

Mesure des concentrations de polluants émis par le transport automobile dans l'habitacle d'un véhicule inséré dans le trafic routier

Jean-Paul Morin *, Frantz Gouriou **, David Preterre**, Véronique Delmas*** & Michel Bobbia***

* INSERM U644, 22 Bd Gambetta 76183 Rouen, France -

Fax +33 (0)2 35 14 83 65 - email : jean-paul.morin@univ-rouen.fr

** CERTAM, 1 rue J. Fourier, Technopôle du Madrillet, 76800 Saint-Etienne-du-Rouvray, France

*** Air Normand, 3 place de la pomme d'or, 76000 Rouen, France

Abstract

Measuring concentrations of pollutants emitted by motor transport in the passenger compartment of a vehicle into traffic. This work help characterize people exposure on air pollutants during their journey in cars. Data analysed so far shows that pollutant in passenger car is likely to represent a major contribution to the space-time exposure budget. The repeated measures over two classic courses (50 trips in Rouen and 6 in Paris area), including a wide variety of traffic situations, coupled with a continuous satellite locating system, makes it possible to reconstruct exposure scenarios (time-concentration). More than 5000 km travelled have been continuous recordings of pollutants into the air entering the passenger: particles (number, size and weight), nitrogen oxides (NO_x, NO, NO₂). The average concentrations of pollutants (200 to 250 µg/m³ of NO₂, 150 to 200 µg/m³ of PM₁) observed show high exposure of passengers in a vehicle into traffic that can not be estimated by the type of measures currently undertaken in the vicinity of traffic or in urban background. Much higher concentrations were recorded in tunnels. The dynamics of pollutants concentrations entering the passenger compartment is very high, closely involved with the typology and the proximity to the vehicle in the wake of which is the laboratory vehicle. As background data are generally only taken into account as input for the calculations of exposure for epidemiological studies, it probably leads to an underestimation of exposure to pollutants examined. Despite major technological advances made by manufacturers in recent years to reduce emissions from vehicles, automobiles remain a great source contributing to air pollution. A database was established whose computer access will be open on reasoned request to the coordinator to conduct studies on specific issues (like e.g. modelling of population exposure in the traffic, improving the dispersion wake of the vehicle, design and implementation of pollution control systems of air in the passenger vehicles, impact of road infrastructure on the dispersion of pollutants, etc.).

Keys-words: On board measures, passenger exposure, traffic, NO₂, particles, black smoke.

1. Introduction

L'INSERM U644 (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale) de Rouen, le CERTAM (Centre d'Etude et de Recherche Technologique en Aérothermique et Moteur) et Air Normand (Association Agréée de Surveillance de la Qualité de l'Air) ont réalisé une étude préliminaire de mesures de polluants particulaires dans un habitacle automobile inséré dans le trafic qui montre que la concentration de polluants d'origine automobile s'avère plus importante dans le sillage des véhicules que sur le bord de la route. Ce phénomène, imputable à une moindre dispersion des polluants en sillage proche, est connu et a pu, notamment, être modélisé lors d'un travail de thèse sur le corps d'Ahmed (Kevin Gosse 2005). La disponibilité de telles données incluant une bonne dynamique temporelle des concentrations de polluants étant extrêmement limitée et pouvant servir de base expologique pour une meilleure définition de budgets espace-temps d'exposition pour les études épidémiologiques, l'AFSSET (Agence Française de Sécurité Sanitaire de l'Environnement et du Travail) a souhaité que soit entreprise une étude systématique permettant de produire des données statistiquement fiables et représentatives de l'exposition des populations dans les véhicules.

Le but de l'étude est ainsi de quantifier précisément les concentrations entrantes dans les habitacles et de les comparer aux réglementations en vigueur afin de préciser les budgets espace-temps d'exposition des professionnels de la route ainsi que des automobilistes en général.

2. Matériel et Méthode

La campagne de mesure a été réalisée par une équipe du CERTAM. Les appareils de mesure des polluants gazeux et particulaires représentatifs des émissions automobiles ont été installés à bord d'un véhicule utilitaire léger et des mesures statistiques ont été réalisées durant 2 mois (début mai à début juillet 2007) sur un parcours type de 72 km répété 50 fois dans l'agglomération rouennaise, ainsi que sur un parcours d'une distance de 200 km répété six fois en Ile de France.

