



INSTITUT NATIONAL DE L'ENVIRONNEMENT INDUSTRIEL ET DES RISQUES



## **Etude comparative entre le TEOM1400 et différents préleveurs manuels sur filtre**

### **- Caractérisation physico-chimique de l'aérosol atmosphérique de PARIS -**

Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air

*O.BLANCHARD – H.MARFAING*

décembre 2001

## **Etude comparative entre le TEOM 1400 et différents préleveurs manuels sur filtre**

- caractérisation physico-chimique de l'aérosol  
atmosphérique de Paris –**

Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air

**Décembre 2001**

**personnes ayant participé à l'étude**

**AIRPARIF : P.GARNOUSSI - H.MARFAING**

**INERIS : R.AUJAY - L.MEUNIER - V.MINGUET - M.ROSE- O.BLANCHARD**

Ce document comporte 52 pages (hors couverture et annexes).

	<b>Rédaction</b>	<b>Vérification</b>	<b>Approbation</b>
<b>NOM</b>	O.BLANCHARD	A.CICOLELLA	M.RAMEL
<b>Qualité</b>	Direction des Risques Chroniques	Direction des Risques Chroniques	Direction des Risques Chroniques
<b>Visa</b>			

## TABLE DES MATIERES

<b>1</b>	<b>RESUMÉ</b> .....	<b>3</b>
<b>2</b>	<b>INTRODUCTION</b> .....	<b>4</b>
<b>3</b>	<b>COMPARAISON TEOM ET MÉTHODE MANUELLE SUR FILTRE</b> .....	<b>5</b>
	3.1 description des essais .....	5
	3.2 mesures sur site .....	10
	3.3 traitement des données .....	12
	3.4 résultats .....	15
	3.5 discussion .....	18
	3.6 conclusions.....	21
<b>4</b>	<b>CARACTÉRISATION PHYSICO-CHIMIQUE</b> .....	<b>23</b>
	4.1 préambule.....	23
	4.2 matériel et méthode.....	23
	4.3 résultats .....	25
	4.4 discussion .....	35
	4.5 conclusion .....	49
<b>5</b>	<b>RÉFÉRENCES</b> .....	<b>50</b>
<b>6</b>	<b>LISTE DES ANNEXES</b> .....	<b>52</b>

## 1 RESUMÉ

---

L'étude menée par AIRPARIF et l'INERIS a permis de mesurer les concentrations particulaires  $PM_{10}$  et  $PM_{2.5}$  sur quatre sites situés en région parisienne (trois sites urbains de fond et un site de type trafic). Deux campagnes d'échantillonnage ont été programmées, l'une de mai à août 2000 et l'autre de décembre 2000 à février 2001. Sur chaque site les concentrations mesurées par un analyseur en continu de type TEOM et celles obtenues à partir d'échantillonneurs manuels (prélèvement sur filtre et analyse gravimétrique en laboratoire) de type PARTISOL ont été comparées. Au-delà de cette intercomparaison, la caractérisation physico-chimique des particules a été étudiée. Cette étude complète le rapport INERIS DRC-00-23450-ERSA-OBI/275, convention 18/99.

D'une manière générale, les données du TEOM sont plus faibles que celles du PARTISOL Plus. Nous avons constaté que la divergence entre les deux méthodes varie en fonction de la nature du site, de la période d'échantillonnage et qu'elle est plus marquée pour les fortes concentrations. L'écart entre les données du TEOM et celles du PARTISOL Plus est attribué à la perte des composés les plus volatils, notamment du nitrate d'ammonium, sur le filtre de collection du TEOM. En hiver, les résultats sont moins bien corrélés et les ratios PARTISOL / TEOM sont les plus forts ( $>$  à 1,3 sur les trois sites urbains de fond). En été les ratios sont plus faibles ( $<$  à 1,1 sur les quatre sites) et l'ensemble des paires de données est compris dans l'enveloppe d'acceptation bilatérale  $y = (x \pm 10) \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Cependant, en été, l'aérosol particulaire prélevé sur le filtre du PARTISOL Plus est soumis à des températures, qui peuvent conduire à une perte des composés les plus volatils pendant et après l'échantillonnage. Ceci pourrait expliquer, en partie, la bonne corrélation avec les données du TEOM. L'ensemble de ces résultats témoigne de la complexité à quantifier l'aérosol ambiant et à fixer un facteur correctif aux données du TEOM.

La nature des sites et la période d'échantillonnage ont également un impact sur la composition de l'aérosol urbain. A l'exception d'Auteuil, où les concentrations particulaires sont relativement équivalentes entre les deux campagnes, on constate, sur les trois sites urbains de fond, une augmentation des  $PM_{10}$  au cours de la campagne hivernale, attribuable à une augmentation importante des  $PM_{2.5}$ , qui peuvent constituer plus de 80 % des  $PM_{10}$  sur certaines périodes. En outre, on n'observe pas de variation saisonnière des concentrations  $PM_{10-2.5}$ .

L'analyse chimique montre qu'un site urbain fortement influencé par le trafic automobile est caractérisé par des fortes concentrations en carbone élémentaire et carbone organique et par un enrichissement en éléments métalliques. Sur un site urbain de fond, on observe une influence saisonnière. En hiver, l'aérosol urbain présente des concentrations plus fortes en nitrates, sulfates et ammonium. Ces éléments se concentrent préférentiellement sur la fraction fine. Ils sont le résultat des processus de transformation des gaz en particules. Un enrichissement en éléments métalliques a également été observé durant la campagne d'hiver.

## 2 INTRODUCTION

---

Depuis ces dernières années, la pollution atmosphérique urbaine et son impact sur la santé humaine sont devenus un sujet de préoccupation pour les pouvoirs publics, les chercheurs et le grand public.

Un intérêt grandissant est porté à la composante particulaire de cette pollution et à son évolution depuis plusieurs années liée à l'augmentation de la contribution des sources mobiles (véhicules diesel) à la concentration ambiante en particules fines.

Depuis le premier janvier 2000, la surveillance de la qualité de l'air a été étendue à l'ensemble du territoire national. Elle doit permettre d'améliorer la connaissance des niveaux de pollution et notamment celle des particules en suspension. Aujourd'hui cette surveillance concerne principalement les particules PM<sub>10</sub> mais une deuxième phase d'équipement dans certains réseaux de surveillance est en cours pour les particules PM<sub>2,5</sub>.

Ces dernières années, en France mais également dans plusieurs pays de la communauté européenne, la tendance est de disposer d'analyseurs de poussières en continu dans les différents réseaux de surveillance de la qualité de l'air. Dans ce contexte, l'échantillonneur TEOM (Tapered Element Oscillating Microbalance) développé par Rupprecht & Patashnick a connu un large succès.

Pendant, avec l'augmentation constante du nombre de TEOM installés dans le monde entier, il a été observé, dans des conditions très particulières, que les concentrations massiques mesurées par l'analyseur TEOM pouvaient être différentes de celles mesurées par l'intermédiaire d'un échantillonneur manuel de poussières (prélèvement sur filtre et analyse gravimétrique différée en laboratoire).

Les écarts enregistrés entre un TEOM et un échantillonneur manuel de référence sont généralement attribués à la présence d'une très forte concentration d'aérosols volatils ou semi-volatils dans l'air ambiant (Allen, 1997). En effet, dans sa configuration standard, le TEOM collecte un aérosol sur un filtre chauffé à 50°C ce qui peut expliquer en partie la perte des composés les plus volatils. En outre, cette étude a montré que les différences observées entre les deux méthodes dépendaient principalement de la composition de l'aérosol, laquelle est fonction du site et de la saison dans l'année.

Le TEOM a été introduit aux USA à la fin des années 1980. En 1990, le TEOM recevait de l'USEPA l'équivalence pour la mesure en continu de la fraction PM<sub>10</sub> (Patashnick et al, 1991). La désignation "équivalence" est accordée par l'USEPA aux analyseurs ou échantillonneurs de poussières ayant satisfait à toute une série de tests officiels. Ces tests consistent à placer côte à côte, sur plusieurs sites, le dispositif à tester et un échantillonneur de référence, en l'occurrence un échantillonneur ANDERSEN HI-VOL équipé d'une tête PM<sub>10</sub>. Le dispositif à tester est désigné "équivalent" si l'agrément entre les deux méthodes répond aux standards d'acceptation de l'EPA.

En Europe, la norme EN 12341 "Détermination de la fraction MP<sub>10</sub> de matière particulaire en suspension. - Méthode de référence et procédure d'essai in situ pour démontrer l'équivalence à la référence de méthode de mesurage" décrit un protocole d'essai pour comparer les résultats d'un échantillonneur PM<sub>10</sub> candidat avec un échantillonneur de référence PM<sub>10</sub> lors d'un essai in situ (norme EN 12341, 1998).

Ces différentes observations nous ont conduit à évaluer, sur plusieurs sites, les performances du TEOM vis à vis des mesures obtenues à partir d'un échantillonneur manuel.

Enfin, au cours de cette étude, nous nous sommes également intéressés à la caractérisation physico-chimique de l'aérosol particulaire. De nombreux travaux épidémiologiques sur l'impact de la pollution atmosphérique urbaine sur la santé, mettent en évidence le rôle des particules (Pope, 1995 ; Dockery, 1994). Les études les plus récentes indiquent que se sont les fines particules qui présenteraient le plus grand impact sur la santé. Cependant, ces études ont également montré la nécessité de connaissances supplémentaires sur les caractéristiques chimique et physique des particules (NRC, 1999). La réponse à ces questions passe nécessairement par des mesures analytiques combinées en différents points dans le cadre de la mise en place de plates-formes multimesures.

Ces différents travaux ont été réalisés en collaboration avec l'association de surveillance de la qualité de l'air en Ile de France AIRPARIF.

### **3 COMPARAISON TEOM ET MÉTHODE MANUELLE SUR FILTRE**

---

#### **3.1 DESCRIPTION DES ESSAIS**

##### **3.1.1 Nature des essais**

Nous avons vérifié cette équivalence en réalisant des mesures sur plusieurs sites et au cours de saisons différentes dans l'année. Ainsi, deux campagnes de comparaison, l'une en été et l'autre en hiver, ont été programmées sur quatre sites en région parisienne (trois sites urbain de fond et un site de type trafic).

Sur chaque site, nous nous sommes intéressés à la fraction  $PM_{10}$ , mais également à la fraction  $PM_{2,5}$  compte tenu de la part importante des composés les plus volatils sur cette fraction.

Les prélèvements ont été réalisés en mettant en œuvre sur chaque site des échantillonneurs TEOM et différents échantillonneurs manuels sur filtre. Nous avons retenu pour ces essais des échantillonneurs à faible volume d'aspiration de type PARTISOL (PARTISOL 2000 et PARTISOL Plus). Le système PARTISOL a obtenu récemment "l'équivalence" pour la détermination de la fraction  $PM_{10}$  aux USA. En Europe, différents essais réalisés par le laboratoire allemand du TÜV selon la norme EN 12341, ont permis de démontrer « l'équivalence » du PARTISOL 2000 et du Partisol Plus vis à vis des préleveurs manuels sur filtre pour la fraction  $PM_{10}$  (RW.TÜV, 1999).

Pour nos essais sur site, nous avons tenu compte des recommandations de la norme EN 12341 bien que cette dernière ne traite pas de l'équivalence des méthodes automatiques pour analyser la matière particulaire en suspension ambiante recueillie sur le filtre d'échantillonnage.

Les résultats obtenus à partir de ces différents essais ont fait l'objet de comparaisons. Ces dernières définies par la norme EN 12341 ont permis de vérifier l'équivalence du TEOM vis à vis des échantillonneurs manuels sur filtre pour la fraction  $PM_{10}$  et la fraction  $PM_{2,5}$ .

### 3.1.2 laboratoires d'essais

Les essais ont été effectués par l'association de surveillance de la qualité de l'air en Ile de France (AIRPARIF) et l'Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INERIS).

La mise en œuvre des échantillonneurs sur chaque site ainsi que les différents relevés (déchargement des données et changement des filtres) ont été pris en charge par AIRPARIF et l'INERIS.

La préparation et l'analyse gravimétrique des filtres ont été assurées par l'INERIS.

Les personnes ayant participé aux essais sont pour AIRPARIF (P.GARNOUSSI et H.MARFAING) et pour l'INERIS (R.AUJAY et O.BLANCHARD).

### 3.1.3 description des échantillonneurs

Trois types d'échantillonneurs ont été utilisés sur site :

- le TEOM 1400,
- le PARTISOL 2000,
- le PARTISOL Plus.

#### 3.1.3.1 le TEOM

Le TEOM (Tapered Element Oscillating Microbalance) est un échantillonneur développé par Rupprecht & Patashnick. Le principe consiste à mesurer la concentration particulaire dans l'air ambiant par pesée des particules échantillonnées, à l'aide d'une microbalance constituée d'un élément oscillant à sa fréquence naturelle.

L'air aspiré est filtré sur un filtre absolu situé au sommet du corps oscillant. La masse déposée sur le filtre engendre une diminution de la fréquence d'oscillation de la microbalance. Cette variation de fréquence est enregistrée en continu et convertie en variation de masse. Dans ce système de balance, la fréquence d'oscillation obéit à l'équation suivante :

$$f = \sqrt{K/M} \quad \text{où } f \text{ est la fréquence exprimée en Hz,}$$

K est une constante propre à l'élément oscillant,

M est la masse.

La variation de la masse correspondant au changement de fréquence peut s'exprimer par la relation :

$$dm = k_0 (1/f^2 - 1/f_0^2)$$

dm : masse collectée,

f : fréquence d'oscillation après collection,

f<sub>0</sub> : fréquence d'oscillation initiale.

Le volume d'air prélevé étant connu et déterminé par les conditions de prélèvement, la concentration est obtenue en divisant la masse mesurée par le volume échantillonné.

L'appareil comprend les principaux éléments suivants :

- une tête de prélèvement destinée à échantillonner les matières particulaires. Dans le cadre de ces essais deux têtes permettant d'échantillonner les fractions particulaires PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub> ont été utilisées,
- un compartiment sonde comprenant un tube de prélèvement chauffé. La température d'échantillonnage a été fixée à 50°C pour toute la durée des essais sur site,
- un filtre absolu en fibre de verre téflonée (efficacité de captation de 99,97% pour les particules de diamètre aérodynamique moyen 0,3µm) qui permet de recueillir les matières particulaires prélevées,
- un dispositif de stabilisation de débit. L'appareil est équipé de deux régulateurs de débit massique permettant la régularisation du débit et la connaissance précise du volume échantillonné sur le filtre qui intervient dans le calcul de la concentration. Par ailleurs, la consigne appliquée aux régulateurs prend en compte la mesure de la pression atmosphérique et de la température ambiante pour assurer un débit nominal volumique de 1 m<sup>3</sup>/heure au niveau des têtes de prélèvements PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub>,
- un dispositif d'aspiration constitué par une pompe à piston qui assure l'aspiration de l'air ambiant à travers tous les circuits, la tête de prélèvement et le filtre,
- un dispositif électronique composé d'un micro processeur gérant l'ensemble des fonctions et la mesure des différents paramètres.

La version utilisée au cours des essais est le TEOM 1400a, Rev.B.

### 3.1.3.2 Le PARTISOL 2000

Le Partisol est un échantillonneur d'air qui a été également développé par Rupprecht & Patashnick. Il permet la mesure de la concentration en particules présentes dans l'air ambiant selon une mesure gravimétrique.

Le système Partisol consiste en un échantillonneur d'air autonome équipé d'un porte-filtre de 47 mm, d'une pompe de prélèvement régulée en débit, d'une tête de prélèvement, d'un programmeur à microprocesseur et d'une acquisition de données. Cet échantillonneur d'air, appelé échantillonneur central, peut être connecté à 1, 2 ou 3 autres échantillonneurs d'air plus simples, appelés satellites.

Au cours de ces essais, le PARTISOL a été utilisé uniquement avec l'échantillonneur central.

Durant la période d'échantillonnage, le PARTISOL enregistre les différents paramètres dans la mémoire de son microprocesseur (cycles d'échantillonnage, volume prélevé, durée d'échantillonnage, température et pression moyennes de l'air ambiant).

### 3.1.3.3 Le PARTISOL Plus

Le PARTISOL Plus est également un échantillonneur d'air qui a été également développé par Rupprecht & Patashnick. Il présente les mêmes caractéristiques que le PARTISOL mais dispose d'un système de changement de filtre automatique avec une capacité de chargement de 16 filtres. L'échantillonneur utilise des filtres standard de 47 mm de diamètre dans des cassettes porte-filtre. Ces dernières sont stockées dans un magasin d'approvisionnement pour faciliter la manipulation et réduire les risques de contamination.



La température du filtre de collection est maintenue à  $\pm 5^{\circ}\text{C}$  de la température ambiante extérieure par un système de ventilation en continu du compartiment.

Un enregistrement de données par filtre est réalisé sur chaque filtre exposé. Il comprend notamment les messages de condition d'erreur, la température et pression moyennes, le débit et le volume échantillonné.

#### 3.1.3.4 Têtes d'échantillonnage

Les essais ont été réalisés sur deux fractions particulières ( $\text{PM}_{10}$  et  $\text{PM}_{2,5}$ ).

- pour la fraction  $\text{PM}_{10}$ , nous avons équipé les différents échantillonneurs (TEOM, PARTISOL et PARTISOL Plus) de la tête  $\text{PM}_{10}$  EPA. Cette disposition permettait d'éviter tout biais imputable à l'utilisation d'une tête d'échantillonnage différente entre échantillonneurs. L'utilisation de la tête  $\text{PM}_{10}$  EPA est donnée pour un débit de 16,7 l/min.

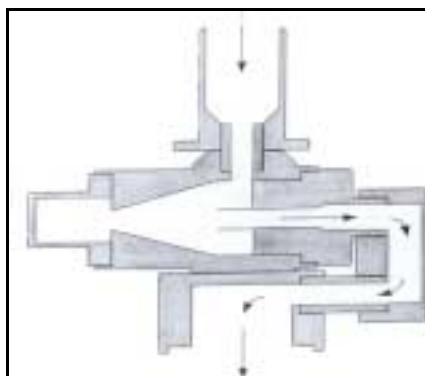


*Figure 1 : tête d'échantillonnage  $\text{PM}_{10}$*

- pour la fraction  $PM_{2.5}$  nous avons retenu la tête cyclonique développée par BGI et commercialisée par Rupprecht & Patashnick, le Sharp-Cut Cyclone (SCC)  $PM_{2.5}$ . Ce dernier a été conçu pour avoir un diamètre de coupure à  $2,5\mu m$  ( $D_{50}=2.5\mu m$ ) à un débit de  $16,7\text{ l}\cdot\text{min}^{-1}$ . Actuellement, le cyclone SCC est en cours de test d'équivalence à l'EPA. Cependant, différents essais effectués par le HSL (Health and Safety Laboratory, Kenny,1998) témoignent de bonnes performances de ce dernier vis à vis de l'impacteur WINS (référence USEPA). Le cyclone SCC présente en plus l'avantage d'une maintenance réduite alors que l'impacteur réclame un nettoyage tous les 2 à 3 semaines selon le type de site.



*Figure 2 : Sharp-Cut Cyclone - tête d'échantillonnage  $PM_{2.5}$*



*Figure 3 :vue schématique du Sharp-Cut Cyclone*

### 3.2 MESURES SUR SITE

#### 3.2.1 description des sites

*Tableau I : description des sites d'échantillonnage*

<i>N°</i>	<i>désignation</i>	<i>caractéristiques</i>
<i>1</i>	Site d'AUTEUIL	Site de trafic Proximité du périphérique parisien
<i>2</i>	Site de GENNEVILLIERS	Site urbain de fond
<i>3</i>	Site de PA18	Site urbain de fond
<i>4</i>	Site de VITRY sur SEINE	Site urbain de fond



*Figure 4 : site d'Auteuil*



*Figure 5 : site de Gennevilliers*



*Figure 6 : site de PA 18*

### 3.2.2 procédures d'échantillonnage

Les essais ont consisté à comparer les prélèvements réalisés à partir du TEOM et ceux obtenus à partir des mesures gravimétriques du PARTISOL Plus.

Les quatre sites ont disposé des équipements suivants :

- un échantillonneur TEOM équipé d'une tête PM<sub>10</sub>,
- un échantillonneur TEOM équipé d'une tête PM<sub>2,5</sub>,
- un système PARTISOL Plus équipé d'une tête PM<sub>10</sub>,
- un système PARTISOL Plus équipé d'une tête PM<sub>2,5</sub>,
- un système PARTISOL 2000 équipé d'une tête PM<sub>10</sub>.

Deux campagnes de mesure ont été programmées, l'une de mai à août 2000 (campagne d'été) et l'autre de décembre 2000 à février 2001 (campagne d'hiver).

La durée d'échantillonnage a été fixée à 24 heures, soit environ un total de 30 jours d'échantillonnage par site.

Des filtres en Téflon (R2PJ047, Gelman Sciences) d'un diamètre de 47 mm et d'une porosité de 2µm ont été utilisés par les échantillonneurs manuels. Ce type de filtre est le plus souvent cité pour ce genre d'essais (Allen et al, 1999). Nous n'avons pas retenu les filtres en quartz recommandés par la norme EN 12341 compte tenu de problèmes rencontrés lors de précédentes utilisations (pertes possible de matière au cours de leur manipulation, variabilité importante de leur masse en fonction de l'hygrométrie ambiante).

### 3.2.3 collecte des filtres et procédure de pesée

La collecte des filtres, dans le cas du PARTISOL Plus, a été organisée une fois par semaine. En ce qui concerne le PARTISOL 2000, un relevé quotidien des filtres a été mis en œuvre sur dix jours au cours de chaque campagne compte tenu des difficultés logistiques d'acheminement des filtres vers le laboratoire d'analyse. Cette procédure avait pour objectif de vérifier, après la période d'échantillonnage, l'effet d'un stockage prolongé des filtres dans le magasin d'approvisionnement du PARTISOL Plus.

Les analyses gravimétriques ont été effectuées à l'INERIS. Afin de répondre aux exigences de la norme EN 12341, un local a été spécialement aménagé. Ce dernier a été équipé d'un sas d'entrée, d'une chambre de pesée contrôlée en température ( $20 \pm 1$ )°C et en humidité relative de ( $50 \pm 3$ )%.

Les pesées ont été réalisées sur une microbalance METTLER Toledo, modèle MT5 (précision d'affichage  $\pm 1$  µg).

L'analyse gravimétrique a été réalisée selon la procédure décrite en annexe A.

### 3.3 TRAITEMENT DES DONNÉES

#### 3.3.1 calcul des concentrations massiques

##### 3.3.1.1 exemple du TEOM

Les têtes de prélèvements PM<sub>10</sub> et PM<sub>2.5</sub> ont un seuil de coupure dépendant du débit volumique les traversant. Celles utilisées sur le TEOM coupent au diamètre aérodynamique spécifié uniquement si le débit volumique est égal à 1m<sup>3</sup>/heure. Un débit volumique inférieur à 1m<sup>3</sup>/heure provoquera une augmentation du seuil de coupure permettant ainsi à un spectre plus large de particules de se déposer sur le filtre de collection.

A l'inverse un débit supérieur à 1m<sup>3</sup>/heure réduira le spectre des particules susceptibles de se déposer sur le filtre de collection.

Il est donc impératif de réguler avec précision les débits d'aspiration à une valeur de 1m<sup>3</sup>/heure dans les conditions ambiantes de pression et de température. Ceci est réalisé par le régulateur de débit volumique du TEOM.

