

# Caractérisation de l'exposition personnelle d'un échantillon de Franciliens

● **Etude exploratoire sur l'exposition  
individuelle d'un échantillon de Franciliens  
à la pollution atmosphérique**

Commande de l'Afsset à AIRPARIF -  
Surveillance de la qualité de l'air en Ile-de-France



agence française de **sécurité sanitaire**  
de l'**environnement** et du travail

Novembre 2007



## **Caractérisation de l'exposition personnelle d'un échantillon de franciliens**

En 2006, l'Afsset a passé commande à Airparif d'une étude exploratoire à caractère descriptif sur l'exposition individuelle des franciliens à la pollution atmosphérique et plus particulièrement à 3 polluants : le dioxyde d'azote, le benzène et le formaldéhyde.

Les objectifs de cette étude étaient les suivants :

- ~ caractériser la dispersion de l'exposition à la pollution atmosphérique (au cours de la journée) des franciliens, sur la base d'un panel d'étude regroupant 150 personnes ;
- ~ positionner les niveaux de concentrations auxquels sont soumis les individus par rapport aux niveaux de pollution mesurés aussi bien en air intérieur qu'à l'extérieur ;
- ~ identifier dans quelle mesure cette exposition peut être approchée à partir des données de surveillance de la qualité de l'air couramment disponibles ;

Cette étude a consisté à :

- 1) collecter des candidatures d'habitants d'Ile-de-France qui souhaitent participer ;
- 2) sélectionner parmi les candidatures reçues 150 participants répartis dans toute l'Ile de France et ayant des modes de déplacement différents (voiture, TC, piétons...) ;
- 3) réaliser des tests métrologiques sur les dispositifs de mesure utilisés ;
- 4) mettre en œuvre 2 journées de campagnes de mesure (l'une en hiver, le 13 février 2007 et l'autre en été, le 12 juin 2007) au cours desquelles les participants ont porté sur eux, durant la journée, les dispositifs de mesure en question ;
- 5) réaliser les analyses des dispositifs de mesure ;
- 6) réaliser un rapport d'étude présentant les résultats et des interprétations.

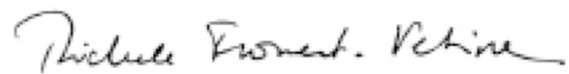
Dans le cadre de cette étude, l'Afsset a assuré le suivi scientifique du projet. Pour ce faire, plusieurs réunions de travail et de nombreux échanges se sont tenus avec Airparif tout au long de la réalisation de l'étude en 2006 et 2007.

Ces travaux ont notamment permis d'assurer le respect du calendrier de réalisation de l'étude, de valider des hypothèses de travail, d'assurer un suivi des résultats de l'étude, de valider le plan et le contenu du rapport d'étude.

Cette étude a fait l'objet de valorisations communes par les deux organismes, notamment par des communiqués de presse le 12 juin 2007 à l'occasion de la 2<sup>e</sup> journée de campagne et le 30 novembre 2007 lors de l'annonce de la publication du rapport d'étude.

Cette étude affine les connaissances sur l'exposition des franciliens à la pollution atmosphérique et permet de proposer une méthode complémentaire d'évaluation des niveaux journaliers d'exposition des individus à différents polluants.

La directrice générale,

A handwritten signature in black ink, reading "Michèle Froment-Vedrine". The signature is written in a cursive, flowing style.

Dr Michèle FROMENT-VEDRINE



agence française de **sécurité sanitaire**  
de **l'environnement et du travail**

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

# **CARACTERISATION DE L'EXPOSITION PERSONNELLE D'UN ECHANTILLON DE FRANCILIENS**

**Rapport final relatif aux résultats  
des deux campagnes de mesure**

**Février 2008**

---

*Etude réalisée par :*

**AIRPARIF Surveillance de la Qualité de l'Air en Ile-de-France – Pôle Etudes**  
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 :*

**AFSSET Agence Française de Sécurité Sanitaire de l'Environnement et du Travail**  
253 ave Général Leclerc - 94701 Maisons-Alfort cedex - Tél.:01.56.29.19.30 - Fax: 01.43.96.37.67 - - [www.afsset.fr](http://www.afsset.fr)

## SOMMAIRE

<b>REMERCIEMENTS</b>	<b>4</b>
<b>RESUME</b>	<b>5</b>
<b>I. INTRODUCTION</b>	<b>8</b>
<b>II. EVALUATION DE L'EXPOSITION A LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE</b>	<b>9</b>
II.1. EVALUER L'EXPOSITION INDIVIDUELLE, UNE DEMARCHE COMPLEXE MAIS UTILE POUR L'EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES.	9
II.2. LES METHODOLOGIES D'EVALUATION DE L'EXPOSITION PERSONNELLE	10
<i>II.2.a. La méthode directe</i>	10
<i>II.2.b. La méthode indirecte</i>	11
II.3. LES QUESTIONNAIRES	12
II.4. PANORAMA DES ETUDES D'EXPOSITION INDIVIDUELLE	12
<b>III. MISE EN ŒUVRE DE LA CAMPAGNE DE MESURE</b>	<b>18</b>
III.1 CHOIX DES POLLUANTS	18
<i>III.1.a. Les sources de benzène et ses effets sur la santé</i>	18
<i>III.1.b. Les sources de dioxyde d'azote et ses effets sur la santé</i>	19
<i>III.1.c. Les sources de formaldéhyde et ses effets sur la santé</i>	19
III.2 RECRUTEMENT DES VOLONTAIRES	20
III.3 DISPOSITIF DE MESURE	21
III.4. PERIODE DE MESURE	22
III.5. MESURES COMPLEMENTAIRES DANS L'ENVIRONNEMENT (AIR EXTERIEUR)	23
III.6. INFORMATIONS DETAILLEES CONCERNANT LE PANEL	24
<b>IV. METROLOGIE</b>	<b>26</b>
IV.1. CAS DU BENZENE	26
IV.2. CAS DU DIOXYDE D'AZOTE	27
IV.3. CAS DU FORMALDEHYDE	28
IV.4. INCERTITUDES DE MESURE	29
<b>V.COMMENTAIRES METEOROLOGIQUES</b>	<b>30</b>
V.1. CAMPAGNE HIVERNALE	30
V.2. CAMPAGNE ESTIVALE	30
<b>VI. EXPLOITATION DES DONNEES CONCERNANT LE PANEL</b>	<b>31</b>
VI.1. PANEL STATISTIQUE	31
VI.2. INTERPRETATION DES DONNEES COLLECTEES DANS LE QUESTIONNAIRE BETA	32
<b>VII. RESULTATS D'EXPOSITION</b>	<b>33</b>

VII.1. SITUATION DES NIVEAUX D'EXPOSITION PAR RAPPORT AUX NIVEAUX MESURES SUR LES STATIONS DE MESURE ET PAR RAPPORT A LA LITTERATURE.	33
<i>VII.1.a Benzène</i>	33
<i>VII.1.b Dioxyde d'azote</i>	35
<i>VII.1.c Formaldéhyde</i>	36
VII.2. RESULTATS DES MESURES D'EXPOSITION POUR LA CAMPAGNE HIVERNALE	38
<i>VII.2.a Résultats concernant le benzène et le dioxyde d'azote</i>	39
<i>VII.2.b Résultats concernant le formaldéhyde</i>	43
VII.3. COMPARAISON ETE/HIVER	44
VII.4. RESULTATS CONCERNANT LES FUMEURS	48
<b>VIII. CONCLUSION ET PERSPECTIVES</b>	<b>49</b>
<b>ANNEXES</b>	<b>50</b>
<b>ANNEXE 1</b>	<b>51</b>
<b>ANNEXE 2</b>	<b>54</b>
<b>ANNEXE 3</b>	<b>55</b>
<b>ANNEXE 4</b>	<b>77</b>
<b>ANNEXE 5</b>	<b>78</b>
<b>ANNEXE 6</b>	<b>89</b>
<b>ANNEXE 7</b>	<b>95</b>
<b>ANNEXE 8</b>	<b>99</b>

## REMERCIEMENTS

AIRPARIF remercie toutes les personnes qui ont bien voulu se prêter à l'exercice lors des deux journées de mesure et qui ont très consciencieusement porté le matériel toute la journée. Sans eux cette étude n'aurait pu voir le jour.

## RESUME

Afin d'aller plus loin vers la caractérisation de l'exposition des personnes à la pollution atmosphérique, AIRPARIF a engagé en 2007 une étude exploratoire, commandée par l'Agence Française de Sécurité Sanitaire Environnementale et du Travail (AFSSET), visant à décrire les niveaux de pollution auxquels sont soumis un panel de personnes. Le projet d'étude a consisté plus particulièrement à mesurer directement l'exposition d'un échantillon de 150 Franciliens à trois polluants atmosphériques ayant des effets sur la santé, à savoir le dioxyde d'azote, le benzène et le formaldéhyde.

Pour le dioxyde d'azote et le benzène, cette étude a pour objectifs :

- d'identifier dans quelle mesure ces niveaux d'exposition sont représentés par le dispositif de surveillance de la qualité de l'air d'AIRPARIF
- d'évaluer l'influence des modes de transport utilisés pour les trajets domicile - travail sur les niveaux journaliers d'exposition à la pollution atmosphérique d'un panel de Franciliens

En ce qui concerne le formaldéhyde, l'étude consiste à documenter de manière très exploratoire les niveaux d'exposition journaliers d'un panel de franciliens et ainsi de pouvoir positionner ces niveaux par rapport à des niveaux de référence comme ceux mesurés lors de la campagne logements<sup>1</sup> par l'OQAI (Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur).

Les personnes volontaires pour participer à l'étude se sont inscrites sur le site internet d'AIRPARIF. La sélection s'est effectuée par tirage aléatoire à partir des volontaires inscrits. Tout comme dans l'étude européenne PEOPLE<sup>2</sup>, les participants finalement retenus ont été répartis en quatre catégories, en fonction de leur mode de transport domicile-travail : à pied ou à vélo, en voiture, en transport en commun, ne se déplaçant pas ou très peu.

Les mesures ont eu lieu pendant deux journées ouvrées, l'une en hiver (mardi 13 février 2007) et l'autre en été (mardi 12 juin 2007) de façon à comparer les niveaux d'exposition sur des périodes pour lesquelles les conditions météorologiques et la qualité de l'air sont différentes. Pour chaque journée, les mesures ont eu lieu pendant environ 12h de 8h à 20h. La mesure directe des concentrations d'espèces polluantes par des échantillonneurs passifs sur des pas de temps aussi courts (inférieurs à la journée) est actuellement peu développée, des tests métrologiques ont donc été effectués par AIRPARIF de façon à valider le bon comportement des dispositifs de mesure tant au niveau de la répétabilité des mesures que de leur justesse sur des courtes durées et de sélectionner les outils ad hoc.

Les mesures d'exposition ont été réalisées à l'aide d'échantillonneurs passifs (également appelés tubes à diffusion passive), dispositifs portatifs légers, peu encombrants et silencieux permettant ainsi aux volontaires de ne pas modifier leurs activités.

Afin de pouvoir positionner les niveaux d'exposition individuelle obtenus pendant cette campagne par rapport à des niveaux référence en air extérieur, des mesures ont été réalisées sur 4 stations fixes d'AIRPARIF, représentatives des situations de fond et de proximité au trafic.

Les niveaux moyens d'exposition ont été comparés aux niveaux trouvés dans la littérature pour des espaces intérieurs et notamment pendant la campagne nationale logements de l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur.

### **Situation des niveaux d'exposition par rapport aux niveaux mesurés sur les stations du réseau AIRPARIF**

Pour les deux campagnes de mesure, les niveaux moyens d'exposition au dioxyde d'azote (42 µg/m<sup>3</sup> en moyenne pour les automobilistes lors de la campagne estivale) et au benzène

---

<sup>1</sup> « Campagne nationale logements - Rapport final Etat de la qualité de l'air dans les logements français », Novembre 2006, Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur.

<sup>2</sup> « Population Exposure to Air Pollutants in Europe » (PEOPLE) , Methodological Strategy and Basic Results, European Commission, Joint Research Centre, R. A. Field, P. Pérez Ballesta, A. Baeza Caracena, I. Nikolova, R. Connolly, N. Cao, M. Gerboles, D. Buzica, L. Amantini, F. Lagler, A. Borowiak, L. Marelli, G. De Santi and E. De Saeger.

<sup>2</sup> « Campagne nationale logements - Rapport final Etat de la qualité de l'air dans les logements français », Novembre 2006, Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur.



pour chaque catégorie sont compris entre les teneurs mesurées sur les stations de fond et celles enregistrées sur la station fixe à proximité du trafic située Boulevard Périphérique Porte d'Auteuil ( $154 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour le dioxyde d'azote lors de la campagne estivale). Pour le formaldéhyde, la comparaison avec les niveaux relevés en air extérieur est peu significative, la majorité des sources étant intérieures. Le formaldéhyde provient de certains matériaux de construction ( revêtements de sol, de mur, colles...), des éléments de mobilier ou encore certains produits d'entretien.

Les résultats hivernaux d'exposition au formaldéhyde sont proches (médiane de  $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) des résultats trouvés à l'intérieur des logements dans le cadre de la campagne logements de l'OQAI (médiane  $19.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ), les résultats estivaux apparaissent légèrement plus élevés (médiane de  $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

### **Résultats des mesures d'exposition par catégorie**

Pour le benzène, les niveaux d'exposition sont influencés par les niveaux extérieurs mais aussi par les sources intérieures présentes sur les lieux de travail et de logement en particulier. Les résultats les plus élevés de la catégorie des personnes sédentaires sont par exemple probablement liés à une source de benzène à l'intérieur du logement, la contamination par le garage présentant un accès direct à l'habitation étant possible.

Les volontaires qui se sont déplacés en voiture ont été en moyenne les plus exposés au benzène ( $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en hiver). C'est également au sein du groupe des automobilistes que la plus grande variabilité des résultats individuels est observée: les niveaux sont compris entre  $1.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $13.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( niveau mesuré pour une automobiliste s'étant déplacée plusieurs heures dans le cœur dense de l'agglomération) lors de la campagne hivernale.

Cette variabilité importante des concentrations relevées pourrait s'expliquer par la durée du temps de parcours ou plus exactement de la part dans la durée totale d'exposition du temps passé dans le véhicule, mais aussi de la typologie de la route fréquentée (autoroute, route départementale, ...) ainsi que de la densité du trafic routier, comme l'ont montré des études des niveaux rencontrés dans l'habitacle d'un véhicule (Etude de l'INSERM<sup>3</sup> et du CERTAM<sup>4</sup>, Etude d'AIRPARIF<sup>5</sup>)

Pour le dioxyde d'azote, les niveaux moyens d'exposition enregistrés pour les 4 catégories semblent essentiellement régis par les niveaux rencontrés à l'extérieur. Les niveaux moyens d'exposition pour chacune des catégories sont comparables aux niveaux mesurés en situation de fond.

Quelle que soit la catégorie considérée, les niveaux d'exposition au dioxyde d'azote les plus faibles ont été relevés pour des personnes habitant et travaillant en grande couronne et faisant des trajets plus courts que la moyenne.

Les volontaires ayant pris les transports en commun ont été en moyenne les plus exposés au dioxyde d'azote ( $51 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en hiver) avec des résultats peu variables et bien répartis autour de la moyenne. Ceci peut provenir du fait que les individus de cette catégorie ont des parcours plus similaires que les personnes se déplaçant en voiture par exemple (60 % des volontaires habitent et travaillent à Paris où les niveaux moyens en dioxyde d'azote sont les plus élevés).

Les volontaires se déplaçant à pied ou à vélo présentent également des niveaux d'exposition relativement homogènes pouvant s'expliquer notamment par des trajets similaires ( majoritairement des trajets courts dans le cœur dense de l'agglomération).

Enfin, pour la catégorie des personnes sédentaires, il est à noter que les niveaux d'exposition au dioxyde d'azote des personnes les plus exposées ont été obtenus pour des personnes ayant utilisé une cuisinière au gaz.

Concernant les mesures d'exposition au formaldéhyde, les résultats des groupes utilisant les modes de transport ne présentent pas de différences importantes, les sources de formaldéhyde étant très majoritairement dans les environnements intérieurs. Les écarts d'un

---

<sup>3</sup> Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale

<sup>4</sup> Centre d'Etudes et de Recherche en Aérothermie Moteur

<sup>5</sup> Rapport AIRPARIF « Mesures dans le flux de circulation »- Etude exploratoire octobre 2007

volontaire à l'autre sont probablement liés aux différences de concentrations dans les logements ou dans les bureaux. Un grand nombre de sources intérieures des logements sont possibles, et d'autres facteurs, comme l'aération, peuvent jouer un rôle important sur les niveaux observés.

L'ensemble des tendances observées lors de la première campagne de mesure est confirmé par la deuxième campagne de mesure.

Pour compléter les enseignements de cette étude, des travaux sont envisagés à AIRPARIF pour améliorer la qualité de l'évaluation de l'exposition des franciliens.

Une méthode d'évaluation par le calcul des niveaux journaliers d'exposition d'individu a été développée dans le cadre d'un projet PRIMEQUAL (rapport rendu en 2001). Les travaux envisagés visent, d'une part, à valider ce modèle à partir des résultats du panel de franciliens et, d'autre part, à affiner les connaissances sur les niveaux de pollution rencontrés dans des environnements particuliers (dans l'habitacle d'une voiture par exemple).

## I. INTRODUCTION

A ce jour, AIRPARIF dispose de 47 stations de mesure permanentes permettant la surveillance de la qualité de l'air en continu dans des environnements très contrastés. Ainsi, certaines stations dites « stations de fond » sont situées suffisamment loin des sources de pollution, telles que les grands axes routiers, pour ne pas être directement influencées par celles-ci et sont représentatives d'un quartier en général. Ces sites de fond, placés dans les zones à forte densité de population, caractérisent donc le niveau de pollution minimal auquel les riverains sont soumis. Les stations dites « de proximité au trafic » sont implantées à moins de 5 mètres des grands axes de circulation et caractérisent la pollution maximale à laquelle la population est soumise sur les trottoirs. Ces deux types de stations sont conformes aux critères définis par la réglementation européenne.

Il convient aujourd'hui d'aller plus loin vers la caractérisation plus précise de l'exposition à la pollution atmosphérique. Cette exposition dépend non seulement de la qualité de l'air extérieur mesurée par les AASQA (Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air) mais aussi de celle des lieux que l'on traverse tout au long de la journée tels que les environnements intérieurs (habitat, bureaux, magasins, ...) où nous passons la majeure partie de nos journées ou encore des modes de transport utilisés.

Dans ce contexte, l'Agence Française de Sécurité Sanitaire Environnementale et du Travail (AFSSET) a confié à AIRPARIF la réalisation d'investigations relatives à l'exposition à la pollution atmosphérique d'un échantillon de Franciliens en utilisant la méthodologie développée dans l'étude PEOPLE<sup>6</sup>. Cette étude, à caractère exploratoire, consiste à mesurer directement l'exposition d'un échantillon de Franciliens à trois polluants atmosphériques connus pour avoir des effets sur la santé, à savoir le dioxyde d'azote, le benzène et le formaldéhyde, et présents dans l'air que nous respirons quotidiennement.

Le dioxyde d'azote et le benzène sont tous deux des polluants réglementés. Ce sont des traceurs reconnus du trafic routier (le benzène est plus particulièrement un traceur des véhicules à essence) mais il existe aussi des sources intérieures (dans les logements par exemple) de benzène et de dioxyde d'azote.

Le formaldéhyde est un polluant majoritairement présent dans les environnements intérieurs, émis par exemple par certains matériaux de construction (revêtements de sol, de mur, colles...), des éléments de mobilier ou encore certains produits d'entretien.

Pour les deux premiers polluants, cette étude a pour objectifs :

- d'identifier dans quelle mesure ces niveaux d'exposition sont représentés par le dispositif de surveillance de la qualité de l'air d'AIRPARIF
- d'évaluer l'influence des modes de transport utilisés pour les trajets domicile - travail sur les niveaux journaliers d'exposition à la pollution atmosphérique d'un panel de Franciliens

En ce qui concerne le formaldéhyde, l'étude consiste à documenter de manière très exploratoire les niveaux d'exposition journaliers d'un panel de franciliens et ainsi de pouvoir positionner ces niveaux par rapport à des niveaux de référence comme ceux mesurés lors de la campagne logements<sup>7</sup> par l'OQAI (Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur).

D'autres études ont déjà eu lieu en Ile-de-France. L'une<sup>8</sup> visait à caractériser l'air respiré dans les transports tandis qu'une autre évaluait l'exposition d'une population particulière<sup>9</sup>.

---

<sup>6</sup> « Population Exposure to Air Pollutants in Europe » (PEOPLE) , *Methodological Strategy and Basic Results*, European Commission, Joint Research Centre, R. A. Field, P. Pérez Ballesta, A. Baeza Caracena, I. Nikolova, R. Connolly, N. Cao, M. Gerboles, D. Buzica, L. Amantini, F. Lagler, A. Borowiak, L. Marelli, G. De Santi and E. De Saeger.

<sup>7</sup> « Campagne nationale logements - Rapport final Etat de la qualité de l'air dans les logements français », Novembre 2006, Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur.

<sup>8</sup> Rapport LCPP-LHVP : « Evaluation de l'exposition des citoyens aux polluants d'origine automobile au cours de leur déplacement dans l'agglomération parisienne », 1996-1998

## II. EVALUATION DE L'EXPOSITION A LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE

### *II.1. Evaluer l'exposition individuelle, une démarche complexe mais utile pour l'évaluation des risques sanitaires.*

L'exposition humaine est généralement définie comme étant le contact entre l'homme et un contaminant (chimique, biologique ou physique), à une concentration donnée pendant une période de temps donnée<sup>10</sup>.

Ce contact peut avoir lieu par ingestion, inhalation ou encore par absorption cutanée suivant différents vecteurs d'exposition comme l'alimentation, l'eau de boisson et bien sûr l'air.

C'est à partir du milieu des années 70 avec les travaux de Fugas<sup>11</sup> et du début des années 80 (par l'intermédiaire de N.Duan<sup>12</sup> et W.Ott<sup>13</sup>) que les concepts de base de l'évaluation de l'exposition humaine ont été développés pour le compartiment atmosphérique.

A partir de ces travaux, un certain nombre de modèles mathématiques ont vu le jour et ont permis d'estimer et d'approcher l'exposition des individus aux polluants atmosphériques. Dans ces modèles, l'exposition est vue comme le résultat du croisement entre les concentrations de polluant mesurées dans les lieux fréquentés par un individu avec le temps passé dans chacun de celui-ci.

L'exposition E est exprimée en unité de concentration (ppm ou  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ). Pour un individu, l'exposition est donnée par :  $E = \sum C_i \cdot T_i$  où C sont les concentrations en polluant du lieu i et T<sub>i</sub> est le plus souvent sans dimension et rapporté à une fraction de temps.

L'estimation de l'exposition individuelle suppose donc l'intégration des différents niveaux de pollution rencontrés dans chaque ambiance traversée. En effet, dans la vie courante, les individus sont amenés à se déplacer et par conséquent fréquentent de multiples lieux (transport, milieux extérieurs et intérieurs) pendant des laps de temps différents : ils sont ainsi exposés à des niveaux de pollution très variables au cours de la journée.

Par ailleurs, chaque individu ayant des activités et un mode vie qui lui sont propres, il paraît difficile de tirer des conclusions à partir d'un individu isolé.

L'évaluation de l'exposition personnelle est donc un processus complexe qui nécessite une analyse statistique sur un échantillon d'individus de taille satisfaisante ayant des caractéristiques communes de manière à pouvoir dégager des éléments d'interprétation.

Aujourd'hui, l'évaluation de l'exposition des individus est une étape importante dans la démarche d'Etude Quantitative du Risque Sanitaire (EQRS) lié à un contaminant. Elle permet de faire le lien entre l'émission d'un polluant et son effet sur le corps humain à travers la notion de dose. Celle-ci n'intervient que lorsque le contaminant a traversé la barrière d'échange entre l'environnement et le corps humain.

La dose interne est définie comme étant la quantité de polluant ayant atteint le système respiratoire de l'individu. Elle dépend de l'activité de la personne exposée puisqu'elle est liée à la fréquence respiratoire et au volume d'air inhalé<sup>14</sup>.

La dose biologiquement efficace est quant à elle la dose qui provoque un effet sanitaire.

---

<sup>9</sup> « Evaluation de l'exposition personnelle au benzène d'une population francilienne représentative du secteur tertiaire » Programme Primequal. Paris : Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris ; Université Paris V. Août.2001 Rapport n°99.62034, Dusseaux M, Laurent A, Le Moullec Y, Person A, Momas I.

<sup>10</sup> "Description of selected key generic terms used in chemical hazard/risk assessment", OECD Joint Project with IPCS, October 2003

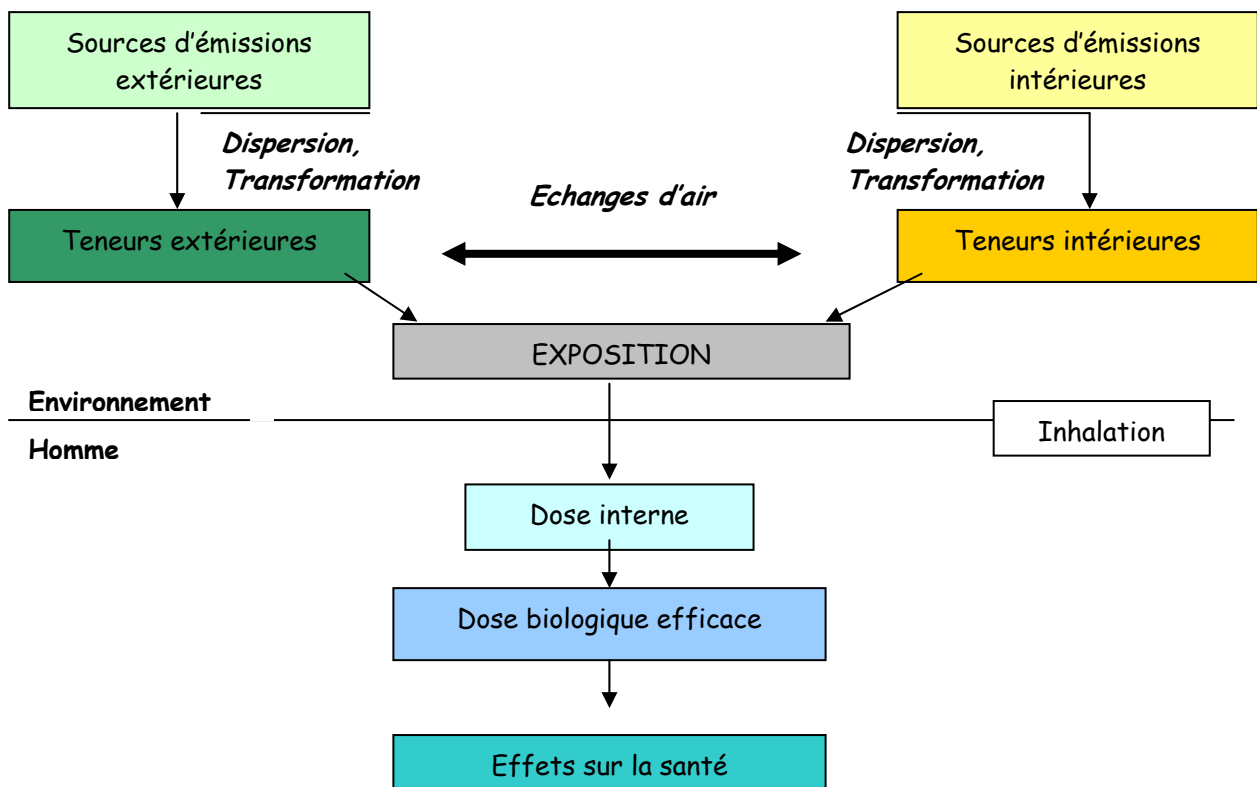
<sup>11</sup> Fugas M. (1975) "Assessment of total exposure to air pollution. Proceedings of the International Conference on Environmental Sensing and Assessment", Paper N°38-5, IEEE #75-CH1004-1 ICESA, Las Vegas, NV.

<sup>12</sup> Duan N (1982) "Microenvironments types: a model for human exposure to air pollution. Environment International" 1982; 8:305-309

<sup>13</sup> Ott W. "Concepts of Human Exposure to Air Pollution. Environment International" 1982; 7:179-196

<sup>14</sup> « Etude de faisabilité de la caractérisation de l'exposition individuelle à la pollution atmosphérique en Alsace » Association pour la Surveillance et l'Etude de la Pollution Atmosphérique en Alsace (ASPA Convention n°2000.2.57.8005 du 07.12.2000).

L'articulation de ces différents éléments est repris dans la figure suivante.



D'après Derbez M., Mosqueron L, Nedellec V. 2001<sup>15</sup>.

**Figure 1 :** Représentation schématique des étapes à considérer pour l'évaluation du risque sanitaire dû aux polluants atmosphériques.

## II.2. Les méthodologies d'évaluation de l'exposition personnelle

L'évaluation de l'exposition individuelle à la pollution atmosphérique peut être réalisée suivant plusieurs méthodes<sup>16</sup>.

### II.2.a. La méthode directe

#### La mesure personnalisée :

Elle consiste à faire porter un capteur aux individus dont on veut mesurer l'exposition, pendant une durée de temps donnée. Dans la plupart des études visant à mesurer directement l'exposition individuelle, cette durée varie de 12 heures à 7 jours. La mesure de l'exposition correspond à la mesure de la concentration du polluant recueilli par le capteur pendant la durée de l'exposition. Deux systèmes de mesure sont principalement utilisés dans les études d'évaluation de l'exposition individuelle : les échantillonneurs actifs et les échantillonneurs passifs.

La mesure personnalisée est celle qui donne une estimation de l'exposition la plus proche de la réalité, puisque l'individu est suivi constamment mais elle présente des contraintes humaines (port d'un appareil) et matérielles importantes. Il est également à noter que dans le cas des études d'exposition s'effectuant avec des moyens de mesure actifs (pour les

<sup>15</sup> "Quelles sont les expositions humaines à la pollution atmosphérique ?" La documentation Française, Paris 2001, Derbez M., Mosqueron L., Nedellec V

<sup>16</sup> « L'évaluation de l'exposition personnelle : comment faire et pour quoi faire ? » Pollution Atmosphérique n°186-Avril-Juin 2005, D. Ambroise, M. Chiron, J. Dechenaux, M. Derbez, F. Grimaldi, L. Mosqueron, J-M. Rambaud, I. Roussel, V. Rozec, C. Schadkowski

particules notamment), une contrainte supplémentaire liée au bruit de la pompe est également souvent citée.

Par ailleurs, pour des raisons budgétaires, la plupart des études identifiées portant sur des mesures personnalisées s'effectue sur la base d'un groupe assez restreint de volontaires, et non pas selon un processus de sélection aléatoire qui offrirait un échantillon plus représentatif de la population.

### **Les Biomarqueurs :**

Il peut être utile pour certains polluants de réaliser l'évaluation de l'exposition en ayant recours à l'utilisation d'indicateurs biologiques d'exposition tels que les biomarqueurs.

La famille des biomarqueurs se divise en marqueurs de l'exposition et marqueurs de l'effet du polluant sur l'organisme.

Un marqueur de l'effet du polluant est généralement un indicateur d'une anomalie diagnostiquée médicalement (diminution des fonctions respiratoires par exemple).

Un marqueur de l'exposition reflète quant à lui, la concentration d'un polluant qui a traversé la barrière d'échange entre le milieu extérieur et l'organisme. L'avantage de l'utilisation de ces indicateurs biologiques est qu'ils reflètent l'exposition intégrée de l'individu bien qu'il s'avère difficile d'établir des relations entre les niveaux de pollution ambiants et la dose interne mesurée.

Des modèles sont en cours de développement afin d'établir des relations entre les concentrations de l'air ambiant et celles issues des dosages de biomarqueurs.

Toutefois l'utilisation des biomarqueurs se révèle souvent limitée en raison :

- du coût des mesures,
- de la variabilité des réponses selon les individus,
- de la difficulté d'obtenir des échantillons physiologiques (sang, urine, cheveux, ...) de la part des individus,
- de la difficile compréhension des relations entre marqueurs biologiques et des concentrations en polluants dans l'air,
- des contraintes éthiques que ce type de prélèvement engendre.

### ***II.2.b. La méthode indirecte***

Elle consiste à croiser par un modèle mathématique les concentrations mesurées dans les différents lieux fréquentés avec le temps passé par les individus dans chacun d'eux.