Afin de réaliser une étude représentative des topologies de routes empruntées par les automobilistes, nous avons balayé différents types d'axes routiers : urbain (centre ville), péri urbain (rocares, périphériques), autoroute, tunnel, voies rapides urbaines. Nous avons sélectionné un parcours sur la ville de Rouen en combinant chaque type de parcours proportionnellement par rapport aux trajets de travail des automobilistes. Le parcours a été réalisé le matin de 8h à 10h et l'après-midi de 14 h à 16 h environ.

Sur les graphiques, les types de trajet sont notés A pour Autoroute, P pour Péri urbain, T pour Tunnel, U pour Urbain et VU pour Voie Rapide Urbaine – avec un M pour un trajet montant, et un D pour un trajet descendant.

2.1. Véhicule laboratoire

Les appareils de mesure furent embarqués à l'arrière d'un véhicule utilitaire, l'alimentation électrique de l'ensemble étant assurée par un groupe électrogène installé dans une remorque (figure 1a). Tous ces appareils prélèvent au niveau des entrées d'air dans le véhicule (bouches d'aération) (figure 1b). Le débit de pompage, les diamètres et longueurs de tuyaux ont été pris en compte afin d'optimiser un temps de transit de l'aérosol le plus similaire possible pour chaque appareil. Une climatisation a permis de préserver les appareils à leur température optimale de fonctionnement (figure 1c). Afin de permettre une exploitation automatisée des résultats, un GPS a été utilisé, enregistrant les coordonnées du véhicule toutes les 2 secondes, permettant de connaître ainsi avec précision la vitesse de déplacement du véhicule (bouchons, trafic fluide) et de connaître avec précision les heures d'entrée et de sortie de chacun des tronçons délimités. Enfin, une caméra a enregistré des images avec une fréquence de 1 Hertz qui ont permis par la suite de comprendre les origines de variations importantes de concentrations de polluants et ainsi d'identifier la source d'une émission particulière. Pour garantir le bon fonctionnement de l'ensemble, un copilote suivait en temps réel l'évolution des appareils sur un PC de contrôle (figure 1d).

2.2. Polluants et appareils de mesure

NO et NO_x sont mesurés en continu par chimiluminescence. Pour les mesures embarquées, nous avons utilisé un analyseur de combustion, le Topaze T32M adapté par la société Environnement SA pour les mesures environnementales. Cet appareil est principalement utilisé comme analyseur dynamique des émissions de combustion et tout particulièrement pour la métrologie sur les échappements moteur (gamme de mesure 10, 100, 1000 et 10 000 ppm) mais il a été réadapté pour notre étude par la société Environnement SA sur des gammes de mesure 5, 50, 500 et 5 000 ; la gamme utilisée lors de l'étude étant 0-5 ppm. L'avantage de cet appareil est qu'il permet de suivre des dynamiques d'évolution des concentrations en NO_x. L'architecture de cet appareil est basée sur deux voies de prélèvement parallèles et deux photomultiplicateurs permettant une mesure synchrone du NO et des NO_x (voie avec four de réduction au molybdène permettant la réduction de NO₂ en NO), la concentration de NO₂ étant obtenue par la différence NO_x-NO. La dynamique et la résolution des mesures est de 1 seconde. Cet appareil s'est révélé très intéressant au plan de l'appréhension de la dynamique des concentrations de NO et de NO₂ dans les sillages automobiles.