Dans le cadre de cette étude, le débit massique de chaque TEOM a été référencé aux conditions d'expression des concentrations référencées d'AIRPARIF. La température et la pression de référence sont fixées à 20°C et 1 atmosphère.

La concentration en µg/m<sup>3</sup> est donnée en fonction de cette consigne de débit calculée pour commander le régulateur de débit massique selon la formule :

$$Q_{stp} = Q_{ntp} \frac{T_{std}}{T_o} \times \frac{P_o}{P_{std}}$$

*Q<sub>stp</sub>* : débit standard ramené aux conditions de références, ce débit est utilisé pour calculer le volume aspiré par unité de temps.

*Q<sub>ntp</sub>* : consigne du débitmètre massique.

*T<sub>o</sub>* : 273,15 K.

*P<sub>o</sub>* : 1 atmosphère

*T<sub>std</sub>* : température standard de référence en K pour l'expression des concentrations massiques (*T<sub>std</sub>* = 273,15 + 20)

*P<sub>std</sub>* : pression standard de référence en atmosphère pour l'expression des concentrations massiques (*P<sub>std</sub>* = 1 atmosphère).

##### 3.3.1.2 exemple du PARTISOL Plus

Le préleveur séquentiel PARTISOL Plus maintient un débit volumique constant à la valeur de consigne d'entrée fixée par l'utilisateur (16,7 l/min pour les têtes d'échantillonnage retenues pour l'étude) et enregistre les volumes échantillonnés en volumique ou en standard.

Le système d'échantillonnage détermine la pression et la température ambiantes pour les calculs de débit grâce à l'utilisation de capteurs qui fournissent en continu une information mise à jour dans le microprocesseur.

Le régulateur de débit massique du PARTISOL Plus est calibré à une température de 0°C et une pression de 1 atmosphère. Pour maintenir le débit volumique correct, il utilise la température et la pression mesurées. Grâce à cette information, le microprocesseur calcule le débit massique ( $Flow Rate_{STP}$ ) requis pour avoir le débit volumique désiré :

$$Flow Rate_{STP} = Flow Rate_{VOL} \times \frac{273,15}{AveTemp + 273,15} \times \frac{AvePres}{760}$$

Avec :

$Flow Rate_{STP}$  : point de consigne du débitmètre massique (débit équivalent à 0°C et 1 atmosphère).

$Flow Rate_{VOL}$  : point de consigne du débit volumique rentré par l'utilisateur. Cette valeur a été fixée 16,7 l/min.

$AveTemp$  : température mesurée (en °C) par le capteur de température monté sur le tube d'échantillonnage du préleveur.

$AvePres$  : pression mesurée (en mmHG) par le capteur de pression dans l'enceinte du préleveur.

Comme pour le TEOM, les paramètres pression standard et température standard de chaque PARTISOL Plus ont été fixés à 20°C et 1 atmosphère.

Les concentrations massiques des particules ont été calculées en fonction de cette consigne.

### 3.3.2 Calcul des incertitudes sur les concentrations massiques

#### 3.3.2.1 exemple du TEOM

L'incertitude sur la concentration massique des particules prélevées par le TEOM est généralement fixée à 3%. Cette valeur est donnée par le constructeur et dans un rapport du LNE, réalisé en 1998, dans le cadre des travaux du LCSQA sur la « mise en place d'une chaîne nationale d'étalonnage pour la pollution particulaire en masse – Etude menée sur un TEOM 1400a ». Les essais réalisés dans le cadre de ces travaux montrent que parmi les paramètres pris en compte, l'incertitude de 3% sur la concentration massique est essentiellement due à l'incertitude sur la constante d'ajustage et à celle sur le débit de prélèvement.

#### 3.3.2.2 exemple du PARTISOL

La concentration massique des particules  $C_m$  a été calculée de la manière suivante :

$$C_m = \frac{M}{V}$$

$C_m$  : concentration massique en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

$M$  : masse de particules collectées en  $\mu\text{g}$ .

$V$  : volume échantillonné en  $\text{m}^3$ .

Les calculs d'incertitude sont effectués en se basant sur le Guide pour l'Expression de l'Incertitude de Mesure de 1995 (GUM).

La variance  $u^2(C)$  est donc fonction de :  $u^2(C) = f(M, V)$ .

Cette variance a été déterminée en utilisant la loi de propagation des variances (cf. GUM) dont la formule générale est :

$$u_c^2(y) = \sum_{i=1}^N \left( \frac{\partial f}{\partial x_i} \right)^2 \times u^2(x_i) + 2 \sum_{i=1}^{N-1} \sum_{j=i+1}^N \left( \frac{\partial f}{\partial x_i} \right) \left( \frac{\partial f}{\partial x_j} \right) u(x_i, x_j)$$

Appliquée au cas de la concentration de particules, la loi de propagation des variances prend la forme suivante (les termes qui mettent en jeu les covariances sont négligeables) :

$$u^2(C) = \left( \frac{1}{V} \right)^2 \times u^2(M) + \left( \frac{M}{V^2} \right)^2 \times u^2(V)$$

$$\text{et } U(C) (k = 2) = 2 \times \sqrt{u^2(C)}$$

Les  $u^2$  tiennent compte de la répétabilité, de l'étalonnage...

### 3.3.3 traitement statistique

Les résultats ont été examinés selon les exigences de la norme EN 12341.

Les essais doivent être axés sur la relation entre les valeurs de concentrations obtenues à partir des mesures dupliquées avec les échantillonneurs candidat (TEOM) et de référence (PARTISOL Plus). Les résultats obtenus par l'échantillonneur candidat doivent approcher ceux fournis par l'échantillonneur de référence, l'idéal étant d'obtenir l'équation  $y = x$ .

La procédure décrite par la norme est la suivante :

- 1) calculer la relation  $y = f(x)$  entre les concentrations candidates ( $y$ ) et celles de référence ( $x$ ), en appliquant l'analyse par régression linéaire.
- 2) calculer l'enveloppe d'acceptation bilatérale :  
avec  $y = (x \pm 10) \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour des valeurs de concentrations  $x \leq 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , obtenues à partir de l'échantillonneur de référence et,  
 $y = 0,9x \mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $y = 1,1x \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour des valeurs de concentrations  $x > 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  obtenues à partir de l'échantillonneur de référence.
- 3) tracer sur un graphique : la fonction d'équivalence à la référence idéale  $y = x$  ; l'enveloppe d'acceptation bilatérale ; les paires de données mesurées respectivement par les deux échantillonneurs ; la fonction d'équivalence à la référence calculée  $y = f(x)$ .
- 4) vérifier l'équivalence à la référence :  
si le coefficient de variance  $R^2$  de la fonction d'équivalence à la référence calculée est  $\geq 0,95$  dans toute la plage de concentrations concernée, et la fonction d'équivalence à la référence est calculée dans les limites de l'enveloppe d'acceptation dans la plage de concentrations concernée, l'échantillonneur candidat satisfait aux prescriptions pour être équivalent à la référence.

### 3.4 RÉSULTATS

Les résultats des deux campagnes sont donnés en annexe B. Les valeurs manquantes correspondent soit à l'absence d'échantillonnage, soit à des filtres endommagés, soit à des problèmes liés au fonctionnement des échantillonneurs (blocage des supports dans le magasin d'approvisionnement pour le PARTISOL Plus, pertes de certaines données pour le TEOM).

L'examen des données montre une différence significative entre les deux campagnes. La campagne réalisée au cours de l'été 2000 témoigne, dans l'ensemble, des bonnes performances du TEOM vis à vis de la méthode gravimétrique sur les quatre sites étudiés. L'analyse par régression linéaire indique une bonne corrélation entre les deux techniques d'échantillonnage, notamment pour la fraction  $PM_{10}$ . Les résultats de cette analyse sont résumés dans le tableau II.

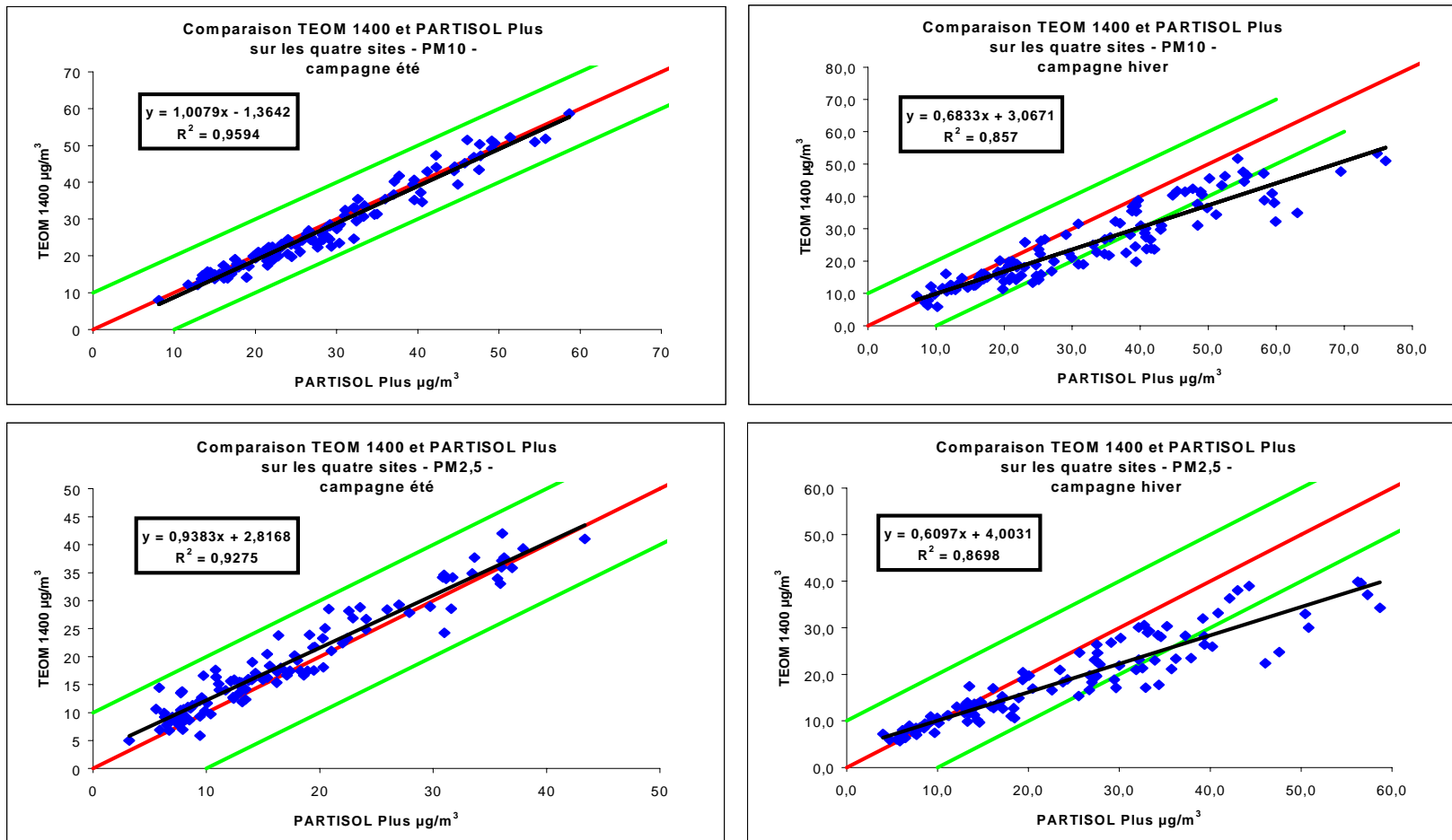
*Tableau II : résultats de l'analyse par régression linéaire*

<i>Sites</i>	<i>Campagne d'été</i>		<i>Campagne d'hiver</i>	
	<i>PM<sub>10</sub></i>	<i>PM<sub>2.5</sub></i>	<i>PM<sub>10</sub></i>	<i>PM<sub>2.5</sub></i>
<i>Auteuil</i>	$Y=0,895x + 4,775$	$Y=0,819x + 7,060$	$Y=0,746x + 6,176$	$Y=0,776x + 3,294$
	$R^2 = 0,85$	$R^2 = 0,86$	$R^2 = 0,92$	$R^2 = 0,85$
	Nb de paires : 30	Nb de paires : 31	Nb de paires : 30	Nb de paires : 27
<i>Gennevilliers</i>	$Y=1,033x - 2,826$	$Y=0,697x + 5,617$	$Y=0,631x + 3,215$	$Y=0,575x + 3,472$
	$R^2 = 0,90$	$R^2 = 0,62$	$R^2 = 0,95$	$R^2 = 0,98$
	Nb de paires : 23	Nb de paires : 29	Nb de paires : 30	Nb de paires : 29
<i>PA 18</i>	$Y=0,842x + 1,744$	$Y=0,833x + 4,158$	$Y=0,595x + 3,768$	$Y=0,518x + 4,793$
	$R^2 = 0,92$	$R^2 = 0,68$	$R^2 = 0,91$	$R^2 = 0,95$
	Nb de paires : 34	Nb de paires : 20	Nb de paires : 31	Nb de paires : 33
<i>Vitry sur Seine</i>	$Y=0,829x + 2,749$	$Y=0,919x + 2,569$	$Y=0,568x + 4,451$	$Y=0,556x + 4,258$
	$R^2 = 0,93$	$R^2 = 0,89$	$R^2 = 0,92$	$R^2 = 0,88$
	Nb de paires : 29	Nb de paires : 29	Nb de paires : 28	Nb de paires : 29

La figure 7, illustrant cette analyse, montre que lors de la campagne d'été, l'ensemble des paires de données (TEOM, PARTISOL Plus), ceci sur les quatre sites et quelle que soit la fraction étudiée, est compris dans l'enveloppe d'acceptation bilatérale  $y = (x \pm 10) \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour des valeurs de concentrations  $x \leq 100\mu\text{g}/\text{m}^3$ , obtenues à partir de l'échantillonneur de référence, conditions définies par la norme EN 12341.



**Figre 7 : comparaison TEOM et PARTISOL Plus sur les quatre sites**  
**Campagnes été et hiver**

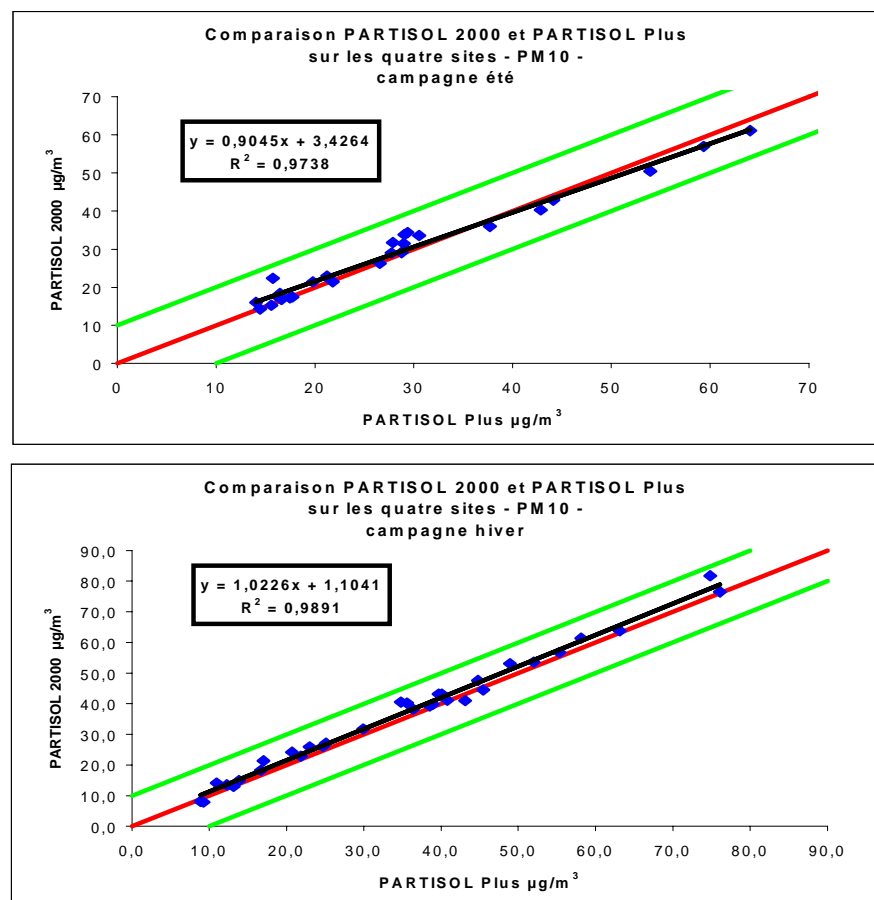


Cependant, au cours de la campagne d'été, l'analyse détaillée par site montre, pour la fraction PM<sub>10</sub>, que les concentrations obtenues par les échantillonneurs manuels sont en général légèrement supérieures à celles du TEOM, cette remarque s'appliquant en particulier aux concentrations les plus fortes. A l'inverse, pour la fraction PM<sub>2,5</sub>, les concentrations mesurées par le TEOM sont généralement supérieures à celles mesurées par le PARTISOL Plus.

En ce qui concerne la campagne réalisée au cours de l'hiver 2000-2001, les résultats indiquent toujours une bonne corrélation entre les deux méthodes, quelle que soit la fraction observée. Cependant l'écart entre les données TEOM et PARTISOL Plus est important. Cette remarque est illustrée par la figure 7, avec les paires de données sortant de l'enveloppe d'acceptation bilatérale. En outre, on constate que la divergence des résultats entre les deux échantillonneurs augmente vers les fortes concentrations.

La figure 8 illustre les mesures comparatives réalisées sur les quatre sites entre le PARTISOL 2000 et le PARTISOL Plus. L'objectif de cette comparaison était d'évaluer l'influence d'un séjour prolongé des filtres échantillonnés dans le magasin du PARTISOL Plus par rapport aux filtres du PARTISOL 2000 conditionnés immédiatement après la fin de leur échantillonnage. On peut constater que le séjour prolongé (sept jours pour le premier échantillon) des filtres dans le magasin du PARTISOL Plus n'entraîne pas de différence significative.

**Figure 8 : comparaison PARTISOL 2000 et PARTISOL Plus sur les quatre sites**



### 3.5 DISCUSSION

Ces données mettent en évidence des différences entre les deux campagnes. Le tableau III donne une comparaison des deux méthodes vis à vis des concentrations moyennes observées sur les quatre sites au cours de chaque campagne. Lors de la campagne d'été, les concentrations moyennes fournies par le TEOM et le PARTISOL Plus sont relativement voisines, les ratios sont proches de 1, voir inférieurs à 1 pour les données PM<sub>2,5</sub>.

En hiver, les concentrations moyennes observées sur les quatre sites sont plus élevées. Les ratios sont supérieurs à 1 (1,1 à 1,4), indiquant une sous estimation des données du TEOM par rapport à celles du PARTISOL Plus. L'écart entre les deux méthodes peut, dans certaines situations, être d'un facteur 2 (exemple de Vitry sur Seine).

**Tableau III : comparaison TEOM et PARTISOL Plus sur les quatre sites**

sites	périodes	n	Moyennes PM 10			
			PARTISOL/TEOM µg/m <sup>3</sup>	Ratio	[min - max]	% de valeurs surestimées*
<b>Auteuil</b>	été	30	43,6 / 43,8	1,0	0,9 – 1,1	
	hiver	30	40,5 / 36,4	1,1	0,9 – 1,3	30
<b>Gennevilliers</b>	été	23	24,0 / 22,0	1,1	1,0 – 1,3	
	hiver	30	24,5 / 18,7	1,3	0,8 – 1,7	42
<b>PA 18</b>	été	34	23,9 / 21,9	1,1	0,9 – 1,3	
	hiver	31	30,4 / 21,9	1,4	0,9 – 1,8	52
<b>Vitry sur Seine</b>	été	29	20,6 / 19,8	1,0	0,9 – 1,3	
	hiver	28	30,5 / 21,3	1,4	0,7 – 2,0	39
<b>Moyennes PM 2,5</b>						
<b>Auteuil</b>	été	31	29,3 / 31,1	0,9	0,8 – 1,1	
	hiver	27	27,7 / 24,8	1,1	0,8 – 1,3	26
<b>Gennevilliers</b>	été	29	13,4 / 15,1	0,9	0,6 – 1,3	
	hiver	29	18,2 / 13,9	1,2	0,6 – 1,7	45
<b>PA 18</b>	été	20	11,5 / 13,7	0,8	0,4 – 1,6	
	hiver	33	22,9 / 16,7	1,3	0,8 – 1,9	48
<b>Vitry sur Seine</b>	été	29	11,6 / 13,2	0,9	0,5 – 1,1	
	hiver	29	23,0 / 16,7	1,3	0,8 – 2,1	41

\* % des valeurs TEOM x ratio > à celles du PARTISOL avec un écart de plus de 5 %.

Ces résultats sont comparables à ceux qui ont été observés par plusieurs auteurs et repris dans le tableau IV. En outre, le rapport de l’APEG (Airborne Particles Expert Group) indiquait en 1999 que pour le site de Ribble Valley, les données du PARTISOL étaient supérieures de 15 % à celles du TEOM ; sur le site de Cornwall, pour les concentrations voisines de 50 µg/m<sup>3</sup>, les données du Partisol étaient supérieures de 32 % à celles du TEOM.

**Tableau IV : équations des régressions linéaires observées sur différents sites**

<i>Sites</i>	<i>Régression linéaire</i>	<i>Coefficient de corrélation</i>
<i>Marylebone Road (Green et al., 2001)</i>	<i>Partisol = 1,33 x TEOM - 5,14</i>	<i>r = 0,91</i>
<i>Cornwall (Salter et Parsons, 1999)</i>	<i>Partisol = 1,55 x TEOM - 6,09</i>	<i>r = 0,94</i>
<i>Ribble Valley (DETR, 1999)</i>	<i>Partisol = 1,15 x TEOM - 0,05</i>	<i>r = 0,92</i>
<i>South Yorkshire (DETR, 1999)</i>	<i>Partisol = 1,30 x TEOM</i>	<i>r = 0,89</i>
<i>Greenwich (Smith et al., 1997)</i>	<i>Partisol = 1,76 x TEOM - 13,15</i>	<i>r = 0,98</i>
<i>Auteuil (hiver)</i>	<i>Partisol = 1,25 x TEOM - 5,01</i>	<i>r = 0,97</i>
<i>Gennevilliers (hiver)</i>	<i>Partisol = 1,50 x TEOM - 3,56</i>	<i>r = 0,97</i>
<i>PA 18 (hiver)</i>	<i>Partisol = 1,53 x TEOM - 3,14</i>	<i>r = 0,96</i>
<i>Vitry sur Seine (hiver)</i>	<i>Partisol = 1,61 x TEOM - 4,63</i>	<i>r = 0,96</i>

Les corrélations entre les mesures du TEOM et celles du PARTISOL ont été explorées par de nombreuses études qui attribuent, principalement, la divergence des résultats aux conditions d’échantillonnage du TEOM (Green, 2001 ; Muir, 2000 ; APEG, 1999 ; Allen, 1997). En effet, dans sa configuration standard, le TEOM collecte un aérosol sur un filtre chauffé à 50°C ce qui peut expliquer en partie la perte, par évaporation, des composés les plus volatils, comme le nitrate d’ammonium et d’autres composés organiques. La nature des différentes équations observées sur ces sites témoigne de l’impact des sources environnantes et de la composition de l’aérosol particulaire ambiant. En outre, il est intéressant de remarquer que les équations des sites de Marylebone Road et d’Auteuil, tous deux des sites urbains de type trafic, sont comparables. Pour les trois sites urbains de fond (Gennevilliers, PA 18 et Vitry sur Seine) on constate également une similitude dans la nature des résultats.

