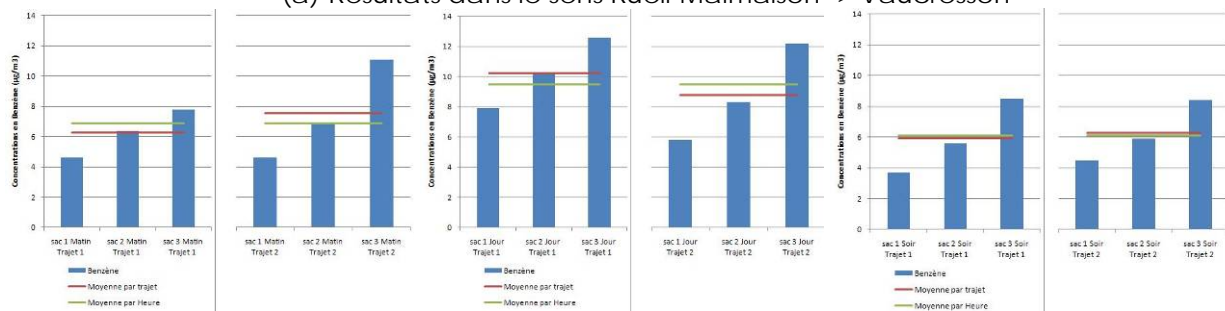
En moyenne, les concentrations varient de 4.4 µg/m<sup>3</sup> (trajet le matin dans le sens Rueil-Malmaison -> Vaucresson) à 9.5 µg/m<sup>3</sup> en journée dans le sens Vaucresson -> Rueil-Malmaison. Les résultats sont en moyenne plus élevés dans le sens Vaucresson -> Rueil-Malmaison (7.5 µg/m<sup>3</sup> sur l'ensemble des trajets, contre 6.5 µg/m<sup>3</sup> dans le sens inverse), sauf pour le trajet du soir. Cette différence de niveaux selon le sens de parcours coïncide avec les résultats de CO et du comptage de particules.

Les différences de résultats en fonction de la période de la journée montrent des concentrations plus fortes en journée, comme observé sur le CO. Une autre particularité dans ce sens de parcours est des niveaux plus importants le matin sur les deux trajets lors du 1<sup>er</sup> tiers du trajet, ce résultat ne se retrouvant lors d'aucun autre trajet en benzène, et sur aucun autre composé. Cela va dans le sens inverse d'accumulation de la pollution au sein du tunnel. Des mesures complémentaires et plus fines permettraient d'analyser ce phénomène, peut-être dû à la présence de l'aire de péage qui engendre un arrêt momentané des véhicules (conditions propices à l'émission du benzène).

Dans le sens Vaucresson -> Rueil-Malmaison, les maxima sont également enregistrés en journée, ce qui est une particularité du benzène.



(a) Résultats dans le sens Rueil-Malmaison -> Vaucleresson



(b) Sens Vaucleresson -> Rueil-Malmaison

Figure 58 : Résultats en Benzène (µg/m³) de l'ensemble des mesures embarquées :  
Matin du 9 février 2010 ; Jour du 29 janvier 2010 ; Soir du 5 février 2010.

(Moyenne par heure=période de la journée).

#### IV.2.5 Validation du système de modélisation

Le système de modélisation des concentrations sur la zone nécessite de bien connaître les niveaux dans le tunnel. Les émissions dans le tunnel se retrouvent, en effet, à l'extérieur soit par les unités de ventilation soit via les sorties du tunnel. Pour ce faire, les résultats des mesures en continu effectuées par COFIROUTE dans le tunnel sont utilisés. Pour caler le système de modélisation sur ces paramètres, toutes les mesures en embarquées ont été comparées aux relevés effectués en continu.

Cela a permis de caler le module d'estimation des émissions dans le tunnel.

### IV.3 Comparaison des résultats de mesures embarquées dans le tunnel du Duplex A86 avec d'autres tunnels en Ile-de-France

Les mesures embarquées par Airparif ont montré qu'il existait un impact des tunnels sur le niveau d'exposition individuelle des automobilistes franciliens. Aussi, quand un automobiliste passe plus de 5 % de son temps de trajet dans un tunnel, son niveau d'exposition au NO<sub>2</sub> augmente par rapport à un trajet sans tunnel.

Afin de pouvoir positionner les mesures embarquées réalisées au sein du tunnel du Duplex A86 par rapport à d'autres tunnels franciliens, un tour complet de l'autoroute A86 a été entrepris avec le même véhicule, ce qui a permis d'effectuer d'autres relevés dans des tunnels. Cet essai a été réalisé le jeudi 20 mai 2010 entre 10h20 et 13h40.

Les mesures réalisées dans l'habitacle du véhicule ont concerné les oxydes d'azote, le monoxyde de carbone, les particules (comptage) ainsi que le benzène.

La boucle complète de l'A86 n'a pu être réalisée, la dernière tranchée entre la N6 et l'A4 ayant été fermée lors de la journée de mesure.

Les mesures embarquées ont permis de mesurer successivement la qualité de l'air dans les tunnels suivants : Nogent-sur-Marne, Bobigny-Drancy, Landy, La Défense (dans les deux sens), Nanterre-centre, Duplex A86, Antony, Fresnes, Thiais et Thiais-Guy Mocquet.

D'autres tunnels, de très courtes longueurs, ont également été empruntés mais il n'est pas possible d'étudier leur impact : c'est le cas des tunnels Lumen, Norton, La Courneuve, Rueil-Belle-Rive et Rueil-La Jonchère.

Par ailleurs, d'autres tunnels en dehors de l'A86 ont fait l'objet de mesures embarquées : c'est le cas du tunnel de Landy sur l'Autoroute A1 avant le Boulevard Périphérique et celui de la Défense (A14, Boulevard Périphérique).

La localisation des tunnels précités est présentée à la figure 59. Des détails sur les tunnels (nombre de véhicules, longueur, nombre de voie) sont présentés à l'annexe VI.

Pour information, les niveaux mesurés lors de cet essai dans le Duplex A86 (sens Rueil-Malmaison -> Vaucresson) sont conformes aux mesures présentées précédemment.

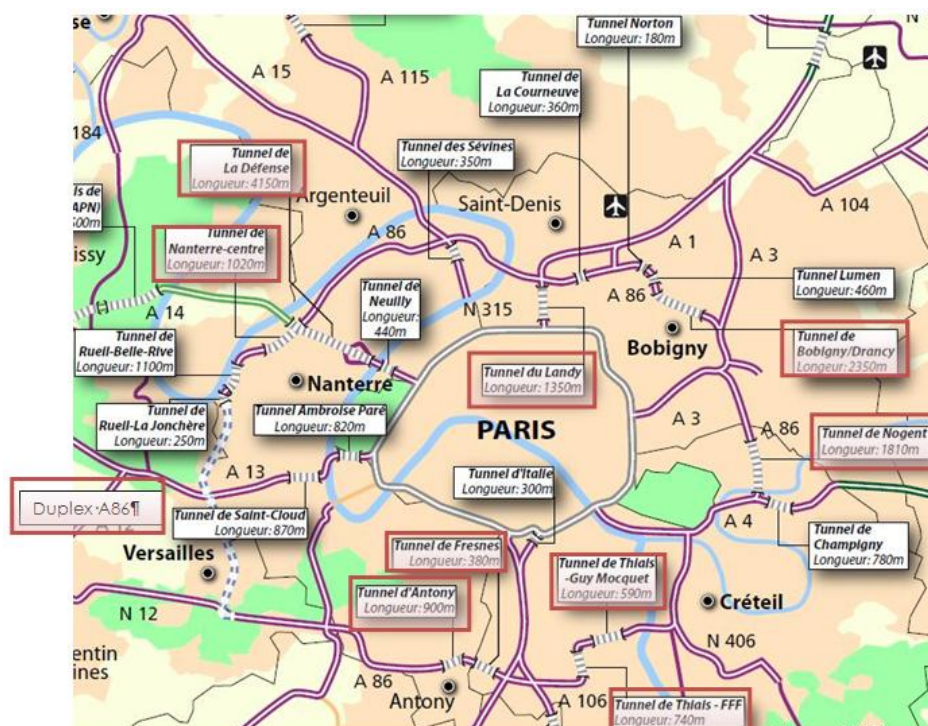


Figure 59 : Localisation des tunnels de l'A86, source DIRIF, octobre 2006.

Les concentrations moyennes enregistrées dans chaque tunnel et pour chaque composé sont synthétisées dans le tableau suivant. Les mesures dans le tunnel du Duplex A86 ont été réalisées en deux fois, d'où deux résultats pour cet ouvrage. Les conditions de circulation de chaque tunnel (comme les bouchons, la fréquentation du tunnel) au moment du passage du véhicule d'Airparif peuvent se traduire par des teneurs plus élevées dans certains ouvrages souterrains. Ces influences n'ont pas été étudiées ici.

Benzène	Toluène	NO	NO <sub>2</sub>	CO	NO <sub>2</sub> /NO (ppb)	Comptage Particules	Tunnel
6.4	9.6	<b>1324</b>	285	2101	0.14	127 260	Nogent-sur-Marne
4.0	9.7	740	299	2294	0.26	114 137	Bobigny/Drancy
<b>10.9</b>	40.0	<b>4590</b>	<b>1089</b>	7962	0.15	274 213	Landy
5.4	26.4	<b>1167</b>	<b>675</b>	5686	0.38	186 571	La Défense, sens Province - Paris
<b>11.0</b>	38.9	<b>1153</b>	<b>571</b>	5239	0.32	166 484	La Défense, sens Paris - Province et Nanterre centre
3.7	8.4	570	<b>516</b>	2402	<b>0.59</b>	100 649	DUPLEX A86 entrée à porte 48 (sens Rueil-Malmaison - Vaucresson)
6.9	15.9	<b>1506</b>	<b>1200</b>	3450	<b>0.52</b>	166 816	DUPLEX A86 porte 47 à sortie
4.8	17.0	833	334	2342	0.26	77 674	Antony + Fresnes + Thiais
5.7	20.0	836	317	2497	0.25	74 208	Thiais - Guy Mocquet

Tableau 1 : Résultats synthétiques des mesures embarquées selon le tunnel considéré, concentrations en µg/m<sup>3</sup> et comptage de particules en nombre.

### IV.3.1 Résultats des mesures en NO<sub>x</sub> sur l'ensemble de la boucle A86

La comparaison des niveaux moyens par tunnel (cf. tableau 1) montre que **la moitié des tunnels présentent des niveaux très élevés en NO<sub>2</sub>** (compris entre 550 et 1 200 µg/m<sup>3</sup>) : il s'agit des tunnels de Landy (1089 µg/m<sup>3</sup>), La Défense (dans les deux sens, avec respectivement 571 et 516 µg/m<sup>3</sup>) et du Duplex A86 pour la portion porte 47 à sortie (1200 µg/m<sup>3</sup>), l'autre portion du Duplex présentant des teneurs moins élevées (516 µg/m<sup>3</sup>). On notera toutefois que la valeur moyenne en NO<sub>2</sub> sur l'ensemble du Duplex est de 858 µg/m<sup>3</sup>, soit moins que dans le tunnel de Landy.

A l'inverse, les résultats en NO<sub>2</sub> des 4 autres tunnels sont homogènes, avec des teneurs moyennes autour de 300 µg/m<sup>3</sup>. Ces 4 tunnels n'ont toutefois pas de caractéristiques communes qui pourraient facilement expliquer ce résultat, comme la fréquentation ou la longueur du tunnel. Ils sont tous situés sur l'A86, côté sud et est de Paris.

L'analyse des concentrations de NO fournit des éléments de compréhension supplémentaires :

- ✓ On constate tout d'abord un comportement spécifique dans le Duplex A86, qui présente des niveaux en NO équivalents au NO<sub>2</sub>.
- ✓ Pour trois tunnels (Landy, La Défense sens Paris-Provence et Province-Paris), les niveaux élevés en NO coïncident avec des teneurs également importantes en NO<sub>2</sub>. Par contre, le tunnel de Nogent-sur-Marne présente une concentration moyenne en NO élevée par rapport à celle de NO<sub>2</sub>. Enfin, les trois derniers tunnels présentent un comportement similaire en termes de teneurs en NO (comme cela était également le cas pour le NO<sub>2</sub>).

La figure 60 présente les concentrations de NO<sub>2</sub> enregistrées sur l'ensemble de la boucle A86 via l'analyseur embarqué. Il s'agit des relevés 10 secondes.

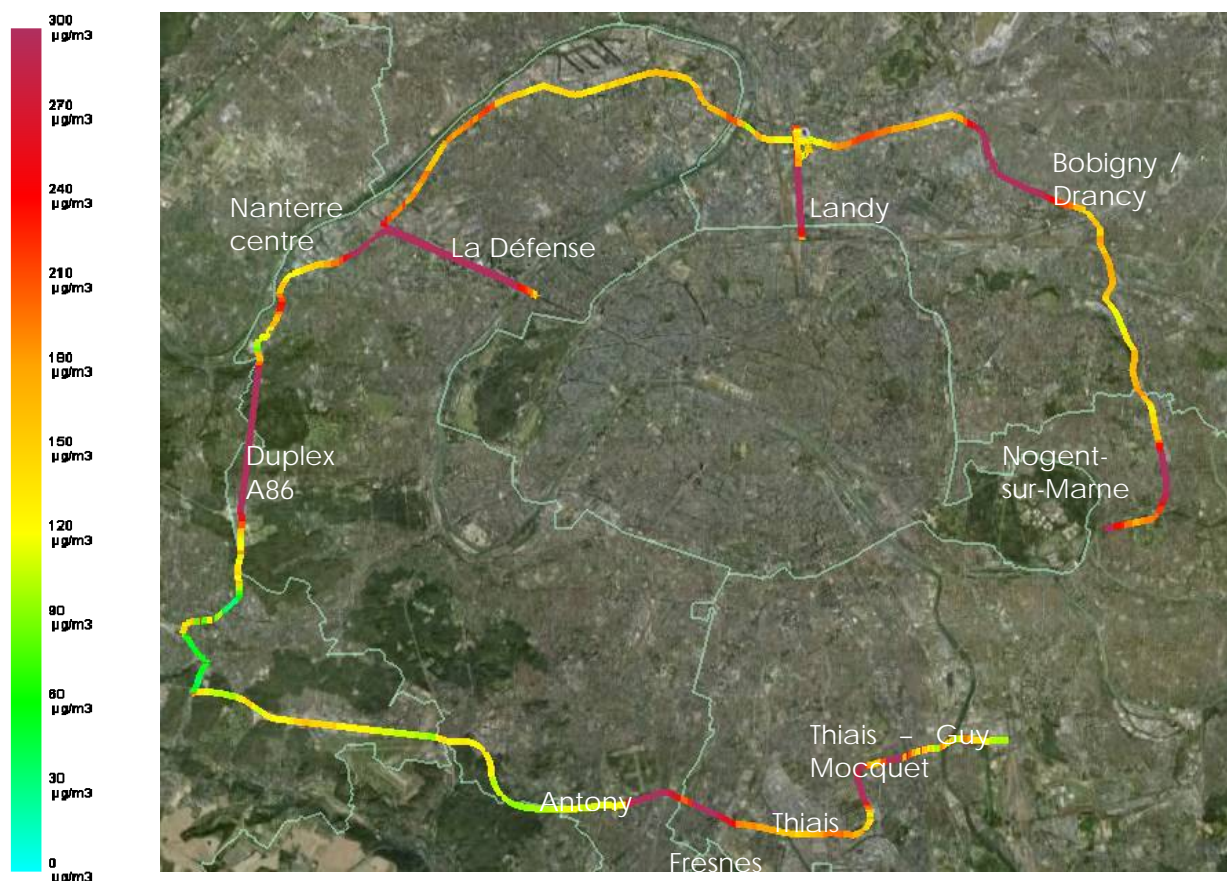


Figure 60 : Concentrations en NO<sub>2</sub> (µg/m<sup>3</sup>) mesurées le 20 mai 2009 entre 10h20 et 13h40 lors du tour de l'A86. Noms des tunnels traversés en blanc.

