

Etude de l'utilisation d'une moyenne arithmétique des mesures d'un réseau de surveillance comme indicateur de niveau de pollution atmosphérique en milieu urbain

Indice de fumées noires, région parisienne, 1991-1992

Assessing the use of arithmetic mean of network records as a measure of urban air pollution

Black smoke, Paris and suburbs, 1991-1992

Philippe PIRARD (*), Philippe QUENEL (**), Philippe Lameloise (***), Yvon Le MOULLEC (****)

RÉSUMÉ

Dans les études épidémiologiques écologiques temporelles, peu d'auteurs se sont intéressés à la validation des indicateurs utilisés pour estimer l'exposition de la population aux polluants atmosphériques. L'objectif de ce travail est de valider le recours à une moyenne arithmétique des moyennes quotidiennes de l'indice de fumées noires mesuré par six postes de mesure comme indicateur de niveau de ce polluant en région parisienne. L'étude de la distribution des concentrations des polluants mesurées sur chaque poste, des structures temporelles des séries par la méthode de Box et Jenkins, et de leurs corrélations nous ont permis de vérifier l'homogénéité temporelle et géographique entre les postes de mesure. Cette étude est une première étape dans la démarche de validation de l'utilisation d'un indicateur d'exposition d'une population urbaine.

ABSTRACT

Epidemiologists who study the relationship between air pollution and health, often compare time-series analysis of daily levels of air pollutants to daily incidence of health effects among the population recorded in the same area. Most of them simply use the arithmetic mean of the daily means of the levels of a pollutant measured at each station of the network to estimate the daily level of this pollutant over the study area. Nevertheless, few authors have been interested in the validation of this use. The purpose of this work was to validate it in the case of black smoke measurements at six stations located in Paris and his close suburbs. The analysis of the statistical distribution of the levels measured at each station, of the time series by the Box-Jenkins approach and, of the correlations between them, allowed us to verify the temporal and geographical homogeneity between data collected at the six stations. This work is a first step for the validation of ecological exposure assessment of an urban population.

1. Introduction

La population des grandes villes est aujourd'hui exposée à de fréquentes pointes de pollution acido-particulaire en hiver, et photo-oxydante en été [9, 13, 15]. Pour évaluer les effets de la pollution atmosphérique sur la santé des populations urbaines, une nouvelle approche épidémiologique

(*) INSERM U88 Laboratoire GESTE, 14, rue du Val d'Osne, 94410 Saint-Maurice.

(**) Réseau National de Santé Publique, 14, rue du Val d'Osne, 94415 Saint-Maurice Cedex.

(***) AIRPARIF.

(****) Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris.

s'est développée depuis la fin des années 1980. Celle-ci repose sur la réalisation d'enquêtes épidémiologiques écologiques temporelles dont le principe est d'étudier la corrélation journalière entre des indicateurs de morbidité ou de mortalité caractérisant l'état de santé de la population, et des indicateurs de pollution atmosphérique obtenus à partir des mesures réalisées par un réseau de surveillance de la qualité de l'air [13, 4]. Dans ces études, le plus souvent, l'indicateur d'exposition utilisé est la moyenne arithmétique des moyennes journalières calculées à partir des mesures faites par plusieurs postes, l'hypothèse générale étant que la population concernée est exposée, en moyenne, chaque jour, aux mêmes niveaux de pollution. C'est cette hypothèse qui a été faite dans le projet ERPURS (Evaluation des Risques de la Pollution URbaine pour la Santé) [5]. Cette hypothèse nécessite donc de vérifier en premier lieu que les mesures faites sur ces postes fixes soient « homogènes » dans le temps et dans l'espace permettant ainsi l'utilisation d'une moyenne comme indicateur de niveau de polluant pour l'ensemble de la zone d'études. Dans un deuxième temps, il sera nécessaire de vérifier que cette moyenne est bien corrélée à la moyenne des mesures individuelles réalisées dans un échantillon représentatif de la population générale. Le travail présenté dans cet article a pour objectif de valider la première étape en étudiant les mesures de l'indice de fumées noires (FN) enregistrées par les stations de mesure du réseau AIRPARIF sur l'agglomération Parisienne et la petite couronne au cours des périodes hivernales des années 1991 et 1992.

2. Matériel

Les données météorologiques ont été extraites de la base de données du réseau AIRPARIF pour la période 1991-1992. Ce réseau est actuellement composé de l'ensemble des postes de mesure de la région parisienne [8]. Dans le projet ERPURS, les données sanitaires ayant été recueillies au niveau de l'agglomération Parisienne et de la petite couronne, nous avons sélectionné pour cette étude la zone géographique correspondant aux départements 75, 92, 93, 94 et 95⁽¹⁾. Tous les postes de mesure de l'indice de fumées noires du réseau AIRPARIF sont des postes de pollution de fond, destinés à mesurer la pollution particulaire ambiante des secteurs urbains résultant à la fois des sources mobiles (trafic) et des sources fixes (consommation domestique, pollution industrielle). Elles sont ainsi réparties sur l'ensemble de la région Parisienne et sont placées à des endroits non directement exposés au trafic routier ou à d'autres sources locales spécifiques.