Par conséquent, cette divergence entre les deux méthodes pose un certain nombre de problèmes, à la fois d’un point de vue de l’application de la directive européenne (Directive 1999/30/CE du 22 avril 1999), mais aussi par l’utilisation des données du TEOM dans le cadre des études épidémiologiques. En effet, la méthode de référence pour l’échantillonnage et la mesure des PM<sub>10</sub>, décrite par la norme EN 12341, est basée sur la collecte des particules ambiantes sur un filtre et la détermination de la masse collectée.

Cependant, la directive indique que : « les Etats membres peuvent également utiliser toute autre méthode dont ils peuvent prouver qu'elle donne des résultats équivalents à ceux de la méthode susvisée, ou toute autre méthode dont l'Etat membre concerné peut prouver qu'elle présente un rapport constant avec la méthode de référence. Dans ce cas, les résultats obtenus par la méthode doivent être corrigés par un facteur approprié pour produire des résultats équivalents à ceux qui auraient été obtenus en utilisant la méthode de référence ».

Au Royaume Uni, en attendant de nouvelles études d'intercomparaison, le gouvernement a décidé d'appliquer un facteur correctif en multipliant les données du TEOM par 1,3 (DETR, 1999). Ce facteur correctif découle des différentes études qui montraient, d'une manière générale, que l'écart entre les données du PARTISOL et celles du TEOM pouvaient varier entre 15 et 30 % pour les concentrations voisines de 50 µg/m<sup>3</sup> (APEG, 1999). Nous avons appliqué ce facteur correctif aux résultats de la campagne d'hiver (tableau III). On constate que l'application d'un tel facteur conduit à surestimer un nombre important de mesures. Pour le site de PA18, la surestimation est équivalente à 52 % (% des valeurs TEOM x ratio > à celles du PARTISOL avec un écart de plus de 5 %.).

Ces observations témoignent qu'un tel facteur ne peut pas être appliqué en toutes circonstances. En effet, comme nous l'avons constaté, les différences entre les deux méthodes peuvent varier d'un site à l'autre, mais également pour un même site en fonction de la période d'échantillonnage comme semble l'indiquer le résultat de nos deux campagnes et le confirmer d'autres études (Brook, 1999 ; Soutar, 1999 ; Allen, 1997).

Une solution alternative proposée par plusieurs auteurs consiste à appliquer le résultat des équations des régressions linéaires aux données du TEOM (Green, 2001 ; Muir, 2000, King, 2000). Cette proposition à l'avantage de tenir compte des caractéristiques de chaque site et d'intégrer le facteur saisonnier. Cependant, cette solution peut conduire vers une ordonnée à l'origine négative, compte tenu de la divergence des résultats principalement pour les fortes concentrations. En effet, nous avons constaté qu'il existait très peu de différence entre les données du TEOM et celles du PARTISOL Plus pour les faibles concentrations (10 µg/m<sup>3</sup>), mais que cet écart augmentait vers les fortes concentrations (50 µg/m<sup>3</sup>). Salter et Parsons (1999) proposent une régression non linéaire (curviligne) permettant de mieux prendre en compte cette divergence vers les fortes concentrations.

Pour nos quatre sites, l'expression des différentes régressions, lors de la campagne d'hiver, est donnée par le tableau V.

**Tableau V : équations des différentes régressions observées sur les quatre sites**

Sites	Régression linéaire	r	Régression non linéaire	r
<b>Auteuil</b>	$Partisol = 1,25 \times TEOM - 5,01$	$r = 0,965$	$Partisol = 0,644 \times TEOM^{1,15}$	$r = 0,967$
<b>Gennevilliers</b>	$Partisol = 1,50 \times TEOM - 3,56$	$r = 0,973$	$Partisol = 0,7908 \times TEOM^{1,1634}$	$r = 0,958$
<b>PA 18</b>	$Partisol = 1,53 \times TEOM - 3,14$	$r = 0,956$	$Partisol = 1,015 \times TEOM^{1,0928}$	$r = 0,947$
<b>Vitry sur Seine</b>	$Partisol = 1,61 \times TEOM - 4,63$	$r = 0,958$	$Partisol = 0,5601 \times TEOM^{1,2807}$	$r = 0,938$

Pour les sites étudiés, on constate que les coefficients de régression sont meilleurs en appliquant les équations des régressions linéaires (pour Auteuil les coefficients sont comparables). Ceci peut s'expliquer par une ordonnée à l'origine proche de zéro. Ces résultats montrent que la transformation des données du TEOM par l'équation d'une régression doit faire l'objet d'une réflexion pour chaque site donné (APEG, 1999).

Enfin, sur la divergence des résultats entre les deux campagnes, plusieurs hypothèses peuvent être avancées : d'une part les niveaux de concentrations importants observés lors de la campagne d'hiver qui conduisent à accentuer l'écart entre les résultats et d'autre part la température ambiante qui peut jouer un rôle important dans la perte des composés les plus volatils. En effet, l'été, l'aérosol particulaire prélevé sur le filtre du PARTISOL Plus est soumis à des températures qui peuvent conduire à une perte des composés les plus volatils pendant et après l'échantillonnage. Cette hypothèse a été vérifiée par Chow (1994), en réalisant des analyses de nitrates sur des filtres en téflon et des filtres en nylon imprégnés. Les résultats de cette étude indiquent une perte de 80 à 100 % des nitrates lors des mesures réalisées en été. En hiver les pertes sont relativement peu élevées. Les pertes ne concernent pas uniquement les nitrates, Witz (1990) rapporte une perte de nitrates, de chlorures et d'ammonium respectivement de 19 %, 65 % et 51 % pour des filtres stockés une semaine avant leur analyse.

Ces observations peuvent expliquer les différences observées lors des deux campagnes, avec des résultats similaires en été entre le TEOM et le PARTISOL Plus pour cause de perte des composés les plus volatils sur les deux échantillonneurs et une divergence plus importante en hiver avec moins de perte des volatils sur le filtre du PARTISOL. Cette observation montre que la méthode de référence peut également induire une perte des composés les plus volatils. Les travaux de l'USEPA indiquent que ces pertes peuvent être minimisées ou standardisées, en maintenant la température de l'échantillon voisine de la température observée durant l'échantillonnage, de maintenir l'échantillon au frais durant son transport vers le laboratoire et enfin, le conditionner et le peser rapidement après son arrivée. Sur ce plan, le TEOM présente l'avantage d'induire toujours la même erreur compte tenu de la température de collection fixée à 50°C. Cependant, la présence de composés volatils à des concentrations plus importantes en hiver n'est pas à exclure (Brook, 1999b).

### 3.6 CONCLUSIONS

Les données observées sur les quatre sites en région parisienne témoignent de la complexité à quantifier l'aérosol ambiant. Parmi les méthodes proposées un vrai dilemme se pose donc dans le choix de la méthodologie à adopter. Le TEOM propose une lecture directe avec un pas de temps pouvant aller jusqu'à 10 minutes, ceci permet de suivre, en temps réel, les épisodes de pollution et d'agir en conséquence. La mesure gravimétrique donne quant à elle une mesure différée à 48 heures avec un pas de temps de 24 heures, sans observation possible des épisodes de pollution.

D'une manière générale, les données du TEOM sont plus faibles que celles du PARTISOL Plus. Cette divergence est attribuée à la perte des composés les plus volatils. On constate que la divergence entre les deux méthodes va dépendre de la localisation du site, du niveau des concentrations mais également de la période d'échantillonnage avec une forte influence de la température ambiante. Sur un même site on peut avoir un bon accord en été et un mauvais accord en hiver.

Cependant, l'application d'un facteur correctif aux données du TEOM présente certaines limites. Il semble plus approprié de comparer les données du TEOM et celles d'une méthode gravimétrique au cours de périodes représentatives sur chaque site.

Enfin, le prélèvement par la méthode de référence doit également s'entourer d'un certain nombre de précautions compte tenu de la perte éventuelle des composés volatils pendant l'échantillonnage mais également durant les phases de stockage, de transport et de pesée.

## 4 CARACTÉRISATION PHYSICO-CHIMIQUE

### 4.1 PRÉAMBULE

Comme indiqué en introduction, de nombreux travaux épidémiologiques mettent en évidence l'impact de la pollution atmosphérique urbaine sur la santé. Dans ces études, la pollution associée au trafic automobile en milieu urbain est régulièrement désignée comme le responsable de ces effets (Pope, 1995 ; Dockery, 1994).

Cette pollution est généralement caractérisée par un mélange de composés organiques volatils, d'oxydes d'azote, de monoxyde de carbone mais également de particules dont une grande partie est issue du parc automobile diesel. En outre, ce sont ces particules qui aujourd'hui en raison de leur taille et de leur composition chimique font l'objet d'une attention toute particulière (NRC, 1999).

Les premiers travaux réalisés en 1998 et 1999 par AIRPARIF, le LHVP et l'INERIS avaient permis de caractériser, sur un site parisien à forte influence automobile, la composition de l'aérosol particulaire ambiant. Le besoin d'une meilleure connaissance de cet aérosol sur des sites de nature variée nous a conduit à mener de nouvelles campagnes d'échantillonnage.

### 4.2 MATÉRIEL ET MÉTHODE

#### 4.2.1 sites d'échantillonnage

Les sites retenus pour ces travaux sont les quatre sites qui ont été décrits pour l'étude comparative entre le TEOM et les échantillonneurs manuels.

<i>N°</i>	<i>désignation</i>	<i>Caractéristiques</i>
1	Site d'AUTEUIL	Site de trafic Proximité du périphérique parisien
2	Site de GENNEVILLIERS	Site urbain de fond
3	Site de PA18	Site urbain de fond
4	Site de VITRY sur SEINE	Site urbain de fond

#### 4.2.2 méthodes d'échantillonnage

Nous avons utilisé les échantillonneurs de type TEOM équipés de leur système ACCU et les PARTISOL Plus. Sur chaque site nous avons prélevé la fraction PM<sub>10</sub> et PM<sub>2.5</sub>.

Les échantillonneurs PARTISOL Plus ont été équipés de filtres en Téflon (R2PJ047, Gelman Sciences) pour l'analyse de la composition chimique élémentaire.

Les systèmes ACCU ont été équipés de filtres en quartz (Ref :1851 QMA/100 Whatman) pour le dosage de la phase carbonée.



## 4.2.3 analyse chimique

### 4.2.3.1 analyses des anions et cations

Les membranes ont été extraites par un mélange 5% isopropanol / 95% eau pendant 15 minutes en présence d'ultra-sons (15 minutes). Sur la solution obtenue, le dosage des anions fluorures, chlorures, nitrates, sulfates a été effectué par chromatographie d'échange d'ions selon NF EN ISO 10 304-1 et le dosage des cations ammonium, sodium, potassium, magnésium et calcium a été effectué par chromatographie d'échange d'ions selon NF EN ISO 14 911-1I.

### 4.2.3.2 analyses par ICP-MS

Les filtres sont minéralisés par voie micro-onde (système fermé) dans un mélange (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/HNO<sub>3</sub>). Après minéralisation, l'échantillon est repris à l'eau déionisée à 50 ml.

Dosage de la solution par ICP-MS (ELAN 6100 DRC Perkin Elmer). L'appareil est muni d'une chambre de réaction qui permet de réduire les interférences sur certains éléments.

Etalonnage utilisé : 0 ; 0,5 ; 1 ; 2,5 ; 5 ; 10 ; 25 µg/l préparé à partir de solutions multi élémentaires certifiées.

Etalon interne : Yttrium (introduit en dynamique dans les étalons et les échantillons, celui ci permet de compenser les fluctuations du système d'introduction de l'échantillon).

Etalon de contrôle : un étalon est analysé périodiquement (tous les 5 échantillons) afin de vérifier une dérive éventuelle de l'appareil.

### 4.2.3.3 analyse de la fraction carbonée

La méthode est basée sur l'analyse thermique et l'oxydation du carbone particulaire (Guillemin et al, 1997).

Avant le prélèvement, les filtres en fibres de quartz sont chauffés à 600 °C pour éliminer toute trace de carbone (cette étape conditionne la nature des filtres utilisés pour l'échantillonnage). Après échantillonnage, l'analyse consiste en une phase de pyrolyse sous azote afin d'éliminer le carbone organique puis en une phase de combustion sous oxygène pour obtenir le carbone élémentaire selon les conditions suivantes :

- balayage sous azote (500 ml/min), avec palier à 40°C pendant 30secondes,
- montée à vitesse maximale à 500°C, avec palier à 500°C pendant 1 minute,
- montée à vitesse maximale à 825°C et commutation sous oxygène (500 ml/min), avec palier à 825°C pendant 2 minutes,
- analyse du CO<sub>2</sub> par analyse infrarouge.

Le four programmable est à chauffage par rayonnement infrarouge, d'où des possibilités de vitesse de chauffe de plusieurs centaines de °C / seconde. L'analyseur de CO<sub>2</sub> est un analyseur par spectrométrie infrarouge non dispersif, modèle Leybold Heraeus type Binos, gamme 0-10%, relié à un système de saisie de données et un micro-ordinateur équipé d'un logiciel d'intégration de pics. Les gaz utilisés sont, en phase pyrolyse, de l'azote N<sub>50</sub> et, en phase combustion, de l'oxygène pur.

Le CO<sub>2</sub> ainsi mesuré est rapporté au carbone organique et au carbone élémentaire en fonction du dégagement des deux composés. Les concentrations sont indiquées en µg/m<sup>3</sup>.

### 4.3 RÉSULTATS

#### 4.3.1 concentrations particulières sur les quatre sites

Le tableau VI fournit une synthèse des concentrations particulières moyennes observées sur les quatre sites au cours des deux campagnes d'échantillonnage. Les concentrations moyennes les plus élevées sont observées sur le site d'Auteuil (43,6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en été et 40,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en hiver pour les  $\text{PM}_{10}$ ). Au cours de la même période d'échantillonnage, les concentrations moyennes observées sur le site urbain de fond de Gennevilliers sont plus faibles (23,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en été et 24,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en hiver).

Pour les deux autres sites urbains de fond, PA 18 et Vitry sur Seine, les concentrations sont relativement similaires et équivalentes à celles observées sur le site de Gennevilliers (23,9 et 20,6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en été ; 30,4 et 29,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en hiver respectivement pour PA 18 et Vitry sur Seine).

**Tableau VI : concentrations  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2,5}$  et  $\text{PM}_{10-2,5}$  observées sur les quatre sites**  
(données Partisol Plus)

Sites	PM	N	Campagne Eté				Campagne Hiver				
			Moy	Méd	Min	Max	N	Moy	Méd	Min	Max
Auteuil	$\text{PM}_{10}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	30	43,6	44,5	32,1	58,6	30	40,5	39,6	19,4	58,1
	$\text{PM}_{2,5}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	31	29,3	30,9	19,1	43,4	31	28,1	29,1	12,1	44,6
	$\text{PM}_{10-2,5}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	30	14,3	14,0	8,0	23,3	29	12,9	12,7	6,5	20,3
Gennevilliers	$\text{PM}_{10}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	26	23,3	22,9	15,7	30,4	31	24,5	21,8	7,2	58,3
	$\text{PM}_{2,5}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	30	13,4	13,2	6,9	24,3	30	18,0	13,8	4,0	50,5
	$\text{PM}_{10-2,5}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	25	10,5	10,7	5,5	14,6	30	6,3	6,0	2,3	13,5
PA 18	$\text{PM}_{10}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	34	23,9	23,3	8,1	40,5	31	30,4	24,2	10,2	76,1
	$\text{PM}_{2,5}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	24	13,4	14,3	5,0	28,5	33	22,9	17,0	5,9	58,7
	$\text{PM}_{10-2,5}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	29	10,2	9,9	4,9	16,2	31	9,6	7,9	3,5	19,0
Vitry sur Seine	$\text{PM}_{10}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	29	20,6	19,7	11,7	35,0	30	29,1	23,8	8,4	74,8
	$\text{PM}_{2,5}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	30	11,6	11,1	6,8	21,6	32	21,6	18,3	5,5	56,6
	$\text{PM}_{10-2,5}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	29	9,0	8,7	5,5	13,9	28	9,2	7,6	2,2	21,5

Ces différents résultats sont également observés pour les  $\text{PM}_{2,5}$  avec des concentrations moyennes plus élevées pour le site d'Auteuil (29,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en été et 28,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en hiver), et des concentrations relativement comparables sur les trois sites urbains de fond (13,4 ; 13,4 et 11,6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en été ; 18,0 ; 22,9 et 21,6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en hiver respectivement pour Gennevilliers, PA 18 et Vitry sur Seine).

Pour la fraction "grossière (coarse =  $PM_{10-2,5}$ )", les concentrations les plus élevées ont également été mesurées sur le site d'Auteuil ( $14,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en été et  $12,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en hiver), pour les trois sites urbains de fond les concentrations varient entre  $6,3$  et  $10,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Les concentrations  $PM_{10-2,5}$  n'ont pas été mesurées séparément mais calculées par la différence des concentrations  $PM_{10}$  et  $PM_{2,5}$  mesurées par les deux Partisol Plus instrumentés sur chaque site.

Enfin, on constate que les  $PM_{2,5}$  constituent une part importante des  $PM_{10}$  en milieu urbain (tableau VII). Pour le site d'Auteuil, le rapport moyen  $PM_{2,5} / PM_{10}$  est identique entre les deux campagnes ( $66,8 \%$  en été et  $67 \%$  en hiver). Sur les trois sites urbains de fond il est beaucoup plus élevé en hiver (en moyenne  $55 \%$  en été et  $68 \%$  en hiver), avec des rapports durant cette période pouvant être supérieurs à  $80 \%$ . Ces observations sont comparables à celles rencontrées sur différents sites de type urbains que se soit en Europe ou aux Etats-Unis (APEG, 1999 ; Van Der Zee et al, 1998 ; Chow, 1996 ; Dockery et Pope, 1994).

**Tableau VII : % des ratios  $PM_{2,5} / PM_{10}$  observés sur les quatre sites**  
(données Partisol Plus)

Sites	N	Campagne Eté			Campagne Hiver			
		Moy	Min	Max	N	Moy	Min	Max
<b>Auteuil</b>	30	66,8	53,4	79,9	29	67,0	48,9	84,4
<b>Gennevilliers</b>	25	53,7	35,5	69,1	30	70,3	45,1	89,9
<b>PA 18</b>	29	54,6	33,4	80,1	31	65,6	43,1	84,7
<b>Vitry sur Seine</b>	29	55,3	41,7	71,0	28	67,1	48,2	83,5

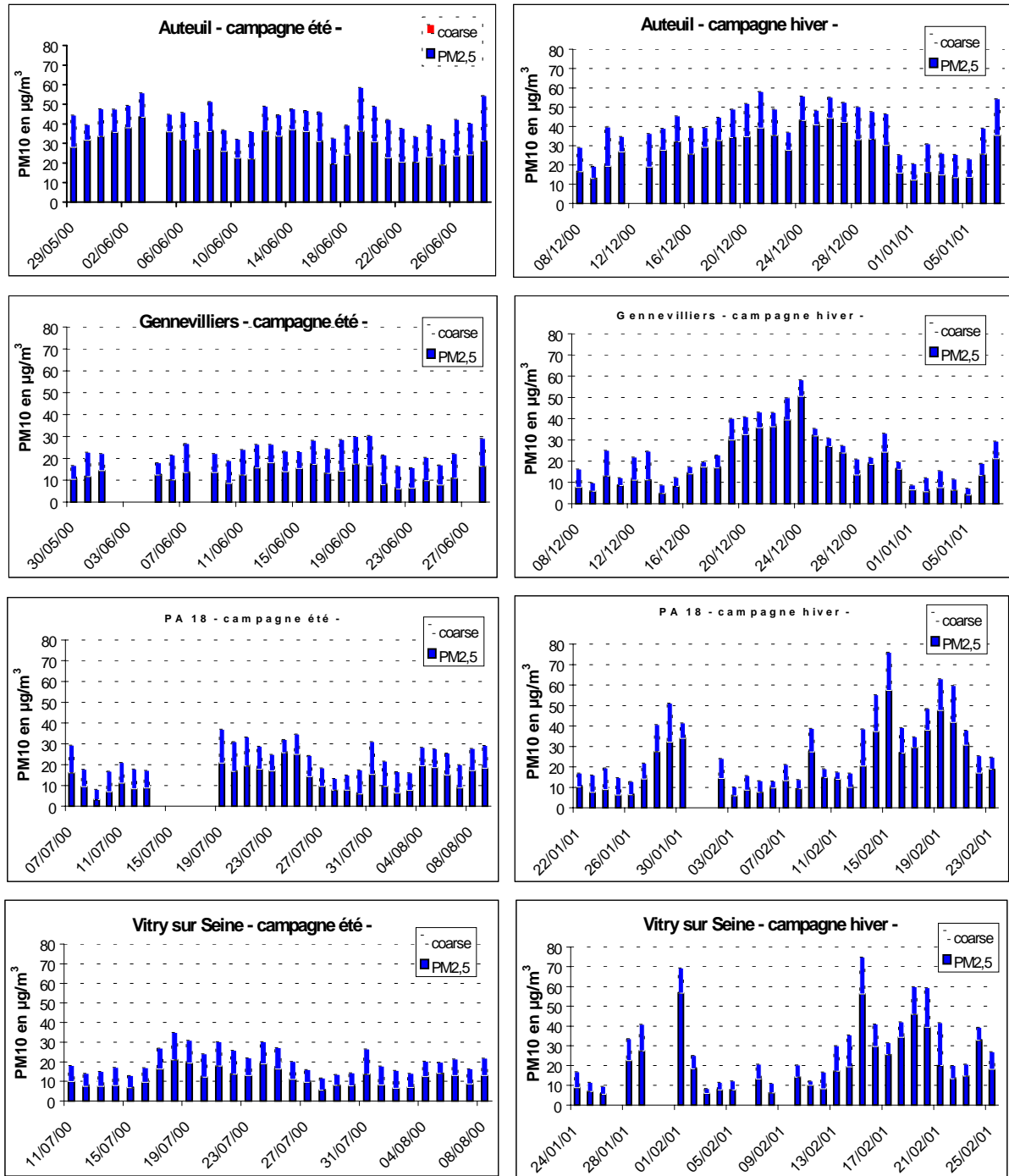
#### 4.3.2 Variations saisonnières

A l'exception d'Auteuil, où les concentrations moyennes particulières  $PM_{10}$  et  $PM_{2,5}$  sont relativement identiques entre les deux campagnes, sur les trois sites urbains de fond on note une augmentation significative de celles-ci au cours de la période hivernale (tableau VI). En outre, la différence entre les deux campagnes d'échantillonnage est plus marquée sur les sites de PA 18 et Vitry sur Seine avec une augmentation moyenne des concentrations de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les  $PM_{10}$  et les  $PM_{2,5}$ . A titre de comparaison, les mesures réalisées au Pays-Bas entre 1993 et 1998, ont montré une concentration moyenne  $PM_{10}$  supérieure de  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en hiver (RIVM, 1998).

La figure 9 illustre la distribution des concentrations particulières  $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$  et  $PM_{10-2,5}$ , mesurées sur 24 heures. Sur chaque site, on peut observer la variabilité des concentrations au cours des deux campagnes d'échantillonnage. Lors de la campagne hivernale on constate une plus forte amplitude des concentrations, avec notamment des épisodes de pollution particulière très importants sur les trois sites urbains de fond ( $58,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  le 24 décembre 2000 à Gennevilliers ;  $76,1$  et  $74,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  le 15 février 2001 sur les sites de PA 18 et Vitry sur Seine).