De façon pratique, il est impossible de prendre en compte l'ensemble des lieux fréquentés par un individu au cours d'une journée : ils sont donc généralement regroupés selon une certaine typologie.

On peut distinguer par exemple:

- les ambiances extérieures
- l'intérieur de l'habitat (cuisine, chambre, salle à manger)
- le lieu de travail
- les transports (voiture, train, bus, à pied)
- des lieux spécifiques (restaurants, magasins, salles de sport...)

Ces lieux sont appelés des micro-environnements. Dans ceux-ci, on considère que la concentration dans l'air des polluants est homogène.

L'estimation de l'exposition individuelle sur la période de l'étude peut donc être vue comme la somme des concentrations mesurées dans les micro-environnements fréquentés par l'individu pondérée par le temps passé dans les différents micro-environnements.

Généralement, des échantillonneurs sont placés dans les différents types de micro environnement fréquentés par les individus.

L'utilisation d'un questionnaire caractérisant la mobilité spatio-temporelle de l'individu (BETA) est obligatoire si l'on veut arriver à modéliser correctement l'exposition individuelle.

Cette méthode peut s'appliquer pour un grand nombre d'individus et elle permet d'estimer la contribution des différents lieux à l'exposition totale. En contrepartie, elle peut se révéler moins précise que la méthode directe parce que les emplacements des prélèvements effectués dans les différents micro-environnements ne sont pas toujours pertinents et

représentatifs de l'air respiré par l'individu. De plus, l'accès au budget-espace-temps-activités n'est pas toujours aisé.

### **II.3. Les questionnaires**

Différents types de questionnaires sont utilisés dans la caractérisation de l'exposition. Ces questionnaires se révèlent être de précieux outils pour l'évaluation de l'exposition personnelle.

#### **Le questionnaire « Cadres de Vie » :**

Il sert à caractériser le logement, l'environnement professionnel du volontaire ainsi que les moyens de transport utilisés afin d'identifier les sources de pollution aussi bien intérieures qu'extérieures. Ces questions doivent être adaptées aux polluants que l'on cherche à quantifier.

#### **Le questionnaire Budget Espace Temps Activités (BETA) :**

Il caractérise à chaque pas de temps la mobilité spatio-temporelle du volontaire et donne des informations sur les activités de ce dernier.

Il précise les modes de transport utilisés et les micro environnements intérieurs et extérieurs fréquentés. Son pas de temps est généralement de 15 minutes.

Combiné avec les concentrations dans chacun des micro environnements, il permet d'estimer l'exposition individuelle.

### **II.4. Panorama des études d'exposition individuelle**

Cette partie fait une synthèse des études d'exposition individuelle utilisant la méthode consistant à mesurer directement l'exposition. La liste ne se veut pas exhaustive mais elle permet d'avoir un bref aperçu des principales études.

Une description plus détaillée du projet PEOPLE<sup>17</sup> est apportée dans la mesure où la méthodologie qui a été appliquée dans le cadre de l'étude exploratoire qui fait l'objet de ce rapport s'apparente à celle mise en oeuvre dans le cadre du projet PEOPLE.

#### **L'étude PEOPLE :**

L'étude PEOPLE (Population Exposure to Air Pollutants in Europe) est un projet européen ayant pour thème les problématiques liées à la pollution de l'air et plus particulièrement l'exposition humaine aux polluants atmosphériques.

Ses objectifs étaient multiples :

- évaluer l'exposition humaine au benzène principalement,
- faire prendre conscience aux citoyens des problématiques liées à la qualité de l'air et en particulier l'impact de leur comportement personnel sur leurs niveaux d'exposition.

L'étude s'est déroulée sur plusieurs villes européennes : Bruxelles, Lisbonne, Bucarest, Ljubljana, Madrid et Dublin d'octobre 2002 à avril 2004.

Environ 150 volontaires par ville ont été recrutés suivant des critères bien définis et ont été classés en différentes catégories :

- **Les fumeurs**
- **Les enfants** qui vont à l'école.
- **Le groupe de contrôle ou sédentaire** : ce sont des citoyens non fumeurs, passant la majorité de leur temps chez eux. Ils ne se sont pas spécifiquement exposés à des

---

<sup>17</sup> « Population Exposure to Air Pollutants in Europe » (PEOPLE) , Methodological Strategy and Basic Results, European Commission, Joint Research Centre, R. A. Field, P. Pérez Ballesta, A. Baeza Caracena, I. Nikolova, R. Connolly, N. Cao, M. Gerboles, D. Buzica, L. Amantini, F. Lagler, A. Borowiak, L. Marelli, G. De Santi and E. De Saeger.

sources de pollution (proximité des sources automobiles par exemple). Le seul moyen de déplacement autorisé est la marche à pied.

**- Les personnes qui se déplacent pour aller de leur domicile à leur lieu de travail**

Cette catégorie est divisée en trois sous catégories :

- Les personnes se déplaçant en **voiture**
- Les personnes se déplaçant à **pied ou à vélo**
- Les personnes se déplaçant à l'aide des **transports publics** (bus, tram...)

A noter que les personnes soumises au tabagisme passif ont été exclues quel que soit le groupe considéré (hors groupe de fumeurs bien entendu).

Ces volontaires ont été équipés de tubes à diffusion permettant des mesures de benzène sur une durée d'exposition de 12 h.

Parallèlement, des mesures ont été effectuées dans certains lieux spécifiques tels que les bars, restaurants, magasins ou écoles.

Des mesures dans la maison des volontaires du groupe de contrôle ainsi qu'à l'extérieur en situation de fond ou de proximité au trafic ont également été effectuées.

Les résultats montrent que le groupe de contrôle est, en médiane, le groupe le moins exposé au benzène (concentrations de 2 à 3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne) sauf dans le cas de Dublin où la médiane de ce groupe est identique au groupe de personnes se déplaçant en voiture. Les fumeurs et les personnes utilisant un moyen de transport sont quant à elles généralement les plus exposées.

Dans les bars, où la fumée de cigarette est présente, les concentrations peuvent atteindre plus de 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Les concentrations sont maximales dans les taxis où elles peuvent atteindre 27  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ; ces fortes concentrations sont vraisemblablement liées au fort trafic sur les axes traversés par les taxis.

Les concentrations sont minimales dans les écoles et les bureaux où les valeurs sont plus proches des concentrations urbaines de fond.

**Les autres études :**

La recherche bibliographique a permis d'identifier un nombre conséquent d'articles sur le thème de l'exposition personnelle aux polluants atmosphériques. A noter que la bibliographie sur l'exposition individuelle aux particules est très importante mais il a été choisi de ne pas la traiter ici dans la mesure où ce polluant n'est pas retenu pour cette étude, aucun dispositif simple, du type tube passif, n'existant pour le mesurer.



Auteurs	Date des campagnes de mesure	Nom de l'étude	Organismes impliqués
A. Field, P. Pérez Ballesta and al.	2002 à 2004	Population Exposure to Air Pollutants in Europe PEOPLE	European Commission Joint Research Centre
N. Kuenzli and al.	1996 à 1997	Exposure Distribution of Adult Urban Populations EXPOLIS <sup>18</sup>	University of Basel, KTL Helsinki...
E. De Saeger and al.	1997 à 1998	Monitoring of Atmospheric Concentrations in European Towns and Homes MACBETH <sup>19</sup>	Joint Research Centre..
L. Rojas-Bracho	1998/1999	Measurements of children's exposures to particles and nitrogen dioxide in Santiago <sup>20</sup>	Harvard University et CONAMA
I. Roussel	2001/2002	Sentinelles de l'air <sup>21</sup>	APPA (Association Pour la Prévention de la pollution Atmosphérique)
S. Gauvin	1999	Trafic automobile, Exposition au NO <sub>2</sub> et fonction respiratoire de l'enfant VESTA <sup>22</sup>	LHSP (Laboratoire de Santé Publique ) Faculté de Médecine de Grenoble
D. Zmirou and al	2004	Distribution de l'exposition de la population urbaine à des polluants particuliers génotoxiques et évaluation du risque cancérigène GENOTOX'ER <sup>23</sup>	INSERM (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale) , ...
M. Dusseaux and al.	2000/2001	Evaluation de l'exposition personnelle au benzène d'une population francilienne représentative du secteur tertiaire <sup>24</sup>	LHVP (Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris) , Université Paris V

▪ Objectifs des études :

L'objectif commun de ces études est d'estimer l'exposition personnelle à divers polluants atmosphériques. Pour la plupart, elles comparent les mesures d'exposition personnelle avec

<sup>18</sup> Etude EXPOLIS Final Report site internet [http://www.ktl.fi/expolis/files/final\\_report.pdf](http://www.ktl.fi/expolis/files/final_report.pdf)

<sup>19</sup> Etude Mac Beth cf. site internet <http://pc4.fsm.it:81/padova/homepage.html>.

<sup>20</sup> "Measurements of children's exposures to particles and nitrogen dioxide in Santiago, Chile." Harvard University, School of Public Health, Boston, MA 02115, USA, *Sci Total Environ.* 2002 Mar 27;287(3):249-64, *Rojas-Bracho L, Suh HH, Oyola P, Koutrakis P.*

<sup>21</sup> « Contribution à une meilleure connaissance de l'évolution régionale et temporelle des déterminants de l'exposition individuelle (Sentinelles de l'Air) » Association pour la Prévention de la Pollution Atmosphérique (APPA), Convention ADEME n°016025, 2003 : 187p. *I. Roussel, M. Derbez, V. Rozec, B. Festy.*

<sup>22</sup> "Trafic automobile, exposition au NO<sub>2</sub> et fonction respiratoire de l'enfant au sein de l'étude VESTA. », Laboratoire de Santé Publique, Faculté de Médecine Grenoble 1, *S. Gauvin, Y. Le Moullec, F. Sahraoui, I. Pin, F. Neukirch, I. Momas, N. Lauvergne, M-P Poilve, M. Chiron, S. Amro, D. Zmirou*

<sup>23</sup> « Distribution de l'exposition de la population urbaine à des polluants particuliers génotoxiques, et évaluation du risque cancérigène GENOTOX'ER », *Inserm, Octobre 2004, D. Zmirou and al.*

<sup>24</sup> « Evaluation de l'exposition personnelle au benzène d'une population francilienne représentative du secteur tertiaire. » Programme Primequal. Paris: Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris ; Université Paris V. 2001 Août. Rapport n°99.62034, *Dusseaux M, Laurent A, Le Moullec Y, Person A, Momas I.*

les mesures dans les différents micro-environnements et essaient de voir s'il y a une corrélation entre les niveaux d'exposition personnelle et les niveaux de fond urbains.

Par ailleurs, certaines d'entre elles cherchent à identifier les déterminants influençant l'exposition personnelle (étude APPA, étude INSERM). Enfin, d'autres mesurent l'exposition des populations dans le but de procéder à une évaluation du risque vis-à-vis de certaines maladies (cancer pour l'étude GENOTOX'ER).

- Méthodologie d'estimation de l'exposition

- ❖ Population :

Les individus sélectionnés sont le plus souvent des adultes exclusivement (Etude Sentinelles de l'Air, EXPOLIS, MACBETH...).

Parfois, ce sont uniquement des enfants (Etudes VESTA et du CONAMA) mais il arrive que des études regroupent à la fois adultes et enfants (Etude PEOPLE, GENOTOX'ER).

La majorité de ces participants vit dans des grandes villes (Santiago, Madrid, Dublin, Helsinki, Grenoble, Paris ....). Peu d'études récentes ont lieu en milieu rural.

Le nombre de participants par ville va d'une vingtaine (étude CONAMA) à environ une centaine pour des études de grande ampleur. Il est à noter que le nombre de participants est souvent proche de 30, qui est la limite des grands échantillons et à partir duquel des conclusions plus robustes en terme statistique peuvent être tirées.

Souvent les participants sont regroupés en catégories : enfants/adultes, suivant leurs activités professionnelles (étudiants, enseignants/ volontaires dont la profession présentait des conditions d'exposition élevée au trafic routier (chauffeurs taxis...) dans le cas de l'étude MACBETH par exemple) ou encore suivant des groupes bien spécifiques pour PEOPLE (cf. ci dessus).

- ❖ Mode de recrutement des volontaires et représentativité du panel :

Les individus intéressés pour ce type d'étude sont la plupart du temps informés par voies d'affichage, presse, radio, mail ou téléphone (APPA, PEOPLE) ou par les services municipaux (LHVP-LHSP).

Puis les volontaires sont recrutés soit par tirage aléatoire (EXPOLIS), soit en réponse à un questionnaire indiquant leur mode de vie, leur profession ou encore les caractéristiques de leurs habitats (APPA).

Les enfants sont recrutés dans des foyers non fumeurs de la ville considérée (CONAMA) ou suivant leur susceptibilité face à une maladie (VESTA).

Enfin, compte tenu du nombre de volontaires recrutés dans chaque agglomération, on peut se poser la question de la représentativité du panel choisi vis-à-vis de la population globale de cette agglomération. En effet, certaines études<sup>25</sup> ont montré une sur-représentativité des cadres et des professions intellectuelles supérieures. De plus, les inactifs tels que les retraités sont sous-représentés dans les panels.

---

<sup>25</sup> Oglesby L, Künzli N, Rotko T., "Personal exposure assessment studies may suffer from exposure relevant selection bias". J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol. 2000, 10: 251-256.

❖ Polluants :

On retrouve souvent les mêmes polluants mesurés dans les différentes études : les COV en général, le benzène (MACBETH), les BTEX (APPA), les carbonyles dont le formaldéhyde (EXPOLIS), le NO<sub>2</sub> (APPA, VESTA,...), le CO (EXPOLIS) et les particules (PM<sub>2.5</sub> et/ou PM<sub>10</sub>).

❖ Mesurages :

Plusieurs types de mesurages sont réalisés dans toutes les études :

- Des mesurages personnels consistant à faire porter aux volontaires un capteur pendant une durée variable selon les études : 12 h (PEOPLE), 24 h (CONAMA), 48 h (EXPOLIS,...), 5 jours (MACBETH). A noter que la durée d'exposition la plus communément utilisée est de 48h.
- Des mesurages micro-environnementaux, dans les lieux fréquentés par les participants : au domicile (EXPOLIS,...), en extérieur (APPA,...), sur le lieu de travail et plus rarement dans certains lieux spécifiques tels que les bars ou les magasins (People).

La recherche bibliographique concernant les caractéristiques météorologiques des polluants dans les études d'exposition individuelle court terme (durée inférieure ou égale à la journée) ne s'est pas révélée très fructueuse. En effet, les études d'exposition qui ont été passées en revue ne donnent pas de détails concernant les méthodes de mesure des polluants considérés (benzène, dioxyde d'azote et formaldéhyde).

❖ Recueil de l'emploi du temps des participants :

Dans toutes les études, les participants remplissent un carnet budget-espace-temps-activités (BETA). Il caractérise à chaque pas de temps la mobilité spatio-temporelle du volontaire et donne des informations sur les activités de ce dernier.

Il précise les modes de transport utilisés et les micro-environnements intérieurs et extérieurs fréquentés.

Son pas de temps est variable mais il est généralement de 15 minutes. Ce carnet est réalisé sur 2 à 7 jours selon les études.

Il est à noter que l'OQAI<sup>26</sup> a testé l'influence du pas de temps du carnet budget- espace temps-activités sur le calcul des niveaux d'exposition domestique quotidienne (méthode indirecte d'évaluation de l'exposition). Les volontaires ont rempli pour cela un carnet journalier sur 2 jours (pas de temps 10 minutes) et un semainier sur 7 jours (pas de temps 15 minutes). La comparaison des deux systèmes de recueil, remplis pour un même jour ne montre pas des différences sensibles sur la durée d'occupation des pièces du logement et des écarts très modestes sur les niveaux d'exposition domestique calculés.

Un questionnaire donnant des informations sur le logement et/ou l'environnement professionnel des volontaires est également très souvent demandé.

❖ Exploitation des résultats :

Pour toutes les études d'exposition traitées, la méthode directe consistant à faire porter un capteur aux volontaires a été utilisée.

De façon à pouvoir expliquer la variabilité des expositions obtenues, les valeurs d'exposition personnelles sont comparées aux concentrations relevées dans chaque micro-environnement intérieur et extérieur et des analyses statistiques (analyses multivariées) sont effectuées afin de préciser les facteurs déterminants de l'exposition. Dans le cas du dioxyde d'azote par exemple, les variables étudiées dans ces analyses sont souvent la prise en compte de l'utilisation ou non des cuisines au gaz ou des systèmes de chauffage au gaz dans l'appartement des volontaires (Etude VESTA notamment).

Par ailleurs, à l'image des travaux menés par l'OQAI<sup>27</sup> en France, des études d'envergure nationale sont menées dans d'autres pays afin d'évaluer l'exposition domestique des

---

<sup>26</sup> « Développements méthodologiques sur l'estimation de l'exposition des ménages » Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur, F. Dor, A. Zeghnoun, P. Brosselin., décembre 2004

<sup>27</sup> Campagne nationale logements - Rapport final Etat de la qualité de l'air dans les logements français », Novembre 2006, Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur.

individus. Ces études<sup>28</sup> sont des enquêtes dites environnementales, la mesure de l'exposition se faisant par l'installation des capteurs dans les logements. C'est notamment le cas des différents volets de l'enquête nationale allemande GerES<sup>29</sup> ou encore de l'enquête britannique SIAQ<sup>30</sup>. Enfin, d'autres études se sont davantage focalisées sur la mesure des allergènes dans les logements<sup>31</sup>.

---

<sup>28</sup> « Revue des enquêtes sur la qualité de l'air intérieur dans les logements en Europe et aux Etats-Unis », Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur, Octobre 2004, L. Mosqueron, V. Nedellec

<sup>29</sup> "Programme Allemand German Environmental Survey <http://www.umweltbundesamt.de/surveye/index.htm>

<sup>30</sup> International Society of Indoor Air Quality and Climate (ISIAQ) : <http://www.ie.dtu.dk/isiaq/>

<sup>31</sup> "Dog allergen (Can f 1) and cat allergen (Fel d 1) in US homes: results from the National Survey of Lead and Allergens in Housing. *J Allergy Clin Immunol* 2004;114(1):111-7", Arbes SJ, Jr., Cohn RD, Yin M, Muilenberg ML, Friedman W, Zeldin DC.

### III. MISE EN ŒUVRE DE LA CAMPAGNE DE MESURE

#### III.1 Choix des polluants

A la demande de l'AFSSET, en s'appuyant sur les autres études européennes réalisées sur l'exposition à la pollution atmosphérique et en prenant en compte les contraintes météorologiques, il a été décidé de suivre trois polluants : le **dioxyde d'azote**, le **benzène** et le **formaldéhyde** :

- Le dioxyde d'azote qui est un polluant traceur de la pollution urbaine. Il provient notamment de la combustion des combustibles des sources fixes (chaufferies, centrales électriques, ...) et mobiles (moteurs de véhicules). Il existe également des sources à l'intérieur des habitations (chauffage au gaz, cuisinière au gaz,...)
- Le benzène qui est un polluant traceur des véhicules à motorisation essence. Il existe également des sources à l'intérieur des locaux ( revêtements de sols, ...)
- Le formaldéhyde qui est un polluant d'origine majoritairement intérieure présent dans les habitations et des bureaux.

Ces trois composés ont des effets observables sur la santé. Il est également possible de les mesurer sur une courte période (quelques heures) et par de petits capteurs portatifs faciles à mettre en œuvre (échantillonneurs passifs), contrairement à d'autres polluants également problématiques d'un point de vue de santé publique mais dont les moyens de mesure sont aujourd'hui beaucoup trop lourds, comme les particules par exemple. Un rappel des différentes sources d'émissions de ces trois composés ainsi que leurs effets sur la santé est présenté ici.

#### III.1.a. Les sources de benzène et ses effets sur la santé

Le benzène (C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>) est un composant des composés organiques volatils (COV) présents dans les atmosphères urbaines.

Sources extérieures : Le benzène est un traceur reconnu de la pollution urbaine. En ville, ce sont essentiellement les véhicules à motorisation essence qui sont responsables des niveaux de contamination de l'air au benzène, de par les imbrûlés produits à la sortie de l'échappement, de par les phénomènes d'évaporation au niveau des différents organes du véhicule (réservoir, carburateur...) et de façon indirecte par la distribution de carburant.

Le benzène est également émis dans l'industrie chimique où il entre comme intermédiaire dans la fabrication de plastiques, fibres synthétiques, caoutchouc de synthèse...

Sources intérieures : le benzène est présent dans certains produits de bricolage et d'entretien (solvants notamment, mais à moins de 0.1 %), dans certains revêtements de sols ou dans des éléments de décoration. Enfin, il provient aussi de la fumée de tabac.

Effet sur la santé : Les effets aigus du benzène sur l'homme, c'est-à-dire suite à une exposition (par inhalation) importante et unique sont documentés<sup>32</sup>. Dans les formes légères d'intoxication, des troubles de la parole, des céphalées, des vertiges et des nausées sont rapportées. Des concentrations plus élevées entraînent une narcose, similaire à celle observée pour d'autres gaz anesthésiants pouvant s'accompagner de convulsions voire de la mort.

Les effets chroniques sur l'homme, c'est-à-dire suite à une exposition répétée dans le temps à de faibles intensités mettent en évidence une augmentation du taux de cancer au cours des expositions professionnelles au benzène. Ce composé est classé dans le groupe 1 (agent cancérigène pour l'homme) par le CIRC<sup>33</sup>. Des effets sur les systèmes cellulaires précurseurs des cellules sanguines et sur la réponse immunitaire sont également rapportés.

---

<sup>32</sup> « Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques », benzène, Version n°3-I mars 2006, INERIS-DRC-01-25590-00DR256.doc

<sup>33</sup> Centre International de Recherche sur le Cancer

### **III.1.b. Les sources de dioxyde d'azote et ses effets sur la santé**

Le dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) est un composé majoritairement formé par l'oxydation du monoxyde d'azote par d'autres oxydants de l'air et présent dans les atmosphères urbaines

Sources extérieures : Le dioxyde d'azote est un traceur reconnu de la pollution urbaine. Il provient essentiellement de la combustion au niveau de sources fixes (chaufferies, centrales électriques) et mobiles (moteurs de véhicules).

Sources intérieures : Le dioxyde d'azote provient des sources de combustion utilisées dans les maisons et plus particulièrement des appareils utilisant le gaz (chauffage au gaz, cuisinières au gaz...). Il provient également de la fumée de tabac.

Effet sur la santé : Le dioxyde d'azote est un irritant des muqueuses respiratoires et oculaires. Il accroît la réactivité bronchique, les symptômes et les infections respiratoires et exacerbe les crises d'asthme chez l'asthmatique. Dans le cas d'une exposition aiguë, un œdème respiratoire peut se développer associé à une détresse respiratoire, une dyspnée et de la fièvre<sup>34</sup>.

### **III.1.c. Les sources de formaldéhyde et ses effets sur la santé**

Le formaldéhyde est un polluant majoritairement présent dans les environnements intérieurs.

Sources intérieures : Les sources qui influent sur les concentrations de formaldéhyde dans l'air intérieur peuvent être divisées en 2 catégories :

*La combustion :*

Les sources du formaldéhyde provenant de la combustion englobent principalement les cheminées à foyers ouverts (combustion du bois), les cigarettes ainsi que les autres produits du tabac.

*Emissions gazeuses :*

Les sources d'émissions gazeuses du formaldéhyde incluent certains produits en bois agglomérés fabriqués avec des résines d'urée formaldéhyde (panneaux d'aggloméré, panneaux de contreplaqué en bois de feuillus, panneaux de fibre de densité moyenne) ou certains produits de construction et d'aménagement de l'habitat (revêtements de sol, de mur...). En effet, une étude de l'EPA<sup>35</sup> a montré que l'on pouvait toujours détecter des émissions de formaldéhyde 138 jours après l'application d'un vernis et que l'émission cumulative de formaldéhyde (depuis l'application du vernis jusqu'au 138<sup>ème</sup> jour) correspondait à 6 à 7 fois la quantité de formaldéhyde libre qui était présente dans un vernis lors de l'application. Ceci indiquerait qu'une certaine quantité de formaldéhyde a été formée pendant le séchage de ce vernis.

D'autres produits tels que des peintures à l'eau, les colles, des revêtements pour planchers, les moquettes et les tapis émettent aussi du formaldéhyde. Pour ces produits, les teneurs émises ont tendance à être plus élevées au moment de leur installation et à décroître avec le temps.

Enfin, le formaldéhyde est aussi utilisé comme antiseptique et comme additif antibactérien pour la conservation des aliments ou encore les produits d'hygiène corporelle et les cosmétiques.

Sources extérieures : Le formaldéhyde est également émis, dans une moindre mesure, par les automobiles, par les industries de raffinage du pétrole et par les incinérateurs. Il est aussi utilisé

---

<sup>34</sup> « Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques », oxydes d'azote, Version n°1- août 2005, INERIS-DRC-03-47020-00DR057.doc

<sup>35</sup> "Characterization of emissions from conversion varnishes." *The Emission Inventory: Key to Planning, Permits, Compliance, and Reporting*, Air & Waste Management Association, September 1996, McCrillis, R.C., E.M. Howard, R. Fortmann, H.C. Lao, Z. Guo, and K.A. Krebs

dans des domaines tels que l'industrie du papier ou encore le tannage du cuir et la photographie.

Effets sur la santé : Les effets aigus du formaldéhyde sur l'homme sont principalement des irritations au niveau des yeux, du nez et de la gorge avec également une congestion nasale pouvant être associée à des démangeaisons et des éternuements. Les effets aigus sur la fonction respiratoire sont beaucoup moins clairs et parfois contradictoires. Chez les enfants, une sensibilité exacerbée à une exposition chronique au formaldéhyde a été décrite. Elle a permis d'observer notamment une diminution de la fonction respiratoire des enfants exposés. Le formaldéhyde est classé dans le groupe 1 (agent cancérigène pour l'homme) par le CIRC. Les principaux cancers étudiés chez les sujets exposés au formaldéhyde par inhalation concernent les voies respiratoires supérieures et la cavité buccale<sup>36</sup>.

### **III.2 Recrutement des volontaires**

Le recrutement s'est effectué sur la base du volontariat. A partir de la fin du mois de novembre 2006, les personnes intéressées pour connaître leur niveau d'exposition à la pollution atmosphérique ont pu s'inscrire sur le site internet d'Airparif <http://www.airparif.asso.fr/> et répondre à un questionnaire (cf. Annexe 1) permettant d'effectuer la sélection des candidats. De façon à pouvoir intégrer le panel de volontaires, les candidats devaient respecter les critères suivants :

- Etre adulte
- Habiter et travailler dans la région Ile-de-France
- Etre non fumeur et ne pas être soumis systématiquement au tabagisme passif aussi bien au domicile que sur le lieu de travail

Toute personne inscrite mais ne respectant pas ces critères a été écartée de la liste des volontaires.

Les informations recueillies dans les questionnaires ont été rassemblées dans une base de données. Le traitement informatique des données concernant les volontaires a fait l'objet d'une déclaration au préalable auprès de la CNIL (n° de récépissé : 119 60 87) et aucune information nominative concernant les volontaires ne sera divulguée.

Au total environ 280 personnes se sont inscrites dont 260 par l'intermédiaire du site internet d'Airparif et une vingtaine ont fait la demande par téléphone ne disposant pas d'un accès à internet.

Ce recrutement s'est effectué suivant la même méthodologie que l'étude PEOPLE réalisée dans plusieurs grandes villes européennes. Par conséquent, les volontaires ont été regroupés en fonction du mode de déplacement principal utilisé pour les trajets domicile/travail. On retrouve ainsi :

- des personnes utilisant leur voiture,
- des personnes prenant les transports en commun (bus, métro, RER),
- des personnes se déplaçant à pied ou à vélo,
- le dernier groupe est constitué de personnes passant la majeure partie du temps chez eux et n'utilisant aucun moyen de déplacement. Ces dernières ne se déplacent que très peu de temps et uniquement à pied.

Pour aider au recrutement dans cette dernière catégorie et afin de pouvoir disposer d'un nombre équivalent de personnes dans chacun des groupes constitués, AIRPARIF a fait appel à deux organismes membres de son conseil d'administration, Ile-de-France Environnement

---

<sup>36</sup> <sup>36</sup> « Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques », formaldéhyde, version n°2-1, mai 2005, INERIS- DRC- 01- 25590- 01DR023.doc

(M. Brossard) et la CNAFAL (Mme Bernard). Par ce biais, quelques volontaires supplémentaires ont pu être inscrits.

Rappelons que le panel de personnes ainsi constitué n'est pas représentatif des franciliens. Le nombre de personnes (280) est en effet trop faible. De plus, elles sont choisies sur la base du volontariat et leurs localisations ainsi que leurs modes de vie ne sont certainement pas représentatifs.

Cependant, le temps moyen de déplacement domicile/travail par mode de transport est cohérent avec les données fournies dans l'Enquête globale de transport (EGT) de 2001-2002, enquête réalisée sur un panel beaucoup plus important de personnes.

A noter que trois volontaires fumeurs ont également été recrutés afin d'obtenir de premiers résultats sur cette catégorie de personnes. Ces résultats seront comparés aux autres groupes du panel de façon à voir si ces individus sont plus exposés ou non.

Il a été décidé de recruter au total 150 volontaires parmi les 280 inscrits.

Afin de pouvoir au maximum assurer l'hétérogénéité du panel, que ce soit au niveau du mode de vie des volontaires ou de leur répartition géographique au sein de la région, la sélection des volontaires a été réalisée par tirage aléatoire dans chacune des catégories suivant le mode de transport utilisé.

A titre d'information, les tirages aléatoires ont porté sur 63 personnes se déplaçant en voiture, 46 personnes se déplaçant à pied ou à vélo et 140 personnes se déplaçant en transport en commun. Un tirage aléatoire pondéré a été effectué sur les personnes utilisant le bus car un nombre trop faible de personnes utilisant ce moyen de transport était présent dans l'échantillon global. Au final, environ 30 volontaires ont été sélectionnés par catégorie.

A noter que tous les individus inscrits n'utilisant aucun moyen de déplacement ont été sélectionnés puisqu'ils n'étaient que 30.

### ***III.3 Dispositif de mesure***

Les mesures d'exposition nécessitent l'utilisation de dispositifs portatifs légers, peu encombrants et silencieux permettant ainsi aux volontaires de ne pas modifier leurs activités. Les échantillonneurs passifs (également appelés tubes à diffusion passive) respectent ces critères. Leur mise en œuvre simple et rapide permet d'équiper un nombre important de personnes, tout en assurant une bonne fiabilité de mesure.

Les mesures ont donc été réalisées à l'aide d'échantillonneurs passifs spécifiques à la mesure des polluants choisis, à savoir le dioxyde d'azote, le formaldéhyde et le benzène. Le fonctionnement métrologique des échantillonneurs passifs est fondé sur le piégeage du polluant recherché sur un support (le tube) contenant un réactif chimique spécifique au polluant, à l'aide du principe de diffusion passive de l'air ambiant.

L'échantillonneur passif mesurant le dioxyde d'azote<sup>37</sup> se présente sous forme d'un tube en polypropylène muni d'une coiffe fixe et d'une grille métallique imprégnée du réactif chimique permettant le piégeage du polluant pendant la période d'exposition. Le tube est maintenu en position verticale sur le support. D'après le fournisseur ce tube a été spécialement conçu pour des mesures sur des pas de temps courts de l'ordre de 8 heures à 48 heures.

La mesure du benzène et du formaldéhyde est également réalisée à l'aide d'échantillonneurs passifs spécifiques<sup>38, 39</sup>, dont le principe de fonctionnement est semblable à celui mesurant le dioxyde d'azote.

---

<sup>37</sup> Les tubes à diffusion passive de dioxyde d'azote sont fournis et analysés par le laboratoire suisse PASSAM A.G, certifié ISO 17025.