(1) 75 : Seine, 92 : Hauts-de-Seine, 93 : Seine-St-Denis ; 94 : Val-de-Marne ; 95 : Val-d'Oise.

Les phénomènes de pollution particulaire survenant surtout en hiver, nous avons choisi de limiter notre analyse à cette saison. L'analyse a donc porté sur les valeurs moyennes quotidiennes de FN de la période comprise entre le premier janvier 1991 et le 31 mars 1991, entre le 30 septembre 1991 et le 31 mars 1992, et entre le 30 septembre 1992 et le 31 décembre 1992.

Au cours de cette période le réseau AIRPARIF était en phase de modernisation et l'intégration des mesures de l'indice de fumées noires à partir de postes automatiques remplaçant les postes du Laboratoire d'Hygiène et de la Ville de Paris (LHVP) a été progressive. Ceci s'est traduit par des périodes de données manquantes variables selon les postes, puisque seules les mesures des postes automatiques étaient prises en compte sur la base de données. En fixant un taux de fonctionnement annuel de 85 % (élevé mais nécessaire pour l'application de la méthode statistique), nous avons finalement sélectionné 6 postes de mesure. Deux sont situés au centre de Paris (St-Jacques et Delambre), un à l'est de Paris en petite couronne (Montreuil), un à l'ouest dans le Bois de Boulogne (Boulogne), un au sud-ouest de Paris (Issy) et un au nord-ouest de Paris (Gennevilliers) (figure 1). La station St-Jacques est située à 12 m de hauteur ; les stations Delambre, Montreuil et Gennevilliers sont situées dans des cours d'écoles (prélèvement à 3 m de hauteur) ; le prélèvement de la station Issy-les-Moulinaux (Issy) est situé à 4 m de hauteur ; la station Boulogne est située dans le Bois de Boulogne (hauteur de prélèvement 4 m).

3. Méthodes

Il s'agissait de vérifier que les concentrations de FN mesurées par les stations de mesure sélectionnées étaient « suffisamment proches » dans le temps et dans l'espace sur la zone géographique définie. Cette « proximité » des mesures a été évaluée : 1) en comparant les niveaux moyens et les distributions des valeurs quotidiennes mesurées par chacune des stations, 2) en vérifiant l'absence de gradient géographique entre les postes, 3) en étudiant les variations temporelles des différents postes, d'abord par une analyse graphique, puis par modélisation selon la méthode d'analyse de séries chronologiques, 4) en étudiant les corrélations entre les différents postes.

La modélisation a été réalisée à l'aide de modèles stochastiques « saisonniers » de type SARIMA développés par Box et Jenkins, qui permettent l'étude d'observations séquentielles ordonnées dans le temps, autocorrélées et aléatoires [1]. Classiquement, la procédure de modélisation repose sur quatre étapes. Les données sont d'abord transformées au moyen d'une fonction logarithmique afin de respecter les conditions d'utilisation des modèles (stabilisation de la variance et normalisation de