Cependant, on peut noter qu'au cours des deux campagnes, les concentrations moyennes des PM<sub>10-2,5</sub> sont quasiment identiques sur les sites de Vitry sur Seine, PA 18 et Auteuil et plus faibles sur le site de Gennevilliers en hiver. Cette donnée montre que l'augmentation des concentrations PM<sub>10</sub> observée lors de la campagne d'hiver sur les trois sites de fond est due principalement aux PM<sub>2,5</sub>. Cette remarque est d'ailleurs renforcée par la différence des rapports PM<sub>2,5</sub> / PM<sub>10</sub> entre les deux campagnes (tableau VII).

**Figure 9 : distribution des concentrations particulières sur les quatre sites**  
(données Partisol Plus)



### 4.3.3 Composition chimique

Les résultats obtenus pour les différents composés sur les quatre sites sont résumés dans les tableaux 8, 9, 10, 11 et illustrés par les figures 10 et 11. Dans les tableaux sont données les concentrations moyennes (moyennes arithmétiques) et les concentrations maximales observées au cours des deux campagnes d'échantillonnage pour les fractions  $PM_{10}$  et  $PM_{2.5}$ .

Sur les quatre sites, les composés les plus abondants ( $> 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) pour les  $PM_{10}$ , sont le carbone élémentaire, le carbone organique, les sulfates, les nitrates, l'ammonium, le sodium, le calcium, l'aluminium et le magnésium.

Parmi les autres composés analysés, les concentrations sont plus faibles ( $< 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Cependant, le site d'Auteuil se distingue des trois autres sites par la présence de métaux lourds (cuivre, plomb, arsenic, titane, manganèse, chrome) à des concentrations plus élevées. Les concentrations de certains composés (cobalt, cadmium, arsenic, vanadium et titane) sont faibles et souvent proches de la limite de détection en ICP-MS. Aussi, les concentrations maximales sont particulièrement intéressantes à observer entre les différents sites :  $157 \text{ ng}/\text{m}^3$  pour le cuivre,  $101 \text{ ng}/\text{m}^3$  pour le manganèse,  $60 \text{ ng}/\text{m}^3$  pour le plomb,  $40 \text{ ng}/\text{m}^3$  pour l'arsenic,  $23 \text{ ng}/\text{m}^3$  pour le titane,  $15 \text{ ng}/\text{m}^3$  pour le chrome,  $2,5 \text{ ng}/\text{m}^3$  pour le cadmium et  $12,8 \text{ ng}/\text{m}^3$  pour le nickel sur le site d'Auteuil. Par comparaison, sur les trois sites urbains de fond, les concentrations maximales observées sont :  $117 \text{ ng}/\text{m}^3$  pour le cuivre sur le site de PA 18,  $72 \text{ ng}/\text{m}^3$  pour le plomb,  $19 \text{ ng}/\text{m}^3$  pour l'arsenic,  $24 \text{ ng}/\text{m}^3$  pour le titane,  $21 \text{ ng}/\text{m}^3$  pour le chrome et  $2,5 \text{ ng}/\text{m}^3$  pour le cadmium sur le site de Vitry sur Seine et  $46 \text{ ng}/\text{m}^3$  pour le manganèse et  $52,1 \text{ ng}/\text{m}^3$  pour le nickel (les autres valeurs sont  $< 14 \text{ ng}/\text{m}^3$ ) sur le site de Gennevilliers.

Par ailleurs, on constate que certains éléments (sulfates, ammonium et plomb) présentent des concentrations sensiblement équivalentes pour les fractions  $PM_{10}$  et  $PM_{2.5}$ . Ces derniers ont donc tendance à se concentrer sur la fraction fine ( $PM_{2.5}$ ). Pour d'autres (aluminium, magnésium, cuivre, manganèse et les nitrates notamment lors de la campagne estivale), les concentrations sont plus fortes sur la fraction  $PM_{10}$ , ils constituent plutôt la fraction grossière « coarse » de l'aérosol.

En outre, les concentrations moyennes pour certains éléments varient entre les deux campagnes d'échantillonnage. Principalement pour les sulfates, les nitrates, l'ammonium, le magnésium, le plomb et le cuivre, les concentrations moyennes sont plus élevées durant la campagne hivernale.

Les concentrations en plomb, arsenic, cadmium et nickel observées au cours de cette étude, sont comparables à celles obtenues par le LCPC (Laboratoire Central de la Préfecture de Police) au cours de la phase 1 de la campagne pilote sur les métaux organisée sur 3 sites parisiens (Gennevilliers, Victor Basch et PA18) : pour le plomb (moy =  $33 \text{ ng}/\text{m}^3$  et max =  $69 \text{ ng}/\text{m}^3$ ), l'arsenic (moy =  $0,6 \text{ ng}/\text{m}^3$  et max =  $1,7 \text{ ng}/\text{m}^3$ ), le cadmium (moy =  $0,6 \text{ ng}/\text{m}^3$  et max =  $1,4 \text{ ng}/\text{m}^3$ ) et pour le nickel (moy =  $5,6 \text{ ng}/\text{m}^3$  et max =  $25 \text{ ng}/\text{m}^3$ ).

**Tableau 8 : concentrations moyennes et maximales observées sur le site d'Auteuil lors des deux campagnes.**

	Campagne été						Campagne hiver					
	PM10			PM2.5			PM10			PM2.5		
	N	Moy ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Max ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	N	Moy ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Max ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	N	Moy ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Max ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	N	Moy ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Max ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
<b>Masse</b>	30	43,6	58,6	31	29,3	43,4	30	40,5	58,1	31	28,1	44,6
<b>Carbone élémentaire (CE)</b>							20	15,3	24,9	20	6,7	12,0
<b>Carbone organique (CO<sub>r</sub>)</b>							20	9,1	13,0	20	6,4	8,9
<b>Sulfate (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>)</b>	15	5,62	10,96	16	4,26	9,69	14	3,55	7,21	14	2,91	5,24
<b>Nitrate (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)</b>	15	1,50	2,19	16	1,11	3,17	14	3,62	6,43	14	2,59	5,48
<b>Chlorure (Cl<sup>-</sup>)</b>	15	0,59	2,01	16	0,07	0,33	14	0,29	0,59	14	0,04	0,16
<b>Fluorure (F<sup>-</sup>)</b>	15	0,03	0,06	16	0,02	0,05	14	0,04	0,08	14	0,01	0,08
<b>Ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)</b>	15	2,24	4,20	16	1,94	4,10	14	1,95	3,64	14	2,18	3,49
<b>Sodium (Na<sup>+</sup>)</b>	15	1,25	2,28	16	0,78	1,25	14	0,37	0,81	14	0,10	0,30
<b>Potassium (K<sup>+</sup>)</b>	15	0,07	0,18	16	0,04	0,09	14	0,18	0,30	14	0,17	0,33
<b>Calcium (Ca<sup>2+</sup>)</b>	15	1,02	1,94	16	0,13	0,28	14	0,65	1,98	14	0,10	0,47
		( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	( $\text{ng}/\text{m}^3$ )		( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	( $\text{ng}/\text{m}^3$ )		( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	( $\text{ng}/\text{m}^3$ )		( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	( $\text{ng}/\text{m}^3$ )
<b>Aluminium (Al)</b>	15	196,5	413,5	15	26,5	196,0	14	159,6	650,1	11	85,8	245,6
<b>Magnésium (Mg)</b>	16	184,7	289,6	16	58,0	158,8	14	95,1	151,3	14	24,0	41,6
<b>Manganèse (Mn)</b>	16	25,8	45,4	16	7,1	11,7	14	24,4	101,3	14	3,6	6,8
<b>Nickel (Ni)</b>	16	4,9	11,6	16	4,5	9,5	14	9,3	12,8	14	5,8	11,8
<b>Plomb (Pb)</b>	16	34,7	51,3	16	16,5	26,1	14	44,4	60,1	14	28,5	51,4
<b>Cuivre (Cu)</b>	16	96,1	156,9	16	11,2	44,8	14	107,9	135,8	14	26,8	36,9
<b>Titane (Ti)</b>	16	9,6	23,4	16	11,4	29,0	14	0,4	2,6	14	0,4	3,3
<b>Chrome (Cr)</b>	16	6,9	14,2	16	6,2	14,0	14	11,8	14,7	14	7,5	11,4
<b>Cadmium (Cd)</b>	16	1,2	2,3	16	1,0	2,3	14	1,2	2,5	14	1,2	2,4
<b>Arsenic (As)</b>	16	19,8	39,9	16	3,5	12,0	14	11,5	16,3	14	5,4	10,8
<b>Cobalt (Co)</b>	16	0,9	1,9	16	0,8	1,9	14	1,2	2,5	14	1,2	2,4
<b>Vanadium (V)</b>	16	2,5	8,3	16	2,2	5,2	14	1,2	2,5	14	1,2	2,4

Tableau 9 : concentrations moyennes et maximales observées sur le site de Gennevilliers lors des deux campagnes.

	Campagne été						Campagne hiver					
	PM10			PM2.5			PM10			PM2.5		
	N	Moy ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Max ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	N	Moy ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Max ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	N	Moy ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Max ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	N	Moy ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Max ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
Masse	26	23,3	30,4	29	13,4	31,0	31	24,5	58,3	30	18,0	50,5
Carbone élémentaire (CE)				7	3,9	7,1						
Carbone organique (CO <sub>r</sub> )				7	3,7	7,2						
Sulfate (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	8	3,53	6,19	8	3,39	8,47	14	3,15	6,24	14	2,85	6,59
Nitrate (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	8	1,40	1,97	8	0,41	0,86	14	4,07	7,22	14	3,13	7,04
Chlorure (Cl <sup>-</sup> )	8	0,33	1,06	8	0,07	0,19	14	0,28	0,61	14	0,17	0,35
Fluorure (F <sup>-</sup> )	8	0,03	0,06	8	0,04	0,19	14	0,04	0,08	14	0,04	0,08
Ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	8	1,36	2,44	8	1,46	3,53	14	2,29	4,72	14	2,46	4,50
Sodium (Na <sup>+</sup> )	8	0,53	1,42	8	0,14	0,36	14	0,38	0,88	14	0,18	0,34
Potassium (K <sup>+</sup> )	8	0,12	0,25	8	0,07	0,13	14	0,26	0,57	14	0,21	0,32
Calcium (Ca <sup>2+</sup> )	8	0,86	1,39	8	0,08	0,21	14	0,77	1,80	14	0,31	0,64
		( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	( $\text{ng}/\text{m}^3$ )		( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	( $\text{ng}/\text{m}^3$ )		( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	( $\text{ng}/\text{m}^3$ )		( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	( $\text{ng}/\text{m}^3$ )
Aluminium (Al)	7	231,3	427,8	6	90,0	223,6	14	238,1	528,2	14	69,8	179,1
Magnésium (Mg)	8	112,7	176,9	9	21,1	65	14	80,8	123,5	14	21,1	38,5
Manganèse (Mn)	8	9,3	16,9	9	2,1	4,1	14	9,0	19,9	14	2,9	9,0
Nickel (Ni)	8	4,2	10,8	9	2,4	9,9	14	10,2	52,1	14	4,7	12,2
Plomb (Pb)	8	18,6	25,4	9	11,3	19,8	14	29,6	51,2	14	24,7	45,1
Cuivre (Cu)	8	13,9	31,8	9	2,8	9,2	14	27,6	61,4	14	12,9	26,6
Titane (Ti)	8	6,9	14,5	9	1,2	4,7	14	6,1	18,7	13	1,2	2,4
Chrome (Cr)	8	2,9	6,5	9	4,1	17,6	14	7,2	13,6	14	2,6	7,2
Cadmium (Cd)	8	0,5	1,3	9	0,4	1,3	14	1,2	2,4	14	1,2	2,4
Arsenic (As)	8	0,2	0,4	9	0,2	0,4	14	4,6	13,8	14	1,2	2,4
Cobalt (Co)	8	0,3	0,8	9	0,6	1,7	14	1,2	2,4	14	1,2	2,4
Vanadium (V)	8	2,8	8,0	9	2,1	5,9	14	4,1	15,0	14	2,6	9,3

Tableau 10 : concentrations moyennes et maximales observées sur le site de PA18 lors des deux campagnes.

	Campagne été						Campagne hiver					
	PM10			PM2.5			PM10			PM2.5		
	N	Moy ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Max ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	N	Moy ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Max ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	N	Moy ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Max ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	N	Moy ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Max ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
<b>Masse</b>	34	23,9	40,5	29	13,4	25,8	31	30,4	76,1	33	22,9	58,7
<b>Carbone élémentaire (CE)</b>	4	5,4	7,3	5	3,0	3,4	14	7,8	15,4	14	4,1	8,3
<b>Carbone organique (CO<sub>r</sub>)</b>	4	6,0	8,1	5	4,5	4,8	14	4,2	6,4	14	2,4	3,3
<b>Sulfate (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>)</b>	8	3,84	6,05	8	3,08	4,19	14	4,85	8,11	14	4,17	6,96
<b>Nitrate (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)</b>	8	1,96	2,89	8	0,97	1,91	14	7,66	17,01	14	5,82	13,96
<b>Chlorure (Cl<sup>-</sup>)</b>	8	0,20	0,52	8	0,03	0,08	14	0,67	2,52	14	0,37	0,97
<b>Fluorure (F)</b>	8	0,01	0,02	8	0,01	0,04	14	0,06	0,08	14	0,04	0,08
<b>Ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)</b>	8	1,82	2,62	8	1,57	2,44	14	3,81	8,39	14	3,79	7,29
<b>Sodium (Na)</b>	8	0,42	0,83	8	0,10	0,25	14	0,49	1,00	14	0,25	0,51
<b>Potassium (K)</b>	8	0,10	0,17	8	0,10	0,25	14	0,22	0,36	14	0,17	0,32
<b>Calcium (Ca)</b>	8	0,39	0,57	8	0,27	0,75	14	0,43	1,28	14	0,18	0,56
		( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	( $\text{ng}/\text{m}^3$ )		( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	( $\text{ng}/\text{m}^3$ )		( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	( $\text{ng}/\text{m}^3$ )		( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	( $\text{ng}/\text{m}^3$ )
<b>Aluminium (Al)</b>	9	258,5	524,0	7	73,3	142,1	13	243,4	726,5	12	107,6	441,2
<b>Magnésium (Mg)</b>	9	76,5	131,4	8	9,5	25,4	13	130,6	279,7	14	43,8	78,7
<b>Manganèse (Mn)</b>	9	13,8	19,1	8	1,9	2,5	13	10,6	26,0	14	4,5	12,4
<b>Nickel (Ni)</b>	9	7,3	24,7	8	0,1	0,2	13	8,1	24,8	14	4,3	6,3
<b>Plomb (Pb)</b>	9	23,4	43,3	8	12,3	21,7	13	24,8	44,9	14	22,2	60,2
<b>Cuivre (Cu)</b>	9	19,3	40,0	8	2,7	7,4	13	38,4	116,5	14	21,0	87,3
<b>Titane (Ti)</b>	9	4,1	8,0	8	0,3	2,1	13	6,5	18,4	14	1,2	5,3
<b>Chrome (Cr)</b>	9	1,1	3,8	8	0,5	0,8	13	6,8	13,3	14	4,6	13,8
<b>Cadmium (Cd)</b>	9	0,2	0,7	8	0,1	0,1	13	1,2	2,4	14	2,4	2,4
<b>Arsenic (As)</b>	9	0,2	0,4	8	0,2	0,4	13	5,0	11,5	14	1,2	2,4
<b>Cobalt (Co)</b>	9	0,3	0,8	8	0,3	0,8	13	1,2	2,4	14	1,2	2,4
<b>Vanadium (V)</b>	9	2,8	4,8	8	1,6	2,5	13	2,4	9,6	14	3,7	8,3



**Tableau 11 : concentrations moyennes et maximales observées sur le site de Vitry sur Seine lors des deux campagnes.**

	Campagne été						Campagne hiver					
	PM10			PM2.5			PM10			PM2.5		
	N	Moy ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Max ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	N	Moy ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Max ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	N	Moy ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Max ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	N	Moy ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Max ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
<b>Masse</b>	29	20,6	35,0	29	11,6	21,0	30	29,1	74,8	32	21,6	56,6
<b>Carbone élémentaire (CE)</b>							12	6,8	10,8	12	6,5	8,1
<b>Carbone organique (CO<sub>r</sub>)</b>							12	1,9	2,8	12	1,7	2,8
<b>Sulfate (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>)</b>	9	2,96	6,63	9	2,71	6,38	13	4,23	9,83	14	3,60	8,56
<b>Nitrate (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)</b>	9	1,06	1,44	9	0,28	0,42	13	5,92	15,34	14	4,15	15,38
<b>Chlorure (Cl<sup>-</sup>)</b>	9	0,23	0,47	9	0,03	0,04	13	0,04	0,04	14	0,04	0,04
<b>Fluorure (F)</b>	9	0,02	0,09	9	0,01	0,03	13	0,17	0,48	14	0,17	0,71
<b>Ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)</b>	9	1,31	2,32	9	1,17	2,47	13	3,58	6,75	14	3,71	8,31
<b>Sodium (Na)</b>	9	0,80	1,31	9	0,20	0,33	13	0,24	0,33	14	0,20	0,26
<b>Potassium (K)</b>	9	0,08	0,08	9	0,05	0,17	13	0,18	0,35	14	0,16	0,32
<b>Calcium (Ca)</b>	9	0,62	0,96	9	0,14	0,29	13	1,12	2,26	14	0,45	0,56
		( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	( $\text{ng}/\text{m}^3$ )		( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	( $\text{ng}/\text{m}^3$ )		( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	( $\text{ng}/\text{m}^3$ )		( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	( $\text{ng}/\text{m}^3$ )
<b>Aluminium (Al)</b>	8	200,7	404,2	5	46,5	127,8	13	175,8	339,8	13	61,1	162,4
<b>Magnésium (Mg)</b>	8	54,4	123,3	9	27,2	53,3	13	155,7	360,6	14	35,7	79,2
<b>Manganèse (Mn)</b>	8	9,6	16,0	9	2,0	2,7	13	11,3	27,7	14	4,0	11,9
<b>Nickel (Ni)</b>	8	3,0	18,6	9	0,9	2,9	13	5,1	10,9	14	3,5	6,7
<b>Plomb (Pb)</b>	8	16,6	22,6	9	13,8	20,5	13	28,8	71,9	14	18,7	51,4
<b>Cuivre (Cu)</b>	8	8,9	17,2	9	1,5	4,4	13	23,1	79,7	14	7,5	22,4
<b>Titane (Ti)</b>	8	3,7	7,5	9	1,2	3,3	13	6,5	24,3	14	1,2	2,5
<b>Chrome (Cr)</b>	8	4,9	11,8	9	0,3	0,8	13	7,7	20,7	14	4,6	10,5
<b>Cadmium (Cd)</b>	8	0,1	0,2	9	0,1	0,2	13	1,2	2,5	14	1,2	2,5
<b>Arsenic (As)</b>	8	6,2	18,9	9	0,2	0,4	13	4,5	15,5	14	1,4	2,7
<b>Cobalt (Co)</b>	8	0,3	0,8	9	0,1	0,4	13	1,2	2,4	14	1,2	2,5
<b>Vanadium (V)</b>	8	2,1	5,2	9	1,7	2,8	13	3,1	8,6	14	2,5	4,4

Figure 10 : concentrations gravimétriques des anions et cations sur les quatre sites

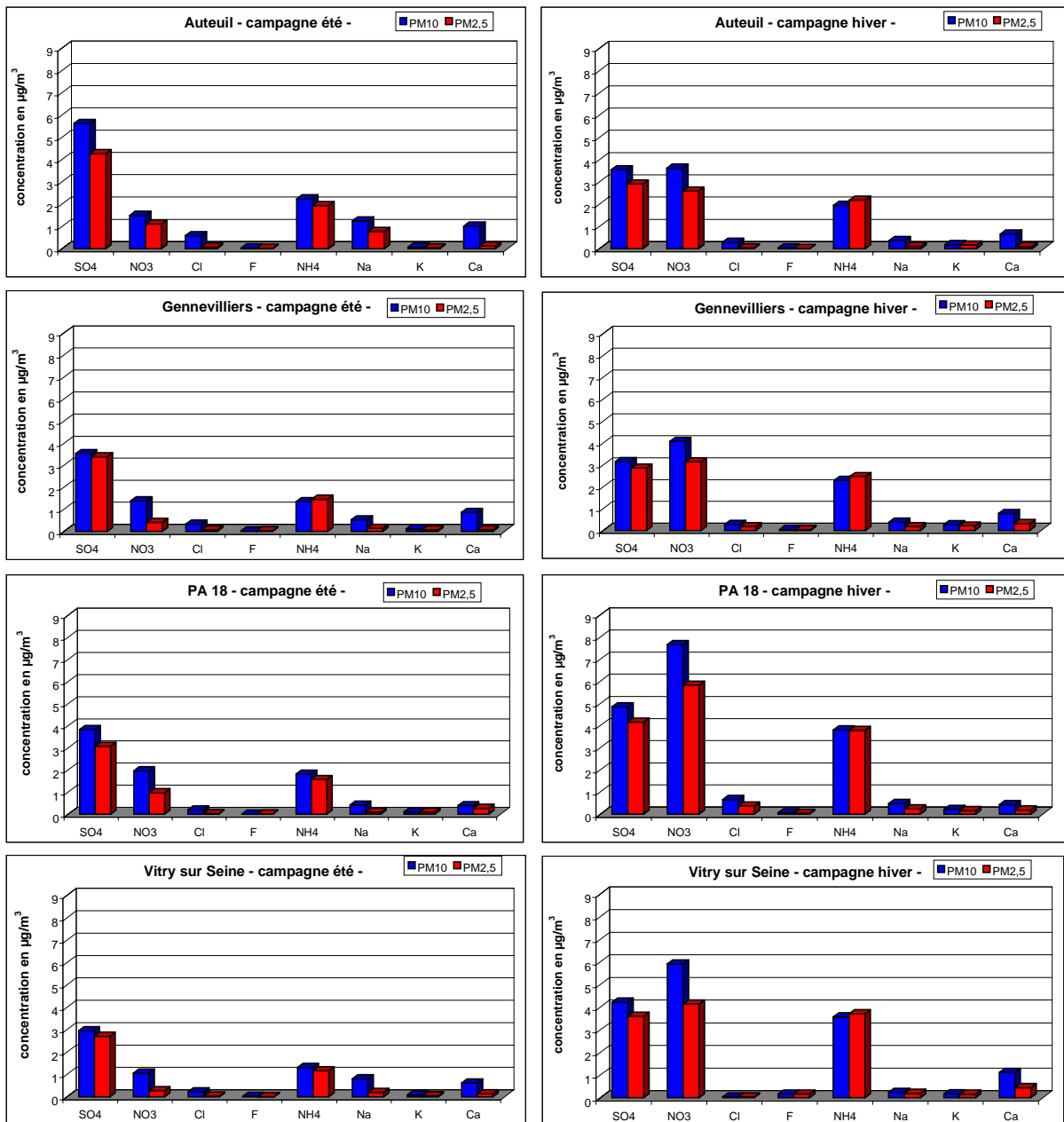
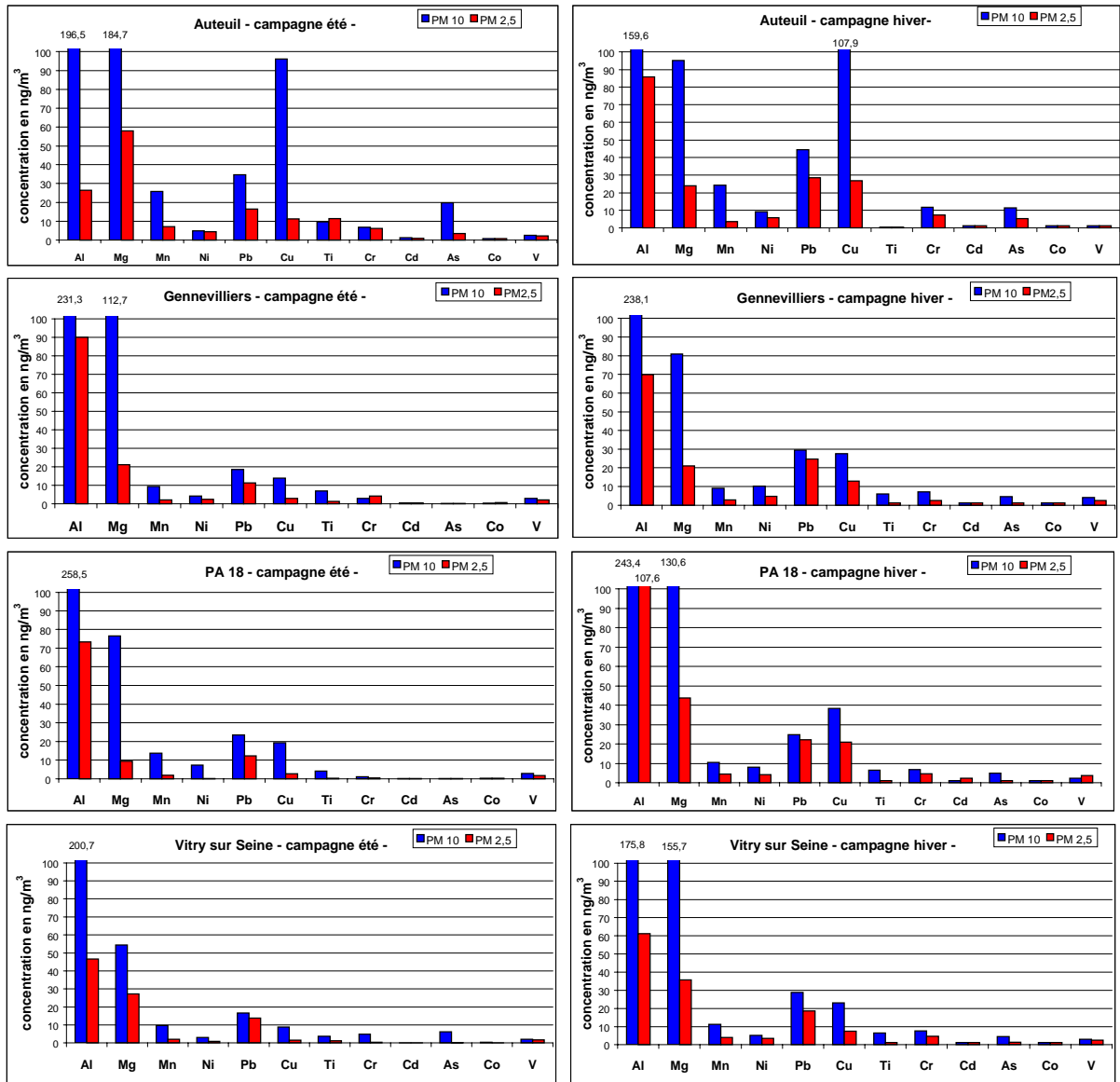