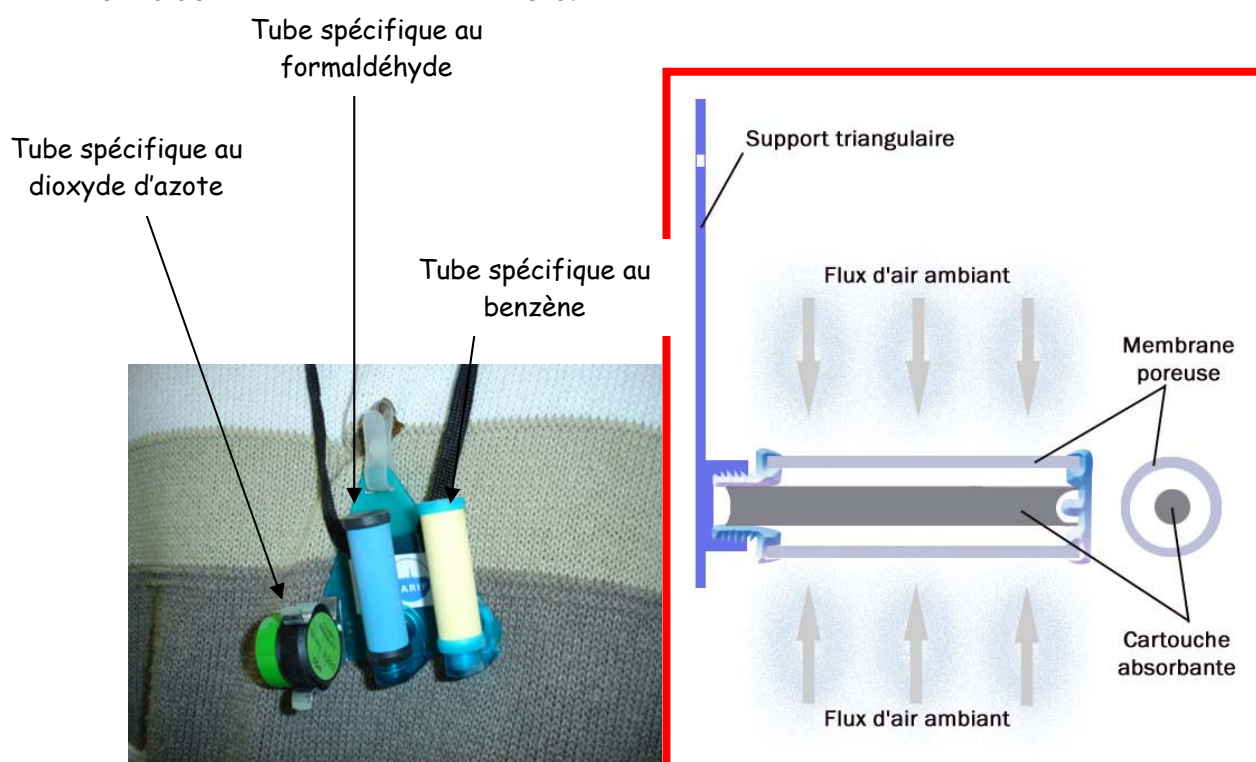
<sup>38</sup> Tubes à diffusion passive spécifique au benzène sont fournis et analysés par le laboratoire de recherche IRCSS de la fondation scientifique italienne, Salvatore Maugeri.



Les trois échantillonneurs ont été rassemblés sur un même support. Un système de collier et d'attache a été spécialement conçu pour l'étude par AIRPARIF (cf. photo) afin que les volontaires puissent disposer le matériel autour de leur cou et le maintenir solidement sur leur vêtement pour éviter qu'il ne bouge.

Après exposition, les échantillonneurs passifs sont analysés en laboratoire suivant des protocoles spécifiques à chaque composé. A l'issue des analyses, une concentration moyenne est établie pour chacun des polluants suivis pour la période d'exposition considérée.

Les analyses de benzène ont été effectuées par le laboratoire d'AIRPARIF, celles concernant le dioxyde d'azote ont été réalisées par la société PASSAM AG et celles concernant le formaldéhyde par la société Radiello.



**Figure 2:** Dispositif de mesure et schéma de fonctionnement d'un échantillonneur passif (d'après radiello®) spécifique au benzène.

### III.4. Période de mesure

Les mesures ont eu lieu pendant deux journées, l'une en hiver et l'autre en été de façon à comparer les niveaux d'exposition sur des périodes pour lesquelles la qualité de l'air est différente. En effet, la qualité de l'air dépend à la fois des émissions de polluants atmosphériques et des conditions météorologiques qui conditionnent la dispersion des polluants dans l'atmosphère.

L'hiver, les émissions de polluants atmosphériques urbains sont plus élevées qu'en période estivale (émissions du chauffage résidentiel l'hiver par exemple) et se dispersent plus difficilement du fait des conditions météorologiques particulières (conditions anticycloniques sans vent avec une inversion de température par exemple).

<sup>39</sup> Tubes à diffusion passive de formaldéhyde sont fournis et analysés le laboratoire de recherche IRCSS de la fondation scientifique italienne, Salvatore Maugeri.

L'été, la photochimie est plus active (niveaux d'ozone plus élevés) et les habitudes de vie sont différentes (tendance à aérer les environnements intérieurs plus régulièrement). Par ailleurs, afin de rendre comparables les niveaux relevés lors des deux journées et d'assurer la représentativité de l'exposition journalière des candidats, un même jour ouvré a été retenu dans les deux cas pour réaliser les mesures.

#### **Les deux journées de mesure ont eu lieu les mardi 13 février et 12 juin 2007.**

Pour ces deux journées, il a été demandé aux participants ne restant pas chez eux de porter le dispositif de mesure pendant une durée allant de 10 h à 14 h. De plus, de façon à minimiser l'impact de la pollution intérieure du domicile sur le niveau d'exposition journalier, il a été demandé aux volontaires de commencer à exposer leurs échantillonneurs passifs dès qu'ils quittent leur domicile le matin et d'arrêter la mesure dès leur retour le soir.

Pour les personnes sédentaires, il leur a été demandé d'effectuer les mesures d'exposition sur une plage de 12 h entre 8 h à 20 h idéalement avec possibilité de décaler d'une heure (7 h-19 h ou 9 h-21 h).

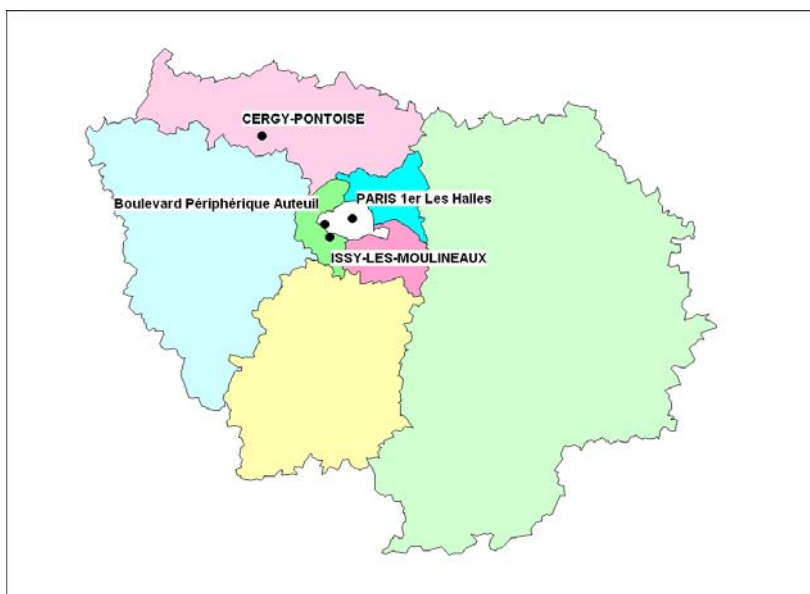
Pendant ces deux journées, chaque volontaire a rempli un questionnaire « budget-temps-activités » (voir Annexe n°2) permettant de connaître au pas de temps quart-horaire ses activités (cuisine au gaz, plein d'essence, utilisation de solvants, ...) ainsi que les modes de transport utilisés. Ce pas de temps ne permet pas toujours d'apprécier correctement les durées passées dans les transports c'est pourquoi il a été demandé aux volontaires de noter la durée exacte pendant laquelle ils se sont déplacés.

#### ***III.5. Mesures complémentaires dans l'environnement (air extérieur)***

Afin de pouvoir positionner les niveaux d'exposition individuelle obtenus pendant cette campagne par rapport à des niveaux référence en air extérieur, des mesures ont été réalisées sur 4 stations fixes d'Airparif, représentatives de différentes situations :

- la station du Boulevard Périphérique de la Porte d'Auteuil, représentative des niveaux en proximité automobile. Cette station enregistre pour la majorité des polluants les niveaux les plus importants de l'Île-de-France.
- La station de Paris Les Halles, située au cœur de Paris, renseigne des niveaux en situation de fond de Paris.
- La station d'Issy-les-Moulineaux : elle a été choisie pour représenter les niveaux en situation de fond en Petite Couronne.
- La station de Cergy-Pontoise : elle a été choisie pour représenter les niveaux en situation de fond en Grande Couronne.

Les mesures ont été réalisées en parallèle de celles des volontaires avec le même matériel de mesure, pendant environ 12 h, généralement entre 8 h et 20 h, afin d'être comparées aux niveaux d'exposition des volontaires. La carte suivante présente l'emplacement de ces 4 stations de mesure.



**Figure 3** : Emplacement des sites où des mesures complémentaires ont été effectuées en air extérieur.

Concernant les données de qualité de l'air dans les environnements intérieurs, Airparif n'a pas réalisé de mesures. Il a été décidé, en accord avec l'AFSSET, de comparer les niveaux moyens d'exposition aux niveaux trouvés dans la littérature et notamment ceux recensés à l'occasion de la campagne nationale logements de l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur<sup>40</sup>.

### ***III.6. Informations détaillées concernant le panel***

Différentes informations sont disponibles sur les personnes faisant partie du panel, grâce au questionnaire sélectif que chaque volontaire a rempli afin de valider sa candidature.

#### ***Informations générales***

Les volontaires sélectionnés dans le panel ont en moyenne 40 ans avec des disparités importantes suivant les volontaires puisque la personne la plus jeune est âgée de 22 ans tandis que la plus âgée a 83 ans. La répartition hommes/femmes est équitable (51 % sont des hommes et 49 % sont des femmes).

Les volontaires sont pour 86 % d'entre eux des actifs parmi lesquels on observe une forte représentativité des cadres puisqu'ils correspondent à 62.5 % de la population de l'échantillon. Cette sur-représentativité a déjà été évoquée dans plusieurs études<sup>41</sup>, ils forment un public généralement averti et motivé.

En ce qui concerne les retraités, ils représentent 8.8 % de la population de l'échantillon et sont très majoritairement présents dans la catégorie des personnes ne se déplaçant pas.

Les étudiants et les chômeurs représentent une faible proportion de volontaires puisqu'ils correspondent respectivement à 1.5 et 3.7 % de l'échantillon total.

#### ***Répartition géographique des volontaires***

Le tirage aléatoire des volontaires a permis d'obtenir un panel de volontaires très hétérogène et équitablement réparti sur le territoire francilien. Les lieux de résidence des volontaires couvrent en effet de manière homogène l'ensemble de la région puisque 37 % des volontaires habitent Paris, 34 % résident en petite couronne et 29 % en grande couronne.

<sup>40</sup> « Campagne nationale logements - Rapport final Etat de la qualité de l'air dans les logements français », Novembre 2006, Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur.

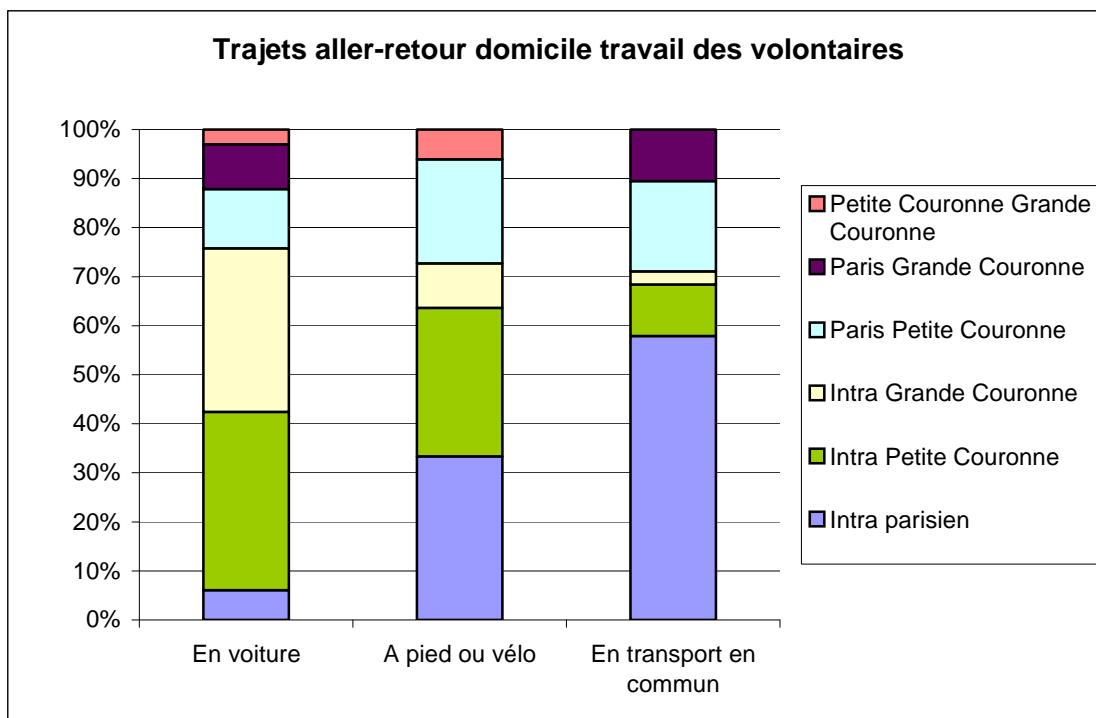
<sup>41</sup> « Contribution à une meilleure connaissance de l'évolution régionale et temporelle des déterminants de l'exposition temporelle »- Rapport Final, Février 2003, APPA

### Trajets domicile-travail

La nature des trajets domicile-travail empruntés par les volontaires dépend des modes de transport qu'ils ont utilisés.

Peu d'automobilistes volontaires pour participer à cette étude ont pris leur voiture pour aller en direction de Paris. La majorité des déplacements en voiture (environ 70 %) ont lieu sur des trajets allant de petite couronne à petite couronne ou de grande couronne à grande couronne.

La tendance est contraire en ce qui concerne les volontaires usagers des transports en commun et ceux se déplaçant à pied ou à vélo puisque les déplacements intra parisiens représentent sur cet échantillon respectivement environ 60 % et 30 % des déplacements.



## IV. METROLOGIE

Habituellement, la mesure de la qualité de l'air sur des pas de temps inférieurs à la journée se fait par analyseurs automatiques mais ceci est impossible ici compte tenu du poids conséquent de l'appareil (ainsi que de ses batteries) totalement incompatible avec des mesures d'exposition.

La mesure directe de l'exposition à la pollution atmosphérique sur des pas de temps courts (inférieurs à la journée) est actuellement peu développée et c'est donc dans un contexte exploratoire qu'AIRPARIF a mené ce travail.

Par ailleurs, dans la plupart des études concernant la mesure directe de l'exposition, il n'est pas fait mention explicite des moyens de mesures utilisés pour le prélèvement ni des méthodes analytiques précises permettant la quantification des polluants. Une étude bibliographique a donc été nécessaire afin d'identifier des moyens de mesure permettant les prélèvements et l'analyse du benzène, du dioxyde d'azote et du formaldéhyde sur des courtes durées. Elle a permis de sélectionner des tubes passifs spécifiques jamais utilisés auparavant par AIRPARIF. Des essais ont été menés pour valider le bon comportement de ces tubes tant au niveau de la répétabilité des mesures que de leur justesse sur des courtes durées. Ces essais ( cf. Annexe 3) ont été réalisés pour chacun des polluants pour des durées variables allant généralement de 12 heures à 3 jours afin de déterminer la durée minimale pour laquelle la mesure est valide d'un point de vue métrologique. Une durée de mesure de l'ordre de 12 heures était idéale dans le cadre de cette étude pour s'affranchir des fortes variations potentielles en air intérieur domestique d'un logement à un autre.

### IV.1. Cas du benzène

#### **Tests avec le charbon actif « carbograph 4 » :**

Les premiers essais d'exposition au benzène ont concerné les tubes passifs RADIELLO code 145 fabriqués par la Fondation Salvatore Maugeri utilisés sur le réseau de mesure d'AIRPARIF pour des durées de mesure de 7 jours. Il s'agit de tubes dont le corps diffusif est jaune, utilisés avec un charbon actif carbograph 4 et analysés par désorption thermique. Des mesures ont été réalisées avec ces tubes dans l'air ambiant extérieur sur la station permanente du réseau AIRPARIF de Vitry-sur-Seine pendant 12 h, 24 h, 36 h ainsi que pendant 3 jours. Des mesures dans des environnements intérieurs (dans les locaux d'AIRPARIF) ont également été réalisés pendant 24 h.

L'ensemble des tests a montré une répétabilité satisfaisante des tubes passifs mais des teneurs élevées par rapport aux mesures faites simultanément avec des tubes pompés. De la même façon, des comparaisons réalisées sur des mesures effectuées avec ces tubes passifs et un analyseur automatique montrent un écart important entre les deux séries de mesure avec des valeurs mesurées élevées dans le cas des tubes passifs.

La cause des teneurs élevées retrouvées avec ce type de charbon actif pourrait être la variation du débit d'échantillonnage sur des courtes périodes d'exposition (débit élevé lors des premières heures d'exposition puis diminution). Cette variation de débit, évoquée dans un article<sup>42</sup>, se traduirait par des concentrations mesurées différentes pour une même quantité de polluant reçue.

D'autres articles montrent à contrario une constance du débit<sup>43 44</sup> pour des expositions de 1 jour à 7 jours. Ces disparités suivant les auteurs montrent bien les limites de l'utilisation de ce type de charbon pour des expositions inférieures à 7 jours.

---

<sup>42</sup> **The Analyst** « ambient volatile organic compound monitoring by diffusive sampling. Compatibility of high uptake rate samplers with thermal desorption" Matthew Bates, Norbert Gonzalez-Flesca, Vincenzo Cocheo, Ranjeet Sokhi, dec 1997, vol.122 (1481-1484)

<sup>43</sup> **Thèse de Anne Pennequin-Cardinal** « développement et qualification de méthodes d'échantillonnage passif pour mesurer les composés organiques volatils dans l'air intérieur.

<sup>44</sup> **Atmospheric Environment** 39 (2005) 1347-1355 « Reliability of a BTEX radial diffusive sampler for thermal desorption : field measurements », P. Bruno, M. Caputi, M. Caselli, G. de Gennaro, M. de Rienzo.

#### **Tests avec le charbon actif « carbopack x » :**

Des recherches bibliographiques approfondies ont montré qu'il existait un autre charbon actif utilisable avec le même tube passif (Radiello code 145, corps diffusif jaune) : le charbon actif spécifique « carbopack X » fourni par la Fondation Salvatore Maugeri est également analysé par désorption thermique. Des mesures ont été réalisées avec ces tubes dans l'air ambiant extérieur sur la station permanente du réseau AIRPARIF de Vitry-sur-Seine en situation de fond et en situation de proximité au trafic routier à Auteuil sur des périodes allant de 12 h à 48 h.

L'ensemble des tests a montré une répétabilité satisfaisante et des résultats proches de ceux obtenus avec les tubes pompés et cohérents avec ceux des mesures réalisées à l'aide d'un analyseur automatique.

Des mesures ont également été réalisées en chambre d'exposition (avec l'INERIS - Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques) afin d'étudier la variation du débit d'échantillonnage en fonction de la concentration de benzène dans l'air ambiant et de ses fluctuations au cours du temps. Les essais n'ont pas montré d'impact de ces deux paramètres sur le débit d'échantillonnage qui semble constant pour des concentrations inférieures à 25 µg/m<sup>3</sup>.

Par ailleurs, des mesures dans différentes pièces d'un appartement (salon, cuisine, bureau) ainsi que des mesures d'exposition sur des personnes ont été réalisées sur 12 h et ont permis de s'assurer de la pertinence de la méthode de mesure en conditions réelles d'exposition.

Le charbon actif « carbopack X » a par conséquent été retenu pour l'évaluation de l'exposition individuelle au benzène sur une période de 12 h.

#### ***IV.2. Cas du dioxyde d'azote***

Trois types de tubes passifs pour la mesure du dioxyde d'azote sur une courte période d'exposition existent sur le marché : les tubes RADIELLO code 166, les tubes PASSAM ainsi que les badges OGAWA. Le coût excessif de ces derniers, qui ne sont plus commercialisés en Europe s'est traduit par l'abandon de cette solution.

#### **Tests avec les tubes Radiello :**

Les essais réalisés avec les tubes Radiello «Code 166» avec une cartouche en polyéthylène microporeux imbibé de triéthanolamine (TEA) humide sur des durées d'exposition de 12 h et 24 h montrent des problèmes de répétabilité. Ce résultat a été confirmé, notamment par le Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris, d'où l'impossibilité d'utiliser ce matériel dans le cadre de notre étude.

### **Tests avec les tubes Passam :**

La société PASSAM, qui fournit à AIRPARIF les tubes utilisés pour la mesure du dioxyde d'azote dans le cadre de campagnes de mesure d'une à deux semaines, commercialise des capteurs pouvant être exposés, selon eux, de 8 h à 48 h. Ce tube appelé « NO<sub>2</sub> short term » est en polypropylène et utilise la triéthanolamine comme adsorbant. Il est analysé par spectrophotométrie dans le visible.

Des tests ont été effectués par AIRPARIF afin de vérifier la justesse des mesures et leur répétabilité sur des périodes courtes. Les analyses ont été confiées à PASSAM.

Des mesures ont été réalisées avec ces tubes dans l'air ambiant extérieur en situation de fond et en situation de proximité au trafic routier sur des périodes allant de 8 h à 36 h.

Des tests ont également été effectués dans des environnements intérieurs (locaux d'AIRPARIF et habitations) sur des périodes allant de 8 h à 24 h.

L'ensemble des tests a montré une répétabilité satisfaisante et des résultats cohérents (pour les mesures dans l'air ambiant extérieur) avec ceux réalisés à l'aide d'un analyseur automatique. De plus, le débit d'échantillonnage semble stable quelle que soit la durée d'exposition testée.

Ce tube a par conséquent été retenu pour mesurer l'exposition individuelle au dioxyde d'azote, sur une période de 12 h, pour être cohérent avec les mesures de benzène.

### ***IV.3. Cas du formaldéhyde***

Des tests ont été réalisés sur les tubes passifs proposés par la société Radiello mesurant les aldéhydes. Il s'agit des tubes Code 165 (composé d'une cartouche chimioabsorbante utilisant le 2,4-Dinitrophénylhadrazine) couplés avec un corps diffusif bleu en propyléthylène. Le propyléthylène favorise le piégeage des composés photosensibles, qui perturbent la mesure des aldéhydes. L'analyse des tubes a été réalisée par Radiello.

L'objectif des tests est de vérifier la justesse des mesures et leur répétabilité mais aussi de vérifier s'il existe une influence de l'ozone, interférent possible car réagissant avec l'hydrazone, sur les concentrations de formaldéhyde mesurées.

Les essais ont eu lieu sur 12 h, 24 h et 36 h sur un site à proximité du trafic routier et dans les locaux d'AIRPARIF. Les résultats obtenus avec les tubes passifs ont montré une bonne reproductibilité et sont cohérents et comparables avec les mesures effectuées par tubes pompés quelle que soit la durée d'exposition.

Par ailleurs des relevés en chambre d'exposition (en collaboration avec l'INERIS) ont permis de montrer une très faible influence de l'ozone sur les faibles teneurs en formaldéhyde.

Ce tube peut par conséquent être utilisé dans le cas d'une exposition individuelle sur 12 h.

A titre d'information, des mesures de formaldéhyde ont été réalisées de manière continue sur une station du réseau AIRPARIF en situation de fond jusqu'en 2004 ainsi que dans le cadre d'une campagne de mesure en 2003. Elles permettent donc de disposer d'un ordre de grandeur des teneurs de fond de ce polluant dans l'agglomération parisienne.

#### *IV.4. Incertitudes de mesure*

Toute méthode de mesure, analyseurs automatiques ou échantillonneurs passifs, est affectée d'une incertitude. Dans le domaine de la qualité de l'air, des directives européennes fixent l'incertitude aux valeurs limites maximales acceptable associée à la mesure des différents polluants réglementés pour ces deux techniques.

Pour les analyseurs automatiques, l'incertitude tolérée pour chaque mesure horaire est de 15 % pour le dioxyde d'azote<sup>45</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 % pour le dioxyde d'azote<sup>45</sup> et à 30 % pour le benzène. Ces critères de qualité ont été vérifiés par des tests métrologiques par Airparif, réalisés aussi bien en situation de fond qu'en proximité automobile, en étudiant la répétabilité et la comparaison avec les méthodes de référence.

Pour la mesure du formaldéhyde, l'incertitude est évaluée à 25%.

---

<sup>45</sup> Directive 1999/30/CE du 22 avril 1999 relative à la fixation de valeurs limites pour l'anhydride sulfureux, le dioxyde d'azote et les oxydes d'azote, les particules et le plomb dans l'air ambiant.



## V.COMMENTAIRES METEOROLOGIQUES

Les conditions météorologiques jouent un rôle important sur la dispersion des polluants atmosphériques émis et donc sur les niveaux de concentration mesurés par les stations de mesure. En particulier, les niveaux de benzène et de dioxyde d'azote mesurés dans l'air ambiant fluctuent selon les saisons dans l'air ambiant extérieur. Par ailleurs, ces niveaux de pollution en air extérieur influent sur les niveaux retrouvés dans les environnements intérieurs par le biais de phénomènes de transfert de pollution notamment pendant l'aération des locaux.

Deux campagnes de mesure distinctes ont été réalisées, l'une en hiver et l'autre en été.

### *V.1. Campagne hivernale*

Le mardi 13 février, le ciel était nuageux mais sans précipitations. Les températures ont varié dans Paris entre 8 et 11°C, le vent était modéré, de secteur Ouest le matin, puis Sud l'après-midi.

Les conditions météorologiques ont été propices à une bonne qualité de l'air car le vent et l'absence d'inversion thermique ont favorisé la dispersion des polluants.

L'indice Atmo était de 3 (sur 10), avec des sous-indices associés aux particules, au dioxyde d'azote et à l'ozone équivalents (3), ce qui signifie que la qualité de l'air était bonne sur l'agglomération parisienne.

### *V.2. Campagne estivale*

Le mardi 12 juin, le ciel était très nuageux à couvert le matin mais sans précipitations, avec des éclaircies en milieu de journée. Les températures ont varié dans Paris entre 15 et 23°C, le vent était faible (vitesse de vent comprise entre 2 et 3m/s), de secteur Ouest le matin, puis Nord-Ouest l'après-midi. L'indice Atmo était de 5 (sur 10) dû aux niveaux d'ozone mesurés sur l'agglomération parisienne. Le sous-indice associé au dioxyde d'azote était de 3, celui associé aux particules de 4.

## VI. EXPLOITATION DES DONNEES CONCERNANT LE PANEL

### VI.1. Panel statistique

Le panel statistique est constitué de l'ensemble des volontaires choisis aléatoirement. Par ailleurs, tous les volontaires n'ont pas des résultats statistiquement exploitables. Les raisons sont les suivantes : tubes cassés, non exposition des tubes, dispositif de mesure non renvoyé ou reçu trop tard par le volontaire, tubes exposés moins de 10 h ou encore tubes exposés un autre jour. De plus, un certain nombre de volontaires ont utilisé de manière prépondérante un mode de transport différent de celui qu'ils avaient renseigné lors de leur inscription. Les volontaires considérés ici ont été changés de catégorie et leurs résultats ont été intégrés avec ceux des volontaires ayant utilisé le même mode de transport principal.

Dans la suite du rapport, tous les résultats concernent les volontaires ayant des données statistiquement exploitables pour au moins un des polluants mesurés.

De plus, les résultats concernant les personnes n'étant pas tirées aléatoirement ne présentent généralement pas de résultats atypiques par rapport aux résultats du panel statistique.

	Nombre total de participants	Nombre total de volontaires tirés aléatoirement	Nombre total de volontaires du panel statistique ayant des données exploitables
Hiver	161	115	87
Eté	156	111	70

Seulement cinq volontaires se sont désistés entre la première journée de mesure (en hiver) et la deuxième (en été), ce qui prouve l'engagement des personnes dans le projet. Cependant, le protocole de mesure a été moins bien suivi lors de la campagne estivale puisque une dizaine de volontaires environ a oublié d'exposer ses tubes ou ne l'a pas fait pendant la journée demandée.

De manière plus détaillée, voici le nombre de données exploitables pour chaque polluant et par journée de mesure. Il varie en fonction des problèmes divers (tubes cassés, pas exposés,...).

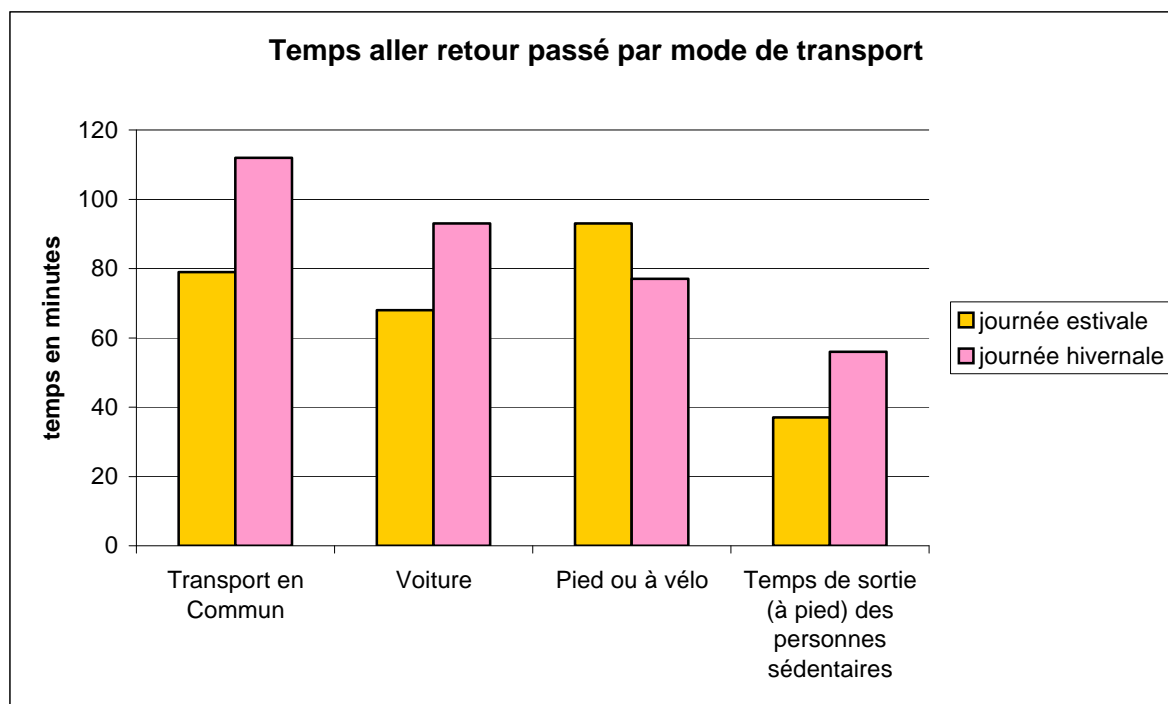
Mode de transport principal	Journée hivernale			Journée estivale		
	<i>Benzène</i>	<i>Dioxyde d'azote</i>	<i>Formaldéhyde</i>	<i>Benzène</i>	<i>Dioxyde d'azote</i>	<i>Formaldéhyde</i>
Voiture	22	23	23	21	20	22
Transport en commun	22	23	23	16	17	17
A pied ou à vélo	21	22	22	15	16	14
Ne se déplaçant pas	19	16	19	16	16	17
<i>Total</i>	<b>86</b>	<b>84</b>	<b>87</b>	<b>68</b>	<b>69</b>	<b>70</b>

## VI.2. Interprétation des données collectées dans le questionnaire BETA

Comme évoqué précédemment (cf. III.3), les volontaires ont rempli un questionnaire « budget-espace-temps-activités » pendant les deux journées de mesure permettant de connaître leurs activités ainsi que les modes de transport utilisés. L'objectif de ce paragraphe est d'analyser les données collectées et de comparer ces informations pour les deux journées.

Le temps d'exposition moyen sur l'ensemble des candidats ayant des données est équivalent sur les deux journées de mesure puisqu'il est respectivement de 11 h 38 min pour la journée hivernale et 11 h 40 min pour l'estivale. Les temps d'exposition ont toutefois plus fortement varié d'un candidat à l'autre (ils dépendaient du départ et du retour de chaque candidat à son domicile) lors de la journée estivale avec des durées minimales et maximales d'exposition respectivement de 8 h et 16 h.