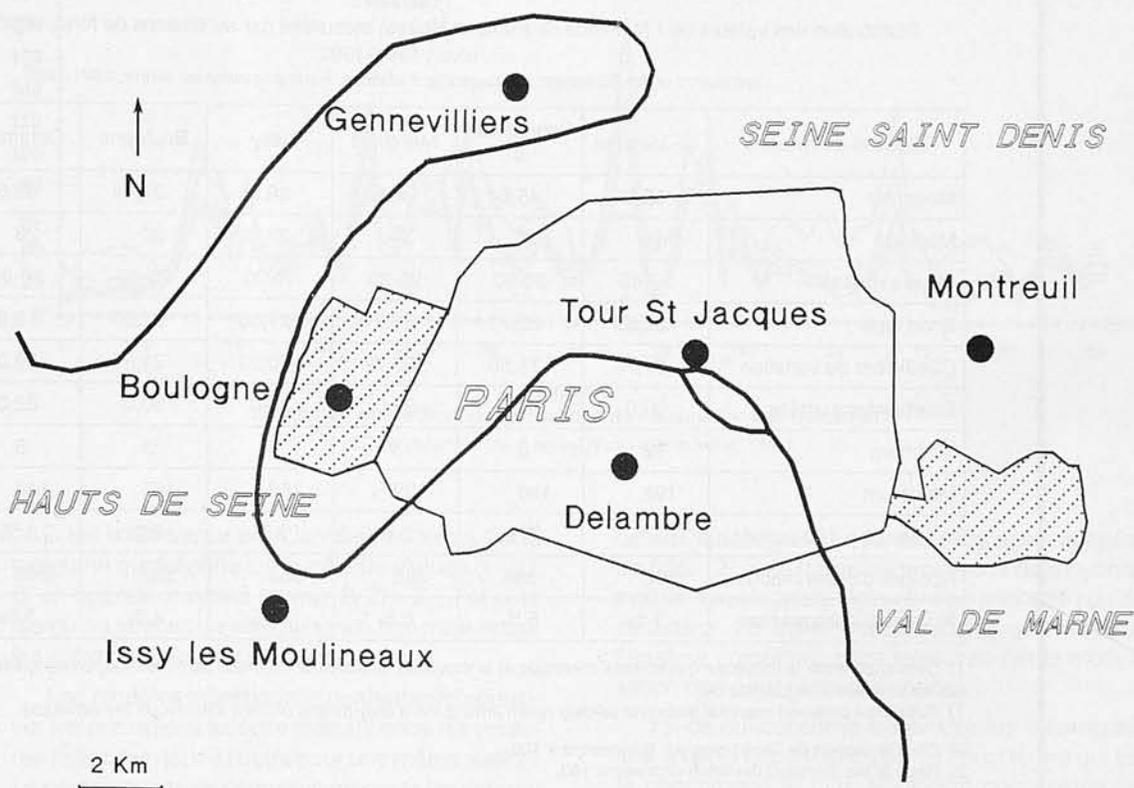


Figure 1.
Implantation géographique des 6 postes sélectionnés.
Sites of the 6 selected stations in our study area.

la distribution des données). La deuxième étape consiste à stationnariser les séries, puis à ajuster un modèle aux observations. L'identification du modèle repose sur l'analyse des corrélogrammes de la fonction d'autocorrélation et de la fonction d'autocorrélation partielle qui permettent de mettre en évidence les liaisons qui relient les données d'une même série à différents décalages. Le plus souvent, les modèles consistent en des processus autorégressifs (AR) qui modélisent la dépendance d'une valeur observée un jour donné avec les valeurs des jours précédents, et des processus de moyenne mobile (MA) qui modélisent la dépendance d'une valeur un jour donné avec les erreurs du passé. La troisième étape consiste à estimer les paramètres du modèle identifié par la méthode du maximum de vraisemblance et à mesurer l'adéquation du modèle aux données par l'étude des résidus du modèle : leur somme doit être la plus faible possible, ceux-ci doivent être indépendants (test de Box-Ljung) et suivre une distribution normale de moyenne nulle (test de Shapiro-Wilk). L'étape finale consiste à identifier le meilleur modèle. Pour cela, on recherche un « juste équilibre » entre une sur ou sous-paramétrisation et la vraisemblance des modèles. Outre la valeur de l'écart type résiduel, différents critères ont été proposés pour donner une mesure de cet « équilibre », dont les critères de Schwartz et d'Akaike qui sont les plus couramment employés.

4. Résultats

Analyse descriptive

Globalement, les niveaux journaliers moyens de FN mesurés à Paris et en petite couronne sont relativement peu élevés : quel que soit le poste, 75 % des valeurs journalières ne dépassent pas $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et les moyennes arithmétiques varient de $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (tableau I). La distribution des données est proche d'une distribution lognormale. En termes de paramètres de position (médiane, moyenne, mode) trois postes sont très proches (Montreuil, Boulogne, Issy) et trois postes s'individualisent par rapport à ce groupe. St-Jacques a une classe modale et une moyenne plus élevées ; Delambre a une classe modale identique à celle des autres postes et une moyenne plus basse, et Gennevilliers a une classe modale identique aux autres postes mais une moyenne plus haute.

Par ailleurs, nous avons étudié l'amplitude des variations journalières entre les différents postes, mesurée par la différence entre la valeur maximale et la valeur minimale des moyennes mesurées chaque jour par les 6 postes. Cette différence est relativement faible puisqu'elle est en moyenne, sur l'ensemble de la période d'étude, de $25,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La différence maximale qui a été observée était de $106 \mu\text{g}/\text{m}^3$, et il est intéressant de noter que les écarts d'amplitude les plus importants sont observés les jours de pointes de pollution.

Tableau I.
Distribution des valeurs de FN (Indice de Fumées Noires) mesurées par six stations de fond, région Parisienne, hiver, 1991-1992.