Les concentrations en NO<sub>2</sub> relevées au cours du parcours montrent d'importantes variations : les teneurs ont varié de l'ordre de 75 µg/m<sup>3</sup> au sud-ouest de la boucle dans le secteur de Versailles

(en extérieur) à plus de  $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$  dans les différents tunnels. Ces mesures confirment que les concentrations sont bien plus élevées dans les tunnels de façon générale.

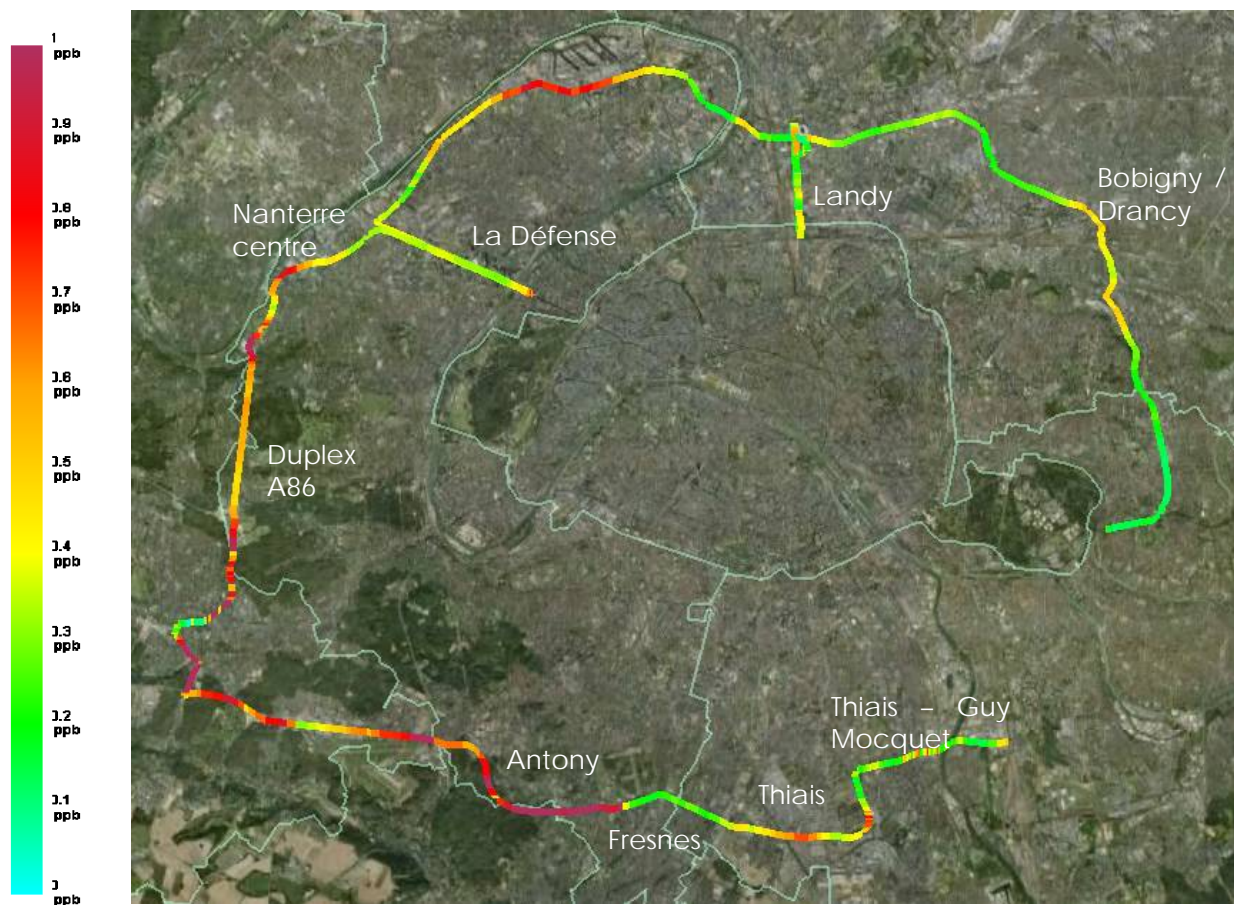


Figure 61 : Ratio  $\text{NO}_2/\text{NO}$  (ppb) mesuré le 20 mai 2009 entre 10h20 et 13h40 lors du tour de l'A86.  
Noms des tunnels traversés en blanc.

Il existe des différences sur le ratio  $\text{NO}_2/\text{NO}$  selon les tunnels. Hors Duplex A86, ils varient selon les tunnels entre 0.14 et 0.38 : les tunnels de Landy et Nogent-sur-Marne présentent des ratios de 0.15 alors que les facteurs des tunnels sous La Défense atteignent 0.35. Dans le Duplex A86, ce ratio est voisin de 0.55. L'une des spécificités du Duplex A86 est qu'il est interdit aux Poids Lourds, mais c'est également le cas du tunnel de La Défense, qui présente un ratio de 0.35. Les configurations au Duplex (faible volume, en pente) influencent certainement ce ratio.



### IV.3.2 Résultats des mesures en benzène sur l'ensemble de la boucle A86

La figure 62 représente les 9 prélèvements en benzène réalisés dans 8 ouvrages (deux prélèvements dans le Duplex A86).

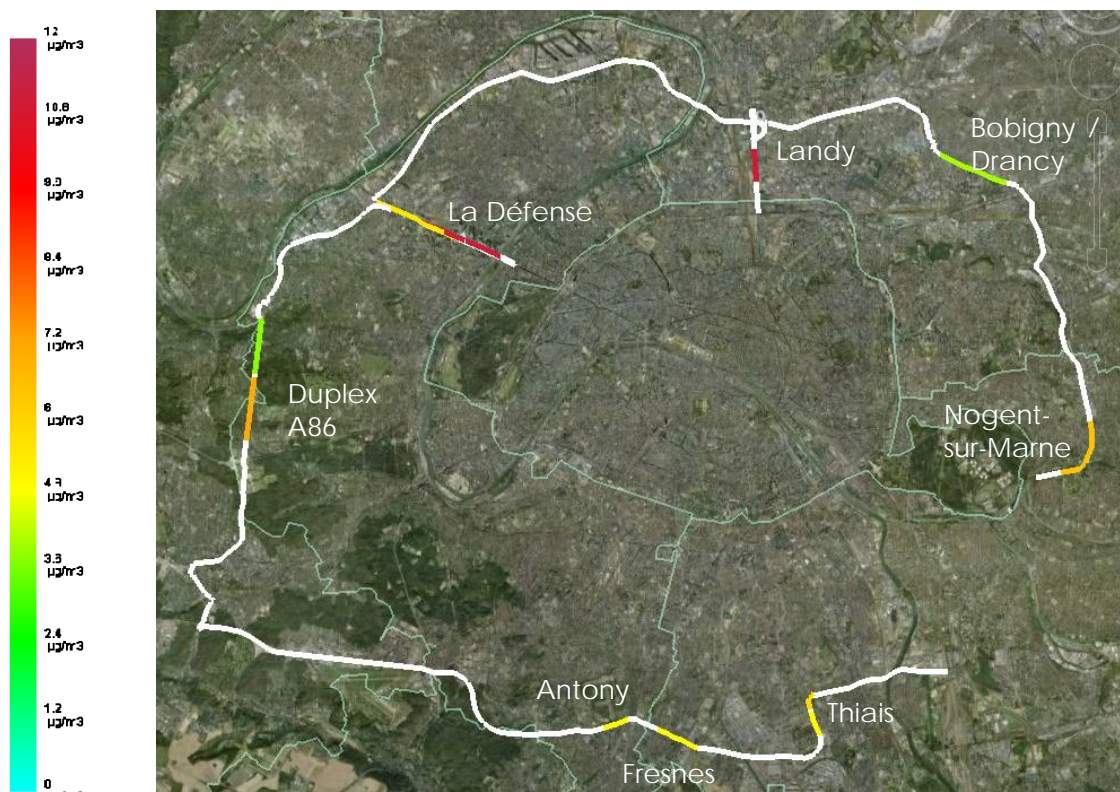


Figure 62 : Concentrations en benzène ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) mesurées le 20 mai 2009 entre 10h20 et 13h40 lors du tour de l'A86 (prélèvements effectués uniquement dans les tunnels). Noms des tunnels traversés en blanc.

Des niveaux moyens en benzène par tunnel varient de 4 (tunnel de Bobigny / Drancy) à 11  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (tunnel de La Défense, sens Paris- province et Landy). Le duplex A86 présente une valeur moyenne à 5.3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , avec une teneur plus élevée dans la seconde partie de l'ouvrage (niveau à 6.9  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Ce niveau moyen se retrouve sur la plupart des ouvrages couverts, où les concentrations sont de l'ordre de 5 - 6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Par conséquent, le Duplex ne présente pas de spécificité en termes de teneurs en Benzène. Des conclusions similaires s'appliquent pour le toluène.

### IV.3.3 A86

## Résultats des comptages de particules sur l'ensemble de la boucle

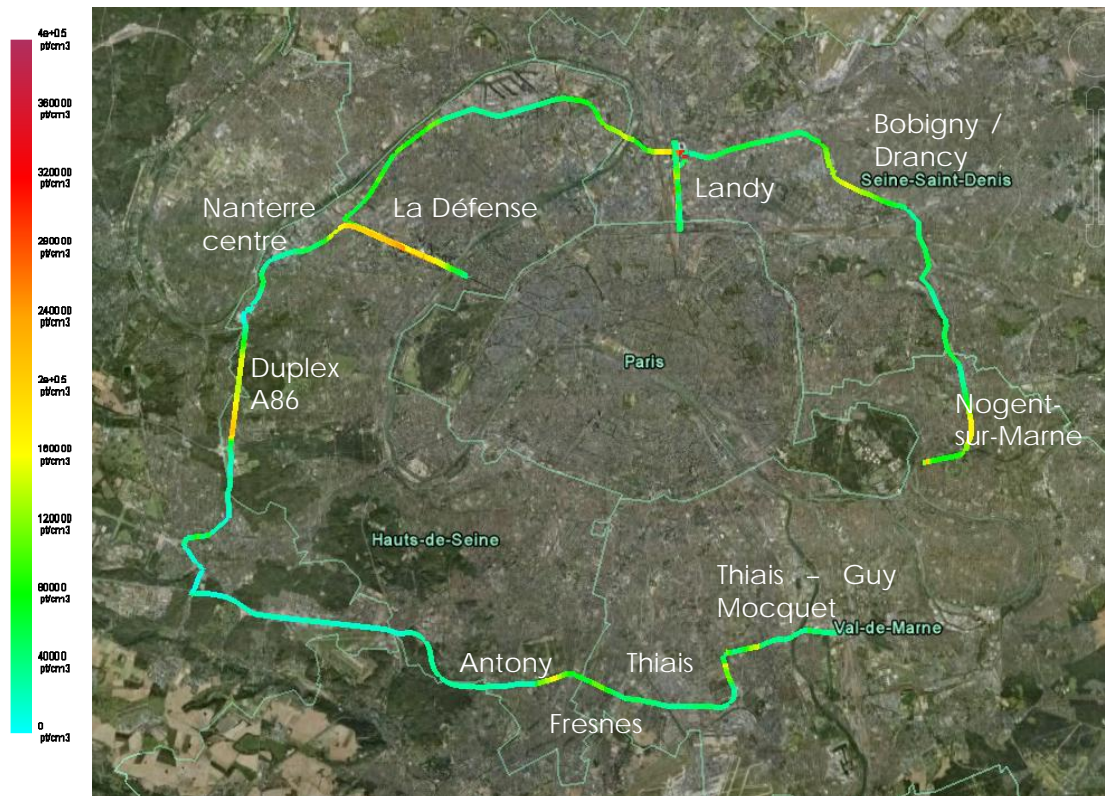


Figure 63 : Comptage en particules ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) mesurées le 20 mai 2009 entre 10h20 et 13h40 lors du tour de l'A86 (prélèvements effectués uniquement dans les tunnels). Noms des tunnels traversés en blanc.

Le nombre moyen de particules par tunnel a varié de 74 000 (tunnel Thiais - Guy Mocquet) à 274 000 dans le tunnel de Landy, la Duplex A86 présentant en moyenne 134 000 particules, ce qui correspond à la moyenne de l'ensemble des tunnels. Ainsi le Duplex A86 ne présente pas de spécificité en termes de nombre de particules par rapport aux autres tunnels étudiés.

### IV.3.4 Résultats des mesures de CO sur l'ensemble de la boucle A86

Les résultats en CO montrent, comme pour le benzène, des niveaux maximum dans les tunnels de Landy ( $8000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) et de La Défense dans les deux sens ( $5500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Les mesures dans les autres tunnels sont compris entre 2000 et  $3000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , le niveau moyen en CO dans le Duplex A86 étant de  $2900 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Il n'existe par conséquent pas de spécificité en terme de concentrations en CO dans le Duplex A86.

### IV.3.5 Zooms sur les différents tunnels de la boucle A86

L'annexe VII présente les résultats numériques des mesures effectuées dans les différents tunnels de l'A86, ainsi que les graphiques associés, présentant le comportement de l'ensemble des composés suivis dans un même ouvrage.

Outre des similitudes pour l'ensemble des tunnels (augmentation des concentrations par effet d'accumulation dans chaque ouvrage, avant une diminution plus ou moins rapide à la sortie), il existe des différences selon les tunnels, qui s'expliquent notamment par la configuration de l'ouvrage, le trafic, etc.

Ainsi, le tunnel de La Défense présente un profil différent selon le sens de circulation. En direction du boulevard Périphérique, les niveaux présentent un palier avant d'augmenter fortement à mi-parcours (x 3). Dans le sens inverse, en direction de la Province, les teneurs augmentent plus rapidement après l'entrée dans le tunnel, pour présenter ensuite un long palier. De plus, tous les composés ne présentent pas la même allure. Dans le premier sens, la dynamique du CO et des particules est beaucoup plus importante que les NOx. Dans le second, le NO présente un comportement plus dynamique, au même titre que le CO et les particules.