Pour cette étude, les mesures particulières en embarqué ont été réalisées avec un impacteur électrostatique basse pression (ELPI) ainsi qu'un matériel de mesures de fumées noires intégrant sa

mesure sur la durée du parcours. Contrairement à d'autres matériels tels que le SMPS, le TEOM ou le Partisol qui ne supportent pas les vibrations générées par le déplacement du véhicule, l'ELPI s'est avéré adapté à cette expérimentation ; de plus son temps de réponse et sa sensibilité se sont révélés tout à fait adaptés à la gamme et à la dynamique des concentrations observées. Le granulomètre ELPI permet de mesurer la concentration particulaire d'un aérosol par classe de taille. Le spectre couvert peut être modulé selon la configuration de mesure de 20 nm à 10 µm. L'ELPI a été utilisé avec des plateaux poreux et avec un étage de filtration, configuration standard pour la mesure des particules submicroniques et de combustion (la principale source d'émission dans notre cas étant les automobiles nous précédant). L'acquisition se faisait toutes les 1s. Parallèlement au comptage de particules effectué par l'ELPI, nous avons effectué une approche de la masse de particules par l'évaluation des courants totaux déposés sur les plateaux de l'ELPI (La concentration particulaire est calculée à partir de la mesure de la charge électrique portée par les particules).

3. Résultats

Durant les périodes de mesures embarquées, la station urbaine de fond d'Air Normand a enregistré des concentrations moyennes quart horaires allant de 10 à 50 µg/m³ ; dans le même temps, la station de proximité du trafic automobile fournissait des concentrations de 30 à 120 µg/m³ en moyenne quart horaire. Ces valeurs sont données à titre de comparaison avec les résultats présentés ci-après.

3.1. Monoxyde d'azote (NO)

Alors que sur la grande majorité des tronçons, les niveaux moyens sont de l'ordre de 300 µg/m³, il est intéressant de noter que ces niveaux moyens s'élèvent sur les tronçons en pente parcourus dans le sens montant, en relation avec la demande de puissance motrice, à des concentrations supérieures ou égales à 500 µg/m³, avec un niveau maximal > 1500 µg/m³ dans le tunnel montant en raison du confinement associé à une forte demande de puissance motrice pour parcourir ce segment.

3.2. Dioxyde d'azote (NO₂)

La figure 2a montre une relative homogénéité des concentrations moyennes de NO₂ par tronçon parcouru, de 200 à 300 µg/m³, en dehors du tronçon du tunnel montant sous la Grand Mare où la concentration moyenne dépasse 400 µg/m³ en raison du confinement.

Pour mémoire, il est rappelé qu'une concentration de 200 µg/m³ en moyenne horaire correspond à la valeur guide recommandée par l'OMS. Le fait de passer une heure dans son véhicule inséré dans le trafic correspond donc en moyenne à une heure de dépassement de cette valeur seuil.

Dans la figure 2b, nous rapportons la quantité de polluant inhalée par km de tronçon parcouru sur la base d'un débit ventilatoire classique de 0,45 m³ par heure, selon la formule

$$Q_{km} = \text{concentration moyenne (}\mu\text{g/m}^3\text{)} * \text{durée (min)} * 0,45 / (60 * \text{longueur du tronçon (km)})$$

On peut voir qu'il existe essentiellement deux groupes de tronçons, qui pourraient être caractérisés comme extra-urbains à circulation rapide (A13, A15, A28, RocadeM, Sud3) pour lesquels l'exposition par km apparaît relativement faible (< 2 µg/km) et les tronçons urbains et confinés pour lesquels les expositions atteignent des valeurs comprises entre 5 et 12 µg/km. Il est intéressant de rapprocher ces données des données d'émissions de véhicules Diesel récents sur cycles ARTEMIS publiées par l'AECC, qui montrent que les émissions de NO₂ en portion urbaine exprimées en mg/km sont globalement deux à quatre fois plus élevées que les émissions de NO₂ en portion extra-urbaine ou autoroutière du cycle, ce phénomène étant d'autant plus marqué que les véhicules correspondent aux normes les plus récentes.

Ces données démontrent bien que la problématique des immissions de NO₂ est une problématique urbaine plus que routière et que le facteur de surémission du NO₂ en milieu urbain, couplé à une moindre vitesse moyenne ont tendance à s'additionner.

3.3. Particules (PM1) en nombre

La figure 3a montre que pour la majorité des tronçons, le nombre de particules mesurées est inférieure à 40000 /cm³. Les valeurs les plus importantes ont été observées sur les tronçons

parcourus dans le sens montant A15M, et Tunnel montant sous la Grand Mare, avec des valeurs dépassant les 200 000 particules/cm³. La teneur en particules paraît d'une part être liée à la demande de puissance moteur mais aussi à la nature des véhicules rencontrés sur le tronçon emprunté. La présence de nombreux poids lourds sur l'A15M et dans le tunnel montant sous la Grand Mare paraît être un déterminant important du nombre de particules observé sur ces tronçons.