Par ailleurs, le temps moyen passé dans les transports est plus élevé en hiver qu'en été pour les volontaires utilisant comme moyen de transport principal la voiture (1 h 33 min pour l'hiver et 1 h 08 min pour l'été pour un trajet aller-retour) ou les transports en commun (1 h 52 min l'été et 1 h 19 min l'été). La situation est inversée pour les volontaires se déplaçant à pied ou à vélo.



A noter également qu'un nombre limité de volontaires s'est dit soumis au tabagisme passif pendant les journées de mesure, mais l'étude particulière de leurs résultats n'a pas révélé des niveaux d'exposition différents du reste du panel statistique, ils ont donc été inclus dans le panel suivant le mode de transport principal qu'ils ont utilisé.

## VII. RESULTATS D'EXPOSITION

### VII.1. Situation des niveaux d'exposition par rapport aux niveaux mesurés sur les stations de mesure et par rapport à la littérature.

Dans la suite du rapport, les résultats présentés concernent uniquement les candidats qui ont été tirés aléatoirement pour chaque catégorie (panel statistique) parmi les personnes qui se sont portées volontaires pour cette étude et ayant des résultats exploitables. Ces résultats sont issus des mesures par tubes passifs pour le benzène, le dioxyde d'azote et le formaldéhyde sur la période d'exposition propre à chaque candidat.

Les résultats sont présentés sous la forme de moyenne, niveaux minimum et maximum d'exposition pour les 4 groupes de volontaires. Ils sont comparés avec les niveaux mesurés pendant les deux journées sur les sites permanents du réseau de mesure d'AIRPARIF afin d'évaluer dans quelle mesure ces niveaux d'exposition sont représentés par le dispositif de surveillance de la qualité de l'air. En ce qui concerne l'exposition au formaldéhyde, ces résultats sont comparés à ceux figurant dans la littérature concernant la pollution dans les environnements intérieurs.

#### VII.1.a Benzène

Les niveaux relevés sur les 4 stations fixes du réseau de mesure équipées du même dispositif sont cohérents avec les niveaux habituellement mesurés sur le réseau permanent d'AIRPARIF, à savoir de fortes valeurs à la station trafic du Boulevard Périphérique Porte d'Auteuil, puis des niveaux en situation de fond plus faibles et relativement homogènes au sein de l'agglomération parisienne.

Benzène $\mu\text{g}/\text{m}^3$		Campagne hivernale	Campagne estivale
Mesures d'exposition par groupe <b>valeurs moyennes</b> (min, max)	Groupe se déplaçant en transport en commun	2.8 (1.8, 4.2)	2.5 (1.4, 5.1)
	Groupe se déplaçant en voiture	4.0 (1.2, 13.2)	3.2 (1.1, 9.9)
	Groupe se déplaçant à pied ou à vélo	2.4 (1.5, 4.3)	2.5 (1.2, 5.5)
	Groupe ne se déplaçant pas	2.7 (1.4, 5.2)	2.4 (0.9, 4.8)
Mesures sur le réseau en simultané	Boulevard Périphérique Porte d'Auteuil	3.9	3.5
	Paris Les Halles	1.4	1.4
	Issy-les-Moulineaux	1.4	0.8
	Cergy-Pontoise	1.3	1.3

Les volontaires passant la majorité du temps sur leur lieu de travail, une part de l'exposition est liée à la présence de sources internes de benzène à l'intérieur des locaux. Cette part est cependant très difficile à évaluer et la bibliographie n'a pas été fructueuse sur le sujet.

Les niveaux moyens d'exposition par catégorie sont néanmoins compris entre les teneurs mesurées sur les stations de fond et celles enregistrées sur la station fixe de proximité au trafic située Boulevard Périphérique Porte d'Auteuil ( $3.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en hiver). Le niveau moyen d'exposition le plus élevé ( $4.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en hiver) est relevé sur les personnes se déplaçant en voiture avec un niveau équivalent à celui enregistré sur la station fixe de proximité au trafic située du Boulevard Périphérique Porte d'Auteuil ( $3.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en hiver). L'impact du transport en voiture sur le niveau moyen d'exposition journalier en benzène semble ainsi être important.

Les niveaux minima d'exposition au benzène relevés pour les quatre catégories sont généralement proches pour les deux campagnes de mesure des niveaux enregistrés sur les

stations fixes urbaines de fond (Paris les Halles) et périurbaines (Issy-les-Moulineaux, Cergy-Pontoise). En ce qui concerne les maxima d'exposition (hors personnes se déplaçant en voiture), seuls quelques volontaires (8 en hiver et 7 en été) ont connu des niveaux de benzène supérieurs ou égaux à celui de la station du Boulevard Périphérique Porte d'Auteuil. **Le réseau de mesure d'AIRPARIF définit donc globalement les enveloppes minimales (stations de fond) et maximales (stations de proximité) des niveaux d'exposition au benzène pour le panel considéré.**

En ce qui concerne les niveaux de benzène dans les logements, le rapport de l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur<sup>46</sup> présente des résultats de mesures réalisées sur 7 jours par échantillonneurs passifs, dans 567 logements en France entre 2003 et 2005 :

<b>Benzène (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	Min	P25	<b>médiane</b>	P75	P95	Max
Intérieur des logements	< 0.4	1.4	<b>2.1</b>	3.3	7.2	22.8
Extérieur	< 0.4	< 1.1	<b>&lt; 1.1</b>	1.6	2.9	7

Les mesures d'exposition pour la catégorie des personnes sédentaires montrent des niveaux médians de 2.2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour l'hiver et 2.0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour l'été. Ces résultats sont très proches des résultats trouvés à l'intérieur des logements dans le cadre de la campagne logements de l'OQAI (médiane 2.1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). La stricte comparaison de ces résultats est cependant à nuancer du fait que les durées de mesure sont différentes.

#### *Comparaison aux niveaux d'exposition figurant dans la littérature*

D'une manière générale, une plus grande variabilité des résultats est observée dans l'étude PEOPLE<sup>47</sup>, les niveaux pouvant osciller par exemple entre 6 et 22  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les individus se déplaçant en voiture pour la ville de Madrid. Les niveaux d'exposition mesurés dans le cas des villes concernées par l'étude PEOPLE (hormis Dublin) sont plus élevés. C'est également le cas de l'étude GENOTOX'ER<sup>48</sup> pour laquelle la moyenne des niveaux d'exposition au benzène s'élevait à 7.3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  et de l'étude MACBETH<sup>49</sup> pour laquelle les niveaux d'exposition moyens s'échelonnent de 6.6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  à Copenhague à plus de 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour la ville de Murcie.

L'étude<sup>50</sup> réalisée en 2000/2001 par le LHVP sur une centaine de franciliens travaillant dans le secteur tertiaire révèle quant à elles des niveaux moyens d'exposition sur 24 h de 4.3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , niveau moyen se rapprochant de celui trouvé en hiver sur l'échantillon de volontaires prenant la voiture (4.0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

*Cependant, il convient de rester prudent dans la comparaison avec d'autres études car il n'est généralement pas fait mention dans les autres études de la méthode précise de mesure et notamment du type de charbon actif utilisé. Ce paramètre semble, en effet, à la*

<sup>46</sup> Campagne nationale Logements - état de la qualité de l'air dans les logements français, rapport final, novembre 2006 ; Campagne pilote 90 logements et 9 écoles, rapport synthétique, juillet 2004 ; Inventaire des données françaises sur la qualité de l'air intérieur des bâtiments : actualisation des données sur la période 2001-2004, octobre 2004.

<sup>47</sup> « Population Exposure to Air Pollutants in Europe »(PEOPLE) , Methodological Strategy and Basic Results, European Commission, Joint Research Centre ,R. A. Field, P. Pérez Ballesta, A. Baeza Caracena, I. Nikolova, R. Connolly, N. Cao, M. Gerboles, D. Buzica, L. Amantini, F. Lagler, A. Borowiak, L. Marelli, G. De Santi and E. De Saeger.

<sup>48</sup>« Distribution de l'exposition de la population urbaine à des polluants particuliers genotoxiques, et évaluation du risque cancérogène GENOTOX'ER », Inserm, Octobre 2004, D. Zmirou and al.

<sup>49</sup> « Urban Benzene and Population Exposure », Nature 2000 ; 404 : 141-142, Cocheo V., Sacco P, Boaretto C, De Saeger E, Perez Ballesta P, Skov H., Goelen E ; Gonzalez N, Baeza Caracena A.

<sup>50</sup> « Evaluation de l'exposition personnelle au benzène d'une population francilienne représentative du secteur tertiaire. » Programme Primequal. Paris: Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris ; Université Paris V. 2001 Août. Rapport n°99.62034, Dusseaux M, Laurent A, Le Moullec Y, Person A, Momas I.

lumière des essais métrologiques menés par AIRPARIF, avoir une influence très importante sur la robustesse des mesures.

### VII.1.b Dioxyde d'azote

Les niveaux relevés sur les 4 stations fixes du réseau de mesure équipées du même dispositif sont cohérents avec les niveaux habituellement mesurés sur le réseau permanent d'AIRPARIF, à savoir de fortes valeurs à la station trafic du Boulevard Périphérique Porte d'Auteuil, puis des niveaux en situation de fond qui diminuent au fur et à mesure que l'on s'éloigne du cœur de l'agglomération parisienne.

Dioxyde d'azote $\mu\text{g}/\text{m}^3$		Campagne hivernale	Campagne estivale
Mesures d'exposition par groupe (valeurs moyennes (min, max))	Groupe se déplaçant en transport en commun	51 (22, 72)	58 (26, 77)
	Groupe se déplaçant en voiture	40 (15, 97)	42 (13, 82)
	Groupe se déplaçant à pied ou à vélo	43 (18, 72)	47 (9, 80)
	Groupe ne se déplaçant pas	38 (6, 77)	30 (6, 76)
Mesures sur le réseau en simultané	Boulevard Périphérique Porte d'Auteuil	176	154
	Paris Les Halles	61	42
	Issy-les-Moulineaux	48	39
	Cergy-Pontoise	16	15

Les niveaux moyens d'exposition par catégorie, enregistrés sur les différentes personnes du panel statistique, sont, pour les 4 catégories, comparables aux niveaux mesurés en situation de fond sur les 3 stations fixes du réseau de mesure (Paris les Halles, Issy-les-Moulineaux et Cergy Pontoise) équipées des mêmes dispositifs.

Par ailleurs, les niveaux d'exposition relevés sur la totalité des volontaires quelle que soit la catégorie considérée, sont très inférieurs aux niveaux relevés en situation de proximité au trafic sur la station du boulevard périphérique porte d'Auteuil (176  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en hiver et 154  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en été).

En air intérieur, peu de résultats sont disponibles et comparables aux mesures effectuées dans ce rapport. La campagne nationale organisée par l'OQAI n'a pas concerné le dioxyde d'azote.

Une étude<sup>51</sup> réalisée par l'Institut de Médecine du Travail et de l'Environnement de Grenoble et la Direction de Recherche d'EDF donne quelques mesures de concentration de dioxyde d'azote à l'intérieur de deux immeubles parisiens. L'un est ventilé naturellement alors que l'autre est équipé d'un système de ventilation et d'air conditionné. Les mesures sont obtenues à l'aide d'un analyseur automatique pendant les périodes d'activité et d'occupation des bureaux. Les mesures ne montrent pas de différence significative suivant le type de ventilation ( 58  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour l'établissement muni d'un système de ventilation et 52  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour l'établissement aéré naturellement).

Par comparaison, les niveaux moyens mesurés dans le cadre de l'étude d'exposition sur le groupe de personnes sédentaires sont respectivement de 38  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour la campagne hivernale et 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour la campagne estivale.

<sup>51</sup> " Inventaire des données françaises sur la qualité de l'air à l'intérieur des bâtiments », L. Mosqueron, V. Nedellec, Observatoire la Qualité de l'Air Intérieur, décembre 2001.

La stricte comparaison de ces résultats est cependant à nuancer du fait que les durées de mesure ne sont pas connues dans l'étude EDF et que la méthode d'analyse n'est pas la même.

#### *Comparaison aux niveaux d'exposition figurant dans la littérature*

Une étude<sup>52</sup> réalisée auprès de 62 employés de bureaux parisiens a montré que les niveaux d'exposition personnelle de ces employés au dioxyde d'azote sur une période de 48 h s'élevait à 43.6 µg/m<sup>3</sup> en moyenne avec des niveaux d'exposition minimum et maximum respectivement de 22.5 µg/m<sup>3</sup> et 85 µg/m<sup>3</sup>. Ces niveaux ont été mesurés sur un panel de franciliens particulier à savoir des personnes travaillant dans des bureaux et ne peuvent pas être extrapolés à la population générale francilienne.

L'étude GENOTOX'ER<sup>53</sup> réalisée quant à elle dans 4 agglomérations françaises (Paris, Rouen, Strasbourg et Grenoble) sur un panel d'environ 30 enfants et 30 adultes par agglomération présentent des résultats d'exposition sur une période de 48 h. L'exposition personnelle au dioxyde d'azote pour les volontaires franciliens s'élève à 34 µg/m<sup>3</sup> en moyenne avec des valeurs maximales relevés à près de 100 µg/m<sup>3</sup>. Dans les autres villes l'exposition moyenne au dioxyde d'azote est légèrement plus faible en moyenne (entre 25 et 32 µg/m<sup>3</sup>).

Bien que la durée d'exposition soit différente et qu'une stricte comparaison ne puisse être faite, les niveaux mesurés dans ces deux études sont du même ordre de grandeur que ceux mesurés aussi bien en terme de moyenne qu'au niveau des concentrations minimales et maximales mesurées.

#### **VII.1.c Formaldéhyde**

De manière générale, les concentrations observées sur les stations fixes permanentes du réseau de mesure d'AIRPARIF équipées de tubes passifs sont faibles et largement inférieures aux niveaux moyens d'exposition mesurés parmi les volontaires. Ceci est cohérent avec ce qui était attendu dans la mesure où les sources principales de formaldéhyde sont intérieures.

Formaldéhyde µg/m <sup>3</sup>		Campagne hivernale	Campagne estivale
Mesures d'exposition par groupe (valeurs moyennes (min, max))	Groupe se déplaçant en transport en commun	16 (7, 40)	26 (14, 55)
	Groupe se déplaçant en voiture	18 (8, 38)	27 (15, 67)
	Groupe se déplaçant à pied ou à vélo	15 (4, 23)	23 (10, 40)
	Groupe ne se déplaçant pas	24 (8, 52)	33 (13, 58)
Mesures sur le réseau en simultané	Boulevard Périphérique Porte d'Auteuil	6	10
	Paris Les Halles	4	10
	Issy-les-Moulineaux	4	6
	Cergy-Pontoise	4	8

En **air intérieur**, le rapport de l'OQAI présente des résultats concernant les niveaux en formaldéhyde dans les logements (mesures réalisées sur 7 jours par échantillonneurs passifs, dans 567 logements en France entre 2003 et 2005 ; en italique, résultats pondérés sur l'effectif national, sinon résultats de la campagne) :

<sup>52</sup> « Personal exposure of Paris office workers to nitrogen dioxide and fine particles », I. Momas, L. Mosqueron, Y. Le Moullec, 2002, *Occup Environ Med* 2002;59:550-556

<sup>53</sup> « Distribution de l'exposition de la population urbaine à des polluants particuliers genotoxiques, et évaluation du risque cancérogène GENOTOX'ER », Inserm, Octobre 2004, D. Zmirou and al.

<b>Formaldéhyde (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	Min	P25	<b>médiane</b>	P75	P95	Max
Intérieur des logements	1.3	14.3	<b>19.6</b>	28.3	46.7	86.3
Extérieur	<0.6	1.5	<b>1.9</b>	2.5	3.6	15.4

Les mesures d'exposition pour la catégorie des personnes sédentaires montrent des niveaux médians de 24  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour l'hiver et 33  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour l'été. Les résultats hivernaux sont proches des résultats trouvés à l'intérieur des logements dans le cadre de la campagne logements de l'OQAI (médiane 19.6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

L'étude EXPOLIS réalisée à Helsinki<sup>54</sup> sur environ 200 participants choisis aléatoirement donne des résultats d'exposition au formaldéhyde sur une durée de 48 h de 18 ppb soit 22  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en médiane.

La comparaison avec cette dernière étude est cependant délicate car les environnements intérieurs sont très souvent équipés différemment dans les pays nordiques et en France.

---

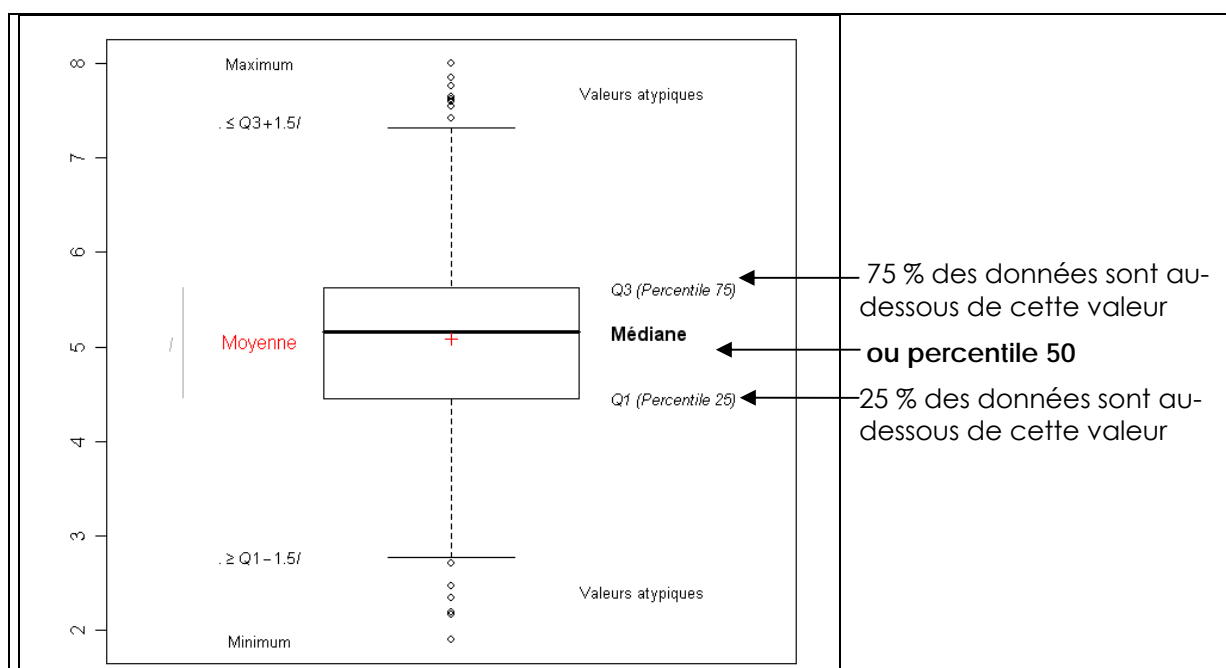
<sup>54</sup> "Personal Exposures to Volatile Organic Compounds and Carbonyls: Relationship to Microenvironment Concentrations and Analyse of Sources", KTL Helsinki, *Jouni A. Jurvelin*.



## VII.2. Résultats des mesures d'exposition pour la campagne hivernale

Les résultats sont présentés sous forme de « boîtes à moustaches », traitement statistique des données qui permet de représenter plusieurs informations en un seul graphique :

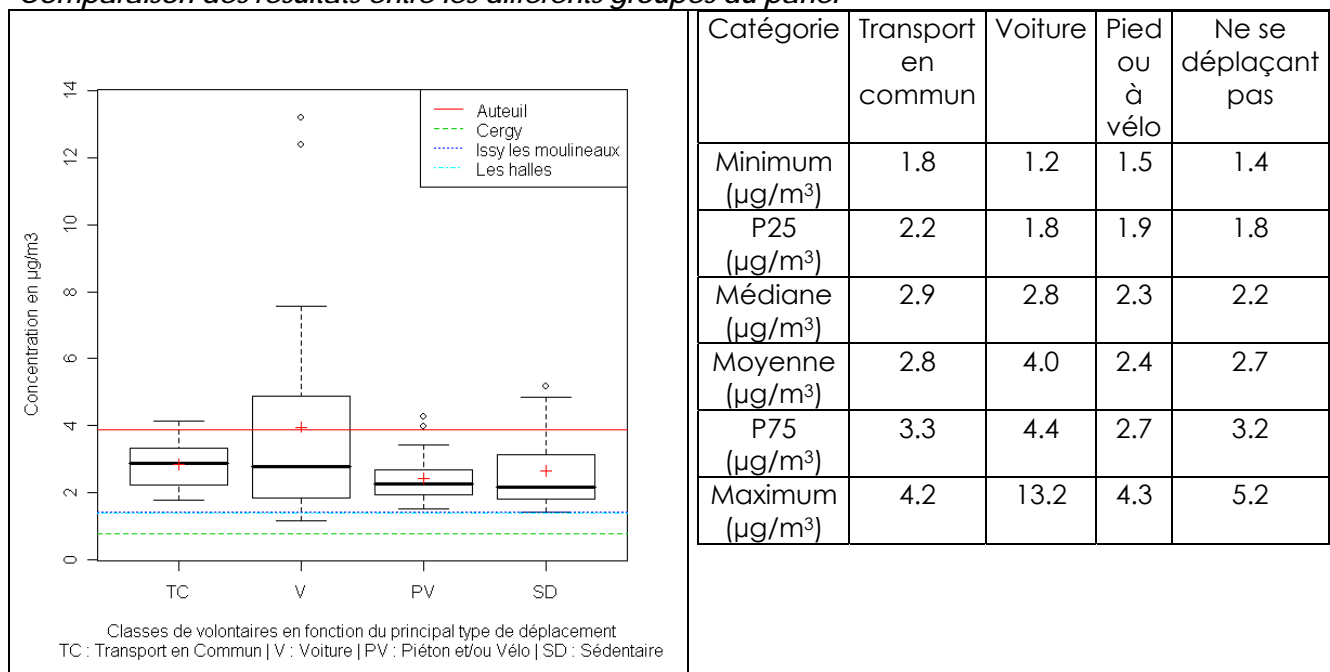
- la moyenne et la médiane (valeur au-dessous de laquelle se trouve 50 % des données), qui permettent de connaître la variabilité des résultats ;
- les percentiles 25 et 75 qui correspondent aux extrémités de la boîte et qui contiennent 50 % des données
- les minimum et maximum (extrémités des moustaches). Il peut arriver que des points extrêmes se trouvent à l'extérieur des moustaches (pour plus d'informations sur le fonctionnement des boîtes à moustache, voir Annexe n°3).



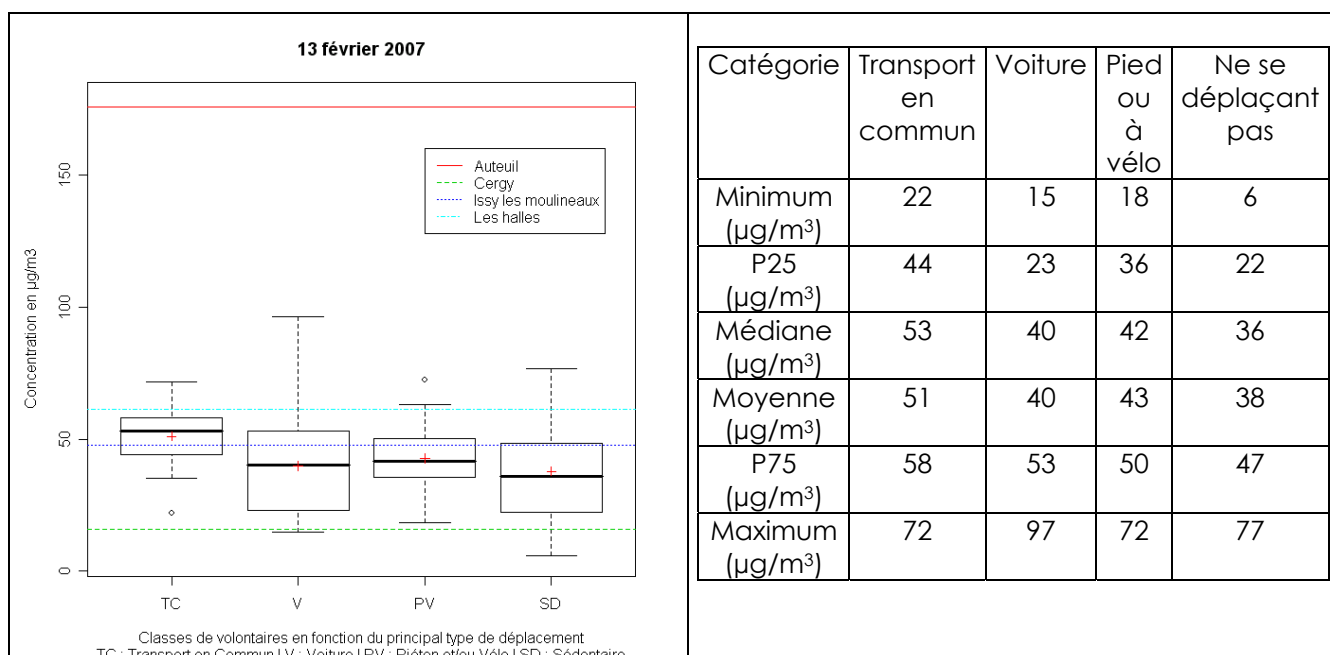
Les résultats de la campagne hivernale sont tout d'abord présentés. Puis, une comparaison avec les résultats de la campagne estivale est réalisée, à partir d'un panel identique (les résultats détaillés de la campagne estivale sont fournis en annexes 4 et 5).

## VII.2.a Résultats concernant le benzène et le dioxyde d'azote

### Comparaison des résultats entre les différents groupes du panel



### Résultats concernant le benzène (hiver)



### Résultats concernant le dioxyde d'azote (hiver)

Les volontaires qui se sont déplacés en voiture ont été en moyenne les plus exposés au benzène (4 µg/m<sup>3</sup>) tandis que ceux qui ont pris les transports en commun ont été en moyenne les plus exposés au dioxyde d'azote (51 µg/m<sup>3</sup>).

Par ailleurs, les niveaux moyens d'exposition au benzène sont proches pour les volontaires se déplaçant à pieds ou à vélo et pour les volontaires ne se déplaçant pas, puisqu'ils sont respectivement de 2.4 µg/m<sup>3</sup> et 2.7 µg/m<sup>3</sup>. Cette tendance est également observée pour le dioxyde d'azote puisque les niveaux moyens mesurés pour ces deux mêmes groupes sont respectivement de 43 µg/m<sup>3</sup> pour les personnes se déplaçant à pied ou à vélo et de 38 µg/m<sup>3</sup> pour les personnes ne se déplaçant pas.

Pour toutes les catégories, les valeurs minimales d'exposition enregistrées sont proches des niveaux de fond, quel que soit le polluant (entre 1.2 et 1.8 µg/m<sup>3</sup> pour le benzène et entre 6 et 22 µg/m<sup>3</sup> pour le dioxyde d'azote).

**Quelle que soit la catégorie considérée et d'après les informations recueillies dans les questionnaires, les niveaux d'exposition minima au dioxyde d'azote ont été relevés pour des personnes habitant et travaillant en grande couronne et faisant des trajets plus courts que la moyenne.** A noter que la concentration la plus faible mesurée en dioxyde d'azote (6 µg/m<sup>3</sup>) concerne une personne sédentaire habitant dans les Yvelines. Cette valeur est cohérente avec des mesures réalisées (3 µg/m<sup>3</sup>) sur la station de Rambouillet (78) équipée d'un dispositif de mesure différent (analyseur automatique).

Les valeurs maximales de la campagne hivernale ont été enregistrées sur deux volontaires faisant partie de l'échantillon se déplaçant en voiture (13.2 µg/m<sup>3</sup> pour le benzène et 97 µg/m<sup>3</sup> pour le dioxyde d'azote). A noter également les niveaux maximaux relevés sur l'échantillon des personnes sédentaires (5.2 µg/m<sup>3</sup> pour le benzène et 77 µg/m<sup>3</sup> pour le dioxyde d'azote) qui est la catégorie pour laquelle les niveaux maximaux relevés sont les plus forts, derrière celle des personnes prenant leur voiture.

#### *Etude des résultats au sein de chaque groupe du panel*

*Il est rappelé que les volontaires passent une grande partie de leur journée sur leur lieu de travail ou dans d'autres locaux intérieurs induisant des variations d'exposition indépendantes du moyen de transport utilisé. Des tendances se dégagent cependant en fonction des groupes notamment concernant la disparité des résultats.*

##### *❖ Les personnes se déplaçant en voiture*

Une très grande variabilité des concentrations est relevée pour les deux polluants dans l'échantillon des personnes se déplaçant en voiture, groupe pour lequel les concentrations maximales de la campagne hivernale ont été enregistrées. La forme de la distribution associée à ce groupe est cependant différente suivant le polluant mesuré :

En ce qui concerne le benzène, la moitié des individus de cette catégorie sont soumis à une concentration comprise entre 1.2 et 2.8 µg/m<sup>3</sup> (médiane), mais également 25 % des volontaires de cette catégorie ont obtenu un niveau moyen d'exposition au benzène dépassant 4.4 µg/m<sup>3</sup>. La moyenne (4.0 µg/m<sup>3</sup>) est très nettement supérieure à la médiane (2.8 µg/m<sup>3</sup>) ce qui signifie que les individus les plus exposés peuvent être soumis à des concentrations très élevées et dispersées tandis que les moins exposés sont soumis à des concentrations plus stables. Les points atypiques de cette catégorie (12.4 µg/m<sup>3</sup> et 13.2 µg/m<sup>3</sup>) ont été mesurés pour une personne se déplaçant en scooter dans la petite couronne (13.2 µg/m<sup>3</sup>) et une autre s'étant déplacée en voiture 2 heures et demi entre Paris et le Val-de-Marne.

Concernant le dioxyde d'azote, les concentrations relevées dans cette catégorie fluctuent entre 15 et 97 µg/m<sup>3</sup>, niveau maximal mesuré pour une personne se déplaçant en voiture pendant deux heures et demi entre Paris et la Seine-et-Marne.

En ce qui concerne le dioxyde d'azote, la dissymétrie vers les fortes valeurs observée ne se retrouve pas, ce qui signifie que les valeurs observées sont plus stables autour de la moyenne. La moitié des individus sont soumis à une concentration supérieure à 40 µg/m<sup>3</sup> (médiane équivalente à la moyenne), parmi lesquels 25 % ont obtenu un niveau moyen d'exposition dépassant 53 µg/m<sup>3</sup>. L'analyse des questionnaires BETA montre que les individus ayant obtenu des résultats inférieurs à 23 µg/m<sup>3</sup> sont généralement des individus ayant fait des trajets courts restant sur un trajet en grande couronne (Yvelines/Yvelines ou Essonne/Essonne).

La variabilité importante des concentrations relevées pourrait s'expliquer en fonction de la durée du temps de parcours ou plus exactement de la part dans la durée totale d'exposition du temps passé dans le véhicule, mais aussi de la typologie de la route fréquentée (autoroute, route départementale, ...) ainsi que de la densité du trafic routier. Des études telles que celles menées par l'INSERM<sup>55</sup> et le CERTAM<sup>56</sup> dans le cadre d'une étude commanditée par l'AFSSET ou encore celle menée par AIRPARIF<sup>57</sup> montrent clairement les différences de niveaux auxquels sont exposés les automobilistes en fonction de la typologie de la route fréquentée (les niveaux dans l'habitacle peuvent varier de la concentration trouvée en fond lorsqu'on emprunte une route communale de grande banlieue par exemple à plus de 1000 µg/m<sup>3</sup> sur un pas de temps d'une dizaine de secondes sous un tunnel), de la densité du trafic mais aussi de l'impact du véhicule qui précède.

#### ❖ Les personnes sédentaires

Une variabilité moins importante des concentrations est relevée pour les deux polluants dans le cas du groupe des personnes sédentaires.