Figure 11 : concentrations gravimétriques des éléments métalliques sur les quatre sites



#### 4.4 DISCUSSION

##### 4.4.1 concentrations particulières sur les quatre sites

L'étude réalisée sur les quatre sites parisiens indique une différence significative entre le site urbain de type trafic (Auteuil) et les trois sites urbains de fond (Gennevilliers, PA 18 et Vitry sur Seine). Au cours de la même période d'échantillonnage, on observe en moyenne un facteur de 1,8 entre les concentrations mesurées sur le site d'Auteuil et celles du site de Gennevilliers. Ce facteur reflète principalement l'impact des émissions dues aux véhicules sur un site urbain de type trafic.

Le tableau XII (Harrison et al, 2001), témoigne que les concentrations moyennes particulières mesurées sur les quatre sites en région parisienne sont comparables à celles qui peuvent être observées à Londres et Birmingham, sur des sites urbains de type trafic (Marylebone Road) et de fond (Hodge Hill et Bloomsbury).

**Tableau XII : concentrations  $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$  et  $PM_{10-2,5}$  observées au Royaume Uni**  
(données TEOM en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

Sites	Campagne été (20/6/97 – 31/8/97)			Campagne hiver (1/12/97 – 28/2/98)		
	$PM_{10}$	$PM_{2,5}$	$PM_{10-2,5}$	$PM_{10}$	$PM_{2,5}$	$PM_{10-2,5}$
<b>Marylebone Road</b>	40,7	26,4	14,3	36,0	22,8	13,2
<b>Londres</b>						
<b>Bloomsbury</b>	27,3	18,9	8,4	23,7	15,9	7,8
<b>Londres</b>						
<b>Hodge Hill</b>	22,3	12,9	9,4	21,1	14,6	6,5
<b>Birmingham</b>						

L'étude "PEACE" réalisée dans dix pays en Europe, au cours de l'hiver 1993-1994, a mis en évidence des concentrations moyennes  $PM_{10}$  comprises entre  $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $99 \mu\text{g}/\text{m}^3$  sur des sites urbains de type trafic ou sous forte influence industrielle (Hoek et al, 1997). Pour Amsterdam et Berlin, les concentrations moyennes étaient respectivement de  $42 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $52 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et donc comparables à celles observées sur le site d'Auteuil. Les concentrations les plus faibles ont été mesurées en Scandinavie (concentrations comprises entre 13 et  $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$  à Umea, Malmö, Oslo et Kuopio), les plus fortes ont été observées en Europe Centrale (en moyenne  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  à Budapest, Katowice, Cracovie, Prague et Teplice), en Italie ( $62 \mu\text{g}/\text{m}^3$  à Pise) et en Grèce ( $99 \mu\text{g}/\text{m}^3$  à Athènes). Dans cet article, les auteurs justifient les différences entre sites par l'influence plus ou moins forte du trafic et des sources fixes industrielles et/ou domestiques (chauffage).

L'étude sur les quatre sites parisiens montre également une augmentation significative des concentrations particulières PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub> au cours de la campagne hivernale. Le calcul des régressions entre les PM<sub>10</sub> et les PM<sub>2,5</sub>, présenté par le tableau XIII, indique qu'il existe une très forte corrélation entre les deux fractions sur un site urbain. En outre, les mesures réalisées lors de la campagne d'hiver mettent en évidence une meilleure corrélation ( $R > 0,95$ ). Ces résultats peuvent être comparés aux données observées sur le site de Hodge Hill (Harrison, 1997). Sur ce site, on constate également une meilleure corrélation lors de la campagne d'hiver.

**Tableau XIII : équations des régressions linéaires par site entre PM10 et PM2,5**

Sites	Campagne été		Campagne hiver	
	Régression linéaire	r	Régression linéaire	r
<i>Auteuil</i>	$PM_{2,5} = 0,82 PM_{10} - 6,56$	$r = 0,85$	$PM_{2,5} = 0,84 PM_{10} - 6,45$	$R = 0,95$
<i>Gennevilliers</i>	$PM_{2,5} = 0,68 PM_{10} - 3,14$	$r = 0,85$	$PM_{2,5} = 0,90 PM_{10} - 3,93$	$R = 0,97$
<i>PA 18</i>	$PM_{2,5} = 0,77 PM_{10} - 4,67$	$r = 0,93$	$PM_{2,5} = 0,77 PM_{10} - 2,56$	$R = 0,98$
<i>Vitry sur Seine</i>	$PM_{2,5} = 0,66 PM_{10} - 2,10$	$r = 0,97$	$PM_{2,5} = 0,77 PM_{10} - 2,39$	$R = 0,97$
<i>Hodge Hill</i>	$PM_{2,5} = 0,42 PM_{10} - 2,61$	$r = 0,62$	$PM_{2,5} = 0,83 PM_{10} - 2,92$	$R = 0,93$

Comme nous l'avons constaté, l'augmentation des PM<sub>10</sub> au cours de la campagne d'hiver est due principalement à l'augmentation des PM<sub>2,5</sub> au cours de cette période. Généralement, on attribue les PM<sub>2,5</sub> aux sources de combustion (Chow, 1996). Ces dernières incluent les émissions automobiles, en particulier diesel, mais également d'autres sources, notamment celles émises par les sources fixes de combustion.

L'étude "CESAR" témoigne de l'importance de celles-ci sur la concentration des PM<sub>2,5</sub> en milieu urbain (Houthuijs et al, 2001). Cette étude a été menée sur 25 sites répartis dans six pays en Europe de l'Est et en Europe Centrale. Les concentrations PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub> ont été mesurées entre novembre 1995 et octobre 1996. Les résultats ont montré que les concentrations des PM<sub>10</sub> augmentaient considérablement durant la période hivernale, dans un intervalle de 18 µg/m<sup>3</sup> en Slovaquie à 45 µg/m<sup>3</sup> en Pologne. Cette augmentation était directement liée à l'augmentation des PM<sub>2,5</sub>, avec notamment des ratios PM<sub>2,5</sub> / PM<sub>10</sub> variant de 61 % à 77 % entre l'été et l'hiver et des concentrations PM<sub>10-2,5</sub> relativement constantes durant toute la période d'échantillonnage. Les auteurs attribuent cette forte augmentation des concentrations particulières en hiver aux sources de chauffage. En Pologne, où l'écart des concentrations entre la période de chauffage et de non-chauffage est le plus fort, 95 % des foyers utilisent le charbon comme source de combustion.

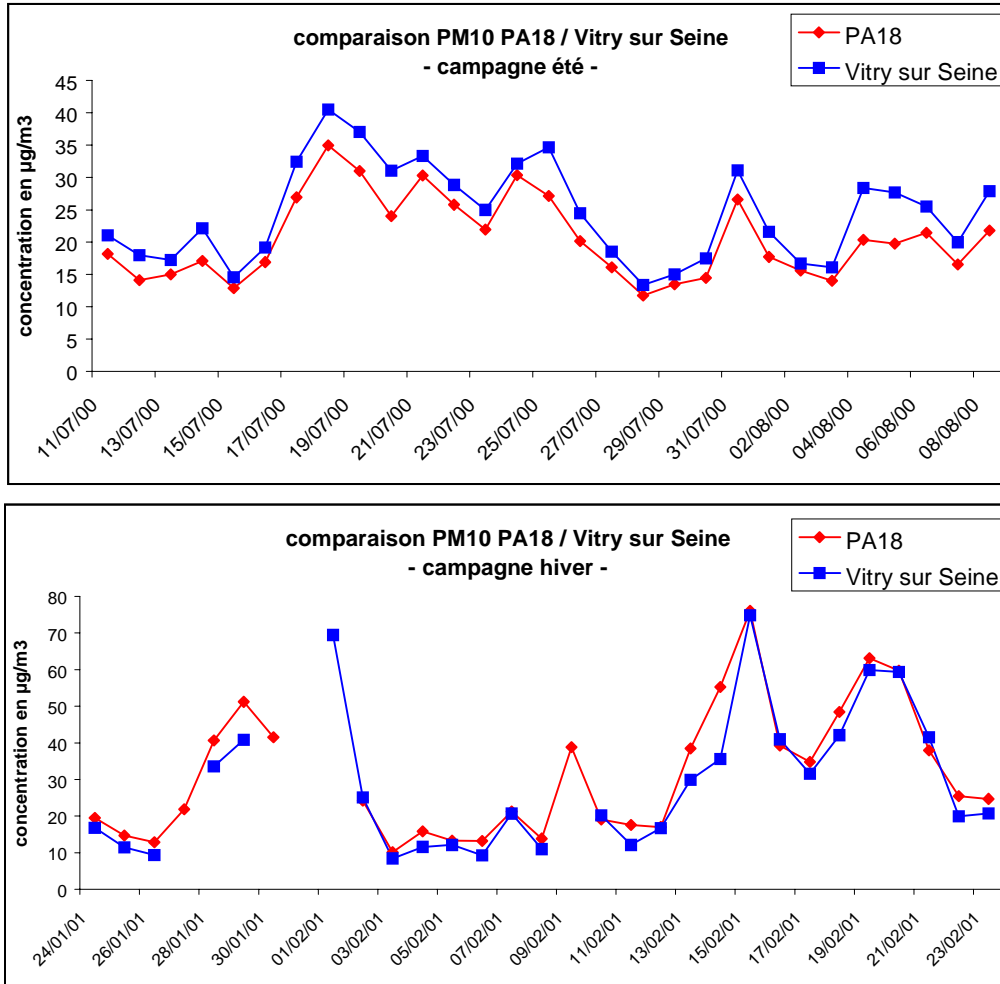
Au delà des variations saisonnières, nous avons remarqué une certaine similitude entre les concentrations moyennes journalières mesurées sur les différents sites. Le tableau XIV, donne le calcul des régressions entre les deux sites instrumentés en parallèle. On peut constater que les corrélations sont moins bonnes entre un site urbain de type trafic (Auteuil) et un site urbain de fond (Gennevilliers). Elles témoignent de l'importance des sources propres à chaque site et principalement de l'influence importante des émissions automobiles sur le site d'Auteuil. En outre, les concentrations plus élevées des PM<sub>10-2,5</sub> sur les site d'Auteuil témoignent de la présence de particules remises en suspension par le passage régulier des véhicules. A l'inverse, entre deux sites urbains de fond, PA 18 et Vitry sur Seine, on constate une très bonne corrélation quelles que soient la période d'échantillonnage et la fraction mesurée ( $R > 0,94$ ).

**Tableau XIV : équations des régressions linéaires entre les différents sites**  
(données Partisol Plus en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

<b>Saison</b>	<b>Régression linéaire - PM10 -</b>	<b>r</b>
<b>Eté</b>	<i>Gennevilliers = 0,82 x Auteuil - 8,70</i>	<i>r = 0,70</i>
	<i>Vitry sur Seine = 0,82 x PA18 + 0,48</i>	<i>r = 0,97</i>
<b>Hiver</b>	<i>Gennevilliers = 0,42 x Auteuil + 5,43</i>	<i>r = 0,64</i>
	<i>Vitry sur Seine = 0,93 x PA18 - 1,49</i>	<i>r = 0,97</i>
<b>Régression linéaire - PM2,5 -</b>		
<b>Eté</b>	<i>Gennevilliers = 0,55 x Auteuil - 2,72</i>	<i>r = 0,75</i>
	<i>Vitry sur Seine = 0,64 x PA18 + 2,53</i>	<i>r = 0,94</i>
<b>Hiver</b>	<i>Gennevilliers = 0,79 x Auteuil - 4,16</i>	<i>r = 0,68</i>
	<i>Vitry sur Seine = 0,89 x PA18 - 0,37</i>	<i>r = 0,96</i>

Ces observations sont illustrées par la figure 12 qui représente la distribution des concentrations PM<sub>10</sub> au cours des deux campagnes sur les sites de PA 18 et Vitry sur Seine. On remarque que le profil des concentrations mesuré sur chaque site présente une très forte similitude, même lors des épisodes de pollution observés durant la période hivernale. Cette forte similitude entre deux sites urbains de fond, distants de plusieurs kilomètres, confirme la faible influence des sources locales sur des sites de cette nature.

**Figure 12 : comparaison des concentrations PM10 entre PA 18 et Vitry sur Seine**  
 (Données PARTISOL)



#### 4.4.2 composition chimique

L'aérosol atmosphérique est classiquement décrit selon son origine : naturelle ou anthropique. Les sources d'origine naturelle sont essentiellement constituées par les océans (embruns marins), l'érosion des sols, les volcans et les feux de forêts et de brousse. Les sources d'origine anthropique sont très variées et sont constituées principalement par l'industrie (industries chimiques, cimenteries, industries extractives...), les transports (gaz d'échappement, usure des véhicules, usure de la chaussée...), les combustions (usines et chauffage domestique), l'incinération des déchets (ordures ménagères, déchets industriels et hospitaliers).

L'émission des aérosols peut-être de nature primaire (la matière est introduite directement dans l'atmosphère sous forme de particules) ou secondaire (la matière se forme dans l'atmosphère par des processus de transformations des gaz en particules). Parmi les émissions secondaires d'origine anthropique on peut citer les aérosols provenant de l'oxydation des dérivés gazeux de l'azote et du soufre en nitrates et sulfates particulaires et ceux issus de la conversion de composés organiques volatils.

La composition de l'aérosol urbain sera donc influencée par la présence plus ou moins importante de ces différentes sources. Cependant, la majeure partie de cet aérosol sera d'origine anthropique, sauf pour les villes soumises à une forte influence des sources d'origine naturelle (proximité des sources maritimes, vents de sable saharien, cendres volantes volcaniques...).

Pour la région parisienne, l'influence de ces différentes sources a été observée sur les quatre sites étudiés.

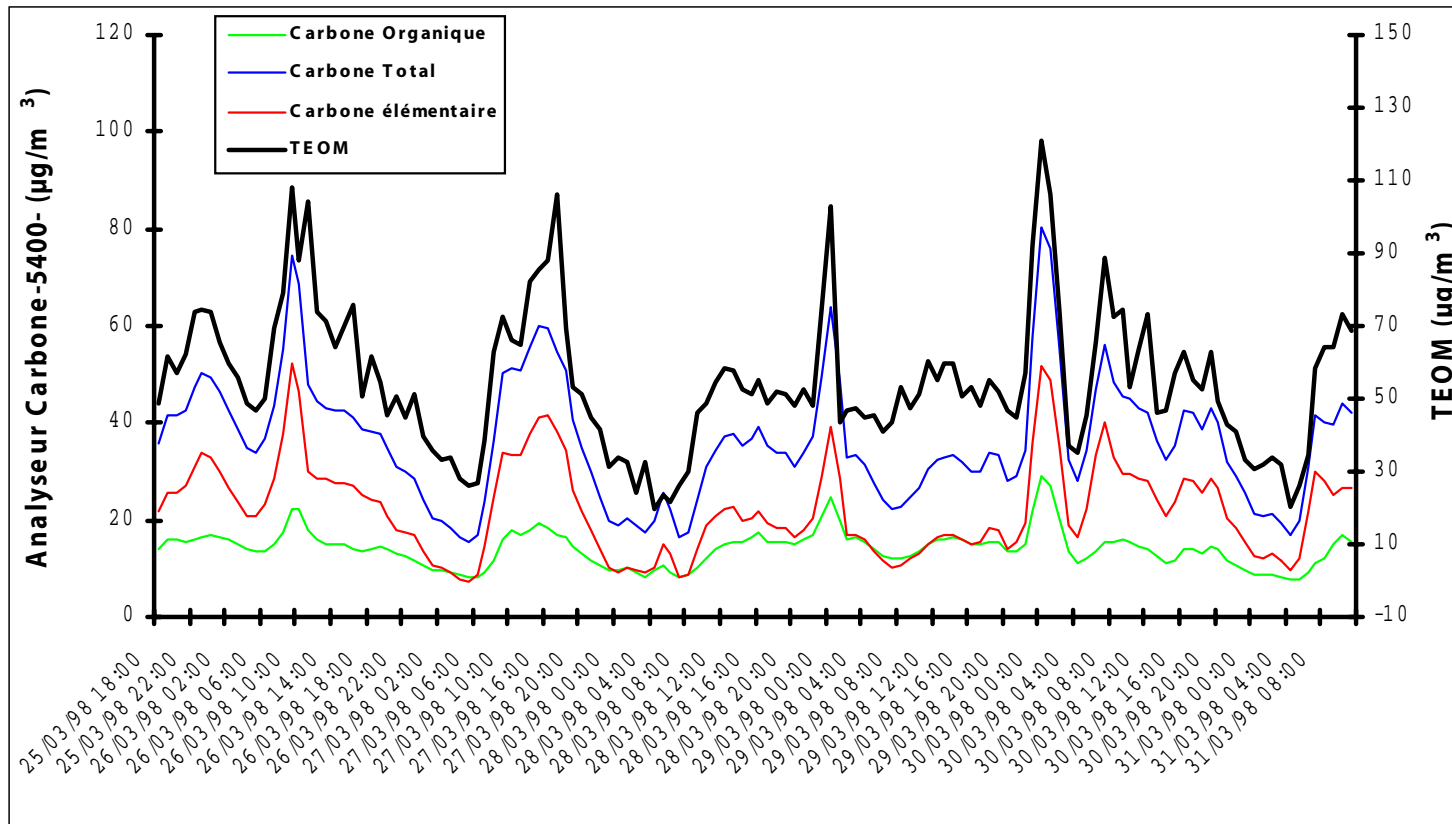
##### 4.4.2.1 Les concentrations en carbone total

Sur le site d'Auteuil, la pollution particulaire est principalement de nature routière comme en témoignent les concentrations importantes en carbone élémentaire ( $15,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) observées sur ce site. En effet, le carbone élémentaire peut être considéré comme un bon marqueur des émissions dues aux transports et notamment celles d'origine diesel. Les concentrations observées au cours de cette campagne sont d'ailleurs comparables à celles que nous avons mesurées sur ce même site en octobre et novembre 1998 (Blanchard, 1998). La figure 13, illustre le profil type des concentrations massiques mesurées par un TEOM et celles des fractions carbonées mesurées par l'analyseur de carbone 5400 sur le site d'Auteuil. Les observations réalisées en 1998, indiquaient clairement l'importance de cette source sur un site de cette nature. Les concentrations particulaires les plus élevées sont observées aux heures de plus forte affluence sur le périphérique. En outre, il existe une très bonne corrélation entre le profil des concentrations particulaires et celui des différentes fractions carbonées.

On peut noter que la fraction carbonée, carbone élémentaire (EC) + carbone organique (OC) représente environ 40 à 60 % de la fraction totale des particules en suspension ( $\text{PM}_{10}$ ), le carbone élémentaire étant le composant majeur (rapport de 1,7 entre le EC et le OC). Cependant on constate une différence significative entre les concentrations EC de la fraction  $\text{PM}_{10}$  et  $\text{PM}_{2,5}$  qui tend à démontrer que la fraction carbonée n'est pas constituée uniquement de particules fines. Cette différence peut être associée aux phénomènes d'agglomération des particules fines entre elles et/ou avec des particules de plus gros diamètre de nature différente.



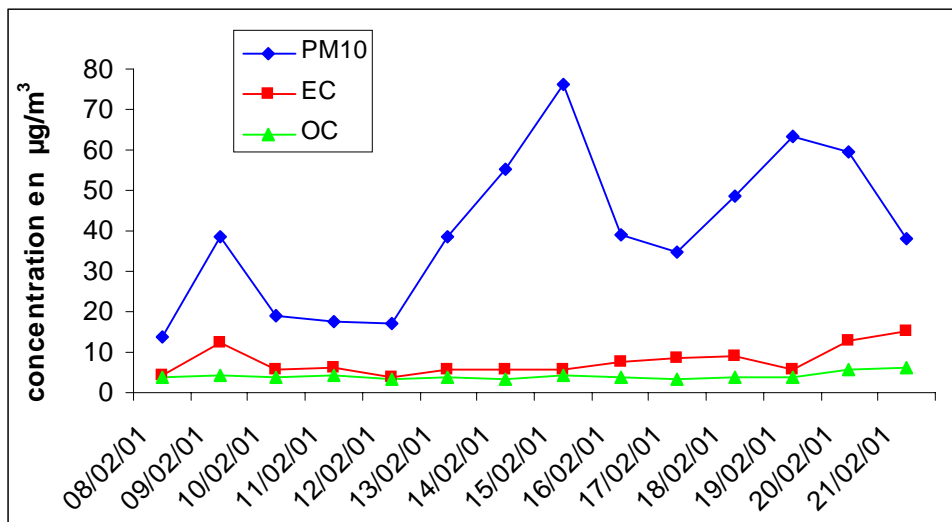
Figure 13 : comparaison TEOM / Analyseur 5400 sur le site d'Auteuil PM<sub>10</sub>



Sur les sites de fond, la fraction carbonée constitue toujours une part importante de l'aérosol. Cependant, il n'existe pas de corrélation entre les concentrations en PM<sub>10</sub> et celles du EC sur le site de PA 18 au cours de la campagne hiver.