Distribution of the BS series, measured by 6 stations, Paris and suburbs, winter, 1991-1992.

| Stations de mesure | St-Jacques | Gennevilliers | Montreuil | Issy | Boulogne | Delambre | Amplitude ⁽¹⁾ |
|---|------------|---------------|-----------|-------|----------|----------|--------------------------|
| Moyenne | 50,27 | 45,64 | 38,96 | 38,95 | 37,44 | 33,52 | 25,30 |
| Médiane | 44 | 38 | 34 | 32 | 30 | 28 | 22 |
| Classe modale | 30-40 | 20-30 | 20-30 | 10-20 | 20-30 | 20-30 | 10-20 |
| Ecart type | 25,99 | 32,71 | 21,71 | 27,35 | 27,96 | 19,80 | 15 |
| Coefficient de variation ⁽²⁾ | 51,70 | 71,66 | 55,72 | 70,23 | 74,67 | 59,07 | 59,19 |
| Écarts interquartiles | 30,0 | 34,5 | 22,0 | 30,0 | 30,0 | 22,0 | 15,0 |
| Minimum | 12 | 6 | 7 | 4 | 3 | 6 | 1 |
| Maximum | 192 | 190 | 139 | 152 | 167 | 142 | 106 |
| % valeurs > 100 µg/m ³ | 5 % | 7 % | 2 % | 3 % | 5 % | 1 % | 0,3 % |
| Nombre d'observations | 362 | 346 | 345 | 355 | 352 | 346 | 366 |
| % valeurs manquantes | 1 % | 5 % | 6 % | 3 % | 4 % | 5 % | 0 % |

1) Différence entre la moyenne quotidienne maximale et la moyenne quotidienne minimale parmi les moyennes quotidiennes enregistrées sur les 6 postes d'un jour donné.

1) *Difference between maximal and minimal daily mean among the 6 daily means of the 6 stations on the same day.*

2) C'est le rapport de l'écart-type sur la moyenne × 100.

2) *Ratio of the standard deviation on mean × 100.*

Compte tenu du petit nombre de postes étudiés, il est assez difficile de répondre clairement à la question de l'existence d'un gradient géographique de pollution atmosphérique en région parisienne. Cependant, à partir des données, on n'observe pas de gradient nord-sud, ou est-ouest. Les deux postes les plus proches situés au centre de Paris (Delambre et Saint-Jacques), ont les deux valeurs médianes les plus extrêmes (28 et 44 µg/m³) (tableau I). Cet écart est lié à la situation de la station Saint-Jacques qui, tout en restant une station de pollution urbaine de fond, subit une influence sensible du trafic automobile. Néanmoins, en termes d'exposition et de mesure de l'effet sur la santé de la pollution atmosphérique par les FN, il est raisonnable de considérer l'écart entre les deux postes comme peu important : il n'existe que 20 µg/m³ de différence entre les deux moyennes extrêmes, et les maxima observés sur l'ensemble de la période entre postes ne diffèrent que de 56 µg/m³ (192 contre 134).

Les coefficients de variation et les écarts types de chaque station présentés dans le tableau I, représentent les variations moyennes des mesures entre jours. Ces paramètres sont équivalents et de même niveau pour les postes Boulogne, Issy et Gennevilliers, et plus faibles pour St-Jacques, Montreuil et Delambre. Si l'on considère les écarts interquartiles, le poste Montreuil présente une variabilité très faible. C'est Gennevilliers qui présente les valeurs les plus dispersées, comme en témoignent son écart interquartile [34] et sa grande amplitude de valeurs extrêmes (min-max = 184) (tableau I).

Analyse graphique

Les moyennes journalières mesurées sur chaque poste entre janvier et mars 1991 sont présentées dans figure 2. Toutes les séries se caractérisent par des variations chronologiques similaires et apparaissent très clairement liées entre elles. Ces séries présentent de fortes perturbations, néanmoins on observe un cycle hebdomadaire assez net avec des niveaux plus élevés pendant la semaine que durant les week-end. Ceci est vraisemblablement dû à la décroissance des émissions de polluants qui survient le week-end du fait de la diminution du trafic automobile et du ralentissement de l'activité économique.