Le nombre moyen de particules inhalées par tronçon est de l'ordre de 1 à 4 milliards, et représente un nombre important. Ces particules sont en nombre à plus de 95% d'une taille inférieure à 200 nm et constituent donc un aérosol ultra-fin fortement inhalable, et susceptible de déposer dans les zones les plus profondes de l'appareil respiratoire.

La figure 3b montre que les immissions de particules inhalées sont comprises entre 0,1 et 2 milliards de particules par km parcouru. Pour certains cas extrêmes, des valeurs de 1,5 milliard de particules ont pu être observées, particulièrement dans les tronçons confinés tels que le tunnel sous la Grand Mare.

3.4. Particules (PM1) en masse

Les valeurs moyennes par tronçons sont généralement comprises entre 100 et 200 µg/m³, ce qui représente des concentrations particulièrement élevées par rapport à celles susceptibles d'être mesurées par les stations de proximité du trafic. Des concentrations massiques proches de 400 µg/m³ ont été observées sur les tronçons A15 montant et Tunnel montant qui sont les deux axes les plus chargés en trafic poids lourd et en pente montante demandant une puissance importante.

L'exposition aux particules en masse par km parcouru est beaucoup plus importante pour les tronçons urbains parcourus à vitesse modérée que pour les tronçons routiers parcourus à vitesse moyenne plus élevée. Cette notion sera intéressante à prendre en compte lors d'éventuelles estimations des expositions de travailleurs insérés dans le trafic automobile tels que chauffeurs de taxis ou chauffeurs routiers par exemple.

3.5. Fumées noires

Les mesures de fumées noires, compte tenu de la durée nécessaire de prélèvement ne sont obtenues que pour la durée totale du parcours et ne peuvent donc pas être rapportées par tronçon. Les résultats montrent un ratio embarqué/proximité du trafic proche de 4 significatif (les prélèvements en embarqué et sur la station trafic ont été effectués aux mêmes heures et sur la même durée).

Il est intéressant de noter que sur ce paramètre, les particules émises par les moteurs Diesel (suies noires) sont le principal déterminant de l'évolution de la noirceur du filtre. Les fumées noires apparaissent comme un excellent traceur des émissions du trafic automobile Diesel, beaucoup plus pertinent que la mesure de PM10 ou de PM2.5 susceptible de subir la contribution d'autres sources non issues de la combustion.

4. Analyses statistiques

Les analyses statistiques présentées ici ont été réalisées afin de tester un éventuel lien entre la nature du tronçon considéré et les concentrations moyennes de polluants sur le tronçon, ainsi qu'entre la fluidité du trafic et les concentrations moyennes de polluants. Deux polluants ont été sélectionnés pour ces études : le dioxyde d'azote et le nombre de particules mesurées par ELPI.

Une Analyse de Variance (ANOVA) a été appliquée à ces mesures. L'ANOVA recouvre un ensemble de tests et d'estimations destiné à apprécier l'effet d'une ou plusieurs variables qualitatives (le type de voie, la fluidité, ...) sur une variable quantitative (la concentration moyenne du polluant). La variable qualitative susceptible d'influer sur la distribution de la variable quantitative est appelée « facteur » et ses valeurs des « niveaux ». L'objet de l'ANOVA est de tester les hypothèses « H₀ : le facteur n'a pas d'effet, la pollution est en moyenne équivalente dans les différents niveaux du facteur » contre « H₁ : les moyennes du polluant ne sont pas toutes égales dans les différents niveaux du facteur ».

Deux facteurs vont être testés. Si la nature du tronçon (le type de voie) est directement connu, la fluidité se déduit de données numériques. Elle est définie par 4 classes relativement aux tronçons : les quartiles des vitesses moyennes enregistrées au sein d'un même tronçon sont utilisées pour découper l'ensemble des valeurs de ce tronçon en 4 catégories : du plus congestionné (A) au plus fluide (D) – plus le temps est court sur un tronçon donné, et plus la fluidité du trafic est grande ; à l'inverse, plus on passe du temps dans un tronçon, plus la fluidité est faible (congestion du trafic).