La figure 14 illustre le profil des concentrations PM<sub>10</sub> et EC au cours de cette campagne. Elle montre que les concentrations journalières en EC sont relativement constantes et ont peu d'influence sur les fortes concentrations en PM<sub>10</sub> au cours de cette période.

**Figure 14 : comparaison PM10 / EC sur le site de PA 18**



Si on considère le EC comme un bon marqueur des sources automobiles, on ne peut pas leur attribuer l'augmentation des concentrations en PM<sub>10</sub> au cours de la campagne hivernale.

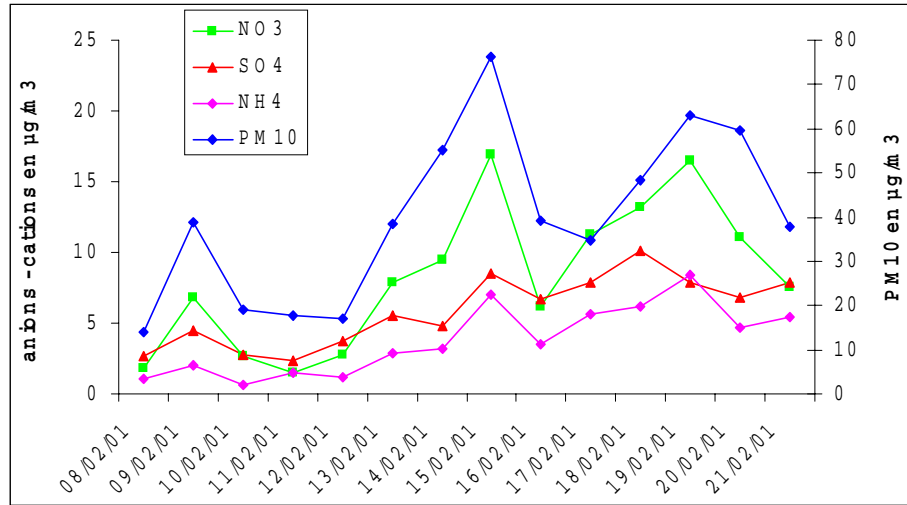
#### 4.4.2.2 Les concentrations anions – cations

Parmi les autres constituants majeurs, on distingue les sulfates, les nitrates et l'ammonium. Ces différents composés ne présentent pas le même profil entre les deux campagnes. La campagne hivernale est marquée par une augmentation significative des concentrations en nitrates et ammonium et dans une moindre mesure par celles des sulfates.

La figure 15, site de PA18, montre qu'il existe une bonne corrélation entre les concentrations PM<sub>10</sub> et celles des anions / cations au cours de la campagne hivernale, [ $r^2$  PM<sub>10</sub> = f(NO<sub>3</sub>) = 0,80] ; [ $r^2$  PM<sub>10</sub> = f(SO<sub>4</sub>) = 0,53] ; [ $r^2$  PM<sub>10</sub> = f(NH<sub>4</sub>) = 0,65].

Au cours de cette campagne on constate que les concentrations en nitrates et en sulfates sont très bien corrélées avec celles de l'ammonium [ $r^2$  NH<sub>4</sub> = f(NO<sub>3</sub>) = 0,87] et [ $r^2$  NH<sub>4</sub> = f(SO<sub>4</sub>) = 0,83], indiquant que ces composés se combinent, en grande partie, sous forme particulière en nitrate d'ammonium et en sulfate d'ammonium. Ceci se vérifie sur le site de PA18 mais également sur le site de Vitry sur Seine, instrumenté au cours de la même période [ $r^2$  NH<sub>4</sub> = f(NO<sub>3</sub>) = 0,74] et [ $r^2$  NH<sub>4</sub> = f(SO<sub>4</sub>) = 0,80].

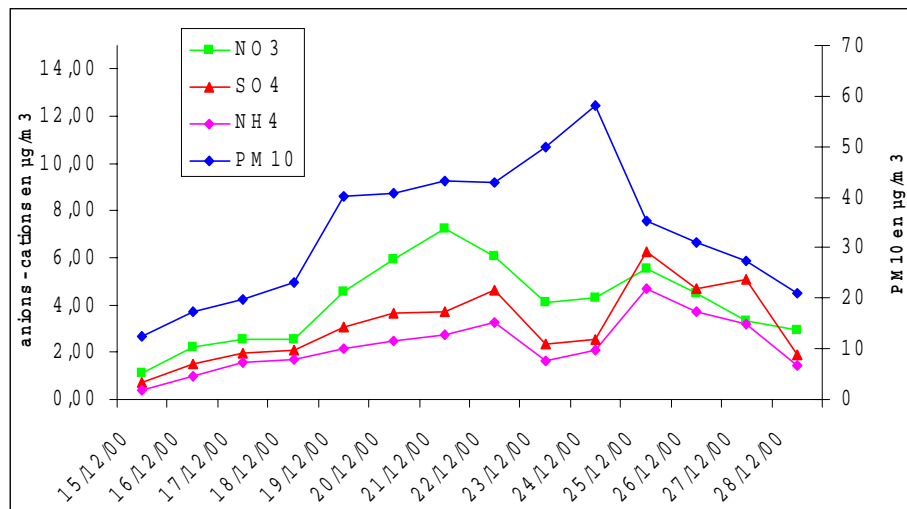
Figure 15 : profil des concentrations PM10 et anions / cations sur le site de PA 18



Pour les sites de Gennevilliers et Auteuil, instrumentés un mois plus tôt, on constate que l'ammonium est surtout bien corrélé avec les sulfates [ $r^2 \text{ NH}_4 = f(\text{NO}_3) = 0,50$ ] et [ $r^2 \text{ NH}_4 = f(\text{SO}_4) = 0,96$ ] pour Gennevilliers et [ $r^2 \text{ NH}_4 = f(\text{NO}_3) = 0,54$ ] et [ $r^2 \text{ NH}_4 = f(\text{SO}_4) = 0,88$ ] pour Auteuil.

Le profil des concentrations PM<sub>10</sub> et ces composés sur le site de Gennevilliers montre également que les concentrations sont assez bien corrélées, à l'exception des 23 et 24 décembre (figure 16). En effet, les fortes concentrations en PM<sub>10</sub> observées au cours de ces deux jours semblent influencées par la présence de composés différents. L'examen des données ne fournit pas une explication justifiée, il pourrait s'agir de la présence de suies, émises en forte concentration suite au départ de nombreux automobilistes durant cette période festive. Malheureusement, nous ne disposons pas de mesure du EC sur ce site au cours de cette période qui aurait pu confirmer cette hypothèse.

Figure 16 : profil des concentrations PM10 / anions - cations sur le site de Gennevilliers

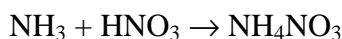


A travers ces deux exemples, il est possible d'estimer l'impact des différentes sources, en utilisant le EC comme marqueur des sources primaires de combustion et les sulfates, les nitrates et l'ammonium comme indicateurs des émissions secondaires (APEG, 1999).

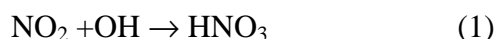
Enfin, on peut noter que les plus forts ratios entre les données du TEOM et celles du PARTISOL ont été observés au cours des épisodes présentant les plus fortes concentrations en nitrates, sulfates et ammonium (15, 19 et 20 février 2001 sur les sites de PA18 et Vitry sur Seine). Ceci valide les données de l'étude d'intercomparaison et confirme l'influence de la température de collection du TEOM en présence de fortes concentrations en composés volatils. En outre, la sous-estimation du TEOM est donc corrélée positivement avec la concentration du nitrate particulaire (Chung, 2001).

En règle générale, la grande partie des nitrates se concentrent sur la fraction « grossière » des PM<sub>10</sub> (engrais agricoles). A l'exception d'Auteuil, où les ratios moyens PM<sub>2.5</sub> / PM<sub>10</sub> en nitrates sont équivalents pour les deux campagnes (0,70), on constate que sur les trois sites urbains de fond, ces ratios sont beaucoup plus forts en hiver (> 0,70) qu'en été (< 0,50). Cette donnée met clairement en évidence la présence des nitrates sur la fraction fine des particules au cours de la période hivernale favorisée par les processus de transformation des gaz en particules durant cette période. Les fortes concentrations observées au cours de cette période, témoignent de l'importance du nitrate d'ammonium dans la contribution des fortes concentrations en particules lors de tels épisodes.

Le nitrate d'ammonium (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>) est formé par combinaison de l'ammoniac (NH<sub>3</sub>) et de l'acide nitrique (HNO<sub>3</sub>) :



L'ammoniac présent dans l'atmosphère peut être émis à partir de nombreuses sources, les élevages agricoles, l'industrie chimique, les incinérateurs d'ordures ménagères... Pour la formation de l'acide nitrique il existe plusieurs voies chimiques (Pun et Seigneur, 1999 ; Pun et Seigneur, 2001). L'une (1) favorisée par la forte présence de l'oxydant OH et que l'on rencontre plutôt durant le jour et en été, car la nuit les concentration en OH sont faibles :



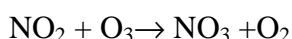
Et l'autre (2) plutôt après le coucher du soleil, car le jour la durée de vie du NO<sub>3</sub> est courte en raison d'une réaction de photolyse très rapide, par conséquent la concentration du N<sub>2</sub>O<sub>5</sub> sera faible. En présence d'une très forte hygrométrie durant le jour (brouillard), la photolyse du NO<sub>3</sub> est réduite et la production du HNO<sub>3</sub> augmente par la voie chimique du N<sub>2</sub>O<sub>5</sub>. Ce type de réaction se rencontre plutôt lorsque l'hygrométrie est forte et que la température est basse (conditions hivernales).



La formation du N<sub>2</sub>O<sub>5</sub> est obtenu par combinaison du NO<sub>2</sub> et du NO<sub>3</sub> :



NO<sub>3</sub> est formé à partir de l'oxydation du NO<sub>2</sub> par l'ozone :

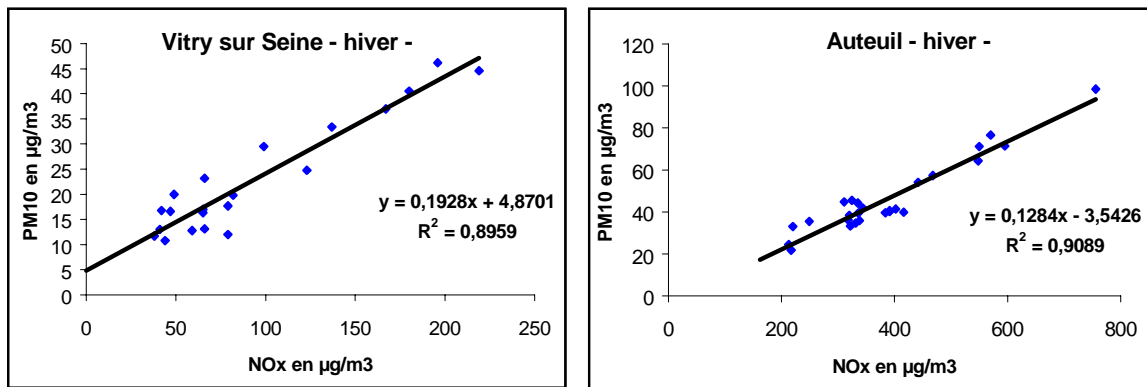


En été, notamment, lorsque les températures sont élevées et que les conditions d'humidité relatives sont basses, le nitrate d'ammonium, résultant de l'équilibre entre l'acide nitrique et l'ammoniac se concentre préférentiellement sur la phase gazeuse (Chow, 1996).

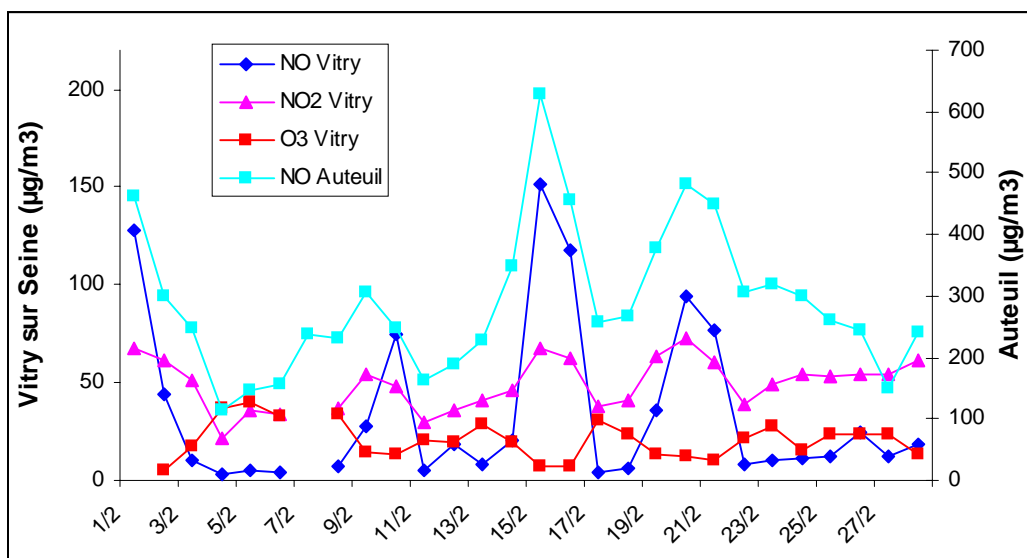
L'analyse des données sur les sites de Vitry sur Seine et d'Auteuil indique une très forte corrélation entre les PM<sub>10</sub> et le NO<sub>x</sub> au cours de la campagne hivernale (figure 17). On constate que les fortes concentrations en PM<sub>10</sub> observées sur les deux sites au cours de cette période sont directement associées aux fortes concentrations en NO<sub>x</sub>.

La figure 18 donne le profil des concentrations NO, NO<sub>2</sub> et O<sub>3</sub> au cours de cette période. Les concentrations de NO<sub>2</sub> sont relativement bien corrélées avec ceux du NO et inversement avec les concentrations en O<sub>3</sub>, confirmant la formation du NO<sub>3</sub> à partir de l'oxydation du NO<sub>2</sub> avec O<sub>3</sub>. Les concentrations en NO entre le site de Vitry sur Seine et Auteuil sont également bien corrélées, notamment lors des épisodes importants de pollution (15, 19 et 20 février 2001). Cependant, les concentrations en NO sur le site d'Auteuil sont beaucoup plus fortes (facteur 4 le 15 février 2001), témoignant de l'importance de la source automobile lors de ces épisodes.

**Figure 17 : comparaison des concentrations (24 heures) PM<sub>10</sub> et NO<sub>x</sub> sur les sites de Vitry sur Seine et Auteuil durant la campagne hiver (données AIRPARIF)**



**Figure 18 : profil des concentrations NO, NO<sub>2</sub> et O<sub>3</sub> sur les sites de Vitry Sur Seine et Auteuil durant la campagne hiver (données AIRPARIF)**



En ce qui concerne, les autres éléments, on constate que le chlore et le sodium ont une relation différente entre les deux campagnes. En été, le chlore est bien corrélé avec le sodium [ $r^2 \text{ Na} = f(\text{Cl}) = 0,92$ ] sur les sites de PA18 et de Gennevilliers. A l'inverse, en hiver, la corrélation est moins bonne [ $r^2 \text{ Na} = f(\text{Cl}) = 0,22$ ] sur le site de PA18 et [ $r^2 \text{ Na} = f(\text{Cl}) = 0,01$ ] sur le site de Gennevilliers. La relation avec le chlore, sous forme (NaCl) semble donc contrastée en fonction de la période d'échantillonnage. Il semble qu'en été, son origine soit essentiellement marine. Par contre en hiver, on observe des concentrations en chlorures supérieures à celles du sodium, indiquant la présence de sources d'émission différentes comme par exemple, la combustion des fiouls, les usines d'incinération d'ordures ménagères et le salage des routes.

#### 4.4.2.3 Les composés métalliques

L'analyse des composés métalliques, indique une concentration importante de l'aluminium et du magnésium sur les quatre sites. L'aluminium est un élément majeur associé généralement aux sources terrigènes. La présence de l'aluminium est d'ailleurs généralement associée à celle du silicium (en cours de validation en ICP-MS). Ces deux éléments sont généralement choisis comme éléments traceurs de la source crustale. Le magnésium peut avoir deux origines, l'une minérale comme l'aluminium, l'autre marine. En ce qui concerne la source minérale, ces éléments proviennent dans leur ensemble des particules de quartz, de calcite, de talc, de gypse,... qui vont se trouver en suspension dans l'air ambiant. Elles sont émises à partir de sources d'origine naturelle (érosion, volcanisme,..) et anthropique (construction BTP, usure de la chaussée, sablage et salage des chaussées pendant l'hiver...). Cependant, nous n'avons pas constaté de fortes corrélations entre le magnésium et l'aluminium au cours de ces deux campagnes, à l'inverse, le magnésium semble avoir une origine marine liée avec le sodium [ $r^2 \text{ Mg} = f(\text{Na}) = 0,62$ ] sur le site d'Auteuil et [ $r^2 \text{ Mg} = f(\text{Na}) = 0,40$ ] sur le site de Gennevilliers lors de la campagne hivernale. L'aluminium peut également provenir d'autres sources (combustion du charbon et du fioul, incinérateurs ...) ce qui expliquerait en partie les mauvaises corrélations avec le magnésium.

En ce qui concerne les composés métalliques, les éléments majeurs observés sont  $\text{Cu} > \text{Pb} > \text{Mn} > \text{As}$  et  $\text{Ni} > \text{Cr}, \text{Ti}$  et  $\text{Co}$ . Le site d'Auteuil, se distingue des autres sites par des concentrations plus élevées. En outre, on constate un enrichissement au cours de la période hivernale.

Le cuivre et le plomb sont fortement corrélés sur les sites de fond [ $r^2 \text{ Cu} = f(\text{Pb}) = 0,84$ ] sur le site de Vitry sur Seine et [ $r^2 \text{ Cu} = f(\text{Pb}) = 0,71$ ] pour le site de Gennevilliers et dans une moindre mesure sur le site d'Auteuil pour la campagne estivale [ $r^2 \text{ Cu} = f(\text{Pb}) = 0,61$ ]. Ceci semble indiquer une origine en partie commune pour ces deux éléments. Les concentrations en plomb, autrefois fortement liées aux émissions automobiles, sont aujourd'hui en nette diminution compte tenu de l'interdiction du plomb dans les carburants. Une autre source peut être constituée par les émissions des sources fixes de combustion.

En ce qui concerne le cuivre, Les fortes concentrations observées sur le site d'Auteuil, tendent à montrer que son origine est liée aux sources de transport. On peut noter sa présence dans un certain nombre d'organes des véhicules (freins, alternateurs...). Ces matériaux peuvent, sous l'effet de l'usure, émettre ces composés sur la chaussée, sous l'effet du passage des véhicules, ils peuvent être remis en suspension dans l'air. Il est d'ailleurs intéressant de noter que le plomb et le cuivre sont deux éléments qui se concentrent sur la fraction « grossière » de l'aérosol. La contribution automobile et des autres sources à la contamination en cuivre n'est pas parfaitement établie, ce qui expliquerait en partie la mauvaise corrélation [ $r^2 \text{ Cu} = f(\text{Pb}) = 0,01$ ] sur le site d'Auteuil lors de la campagne hivernale et qui confirmerait la présence d'autres sources émettrices. Le cuivre peut être également émis à partir des sources fixes de combustion.

Le manganèse a une origine liée à la source minérale de l'aluminium, pour la période hivernale, [ $r^2 \text{ Mn} = f(\text{Al}) = 0,92$ ] sur le site de PA18, [ $r^2 \text{ Mn} = f(\text{Al}) = 0,61$ ] sur le site de Gennevilliers et [ $r^2 (\text{Mn} = f(\text{Al}) = 0,73$ ] sur le site de Vitry sur Seine, mais une origine également propre à une source anthropique liée au cuivre et au plomb [ $r^2 \text{ Mn} = f(\text{Cu}) = 0,68$ ] sur le site d'Auteuil lors de la campagne estivale et sur les sites urbains de fond lors de la campagne hivernale [ $r^2 \text{ Mn} = f(\text{Cu}) = 0,75$ ] et [ $r^2 \text{ Mn} = f(\text{Pb}) = 0,60$ ] sur le site de Gennevilliers, [ $r^2 \text{ Mn} = f(\text{Cu}) = 0,70$ ] et [ $r^2 \text{ Mn} = f(\text{Pb}) = 0,81$ ] sur le site de PA18, [ $r^2 \text{ Mn} = f(\text{Cu}) = 0,50$ ] et [ $r^2 \text{ Mn} = f(\text{Pb}) = 0,50$ ] sur le site de Vitry sur seine. La part anthropique du manganèse est généralement associée aux émissions de l'industrie métallurgique mais, la contribution des sources fixes de combustion est également établie. Par ailleurs, il est aujourd'hui utilisé comme additif dans l'essence en raison de l'abandon des composés plombés.

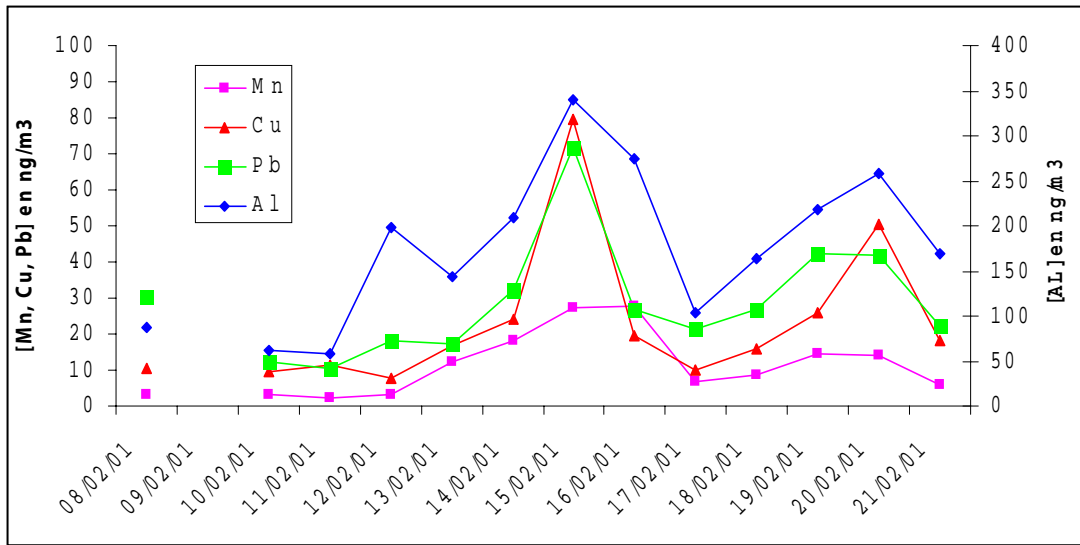
Pour les autres éléments (As, Ni, Ti, Co et Cd), dont l'origine est généralement associée aux sources fixes de combustion (incinérateurs, combustions du fioul et du charbon ...), on observe une forte corrélation entre l'arsenic et le nickel au cours de la campagne hivernale, [ $r^2 \text{ As} = f(\text{Ni}) = 0,89$ ] sur le site de PA18, [ $r^2 \text{ As} = f(\text{Ni}) = 0,76$ ] sur le site de Vitry sur Seine, [ $r^2 \text{ As} = f(\text{Ni}) = 0,73$ ] sur le site de Gennevilliers et [ $r^2 \text{ As} = f(\text{Ni}) = 0,55$ ] sur le site d'Auteuil. Il est intéressant de noter que l'arsenic et le nickel sont également très bien corrélés aux autres composés métalliques [ $r^2 \text{ As} = f(\text{Pb}) = 0,88$ ], [ $r^2 \text{ As} = f(\text{Cu}) = 0,90$ ], [ $r^2 \text{ As} = f(\text{Al}) = 0,64$ ] et [ $r^2 \text{ Ni} = f(\text{Al}) = 0,66$ ] sur le site de Vitry sur Seine. Le titane est uniquement corrélé avec l'arsenic lors de la campagne hivernale sur les site de PA18 [ $r^2 \text{ Ti} = f(\text{As}) = 0,70$ ] et de Vitry sur seine [ $r^2 \text{ Ti} = f(\text{As}) = 0,50$ ]. Enfin, pour le cobalt et le cadmium, ils ont été rencontrés à l'état de traces et les concentrations observées étaient généralement en dessous de leur limite de détection.