Le tunnel de Landy présente des profils de concentrations proche de celles du tunnel de La Défense (sens Paris – Province), avec des teneurs qui augmentent en fin de parcours avant de décroître. Le profil associé au NO est particulièrement dynamique, avec un maximum, comme la moyenne sur le trajet, important. C'est ce tunnel qui présente les profils de concentration les plus proches de ceux du Duplex A86, même si les similitudes entre les deux ouvrages ne sont pas évidentes (ni la géographie, ni la restriction sur les Poids Lourds dans le Duplex A86, ni le nombre de véhicules ne sont comparables dans les deux tunnels). On rappellera que les concentrations observées ne sont pas les mêmes.

Les tunnels au sud de l'A86 (Antony, Fresnes, Thiais) présentent des profils proches, aussi bien en termes d'évolution temporelle que de niveaux, ce qui s'explique en partie par la localisation géographique proche des tunnels.

#### **IV.4 Conclusion**

Les résultats des mesures embarquées ont permis le calage du module de calcul des émissions dans le tunnel A86, indispensable au calcul des concentrations en air ambiant sur le secteur d'étude. Notamment ces mesures ont permis d'étudier les spécificités selon les sens de circulation dans le tunnel et les polluants. Par ailleurs, des mesures dans la 2<sup>ème</sup> section du tunnel seraient utiles afin d'intégrer d'éventuelles évolutions.

La comparaison avec les autres tunnels de l'A86, de l'A14 ou entre de l'A1 met en avant des teneurs en NO<sub>2</sub> relativement élevées dans le Duplex A86 et également un ratio entre NO<sub>2</sub> et NO élevé.

# ANNEXES

## SOMMAIRE DES ANNEXES

<b>ANNEXE I LOCALISATION DES SITES DE MESURE</b>	<b>84</b>
<b>ANNEXE II CRITERES STATISTIQUES D’EVALUATION DES PERFORMANCES DU SYSTEME DE CARTOGRAPHIE</b>	<b>89</b>
<b>ANNEXE III VALIDATION DU PRELEVEMENT ET DE LA MESURE AUTOMATIQUE DU MONOXYDE DE CARBONE</b>	<b>91</b>
<b>ANNEXE IV VALIDATION DU PRELEVEMENT DE BENZENE</b>	<b>94</b>
<b>ANNEXE V EVOLUTION DES MESURES EMBARQUEES AU SEIN DU DUPLEX A86 POUR LES JOURNEES DES 5, 9 FEVRIER ET 20 MAI 2010 POUR LES DIFFERENTS COMPOSES ENREGISTRES</b>	<b>95</b>
<b>ANNEXE VI DETAILS SUR LES AUTRES TUNNELS ETUDIES LORS DES MESURES EMBARQUEES DU 20 MAI 2009</b>	<b>103</b>
<b>ANNEXE VII RESULTATS DES MESURES EMBARQUEES DANS DIFFERENTES TUNNELS DE L’A86</b>	<b>104</b>

# ANNEXE I

## Localisation des sites de mesure

### Sites du Grand Domaine

Numéro de site	X en LII	Y en LII	Nom commune	Adresse
1	579319	2432587	Fourqueux	Avenue de l'Echaudée, Square des Terres Fleuries
2	581792	2432927	Saint Germain en Laye	Rue de Mareil, Square Gérard de Nerval
3	583432	2432631	Le Pecq	Stade municipal Louis Raffageau, 3 boulevard Libération
4	585187	2432972	Le Vésinet	4 allée des Bocages
5	586978	2433205	Chatou	Ecole Val Fleuri, rue Lami
6	589354	2432302	Nanterre	9, rue des goulvents
7	579436	2430244	L'Etang la ville	Avenue du Bois
8	581730	2430794	Marly-le-Roi	Salle polyvalente du Champ des oiseaux, rue du Champ des Oiseaux
9	583467	2430759	Le Port Marly	Allée Cézanne
10	585254	2431206	Croissy sur Seine	Rue des cerisiers
11	587020	2430427	Rueil-Malmaison	Stade du Parc, 298-314 Avenue Napoléon Bonaparte
12	589057	2430811	Rueil-Malmaison	Hôpital Stell, rue Charles Drot
13	579297	2428070	Noisy-le-Roi	Ecole primaire Jules Verne, rue Jacques Bénigne Bossuet
14	581457	2429359	Marly-le-Roi	Stade François-Henri de Virieul, route de Saint Cyr
15	583721	2429246	Louveciennes	Groupe scolaire Leclerc, rue de la Croix-Rouge
16	585932	2428742	La Celle Saint Cloud	Ecole maternelle et primaire Morel de Vindé, allée des sablons
17	588077	2429239	Rueil-Malmaison	7, rue Boileau
18	589783	2428277	Garches	Ecole Gaston Ramon, rue du docteur Debat
19	580037	2427014	Noisy-le-Roi	Stade intercommunal SIBANO, chemin de la plaine
20	580920	2426638	Bailly	Rue des Saules
21	583957	2427230	La Celle Saint Cloud	Avenue Maurice de Hirsch, Parc des Sports, terrain de rugby
22	584992	2426785	La Celle Saint Cloud	Sente Pascal
23	588085	2426843	Garches	22, Avenue Henri Fontaine
24	589599	2427225	Garches	Ecole maternelle Saint-Exupéry, Grande rue
25	579340	2424109	Fontenay le Fleury	Rue Descartes, terrain de tennis
26	580842	2424234	Saint-Cyr l'Ecole	Chemin de l'Avenue de Villepreux
27	584056	2424964	Le Chesnay	Square, rue du Hameau (impasse)
28	585533	2424742	Versailles	rue Lacordaire
29	587897	2424632	Ville-d'Avray	Route cavalière du rompu
30	589433	2425099	Ville-d'Avray	Groupe scolaire J. Rostand, 17 rue de la Ronce
31	579447	2422476	Saint-Cyr l'Ecole	4, Impasse des Sablons
32	581676	2422668	Versailles	Allée de Choisy
33	584300	2422606	Versailles	Jardin des Recollets
34	585626	2422742	Versailles	Parc des sports Montbaouron - Allée Pierre de Coubertin
35	587865	2423102	Viroflay	Rue Georges Clémenceau
36	589467	2422839	Chaville	rue Alexis Maneryrol
37	579629	2420665	Guyancourt	Mail des Saules - 8, place Van Gogh
38	581611	2420348	Guyancourt	Rue du Moulin Renard, complexe sportif les 3 mousquetaires
40	585239	2420808	Buc	Sente du Haras
41	587499	2420893	Vélizy-Villacoublay	Rue Jacquard
42	589604	2420718	Vélizy-Villacoublay	Square Marcel Dassault, Avenue du Capitaine Taron
43	579884	2418459	Voisins-le-Bretonneux	Rue Jean Bart, en face du n°7
44	581749	2418768	Guyancourt	Rue Louis le Vau
45	583901	2418769	Buc	4, square Anatole France
46	585829	2418912	Les-Loges-en-Josas	Rue de la Garenne
47	587795	2418868	Jouy-en-Josas	Rue Abel Nicolle
48	590003	2418438	Jouy-en-Josas	Chemin des Charbonniers

Sites à proximité de l'unité de ventilation de Rueil-Malmaison

Numéro de site	X en LII	Y en LII	Nom commune	Adresse
101	586099	2430674	Croissy sur Seine	9 rue Charles Bemont
102	586301	2431129	Croissy sur Seine	Parc du château, rue d'Eprèmesnil
103	586909	2430960	Rueil-Malmaison	Chemin rural n°25 entre golf et stade "Esso"
104	587169	2430751	Rueil-Malmaison	Tennis, rue Edouard Manet
105	587846	2431025	Rueil-Malmaison	Square NADAR
106	585996	2430158	Bougival	Parc, Patrice Vieljeux, ile de la Chaussée
107	586507	2430429	Rueil-Malmaison	Boulevard Bellerive, parking Fruit défendu
108	586802	2430277	Rueil-Malmaison	344, Avenue Napoléon Bonaparte
109	587488	2430352	Rueil-Malmaison	Avenue du 1er Consul
110	587798	2430560	Rueil-Malmaison	Collège la Malmaison, rue du prince Eugène
111	586240	2429901	Bougival	Avenue de la source (au niveau du n° 9)
112	586588	2430145	Rueil-Malmaison	Allée de la grenouillère, en face du n°358
113	586984	2430048	Rueil-Malmaison	CLSH Vert-Bois, Rue du Commandant Jacquot
114	587401	2429931	Rueil-Malmaison	Avenue Girodet
115	587856	2430092	Rueil-Malmaison	Maison de la nature, av. de Versailles
116	586174	2429485	La Celle Saint Cloud	Résidence Elysée 2, derrière le 87 les Bosquets
117	586557	2429631	Bougival	Domaine de la Jonchère
118	586834	2429659	Rueil-Malmaison	Stade EDF de vert Bois, Chemin des Gallicourts
119	587452	2429587	Rueil-Malmaison	impasse rue de la vallée hudrée
120	587794	2429599	Rueil-Malmaison	rue des Sorins
121	586073	2429278	La Celle Saint Cloud	Sente du Mûr du Parc - Tennis Municipaux de la Celle saint Cloud
122	586753	2429424	Rueil-Malmaison	Chemin des vignes, au niveau du 19
123	587039	2429364	Rueil-Malmaison	rue des pervenches
124	587492	2429224	Rueil-Malmaison	Rue des Mégrands
125	587843	2429211	Rueil-Malmaison	Sentier sportif sylvestre
126	587086	2430092	Rueil-Malmaison	CLSH Vert-Bois, Rue du Commandant Jacquot
127	587377	2430612	Rueil-Malmaison	Avenue Napoléon Bonaparte, Ecole élémentaire Malmaison
128	587031	2430212	Rueil-Malmaison	Parc du Château de la Petite Malmaison, rue du Commandant Jacquot
201	586949	2429908	Rueil-Malmaison	Stade EDF-GDF du Vert-Bois, Côte de la Jonchère
202	587675	2430252	Rueil-Malmaison	Avenue Marmontel

Sites à proximité de l'unité de ventilation de Vaucresson

Numéro de site	X en LII	Y en LII	Nom commune	Adresse
151	585479	2426754	La Celle Saint Cloud	7, Avenue Pasteur
152	586068	2426778	Vaucresson	4 chemin des Châteaux
153	586299	2426398	Vaucresson	1, Avenue de Beauvilliers (Villa Edelwiess)
154	586615	2426688	Vaucresson	Avenue Jean Salmon Legagneur
155	587070	2426676	Vaucresson	Sente des Lavandes (face au n°3)
156	585227	2426556	La Celle Saint Cloud	entre 32 et 32bis Avenue Molière
157	586033	2426391	Vaucresson	Impasse Verte
158	586284	2426164	Vaucresson	Allée du Collège
159	586556	2426325	Vaucresson	Avenue du bois de la Marche
160	587045	2426283	Marnes-la-Coquette	n°36 Avenue Etienne de Montgolfier
161	585413	2425527	Le Chesnay	Chemin du Pré vert
162	585517	2425408	Le Chesnay	Rue de la Bourboule
163	586215	2425631	Vaucresson	Parc départemental des Haras de Jardy Avenue du Butard, courts de Tennis n°3
164	586669	2425777	Marnes-la-Coquette	Parc départemental des Haras de Jardy
165	586973	2425824	Marnes-la-Coquette	Parc départemental des Haras de Jardy
166	585174	2425197	Le Chesnay	Stade Corneille, 39 bis rue Corneille
167	585878	2425207	Versailles	Stade Sans-Soucis, route de la Brèche
168	586308	2425239	Vaucresson	Parc départemental des Haras de Jardy Avenue du Butard, courts de Tennis
169	586600	2425400	Marnes-la-Coquette	Parc départemental des Haras de Jardy
170	587052	2425441	Marnes-la-Coquette	Parc départemental des Haras de Jardy
171	585420	2425122	Le Chesnay	entre n°2 et 4 Rue Saint Michel
172	585826	2424892	Versailles	rue de l'espérance, au niveau du n°10
173	586011	2424927	Versailles	Avenue du Maréchal Douglas Haig, intersection allée de Jardy
174	586663	2425092	Marnes-la-Coquette	Parc départemental des Haras de Jardy, boulevard de Jardy
175	586963	2425144	Marnes-la-Coquette	Parc départemental des Haras de Jardy
176	586799	2427090	Vaucresson	entrée Lycée Toulouse Lautrec
177	587597	2427449	Vaucresson	Stade Haras Lupin, entrée en face n°32 rue Victor Duret
251	586305	2426230	Vaucresson	Allée du collège, club house courts de tennis
252	587575	2426487	Marnes-La-Coquette	Stade de la Marche

Sites à proximité de l'unité de ventilation de la RD10

Numéro de site	X en LII	Y en LII	Nom commune	Adresse
300	586503	2423185	Versailles	Rue de la Bonne Aventure
301	586955	2423093	Versailles	29 rue Saint-Symphorien
302	587390	2423155	Viroflay	7 rue des Vignes
303	587868	2423108	Viroflay	26 rue Michelet
304	588140	2423263	Viroflay	12 rue Julien Certain
305	588063	2422690	Versailles	Rue de l'Ecole des Postes
306	587795	2422690	Versailles	10 rue de la Concorde
307	587253	2422803	Viroflay	63 rue des Prés aux Bois
308	586865	2422773	Viroflay	26 rue Notre Dame du Chêne
309	586635	2422658	Viroflay	8 avenue Marguerite
310	586478	2422373	Versailles	9 rue Vauban
311	586993	2422435	Versailles	12 rue des Prés aux Bois
312	587223	2422375	Viroflay	16 rue Pierre Brossard
313	587688	2422260	Viroflay	104 rue du Pavé de Meudon (Stade des Bertisettes)
314	588148	2422333	Viroflay	101 avenue Gaston Boissier (Crèche municipale Durène)
315	588273	2422053	Versailles	7 rue Saint-Michel
316	587438	2422163	Versailles	52bis rue Remont
317	587195	2421970	Versailles	44 rue de la Chaumière
318	586968	2421855	Viroflay	Chemin de Jouy (terrain de tennis)
319	586435	2421800	Viroflay	Avenue de Vélizy
320	586465	2421528	Versailles	4 rue Augusta Holmes
321	586973	2421515	Versailles	53 rue Remont
324	587978	2421533	Viroflay	Carrefour des 3 barrières (chemin forestier du Parc des Nouettes)
231	587935	2422708	Viroflay	Salle Dunoyer de Segonzac, avenue des Combattants
232	587462	2422210	Viroflay	Parc du Bon-Repos, 7 avenue de Versailles pour l'état initial Terrains de Tennis, route du pavé de Meudon pour l'état final



Sites à proximité de l'unité de ventilation du Pont Colbert

Numéro de site	X en LII	Y en LII	Nom commune	Adresse
350	585920	2421510	Versailles	78à 92 rue des Chantiers (impasse résidence des Chantiers)
351	586350	2421480	Versailles	en face n°130 rue Yves Le Coz (impasse entre FCI et école)
352	586765	2421513	Versailles	57 rue Remont
353	587165	2421380	Versailles	Chemin forestier Fontaine des Nouettes (mitoyen clôture stade)
354	587638	2421418	Viroflay	Rond point des Célestins (accès par Parc des sports de Porchefontaine)
355	586158	2421218	Versailles	face au n°28 square du Pont Colbert
356	586410	2421208	Versailles	15 rue Saint-Bernard
357	586593	2421238	Versailles	face au n°5 rue Antoine Thierry de Ville d'Avray
359	587688	2421035	Vélizy-Villacoublay	1 rue Jacquart (angle rue de La Fontaine)
360	585943	2420650	Buc	Golf de la Boulie (Racing Club de France)
361	586218	2420655	Jouy-en-Josas	Golf de la Boulie (Racing Club de France)
363	587403	2420505	Vélizy-Villacoublay	Rue de Bretagne (parking dans l'angle le plus proche de la forêt)
364	587565	2420775	Vélizy-Villacoublay	entre 22-24 rue Montaigne
365	586090	2420178	Jouy-en-Josas	Golf de la Boulie (Racing Club de France)
366	586325	2420378	Jouy-en-Josas	Golf de la Boulie (Racing Club de France)
367	586748	2420178	Jouy-en-Josas	Rue Charles de Gaulle, face au pont de chemin de fer, à proximité du chantier Cofiroute
368	587125	2420263	Jouy-en-Josas	Route Ferrée du Milieu (chemin forestier, forêt de Versailles)
369	587578	2420263	Jouy-en-Josas	entre 12-14 rue Jean-Baptiste Huet
370	585840	2419880	Buc	Golf de la Boulie (Racing Club de France)
371	586343	2419778	Jouy-en-Josas	Golf de la Boulie (Racing Club de France)
372	586750	2419693	Jouy-en-Josas	Carrefour de la Carrière (intersection route Ferrée du Milieu / route du Clos Piot)
373	587135	2419803	Jouy-en-Josas	entre 50-52 rue du Maréchal Joffre
374	587595	2419913	Jouy-en-Josas	entre 72-74 rue Albert Calmette
271	586439	2421146	Versailles	rue Rémont (Centre de Loisirs "Les Grands Chênes")
272	587780	2420465	Vélizy-Villacoublay	Avenue de Provence (Ecole élémentaire Mozart)

## ANNEXE II

### Critères statistiques d'évaluation des performances du système de cartographie

Dans la suite du document,  $P_i$  désigne la prédiction au niveau de la station  $i$  et  $O_i$ , l'observation au niveau de la station  $i$ .