En ce qui concerne le benzène, une dissymétrie vers les fortes valeurs est observée (moyenne supérieure à la médiane) mais de façon moins marquée que dans le cas du groupe se déplaçant en voiture. La moitié des individus de ce groupe sont soumis à des concentrations comprises entre 1.4 et 2.2 µg/m<sup>3</sup>, tandis que 25 % des volontaires de cette catégorie présentent un niveau d'exposition supérieur à 3.2 µg/m<sup>3</sup>. Le niveau maximal observé pour cette catégorie (point atypique) est de 5.2 µg/m<sup>3</sup>. **Ce résultat est probablement lié à une source de benzène à l'intérieur des habitats.** L'hypothèse du tabagisme passif est écartée car il n'a pas été indiqué dans le questionnaire « Budget-Espace-Temps-Activités » par le volontaire mais la contamination par un garage présentant un accès direct à l'habitation est possible. L'étude de l'APPA<sup>58</sup> montre en effet que les volontaires habitant dans une maison individuelle avec un garage attenant à celle-ci sont davantage exposés au BTEX (Benzène, Toluène, Ethyl -benzène, Xylènes). Par ailleurs, l'OQAI présente dans son rapport<sup>59</sup> des résultats en air intérieur concernant les niveaux en benzène dans les logements et dans les garages (mesures réalisées sur 7 jours par échantillonneurs passifs, dans 567 logements en France entre 2003 et 2005). Les résultats trouvés dans les garages font état de concentrations en benzène allant jusqu'à 30 µg/m<sup>3</sup> avec une médiane de 4.4 µg/m<sup>3</sup>.

En ce qui concerne le dioxyde d'azote, la dissymétrie vers les fortes valeurs observées sur les niveaux de benzène est beaucoup moins marquée, ce qui signifie que les valeurs observées sont plus stables autour de la moyenne. Les valeurs minimale, maximale, moyenne et médiane sont toutes inférieures à celles du groupe de personnes se déplaçant en voiture. La moitié des individus de ce groupe sont soumis à des concentrations comprises entre 22 et 47 µg/m<sup>3</sup>.

Par ailleurs, il est à noter que les niveaux maximaux (supérieurs au percentile 75 de ce groupe c'est à dire 47 µg/m<sup>3</sup>) ont tous été obtenus pour des volontaires ayant une cuisinière mixte ou au gaz. Ce résultat n'est pas étonnant dans la mesure où la principale source de dioxyde d'azote intérieure identifiée dans les études et influençant généralement fortement les niveaux intérieurs (donc les niveaux d'exposition) est la gazinière ou des appareils de chauffage au gaz.

---

<sup>55</sup> Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale

<sup>56</sup> Centre d'Etudes et de Recherche en Aérothermie Moteur

<sup>57</sup> « Mesures dans le flux de circulation »- Etude exploratoire octobre 2007

<sup>58</sup> « Contribution à une meilleure connaissance de l'évolution régionale et temporelle des déterminants de l'exposition individuelle (Sentinelles de l'Air) » Association pour la Prévention de la Pollution Atmosphérique (APPA) ; Convention ADEME n°016025, 2003 : 187p. *I. Roussel, M. Derbez, V. Rozec, B. Festy*

<sup>59</sup> Campagne nationale Logements - état de la qualité de l'air dans les logements français, rapport final, novembre 2006 ; campagne pilote 90 logements et 9 écoles, rapport synthétique, juillet 2004 ; Inventaire des données françaises sur la qualité de l'air intérieur des bâtiments : actualisation des données sur la période 2001-2004, octobre 2004.

#### ❖ Les personnes se déplaçant en transport en commun

Contrairement aux deux catégories précédentes, le groupe des personnes se déplaçant en transport en commun présente pour le benzène et le dioxyde d'azote des résultats peu variables et bien répartis autour de la moyenne.

Cette homogénéité peut provenir du fait que les individus de cette catégorie ont des parcours plus similaires que les personnes se déplaçant en voiture par exemple. 60 % des volontaires de cette catégorie font effectivement un trajet domicile/travail Paris/Paris. Par ailleurs, les transports en commun sur rail (métro, RER) n'étant pas générateurs d'émissions de dioxyde d'azote ni de benzène, il est donc probable que les niveaux auxquels ont été exposés les volontaires à l'intérieur de ces transports soient proches des niveaux mesurés en surface des gares. Les niveaux, fournis par la RATP, à l'intérieur de quelques lignes de métro pour les deux journées sont en effet proches des niveaux mesurés aux Halles et à la station d'Issy-les-Moulineaux.

La moitié des individus de cette catégorie présente des niveaux d'exposition au dioxyde d'azote compris entre les niveaux de fond mesurés à Issy-les-Moulineaux (48  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) et aux Halles (61  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Un nombre insuffisant de volontaires se sont déplacés en bus. Leurs données ne se distinguent pas des volontaires ayant pris le métro, le train ou le RER. Une étude plus spécifique sur un plus grand nombre d'individus, serait nécessaire afin de savoir si les utilisateurs du bus sont exposés différemment de ceux utilisant le métro ou le train.

A noter que le niveau minimal mesuré en dioxyde d'azote pour cette catégorie (point atypique 22  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) a été mesuré sur une personne faisant un trajet en bus en grande couronne (Val- d'Oise/Val- d'Oise) sur une durée plus courte que la moyenne.

Les niveaux d'exposition au benzène pour cette catégorie sont compris entre les niveaux de fond et de proximité. L'exposition à ce polluant est également dépendante des niveaux extérieurs mais aussi des niveaux mesurés à la présence de sources internes dans les locaux de travail.

#### ❖ Les personnes se déplaçant à pied ou à vélo

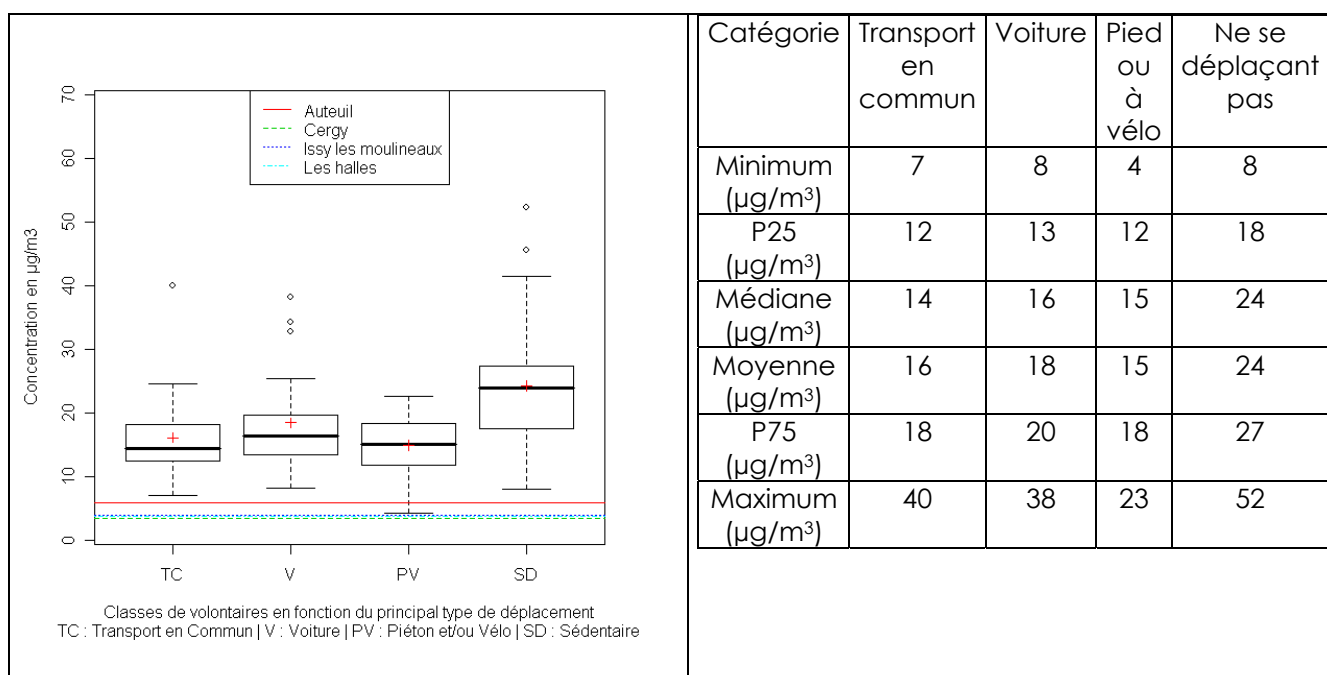
De la même façon que pour le groupe de personnes se déplaçant en transport en commun, les volontaires se déplaçant à pied ou à vélo présentent des niveaux d'exposition pour le benzène et le dioxyde d'azote proches et bien répartis autour de la moyenne et homogènes.

Les trajets domicile/travail des personnes de cette catégorie sont, d'après l'analyse du questionnaire, pour près de 80 % des trajets intra-départementaux avec pour une grande majorité d'entre eux des trajets dans Paris intra-muros ou au sein d'un même département de petite couronne.

Les niveaux d'exposition au benzène de ce groupe sont les plus stables toutes catégories confondues. La moitié des individus ont des niveaux compris entre 1.9 et 2.7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Les niveaux maximaux en benzène mesurés pour cette catégorie (3.4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  et 4.3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) ont été mesurés pour des volontaires s'étant déplacés au moins une heure en vélo dans Paris intra/muros et sont liés aux niveaux de benzène en situation de fond et de proximité au trafic routier.

En ce qui concerne le dioxyde d'azote, la quasi-totalité des volontaires de cette catégorie ont des niveaux d'exposition compris entre ceux mesurés en situation de fond à Cergy (16  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) et ceux mesurés aux Halles (61  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

## VII.2.b Résultats concernant le formaldéhyde



### Résultats concernant le formaldéhyde (hiver)

Les sources de formaldéhyde étant très majoritairement dans les environnements intérieurs, les niveaux à l'extérieur sont faibles (cf. III.3). La comparaison des résultats et l'étude de leur variabilité en fonction du mode de transport n'est donc pas pertinente ici, l'écart entre les groupes étant vraisemblablement davantage dû aux différences de niveaux sur les lieux de travail des volontaires et dans leur logement. La variabilité de chacun des groupes utilisant les modes de transport ne présente d'ailleurs pas de différence importante. Aucune information concernant l'aménagement des bureaux (type de revêtement de sol, présence de meubles anciens ou récents) n'avait été demandé dans le questionnaire de sélection. Pour rappel, le but de cette étude n'étant pas de chercher à connaître les déterminants de l'exposition mais plutôt de disposer d'éléments exploratoires sur les niveaux d'exposition individuelle au formaldéhyde.

Pour information l'étude réalisée par EDF et CETIAT présente des niveaux moyens en formaldéhyde pour une durée de 8 h dans 3 bureaux parisiens. Les résultats sont compris entre 50 et 443 µg/m³. Les teneurs étaient plus importantes en septembre, malgré un très fort taux de renouvellement de l'air dans les bureaux, et l'étude présentait d'importantes fluctuations en été.

Des éléments plus précis sur les niveaux de polluant à l'intérieur des bureaux devraient être apportés avec la campagne dans les bureaux menée prochainement par l'OQAI.

Les résultats relatifs au formaldéhyde montrent des niveaux moyens pour les volontaires sédentaires (personnes qui ont passé une grande majorité de leur temps à l'intérieur) de 24 µg/m³. La médiane des résultats de ce groupe (24 µg/m³) est proche de celle trouvée en air intérieur par l'OQAI (19.6 µg/m³) même si la comparaison stricte n'est pas possible du fait des durées de mesure différentes.

Les niveaux d'exposition des personnes de ce groupe ont varié entre 8 et 52 µg/m³, valeur maximale enregistrée pendant cette journée de mesure. La variabilité de ces résultats est davantage à rapprocher de la variabilité des concentrations dans les logements de ces personnes plutôt qu'aux différences (faibles) de temps d'exposition. Beaucoup de sources à l'intérieur des logements sont possibles (meubles, peinture, colle), et d'autres facteurs, comme l'aération, peuvent avoir un rôle important sur les niveaux observés. L'analyse des informations concernant le logement recueillies dans le questionnaire ayant permis la

sélection (opérations de rénovation, type de revêtement de sol, présence de meubles anciens ou récents...) ne permet cependant pas de corrélérer les niveaux d'exposition des volontaires à ces informations. De plus, d'autres facteurs tels que l'aération du logement sont susceptibles d'avoir une influence sur les niveaux de formaldéhyde.

A titre indicatif, les niveaux moyens mesurés pour les 3 autres catégories sont inférieurs avec respectivement 16 µg/m<sup>3</sup> pour les personnes ayant pris les transports en commun, 18 µg/m<sup>3</sup> pour les personnes se déplaçant en voiture et enfin 15 µg/m<sup>3</sup> pour les personnes se déplaçant en voiture.

### VII.3. Comparaison été/hiver

Les résultats entre la campagne estivale et celle hivernale ne sont pas directement comparables, les échantillons étant différents (désistements, tubes cassés pour une campagne et pas pour l'autre...).

La comparaison des données entre les deux campagnes ne peut se faire que sur un panel identique, pour éliminer le biais pouvant être créé en comparant des données qui ne peuvent pas l'être (données d'individus différents dans des conditions différentes).

Le panel identique concerne 51 volontaires. La répartition par catégorie est donnée dans le tableau suivant :

	Nombre de personnes				Total
	Transport en commun	Voiture	Pied ou à vélo	Sédentaires	
Dioxyde d'azote	10	14	15	12	51
Benzène	10	15	14	12	51
Formaldéhyde	10	16	13	12	51

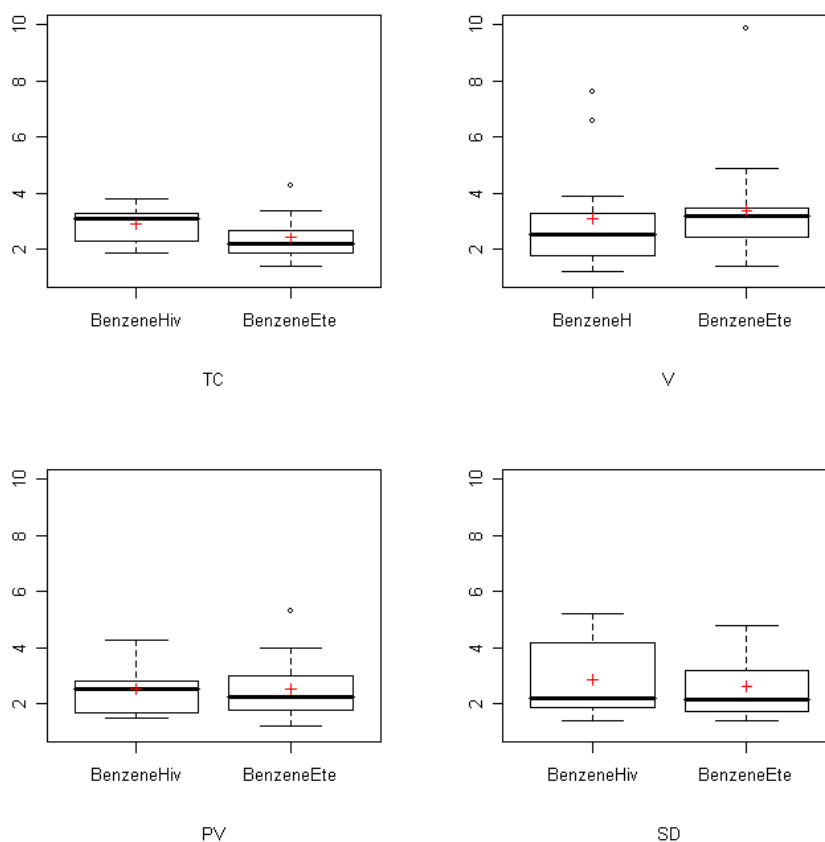
Les échantillons de comparaison ont un nombre faible d'individus. Pour pouvoir effectuer des tests statistiques dans le but de comparer les données d'hiver et d'été, il faut donc d'abord vérifier l'hypothèse de Normalité des deux distributions grâce au test de Kolmogorov Smirnov par exemple.

Cette vérification est faite pour chaque catégorie et chaque polluant. Il s'avère que pour la plupart des échantillons (en fonction des polluants et pour chaque catégorie), rien ne s'oppose à l'hypothèse de Normalité. Seules les données de benzène pour la catégorie des personnes se déplaçant en voiture ne peuvent être considérées comme suivant une loi gaussienne. Ceci est dû à la présence de deux très fortes valeurs. Sans ces valeurs atypiques, la Normalité de l'échantillon ne peut être rejetée.

Avant de pouvoir réellement comparer les moyennes obtenues pour chaque journée (test de Student), il est nécessaire de valider l'équivalence des variances, c'est-à-dire de la variabilité des données (test de Fischer).

## Benzène :

Classes de volontaires en fonction du principal type de déplacement  
TC : Transport en Commun | V : Voiture | PV : Piéton et/ou Vélo | SD : Sédentaire



**Figure 4 :** Boîtes à moustaches relatives au benzène pour un même panel été et hiver (pour les 4 catégories étudiées).

Les mesures de benzène effectuées pour le même panel statistique semblent visuellement relativement proches en terme de moyenne notamment pour les catégories des personnes se déplaçant en voiture et à pieds ou à vélo. Cela ne semble pas le cas pour la catégorie des personnes se déplaçant en transport en commun par exemple. Ces impressions visuelles demandent néanmoins d'être confirmées ou infirmées par des tests statistiques.

Pour chaque catégorie, les différences observées entre les deux campagnes ne peuvent, d'après les tests statistiques, être attribuées aux différences de conditions météorologiques. Seule une étude intégrant un nombre beaucoup plus important de volontaires pourrait confirmer ces résultats.

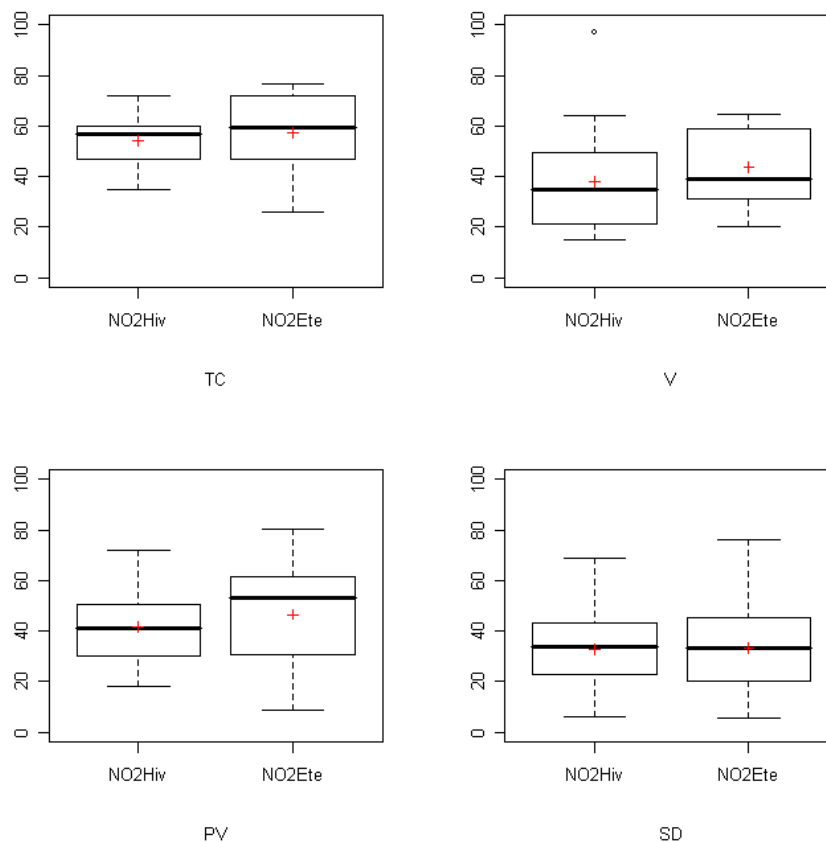
Par ailleurs, en ce qui concerne le groupe des volontaires se déplaçant en voiture, la personne la plus exposée en benzène en hiver l'est également en été. A l'inverse, les personnes ayant obtenu en hiver les niveaux maxima dans les autres catégories obtiennent des niveaux très variables en été. C'est également le cas pour les personnes sur lesquelles les minima d'exposition ont été relevés.

Les conclusions présentées pour la période hivernale pour ce polluant sont ainsi valables également en été pour les groupes de volontaires de cette étude.



## Dioxyde d'azote :

Classes de volontaires en fonction du principal type de déplacement  
TC : Transport en Commun | V : Voiture | PV : Piéton et/ou Vélo | SD : Sédentaire



**Figure 5 :** Boîtes à moustaches relatives au NO<sub>2</sub> pour un même panel été et hiver (pour les 4 catégories étudiées).

Les mesures de dioxyde d'azote effectuées pour le même panel statistique sont visuellement, en terme de moyenne, relativement proches notamment pour l'ensemble des catégories de personnes hormis la catégorie des personnes se déplaçant à pied ou à vélo.

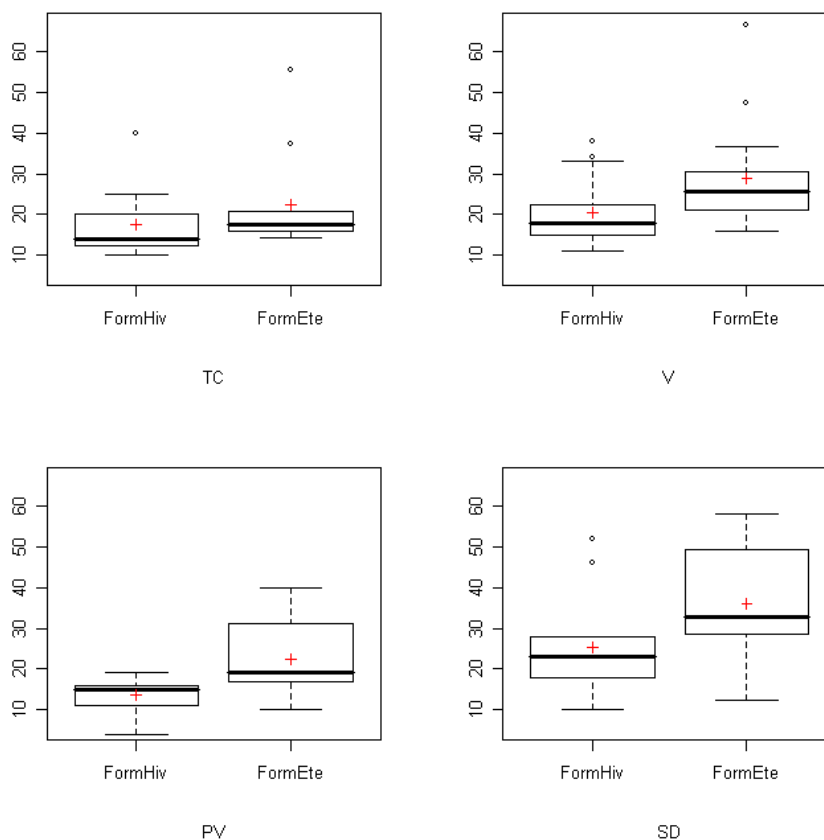
La variabilité des résultats pour les personnes se déplaçant en transport en commun semble par contre différente suivant la saison.

Pour chaque catégorie, les différences observées entre les deux campagnes ne peuvent, d'après les tests statistiques, être attribuées aux différences de conditions météorologiques. Seule une étude intégrant un nombre beaucoup plus important de volontaires pourrait confirmer ces résultats.

Par ailleurs, en ce qui concerne le groupe des volontaires se déplaçant en voiture, la personne la plus exposée au dioxyde d'azote en hiver l'est également en été. A l'inverse, les personnes ayant obtenu en hiver les niveaux maxima dans les autres catégories obtiennent des niveaux très variables en été. C'est également le cas pour les personnes sur lesquelles les minima d'exposition ont été relevés.

## Formaldéhyde :

Classes de volontaires en fonction du principal type de déplacement  
TC : Transport en Commun | V : Voiture | PV : Piéton et/ou Vélo | SD : Sédentaire



**Figure 6 :** Boîtes à moustaches relatives au formaldéhyde pour un même panel été et hiver (pour les 4 catégories étudiées).

Les mesures de formaldéhyde effectuées pour le même panel statistique le 13 février et le 12 juin ne semblent visuellement pas toujours proches pour les différentes catégories, notamment pour la catégorie des personnes sédentaires et pour les personnes se déplaçant à pied ou à vélo.

Pour tous les groupes sauf celui des personnes se déplaçant à pied ou à vélo, les différences observées entre les deux campagnes ne peuvent, d'après les tests statistiques, être attribuées aux différences de conditions météorologiques. Seule une étude intégrant un nombre beaucoup plus important de volontaires pourrait confirmer ces résultats.

En revanche les mesures des volontaires de la catégorie des personnes se déplaçant à pied ou à vélo ne peuvent être considérées comme équivalentes en terme de variance, c'est-à-dire que la variabilité des données mesurées en hiver est clairement différente de celle des données de l'été. L'ensemble des volontaires de cette catégorie est donc soumis à une dynamique différente de niveaux de formaldéhyde entre les deux campagnes de mesure.

Plusieurs explications peuvent être envisagées mais demanderaient à être étudiées :

- différence d'aération des bureaux entre les deux campagnes
- différence d'émissions en formaldéhyde entre l'été et l'hiver, c'est-à-dire activités émettrices de ce composé différentes selon le jour de mesure
- avec une émission plus importante lorsque les températures augmentent

Il est étonnant que ce résultat ne se retrouve que pour cette catégorie.

Par ailleurs, il est à noter que les personnes les plus exposées au formaldéhyde en hiver sont également les plus exposées en été. Ce résultat se retrouve quelle que soit la catégorie.

#### VII.4. Résultats concernant les fumeurs

Les trois fumeurs volontaires dans cette étude ne fument pas à l'intérieur des locaux de travail mais seulement à l'extérieur.

Les niveaux d'exposition pour les trois volontaires sont présentés dans le tableau suivant :

Niveaux en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Campagne hivernale			Campagne estivale		
	Dioxyde d'azote	Benzène	Formaldéhyde	Dioxyde d'azote	Benzène	Formaldéhyde
Fumeur 1	56	4.3	17	78	2.6	19.8
Fumeur 2	59	3.3	n.d	56	2.2	13
Fumeur 3	61	3.0	9	n.d	3.3	6

Les niveaux d'exposition au dioxyde d'azote mesurés pour ces personnes sont supérieurs à la moyenne de toutes les autres catégories (pour la catégorie des personnes se déplaçant en transport en commun :  $51 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en hiver et  $58 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) mais n'atteignent toutefois pas les niveaux maximaux obtenus pour ce polluant ( $97 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en hiver et  $82 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en été). La part de l'exposition liée à la fumée de cigarette est difficile à estimer et les niveaux d'exposition sont vraisemblablement plus en lien avec les niveaux extérieurs respirés par les volontaires fumeurs ceux-ci travaillant tous sur Paris.

Concernant le benzène et le formaldéhyde, les résultats de ces trois volontaires sont également du même ordre de grandeur que les niveaux moyens mesurés sur les autres catégories.

Les niveaux d'exposition de ces volontaires ne sont donc pas atypiques par rapport au reste du panel de franciliens quels que soient les polluants.

## VIII. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Cette étude exploratoire apporte des premiers éléments concernant l'exposition d'un panel de personnes à la pollution atmosphérique.

Tout d'abord elle a permis de mettre au point la méthodologie ainsi que les moyens de mesure permettant la mesure de l'exposition des personnes au benzène, au dioxyde d'azote et au formaldéhyde sur une période courte de 12 heures.

Elle a permis également de documenter l'exposition d'un panel de franciliens pendant deux journées ouvrées type depuis le départ du domicile jusqu'à leur retour le soir.

Cette étude montre que les stations de fond et de proximité au trafic d'AIRPARIF définissent globalement bien les enveloppes minimales et maximales des niveaux d'exposition au benzène et au dioxyde d'azote auxquels sont soumis pendant une journée ces volontaires.

Les niveaux d'exposition au dioxyde d'azote semblent majoritairement gouvernés par les niveaux extérieurs auxquels sont soumis les volontaires durant la journée. Des différences nettes apparaissent entre les volontaires habitant et restant en grande couronne (pour lesquels les niveaux sont faibles) quel que soit le mode de déplacement et les autres volontaires.

Concernant le benzène, cette tendance est à nuancer car la présence de sources internes à l'intérieur du lieu de travail et du logement pourrait également contribuer de manière non négligeable aux niveaux d'exposition moyens journaliers.

Par ailleurs, certaines tendances ont pu être dégagées quant à la variabilité des niveaux d'exposition en fonction des modes de transport utilisés.

Les personnes se déplaçant en voiture pour les trajets domicile/travail ont des niveaux d'exposition au benzène et au dioxyde d'azote très variables d'un individu à un autre, cette variabilité s'expliquant probablement par la diversité du temps de parcours et surtout de la typologie de la route fréquentée.

Quelle que soit la catégorie considérée, les niveaux d'exposition au dioxyde d'azote les plus faibles ont été relevés pour des personnes habitant et travaillant en grande couronne et faisant des trajets plus courts que la moyenne.

En ce qui concerne le formaldéhyde, les sédentaires ont été en moyenne les plus exposés. Les résultats obtenus pour cette catégorie sont proches des mesures réalisées par l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur lors de la campagne logements. La variabilité des niveaux observée pour ce polluant est vraisemblablement le reflet de la variabilité de l'aménagement intérieur des logements.

Pour compléter les enseignements de cette étude, des travaux sont envisagés à AIRPARIF pour améliorer la qualité de l'évaluation de l'exposition des franciliens.

Une méthode d'évaluation par le calcul des niveaux journaliers d'exposition d'individu a été développée dans le cadre d'un projet PRIMEQUAL (rapport rendu en 2001). Les travaux envisagés visent, d'une part, à valider ce modèle à partir des résultats du panel de franciliens et, d'autre part, à affiner les connaissances sur les niveaux de pollution rencontrés dans des environnements particuliers (dans l'habitacle d'une voiture par exemple).

## ANNEXES

ANNEXE 1 : Questionnaire utilisé pour la sélection des candidats participant à l'étude

ANNEXE 2 : Carnet de bord

ANNEXE 3 : Tests métrologiques

ANNEXE 4 : Glossaire des principaux paramètres statistiques utilisés dans ce rapport

ANNEXE 5 : Tableaux de résultats des volontaires pendant les deux campagnes de mesure

ANNEXE 6 : Résultats statistiques pour chaque campagne, chaque polluant et chaque catégorie.

ANNEXE 7 : Résumé des principales études traitées dans la bibliographie

ANNEXE 8 : Résultats des tests statistiques de comparaison des résultats des deux campagnes de mesure.

## ANNEXE 1

Questionnaire utilisé pour la sélection des candidats participant à l'étude

### Conditions préalables :

Personne adulte

Vivant et (le cas échéant) travaillant en Ile de France

Non fumeur

Personne non soumise de manière systématique au tabagisme passif (domicile ou lieu de travail notamment)

### Questionnaire définitif

#### I- Individu :

- Etat civil :

Nom \_\_\_\_\_

Prénom \_\_\_\_\_

Age \_\_\_\_ ans

Sexe \_\_\_\_\_

Adresse :

Numéro : \_\_\_\_\_

Type de voie (boulevard, rue)... : \_\_\_\_\_

Etage : \_\_\_\_\_

Code postal : \_/\_/\_/\_/\_

Commune : \_\_\_\_\_

Email : \_\_\_\_\_

- Statut :       en activité professionnelle – cadre
- en activité professionnelle – non cadre
- retraité
- chômeur
- étudiant

- Profession : \_\_\_\_\_

□ Lors des jours ouvrés, de 8h à 20h, vous passez la **majorité** de votre temps (une seule réponse possible) :

- Dans votre maison
- Dans un immeuble de bureaux
- Sur un site industriel
- Dans le trafic (chauffeur taxi par ex.)
- A l'extérieur
- Autres (précisez) : \_\_\_\_\_

#### II- Déplacements :

□ Utilisez-vous habituellement un transport en commun pendant les jours ouvrés?

Oui            Non

Si oui, lequel ou lesquels :  Bus    Métro    Train/ RER

Sinon, quel mode de transport utilisez-vous principalement pendant les jours ouvrés ?

- o Marche à pied ou vélo
- o Voiture

Quel est votre temps moyen de déplacement quotidien ? \_\_\_\_\_

**Logement :**

□ Y a t-il une rue à fort trafic en façade de votre logement ?

- Oui  Non

□ Des opérations de rénovation, de réparation (exemple : peintures, revêtement sol, isolation, vitrification, plomberie...) ont-elles été effectuées dans votre logement depuis moins de 1 an.

- Oui  Non

Si oui, précisez le type de rénovation ou de réparation \_\_\_\_\_

□ Quel type de revêtement de sol avez-vous ?

• Dans votre cuisine :  Dans votre

séjour/salon :

Moquette

Parquet stratifié

Sol en plastique

Carrelage

Bois massif

Autres (précisez) \_\_\_\_\_

Moquette

Parquet stratifié

Sol en plastique

Carrelage

Bois massif

Autres (précisez) \_\_\_\_\_

□ Possédez-vous des meubles récents en bois aggloméré (mobilier...) dans votre salon/séjour ?