En ce qui concerne le chrome et le vanadium aucune corrélation n'a été observé avec les autres éléments métalliques. Le chrome peut avoir une source d'origine terrigène ou anthropique. Le vanadium est généralement associé aux sources fixes de combustion du fioul.

Il est intéressant d'observer que les éléments présents en fortes concentrations (Al, Cu, Pb, As, Ni et Mn) sont bien corrélés entre eux. Ces éléments semblent donc avoir une source d'origine commune, de nature anthropique compte tenu de la présence de certains éléments (Cu et Pb) à de fortes concentrations. L'aluminium, est généralement un élément traceur de la source terrigène, les mesures réalisées au cours de la campagne hivernale, montrent que l'aluminium est étroitement corrélé aux métaux lourds, son origine au cours de cette période est donc en grande partie de nature anthropique, comme celle du manganèse.

La figure 19 donne le profil des concentrations des éléments métalliques sur le site de Vitry sur Seine au cours de la campagne hivernale. On peut constater une très bonne superposition des concentrations entre éléments. En outre, ce profil est à rapprocher de celui de la figure 15, donnant la distribution des anions et cations au cours de la même période sur le site de PA18. On peut constater que les pics des plus fortes concentrations (les 15, 19 et 20 février 2001) correspondent, indiquant certainement une source d'origine commune liée aux sources fixes de combustion compte tenu de la présence d'éléments caractéristiques de ces sources (Al, Cu, Pb et Mn) et génératrices également de NO et NO<sub>2</sub>, justifiant du même fait les fortes concentrations en nitrates observées au cours de ces trois journées. Cette source émettrice en NO et NO<sub>2</sub> vient s'ajouter à celle d'origine automobile (figure 18).

**Figure 19 : profil des concentrations des éléments métalliques sur le site de Vitry sur Seine**



On peut constater que les éléments métalliques sont bien corrélés lors de la campagne hivernale et plus particulièrement sur les sites de PA18 et Vitry sur Seine, instrumentés un mois après les sites de Gennevilliers et d'Auteuil. Le site d'Auteuil présente les moins bonnes corrélations, ceci peut s'expliquer par l'implication importante de la source automobile sur ce site par rapport aux trois autres sites. En effet, ces différents composés se trouvent dans les matériaux de la carrosserie et du moteur, des glissières de sécurité, des poteaux,...(matériaux généralement galvanisés et qui, sous l'effet de l'agressivité ambiante se corrodent).

#### 4.4.3 Etude des épisodes de pollution particulaire

L'étude menée sur les quatre sites parisiens a montré une augmentation de la concentration des particules pendant la campagne hivernale. Cependant, cette période est marquée par une fluctuation importante des concentrations avec des épisodes de forte pollution particulaire (15, 19 et 20 février 2001), caractérisés par un enrichissement en nitrates (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>), en sulfates et en composés métalliques.



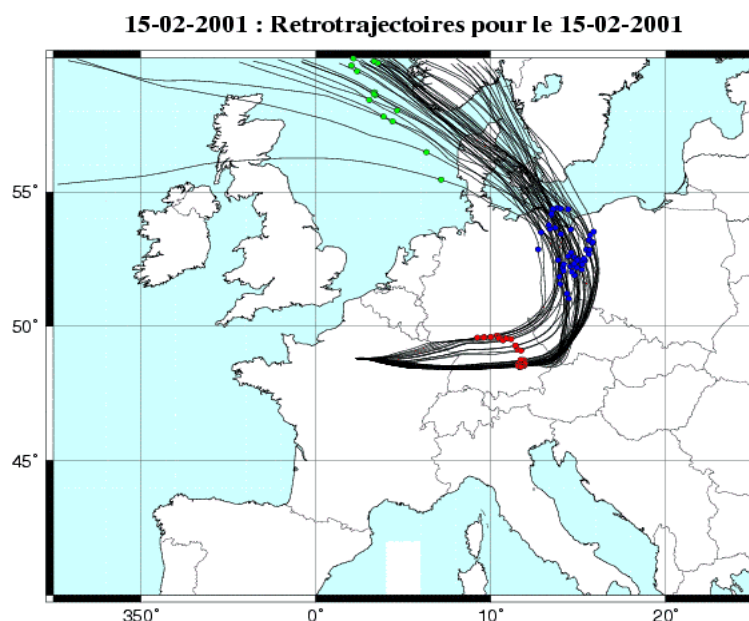
En hiver, les conditions météorologiques et l'impact des sources fixes de combustion lié à une production plus intensive d'énergie thermique pour le chauffage domestique, peuvent expliquer en partie ces épisodes.

L'examen des conditions météorologiques lors de ces trois journées, indique une direction des vents orientée au secteur Nord et Nord-Est et une vitesse inférieure à 1 m/s. En outre, les températures moyennes relevées sont inférieures à 5°C avec des phénomènes d'inversion de températures au cours de certaines périodes et une humidité relative moyenne supérieure à 80 %. Ces conditions sont particulièrement défavorables à la dispersion des polluants atmosphériques et favorables au processus de transformation des gaz en particules (Pun et Seigneur, 2001). Ces conditions particulières conduisent à un enrichissement progressif de la masse d'air en composés gazeux (NOx et SOx) et à la formation d'un aérosol de nature secondaire, comme les nitrates et les sulfates qui vont se combiner avec l'ammoniac disponible.

La présence des composés métalliques en plus fortes concentrations durant ces épisodes, laisse supposer l'implication de sources émettrices localisées géographiquement dans la région nord de Paris.

Cependant, au-delà de l'influence des sources locales, il peut exister un apport transfrontalier pouvant contribuer à l'augmentation de cette pollution comme semble l'indiquer la figure 20. La rétrotrajectoire associée à l'échantillonnage du 15 février indique un survol de la mer du Nord et des pays de l'Europe de l'Est (Pologne, Rép.Tchèque et Allemagne) avant d'arriver à Paris par l'Est. Les zones survolées sont fortement industrialisées et la contribution des sources fixes de chauffage dans cette région d'Europe est importante (étude CESAR), ceci peut contribuer à l'augmentation des concentrations particulières lors de ces épisodes.

*Figure 20 : rétrotrajectoire des masses d'air du 15 février 2001*



#### 4.5 CONCLUSION

Comme nous l'avons constaté, la concentration et la composition de l'aérosol urbain sur les quatre sites parisiens sont influencées par la nature du site mais également par la période d'échantillonnage.

A l'exception d'Auteuil, où les concentrations particulières sont relativement équivalentes entre les deux campagnes, on constate, sur les trois sites urbains de fond, une augmentation des  $PM_{10}$  au cours de la campagne hivernale, attribuée à une augmentation importante des  $PM_{2,5}$ , qui peuvent constituer plus de 80 % des  $PM_{10}$  sur certaines périodes. En outre, on n'observe pas de variation saisonnière des concentrations  $PM_{10-2,5}$ .

L'analyse chimique montre qu'un site urbain fortement influencé par le trafic automobile est caractérisé par des fortes concentrations en carbone élémentaire et carbone organique et par un enrichissement en éléments métalliques. Sur un site urbain de fond, on observe une influence saisonnière importante dans la composition de l'aérosol. En hiver, l'aérosol urbain présente des concentrations plus fortes en nitrates, sulfates et ammonium. Ces éléments se concentrent préférentiellement dans les  $PM_{2,5}$ . Ils sont le résultat des processus de transformation des gaz en particules. Les épisodes de fortes pollutions sont caractérisés par des concentrations importantes en nitrates et ammonium. Ces épisodes ont été observés dans des conditions météorologiques particulières favorisant l'enrichissement de la masse d'air en composés gazeux et conduisant à la formation d'un aérosol de nature secondaire.

Les sources d'émission sont constituées par les sources d'origine automobile (forte corrélation  $NO_x$  et  $PM_{10}$  sur le site d'Auteuil) mais également par les sources fixes de combustion comme les incinérateurs d'ordures ménagères et les centrales thermiques (forte corrélation sur les sites urbains de fond entre les éléments métalliques issus de ces sources et les  $PM_{10}$ ).

## 5 RÉFÉRENCES

---

1. Allen G, Sioutas C, Koutrakis P, Reiss R, Lurmann F.W, Roberts P.T, « Evaluation of the TEOM method for measurement of ambient particulate mass in urban areas », J. Air.Waste Manage.Assoc,1997,47,682-689.
2. Patashnick H, Rupprecht E.G, « continuous PM<sub>10</sub> measurements using the Tapered Element Oscillating Microbalance ». J.Air.Waste Manage.Assoc,1991,41,1079-1083.
3. Norme EN 12341 « qualité de l'air – Détermination de la fraction MP<sub>10</sub> de matière particulaire en suspension – méthode de référence et procédure d'essai in situ pour démontrer l'équivalence à la référence de méthodes de mesurage », juillet 1998.
4. Pope C.A, Thun M, Dockery D.W, Ewans J.S, Speizer F.E, Heath C.W. « Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S adults », Am.J.Crit.Care Med, 1995,151,669-674.
5. Dockery D.W, Pope C.A, « Acute respiratory effects of particulate air pollution ».Ann.Rev.Public Health, 1994,15,107-132.
6. National Research Council, research priorities for airborne particulate matter. Evaluating research progress and updating the portfolio.1999, Washington DC.
7. Test Report on the proof of the equivalence of the concentration measuring instrument Partisol 2000 from Rupprecht and Patashnick Co, Inc, Albany/New york, ref.N° : 5.0.1/205/90, RWTüV, 16.02.1999.
8. Kenny L.C, « Investigation of the effects of loading on PM<sub>2,5</sub> selectors », Health and Safety Laboratory, IR/L/A/98/13.
9. Allen G.A, Oh J-a.A, Koutrakis P, Sioutas C, « Techniques for high-quality ambient coarse particle mass measurements ». J.Air.Waste Manage.Assoc, 9, 133-141, 1999
10. Etude LNE « mise en place d'une chaine nationale d'étalonnage pour la pollution particulaire en masse- étude menée sur un TEOM 1400a » – mai 1998.
11. Blanchard O, « Etude d'un marqueur de particules diesel » -Rapport Loi sur l'Air, 1996.
12. Van Der Zee S.C, Hoek G, Harssema H, Brunekreef B, « Characterization of particulate air pollution in urban and non-urban areas in the Netherlands ». Atm Env Vol 32 N°21 pp 3717-3729, 1998.
13. Airborne Particles Expert Group (APEG). Source Apportionnement of Airborne Particulate Matter in the United Kingdom, DETR, 1999.
14. Green D, Fuller G, Barratt B, « Evaluation of TEOM 'correction factors' for assessing the EU Stage limit values for PM<sub>10</sub> » - Atm. Env 35, 2589 – 2593, 2001.

15. Muir D, « New directions : the suitability of tapered element oscillating microbalances (TEOMs) for PM10 monitoring in Europe. The use of PM10 data measured by TEOM for compliance with the European Air Quality Standard » - *Atm. Env* 34, 3209 – 3212, 2000.
16. King A.M, « New directions : TEOMs and the volatility of UK non-urban PM10 : a regulatory dilemma ? » - *Atm. Env* 34, 3209 – 3212, 2000.
17. Directive 1999/30/CE du conseil du 22 avril 1999, relative à la fixation de valeurs limites pour l'anhydride sulfureux, le dioxyde d'azote, les particules et le plomb dans l'air ambiant.
18. DETR, 1999. Assistance with the review and assessment of PM10 concentrations in relation to the proposed stage 1 limit values. HMSO, London.
19. Brook J.R, Dann T.F, Bonvalot Y, « Observations and interpretations from the Canadian Fine Particle Monitoring Program ». *J.Air.Waste Manage.Assoc* 49, 35-44, 1999.
20. Soutar A, Watt M, Cherrie J.W, Seaton A, « Comparison between a personal PM10 sampling head and the tapered element oscillating microbalance (TEOM) system ». *Atm. Env* 33, 4373 – 4377, 1999.
21. Salter L.F, Parsons B, « Field trials of the TEOM and partisol for PM10 monitoring in the St Austell china clay area, Cornwall, UK ». *Atm. Env* 33, 2111 – 2114, 1999.
22. Chow J.C, Fujita E.M, Watson J.G, Lu Z, Lawson D.R, Ashbaugh L.L, « Evaluation of filter-based aerosol measurements during the 1987 southern california air quality study ». *Env. Monitor and Assessment* 30 : 49 – 80, 1994.
23. Witz S, Eden R.W, Wadley M.W, Dundwoody C, Papa R.P, Torre K.J, « Rapid loss of particulate nitrate, chloride and ammonium on quartz fiber filters during storage ». *J.Air.Waste Manage.Assoc* 40 (1), 53 – 61, 1990.
24. Brook J.R, Dann T.F, « contribution of nitrate and carbonaceous species to PM<sub>2.5</sub> observed in canadian cities ». *J.Air.Waste Manage.Assoc* 49, 193 – 199, 1999.
25. Guillemin M, Cachier H, Chini C, Dabil D, Dahmann D, Diebold F, Fisher A, Fricke H.H, Groves J.A, Hebisch R, Houpillart M, Israel G, Mattenklott M, Moldenhauer W, Sandino J.P, Schlums C, Sutter E, Tucek E - “ International round tests on the measurement of carbon on diesel exhaust particulates ” - *Int Arch Occp Environ Health*, vol 70, pp 161-172, 1997.
26. Chow J.C, Watson J.G, Lu Z, Lowenthal D.H, Frazier C.A, Solomon P.A, Thuillier R.H, Magliano K, « Descriptive analysis of PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> at regionally representative locations during SJVAQS/AUSPEX ». *Atm. Env* 30, N°12, 2079 – 2112, 1996.
27. RIVM, « annual survey Air Quality 1998 ». Report, national Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Bilhoven, Netherlands, 1998.

28. Harrison R.M, Yin J, Mark D, Stedman J, Appleby R.S, Booker J, Moorcroft S, « studies of the coarse particle (2.5 – 10 µm) component in UK urban atmospheres ». *Atm. Env* 35, 3667 – 3679, 2001.
29. Hoek G, Forsberg B, Borowska M, Hlawiczka S, Vaskölv E, Welinder H, Branis M, Benes I, Kotesovec F, Hagen L.O, Cyrus J, Jantunen M, Roemer w, Brunekreef B, « Wintertime PM10 and black smoke concentrations across Europe : results from the PEACE study ». *Atm. Env* 31, N°21, 3609 – 3622, 1997.
30. Harrison R.M, Deacon A.R, Jones M.R, Appleby R.S, « Sources and processes affecting concentrations of PM10 and PM2.5 particulate matter in Birmingham (UK) ». *Atm. Env* 31, N°24, 4103 – 4117, 1997.
31. Houthuijs D, Breugelmans O, Hoek G, Vaskövi E, Mihàliková E, Pastuszka J.S, Jirik V, Sachelarescu S, Lolova D, Meliefste K, Uzunova E, Marinescu C, Volf J, de Leeuw F, van de Wiel H, Fletcher T, Lebret E, Brunekreef B , « Pm10 and PM2.5 concentrations in central and Eastern Europe : results from the CESAR study ». *Atm. Env* 35, 2757 – 2771, 2001.
32. Blanchard O, « Mesure de l'exposition aux particules diesel ». Rapport Loi sur l'Air, 1998.
33. Chung A, Chang D.P.Y, Kleeman J, Perry K.D, Cahill T.A, Dutcher D, McDouglas E.M, Stroud K, « Comparison of real-time instruments used to monitor airborne particulate matter ». *J.Air.Waste Manage.Assoc*, 51 –109 – 120, 2001.
34. Pun B.K, Seigneur C, « sensitivity of particulate matter nitrate formation to precursor emissions in the California San Joaquin Valley ». *Environ. Sci. Technol.* 35, 2979 – 2987, 2001.
35. Pun B.K, Seigneur C, « Understanding particulate matter formation in the California san Joaquin valley : conceptual model and data needs ». ». *Atm. Env* 33, 4865 – 4875, 1999.

## 6 LISTE DES ANNEXES

Repère	Désignation précise	Nb/N°pages
A	Procédure de pesée des filtres	2
B	Résultats de l'étude comparative entre le TEOM et le PARTISOL Plus	9

# *Annexe A*

***Procédure de pesée des filtres***  
**Procédure de pesée des filtres**

- préparer chaque filtre dans une boîte de pétri référencée en vérifiant leur état (pas de trous, présence de débris...)
- placer les boîtes de pétri garnies de leur filtre, boîtes ouvertes, durant quarante huit heures dans la chambre de pesée contrôlée en température ( $20 \pm 1$ )°C et en humidité relative ( $50 \pm 3$ )%.
- lors de la pesée, mettre en marche la micro-balance METTLER MT5 et faire le zéro. Vérifier avec une masse étalon le bon fonctionnement de la micro-balance,
- avec une paire de pinces, saisir délicatement le filtre par sa bordure plastique et le déioniser, une seule fois, pendant dix secondes, ouvrir la balance, placer le filtre au centre du plateau, fermer la balance et attendre la stabilisation, noter la masse indiquée,
- ouvrir la balance, retirer le filtre du plateau et fermer la balance, attendre la remise à zéro de la balance, si une déviation est constatée, refaire le zéro,
- répéter ainsi l'opération de pesée sur chaque filtre trois fois, si la différence entre les trois masses est  $>4 \mu\text{g}$ , répéter l'opération encore deux fois,
- pour chaque série de vingt filtres pesés, deux filtres témoins sont pesés dans les mêmes conditions afin de prendre en compte l'influence des facteurs environnementaux, une dérive éventuelle de la microbalance ou de l'opérateur. Les filtres témoins sont conservés durant toute la durée de la campagne d'échantillonnage dans la chambre de pesée.

Pour la pesée des filtres échantillonnées la procédure est identique.

**Calcul de la masse de matière particulaire collectée sur un filtre.**

Soient  $Ti1$  et  $Ti2$  les masses initiales des témoins avant l'échantillonnage et  $Tf1$  et  $Tf2$  les masses finales des témoins après l'échantillonnage, la moyenne des variations de masse des témoins est équivalent à :

$$\Delta T = 1/2[(Tf1 - Ti1) + (Tf2 - Ti2)]$$

Soient  $Mi$  la masse initiale du filtre avant l'échantillonnage (moyenne des trois pesées successives) et  $Mf$  la masse du filtre après l'échantillonnage (moyenne des trois pesées successives), la masse  $M$  de matière particulaire collectée est égale à :

$M = (Mf - Mi) - \Delta T$
----------------------------

# Annexe B

## Résultats de l'étude comparative entre le TEOM 1400 et le PARTISOL Plus Site d'AUTEUIL campagne d'été

		PM10 Concentration en µg/m3 [20°C, 1 Atm]						
N°	Date	Partisol plus			Teom 1400		Partisol simple	
1	29-mai-00	44,5	±	2,8	43,1	±	2,2	
2	30-mai-00	39,6	±	2,7	35,1	±	1,8	
3	31-mai-00	47,7	±	2,9	47,2	±	2,4	
4	01-juin-00	47,5	±	2,9	43,4	±	2,2	
5	02-juin-00	49,4	±	3,0	50,7	±	2,5	
6	03-juin-00	55,7	±	3,2	51,9	±	2,6	
7	04-juin-00				37,6		1,9	
8	05-juin-00	44,9	±	2,9	39,4	±	2,0	
9	06-juin-00	45,8	±	2,9	45,2	±	2,3	
10	07-juin-00	41,2	±	2,7	42,9	±	2,1	
11	08-juin-00	51,4	±	3,1	52,2	±	2,6	
12	09-juin-00	37,1	±	2,6	40,2	±	2,0	
13	10-juin-00	32,1	±	2,4	33,1	±	1,7	
14	11-juin-00	36,0	±	2,6	35,5	±	1,8	
15	12-juin-00	49,1	±	3,0	49,1	±	2,5	
16	13-juin-00	44,6	±	2,9	44,3	±	2,2	
17	14-juin-00	47,6	±	2,9	50,3	±	2,5	
18	15-juin-00	46,9	±	2,9	46,8	±	2,3	
19	16-juin-00	46,1	±	2,9	51,5	±	2,6	
20	17-juin-00	32,6	±	2,5	35,4	±	1,8	
21	18-juin-00	39,4	±	2,7	39,4	±	2,0	40,3 ± 3,8
22	19-juin-00	58,6	±	3,3	58,7	±	2,9	61,1 ± 4,6
23	20-juin-00	49,1	±	3,0	51,2	±	2,6	50,5 ± 4,2
24	21-juin-00	42,2	±	2,7	47,3	±	2,4	
25	22-juin-00	37,7	±	2,5	41,7	±	2,1	35,9 ± 3,6
26	23-juin-00	33,4	±	2,4	33,7	±	1,7	
27	24-juin-00	39,5	±	2,6	40,7	±	2,0	
28	25-juin-00	32,3	±	2,4	33,1	±	1,7	
29	26-juin-00	42,3	±	2,7	44,1	±	2,2	
30	27-juin-00	40,3	±	2,7	37,2	±	1,9	42,9 ± 3,9
31	28-juin-00	54,4	±	3,1	50,9	±	2,5	57,0 ± 4,4

: valeur manquante

PM2.5 (SCC) Concentration en µg/m3 [20°C, 1 Atm]					
Partisol plus			Teom 1400		
27,9	±	2,2	27,8	±	1,4
31,6	±	2,3	28,6	±	1,4
33,4	±	2,4	34,9	±	1,7
35,7	±	2,4	34,0	±	1,7
37,9	±	2,5	39,3	±	2,0
43,4	±	2,7	41,0	±	2,1
29,7	±	2,2	28,9		1,4
35,9	±	2,5	33,0	±	1,7
31,7	±	2,3	34,2	±	1,7
27,0	±	2,1	29,3	±	1,5
36,1	±	2,4	37,1	±	1,9
25,9	±	2,1	28,4	±	1,4
22,4	±	2,0	23,3	±	1,2
22,0	±	2,0	22,4	±	1,1
36,3	±	2,5	37,7	±	1,9
33,7	±	2,4	37,7	±	1,9
37,0	±	2,5	35,8	±	1,8
36,0	±	2,5	35,9	±	1,8
30,9	±	2,3	34,6	±	1,7
19,5	±	1,8	21,7	±	1,1
24,1	±	2,0	24,9	±	1,2
36,1	±	2,4	42,0	±	2,1
30,9	±	2,2	34,1	±	1,7
22,6	±	2,0	28,1	±	1,4
20,3	±	1,9	23,3	±	1,2
20,5	±	1,9	25,1	±	1,3
22,9	±	2,0	26,8	±	1,3
19,1	±	1,8	23,9	±	1,2
23,5	±	2,0	28,8	±	1,4
24,1	±	2,0	26,7	±	1,3
31,1	±	2,3	33,9	±	1,7