#### BIAIS

Le biais est défini par la moyenne des différences algébriques entre les prédictions et observations.

$$BIAS = \frac{1}{N_p} \sum_i d_i$$

Où  $N_p$  est le nombre de couples valides ( $O_i, P_i$ ) et  $d_i = P_i - O_i$ .

Il permet de quantifier l'amplitude de la sur-estimation ou la sous-estimation du modèle.

#### Ecart-type de l'erreur (Standard deviation of residuals)

Le paramètre SD est défini par la relation suivante :

$$SD = \sqrt{\frac{1}{N_p - 1} \sum_i (P_i - O_i - BIAS)^2}$$

Ce paramètre donne une information sur la variabilité de l'erreur.

#### Erreur quadratique moyenne (Root Mean Square Error)

Le paramètre RMSE est défini par la relation suivante :

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N_p} \sum_i (P_i - O_i)^2}$$

Ce paramètre donne une information sur les déviations entre observations et prévisions. Elevées au carré, les erreurs importantes ont un poids important dans la valeur du RMSE.

#### Facteur d'excès FOEX (Factor Of EXcess)

Si on désigne par  $N(P_i > O_i)$ , le nombre de prédictions supérieures aux observations (nombre de couples pour lesquels on vérifie  $P_i > O_i$ ) et par  $N(P_i < O_i)$ , le nombre de prédictions inférieures aux observations (nombre de couples pour lesquels on vérifie  $P_i < O_i$ ), le **facteur d'excès** est défini par la relation suivante :

$$FOEX = 200 \times \left( \frac{N(P_i > O_i)}{N(P_i > O_i) + N(P_i < O_i)} - 0.5 \right)$$

Il permet de qualifier la tendance d'un modèle à sur-estimer ou sous-estimer les observations : une valeur du coefficient FOEX à -100 % indique que le modèle a systématiquement sous-estimé les observations ; au contraire, une valeur du coefficient FOEX à +100 % indique que le modèle a systématiquement sur-estimé les observations. Ce coefficient ne rend pas compte de l'amplitude de la sur-estimation ou de la sous-estimation du modèle.

Ce facteur a été évalué pour la force du vent, la température et les concentrations.

#### Corrélation CORR (Pearson Correlation Coefficient)

Le paramètre CORR est défini par la relation suivante :

$$CORR = \frac{\sum_i (P_i - \bar{P})(O_i - \bar{O})}{\sqrt{\sum_i (P_i - \bar{P})^2} \sqrt{\sum_i (O_i - \bar{O})^2}}$$

Le coefficient de corrélation traduit la capacité du modèle à reproduire les variations temporelles des mesures.

### PERROR90

Ce paramètre correspond au percentile 90 des erreurs en valeur absolue. Il signifie que 90 % des erreurs sont inférieures à ce paramètre. Plus cette valeur est faible et meilleure est la prédiction.

### ACB le biais circulaire absolu (Absolute Circular Bias)

Ce paramètre est défini pour les directions de vent.

Il est défini par la relation suivante :

$$ACB = \frac{1}{N_p} \sum_i d_i$$

$$d_i = 2\pi - \max((P_i - O_i), (O_i - P_i))$$

Ce facteur permet de mesurer l'erreur absolue moyenne sur les directions de vent.

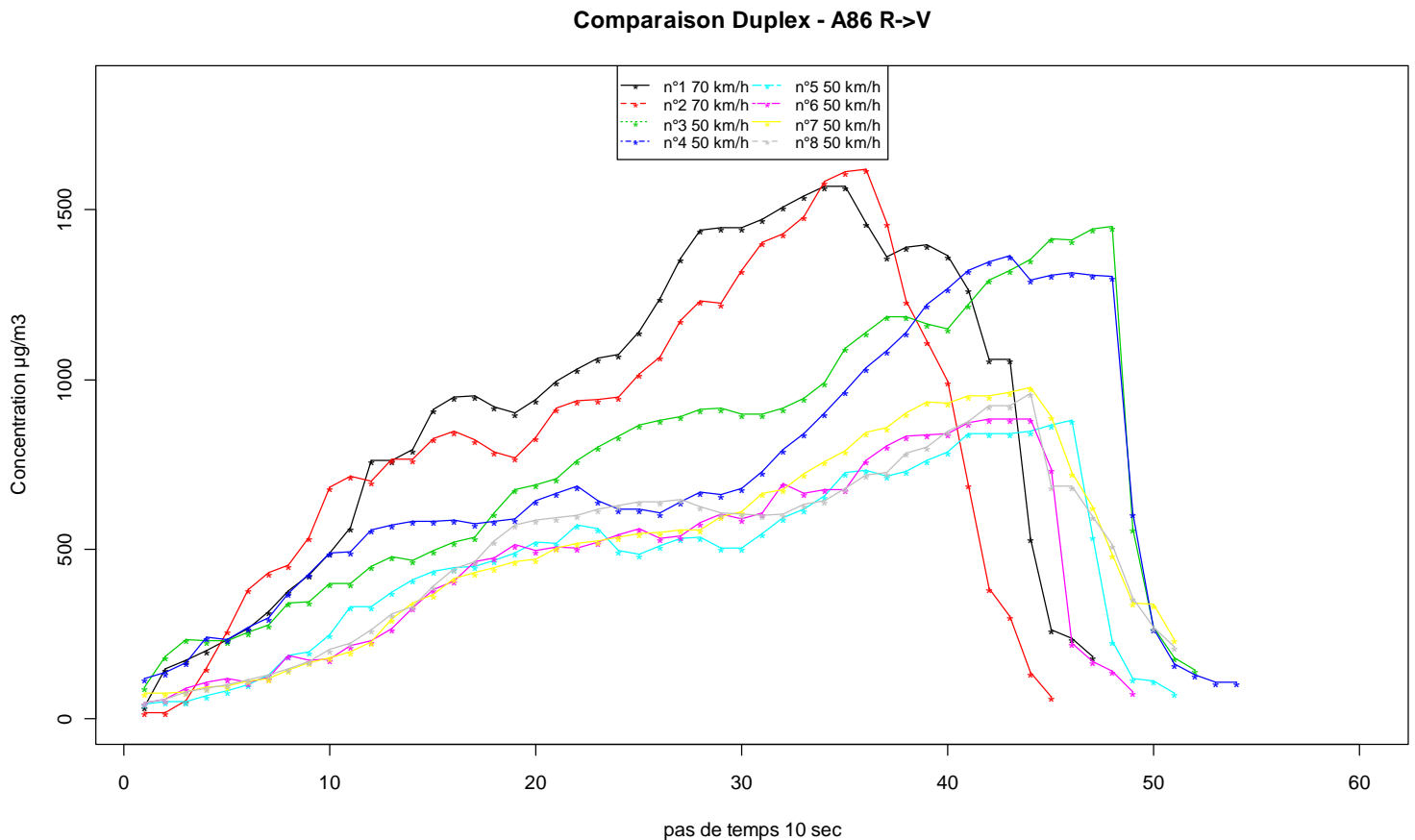
## ANNEXE III

# Validation du prélèvement et de la mesure automatique du monoxyde de carbone

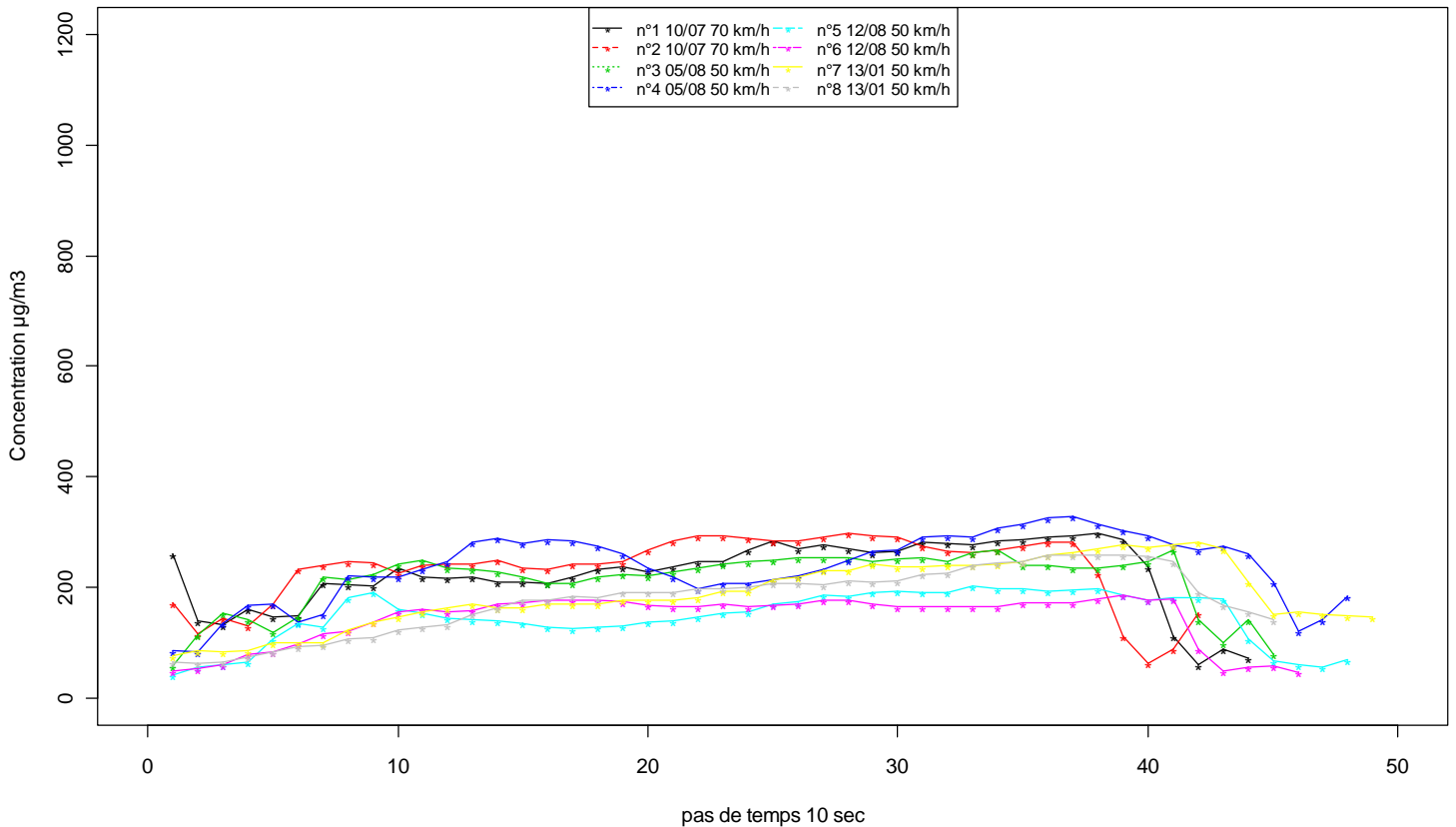
Afin de valider les méthodes de prélèvement ainsi que la mesure automatique de monoxyde de carbone, huit essais ont été réalisés :

- ✓ 10 juillet 2009 : validation de la mesure d'oxyde d'azote (2xAllers et 2xRetours n°1 et 2),
- ✓ 5 Août 2009 : validation de la mesure d'oxyde d'azote, de monoxyde de carbone et de particule à 50 km/h au lieu des 70 km/h testé le 10 juillet. (2xAllers et 2xRetours n°3 et 4),
- ✓ 12 Août 2009 : Test équivalent au 5 août 2009 (2xAllers et 2xRetours n°5 et 6),
- ✓ 13 janvier 2010 : validation du prélèvement benzène à 50 km/h sur sac Tedlar (2xAllers et 2xRetours n°7 et 8).

Ci-dessous : deux représentations des concentrations en dioxyde d'azote dans le tunnel DUPLEX A86 : les huit trajets allers sur l'un et les huit retours sur l'autre.