Modélisation temporelle

Pour chaque station de mesure, un modèle a été sélectionné, qui permet de caractériser les variations temporelles de chacune des séries :

$$\text{Boulogne : } (1 - 0,75 B)(1 - 0,11 B^{14}) Z_t = (1 - 0,16 B^2) a_t$$

$$\text{Delambre : } (1 - 0,75 B) Z_t = (1 - 0,17 B^{12})(1 - 0,18 B^2) a_t$$

$$\text{St-Jacques : } (1 - 0,67 B)(1 - 0,23 B^{14}) Z_t = (1 + 0,18 B^6)(1 - 0,12 B^2)(1 - 0,17 B^{12}) a_t$$

$$\text{Montreuil : } (1 - 0,66 B)(1 - 0,17 B^{14}) Z_t = (1 + 0,17 B^6)(1 - 0,13 B^2) a_t$$

$$\text{Issy : } (1 - 0,79 B)(1 - 0,13 B^7 - 0,16 B^{28}) Z_t = (1 - 0,23 B^2) a_t$$

$$\text{Gennevilliers : } (1 - 0,55 B^1)(1 - 0,12 B^{14}) Z_t = (1 + 0,22 B^1) a_t$$

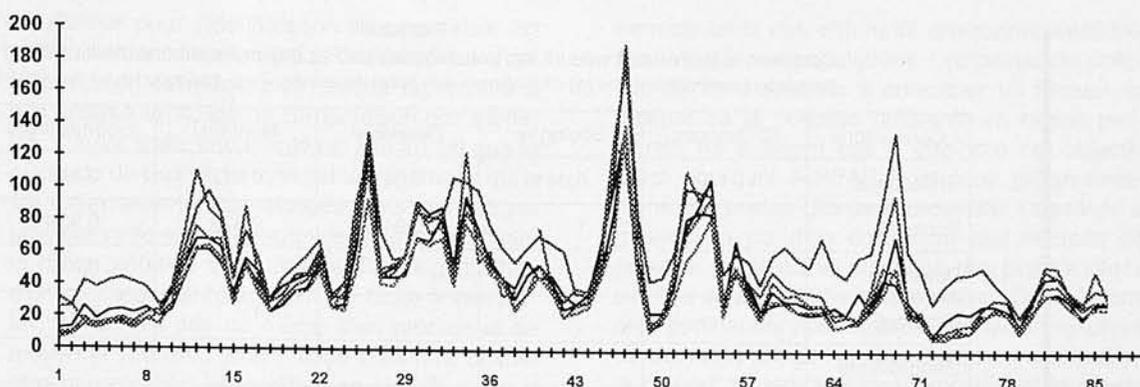


Figure 2.
Moyennes journalières des six postes de mesure (janvier-mars 1991).
Daily means of the 6 series (three first months, 1991).

où Z_t est la différence entre la valeur au temps t et la moyenne quotidienne sur la période d'étude ($t - \beta$), B_j un opérateur retard tel que $B_j Z_t = Z_{t-j}$, et a_t le résidu au temps t ou effet aléatoire non mesuré par les autres termes de l'équation.

Les modèles sélectionnés permettent d'objectiver les principales liaisons existant entre les mesures faites d'un jour à l'autre pour une même station. La partie gauche de l'équation présente les processus autorégressifs qui donnent une estimation des liaisons statistiques existant entre un niveau mesuré un jour donné et le ou les niveaux enregistrés les jours précédents. La partie droite de l'équation présente les processus de moyenne mobile qui estiment les liaisons statistiques existant entre le niveau mesuré un jour donné et le ou les résidus (qu'on peut appeler aussi effets aléatoires) des jours précédents. Ainsi, par exemple, pour la station Boulogne, le niveau de FN enregistré un jour donné est essentiellement lié au niveau de la veille ($r = 0,75$). Dans une moindre mesure, ce niveau dépend également du niveau enregistré deux semaines auparavant ($r = 0,11$) et de la variation de niveau enregistré l'avant-veille ($r = 0,16$).

Bien que les modèles sélectionnés ne soient pas identiques pour toutes les stations, les structures temporelles identifiées sont globalement proches d'un modèle à l'autre. Pour étudier cette similitude, nous avons comparé la nature des principaux phénomènes temporels identifiés pour chaque station et leur importance respective. On peut définir deux types de phénomènes temporels : les phénomènes à court terme concernant les premiers décalages à 1, 2 ou 3 jours et les phénomènes observés pour des décalages plus importants correspondant aux phénomènes « saisonniers ». A l'exception du poste Gennevilliers, les phénomènes à court terme sont correctement modélisés par un processus autorégressif d'ordre 1 au décalage 1 (AR1), et un processus de moyenne mobile d'ordre 1 au décalage 2. Les phénomènes « saisonniers » se manifestent à des décalages multiples de 7 jours [7, 14, 28] sous forme de pro-

cessus autorégressif, et à des décalages multiples de 6 [6, 12] sous forme de processus de moyenne mobile. Seul le poste Delambre ne présente pas de caractère. Le cycle hebdomadaire que montrait l'analyse graphique, n'est retrouvée par la modélisation que pour certaines séries.