3.1. Dioxyde d'azote (NO₂)

Nous commençons par rechercher une éventuelle interaction entre le type de voie et la fluidité : la différence entre les moyennes de NO₂ par tronçon dépend-elle de la fluidité du trafic dans le tronçon ? Une ANOVA à 2 facteurs conduit à accepter l'absence d'une interaction (p-value = 0,72) : les différences liées à l'action d'un des deux facteurs ne dépendent pas de l'autre facteur ; autrement dit, les différences de valeurs entre tronçons ne dépendent pas de la fluidité, et inversement, les différences de valeurs entre les classes de fluidité ne dépendent pas du tronçon. Par exemple, ce n'est pas parce que l'autoroute est plus fluide qu'elle est moins polluée.

Cette ANOVA montre aussi que la concentration moyenne en NO₂ dépend du tronçon dans lequel elle est mesurée (p-value = $4,45 \cdot 10^{-4}$). Malgré tout, un test de comparaison multiple (Tukey) montre que le tunnel montant est le seul tronçon véritablement différent des autres. D'ailleurs, une ANOVA sur les données privées de ce tronçon montre qu'hormis ce tunnel montant, on ne peut pas affirmer que les tronçons soient significativement différents les uns des autres.

Au vu des données, les différences entre les moyennes empiriques observées peuvent raisonnablement être attribuées aux seules fluctuations d'échantillonnage (compte tenu des effectifs et surtout de la variabilité des données). On est donc soumis, à part dans le tunnel montant, grosso modo au même taux moyen de NO₂ quelque soit le tronçon emprunté. La variabilité des données ne peut raisonnablement pas être attribuée au type de voie.

Enfin, l'ANOVA montre que la fluidité n'est pas non plus un facteur qui influence les niveaux moyens de pollution par le NO₂ (p-value = 0,34).

3.2. Particules (PM1) en nombre/cm³

Comme précédemment, le test de l'ANOVA permet d'accepter comme plausible le fait que l'interaction entre les tronçons et la fluidité ne soit pas significative : les différences liées à l'action d'un des deux facteurs ne dépendent pas de l'autre facteur.

Les effets des facteurs sont au contraire largement significatifs (p-value < 0,05). On peut donc considérer que la pollution particulaire moyenne dépend de la rue dans laquelle on se trouve. On retrouve évidemment les tronçons « montants » dans les plus fortes valeurs...

Un test de comparaison multiple (Tukey) sur les moyennes par classe de fluidité permet de montrer que les différences proviennent essentiellement de la classe la moins fluide. La fluidité du trafic a donc un effet sur la pollution particulaire, et ce, quelque soit le type de rue/voie, puisque nous avons vu que c'était indépendant.

5. Etude de quelques situations particulières

5.1. Tunnel

Un profil d'évolution croissante des concentrations de monoxyde d'azote et de dioxyde d'azote est observé au fil de la progression dans le tunnel. Il est noté une plus forte variabilité des concentrations de monoxyde d'azote en relation avec la proximité du sillage de poids lourds. Un profil d'évolution similaire à celui des NO_x est observé pour l'évolution des concentrations massiques de particules mesurées par ELPI.

Nous avons pu constater qu'il y a une forte corrélation entre les concentrations en oxydes d'azote et les concentrations de particules (en nombre et en masse) lorsque l'on se trouve en milieu confiné dans des conditions où la chimie atmosphérique ne peut se produire avec des cinétiques analogues à celles observées en milieux ouverts

5.2. Suivi d'un bus

La figure 4 relate l'évolution des concentrations en oxydes d'azote derrière un autobus urbain récent équipé d'un filtre à particules de technologie CRT (continuous regenerating trap) doté d'un puissant catalyseur d'oxydation. Alors qu'il n'est pas détecté de variation des concentrations particulières lors du suivi de ce véhicule (entre 10000 et 20000 particules/cm³) démontrant une parfaite efficacité du filtre sur les PM₁, il est observé une très forte dynamique des concentrations en oxydes d'azote, avec une prépondérance des émissions de dioxyde d'azote formés par la catalyse d'oxydation. Le suivi du bus a été effectué dans une rue à faible densité de circulation, comme le montre la deuxième partie du tracé après avoir dépassé le bus.