### Comparaison Duplex - A86 V->R



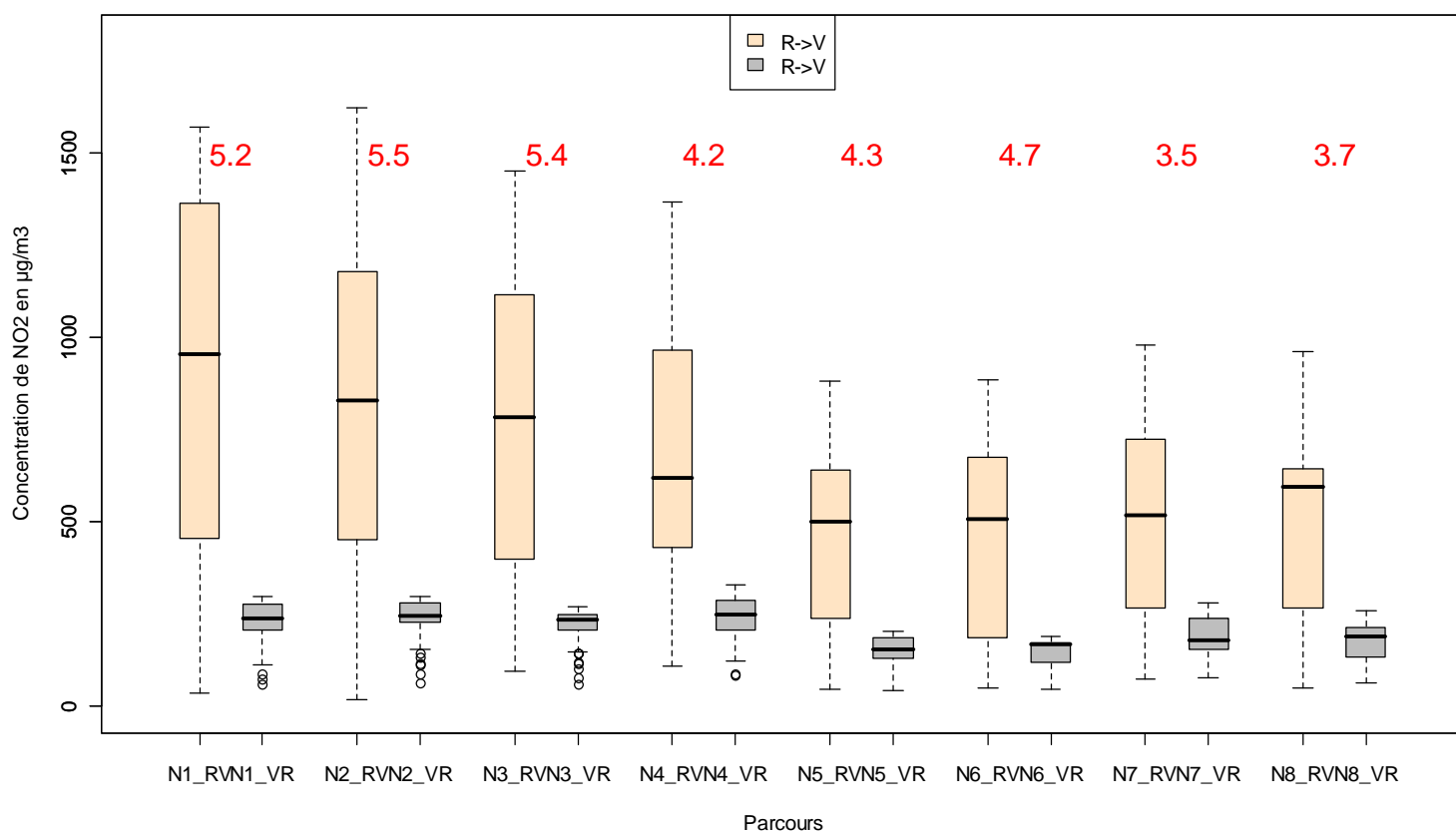
Ces deux représentations nous ont permis :

- de valider que les maxima ne dépendent pas de la vitesse : les concentrations maximales à 70 km/h et 50 km/h sont équivalentes, en supposant que les émissions le sont.
- de constater une grande disparité du niveau de dioxyde d'azote entre le trajet Rueil-Malmaison → Vauresson (R→V) et le retour Vauresson → Rueil-Malmaison (V→R).

Le tunnel a une pente importante (Rueil-Malmaison est à 30 m d'altitude et Vauresson à 175 m). Cette pente entraîne, pour un nombre de véhicules équivalent et faible, des ratios jusqu'à 5 en oxyde d'azote entre la montée et la descente. Une tendance différente est observée sur le monoxyde de carbone.

Ci-dessous une représentation des concentrations en dioxyde d'azote sur les 8 trajets et une indication des ratios calculés (en rouge) sur les maximums rencontrés sur ces trajets.

## Duplex A86



Les essais du 13 janvier 2010 ont permis de valider la corrélation entre le monoxyde de carbone et le benzène connu en proximité automobile (Station de mesure porte d'Auteuil) et le comportement de ces polluants au sein du tunnel.

Pour un régime moteur fort (montée), nous avons plus d'oxyde d'azote que de monoxyde de carbone. Pour un régime moteur ralenti (descente), nous avons plus de monoxyde de carbone que d'oxyde d'azote. Les hydrocarbures monocycliques aromatiques comme le benzène et le toluène ont un comportement similaire au monoxyde de carbone.

## ANNEXE IV

### Validation du prélèvement de Benzène

Afin de valider le prélèvement par sac, différents essais ont été réalisés afin de caractériser la justesse et la reproductibilité de la méthode (prélèvement et analyse).

Un étalon gaz de BTEX d'environ 10 ppb raccordé au LNE a été utilisé afin d'effectuer un essai de reproductibilité sur la chaîne complète de prélèvement et d'analyse : Prélèvement en sac – vidange sur tube CX et analyse.

Les résultats sont consignés dans le tableau ci-dessous :

Tube	Benzène en ppb	Toluène en ppb	Commentaires
4586	10.7	10.2	Sac n°1 + pompe
4731	10.8	10.1	Sac n°2 + pompe
4571	10.5	10.1	Sac n°31 + pompe
5118	9.9	9.7	Sac n°1 + pompe
5025	11.0	10.5	Sac n°1 + pompe
5110	10.3	10.0	Sac n°2 + pompe
5115	10.6	10.3	Sac n°3 + pompe
4596	10.4	11.0	Sac n°4 + direct
4263	10.7	10.9	Sac n°4 + pompe
4241	9.9	10.5	Sac n°4 + pompe

Etalon	Benzène en ppb	Toluène en ppb	Commentaire
ANTEE 20	10.45	10.50	Raccordement LNE

Les essais ont été réalisés sur 4 sacs différents (dans l'objet d'observer s'il y a un « effet sac », de plus un essai a été réalisé sans pompe, en utilisant la pression de la bouteille pour remplir le sac).

Il n'est pas observé d'écart systématiques dus au sac, ni à la modification du système de prélèvement.

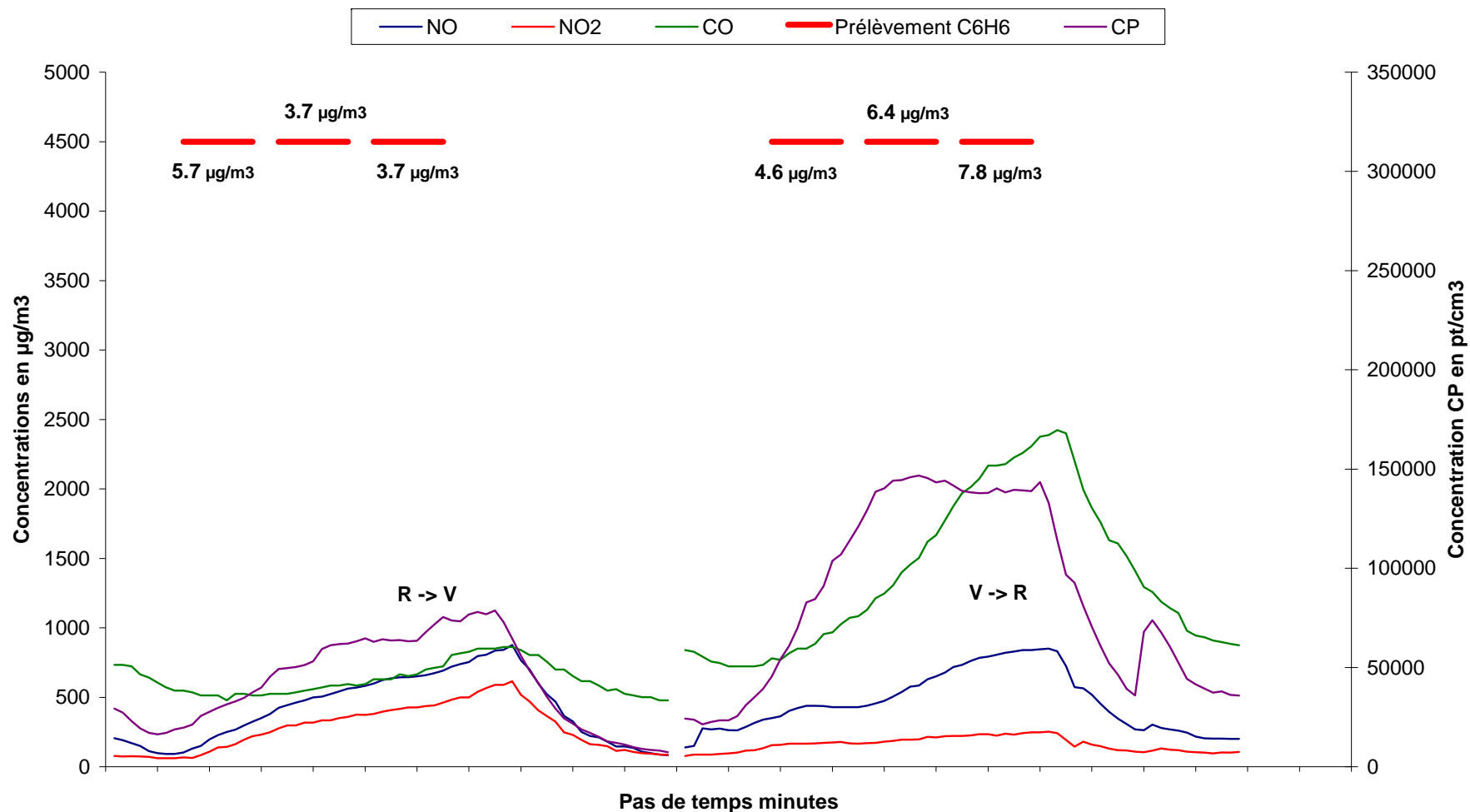
Pour le benzène, la moyenne est de 10,47 ppb pour un Etalon à 10,45 ppb de benzène, soit 0,2 % de différence. L'écart type de ces 10 valeurs est de 0,35 ppb soit une incertitude élargie dite de reproductibilité (deux écarts-types) de 6,6 % pour le benzène. Pour le Toluène, les écarts sont de 1,8 % et une reproductibilité de 8 %.

## ANNEXE V

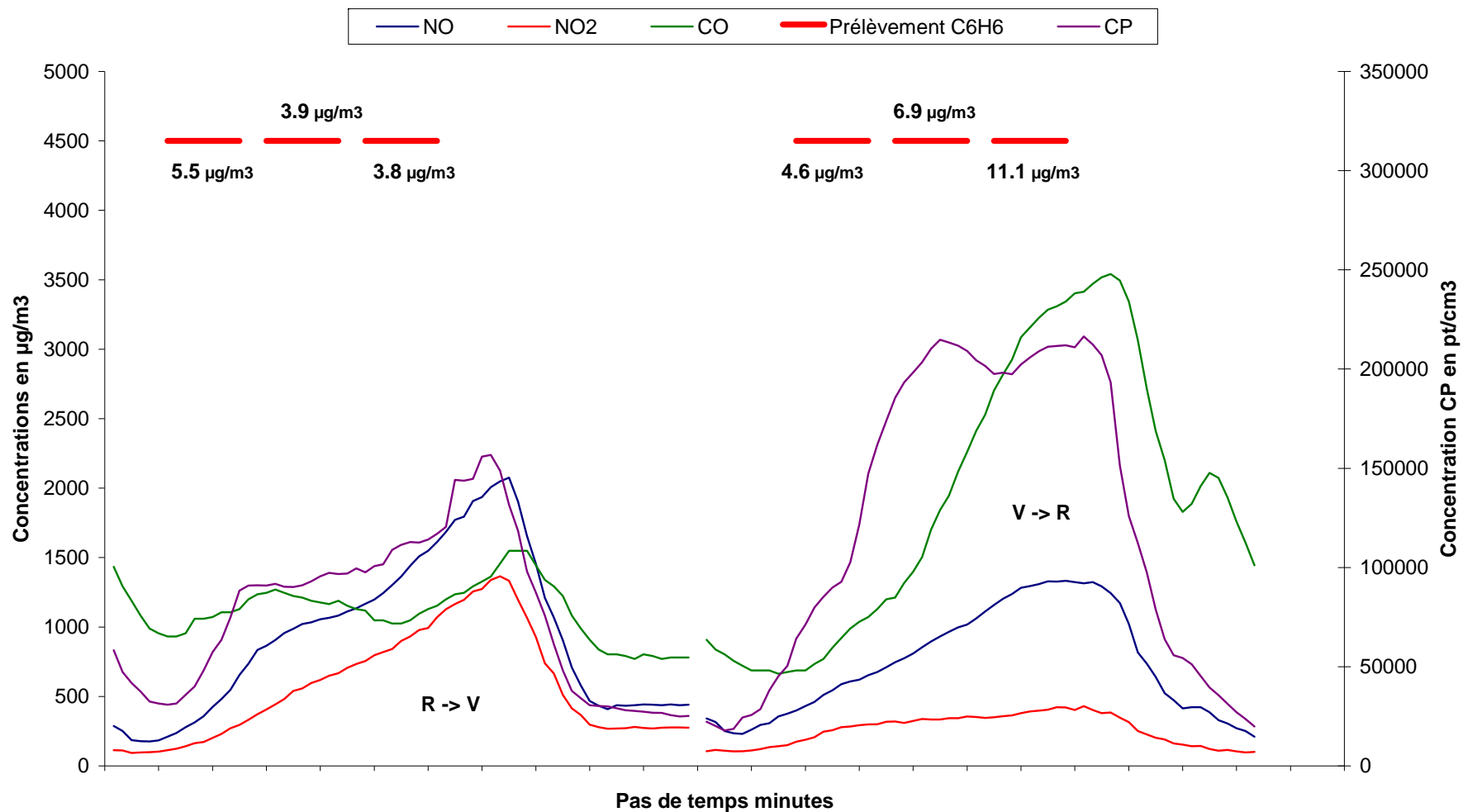
Evolution des mesures embarquées au sein du Duplex A86 pour les journées des 5, 9 février et 20 mai 2010 pour les différents composés enregistrés