*Site de GENNEVILLIERS campagne d'été*

N°	Date	PM10 Concentration en [20°C, 1 Atm]						PM2.5 (SCC) Concentration en [20°C, 1 Atm]								
		Partisol plus			Teom 1400			Partisol plus			Teom 1400					
1	30-mai-00	16,7	±	1,8	14,7	±	0,7				10,4	±	1,4	9,7	±	0,5
2	31-mai-00	22,8	±	2,0	19,9	±	1,0				11,7	±	1,5	14,0	±	0,7
3	01-juin-00	22,1	±	2,0	22,4	±	1,1				14,3	±	1,6	17,1	±	0,9
4	02-juin-00				25,3	±	1,3				20,3	±	1,9	18,1	±	0,9
5	03-juin-00				33,5	±	1,7				31,0	±	2,3	24,3	±	1,2
6	04-juin-00				17,1	±	0,9				13,2	±	1,6	11,9	±	0,6
7	05-juin-00	17,9	±	1,8	16,9	±	0,8				12,4	±	1,5	12,5	±	0,6
8	06-juin-00	21,4	±	2,0	18,6	±	0,9				10,1	±	1,4	11,7	±	0,6
9	07-juin-00	26,8	±	2,2	24,4	±	1,2				13,5	±	1,6	14,2	±	0,7
10	08-juin-00	29,2	±	2,2	28,5	±	1,4							18,4	±	0,9
11	09-juin-00	22,2	±	2,0	19,0	±	0,9				13,5	±	1,6	12,3	±	0,6
12	10-juin-00	18,9	±	1,9	14,1	±	0,7				8,5	±	1,3	8,6	±	0,4
13	11-juin-00	24,0	±	2,1	20,5	±	1,0				12,4	±	1,5	12,7	±	0,6
14	12-juin-00	26,3	±	2,1	25,9	±	1,3				15,6	±	1,7	18,4	±	0,9
15	13-juin-00	26,4	±	2,1	25,7	±	1,3				18,0	±	1,8	19,3	±	1,0
16	14-juin-00	23,2	±	2,0	23,2	±	1,2				13,9	±	1,6	15,1	±	0,8
17	15-juin-00	23,1	±	2,0	22,1	±	1,1				15,4	±	1,7	16,2	±	0,8
18	16-juin-00	28,3	±	2,2	25,7	±	1,3				17,1	±	1,8	17,1	±	0,9
19	17-juin-00	24,4	±	2,1	23,1	±	1,2				13,1	±	1,6	14,4	±	0,7
20	18-juin-00	28,7	±	2,2	27,5	±	1,4	31,7	±	3,3	14,1	±	1,6	19,0	±	1,0
21	19-juin-00	30,0	±	2,2	27,3	±	1,4	33,8	±	3,4	17,4	±	1,8	17,5	±	0,9
22	20-juin-00	30,4	±	2,2	28,6	±	1,4	34,4	±	3,4	16,6	±	1,7	18,0	±	0,9
23	21-juin-00	21,5	±	1,9	17,4	±	0,9	22,4	±	2,9	7,9	±	1,3	6,9	±	0,3
24	22-juin-00	16,6	±	1,7	13,8	±	0,7	18,3	±	2,8	5,9	±	1,1	6,9	±	0,3
25	23-juin-00	15,7	±	1,7							6,3	±	1,2	9,2	±	0,5
26	24-juin-00	20,5	±	1,9							9,7	±	1,3	16,6	±	0,8
27	25-juin-00	17,0	±	1,7							7,9	±	1,3	13,8	±	0,7
28	26-juin-00	22,3	±	2,0	21,7	±	1,1	22,3	±	2,9	10,9	±	1,4	16,4	±	0,8
29	27-juin-00				21,9	±	1,1	23,3	±	3,0	10,8	±	1,4	17,6	±	0,9
30	28-juin-00	29,2	±	2,2	24,5	±	1,2	31,5	±	3,3	16,4	±	1,7	23,8	±	1,2

*Site de PA 18 campagne d'été*



*Site de VITRY sur SEINE campagne d'été*

		PM10 Concentration en µg/m3 [20°C, 1 Atm]								
N°	Date	Partisol plus			Teom 1400			Partisol simple		
1	07-juil-00	29,4	±	2,3	22,6	±	1,1			
2	08-juil-00	17,8	±	1,8	16,9	±	0,8			
3	09-juil-00	8,1	±	1,3	8,0	±	0,4			
4	10-juil-00	16,9	±	1,7	15,0	±	0,8			
5	11-juil-00	21,0	±	1,9	21,3	±	1,1			
6	12-juil-00	18,0	±	1,8	17,9	±	0,9			
7	13-juil-00	17,2	±	1,8	16,0	±	0,8			
8	14-juil-00	22,2	±	2,0	19,2	±	1,0			
9	15-juil-00	14,6	±	1,6	14,5	±	0,7			
10	16-juil-00	19,2	±	1,9	17,1	±	0,9			
11	17-juil-00	32,4	±	2,4	29,4	±	1,5			
12	18-juil-00	40,5	±	2,6	34,7	±	1,7			
13	19-juil-00	37,0	±	2,5	36,7	±	1,8			
14	20-juil-00	31,1	±	2,3	32,5	±	1,6			
15	21-juil-00	33,3	±	2,4	30,6	±	1,5			
16	22-juil-00	28,8	±	2,2	25,1	±	1,3			
17	23-juil-00	25,0	±	2,1	23,0	±	1,2			
18	24-juil-00	32,1	±	2,3	24,6	±	1,2			
19	25-juil-00	34,7	±	2,4	31,3	±	1,6			
20	26-juil-00	24,5	±	2,1	19,7	±	1,0			
21	27-juil-00	18,5	±	1,8	17,5	±	0,9			
22	28-juil-00	13,4	±	1,6	13,7	±	0,7			
23	29-juil-00	15,0	±	1,7	14,9	±	0,7			
24	30-juil-00	17,5	±	1,8	19,1	±	1,0	17,2	±	2,9
25	31-juil-00	31,1	±	2,3	30,8	±	1,5	33,6	±	3,5
26	01-août-00	21,6	±	1,9	22,4	±	1,1	22,9	±	3,0
27	02-août-00	16,7	±	1,7	15,6	±	0,8	16,8	±	2,7
28	03-août-00	16,1	±	1,7	13,9	±	0,7	17,6	±	2,8
29	04-août-00	28,4	±	2,2	24,4	±	1,2			
30	05-août-00	27,7	±	2,2	22,3	±	1,1			
31	06-août-00	25,5	±	2,1	21,1	±	1,1			
32	07-août-00	20,0	±	1,9	19,3	±	1,0	21,4	±	2,9
33	08-août-00	27,9	±	2,2	23,7	±	1,2	29,0	±	3,2
34	09-août-00	29,2	±	2,2	28,1	±	1,4	29,1	±	3,2

		PM2.5 (SCC) Concentration en µg/m3 [20°C, 1 Atm]					
		Partisol plus			Teom 1400		
		16,1	±	1,7			
		9,4	±	1,4	5,8	±	0,3
		3,2	±	0,9	5,0	±	0,2
		7,0	±	1,2	9,2	±	0,5
		11,1	±	1,5	14,1	±	0,7
		8,4	±	1,3	11,0	±	0,5
		8,8	±	1,3	11,2	±	0,6
					12,2		0,6
					9,4		0,5
					11,9		0,6
					20,9		1,0
					25,1		1,3
		20,8	±	1,9	28,5	±	1,4
		16,7	±	1,7			
		19,3	±	1,9			
		17,8	±	1,8			
		17,0	±	1,8			
		25,8	±	2,1			
		24,9	±	2,1			
		14,3	±	1,6			
		9,6	±	1,4			
		7,7	±	1,3			
		7,7	±	1,3	13,5	±	0,7
		5,8	±	1,1	14,4	±	0,7
		15,4	±	1,7	20,4	±	1,0
		9,6	±	1,4	12,7	±	0,6
		6,3	±	1,2	9,9	±	0,5
		7,6	±	1,3	9,7	±	0,5
		19,5	±	1,9	17,5	±	0,9
		18,6	±	1,8	16,7	±	0,8
		15,0	±	1,7	15,9	±	0,8
		8,8	±	1,3	11,3	±	0,6
		17,1	±	1,8	16,6	±	0,8
		18,3	±	1,8	17,4	±	0,9

 : valeur manquante

		PM10 Concentration en µg/m3 [20°C, 1 Atm]						
N°	Date	Partisol plus		Teom 1400			Partisol simple	
1	11-juil-00	18,1	± 1,8	17,4	± 0,9			
2	12-juil-00	14,1	± 1,6	15,7	± 0,8			
3	13-juil-00	15,0	± 1,7	13,7	± 0,7			
4	14-juil-00	17,1	± 1,8	15,1	± 0,8			
5	15-juil-00	12,9	± 1,6	12,1	± 0,6			
6	16-juil-00	16,9	± 1,8	15,5	± 0,8			
7	17-juil-00	26,9	± 2,2	25,0	± 1,2			
8	18-juil-00	35,0	± 2,5	31,4	± 1,6			
9	19-juil-00	31,0	± 2,3	30,9	± 1,5			
10	20-juil-00	24,0	± 2,1	24,5	± 1,2			
11	21-juil-00	30,3	± 2,3	28,2	± 1,4			
12	22-juil-00	25,8	± 2,1	24,2	± 1,2			
13	23-juil-00	22,0	± 2,0	19,6	± 1,0			
14	24-juil-00	30,4	± 2,3	23,5	± 1,2			
15	25-juil-00	27,2	± 2,2	23,9	± 1,2			
16	26-juil-00	20,2	± 1,9	19,7	± 1,0			
17	27-juil-00	16,1	± 1,7	17,4	± 0,9			
18	28-juil-00	11,7	± 1,5	12,2	± 0,6			
19	29-juil-00	13,5	± 1,6	14,7	± 0,7			
20	30-juil-00	14,4	± 1,7	15,6	± 0,8	14,3	± 2,7	
21	31-juil-00	26,6	± 2,2	26,9	± 1,3	26,3	± 3,2	
22	01-août-00	17,7	± 1,8	17,8	± 0,9	17,4	± 2,9	
23	02-août-00	15,6	± 1,7	15,1	± 0,8	15,3	± 2,8	
24	03-août-00	14,0	± 1,6	14,2	± 0,7	16,0	± 2,7	
25	04-août-00	20,3	± 1,9	21,0	± 1,1			
26	05-août-00	19,7	± 1,9	19,9	± 1,0			
27	06-août-00	21,5	± 2,0	20,9	± 1,0			
28	07-août-00	16,5	± 1,8	16,4	± 0,8	17,2	± 2,8	
29	08-août-00	21,8	± 2,0	21,8	± 1,1	21,4	± 3,0	
30	09-août-00			20,0	± 1,0	22,0	± 3,0	

		PM2.5 (SCC) Concentration en µg/m3 [20°C, 1 Atm]					
		Partisol plus			Teom 1400		
		9,9	± 1,4	10,3	± 0,5		
		7,5	± 1,2	8,5	± 0,4		
		7,5	± 1,2	7,9	± 0,4		
		7,9	± 1,3	8,2	± 0,4		
		6,7	± 1,2	6,8	± 0,3		
		9,4	± 1,4	9,3	± 0,5		
		16,2	± 1,7	15,3	± 0,8		
		21,0	± 1,9	21,0	± 1,1		
		19,4	± 1,9	21,6	± 1,1		
		12,1	± 1,5	15,6	± 0,8		
		17,8	± 1,8	20,2	± 1,0		
		13,7	± 1,6	15,7	± 0,8		
		12,9	± 1,6	13,5	± 0,7		
		18,9	± 1,8	17,5	± 0,9		
		16,2	± 1,7	17,3	± 0,9		
		11,1	± 1,5	15,1	± 0,8		
		9,4	± 1,4	12,1	± 0,6		
		5,6	± 1,1	10,6	± 0,5		
		8,0	± 1,3	10,6	± 0,5		
		7,8	± 1,3	10,4	± 0,5		
		13,7	± 1,6	16,0	± 0,8		
		8,0	± 1,3	9,5	± 0,5		
		6,5	± 1,2	7,8	± 0,4		
		7,0	± 1,2	8,7	± 0,4		
		12,5	± 1,5	15,8	± 0,8		
		14,0	± 1,6	15,8	± 0,8		
		12,9	± 1,6	15,5	± 0,8		
		8,6	± 1,3	10,7	± 0,5		
		13,1	± 1,6	15,4	± 0,8		
				12,6	± 0,6		

: valeur manquante

*Site d'AUTEUIL campagne d'hiver*

		PM10 Concentration en µg/m3 [20°C, 1 Atm]						PM2.5 (SCC) Concentration en µg/m3 [20°C, 1 Atm]								
N°	Date	Partisol plus			Teom 1400			Partisol simple			Partisol plus			Teom 1400		
					±			±			±			±		
1	08-déc-00	29,1	±	2,4	28,2	±	1,4				16,4	±	1,7			
2	09-déc-00	19,4	±	1,7	20,2	±	1,0				12,9	±	1,5	12,9	±	0,6
3	10-déc-00	39,7	±	3,2	38,8	±	1,9	43,1	±	3,8	19,4	±	1,9	20,5	±	1,0
4	11-déc-00	34,8	±	2,5	26,7	±	1,3	40,5	±	3,7	26,7	±	2,1	19,8	±	1,0
5	12-déc-00				48,9	±	2,4	78,6	±	5,2	44,6	±	2,7			
6	13-déc-00	36,4	±	2,8	32,2	±	1,6	38,2	±	3,6	18,9	±	1,8	14,9	±	0,7
7	14-déc-00	38,9	±	3,1	36,8		1,8	39,8	±	3,7	27,5	±	2,2	26,4		1,3
8	15-déc-00	45,4	±	3,5	41,6	±	2,1	44,5	±	2,5	32,1	±	2,3	30,1	±	1,5
9	16-déc-00	39,4	±	3,0	35,3	±	1,8				25,6	±	2,1	24,7	±	1,2
10	17-déc-00	39,4	±	3,1	37,2	±	1,9				29,1	±	2,2	26,8	±	1,3
11	18-déc-00	44,8	±	3,5	40,4	±	2,0	47,6	±	4,0	32,7	±	2,4	30,6	±	1,5
12	19-déc-00	48,9	±	3,7	41,5	±	2,1	53,1	±	4,2	34,3	±	2,4	28,4	±	1,4
13	20-déc-00	52,0	±	3,9	43,4	±	2,2	53,6	±	4,2	34,6	±	2,4	28,0	±	1,4
14	21-déc-00	58,1	±	4,2	47,1	±	2,4	61,4	±	4,5	39,2	±	2,6	32,0	±	1,6
15	22-déc-00	49,1	±	3,6	40,6	±	2,0				35,3	±	2,4	30,3	±	1,5
16	23-déc-00	37,0	±	2,8	31,7	±	1,6				27,6	±	2,2	24,6	±	1,2
17	24-déc-00	55,7	±	4,2	46,6	±	2,3				43,0	±	2,7	38,1	±	1,9
18	25-déc-00	48,4	±	3,5	37,7	±	1,9				40,9	±	2,6	33,1	±	1,7
19	26-déc-00	55,2	±	4,2	47,6	±	2,4				44,3	±	2,7	39,0	±	1,9
20	27-déc-00	52,4	±	4,0	46,3	±	2,3				42,1	±	2,7	36,3	±	1,8
21	28-déc-00	50,2	±	3,9	45,6	±	2,3				33,1	±	2,4	29,0	±	1,4
22	29-déc-00	47,7	±	3,6	42,4	±	2,1				33,3	±	2,4	29,3	±	1,5
23	30-déc-00	46,6	±	3,5	41,5	±	2,1				30,1	±	2,3	27,8	±	1,4
24	31-déc-00	25,3	±	2,0	22,2	±	1,1				15,8	±	1,7	13,1	±	0,7
25	01-janv-01	20,7	±	1,7	19,8	±	1,0				12,1	±	1,5	13,1	±	0,7
26	02-janv-01	30,9	±	2,6	31,5	±	1,6				16,1	±	1,7	17,0	±	0,9
27	03-janv-01	26,0	±	2,2	26,8	±	1,3				14,8	±	1,6	14,0	±	0,7
28	04-janv-01	25,4	±	2,2	26,2	±	1,3				13,3	±	1,6	12,5	±	0,6
29	05-janv-01	23,1	±	2,1	25,8	±	1,3				13,5	±	1,6	17,5	±	0,9
30	06-janv-01	39,2	±	3,1	37,6	±	1,9				25,6	±	2,1			
31	07-janv-01	54,3	±	4,3	51,7	±	2,6				35,3	±	2,4			

Site de GENNEVILLIERS campagne d'hiver

		PM10 Concentration en µg/m3 [20°C, 1 Atm]						PM2.5 (SCC) Concentration en µg/m3 [20°C, 1 Atm]						
N°	N°	Date	Partisol plus		Teom 1400		Partisol simple		Partisol plus		Teom 1400		Partisol simple	
			µg/m3	±	µg/m3	±	µg/m3	±	µg/m3	±	µg/m3	±	µg/m3	±
1	11	4-janv-01	16,8	± 1,7	15,8	± 0,8			8,8	± 1,4	9,2	± 0,5		
2	22	5-janv-01	11,4	± 1,7	16,9	± 0,6			6,9	± 1,3	9,0	± 0,4		
3	33	16-janv-01	9,4	± 1,9	16,4	± 0,8			5,5	± 1,3	9,4	± 0,5		
4	44	27-janv-01	14,7	± 1,6	16,9	± 0,6			13,4	± 1,3	12,2	± 0,6		
5	55	8-fev-01	33,6	± 2,5	22,7	± 1,1			22,6	± 2,2	16,6	± 0,8		
6	66	19-fev-01	40,2	± 2,0	27,2	± 1,4			27,5	± 2,3	19,6	± 0,6		
7	77	28-fev-01	40,7	± 2,6	26,1	± 1,4			27,9	± 2,2	22,2	± 1,1		
8	88	11-mars-01	51,2	± 2,2	30,2	± 0,5			40,2	± 2,6	23,2	± 1,3		
9	99	21-mars-01	69,2	± 3,4	47,7	± 2,4			56,6	± 3,3	39,6	± 1,0		
10	100	30-mars-01	41,5	± 2,9	26,0	± 1,2			33,9	± 2,4	23,0	± 0,5		
11	111	10-avril-01			37,9	± 1,9			18,5	± 1,8	10,6	± 0,5		
12	122	19-avril-01			71,2	± 0,4			58,8	± 2,9	38,0	± 1,5		
13	133	29-avril-01	11,0	± 1,3	42,9	± 2,1			5,8	± 1,1	5,7	± 0,3		
14	144	9-mai-01	24,2	± 2,0	10,6	± 0,5			58,7	± 3,1	34,3	± 1,7		
15	155	19-mai-01	12,1	± 1,3	13,3	± 0,7			7,6	± 1,2	7,7	± 0,7		
16	166	29-mai-01	10,2	± 1,4	13,0	± 0,6			14,4	± 1,6	10,1	± 0,5		
17	177	8-juin-01	9,3	± 1,2	13,1	± 0,6			7,7	± 1,2	8,2	± 0,4		
18	188	18-juin-01	25,8	± 1,7	12,5	± 0,6			5,9	± 1,4	6,5	± 0,5		
19	199	28-juin-01	20,4	± 1,2	19,2	± 0,9			8,6	± 1,5	9,4	± 0,5		
20	210	8-juillet-01	13,3	± 1,6	12,4	± 0,6			13,1	± 1,6	21,1	± 1,1		
21	221	18-juillet-01	11,0	± 1,2	11,9	± 0,6			6,2	± 1,3	8,0	± 0,4		
22	232	28-juillet-01	13,2	± 1,6	26,7	± 1,3	13,0	± 2,6	23,5	± 2,0	7,4	± 0,4		
23	243	7-sept-01	20,2	± 1,9	17,9	± 0,6			39,7	± 2,6	28,2	± 1,4		
24	254	17-sept-01	20,2	± 1,9	17,9	± 0,6			14,0	± 1,6	13,7	± 0,7		
25	265	27-sept-01	12,1	± 1,6	14,7	± 0,7			20,5	± 2,9	13,0	± 1,6		
26	276	7-oct-01	36,4	± 2,2	22,7	± 1,1			9,2	± 1,3	11,0	± 0,5		
27	287	17-oct-01	16,7	± 1,6	16,5	± 0,8			21,9	± 1,4	23,1	± 1,2		
28	298	27-oct-01	30,9	± 2,3	18,9	± 0,9			8,2	± 1,7	23,1	± 1,2		
29	309	6-nov-01	29,9	± 2,3	21,9	± 1,0			17,1	± 1,7	15,3	± 0,7		
30	320	16-nov-01	35,6	± 2,3	25,3	± 1,0			27,9	± 2,0	18,3	± 0,9		
31	331	26-nov-01	21,1	± 1,9	15,1	± 0,9			19,4	± 1,6	18,9	± 0,9		
32	342	6-déc-01	74,8	± 3,7	51,6	± 2,8	21,4	± 2,9	13,5	± 1,7	11,6	± 0,6		
33	353	16-déc-01	40,8	± 2,5	23,2	± 1,1			56,2	± 3,1	39,0	± 1,0		
34	364	26-déc-01	21,8	± 1,9	14,3	± 0,9			29,6	± 2,8	17,0	± 0,8		
35	375	5-janv-02	31,6	± 2,4	19,0	± 1,1			37,3	± 2,5	15,3	± 0,9		
36	386	15-janv-02	42,7	± 2,5	23,0	± 1,2			34,3	± 2,4	17,7	± 0,9		
37	397	25-janv-02	59,8	± 3,1	32,8	± 1,0			46,1	± 2,8	22,4	± 1,0		
38	408	4-fev-02	59,4	± 3,1	40,9	± 2,0			39,4	± 2,6	26,4	± 1,0		
39	419	14-fev-02	41,6	± 2,8	23,0	± 1,3			20,1	± 2,2	19,7	± 1,0		
40	430	24-fev-02	20,1	± 1,9	13,7	± 0,7	63,8	± 4,6	13,3	± 1,8	9,8	± 0,5		
41	441	6-mars-02	20,8	± 1,9	14,3	± 0,7			14,6	± 1,9	9,7	± 0,5		
42	452	16-mars-02	39,4	± 2,6	19,8	± 1,0			32,9	± 2,4	17,2	± 0,9		
43	463	26-mars-02	27,0	± 2,2	16,8	± 0,8			18,1	± 1,8	11,1	± 0,6		
44	474	5-avril-02	22,5	± 2,0	15,5	± 0,8					9,4	± 0,5		
45	485	15-avril-02	24,7	± 2,1	15,5	± 0,8			18,8	± 1,8	12,2	± 0,6		

Site de PA 18 campagne d'hiver Site de VITRY sur SEINE campagne d'hiver

**LISTE DE DIFFUSION**

Nom	Adresse/Service	Nb
	Dossier maître	1

TOTAL **1**

**PERSONNES AYANT PARTICIPÉ À L'ÉTUDE**

Travail	Nom	Qualité	Date	Visa
Rédacteur				
Responsable d'affaire				
Relecteur				
Vérificateur				
Approbateur				