La concentration moyenne de NO₂ a été de 1781 µg/m³ soit près de 2 ppm, la concentration moyenne de NO a été de 575 µg/m³ démontrant un très fort ratio NO₂/NO_x de 0,76 à l'émission de ce véhicule. La concentration maximale observée a été de 13000 µg/m³ soit plus de 6,5 ppm, ce qui démontre la très forte dynamique des concentrations d'oxydes d'azote susceptibles d'être mesurées dans le sillage de certains véhicules de technologie très récente répondant à la norme en vigueur. A la suite du dépassement de ce véhicule et pendant les six minutes suivantes, les concentrations mesurées ont été très largement inférieures : une moyenne de 109 µg/m³ et de 141 µg/m³ ayant été observées pour le NO₂ et le NO respectivement, faisant retomber le ratio NO₂/NO_x à une valeur de 0,43 pour cette portion de parcours.

L'exemple de la figure 4 représente la situation la plus défavorable rencontrée pour le dioxyde d'azote, situation nettement plus défavorable que celle rencontrée en milieux confinés tels que les tunnels.

Nous avons à dessein rapporté cette situation où l'émetteur a pu être parfaitement identifié à partir de la vidéo, permettant ainsi de remonter à la technologie du véhicule, véhicule dit « propre et dépollué » correspondant à la technologie Euro3, actuellement mise en place au niveau de nombreuses agglomérations françaises sur recommandation réglementaire.

Un tel problème a été identifié par David Carslaw sur les équipements de transports en commun de la ville de Londres, ce qui a conduit les autorités à démonter ce type de système de post-traitement des bus londoniens pour limiter leur impact sur l'élévation du NO₂ en proximité du trafic.

6. Conclusion

Cette étude commanditée par l'AFSSET visait à établir la notion d'exposition et de dynamique des concentrations de polluants dans l'habitacle de véhicule inséré dans le trafic. La mesure simultanée de polluants gazeux et particuliers avec un pas de temps à la seconde a permis d'appréhender la dynamique des concentrations, facteur à ce jour peu exploré pour des raisons techniques. De plus, le caractère systématique avec lequel des parcours définis ont été répétés (plus de 5000km parcourus) donne à cette étude une valeur statistique pouvant servir de référence pour la construction de budgets espace temps d'exposition aux polluants atmosphériques pour la population générale ou des professions particulièrement exposées à la proximité des émissions du trafic automobile.

Une base de données interrogeable à distance a été constituée dont l'accès informatique sera ouvert sur demande motivée auprès du coordinateur de l'étude pour la réalisation d'études sur des points particuliers.

Remerciements

Les auteurs remercient l'AFSSET pour son soutien financier.

Références

1. McCreanor J. & all (2007): Respiratory Effects of Exposure to Diesel Traffic in Persons with Asthma. The New England Journal of Medicine, vol 357:23, p 2348-58.
2. Larsson BM. & all (2007): Road tunnel air pollution induces bronchoalveolar inflammation in healthy subjects. European Respiratory Journal, vol 29:4, p 699-705.



Figure 1 : Dispositif de mesure, de gauche à droite : (a) véhicule avec remorque pour l'alimentation, (b) prélèvement dans l'habitacle (c) climatisation et appareils de mesure (d) PC de contrôle et GPS