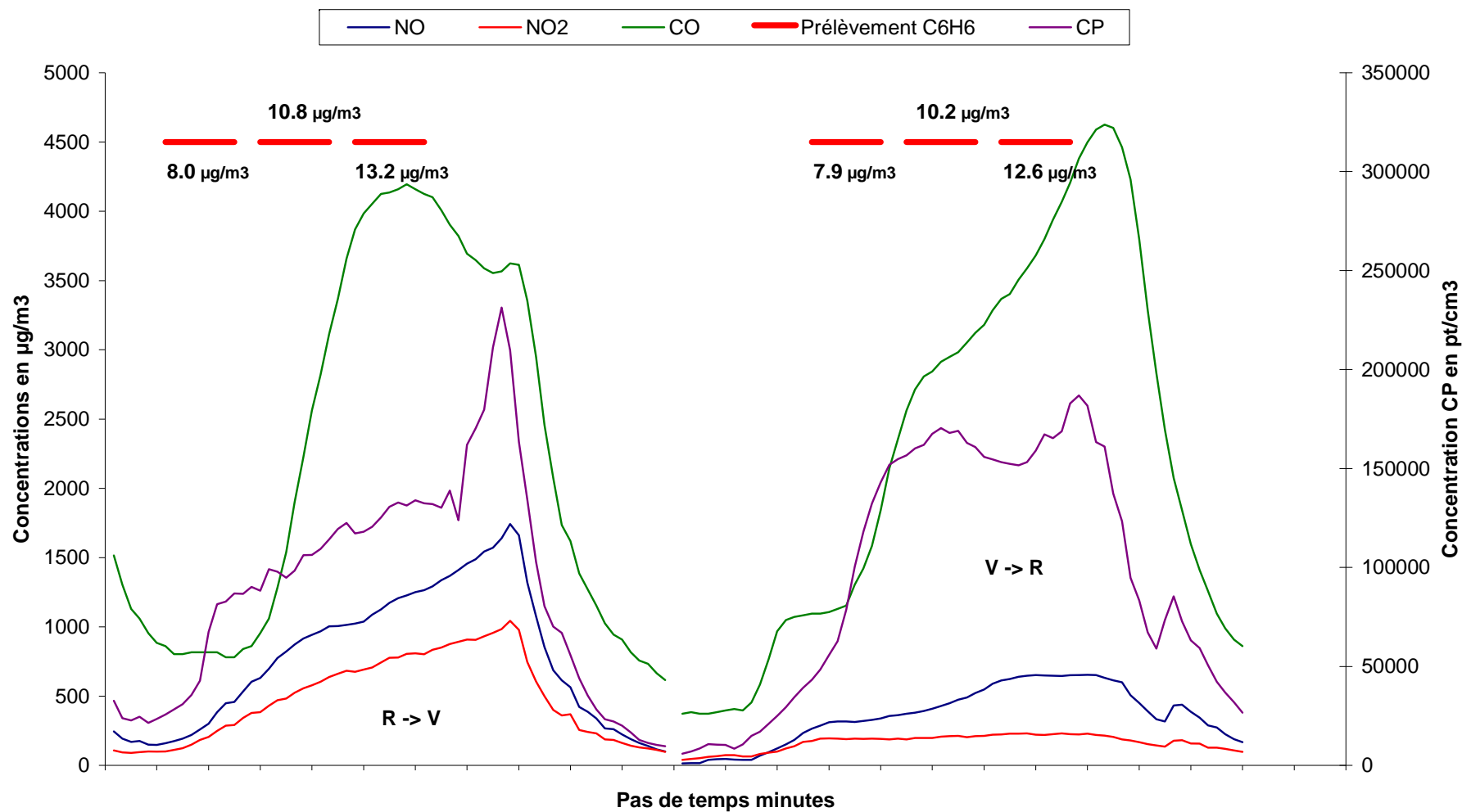
**DUPLEX A86 (Matin) : Oxydes d'azote, Monoxyde de carbone, Particules et Benzène  
Aller - Retour n°1 du 9 Février 2010**



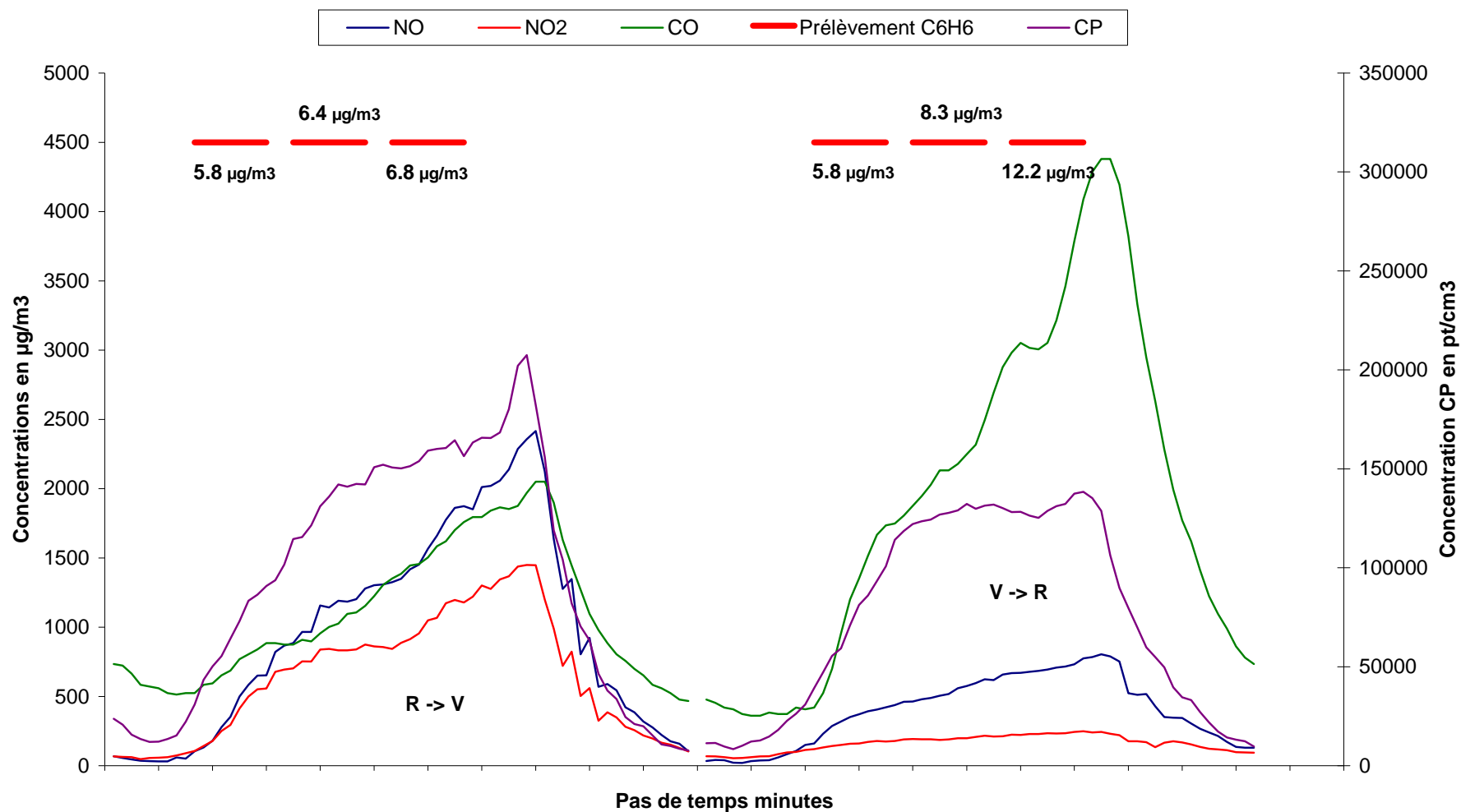
**DUPLEX A86 (Matin) : Oxydes d'azote, Monoxyde de carbone, Particules et Benzène**  
**Aller - Retour n°2 du 9 Février 2010**



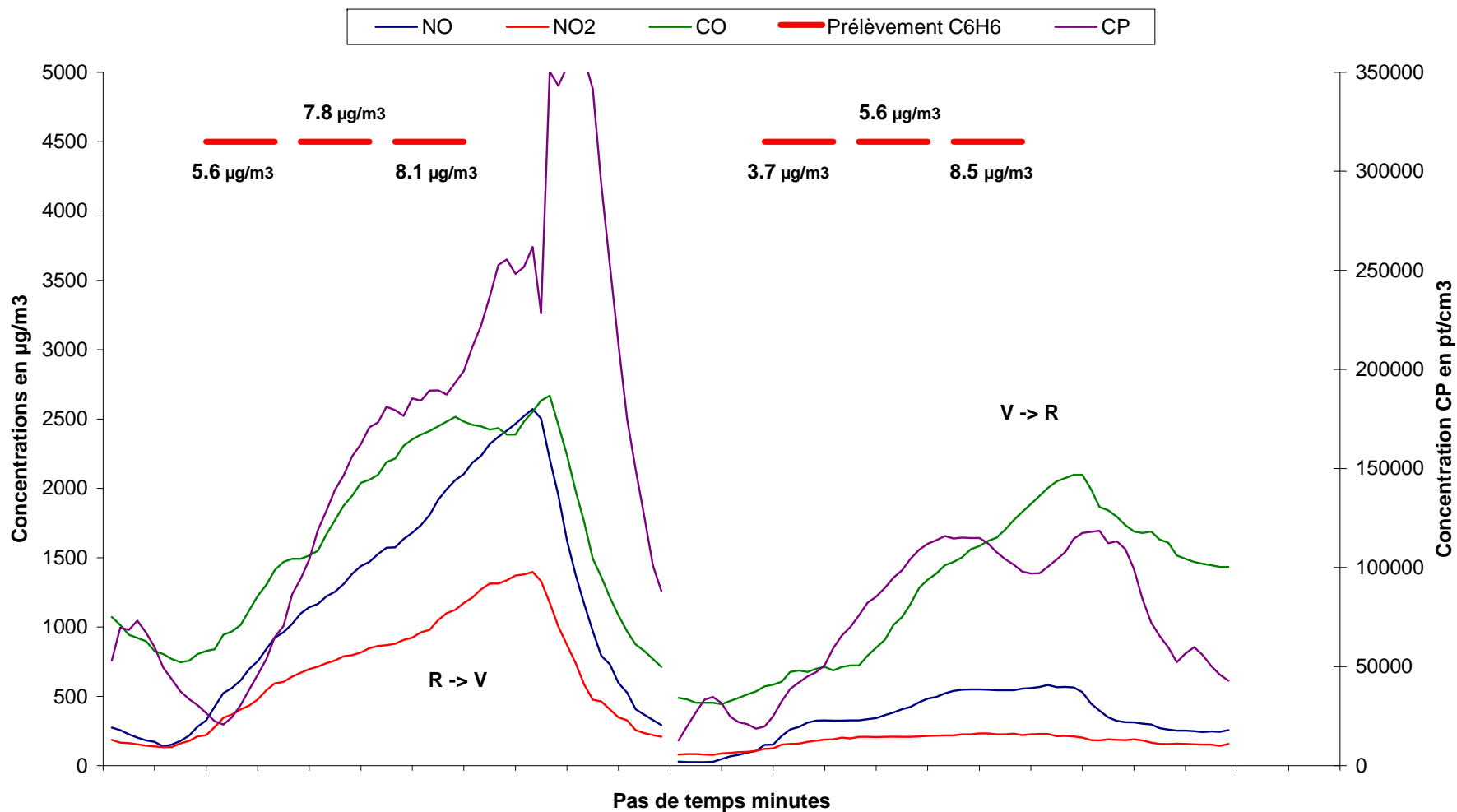
**DUPLEX A86 (Jour) : Oxydes d'azote, Monoxyde de carbone, Particules et Benzène  
Aller - Retour n°1 du 29 janvier 2010**



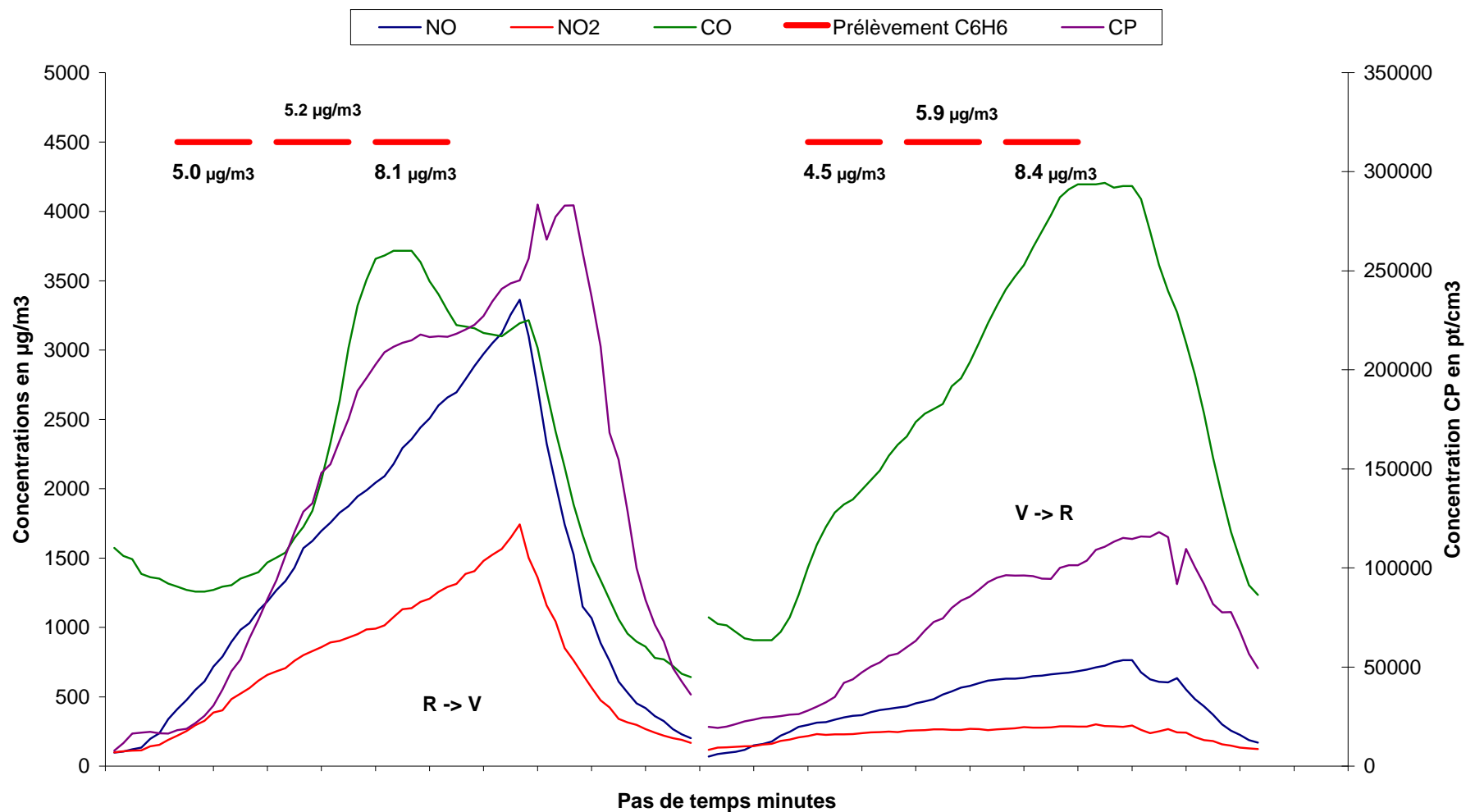
**DUPLEX A86 (Jour) : Oxydes d'azote, Monoxyde de carbone, Particules et Benzène  
Aller - Retour n°2 du 29 janvier 2010**