En ce qui concerne les processus autorégressifs, c'est la dépendance à très court terme qui est le phénomène le plus significatif pour toutes les stations. Elle se caractérise par une grande stabilité et se présente comme une dépendance importante des niveaux d'un jour par rapport aux niveaux de la veille (AR1). Comparativement, les phénomènes de saisonnalité sont nettement plus faibles et plus variables d'une station à l'autre. Au total, les modèles identifiés pour les différentes stations sont structurellement proches et c'est la dépendance des mesures de la veille qui constitue la majeure partie de la structure temporelle des séries de FN.

Etude des corrélations

Les coefficients de corrélation « bruts » entre les niveaux de FN mesurés par les six stations sont très élevés (tableau II). Cependant, du fait essentiellement de l'autocorrélation temporelle interne des séries à 1, 7, 14 ou 28 jours, ces coefficients de corrélation sont surévalués dès qu'il s'agit d'estimer les corrélations au jour le jour entre les différentes stations. Afin de contrôler ce biais, les séries des données de chaque poste ont été filtrées par le modèle SARIMA correspondant. Après correction, les coefficients de corrélation entre les stations restent élevés (tableau III). Ceci signifie que leur covariance est élevée comparée à leur variance propre. Enfin, pour toutes les stations, c'est la corrélation croisée du jour même (lag = 0) qui est la plus significative.

A l'issue de l'analyse descriptive et de la modélisation par la méthode de Box et Jenkins de l'indice de FN pendant la saison d'hiver, on peut conclure que : 1) les niveaux de polluants enregistrés par les stations, bien que différents, sont com-

Tableau II.
Corrélations brutes des valeurs log-transformées de FN, région Parisienne, hiver, 1991-1992.
Correlation coefficients of the log-transformed data between stations, Paris and suburbs, winter, 1991-1992.

| Corrélations | St-Jacques | Boulogne | Delambre | Montreuil | Gennevilliers | Issy |
|---------------|------------|----------|----------|-----------|---------------|-------|
| St-Jacques | 1 | 0,841 | 0,845 | 0,872 | 0,842 | 0,775 |
| Boulogne | | 1 | 0,947 | 0,879 | 0,939 | 0,931 |
| Delambre | | | 1 | 0,907 | 0,947 | 0,944 |
| Montreuil | | | | 1 | 0,876 | 0,837 |
| Gennevilliers | | | | | 1 | 0,935 |
| Issy | | | | | | 1 |

Tableau III.
Résultats des corrélations entre stations filtrées par leur propre modèle, FN, région Parisienne, hiver, 1991-1992.
Cross-correlations between stations after filtering series by their selected models, BS, Paris and close suburbs, winter, 1991-1992.

| Corrélations | St-Jacques | Boulogne | Delambre | Montreuil | Gennevilliers | Issy |
|---------------|------------|----------|----------|-----------|---------------|-------|
| St-Jacques | 1 | 0,756 | 0,847 | 0,857 | 0,796 | 0,751 |
| Boulogne | | 1 | 0,860 | 0,742 | 0,804 | 0,821 |
| Delambre | | | 1 | 0,874 | 0,895 | 0,896 |
| Montreuil | | | | 1 | 0,809 | 0,792 |
| Gennevilliers | | | | | 1 | 0,822 |
| Issy | | | | | | 1 |

parables en terme de niveaux moyens, 2) que les points de pollution surviennent les mêmes jours pour l'ensemble des stations, et 3) que toutes les stations sont fortement corrélées entre elles au jour le jour. En conséquence, afin de disposer d'un indicateur d'exposition à la pollution atmosphérique urbaine pour les études épidémiologiques, il apparaît licite, en région Parisienne, d'agrèger les niveaux quotidiens de FN mesurés par différentes stations de mesure par une moyenne arithmétique.

5. Discussion

Peu d'auteurs se sont intéressés à la validation de l'agrégation des valeurs enregistrées par différents postes de mesure de la pollution atmosphérique. Shumway *et al.* [14] font référence à l'existence d'une distribution régulière dans l'espace des mesures de niveau de pollution à Los Angeles permettant de construire un indicateur moyen de pollution, sans pour autant préciser la procédure utilisée pour étudier cette dispersion. Goldstein *et al.* [6, 7], à New-York, ne se basent que sur l'étude des coefficients de corrélations de Pearson entre postes pour vérifier s'il est licite d'agrèger les me-