- Oui  Non

□ Avez- vous une cheminée dans votre logement ?

- Oui  Non

Si oui,

Vous utilisez régulièrement votre cheminée pour le chauffage

Vous utilisez votre cheminée en agrément uniquement

Vous ne l'utilisez jamais

□ Quel type de cuisinière utilisez-vous ?

o Electrique

o Gaz

o Mixte (gaz/électrique)

o Autres (précisez) \_\_\_\_\_

**III- Lieu de travail :**

□ Code postal du lieu de travail : \_/\_/\_/\_/\_

Nom de la commune du lieu de travail : \_\_\_\_\_

□ Y a t-il une rue à fort trafic en façade de votre lieu de travail ?

- Oui  Non

□ Actuellement vous travaillez (une seule réponse possible) :

- o Chez vous

- Dans un immeuble de bureaux
- Sur un site industriel
- A l'extérieur
- Autres (précisez) : \_\_\_\_\_
- ▣ Quel est le temps moyen du trajet aller lieu de travail /  
résidence ? \_\_h \_\_\_ min



## ANNEXE 2

### *Questionnaire Budget-Espace-Temps-Activités permettant de connaître les activités des volontaires*

#### CARNET DE BORD

Nom :	Heure début d'exposition :
Prénom :	Heure fin d'exposition :

DATE	Mode de déplacement						Hors déplacements				Activités		
	Marche à pied	Vélo	Voiture	Bus	Métro	Train/ RER	Domicile		Travail		Autre lieux Préciser (restaurant, gymnase, bar...)	Tabagisme passif	Activités particulières (Cuisine au gaz, utiliser des solvants, faire le plein d'essence)
							Intérieur	Extérieur	Intérieur	Extérieur			
7	0												
	15												
	30												
	45												
8	0												
	15												
	30												
	45												
9	0												
	15												
	30												
	45												
10	0												
	15												
	30												
	45												
11	0												
	15												
	30												
	45												
12	0												
	15												
	30												
	45												
13	0												
	15												
	30												
	45												

### ANNEXE 3

#### Tests métrologiques : mesures de benzène dioxyde d'azote, formaldéhyde pour la détermination de l'exposition individuelle sur de courtes périodes

##### I- Introduction

La surveillance de la qualité de l'air est réalisée à partir de différents moyens.

Il y a traditionnellement les méthodes de mesure automatiques qui permettent de disposer en temps réel de la concentration de polluants dans un lieu précis. Ces mesures sont ensuite utilisées pour disposer de résultats sous forme de cartes de pollution, sous forme d'indice de qualité de l'air, ....

Il y a les logiciels mathématiques qui permettent à partir de données d'entrée (données météorologiques, données d'émissions, ...) de délivrer en temps réel et par anticipation les niveaux de concentrations de certains polluants.

Et il y a aussi des moyens de prélèvement qui permettent ensuite de déterminer des teneurs par la réalisation d'analyses en laboratoire (pour déterminer la masse de particules, pour connaître la concentration de tel ou tel polluant, ...). Parmi ceux-ci, on trouve les préleveurs passifs qui comme leur nom l'indique ne sont pas équipés d'une pompe d'aspiration de l'air mais qui sont simplement exposés à la pollution rencontrée là où ils sont exposés.

Ces préleveurs passifs permettent de caractériser simplement les niveaux de certains polluants sur des périodes d'exposition plus ou moins longues. Ils sont simples d'emploi, ne nécessitent pas d'électricité pour fonctionner, ils sont peu chers, ...

L'idée d'utiliser ces préleveurs passifs est alors naturelle et ne pose pas de difficultés particulières si on respecte certaines conditions d'utilisation. Dans le cas de l'exposition individuelle, l'intérêt d'explorer sur des durées d'exposition courtes est important puisqu'il permet de vérifier une éventuelle relation entre les concentrations relevées et l'activité de la personne (par exemple le mode de transport utilisé).

Une demande particulière a été faite par l'AFSSET à Airparif dont l'objectif était d'évaluer l'exposition de personnes sur 12 heures. Une recherche bibliographique a permis d'identifier un certain nombre d'étude de ce genre dont en particulier le projet PEOPLE (« Population Exposure to Air Pollutants in Europe ») qui s'est basée sur des résultats obtenus à partir de tubes passifs Radiello ®. Un article scientifique publié par JRC (Joint Research Center)<sup>60</sup>a permis de nous assurer de l'intérêt et de la possibilité à réaliser cette étude.

Des essais ont toutefois été réalisés par Airparif pour valider les moyens de mesure à utiliser pour répondre à cette demande pour les polluants NO<sub>2</sub>, benzène et formaldéhyde.

---

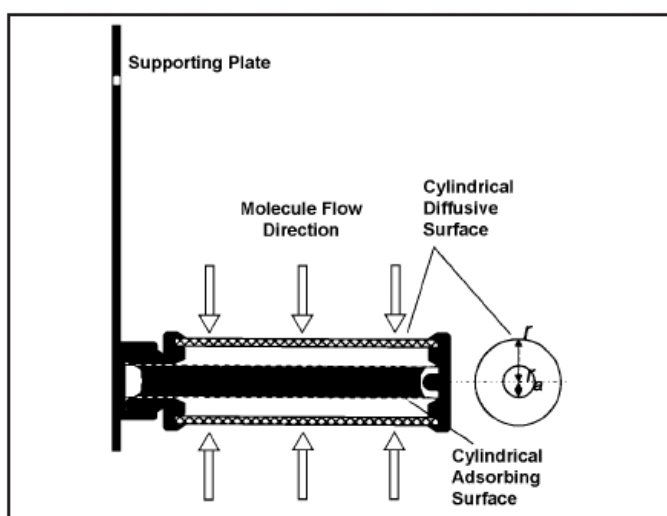
<sup>60</sup> **Atmospheric Environment 40 (2006) 3355-3366** « Population exposure to benzene : one day cross-sections in six European cities » Ballesta, Field, Connolly, Cao, Baeza Caracena, De Saeger .

## 1ERE PARTIE : BENZENE

### I - Méthodologie expérimentale

#### I.1 - Méthode de prélèvement :

Le tube Radiello (fabriqué par la Fondation Salvatore Maugeri) est un échantillonneur passif à diffusion radiale. Il est constitué d'une membrane poreuse en polyéthylène microporeux de forme cylindrique, appelée également corps diffusif, dans laquelle on insère une cartouche contenant de l'adsorbant.



Le tube Radiello a une surface de contact de 360° avec l'air sur toute la longueur de

l'échantillonneur (diffusion radiale). Les composés vont diffuser naturellement à travers la membrane poreuse selon un chemin tortueux minimisant ainsi l'effet du vent. Ils sont alors captés et accumulés par la cartouche d'adsorbant.

Le corps diffusif qui est employé est le corps jaune code 120-2, dont l'épaisseur de paroi est de 5 mm et la porosité de  $10 \pm 2 \mu\text{m}$ . La longueur du parcours diffusif est de 150 mm.

L'adsorbant classique du tube Radiello code 145 pour la mesure des BTEX présents dans l'air est du Carbographe 4. Les essais présentés dans cet article ont été réalisés avec ce charbon mais également avec du Carbpack X.

La cartouche exposée est ensuite analysée par désorption thermique et chromatographie en phase gazeuse.

Ces tubes (code 145, corps jaune et carbographe4) ont subi des évaluations <sup>61</sup> par le LCSQA (Laboratoire Central de la Surveillance de la Qualité de l'Air). Un paramètre essentiel pour assurer la qualité des données est le débit de diffusion défini pour une durée et des conditions d'exposition. Les essais réalisés par le LCSQA ont permis en particulier de déterminer le débit de diffusion pour le benzène et pour une exposition de 7 jours :

$$D_{\text{éch}} = 31.5 - 0.18 \times T - 0.01 \times C$$

$D_{\text{éch}}$  : débit d'échantillonnage en ml/min

<sup>61</sup> Rapport LCSQA « programme d'évaluation du tube Radiello pour la mesure des BTEX » décembre 2004.

T : température en °C

C : concentration mesurée du composé en µg/m<sup>3</sup>

$$\text{Avec } C = \frac{(m_{\text{éch}}) \times 10^3}{D_{\text{éch}} \times t}$$

t : durée d'exposition en minutes

m<sub>éch</sub> : masse échantillonnée en ng

Certaines règles d'utilisation de ces tubes ont été élaborées par le Groupe de Travail benzène français. En particulier, il a été demandé de n'utiliser ces tubes que pour des périodes d'exposition de 7 jours avec des teneurs inférieures à 10µg/m<sup>3</sup>.

### I.2 - Méthode d'analyse :

Les composés piégés dans les cartouches sont désorbés thermiquement par un TurboMatrix 350 de Perkin Elmer et analysés par une chromatographie en phase gazeuse (GC) Clarus 500 de Perkin Elmer couplée à un détecteur à ionisation de flamme.

La cartouche est glissée dans un tube en acier inoxydable et placée sur le désorbteur thermique. Le tube est chauffé à 350°C pendant 20 minutes et est traversé par de l'hélium à 75ml/min afin d'extraire les composés de la cartouche. Les composés sont ensuite amenés et préconcentrés sur un piège contenant du Carboxpack B et maintenu à 10°C par effet Peltier. Ce piège est chauffé brusquement jusqu'à 300°C et les composés volatils sont amenés par l'hélium jusqu'à la colonne du GC (diméthyl polysiloxane de 60m x 0.32mmID x 5µm $\phi$ ) par laquelle ils sont ensuite séparés. Une programmation du four du GC permettant une meilleure séparation des composés dans la colonne a été utilisée (de 40°C à 250°C). En fonction de leur élution avec la phase stationnaire de la colonne, les composés sortent un par un de la colonne et modifient le signal électrique du détecteur proportionnellement à leur quantité.

### I.3 - Préparation des étalons :

L'analyse quantitative des composés piégés sur les cartouches nécessite un étalonnage du système complet. Pour cela, des cartouches ont été dopées avec des quantités connues de composés recherchés. La méthode de préparation de ces cartouches étalons se réalise par vaporisation par un injecteur de GC, des composés provenant d'une solution étalon sous état liquide. Un tube contenant une cartouche est branché à la sortie de l'injecteur qui est chauffé à 250°C pour vaporiser les composés. Le gaz vecteur (Hélium à 60ml/min, pendant 5 minutes) amène alors les composés jusqu'à la cartouche où ils sont retenus. L'analyse de ces cartouches dopées à plusieurs niveaux de concentration des solutions étalons permet d'obtenir la relation entre la surface du pic du chromatogramme et la quantité (en masse) de chaque composé visé.

## II- Résultats et discussion

Les premiers essais ont été réalisés à partir des tubes passifs communément utilisés dans les réseaux de surveillance français à savoir les tubes Radiello ® code 145 (carbograph 4 à désorption thermique) avec un corps diffusif jaune. Puis, compte tenu des résultats obtenus, le Carboxpack X a été utilisé en remplacement du carbograph 4. L'objectif est d'identifier une méthode de prélèvement et d'analyse performante pour déterminer des concentrations de benzène pour une durée d'exposition de 12H.

### II.1 - Carbograph 4 :

#### A) Air extérieur

L'exposition des tubes a été réalisée dans un premier temps en air extérieur sur un site de fond urbain Vitry sur Seine (site non influencé directement par une source automobile ou industrielle) pendant 12H, 24H, 36H et 3 jours du 26 juillet au 29 juillet 2006. Quatre à dix tubes ont été exposés en parallèle pour chaque durée d'exposition afin d'évaluer la répétabilité. Ces essais se font dans l'objectif d'évaluer la stabilité du débit d'échantillonnage dans le temps. Les résultats présentés dans le tableau ci-dessous correspondent à une moyenne des tubes exposés 12h consécutifs comparés à la moyenne des tubes exposés sur la même période.

Les résultats du Benzène (en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) sont les suivants :

	1 <sup>ère</sup> série (CV)	2 <sup>ème</sup> série (CV)	3 <sup>ème</sup> série (CV)
Moyenne 2*12H	<b>7.6</b> (12% et 32%)	<b>3.6</b> (10% et 8%)	<b>3.1</b> (10% et 31%)
Moyenne 24H	<b>6.2</b> (24%)	<b>3.2</b> (14%)	<b>2.9</b> (23%)
Ecart relatif	<b>21%</b>	<b>12%</b>	<b>7%</b>

	1 <sup>ère</sup> série (CV)	2 <sup>ème</sup> série (CV)
Moyenne 3*12H	<b>6.3</b> (12,32 et 10%)	<b>3.2</b> (31,10 et 8%)
Moyenne 36H	<b>5.2</b> (16%)	<b>2.5</b> (6%)
Ecart relatif	<b>19%</b>	<b>24%</b>

	Concentrations $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Ecart relatif par rapport à la moyenne des tubes exposés 3 jours de <b>3.2 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>
Moyenne 6*12H	<b>4.8</b>	<b>40%</b>
Moyenne 3*24H	<b>4.0</b>	<b>22%</b>
Moyenne 2*36H	<b>3.9</b>	<b>20%</b>

Le débit de diffusion utilisé pour chaque série a été déterminé d'après la formule précédemment citée.

Le coefficient de variation (CV) est calculé à partir des résultats des tubes de chaque série. Par exemple pour la 1<sup>ère</sup> série de tubes exposés pendant 12H, le coefficient de variation est de 12% et pour le deuxième jeu de tubes exposés pendant 12H le coefficient de variation est de 32%. Ces deux moyennes 12H permettent ensuite de calculer une moyenne 24H que l'on compare avec la moyenne des tubes exposés 24H.

Remarques :

- Les résultats sur des pas de temps d'exposition courts (12H, 24H, 36H) sont **systematiquement** plus élevés que ceux obtenus sur des pas de temps plus longs.
- Sur la même période, les moyennes 24H relevées avec des tubes pompés sur le site de fond au centre de Paris sont inférieures à  $1\mu\text{g}/\text{m}^3$ , donc très largement inférieures aux résultats trouvés avec les tubes passifs dans leur globalité.
- On constate que plus la durée d'exposition est longue plus les résultats obtenus avec les tubes passifs sont faibles. Ceci laisse supposer que le débit de diffusion réel du benzène est plus élevé sur des courtes périodes d'exposition que sur de longues périodes.
- Concernant la répétabilité, les résultats sont relativement élevés (CV jusqu'à 32%).

## B) Air intérieur

Des expositions de tubes durant 24H ont été entreprises en air intérieur les 6 et 7 juillet 2006 dans les locaux d'Airparif au centre de Paris. Deux tubes ont été installés à différents endroits dans un bureau : à l'opposé de la fenêtre près d'un mur, à proximité de la fenêtre (restée ouverte dans la journée) et à l'extérieur à côté de la fenêtre.

Les résultats (en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) sont les suivants :

	Benzène
Milieu bureau	6.1
Fenêtre intérieure	6.3
Fenêtre extérieure	4.3

Les résultats reportés dans le tableau représentent la moyenne des deux tubes.

### Remarques :

- On constate des résultats à l'intérieur supérieurs à ceux obtenus à l'extérieur.
- Les résultats au centre de Paris obtenus à partir de tubes pompés sur cette même période sont inférieurs à  $1\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Là encore les résultats obtenus avec les capteurs passifs sont très supérieurs à ceux obtenus avec les tubes actifs sur la même période. Les résultats obtenus avec un tube passif (identique à celui utilisé sur cet essai sur le site au centre de Paris) en exposition 7 jours délivre sur cette même période une concentration de  $1.5\mu\text{g}/\text{m}^3$ , ce qui reste encore très inférieur à ce que l'on obtient sur 24H.

Plusieurs essais de reproductibilité en air intérieur ont été réalisés sur 10 tubes pour une durée d'exposition de 24H. Les coefficients de variation obtenus sont inférieurs à 10% pour des concentrations obtenues comprises entre de  $3.7\mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $11.3\mu\text{g}/\text{m}^3$ . La reproductibilité du tube passif est satisfaisante. Parallèlement aux tubes et pour un des essais de reproductibilité, un analyseur automatique de mesure des BTX a été installé. Il a délivré des moyennes sur 24H de  $1.9\mu\text{g}/\text{m}^3$  à  $2.3\mu\text{g}/\text{m}^3$  soit des écarts de 60 à 80% par rapport aux résultats tubes passifs. On peut redéfinir un débit de diffusion du benzène piégé par tube passif en partant des

résultats délivrés par l'analyseur automatique. On trouve alors un débit qui serait compris entre 54mL/min et 65mL/min dans notre essai, ce qui est le double de celui utilisé.

### C) Conclusion

La conclusion que l'on peut faire suite aux essais réalisés sur les tubes passifs utilisant du carbograph 4 et un corps diffusif jaune de chez Radiello ® semble être que le débit de diffusion du benzène n'est pas stable. Il serait beaucoup plus élevé pour de courtes périodes et diminuerait rapidement jusqu'à atteindre une valeur stable (au delà de 4 jours). En effet, les résultats obtenus au bout de 4 jours d'exposition se rapprochent fortement de ceux obtenus avec une exposition 7 jours.

Cette constatation (décroissance du débit de diffusion) a d'ailleurs déjà été faite sur les tubes Radiello ® à désorption thermique (code 145 avec du carbotrap B) équipé d'un corps diffusif blanc <sup>62</sup>. L'article évoque une perte de 50% du débit au cours des 11 premières heures (débit de diffusion initial de 80ml/min). Une solution technique a été trouvée en utilisant la cartouche Radiello ® garnie avec du carbotrap B et en la glissant dans une cartouche inox de Perkin Elmer. Un espace est maintenu entre la grille Radiello ® et la cartouche inox en vue d'augmenter la surface de diffusion.

Un autre article <sup>63</sup>précise que pour le tube Radiello ® 145 (carbograph 4), il existe une décroissance du débit de diffusion en fonction du temps d'exposition de l'ordre de 30% entre une exposition d'une journée et une exposition de 6 jours pour une concentration de 12.5ppb. L'article précise que le fournisseur a observé une chute importante du débit de diffusion du tubes Radiello ® et recommande de ne pas utiliser le tube pour des durées d'exposition inférieure à 1 jour car les résultats seront surestimés.

Plusieurs publications existent sur l'utilisation de tubes à diffusion passive (désorption thermique de carbograph4 dans un corps diffusif Radiello ® jaune) pour des expositions de 7 jours ou plus. Certaines mettent en évidence des baisses du débit de diffusion à partir de 7 jours. Entre 3 jours et 7 jours, on trouve des articles mettant en évidence des baisses du débit en fonction de la durée d'exposition (baisse de 14% du débit) <sup>64</sup>, d'autres montrent une constance du débit <sup>65</sup> <sup>66</sup> pour des expositions de 1 jour à 7 jours. Ces disparités montrent les limites de la méthode pour des expositions inférieures à 7 jours.

### II.2 - Carbopack X :

Les mêmes essais ont été réitérés avec un autre adsorbant : du carbopack X au lieu du carbograph 4. Les tubes ont été confectionnés par la F.S.M., le corps diffusif reste le même (jaune). Le débit de diffusion de ce type de tube a été déterminé en chambre d'exposition <sup>67</sup> et est de 30.5mL/min<sup>9</sup> pour une période d'exposition comprise entre 12 et 48 heures.

---

<sup>62</sup> **The Analyst** « ambient volatile organic compound monitoring by diffusive sampling. Compatibility of high uptake rate samplers with thermal desorption” Matthew Bates, Norbert Gonzalez-Flesca, Vincenzo Cocheo, Ranjeet Sokhi, dec 1997,vol.122 (1481-1484)

<sup>63</sup> **Journal of Occupational and Environmental Hygiene**, 3:547-557 “Behavior of the GABIE, 3M 3500, PERKIN ELMER TENAX TA and RADIELLO 145 Diffusive Samplers exposed over a long time to a low concentration of VOCs”, Benoît Oury, Francine Lhuillier, Jean Claude Protois, Yves Morèle.

<sup>64</sup> **Atmospheric Environment** **39 (2005) 4049-4056** « a new laboratory test chamber for the determination of diffusive sampler uptake rates »

<sup>65</sup> **Thèse de Anne Pennequin-Cardinal** « développement et qualification de méthodes d'échantillonnage passif pour mesurer les composés organiques volatils dans l'air intérieur

<sup>66</sup> **Atmospheric Environment** **39 (2005) 1347-1355** « Reliability of a BTEX radial diffusive sampler for thermal desorption : field measurements », P. Bruno, M. Caputi, M. Caselli, G. de Gennaro, M. de Rienzo.

<sup>67</sup> **Analytical Chemistry volume 71, number 11, pages 2241-2245** « atmosphere generation system for the preparation of ambient air volatile organic compound standard mixtures », P. Pérez Ballesta, A. Baldan, J. Cancelinha.

<sup>9</sup> **Atmospheric Environment** “Evaluation of two types of diffusive samplers and adsorbents for measuring 1,3-butadiene and benzene in air

A) site de fond

Une dizaine de tubes ont été installés sur le site de Vitry sur Seine (site urbain de fond) du 30 août au 1<sup>er</sup> septembre 2006 sur des expositions de 12 à 48H.

Les résultats du benzène (en µg/m<sup>3</sup>) sont les suivants :

	1 <sup>ère</sup> série (CV)	2 <sup>ème</sup> série (CV)
Moyenne 2*12H	2.1 (16% et 5%)	1.6 (9% et 9%)
24H (1 tube)	1.9	1.6
Ecart relatif	<b>11%</b>	<b>-2%</b>

	1 <sup>ère</sup> série (CV)
Moyenne 3*12H	2.1 (16%, 5%, 9%)
Moyenne 36H	2.0 (13%)
Ecart relatif	<b>4%</b>

	Concentrations µg/m <sup>3</sup>	Ecart relatif par rapport à la moyenne des tubes exposés 48h de 1.7 <b>µg/m<sup>3</sup> (8%)</b>
Moyenne 4*12H	1.9	<b>11%</b>
Moyenne 2*24H	1.8	<b>6%</b>

Remarques :

- Même si les résultats moyennés sur une plus courte période sont parfois supérieurs à ceux obtenus sur une durée d'exposition plus longue, les résultats 12H pris individuellement sont répartis par rapport à la moyenne 24H par exemple, ils ne sont plus systématiquement supérieurs.
- L'écart le plus important est obtenu en comparant la moyenne 4\*12H et la moyenne 48H : 11%, ce qui est satisfaisant. Par ailleurs, les résultats obtenus sont plus proches des résultats pompés obtenus sur une station au centre de Paris (1.2µg/m<sup>3</sup> en tube pompé).
- Les coefficients de variation obtenus sont tout à fait satisfaisants (de 5 à 16%).

B) Site de proximité automobile.

Les mêmes essais ont été réalisés sur le site du périphérique de Paris du 12 septembre au 14 septembre 2006 en installant 4 tubes pour chaque durée d'exposition.



Les résultats du benzène (en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) sont les suivants :

	1 <sup>ère</sup> série (CV)	2 <sup>ème</sup> série (CV)
Moyenne 2*12H	7.3 (3% et 4%)	3.4 (4% et 6%)
Moyenne 24H	7.3 (6%)	3.4 (1%)
Ecart relatif	<b>0.5%</b>	<b>0%</b>

	1 <sup>ère</sup> série (CV)
Moyenne 3*12H	6.3 (3%, 4%, 4%)
Moyenne 36H	5.9 (9%)
Ecart relatif	<b>6.2%</b>

	Concentration $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Ecart relatif par rapport à la moyenne des tubes exposés 48h de <b>5.0 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math> (3%)</b>
Moyenne 4*12H	5.3	<b>7.3%</b>
Moyenne 2*24H	5.3	<b>7.0%</b>

Une autre campagne a été lancée le 12 juin 2007 en installant un analyseur automatique en parallèle.

Les résultats du benzène (en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) sont les suivants :

Durée d'exposition	Analyseur automatique	Tube passif Carbopack X
10h30	2.7	3.9
		3.1

Remarques :

- Dans ces essais, les coefficients de variation sont tous à fait satisfaisants (<10%). Les écarts obtenus entre les différentes durées d'exposition sont très faibles (<8%). Les résultats sont donc tout à fait comparables et satisfaisants.
- Les résultats obtenus par tubes passifs sont supérieurs à ceux obtenus avec l'analyseur automatique. Une des raisons qui pourrait être à l'origine des écarts entre les deux méthodes pourrait être la dépendance du débit de diffusion du benzène à la concentration de benzène dans l'air ambiant. Cet essai sera réalisé dans le paragraphe suivant. Par ailleurs, le profil obtenu sur la journée avec l'analyseur automatique montre une concentration sur 2 heures allant jusqu'à  $5\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Une autre raison de cet écart entre les deux méthodes pourrait aussi être liée aux fluctuations importantes que l'on observe sur ce genre de site de mesure. Un autre essai sera réalisé dans le paragraphe suivant.

C) Influence de la concentration de benzène.

L'essai a consisté à exposer 4 tubes passifs pendant 11H dans une chambre d'exposition réalisée par Airparif dans laquelle ont été injectées différentes concentrations de benzène. Cinq concentrations ont été programmées : de  $3\mu\text{g}/\text{m}^3$  à  $39\mu\text{g}/\text{m}^3$  (air sec à  $21^\circ\text{C}$ ).

Consigne ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	39.1	28.5	19.2	10.4	3.4
Concentration mesurée ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (CV)	34.2 (7%)	26.6 (4%)	17.4 (8%)	8.7 (4%)	3.9 (7%)
Ecart relatif	-13%	-7%	-10%	-18%	13%

On obtient la courbe de correspondance entre la consigne et la mesure suivante :

$$Y = 0.882 X + 0.3541$$

Avec  $R^2 = 0.9825$

Remarque :

- Le débit de diffusion est constant quelque soit la concentration imposée (pour la gamme et les conditions testées : air sec et 21°C).

Un autre essai a été réalisé en exposant 17 tubes pendant 12H dans la chambre d'exposition de l'INERIS (entièrement contrôlée) avec  $5\mu\text{g}/\text{m}^3$  (50%, 20°C) et  $25\mu\text{g}/\text{m}^3$  (80%, 30°C). Les résultats du benzène piégé par les tubes sont :

Moyenne de $4.8\mu\text{g}/\text{m}^3$ (pour $5\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	CV= 7.3%
Moyenne de $20.0\mu\text{g}/\text{m}^3$ (pour $25\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	CV= 3.8%

On constate une perte de l'ordre de 20% sur la mesure pour des teneurs de  $25\mu\text{g}/\text{m}^3$  qui provient peut être des conditions extrêmes d'humidité et de température.

Remarques :

- Sur cet essai, compte tenu des conditions de celui-ci, on constate une influence de la concentration de benzène sur le débit de diffusion pour une concentration de  $25\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Par contre, pour  $5\mu\text{g}/\text{m}^3$ , on ne remarque pas d'effet notable.

D) Influence de la fluctuation de benzène :.

Un essai en chambre a été réalisé en simulant un profil de concentration benzène similaire à celui observé sur un site de proximité automobile : un niveau bas de  $3\mu\text{g}/\text{m}^3$  environ puis une hausse brutale de 3 à  $19\mu\text{g}/\text{m}^3$  sur 2 heures. Un analyseur automatique raccordé a prélevé pendant 9H dans cette enceinte dans laquelle 4 tubes étaient exposés.

Les résultats obtenus à partir des tubes passifs sont de  $7.9\mu\text{g}/\text{m}^3$  et ceux obtenus à partir de l'analyseur automatique sont de  $7\mu\text{g}/\text{m}^3$  soit 12% d'écart. Ces résultats sont satisfaisants. Il n'y a a priori pas d'impact des fluctuations sur les concentrations relevées avec les tubes passifs.

E) Comparaison de résultats avec des méthodes de référence :

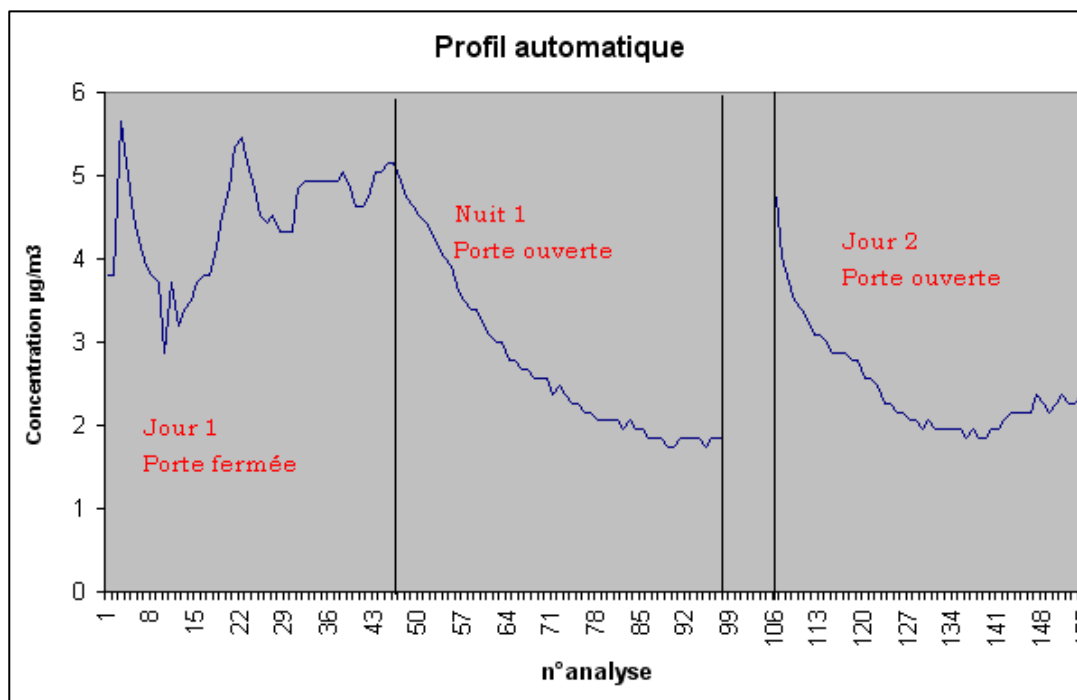
Avec des tubes pompés :

Des essais dans une pièce exposée à des teneurs de benzène de l'ordre de 5 à  $6\mu\text{g}/\text{m}^3$  ont été entrepris dans l'objectif de comparer les résultats obtenus par un prélèvement actif et par un prélèvement passif. Les 4 pompes utilisées ont été prêtées par le Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris. Ces pompes servent habituellement à déterminer l'exposition des personnes. Le charbon utilisé dans ce préleveur actif est du Carbopack X, c'est à dire le même que celui utilisé dans le tube passif courte période d'exposition.

Les résultats sur les 4 prélèvements effectués en parallèle pour chaque type de prélèvement sont de 5.3µg/m<sup>3</sup> pour l'actif et 5.9µg/m<sup>3</sup> pour le passif soit 11% d'écart.

Avec un analyseur automatique de BTEX :

Des prélèvements par lot de 6 tubes passifs sur des durées de 9h30 à 15h d'exposition dans un bureau ont été réalisés en parallèle à des prélèvements automatiques de 15 minutes par un analyseur de BTEX vérifié et étalonné par le laboratoire de métrologie d'AIRPARIF.



Concentration en µg/m <sup>3</sup>	Tube passif (CV)	BTEX Automatique	Ecart relatif
Moyenne jour 1	5.1 (7.4%)	4.4	14.3%
Moyenne nuit 1	3.5 (5.9%)	3.0	16.0%
Moyenne jour 2	2.9 (5.8%)	2.6	12.2%

Remarques :

- Les coefficients de variation des 6 tubes obtenus pour les 3 essais sont inférieurs à 8% et sont tout à fait satisfaisant comme vu précédemment
- L'écart relatif maximum entre le prélèvement automatique dite méthode de référence et les tubes passifs pour des durées d'expositions allant de 9h30 à 15h, a été de 16%.

### III. Conclusions

- Le tube passif code 145, corps jaune et utilisant du carbopack X fournit des résultats reproductibles ( $CV < 10\%$ ) et le débit de diffusion du benzène reste stable quelque soit la durée d'exposition de 12H à 36H (Ecart maximum de 11%).
- D'autres essais mériteraient d'être entrepris dans des conditions usuelles ambiantes (20°C, 50% d'humidité) pour des concentrations de 5 à 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de façon à confirmer ou pas l'influence de la teneur de benzène sur le résultat final. Toutefois, au vu des premiers essais (§ D) influence de la fluctuation benzène) , il semble qu'il n'y ait pas d'impact sur le résultat de la teneur de benzène ou de sa fluctuation.
- Les résultats obtenus par des tubes passifs ou par des prélèvements actifs sont comparables (16% d'écart relatif au maximum).