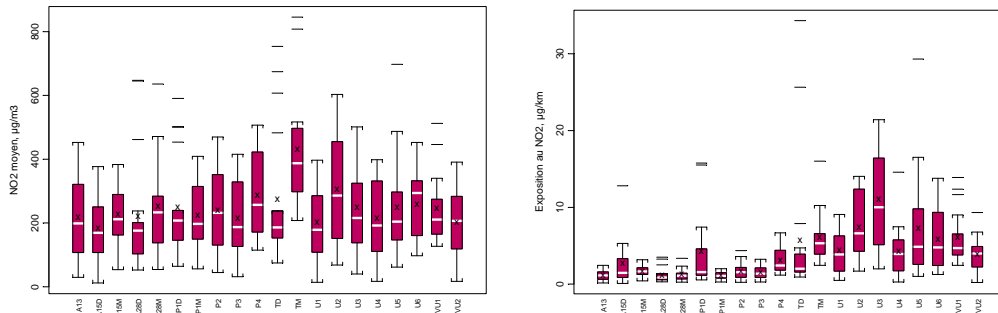


Figure 2 : Dioxyde d'azote (NO_2), de gauche à droite : (a) Concentrations, (b) Exposition

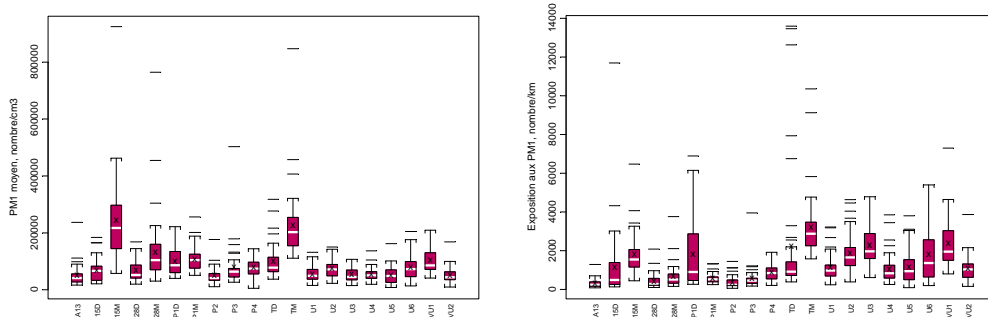


Figure 3 : Particules fines, de gauche à droite : (a) Nombre, (b) Exposition

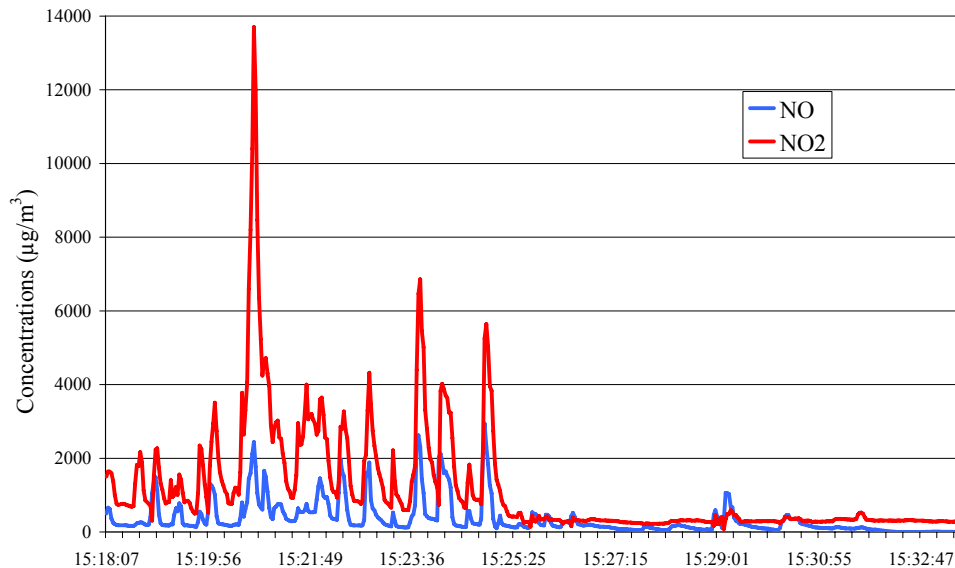


Figure 4 : Evolution des concentrations en oxydes d'azote (NO et NO_2) lors du suivi d'un bus de type Euro3 (FAP catalysé) pendant une durée de six minutes. Le bus a été dépassé à 15h25 le véhicule laboratoire ayant continué à circuler dans la même rue voyant à cet horaire une très faible densité de circulation.