sures de l'ensemble des postes. En première approximation, pour vérifier l'homogénéité des niveaux de pollution mesurés aux différents postes, l'emploi de techniques statistiques descriptives simples telles que l'analyse des distributions, ou l'analyse graphique suffisent. Néanmoins, il nous a paru intéressant de tester l'utilité et les limites de l'emploi de la méthode de Box et Jenkins dans le cadre de notre problématique. Cette méthode s'est montrée assez puissante pour permettre d'identifier la structure temporelle de chaque station, aussi bien en ce qui concerne la structure à très court terme que les phénomènes « saisonniers ». En l'absence de postes de référence, elle a permis de comparer les stations entre elles et d'estimer le degré de liaison existant entre les stations sans biais dus au phénomène d'autocorrélation temporelle. Nous avons ainsi pu vérifier que ces stations restent fortement corrélées entre elles et que cette corrélation a bien lieu le même jour. Enfin cette méthode a permis de montrer, pour certaines stations, l'existence d'un phénomène cyclique de deux semaines qu'il serait intéressant de vérifier dans le futur et pour les autres indicateurs de pollution. Cette méthode présente néanmoins des limites. La première réside dans la subjectivité de

l'opérateur pour l'identification des modèles, en particulier dans l'interprétation des fonctions d'autocorrélation estimées, d'où l'intérêt de recourir à des critères explicites de comparaison des modèles. L'autre limite importante est liée au fait que la méthode de Box et Jenkins est une méthode qui a été essentiellement développée dans une optique prévisionnelle et non descriptive [3], d'où la difficulté d'interprétation des modèles. Si la signification d'un processus autorégressif est facile à interpréter, il n'en est pas de même d'un processus de moyenne mobile... Enfin, cette méthode devrait être approfondie, et modifiée en vue de pouvoir quantifier le « degré de proximité » entre postes.

En dehors des pointes de pollution, les différences des niveaux de concentration le même jour, d'un poste de mesure à l'autre, sont plus faibles que la variabilité journalière des mesures pour un même poste. On ne peut attribuer ces différences de niveaux au dispositif de mesure (réflectomètre) qui est le même pour tous les prélèvements et est étalonné à chaque analyse. Par ailleurs, le faible nombre de valeurs manquantes pour les postes que nous avons sélectionnés, témoigne du respect des critères de qualité des procédures de prélèvement, ainsi que d'un entretien et d'une surveillance régulière de ces systèmes de prélèvement. L'origine des différences observées réside donc probablement dans l'environnement proche des stations. Boulogne (dans un bois), Montreuil et Issy (dans des cours d'école) situées à l'abri de sources de pollution directes dans des endroits différents ont des paramètres de position et de dispersion très proches. Saint-Jacques se situe au centre de Paris dans un endroit dégagé, mais assez proche d'avenues à fort trafic, ce qui se traduit par des niveaux constamment plus élevés. La dispersion plus importante des valeurs de Gennevilliers est plus difficile à interpréter. Plusieurs usines sont implantées dans le secteur de la commune de Gennevilliers et pourraient expliquer cette situation. On peut ainsi émettre l'hypothèse que dans les conditions habituelles dispersives, ces sources n'ont qu'une influence faible sur les concentrations mesurées par ce poste, mais que les jours où les conditions météorologiques dispersives sont défavorables, elles se surajoutent aux sources de pollution ambiante. Pour ce poste, nous avons pu vérifier que si un plus grand nombre de niveaux dépassent $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ces dépassements surviennent les mêmes jours que ceux des autres stations, l'intensité des variations étant plus importante. Pour explorer davantage cette particularité, il serait sans doute intéressant d'étudier les structures temporelles et les corrélations entre les stations de pollution de fond des stations de pollution de proximité.

Un des objectifs d'un réseau de surveillance de la qualité de l'air est de surveiller l'exposition des populations. Cette surveillance nécessite de choisir des sites d'implantation des postes de mesure

représentatifs des différents environnements fréquentés par ces populations. Les postes de pollution de fond destinés à constituer un réseau de mesure de la pollution ambiante en région parisienne ne suffisent pas à atteindre cet objectif. C'est pourquoi AIRPARIF introduit progressivement des postes dits de « proximité » destinés à mesurer la pollution émise par des sources de pollution particulières ainsi que des postes situés sur des lieux de forte fréquentation. Ces stations sont pertinentes pour étudier l'exposition résultant de certaines situations spécifiques correspondant la plupart du temps à des expositions de courte durée, ou pour étudier l'exposition de certains groupes de populations (commerçants travaillant dans des rues canyons).

Cependant, en l'absence d'une bonne connaissance de l'activité moyenne de la population de la région parisienne dans l'espace et dans le temps, l'utilisation de données recueillies par ces postes semble difficile pour estimer les relations entre la pollution atmosphérique et l'activité sanitaire sur l'ensemble de la région parisienne. Il sera donc nécessaire de réaliser à l'avenir des études visant à combler cette lacune. Dès lors, ce « triple » réseau de surveillance devrait permettre ainsi de mieux estimer l'exposition quotidienne des citoyens en tenant compte de leur « budget espace-temps » (Ott 82).