Ce type de tube est adapté pour la mesure de l'exposition de personnes sur une période de 12H.

## 2<sup>EME</sup> PARTIE: DIOXYDE D'AZOTE (NO<sub>2</sub>)

### I - Méthodologie expérimentale

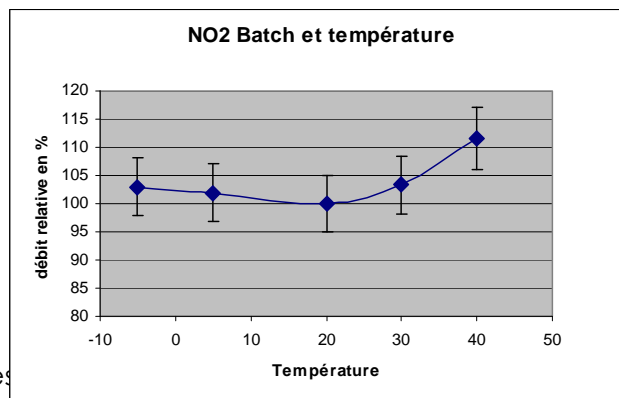
#### I.1 - Méthode de prélèvement :

L'échantillonneur passif utilisé est le tube passif NO<sub>2</sub> short term de chez Passam. Contrairement à l'échantillonneur NO<sub>2</sub> long term qu'Airparif utilise lors des différentes campagnes de mesure en air extérieur (expositions de 7 ou 14 jours), ce capteur a été développé pour des périodes d'exposition plus courtes de 8H à 48H et convient à l'exposition personnelle. Les molécules de dioxyde d'azote sont absorbées sur la triéthanolamine.



Ce système consiste en un tube de polypropylène avec une ouverture de 20 mm de diamètre. Une membrane en téflon soutenue par un treillis en fil de fer permet de limiter la vitesse du vent.

D'après les données expérimentales du fournisseur, la température n'influe pas entre 5 et 30 °C (influence de la température < à 10%), de même pour l'humidité entre 20 et 80%



Le débit de diffusion utilisé es

## I.2- Méthode d'analyse :

Le dioxyde d'azote est analysé selon la méthode d'analyse de Saltzman SP15. L'extraction du nitrite obtenu se fait par l'introduction de 4 ml de réactif (à base de 1,4 naphthyléthylèdiamine) dans la cartouche . La solution d'extraction est analysée par spectrophotométrie dans le visible (longueur d'onde : 540 nm)

Les limites de détection sont fixées à 5 µg/m<sup>3</sup> pour une exposition de 8H et 2 µg/m<sup>3</sup> pour une exposition de 24H.

Les concentrations de dioxyde d'azote sont calculées de la manière suivante :

$$C(\mu\text{g} / \text{m}^3) = \frac{m - m_b(\mu\text{g})}{Q(\text{cm}^3 \cdot \text{h}^{-1}) \times t(\text{h})} \times 10^6$$

avec

m : masse de dioxyde d'azote dans la cartouche exposée en µg

m<sub>b</sub> : masse de dioxyde d'azote dans la cartouche conservée comme blanc en µg

t : temps d'exposition en h

Q : débit de diffusion du dioxyde d'azote mesurée en cm<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>

Les blancs transport sont vivement recommandés par le fournisseur afin d'évaluer le lot et sa stabilité. Le fournisseur prend en compte la valeur de blanc laboratoire obtenu pour le lot considéré (valeur qu'il détermine avant envoi des préleveurs).

## I.3- Courbe d'étalonnage :

Une solution mère est réalisée à partir de nitrite de sodium pur. Une gamme d'étalonnage est constituée à partir de cette solution mère et du réactif fabriqué pour l'extraction du polluant d'intérêt sur cartouche.

Des étalons de contrôle sont intégrés à chaque série d'analyse afin de vérifier la qualité de la mesure .

## II - Résultats et discussion

### II.1 - Exposition air intérieur :

Plusieurs essais ont été entrepris en air intérieur : à Airparif ou dans des lieux d'habitation de salariés d'Airparif. L'ensemble des analyses ont été réalisées par Passam (pour les essais comme pour les campagnes).

Une première série d'essais a pour objectif de vérifier la reproductibilité des tubes sur 8H. Pour cela, plusieurs tubes ont été mis en parallèle. Les résultats sont les suivants :

Numéro essai	Nombre de tubes	Moyenne ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Ecart type
1	6	46.9	3%
2	3	60.6	9%

Une deuxième série d'essais a été entrepris dans l'objectif de vérifier s'il y avait un impact de la durée de prélèvement et donc si le débit de diffusion variait entre 8 et 24H. Les résultats sont les suivants :

Temps d'exposition	Nombre de tubes	Moyenne ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Coefficient de variation
8H	3	60.6	9%
24H	3	59.8	1%

Les écarts entre les résultats obtenus pour ces deux durées d'exposition est de 1.3%. On peut donc en déduire que le débit d'échantillonnage du tube Passam NO<sub>2</sub> est constant entre 8 et 24H et est de 15.5 ml/min.

## II.2 - Exposition air extérieur

Les deux mêmes essais ont été entrepris en air extérieur, sur des sites de proximité automobile et des sites de fond, de façon à vérifier la stabilité du débit de diffusion des tubes ainsi que sa reproductibilité. Sur chaque site, deux tubes ont été exposés en parallèle et l'écart relatif entre les deux tubes est inscrit entre parenthèse.

	Site de proximité		Site de fond	
	12H A	12H B	12H A	12 H B
<b>Moyenne 12H</b>	204.7 (5%)	199.1 (2%)	42.4 (CV de 3% (6 tubes))	31.4 (5%)
<b>Moyenne 2*12H</b>	201.9		36.9	
<b>Moyenne 24H</b>	197.5 (0%)		39.1 (1%)	
<b>Ecart relatif</b>	2%		-6%	

	Site de proximité			Site de fond		
	12H A	12H B	12 H C	12H A	12H B	12H C
<b>Moyenne 12H</b>	204.7 (5%)	199.1 (2%)	144.7 (1%)	42.4 (CV de 3% (6 tubes))	31.4 (5%)	38.4 (2%)
<b>Moyenne 3*12H</b>	182.8			37.4		
<b>Moyenne 36H</b>	171.9 (1%)			37.1 (CV de 3% (4 tubes))		
<b>Ecart relatif</b>	6%			1%		

Les écarts obtenus lors de ces essais sont de  $\pm 6\%$  au maximum et sans caractère systématique. Il y a donc stabilité du débit de diffusion entre 12, 24h et 36H. De plus, les 2 essais de reproductibilités (6 tubes et 4 tubes) montre un coefficient de variation de 3% ce qui est tout à fait satisfaisant, comme le montre également les écarts relatifs entre les deux tubes (maximum de 5%).

D'autres essais ont été entrepris sur des sites de fond et de proximité automobile pour comparer les données tubes passif et les données des analyseurs automatiques sur des périodes d'expositions de 18h à 28h. Les concentrations des tubes correspondent à la moyenne de deux tubes et l'écart relatif est inscrit entre parenthèse. Les moyennes automatiques proviennent d'analyseurs appartenant au réseau de surveillance qui sont régulièrement entretenus et vérifiés quotidiennement.



N° essai	Moyenne des tubes ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Moyenne automatique ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Ecart relatif %
1	147.1 (2%)	118.3	24%
2	138.8 (6%)	113.0	23%
3	118.2 (3%)	88.9	33%
4	108.1 (1%)	89.4	21%
5	72.9 (1%)	61.2	19%
6	49.5 (3%)	41.8	18%
7	48.8 (0%)	45.7	7%
8	37.3 (2%)	31.3	19%
9	29.9 (8%)	23.9	25%

L'écart relatif maximum entre les deux tubes obtenu sur ces différents sites est de 8%, ce qui est satisfaisant.

L'écart relatif moyen entre les deux méthodes est de 20% (avec un minimum de 7% et un maximum de 33%). Le tube passif étant systématiquement supérieur aux données automatiques.

### II.3- Influence de la concentration

L'essai a consisté à exposer 2 tubes passifs pendant 8h30 et 15h dans une chambre d'exposition réalisée par AIRPARIF dans laquelle ont été injectées 36.3 et 99.4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de dioxyde d'azote (air sec et 21°C). Les valeurs moyennes obtenues par tubes passifs sont 34.7 et 89.3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ce qui représente 4.5 et 10.2% d'écart par rapport à la consigne. Cela implique que le débit d'échantillonnage du NO<sub>2</sub> n'est pas influencé par son niveau de concentration.

## III. Conclusions

- On observe donc au cours de ces essais une reproductibilité du tube au maximum de 9% (ce que l'on retrouve d'ailleurs sur des tubes exposés sur 7 jours) quelque soit les concentrations
- Aucune influence sur le résultat de la durée d'exposition (entre 8 et 24H), ni du niveau de concentration
- Un écart moyen de 20% par rapport à des données automatiques.

Les tubes Passam NO<sub>2</sub> « short term » analysés par Passam fournissent des résultats satisfaisants pour être utilisés au cours d'une campagne d'exposition 8 à 12H. Par ailleurs, Airparif a profité de cette étude pour mettre au point la méthode d'analyse au laboratoire d'Airparif.

## 3<sup>EME</sup> PARTIE : FORMALDEHYDE

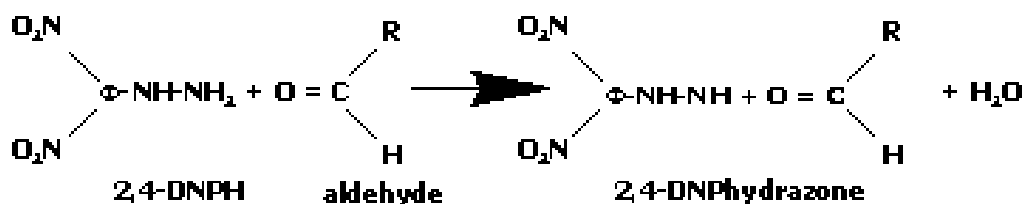
### I - Méthodologie expérimentale

#### I.1 - Méthode de prélèvement :

L'échantillonneur passif utilisé est le tube Radiello ® code 165 à diffusion radiale. Ce tube permet de capter plusieurs aldéhydes définis par le fournisseur dont le formaldéhyde, polluant d'intérêt pour l'étude. Comme pour le benzène, le système est constitué d'un corps diffusif poreux dans lequel est introduite la cartouche chimiabsorbante. Le principe de diffusion reste identique au benzène.

Le corps diffusif microporeux utilisé est le corps bleu code 120-1 en polyéthylène, l'épaisseur de la paroi est de 1.7 mm, la porosité est de 25 +/- 5 µm et la longueur du parcours diffusif est de 18 mm. Son opacité permet de favoriser le piégeage des composés photosensibles.

La cartouche chimiabsorbante est constituée d'un tube en filet d'acier inoxydable rempli de florasil imprégné de 2,4-Dinitrophénylhydrazine. Les aldéhydes réagissent avec ce produit pour former un dérivé hydrazone.



Le débit de piégeage utilisé est fourni par la FM. Il a été déterminé à 25 degrés et 1013 hPa. Une correction de température s'applique selon la formule suivante :

$$Q_k = \left(\frac{K}{298}\right)^{0.35} \times Q_{298}$$

$Q_k$  est la valeur du débit à la température K alors que  $Q_{298}$  est celle de la température de référence à 298K.

Cette correction engendre des modifications d'environ de +/- 1% par 10 degrés de différence des 25 degrés.

Les durées d'exposition préconisées par le fournisseur sont de 8H à 7 jours .

Le fournisseur préconise une conservation (des tubes blancs ou exposés) au réfrigérateur et à l'abri de la lumière.

### I.2 - Méthode d'analyse :

Les hydrazones formés sont désorbés avec de l'acétonitrile et sont analysés par HPLC en phase inversée et détecteur UV. La colonne employée est une colonne en phase de silice greffée C18 (150 mm de longueur , 4.6 mm de diamètre, 5 µm de diamètres des grains), elle est thermostatée à 25 degrés. Le débit de la phase mobile (AcN/Eau) programmée pour l'analyse est de 1.9 ml et l'élution se fait par gradient de solvant.

Les concentrations d'aldéhydes sont calculées de la manière suivante :

$$C(\mu\text{g} / \text{m}^3) = \frac{m - m_b(\mu\text{g})}{Q(\text{ml.mn}^{-1}) \times t(\text{mn})} \times 10^6$$

avec

m : masse d'aldéhyde dans la cartouche exposée en µg

m<sub>b</sub> : masse d'aldéhyde dans la cartouche conservée comme blanc en µg

t : temps d'exposition en mn

Q : débit de diffusion de l'aldéhyde mesurée en ml.mn<sup>-1</sup>

Il est recommandé de conserver des blancs du même lot pour observer la stabilité de la cartouche et d'éventuelles contaminations . Le fournisseur soustrait la valeur des blancs aux résultats trouvés.

### I.3 - Courbe d'étalonnage :

Une solution mère est réalisée à partir d'une solution de 2,4 DNPhydrazone, puis elle est diluée afin de constituer 4 solutions étalons.

La droite d'étalonnage externe est réalisée systématiquement avant chaque série d'analyse à partir des solutions étalons constituées , elle passe par l'origine.

Des étalons de contrôle sont intégrés à la série d'analyse à partir d'une trentaine d'échantillons à analyser.

## II - Résultats et discussion

Les essais réalisés ont pour objectif d'une part de vérifier s'il y a ou non une influence des concentrations d'ozone sur les résultats formaldéhydes et d'autres part de vérifier la cohérence, en air intérieur, des résultats relevés avec un tube passif et un tube pompé. Dans tous les cas, les analyses ont été réalisés par FSM et/ou l'Ineris. Le débit de diffusion utilisé est de 99ml/min.

## II.1 - Exposition en chambre:

Deux essais ont été entrepris en chambre d'exposition à l'Ineris : avec et sans présence de l'ozone. En effet, l'ozone est considéré comme un interférent pour la mesure du formaldéhyde dans la mesure où il réagit avec l'hydrazone et donc induit une sous-estimation des concentrations de formaldéhyde. Toutefois pour le capteur choisi, l'impact sur les résultats intervient pour des concentrations d'ozone supérieures à 200µg/m<sup>3</sup> d'après le fournisseur, ce qui a été vérifié par les essais ci-dessous.

### A) Sans présence d'ozone :

La chambre d'exposition de l'INERIS a été configurée pour exposer les tubes à 20°C et 50% d'humidité relative. Différentes concentrations d'aldéhydes ont été injectées par l'intermédiaire d'une bouteille fournie par un gazier. La consigne présentée dans les tableaux représente la valeur fournie par le gazier. Après vérification, il s'avère que la bouteille utilisée pour les tests de janvier 2007 était périmée (ce qui peut expliquer l'écart entre la consigne et les résultats trouvés par les 2 laboratoires). Les analyses ont été réalisées par l'Ineris et par la Fondation Salvadore Maugeri (FSM). Les tubes passifs ont été exposés dans la chambre pendant 8h.

Les résultats en formaldéhyde sont les suivants (en µg/m<sup>3</sup>):

		janv-07		juin-07	
Consignes		25.1	10.0	8.0	25.0
Analyses INERIS (5 tubes)	moyenne	20.0	15.5	7.6	23.5
	Coef. variation	4%	5%	30%	19%
	Ecart relatif (/consigne)	-22%	43%	-6%	-6%
Analyses FSM (5 tubes)	moyenne	18.0	17.9		
	Coef. variation	5%	7%		
	Ecart relatif (/consigne)	-30%	56%		
Ecart relatif (entre labo)		10.5%	-14.0%		

Les coefficients de variation trouvés en janvier 2007 sont satisfaisants (4 à 7%) mais pas en juin 2007 (30 et 19%) alors que les écarts relatifs par rapport à la valeur de consigne sont meilleurs. En ce qui concerne les écarts sur les résultats fournis par les deux laboratoires, ils sont aussi satisfaisants (entre 10 et -14%).

B) En présence d'ozone :

Les mêmes essais ont été réalisés en juin 2007 en présence d'ozone (20ppb et 100ppb). Les résultats sont les suivants :

	Consigne O <sub>3</sub>	40 µg/m <sup>3</sup>		200 µg/m <sup>3</sup>
	Consigne formaldéhyde	25.0 µg/m <sup>3</sup>	8.0 µg/m <sup>3</sup>	8.0 µg/m <sup>3</sup>
Analyses INERIS (4 tubes)	moyenne	25.2	8.4	9.9
	Coef. variation	6%	20%	1%
	Ecart relatif/ consigne	1%	5%	24%
Analyses FSM (4 tubes)	moyenne	25.5	7.2	12
	Coef. variation	7%	60%	4%
	Ecart relatif/ consigne	2%	-10%	50%
	Ecart relatif entre labo	1%	-18%	18%

Les tests réalisés avec une consigne de 8µg/m<sup>3</sup> de formaldéhyde ne sont pas exploitables aux regards des coefficients de variation très élevés et des forts écarts par rapport à la consigne. Ceci s'explique par le fait que les valeurs de blanc sont du même ordre de grandeur que la valeur de consigne recherchée sur 8H d'exposition.

En revanche le test à 25µg/m<sup>3</sup> de formaldéhyde présente de bons CV et des écarts relatifs par rapport à la consigne et entre laboratoires très satisfaisants. Les conclusions quant à l'impact ou non de l'ozone sur le capteur ne peuvent pas être réalisés d'après ces résultats. L'INERIS va entreprendre de nouveaux essais pour des consignes de formaldéhyde de 25 à 80µg/m<sup>3</sup> environ et pour différentes teneurs d'ozone.

#### II.2 - Comparaison tubes passifs et tubes pompés :

Une comparaison des résultats a été réalisée en utilisant des tubes passifs en parallèle de tubes pompés. Les préleveurs utilisés sont les mêmes que ceux utilisés pour le benzène (système de pompe pour exposition individuelle). Les 2 préleveurs ont été installés dans un bureau en parallèle de 2 tubes passifs.

Les résultats sont les suivants :

<b>Moyenne 2 tubes passifs</b>	<b>23.5 µg/m<sup>3</sup></b>
<b>Moyenne 2 préleveurs actifs</b>	<b>27.3µg/m<sup>3</sup></b>
<b>Ecart relatif</b>	<b>-15%</b>

Les résultats comparatifs entre les deux méthodes sont satisfaisants.

#### II.3 –Influence de la durée d'exposition:

Un essai a été entrepris en air intérieur, dans un bureau, pendant 12H et 24H. Pour chaque durée d'exposition, trois tubes sont installés. Les résultats présentés dans le tableau ci-dessous correspondent à une concentration moyenne des tubes sur la période ainsi que leur coefficient de variation (entre parenthèse).

	Bureau	
	12H A	12H B
<b>Moyenne 12H</b>	<b>3.8 (7%)</b>	<b>8.9 (4%)</b>

<b>Moyenne 2*12H</b>	6.4
<b>Moyenne 24H</b>	5.8 (10%)
<b>Ecart relatif</b>	9.0%

Un second essai a été entrepris pendant 12H, 24H, 36H dans le même bureau quelques jours après la pose d'une nouvelle moquette. Pour chaque durée d'exposition, deux tubes sont installés (sauf pour 24h où il n'y en a qu'un). Les résultats présentés dans le tableau ci-dessous correspondent à une concentration moyenne des tubes sur la période ainsi que l'écart relatif des deux tubes par rapport à leur moyenne (entre parenthèse).

	Bureau		
	12H A	12H B	12 H C
<b>Moyenne 12H</b>	102.7 (2%)	106.8 (6%)	93.2 (9%)
<b>Moyenne 2*12H</b>	104.8		
<b>Moyenne 24H</b>	102.9		
<b>Ecart relatif</b>	1.8%		
<b>Moyenne 3*12H</b>	100.9		
<b>Moyenne 36H</b>	90.4 (6%)		
<b>Ecart relatif</b>	11.6%		

Les résultats sont comparables quelque soit la durée d'exposition, pour de faibles et de fortes concentrations, ce qui signifie que le débit de diffusion est stable pour ces durées d'exposition.

#### II.4 - Tests des blancs :

Huit tubes neufs ont été conservés dans des situations légèrement différentes pour vérifier l'impact de la température, de la lumière.

Deux tubes ont été conservés dans l'air ambiant en dehors du sachet plastique dans lequel les tubes sont envoyés et conservés.

Deux tubes ont été conservés dans une gaine thermostatée stockés dans la boîte carton utilisé pour envoi postal.

Deux tubes ont été conservés dans la boîte en carton au réfrigérateur .

Deux tubes ont été conservés dans le réfrigérateur.

Les valeurs présentées ci-dessous ont été calculées avec un débit de diffusion de 99ml/min et pour une durée d'exposition de 12H.

<b>Air ambiant et à la lumière</b>	<b>9.1µg/m<sup>3</sup></b>	<b>(8.8 et 9.4µg/m<sup>3</sup>)</b>
<b>Air ambiant et à l'abri de la lumière</b>	<b>8.3µg/m<sup>3</sup></b>	<b>( 8.4 et 8.3µg/m<sup>3</sup>)</b>
<b>Au réfrigérateur et dans un carton</b>	<b>7.4µg/m<sup>3</sup></b>	<b>(7.4 pour les deux tubes)</b>
<b>Au réfrigérateur</b>	<b>5.6µg/m<sup>3</sup></b>	<b>(7.7 et 3.5µg/m<sup>3</sup>)</b>

On constate des valeurs de blancs élevées (entre 3 et 10µg/m<sup>3</sup> sur 12h).

Les deux valeurs obtenues dans le cas du stockage dans le réfrigérateur sont différentes. Cela peut être dû à la non homogénéité des blancs.

### III. Conclusions

- La reproductibilité des résultats en chambre d'exposition n'étant pas satisfaisante et l'impact de l'ozone sur la mesure n'étant pas prouvé, des essais complémentaires vont être entrepris par l'INERIS.
- Les essais de reproductibilité terrain montrent un coefficient de variation inférieur à 10%. Des essais complémentaires ont été récemment réalisés par Airparif. Le

coefficient de variation de 10 tubes exposés en air intérieur pendant 24h a été de 2%, permettant de confirmer la qualité de ce capteur.

- Un écart de 15% seulement a été obtenu entre un prélèvement actif et les tubes passifs.
- La durée d'exposition n'influence pas le résultat, ce qui confirme une stabilité du débit de diffusion entre 12 et 36 heures.
- Les teneurs de blanc pour une durée de 12h peuvent être élevés par rapport aux teneurs recherchées lors de la campagne d'exposition individuelle demandée par l'AFSSET. Une optimisation de la conservation et du transport des tubes sera étudiée.

## CONCLUSIONS GENERALES

L'ensemble des essais réalisés permet d'utiliser les supports suivants avec les débits de diffusion précisés pour évaluer des expositions de l'ordre de 12H :

Benzène : Radiello ® code 145, corps diffusif jaune code 120-2, contenant du carbopack X et débit de diffusion de 30.5ml/min à 20°C.

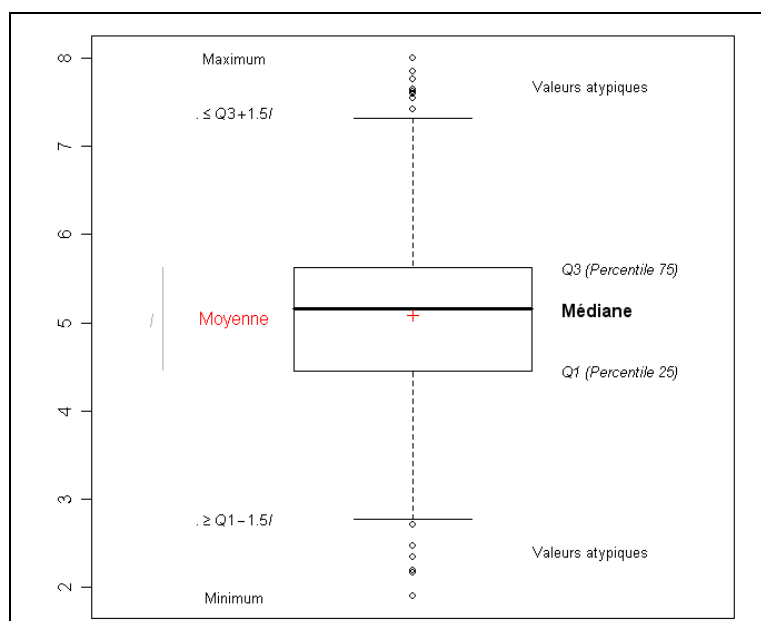
NO<sub>2</sub> : PASSAM « short term » avec un débit de diffusion de 15.5ml/min à 20°C.

Formaldéhyde : Radiello ® code 165, corps diffusif bleu code 120-1 avec un débit de diffusion de 99ml/min à 25°C.

## ANNEXE 4

### Définition statistique d'une « boîte à moustache » (box plot)

Une boîte à moustache (ou box plot) est un graphique représentant la répartition d'une série statistique. Pour ce faire, l'échantillon est séparé en 4 parties de même effectif, appelées quartiles. Un quartile est donc constitué de 25% des données de l'ensemble de l'échantillon. Le deuxième quartile (percentile 50) est appelé plus couramment la médiane.



La partie centrale correspondant à une « boîte » représente 50 % des données. Ces données se situent entre les 1<sup>er</sup> et 3<sup>ème</sup> quartiles. La différence entre les deux est appelé l'écart inter quartiles.

Les moustaches réparties de chaque côté de la boîte représentent généralement près de 25 % des données, mais n'excèdent pas en terme de longueur,  $1.5 * I$  ( $I$  étant l'écart interquartile, c'est à dire la longueur de la boîte), ce qui peut amener la présence de points atypiques en dehors des moustaches. La fin de la moustache supérieure correspond donc soit à la valeur  $3Q + 1.5I$  (3<sup>ème</sup> quartile + une fois et demi l'intervalle inter quartile), soit au maximum de l'échantillon s'il est plus faible que cette valeur.

La fin des moustaches est très proches des centiles 1 et 99, lorsque la distribution de l'échantillon est gaussienne (suit une loi Normale).



## ANNEXE 5

Tableaux de résultats des volontaires pendant la campagne hivernale  
(n.d. : donnée non disponible).

Numéro volontaire	Catégorie	Panel statistique	NO2 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Benzène ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Formaldéhyde ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
PV61	Pieds-Vélo	x	36	2.6	20
PV62	Pieds-Vélo	x	51	2.8	15
PV63	Pieds-Vélo	x	24	1.7	16
PV64	Pieds-Vélo	x-Transport en Commun	52	2.3	15
PV65	Pieds-Vélo	x	45	4.0	9
PV66	Pieds-Vélo	x-Voiture	53	6.6	11
PV67	Pieds-Vélo	x	45	2.3	22
PV68	Pieds-Vélo	x	46	2.5	17
PV69	Pieds-Vélo	x	40	1.8	23
PV70	Pieds-Vélo	x	63	2.7	15
PV71	Pieds-Vélo	x-Transport en Commun	44	n.d.	21
PV73	Pieds-Vélo	x	52	2.7	15
PV74	Pieds-Vélo		n.d.	n.d.	n.d.
PV75	Pieds-Vélo	x	30	1.6	14
PV76	Pieds-Vélo	x	40	2.1	12
PV77	Pieds-Vélo	x - Voiture	15	1.2	16
PV78	Pieds-Vélo	x	30	2.6	16
PV79	Pieds-Vélo	x	26	4.3	17
PV80	Pieds-Vélo	x	60	2.0	12
PV81	Pieds-Vélo	x	50	2.2	20
PV82	Pieds-Vélo		80	3.6	10
PV83	Pieds-Vélo	x	41	n.d.	13
PV84	Pieds-Vélo	x	41	1.5	4
PV85	Pieds-Vélo	x	42	3.4	18
PV86	Pieds-Vélo	x - Voiture	53	3.3	13
PV87	Pieds-Vélo	x	18	1.9	19
PV88	Pieds-Vélo	x	37	1.7	11
PV89	Pieds-Vélo	x	72	2.0	11
PV90	Pieds-Vélo	x	50	2.5	11

Numéro volontaire	Catégorie	Panel statistique	NO2 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Benzène ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Formaldéhyde ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
SD100	Sédentaire	x	39	2.2	11
SD101a	Sédentaire	x	25	1.7	28
SD102	Sédentaire	x	22	2.5	17
SD104	Sédentaire	x	23	1.8	24
SD105	Sédentaire	x	n.d.	1.4	18
SD106	Sédentaire		52	1.3	11
SD107	Sédentaire		36	1.6	25
SD108	Sédentaire	x	45	2.0	10
SD109	Sédentaire	x	34	2.1	22
SD110	Sédentaire	x	50	3.0	14
SD111	Sédentaire	x	22	1.5	24
SD112	Sédentaire	x	77	1.8	41
SD113	Sédentaire	x	69	5.2	18
SD114	Sédentaire		23	n.d.	14
SD115	Sédentaire	x	6	4.8	46
SD116	Sédentaire	x	n.d.	4.9	52
SD117	Sédentaire	x	46	2.2	27
SD118	Sédentaire	x	13	2.6	28
SD119	Sédentaire		16	2.9	15
SD92	Sédentaire		n.d.	n.d.	n.d.
SD93	Sédentaire	x	n.d.	3.6	22
SD94	Sédentaire		50	2.5	14
SD95	Sédentaire		n.d.	n.d.	n.d.
SD96	Sédentaire		51	1.4	33
SD98	Sédentaire	x	68	3.3	8
SD99	Sédentaire	x	43	2.2	24
SupFum147	Fumeur	x	56	4.3	17
SupFum148	Fumeur	x	59	3.3	n.d.
SupFum149	Fumeur		61	3.0	9
SupPV143b+a	Pieds-Vélo		58	3.8	11
SupPV144	Pieds-Vélo		n.d.	n.d.	n.d.
SupPV145	Pieds-Vélo		19	2.1	14
SupSD146	Sédentaire		50	n.d.	11
SupTC131	Transport en Commun		24	1.7	56
SupTC133	Transport en Commun		22	2.0	27
SupTC134	Transport en Commun		48	3.7	13
SupTC135	Transport en Commun		36	2.3	19

Numéro volontaire	Catégorie	Panel statistique	NO2 (µg/m <sup>3</sup> )	Benzène (µg/m <sup>3</sup> )	Formaldéhyde (µg/m <sup>3</sup> )
SupTC136	Transport en Commun		41	1.8	12
SupTC137	Transport en Commun		58	3.0	14
SupTC138	Transport en Commun		n.d.	n.d.	n.d.
SupTC150	Transport en Commun		22	1.5	12
SupV139	Voiture		87	3.3	7
SupV140	Voiture		18	1.5	12
SupV141	Voiture		n.d.	n.d.	n.d.
SupV142	Voiture		33	2.2	14
TC1	Transport en Commun		51	4.9	15
TC10	Transport en Commun	x	72	3.8	13
TC103	Transport en Commun	x	53	3.5	21
TC11	Transport en Commun		n.d.	n.d.	n.d.
TC12	Transport en Commun	x	62	3.2	12
TC13	Transport en Commun		19	n.d.	13
TC14	Transport en Commun	x	50	3.1	40
TC15	Transport en Commun		9	2.6	14
TC16	Transport en Commun	x	55	2.2	9
TC17	Transport en Commun	x	57	1.8	11
TC18	Transport en Commun	x	22	2.9	19
TC19	Transport en Commun	x	43	3.6	23
TC2	Transport en Commun	x	59	3.3	12
TC20	Transport en Commun	x	38	4.1	16
TC21	Transport en Commun		n.d.	n.d.	n.d.
TC22	Transport en Commun		n.d.	n.d.	n.d.
TC23	Transport en Commun		41	4.7	25
TC24	Transport en Commun	x	44	2.2	14
TC25	Transport en Commun		n.d.	n.d.	n.d.
TC26	Transport en Commun	x	61	1.9	13