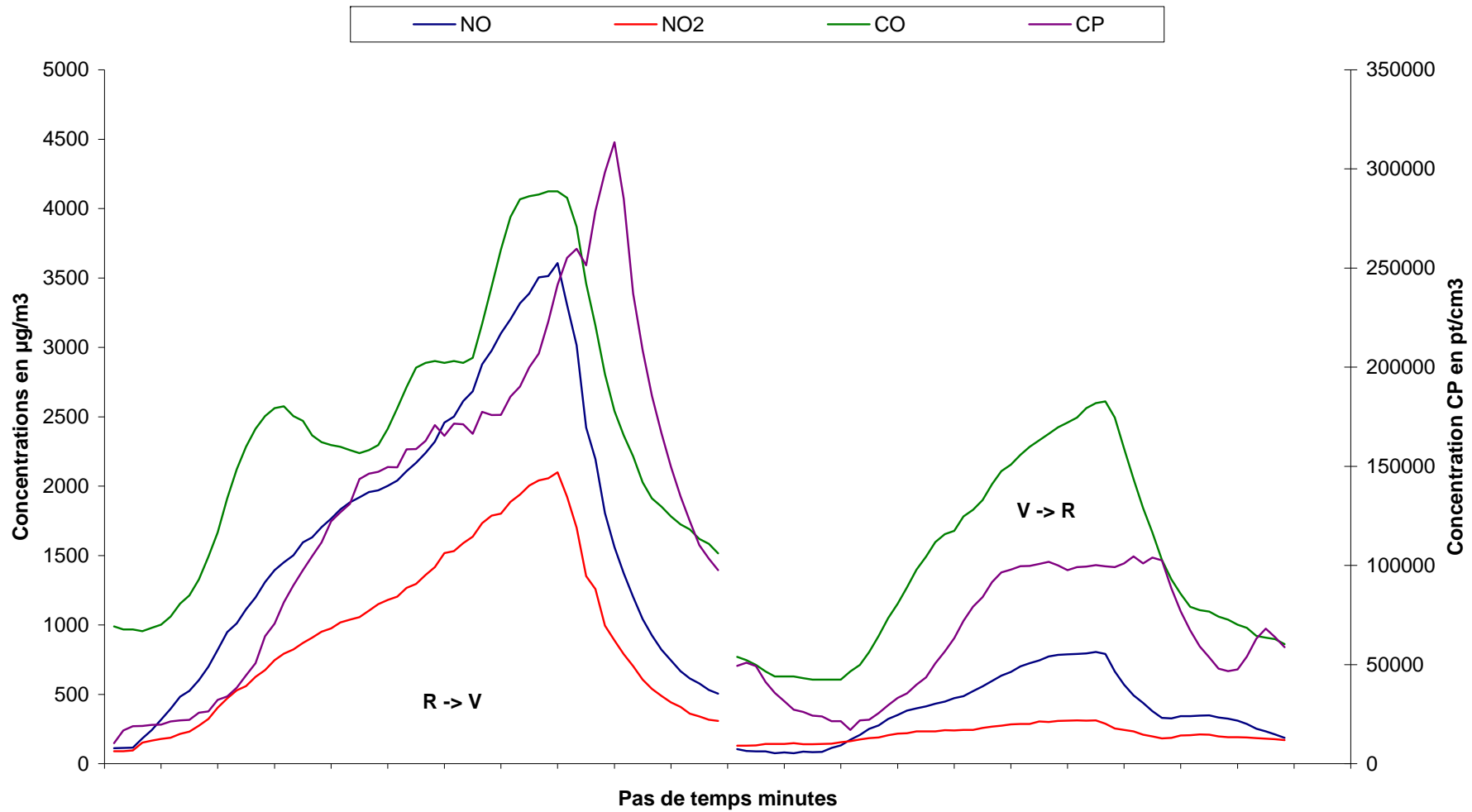
**DUPLEX A86 (Soir) : Oxydes d'azote, Monoxyde de carbone, Particules et Benzène  
Aller - Retour n°1 du 5 Février 2010**



**DUPLEX A86 (Soir) : Oxydes d'azote, Monoxyde de carbone, Particules et Benzène  
Aller - Retour n°2 du 5 Février 2010**



**DUPLEX A86 (Soir) : Oxydes d'azote, Monoxyde de carbone, Particules et Benzène**  
**Aller - Retour n°3 du 5 Février 2010**



## ANNEXE VI

### Détails sur les autres tunnels étudiés lors des mesures embarquées du 20 mai 2009

Nom du tunnel	Nombre de véhicules (TMJA)	Longueur (m)	Nombre de voies (dans le sens emprunté)
<b>Nogent-sur-Marne</b>	140 000 (PL à 15%)	1810	2 voies (sens unique)
<b>Bobigny - Drancy</b>	entre 86 000 et 95 000 (PL à 10 et 15%)	2350	2 fois 3 voies
<b>Landy</b>	220 000 (17 000 PL)	1350	2 fois 4 voies
<b>La Défense sens Province-Paris</b>	entre 75 000 et 150 000 (interdit aux PL)	4150	2 à 4 voies (sens unique)
<b>Nanterre centre</b>	entre 75 000 et 150 000 (interdit aux PL)	1020	2 à 4 voies (sens unique)
<b>Duplex A86</b>	entre 3 000 et 5 000 (interdit PL et 2 roues)	4 700	2 voies (sens unique)
<b>Antony</b>	34 000 (PL à 19%)	900	2 fois 3 voies
<b>Fresnes</b>	34 000 (PL à 19%)	380	2 fois 3 voies
<b>Thiais-Guy Mocquet</b>	34 000 (PL à 19%)	740	2 fois 3 voies
<b>Thiais-Guy Mocquet</b>	34 000 (PL à 19%)	590	2 fois 3 voies

Source : DIRIF, 2009.



## ANNEXE VII

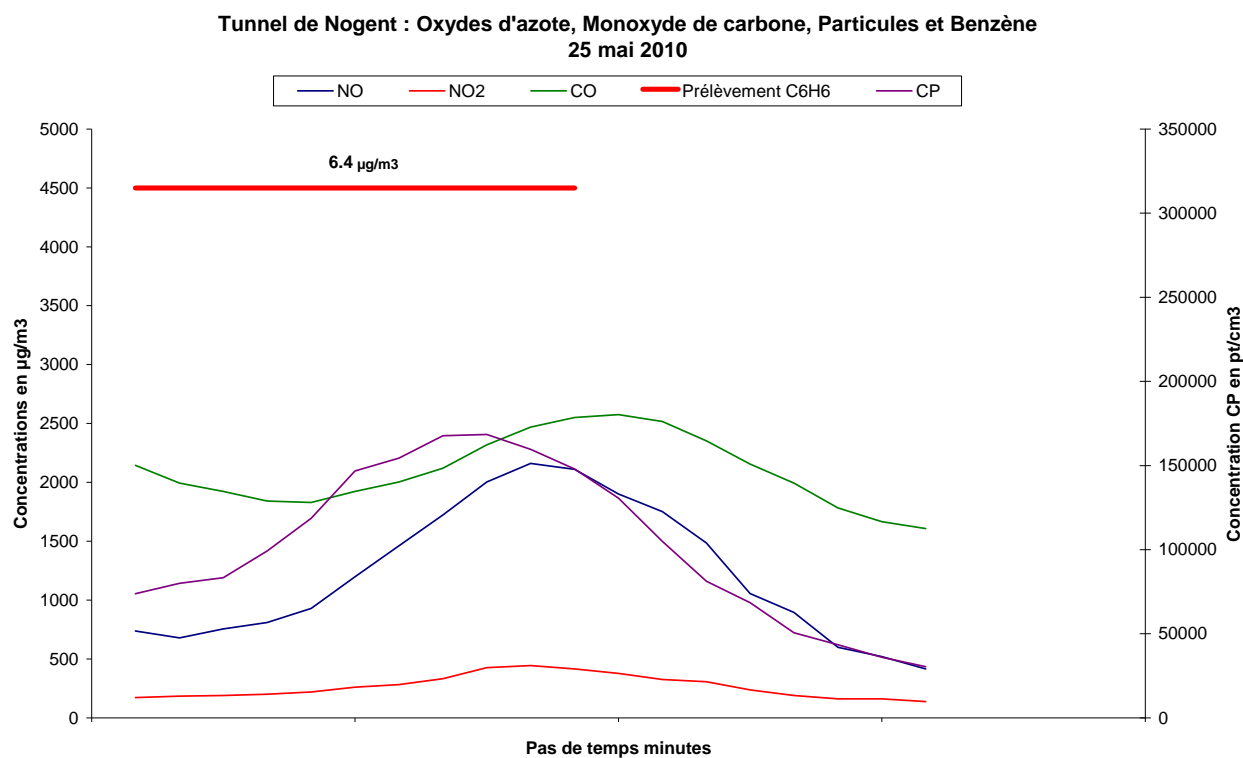
### Résultats des mesures embarquées dans différents tunnels de l'A86

#### Tunnel de Nogent-sur-Marne

	Benzène ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Toluène ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	NO ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	NO <sub>2</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	CO ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	CP (particules / m <sup>3</sup> )
Moyenne	6.4	9.6	1324	285	2101	127260
Maximum	nd	nd	2160	440	2575	168500

Concentrations moyennes et maximales (10 secondes) mesurées dans le tunnel de Nogent-sur-Marne, le 20.05.10 à 10h55 (vitesse moyenne à 64 km/h). Ratio NO<sub>2</sub>/NO = 0.14.

nd : donnée non disponible.



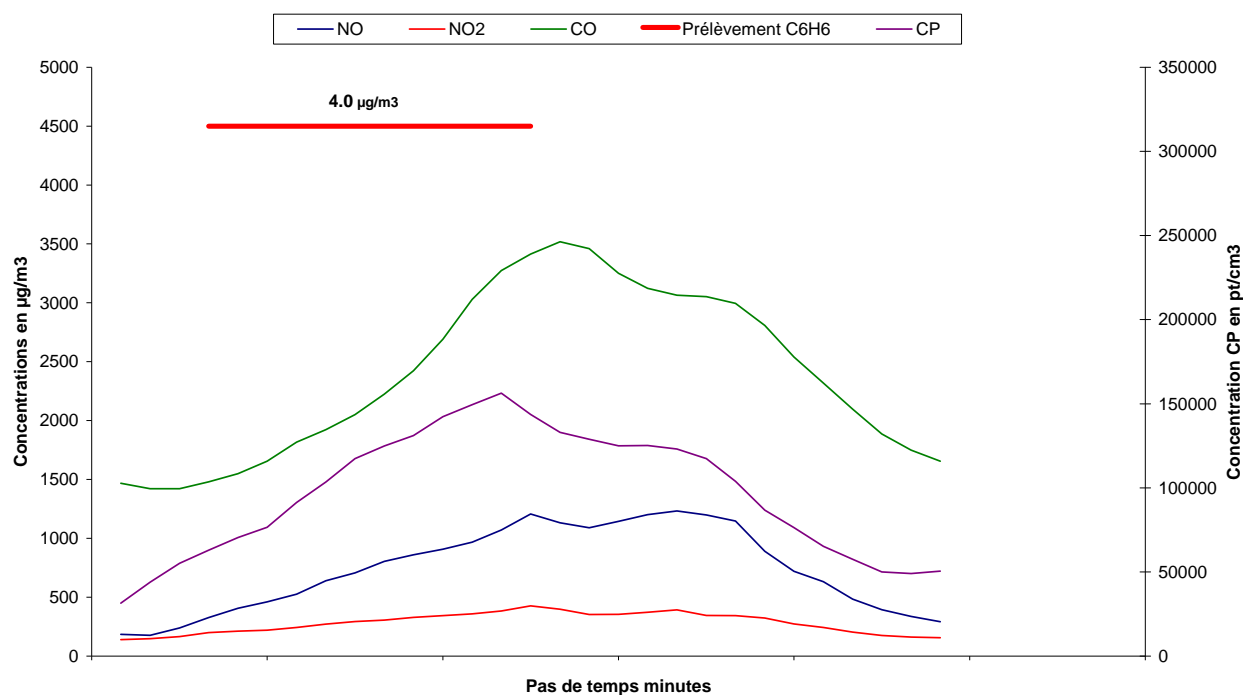
## Tunnel de Bobigny / Drancy

	Benzène ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Toluène ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	NO ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	NO <sub>2</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	CO ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	CP (particules / $\text{m}^3$ )
Moyenne	4.0	9.7	740	299	2294	114137
Maximum	nd	nd	1232	427	3518	156200

Concentrations moyennes et maximales (10 secondes) mesurées dans le tunnel de Bobigny / Drancy, le 20.05.10 à 11h05 (vitesse moyenne à 68 km/h). Ratio NO<sub>2</sub>/NO = 0.22.

nd : donnée non disponible.

**Tunnel de Bobigny Drancy : Oxydes d'azote, Monoxyde de carbone, Particules et Benzène  
25 mai 2010**



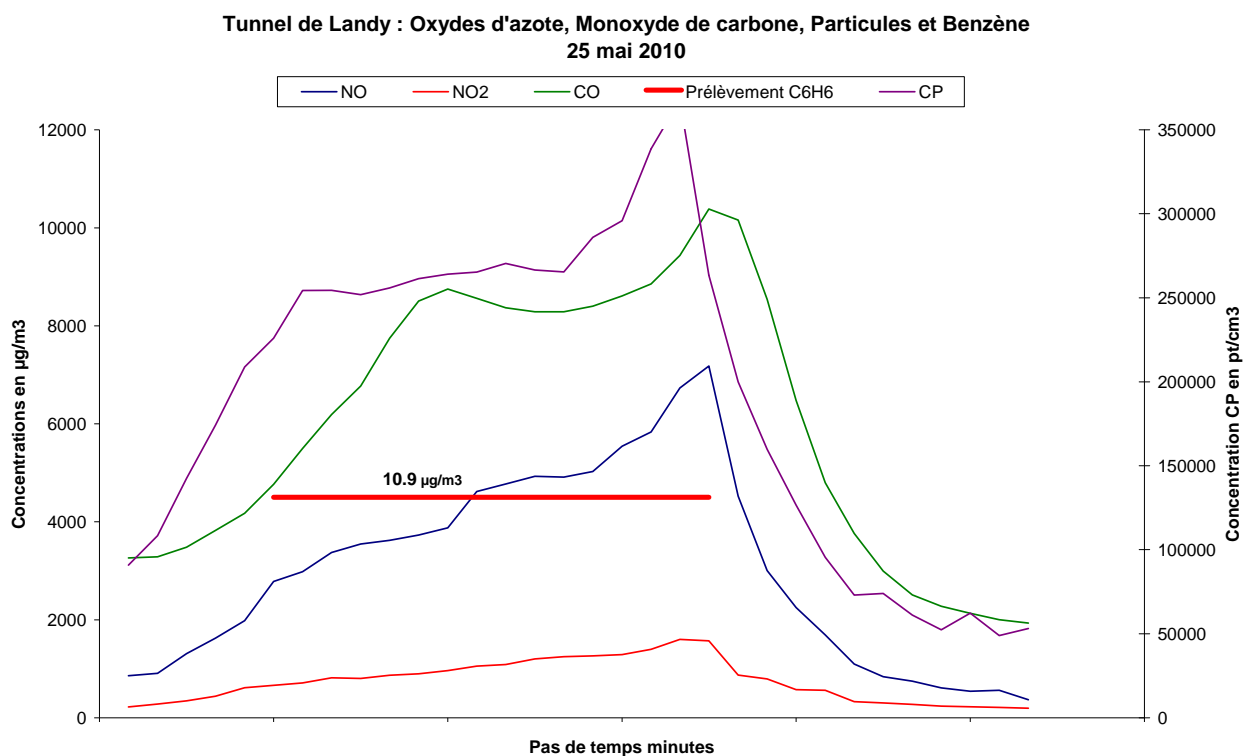
## Tunnel de Landy

	Benzène ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Toluène ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	NO ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	NO <sub>2</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	CO ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	CP (particules / $\text{m}^3$ )
Moyenne	10.9	40.0	4590	1089	7962	274213
Maximum	nd	nd	7178	1603	10380	367800

Concentrations moyennes et maximales (10 secondes) mesurées dans le tunnel de Landy, le 20.05.10 à 11h24 (vitesse moyenne à 18 km/h). Ratio NO<sub>2</sub>/NO = 0.16.

nd : donnée non disponible.