6. Conclusion

L'étude des distributions des concentrations de FN mesurées par six postes de pollution de fond, de la structure temporelle des séries, et de leurs corrélations nous ont permis de vérifier l'homogénéité des stations à une échelle quotidienne. Il apparaît donc valide d'agrèger les niveaux quotidiens mesurés par ces six stations par une moyenne arithmétique, afin de construire un indicateur de pollution ambiante pour l'indice de fumées noires. Cette étude représente une première étape dans la démarche de validation de l'utilisation d'un indicateur d'exposition d'une population urbaine.

Bibliographie

- [1] BOX G.E.P., Jenkins G.M. Time series analysis : forecasting control. Ed Holden Days, San Francisco, 1976.
- [2] CHATFIELD C. The analysis in time series. An introduction. Ed. Chapman and Hall, Third Edition 1984 ; 286 p.
- [3] CHATFIELD C. et PROTHERO D.L. Box-Jenkins seasonal forecasting : problems in a case-study. *Journal of the Royal Statistical Society A*, 1973 ; 136 : 295-336.

- [4] DAB W., ABENHAIM L. Intérêts et limites des méthodes épidémiologiques pour l'étude des effets de la pollution atmosphérique chez l'homme. *Pollution Atmosphérique*, octobre-décembre 1987 ; 330-335.
- [5] ERPURS. Impact de la pollution atmosphérique urbaine sur la santé en Ile-de-France, 1987-1992. *Pollution Atmosphérique*, juillet-septembre 1994 ; 52-54.
- [6] GOLDSTEIN I.F., LANDOVITZ L. Analysis of air pollution patterns in New-York city : I) Can one station represent the large metropolitan area ? *Atmospheric Environment*, 1977 ; 11 : 53-57.
- [7] GOLDSTEIN I.F., LANDOVITZ L. Analysis of air pollution patterns in New-York city : II) Can one aerometric station represent the area surrounding it ? *Atmospheric Environment*, 1977 ; 11 : 53-57.
- [8] LAMELOISE P., THIBAUT G., PETIT-COVIAUX F. La modernisation du dispositif de surveillance de la qualité de l'air en Ile-de-France 1989-1993. *Pollution Atmosphérique* ; 131 : 418-429.
- [9] MORGAN G., MORRIS S., HENRION M. Technical uncertainty in quantitative policy analysis - a sulfur air pollution example. *Risk Analysis*, 1984 ; 4(3) : 201-216.
- [10] OTT W.R. Concept of human exposure to air pollution. *Environment International* 1982 ; 7 : 179-196.
- [11] PETIT-COVIAUX F., PERSON A., LE MOULLEC Y., COURTOIS Y., FESTY B., DUFOUR G., BROCHARD P. Connaissance des particules atmosphériques en milieu urbain : représentativité biologique et difficultés météorologiques. *Pollution Atmosphérique*, janvier-mars 1990 : 21-30.
- [12] QUÉNEL P., MEDINA S., PIRARD P., MOMAS I., LE MOULLEC Y., FESTY B., DAB W. Health service based morbidity indicators as a measure of health effects of air pollution. A literature review 1980-1991. *European Journal of Public Health*, 1994 ; 4 : 201-206.
- [13] QUÉNEL P., MEDINA S., FERRY R. La pollution atmosphérique dans les métropoles. *Pollution Atmosphérique*, juillet-septembre 1994 : 54-66.
- [14] SHUMWAY R.H., AZARI A.S., PAWITAN Y. Modeling mortality fluctuations in Los-Angeles as functions of pollution and weather effects. *Environmental Research*, 1988 ; 45 : 224-241.
- [15] SUNYER 1991. SUNYER J., ANTO J.M., MURILLO C., SAEZ M. Effects of urban air pollution on emergency room admissions for chronic obstructive pulmonary disease. *American Journal of Epidemiology*, 1991 ; 134 : 277-289.

On nous demande de faire savoir

La société Techmation, filiale du groupe REA, a procédé au déménagement de la totalité de ses activités du Quai de la Marne à Paris, dans les locaux de Radio Equipement Antarès, c'est-à-dire :

Techmation, Groupe REA, BP 50, 81, rue Pierre-Sémard, 92323 Châtillon Cedex.

Les coordonnées du département Mesures Physico-Chimiques sont les suivantes :

Tél. : (1) 41 17 74 35. Télécopie : (1) 41 17 74 39.

Ce regroupement de la totalité des activités de REA permet à Techmation et au département MPC plus précisément, d'optimiser encore la totalité de ses prestations. Les équipements d'analyses de l'environnement distribués en France de façon exclusive par le département Mesures Physico-Chimiques de Techmation seront commercialisés, mis en service et entretenus à partir de la base de Châtillon.

Ce transfert est opérationnel à compter du 3 avril 1995.

Une plaquette de présentation de l'activité du département MPC est disponible sur simple demande.