Numéro volontaire	Catégorie	Panel statistique	NO2 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Benzène ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Formaldéhyde ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
TC27	Transport en Commun	x	53	4.2	17
TC28a+b	Transport en Commun	x	58	3.3	14
TC29	Transport en Commun		43	1.5	28
TC3	Transport en Commun		n.d.	n.d.	n.d.
TC30	Transport en Commun	x	49	2.2	7
TC4	Transport en Commun	x	53	2.2	10
TC5	Transport en Commun	x	41	1.9	15
TC6	Transport en Commun	x	35	2.4	17
TC7	Transport en Commun	x	57	2.8	25
TC8	Transport en Commun		49	2.8	12
TC9	Transport en Commun	x	59	2.4	12
V31	Voiture	x	64	12.4	14
V32	Voiture		n.d.	n.d.	n.d.
V33	Voiture		n.d.	n.d.	n.d.
V34	Voiture	x	22	3.3	14
V35	Voiture	x	21	2.0	16
V36	Voiture	x	15	1.6	n.d.
V37	Voiture		n.d.	n.d.	n.d.
V38	Voiture	x	15	2.6	25
V39	Voiture		45	n.d.	12
V40	Voiture	x	64	1.8	11
V41	Voiture	x	40	2.9	25
V42	Voiture		n.d.	n.d.	n.d.
V43	Voiture	x	46	1.7	20
V44	Voiture	x	26	1.7	8
V45	Voiture	x	24	3.9	12
V46	Voiture	x	25	3.1	17
V47	Voiture	x	97	3.2	33
V48	Voiture	x	39	2.5	11
V50	Voiture	x	41	7.6	20
V51	Voiture	x	52	5.9	15
V53	Voiture		n.d.	n.d.	n.d.
V54	Voiture	x	n.d.	1.2	34
V55	Voiture	x	18	1.8	19
V56	Voiture	x	55	6.6	16
V57	Voiture	x	53	13.2	38
V58	Voiture	x	40	2.2	18
V59	Voiture		40	7.8	21

V60	Voiture	x	35	2.5	18
-----	---------	---	----	-----	----

Tableaux de résultats en air extérieur sur les sites de mesure pendant la campagne hivernale

<b>µg/m<sup>3</sup></b>	<b>Benzène</b>	<b>NO<sub>2</sub></b>	<b>Formaldéhyde</b>	<b>adresse</b>
Boulevard Périphérique Porte d'Auteuil	3.9	176	6	Bd Péripherique Porte d'Auteuil 75016 PARIS 16 <sup>ème</sup>
Paris Les Halles	1.4	61	4	Jardin des Halles-Allée J. Supervielle 75001 PARIS 1 <sup>er</sup>
Issy-les- Moulineaux	1.4	48	4	27bis avenue Victor Cresson 92130 ISSY-LES- MOULINEAUX
Cergy-Pontoise	0.8	16	4	2 rue du Pampre d'Or 95000 CERGY-PONTOISE

Tableaux de résultats des volontaires pendant la campagne estivale

n.d. : donnée non disponible

Numéro volontaire	Catégorie	Panel statistique	NO2 (µg/m <sup>3</sup> )	Benzène (µg/m <sup>3</sup> )	Formaldéhyde (µg/m <sup>3</sup> )
PV61	Pieds-Vélo		n.d	n.d	n.d
PV62	Pieds-Vélo	X	64	2.5	15
PV63	Pieds-Vélo	X	49	5.8	28
PV64	Pieds-Vélo		n.d	n.d	n.d
PV65	Pieds-Vélo	X	60	3.0	31
PV66	Pieds-Vélo		n.d	n.d	n.d
PV67	Pieds-Vélo	X- Transport en commun	56	2.1	32
PV68	Pieds-Vélo	X- Voiture	28	1.3	23
PV69	Pieds-Vélo	X- Voiture	82	3.7	18
PV70	Pieds-Vélo	X	70	4.0	19
PV71	Pieds-Vélo		n.d	n.d	n.d
PV73	Pieds-Vélo	X	23	2.2	32
PV74	Pieds-Vélo		n.d	n.d	n.d
PV75	Pieds-Vélo	X	8.5	1.2	n.d
PV76	Pieds-Vélo		30	1.7	26
PV78	Pieds-Vélo	X	15	n.d	25
PV79	Pieds-Vélo	X	46	1.8	17
PV80	Pieds-Vélo		n.d	n.d	n.d
PV81	Pieds-Vélo		n.d	n.d	n.d
PV82	Pieds-Vélo		n.d	n.d	n.d
PV83	Pieds-Vélo	X	65	2.7	32
PV84	Pieds-Vélo	X	53	2.3	10
PV85	Pieds-Vélo	X	80	3.7	19
PV86	Pieds-Vélo		n.d	n.d	n.d
PV87	Pieds-Vélo	X	13	1.6	40
PV88	Pieds-Vélo	X	39	1.4	19
PV89	Pieds-Vélo	X	56	1.8	18
PV90	Pieds-Vélo	X	60	2.1	14

Numéro volontaire	Catégorie	Panel statistique	NO2 (µg/m <sup>3</sup> )	Benzène (µg/m <sup>3</sup> )	Formaldéhyde (µg/m <sup>3</sup> )
SD100	Sédentaire	X	34	2.0	13
SD101a	Sédentaire	X	54	n.d	32
SD101b	Sédentaire	X	48	1.6	34
SD102	Sédentaire		n.d	n.d	n.d
SD104	Sédentaire	X	32	2.0	33
SD105	Sédentaire	X	36	2.3	52
SD106	Sédentaire		22	1.5	22
SD107	Sédentaire		24	1.3	37
SD108	Sédentaire	X	52	1.8	13
SD109	Sédentaire	X	40	3.2	28
SD110	Sédentaire		42	2.5	19
SD111	Sédentaire		n.d	n.d	n.d
SD113	Sédentaire	X	76	3.2	33
SD114	Sédentaire		13	2.8	15
SD115	Sédentaire	X	5.7	4.3	53
SD116	Sédentaire	X	8	4.8	58
SD118	Sédentaire	X	40.3	1.7	21.6
SD119	Sédentaire		35	3.7	15.4
SD92	Sédentaire		n.d	n.d	n.d
SD93	Sédentaire	X	24	3.2	47
SD94	Sédentaire	X	n.d	n.d	n.d
SD95	Sédentaire		n.d	n.d	n.d
SD96	Sédentaire		49	1.4	22
SD98	Sédentaire	X	n.d	n.d	n.d
SD99	Sédentaire	X	19	1.4	29
SupFum147	Fumeur	X	78	2.6	20
SupFum148	Fumeur	X	56	2.0	13
SupFum149	Fumeur		n.d	3.3	6
SupPV143a	Pieds-Vélo		78	3.1	19
SupPV143b	Pieds-Vélo		74	3.1	19
SupPV144	Pieds-Vélo		83	3.8	14
SupPV145	Pieds-Vélo		37	3.0	17
SupSD146	Sédentaire		54	2.2	26
SupTC131	Transport en Commun		32	1.4	35
SupTC133	Transport en Commun		21	1.7	18
SupTC134	Transport en Commun		32	6.4	27
SupTC135	Transport en Commun		51	1.7	28
SupTC136	Transport en Commun		49	n.d	27
SupTC137	Transport en Commun		66	2.0	16
SupTC138	Transport en Commun		59	2.0	19



Numéro volontaire	Catégorie	Panel statistique	NO2 (µg/m³)	Benzène (µg/m³)	Formaldéhyde (µg/m³)
SupTC150	Transport en Commun		23	1.1	14
SupV139	Voiture		129	5.7	17
SupV140	Voiture		54	2.4	28
SupV141	Voiture		54	3.1	13
SupV142	Voiture		59	2.9	22
TC1	Transport en Commun	X	72	1.6	14
TC10	Transport en Commun	X	63	2.3	16
TC103	Transport en Commun		67	4.2	24
TC11	Transport en Commun	X- Pieds ou vélo	48	1.6	20
TC12	Transport en Commun	X	72	2.6	18
TC13	Transport en Commun	X- Sédentaire	22	n.d	31
TC14	Transport en Commun	X	74	n.d	55
TC15	Transport en Commun		n.d	n.d	n.d
TC16	Transport en Commun		n.d	n.d	n.d
TC17	Transport en Commun		71	3.3	26
TC18	Transport en Commun	X- Voiture	13	1.4	29
TC19	Transport en Commun	X	42	1.9	21
TC2	Transport en Commun	X	26	1.4	14
TC20	Transport en Commun		n.d	n.d	n.d
TC21	Transport en Commun	X	51	5.1	n.d
TC22	Transport en Commun	X	6	2.1	15
TC23	Transport en Commun	X	75	3.5	35
TC24	Transport en Commun	X	72	4.3	21
TC25	Transport en Commun	X	47	1.6	14
TC26	Transport en Commun	X	54	2.1	18
TC28a	Transport en Commun	X	69	2.5	15
TC28b	Transport en Commun	X	84	4.3	15
TC29	Transport en Commun	X	38	1.8	33
TC3	Transport en Commun		n.d	n.d	n.d
TC30	Transport en Commun	X	55	4.3	17
TC4	Transport en Commun	X	49	2.0	16
TC5	Transport en Commun	X- Sédentaire	n.d	0.9	14
TC6	Transport en Commun	X	45	1.5	16
TC7	Transport en Commun	X	60	2.7	37
TC8	Transport en Commun		n.d	n.d	n.d
TC9	Transport en Commun		n.d	n.d	n.d

Numéro volontaire	Catégorie	Panel statistique	NO2 (µg/m <sup>3</sup> )	Benzène (µg/m <sup>3</sup> )	Formaldéhyde (µg/m <sup>3</sup> )
V31	Voiture	X	62	3.8	16
V32	Voiture		n.d	n.d	n.d
V33	Voiture		n.d	n.d	n.d
V34	Voiture	X	31	3.3	25
V35	Voiture	X	n.d	1.9	17
V36	Voiture	X	37	1.4	19
V37	Voiture		n.d	n.d	n.d
V38	Voiture	X	30	n.d	47
V39	Voiture	X	41	1.4	23
V40	Voiture		n.d	n.d	n.d
V41	Voiture	X- Transport en commun	58	3.0	54
V42	Voiture	X	21	1.1	15
V43	Voiture	X	n.d	3.2	37
V44	Voiture		54	2.8	n.d
V45	Voiture	X	59	3.2	24
V46	Voiture	X	56	3.0	23
V47	Voiture	X	48	1.6	17
V48	Voiture	X	63	3.4	27
V50	Voiture	X	32	4.9	28
V51	Voiture		55	7.0	20
V53	Voiture		n.d	n.d	n.d
V54	Voiture	X	20	2.4	32
V55	Voiture	X	39	2.8	29
V56	Voiture	X	31	3.6	25
V57	Voiture	X	65	9.9	67
V58	Voiture		n.d	n.d	n.d
V59	Voiture	X	39	7.4	33
V60	Voiture	X	39	2.5	29

Tableaux de résultats en air extérieur sur les sites de mesure pendant la campagne estivale

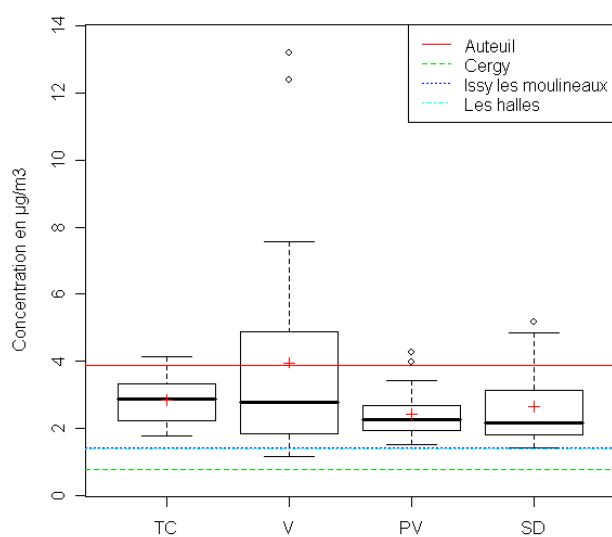
$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Benzène	$\text{NO}_2$	Formaldéhyde	adresse
Boulevard Périphérique Porte d'Auteuil	3.5	154	10	Bd Péripherique Porte d Auteuil 75016 PARIS 16 <sup>ème</sup>
Paris Les Halles	1.4	42	8	Jardin des Halles-Allée J. Supervielle 75001 PARIS 1 <sup>er</sup>
Issy-les- Moulineaux	1.3	39	10	27bis avenue Victor Cresson 92130 ISSY-LES- MOULINEAUX
Cergy-Pontoise	1.3	15	6	2 rue du Pampre d'Or 95000 CERGY-PONTOISE

## ANNEXE 6

### Campagne hivernale

#### 1- Benzène

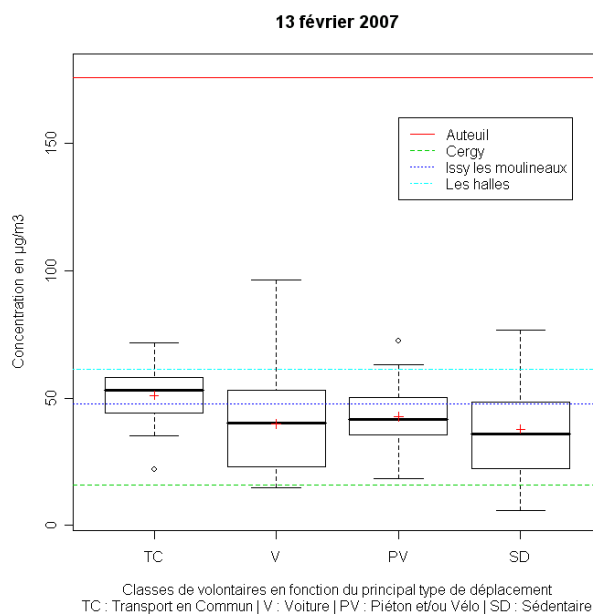
µg/m <sup>3</sup> / catégorie	Nombre d'individus par catégorie	Min	P25	médiane	moyenne	P75	Max
« Transport en commun »	22	1.8	2.2	2.9	2.8	3.3	4.2
« Voiture »	22	1.2	1.8	2.8	4	4.4	13.2
« Pied-Vélo »	21	1.5	1.9	2.3	2.4	2.7	4.3
« Sédentaires »	19	1.4	1.8	2.2	2.7	3.2	5.2



Classes de volontaires en fonction du principal type de déplacement  
 TC : Transport en Commun | V : Voiture | PV : Piéton et/ou Vélo | SD : Sédentaire

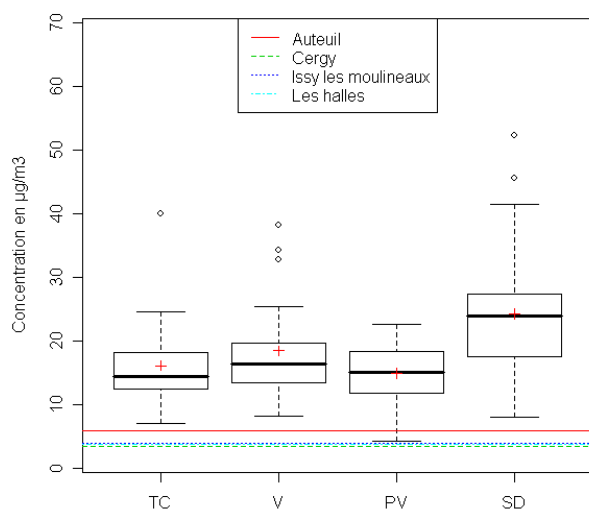
## 2- Dioxyde d'azote

µg/m <sup>3</sup> / catégorie	Nombre d'individus	Min	P25	médiane	moyenne	P75	Max
« Transport en commun »	23	22	44	53	51	58	72
« Voiture »	23	15	23	40	40	53	97
« Pied-Vélo »	22	18	36	42	43	50	72
« Sédentaires »	16	6	22	36	38	47	77



### 3- Formaldéhyde

µg/m3 / catégorie	Nombre d'individus	Min	P25	médiane	moyenne	P75	Max
« Transport en commun »	23	7	12	14	16	18	40
« Voiture »	23	8	13	16	18	20	38
« Pied-Vélo »	22	4	12	15	15	18	23
« Sédentaires »	19	8	18	24	24	27	52

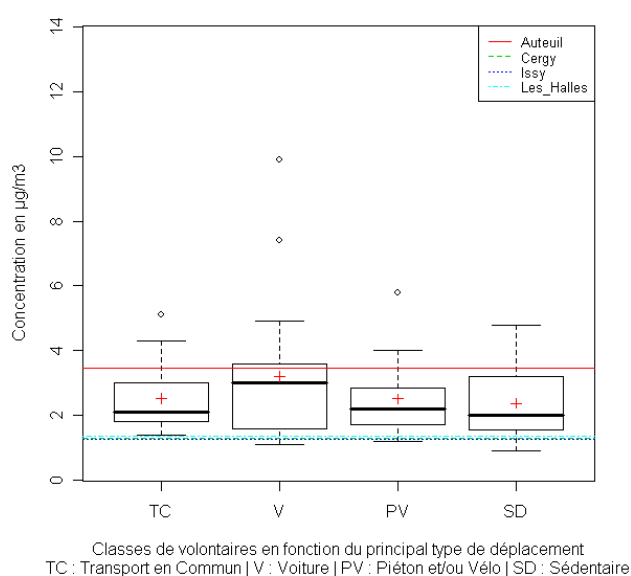


Classes de volontaires en fonction du principal type de déplacement  
 TC : Transport en Commun | V : Voiture | PV : Piéton et/ou Vélo | SD : Sédentaire

## Campagne estivale

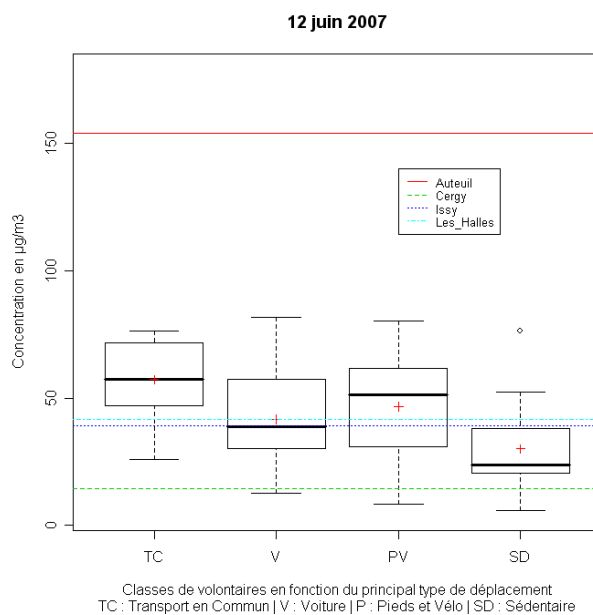
### 1- Benzène

$\mu\text{g}/\text{m}^3$ / catégorie	Nombre d'individus	Min	P25	médiane	moyenne	P75	Max
« Transport en commun »	17	1.4	1.8	2.1	2.5	3.0	5.1
« Voiture »	21	1.1	1.6	3.0	3.2	3.6	9.9
« Pied-Vélo »	15	1.2	1.7	2.2	2.5	2.9	5.8
« Sédentaires »	16	0.9	1.6	2.0	2.4	3.2	4.8



## 2- Dioxyde d'azote

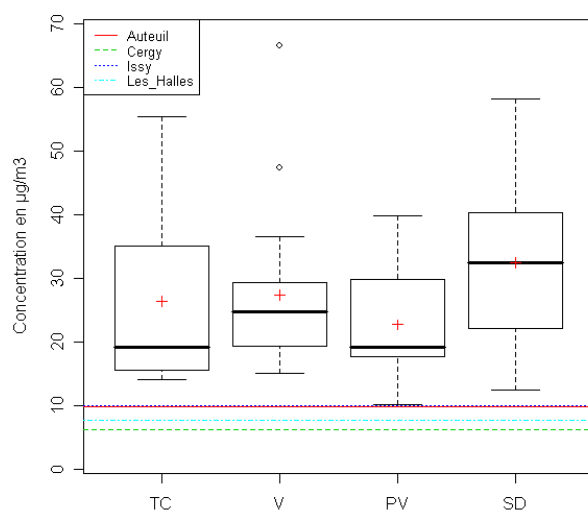
µg/m3 / catégorie	Nombre d'individus	Min	P25	médiane	moyenne	P75	Max
« Transport en commun »	18	26	47	57	58	72	77
« Voiture »	20	13	30	39	42	56	82
« Pied-Vélo »	16	9	35	51	47	61	80
« Sédentaires »	16	6	21	24	30	37	76





### 3- Formaldéhyde

µg/m <sup>3</sup> / catégorie	Nombre d'individus	Min	P25	médiane	moyenne	P75	Max
« Transport en commun »	17	14	16	19	26	35	55
« Voiture »	22	15	20	25	27	29	67
« Pied-Vélo »	14	10	18	19	23	30	40
« Sédentaires »	17	13	22	33	33	40	<b>58</b>



Classes de volontaires en fonction du principal type de déplacement  
 TC : Transport en Commun | V : Voiture | PV : Piéton et/ou Vélo | SD : Sédentaire

## ANNEXE 7

### *Résumé des principales études traitées dans la bibliographie*

Etudes	Lieu	Population	Polluant	Durée	Mesurages	Carnet d'activités	Résultats	Commentaires
PEOPLE	Bruxelles Lisbonne Bucarest Ljubljana Madrid Dublin	150 personnes par villes réparties en sédentaires fumeurs enfants personnes se déplaçant suivant différents modes de transport	Benzène	12h par tubes diffusifs	Personnel Intérieur Extérieur certains lieux spécifiques	BETA Pas de temps 15min	Mise en évidence de la variabilité des expositions suivant les groupes d'individus. Fumeurs et personnes se déplaçant sont les personnes les plus exposées.	
Sentinelles de l'air (APPA)	Dunkerque Lille Grenoble Marseille	30 personnes par agglomération	NOx et BTEX	48h par tubes diffusifs pour BTEX et badge OGAWA pour NOx	Personnel Intérieur Extérieur	BETA sur 5jours Pas de temps : 15 min	Mise en évidence des expositions suivant le mode de vie et les activités des individus. Mauvaise corrélation mesures personnelles et mesures de fond pour le NO <sub>2</sub>	Exhaustivité dans le nombre de données collectées Difficultés dans l'interprétation de toutes les informations.

Etudes	Lieu	Population	Polluant	Durée	Mesurages	Carnet d'activités	Résultats	Commentaires
Distribution de l'exposition de la population urbaine à des polluants particuliers génotoxiques et évaluation du risque cancérologène GENOTOX'ER	Paris Rouen Strasbourg Grenoble	30 enfants et 30 adultes par villes (45 enfants et 45 adultes pour Paris)	NOx BTX Particules	48h	Personnel Extérieur	BETA sur 5 jours Pas de temps quart horaire	Contribue à une meilleure connaissance des facteurs contribuant au risque du cancer du fait de la pollution de l'air en milieu urbain	
Harvard University CONAMA	Santiago (Chili)	20 enfants (10-12ans)	PM10 PM2.5 NO <sub>2</sub>	24h par badge OGAWA (NO <sub>2</sub> )	Personnel Intérieur Extérieur	BETA non précisé	Les corrélations des mesures personnelles et intérieur sont meilleures que les corrélations personnelles et extérieures pour le NO <sub>2</sub>	Les corrélations entre mesures personnelles et intérieur ou extérieur restent tout de même faibles (R <sup>2</sup> max=0.36)
VESTA	Paris Nice Toulouse Grenoble	108 enfants (4-14ans) répartis : 32 à Paris 32 à Nice 24 à Toulouse 20 à Grenoble	NO <sub>2</sub>	48h par badge OGAWA	Personnel Extérieur	BETA sur 7 jours pas de temps non précisé	Les sources intérieures (type de cuisinière, chauffage) ont une influence faible dans l'exposition des enfants.	

Etudes	Lieu	Population	Polluant	Durée	Mesurages	Carnet d'activités	Résultats
EXPOLIS (Kousa)	Bâle Helsinki Prague	286 adultes répartis : 201 à Helsinki 50 à Bâle 35 à Prague	NO <sub>2</sub>	48h par tubes passifs Palmes	Personnel Extérieur Intérieur Lieu de travail	BETA sur 2 jours Pas de temps : 15 min	Le modèle d'exposition basé sur les concentrations de 3 micro-environnements (habitat, extérieur et lieu de travail) explique bien (70%) les mesures personnelles au NO <sub>2</sub>
EXPOLIS (Jurvelin)	Helsinki	201 adultes pour l'étude des COV 161 adultes pour l'étude des carbonyles	30 COV (benzène) 16 Carbonyles (formaldéhyde)	48h par Tubes Tenax TA	Personnel Intérieur Extérieur Mesures durant Temps de présence de l'individu uniquement	BETA sur 2 jours Pas de temps 15 min.	La moyenne géométrique des concentrations d'exposition personnelle au formaldéhyde est la plus forte de tous les composés carbonylés.

Etudes	Lieu	Population	Polluant	Durée	Mesurages	Carnet d'activités	Résultats	Commentaires
Urban benzene pollution and population exposure (Cocheo ) MAC BETH project	Antwerp Athènes Copenhague Murcie Padoue Rouen.	50 adultes par ville répartis en 2 catégories : « non exposés » et « exposés »	benzène	5 jours et demi par tubes Radiello	Personnel Intérieur Extérieur	BETA non précisé	les niveaux d'exposition personnelle sont généralement plus élevés que les niveaux mesurés en air extérieur même pour les volontaires les moins exposés professionnellement (professeurs...)	Les niveaux en air extérieur utilisées sont issues de la moyenne des mesures de fond, de proximité, de sites périurbains
Evaluation de l'exposition personnelle au benzène d'une population francilienne représentative du secteur tertiaire (LHVP- Paris V)	Paris	100 adultes travaillant dans le secteur tertiaire non fumeur travaillant et résidant en Ile-de-France	BTEX	24 heures par tubes pompés	Personnel Intérieur de l'habitat et du lieu de travail	BETA Pas de temps quart horaire	Les niveaux moyens d'exposition personnelle au benzène sont de l'ordre de 4 µg/m <sup>3</sup>	Couplage des mesures personnelles avec les mesures environnementales pendant le temps réel de présence des participants

## ANNEXE 8

Résultats des tests statistiques de comparaison des résultats des deux campagnes de mesure.

Les échantillons de comparaison étant de moins de 30 individus, pour pouvoir effectuer des tests statistiques de comparaisons les données d'hiver et d'été, il faut donc d'abord vérifier l'hypothèse de Normalité des deux distributions grâce au test de Kolmogorov Smirnov par exemple.

Cette vérification est faite pour chaque catégorie et chaque polluant. Il s'avère que pour la plupart des échantillons (en fonction des polluants et pour chaque catégorie), rien ne s'oppose à l'hypothèse de Normalité. Seules les données de benzène pour la catégorie des personnes se déplaçant en voiture ne peuvent être considérées comme suivant une loi gaussienne. Ceci est dû à la présence de deux très fortes valeurs correspondant à des scooters ayant eu un parcours particuliers. Sans ces valeurs atypiques, la Normalité de l'échantillon ne peut être rejetée.

Par conséquent, on peut appliquer des tests statistiques pour vérifier la possible équivalence en terme de variabilité et de moyenne des échantillons recueillis le 13 février (hiver) et le 12 juin (été).

Avant de pouvoir comparer réellement les moyennes obtenues pour chaque journée (test de Student), il est nécessaire de valider l'équivalence des variances, c'est-à-dire de la variabilité des données par un test de Fischer.

**Pour l'ensemble des volontaires (panel comparable entre l'été et l'hiver) :**

### *Variances*

Benzène	NO2	Formaldéhyde
Ratio des variances 2.424123	Ratio des variances 0.8642263	Ratio des variances 0.4768922
Intervalle de Confiance à 95% [1.534448; 3.832357]	Intervalle de Confiance à 95% [0.5466961; 1.3701296]	Intervalle de Confiance à 95% [0.3024323 ; 0.7530460]

### *Moyennes*

Benzène	NO2	Formaldéhyde
Intervalle de confiance à 95% de la différence des moyennes entre l'été et l'hiver : [-0.2963707; 0.5385481]	Intervalle de confiance à 95% de la différence des moyennes entre l'été et l'hiver : [-9.059816; 2.651704]	Intervalle de confiance à 95% de la différence des moyennes entre l'été et l'hiver :
moyenne des résultats hivernaux: 2.734247	moyenne des résultats hivernaux: 39.82192	moyenne des résultats hivernaux:
moyenne des résultats estivaux : 2.613158	moyenne des résultats estivaux : 43.02597	moyenne des résultats estivaux :

**Panel des « Transport en commun » :**

*Variances*

Benzène	NO2	Formaldéhyde
Ratio des variances 0.5202751	Ratio des variances 0.4483417	Ratio des variances 0.5087771
Intervalle de Confiance à 95% [0.1399796;1.9337542]	Intervalle de Confiance à 95% [0.1271649;1.6431337]	Intervalle de Confiance à 95% [0.1443064;1.8646244]

*Moyennes*

Benzène	NO2	Formaldéhyde
Intervalle de confiance à 95% de la différence des moyennes entre l'été et l'hiver : [-0.1379407; 1.2288498]	Intervalle de confiance à 95% de la différence des moyennes entre l'été et l'hiver : [-14.125117 ;8.800117]	Intervalle de confiance à 95% de la différence des moyennes entre l'été et l'hiver : [-13.441268;5.098844]
moyenne des résultats hivernaux: 2.890909	moyenne des résultats hivernaux: 54.0000	moyenne des résultats hivernaux: 17.54545
moyenne des résultats estivaux : 2.345455	moyenne des résultats estivaux : 56.6625	moyenne des résultats estivaux : 56.662521.71667

**Panel des « Voiture » :**

*Variances*

Benzène	NO2	Formaldéhyde
Ratio des variances 3.402177	Ratio des variances 2.147760	Ratio des variances 0.4200833
Intervalle de Confiance à 95% [1.188703;9.737347]	Intervalle de Confiance à 95% [0.7210665;6.3972904]	Intervalle de Confiance à 95% [0.1491234;1.2280687]

*Moyennes*

Benzène	NO2	Formaldéhyde
Intervalle de confiance à 95% de la différence des moyennes entre l'été et l'hiver : [-1.588665;1.317236]	Intervalle de confiance à 95% de la différence des moyennes entre l'été et l'hiver : [-18.56194;10.49527]	Intervalle de confiance à 95% de la différence des moyennes entre l'été et l'hiver : [-15.3098603; 0.2314289]
moyenne des résultats hivernaux: 3.114286	moyenne des résultats hivernaux: 38.00000	moyenne des résultats hivernaux: 20.46667
moyenne des résultats estivaux : 3.250000	moyenne des résultats estivaux : 42.03333	moyenne des résultats estivaux : 28.00588

**Panel des « Pied Vélo » :**

**Variances**

Benzène	NO2	Formaldéhyde
Ratio des variances 0.6062	Ratio des variances 0.4394673	Ratio des variances 0.1915924
Intervalle de Confiance à 95% [0.1946045;1.8883345]	Intervalle de Confiance à 95% [0.1475422;1.3089917]	Intervalle de Confiance à 95% [0.05975664;0.58438661]

**Moyennes**

Benzène	NO2	Formaldéhyde
Intervalle de confiance à 95% de la différence des moyennes entre l'été et l'hiver : [-0.8074846;0.7789131]	Intervalle de confiance à 95% de la différence des moyennes entre l'été et l'hiver : [-19.386258;9.119591]	Intervalle de confiance à 95% de la différence des moyennes entre l'été et l'hiver : []
moyenne des résultats hivernaux: 2.528571	moyenne des résultats hivernaux: 41.46667	moyenne des résultats hivernaux:
moyenne des résultats estivaux : 2.542857	moyenne des résultats estivaux : 46.60000	moyenne des résultats estivaux :

**Panel des « Sédentaires » :**

**Variances**

Benzène	NO2	Formaldéhyde
Ratio des variances 1.540641	Ratio des variances 0.8943348	Ratio des variances 0.714739
Intervalle de Confiance à 95% [-0.8100234;1.3100234]	Intervalle de Confiance à 95% [0.2440991 3.7950318]	Intervalle de Confiance à 95% [-22.3392550 ;0.9309216]

**Moyennes**

Benzène	NO2	Formaldéhyde
Intervalle de confiance à 95% de la différence des moyennes entre l'été et l'hiver : [-0.8100234;1.3100234]	Intervalle de confiance à 95% de la différence des moyennes entre l'été et l'hiver : [-18.27271 ;17.71438]	Intervalle de confiance à 95% de la différence des moyennes entre l'été et l'hiver : [-22.3392550 ;0.9309216]
moyenne des résultats hivernaux: 2.875	moyenne des résultats hivernaux: 33.00000	moyenne des résultats hivernaux: 25.25000
moyenne des résultats estivaux : 2.625	moyenne des résultats estivaux : 33.27917	moyenne des résultats estivaux : 35.95417





**agence française de sécurité sanitaire  
de l'environnement et du travail**

253, avenue du Général Leclerc  
94701 Maisons-Alfort Cedex  
Tél. +33 1 56 29 19 30  
afsset@afsset.fr

[www.afsset.fr](http://www.afsset.fr)

ISBN 978-2-11-097823-3