Remarque : pour raison de travaux, le tronçon BP vers A86 de l'A1 était fermé, donc seules 4 voies sur les 8 étaient ouvertes à la circulation.

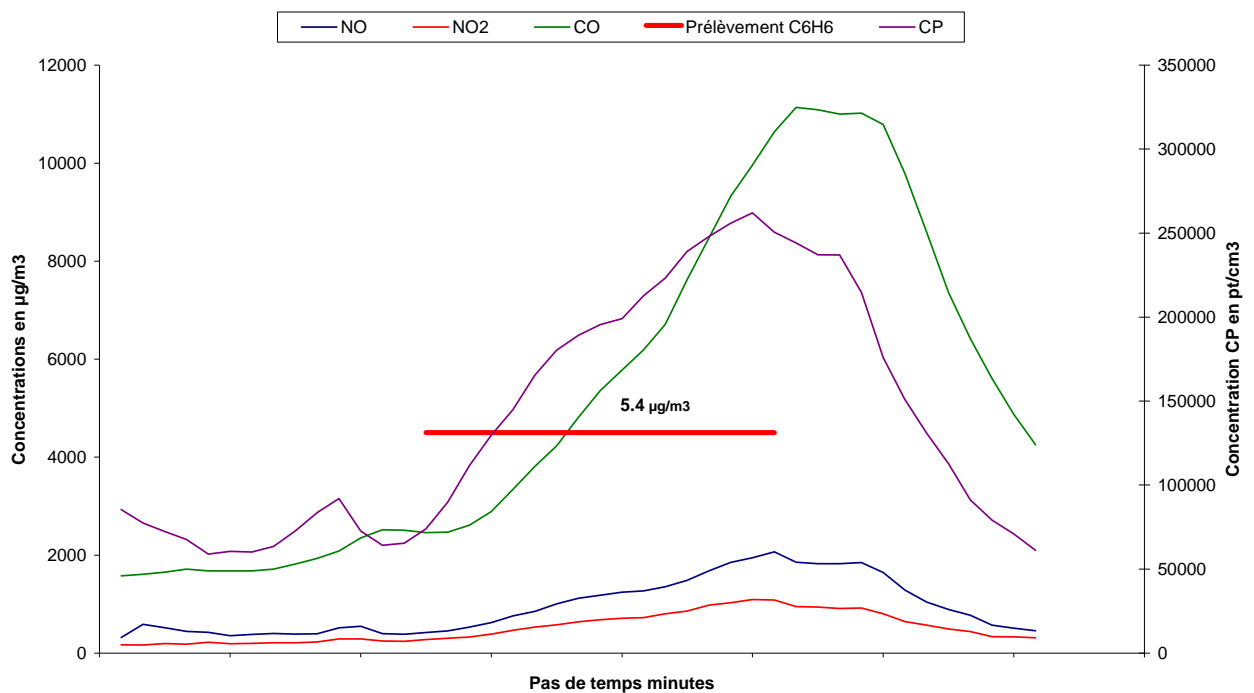


Tunnel de La Défense, sens Province - Paris

	Benzène ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Toluène ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	NO ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	NO <sub>2</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	CO ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	CP (particules / m <sup>3</sup> )
Moyenne	5.4	26.4	1167	675	5686	186571
Maximum	nd	nd	2068	1090	11137	262000

Concentrations moyennes et maximales (10 secondes) mesurées dans le tunnel de La Défense sens Province - Paris, le 20.05.10 à 11h50 (vitesse moyenne à 67 km/h). Ratio NO<sub>2</sub>/NO = 0.35. nd : donnée non disponible.

Tunnel de l'A14 vers BP : Oxydes d'azote, Monoxyde de carbone, Particules et Benzène  
25 mai 2010

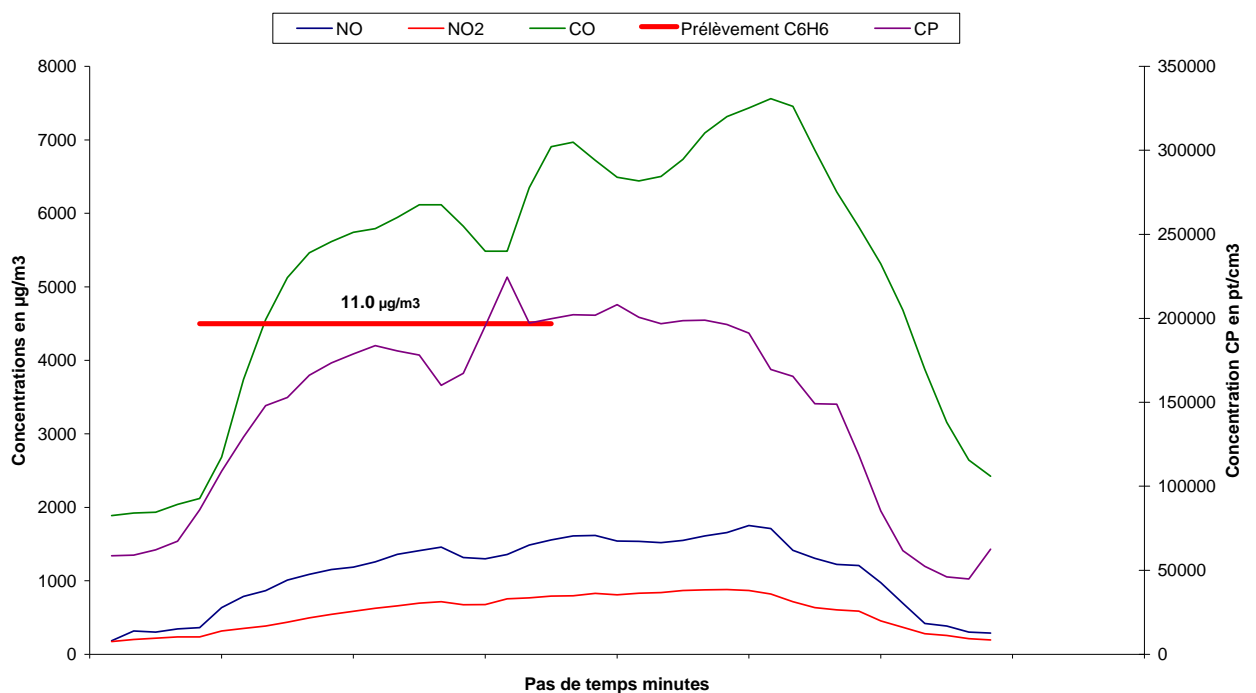


Tunnel de La Défense, sens Paris - Province

	Benzène ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Toluène ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	NO ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	NO <sub>2</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	CO ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	CP (particules / $\text{m}^3$ )
Moyenne	11.0	38.9	1153	571	5239	166484
Maximum	nd	nd	1753	880	7561	224500

Concentrations moyennes et maximales (10 secondes) mesurées dans le tunnel de La Défense sens Paris-Province, le 20.05.10 à 12h (vitesse moyenne à 47 km/h). Ratio NO<sub>2</sub>/NO = 0.34. nd : donnée non disponible.

Tunnel l'A14 vers Versailles : Oxydes d'azote, Monoxyde de carbone, Particules et Benzène  
25 mai 2010

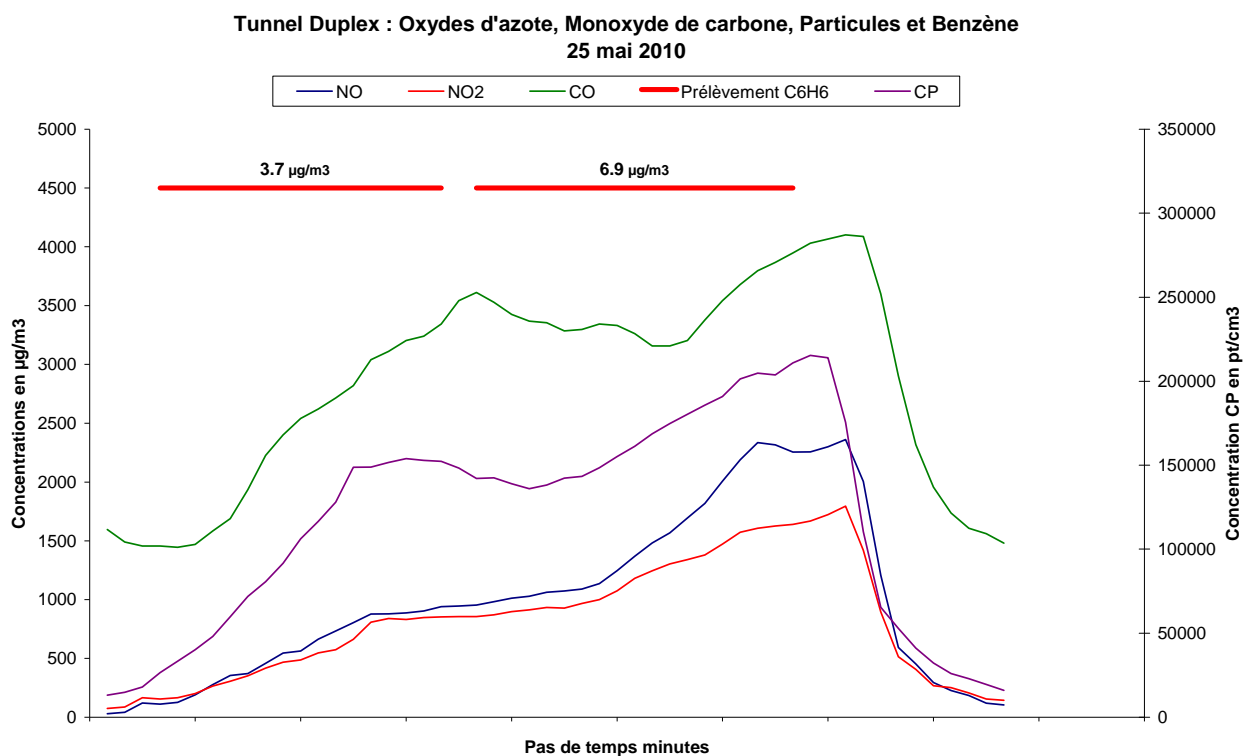


Tunnel du Duplex A86, sens Rueil-Malmaison -> Vaucresson

	Benzène ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Toluène ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	NO ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	NO <sub>2</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	CO ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	CP (particules / $\text{m}^3$ )
moyenne 1 <sup>er</sup> partie	3.7	8.4	570	516	2402	100649
moyenne 2 <sup>eme</sup> partie	6.9	15.9	1506	1200	3450	166816
Maximum	nd	nd	2360	1794	4101	215300

Concentrations moyennes et maximales (10 secondes) mesurées dans le tunnel du Duplex A86, le 20.05.10 à 12h35 (vitesse moyenne à 50 km/h). Ratio NO<sub>2</sub>/NO = 0.50.

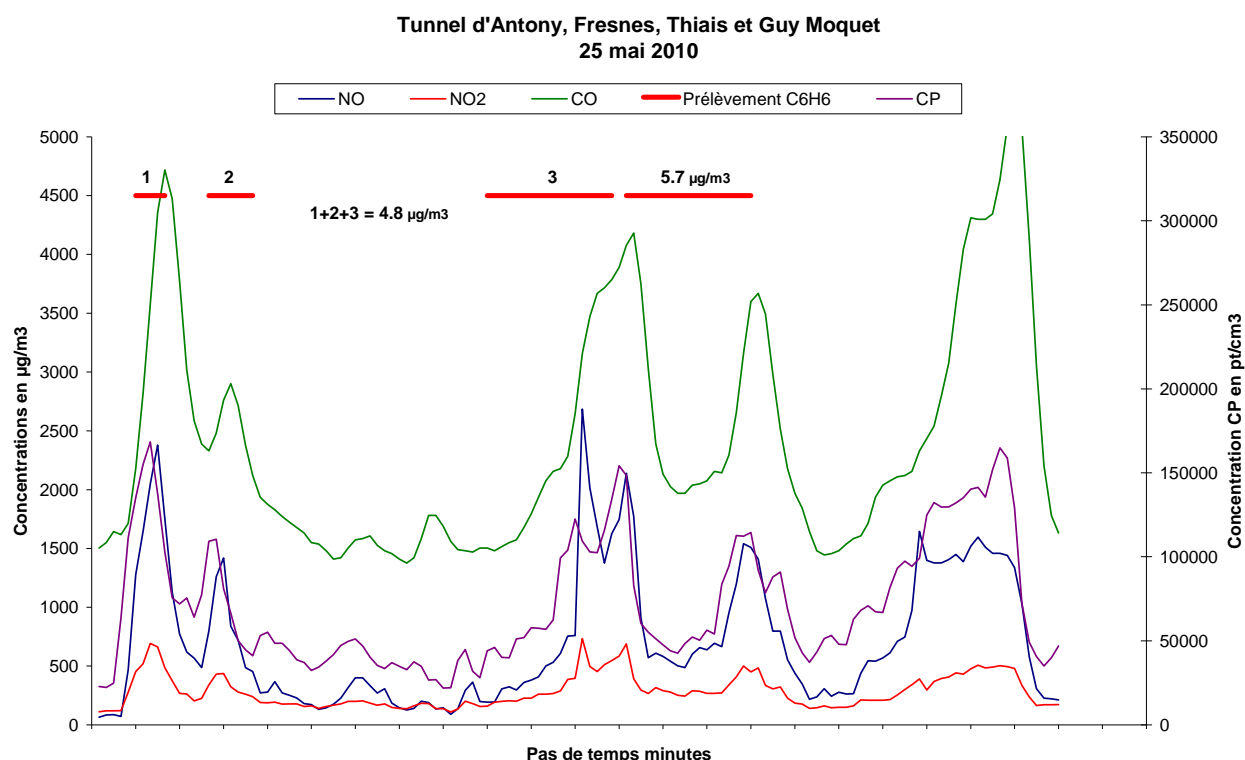
nd : donnée non disponible.



## Tunnels d'Antony, Fresnes, Thiais et Thiais-Guy Mocquet

	Benzène ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Toluène ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	NO ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	NO <sub>2</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	CO ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	CP (particules / $\text{m}^3$ )
moyenne 1 <sup>er</sup> partie	4.8	17	1002	370	2583	86676
moyenne 2 <sup>eme</sup> partie	5.7	20.0	921	339	2650	72853
Maximum	nd	nd	2684	733	5277	168400

Concentrations moyennes et maximales (10 secondes) mesurées dans les tunnels d'Antony, Fresnes, Thiais et Thiais-Guy Mocquet, le 20.05.10 à 13h15 (vitesse moyenne à 65 km/h puis 10 km/h après Thiais). Ratio NO<sub>2</sub>/NO = 0.22. nd : donnée non disponible.



Remarque : La 1<sup>ère</sup> partie regroupe les tunnels d'Antony, Fresnes et jusqu'au milieu du tunnel de Thiais, le reste correspondant à la 2<sup>ème</sup> partie. Le tunnel Thiais - Guy Mocquet avait sa ventilation en fonctionnement (Accélération longitudinale).