

Estimation de l'exposition dans les études écologiques temporelles des effets sanitaires de la pollution atmosphérique en milieu urbain : Agglomération rouennaise, 1994-96

Exposure assessment in ecological studies of air pollution and health in urban area : Greater Rouen, 1994-96

Abdelkrim ZEGHNOUN^{1,2}, Pierre CZERNICHOW², Philippe QUÉNEL¹, Loëtizia FROMENT², Véronique DELMAS³, Michel BOBBIA³, Pascal BEAUDEAU⁴, François MANSOTTE⁵, Guy TERRIER⁵.

RÉSUMÉ

L'utilisation de la moyenne arithmétique des stations de mesure d'une zone géographique donnée pour construire un indicateur d'exposition à la pollution atmosphérique est une pratique courante dans les études écologiques visant à évaluer l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique. Cette démarche est acceptable sous réserve de vérifier préalablement l'homogénéité spatiale et temporelle des mesures et la représentativité des stations en terme d'exposition. L'étude de la distribution spatio-temporelle des niveaux de pollution (SO₂, NO₂, FN et O₃) enregistrés par les différentes stations de l'agglomération rouennaise a permis de valider cette approche. Néanmoins, pour améliorer l'estimation de l'exposition des populations urbaines, il semble utile de recourir à d'autres méthodologies prenant en compte le budget espace-temps de la population.

ABSTRACT

The average value calculated from data measured at stations operating in any geographical area in order to estimate the population exposure is the most popular method used in time series studies of air pollution. Such a method is acceptable if the assumptions of temporal and spatial homogeneity and representativeness of the available stations is. The analysis of the temporal and spatial distribution of the levels of air pollutants (SO₂, NO₂, BS and O₃) measured at each station of greater Rouen allowed us to validate this approach. However, to improve the estimation of urban population exposure, other methods taking into account movement of the population within the urban area is needed.

Introduction

Les études épidémiologiques menées en France [1-3], comme dans la plupart des pays industrialisés [4-6], ont montré l'existence de liens reproductibles entre la pollution atmosphérique et la santé en milieu urbain. Le plus souvent, ces études sont de type écologique et consistent à mettre en relation un nombre quotidien de décès ou d'admissions hospitalières d'une part, et des niveaux quotidiens des principaux polluants mesurés d'autre part.

Les études écologiques ont pour avantage d'être réalisées dans les conditions réelles d'exposition à la pollution atmosphérique. Cependant, cette exposition n'est pas mesurée au niveau individuel mais au niveau de la population. On considère que toute la population est exposée de façon homogène. A cet effet, les mesures de pollution atmosphérique recueillies par un réseau de surveillance sont utilisées pour construire un indicateur global d'exposition. Cet indicateur est généralement la moyenne arithmétique des niveaux moyens enregistrés quotidiennement par les différentes stations du réseau de surveillance de la zone concernée. Afin de vérifier cette hypothèse écologique, il est donc nécessaire au préalable de vérifier l'homogénéité temporelle et spatiale, au jour le jour, des niveaux de pollution enregistrés par l'ensemble de ces stations.

Ce travail a pour objectif d'évaluer la pertinence de construire un indicateur d'exposition à par-

1. Réseau National de Santé Publique.
2. Département d'Epidémiologie et de Santé Publique (CHU de Rouen).
3. Air Normand.
4. Laboratoire d'Etude et d'Analyse de la ville du Havre.
5. Direction Départementale des Affaires Sociales et Sanitaires (DDASS de Seine Maritime).

tir de la moyenne arithmétique journalière des niveaux de pollution enregistrés par les différentes stations de l'agglomération rouennaise, sur la période 1994-96. Il constitue une étape déterminante dans l'étude des effets sanitaires de la pollution atmosphérique dans cette agglomération, menée actuellement dans le cadre d'une étude multicentrique dans 9 villes françaises [7].

Matériel

Les données de pollution atmosphérique disponibles dans la région de Haute Normandie depuis 1974 proviennent des réseaux de surveillance ALPA et REMAPPA, aujourd'hui Air Normand, qui assurent la surveillance de la qualité de l'air en Basse-Seine. Les polluants étudiés sont le dioxyde de soufre (SO_2), le dioxyde d'azote (NO_2), l'ozone (O_3) et les fumées noires (FN).

Toutes les stations urbaines et suburbaines de l'agglomération rouennaise situées dans des lieux non exposés directement au trafic automobile ou à une source de pollution industrielle ont été retenues pour l'étude. Toutefois, 3 stations de proximité industrielle ont été prises en compte pour FN et NO_2 , celles-ci n'étant pas fortement influencées par le trafic automobile. Au total, 9 stations multi-polluants ont été considérées dans l'étude. La station Bois Guillaume est située sur les plateaux Nord au delà de la zone industrielle. Air Normand et Collège Alexis Carrel se situent au centre ville de Rouen. Autour de la zone industrielle Sud-ouest, on trouve les stations Grand Quevilly, Parc Expositions, Petit Couronne et Val de la Haye. Enfin, la station Sotteville est située près de la zone industrielle Sud-est, et plus loin au Sud on trouve la station Elbeuf (figure 1). Les polluants mesurés sur chaque station sont résumés sur la figure 1.

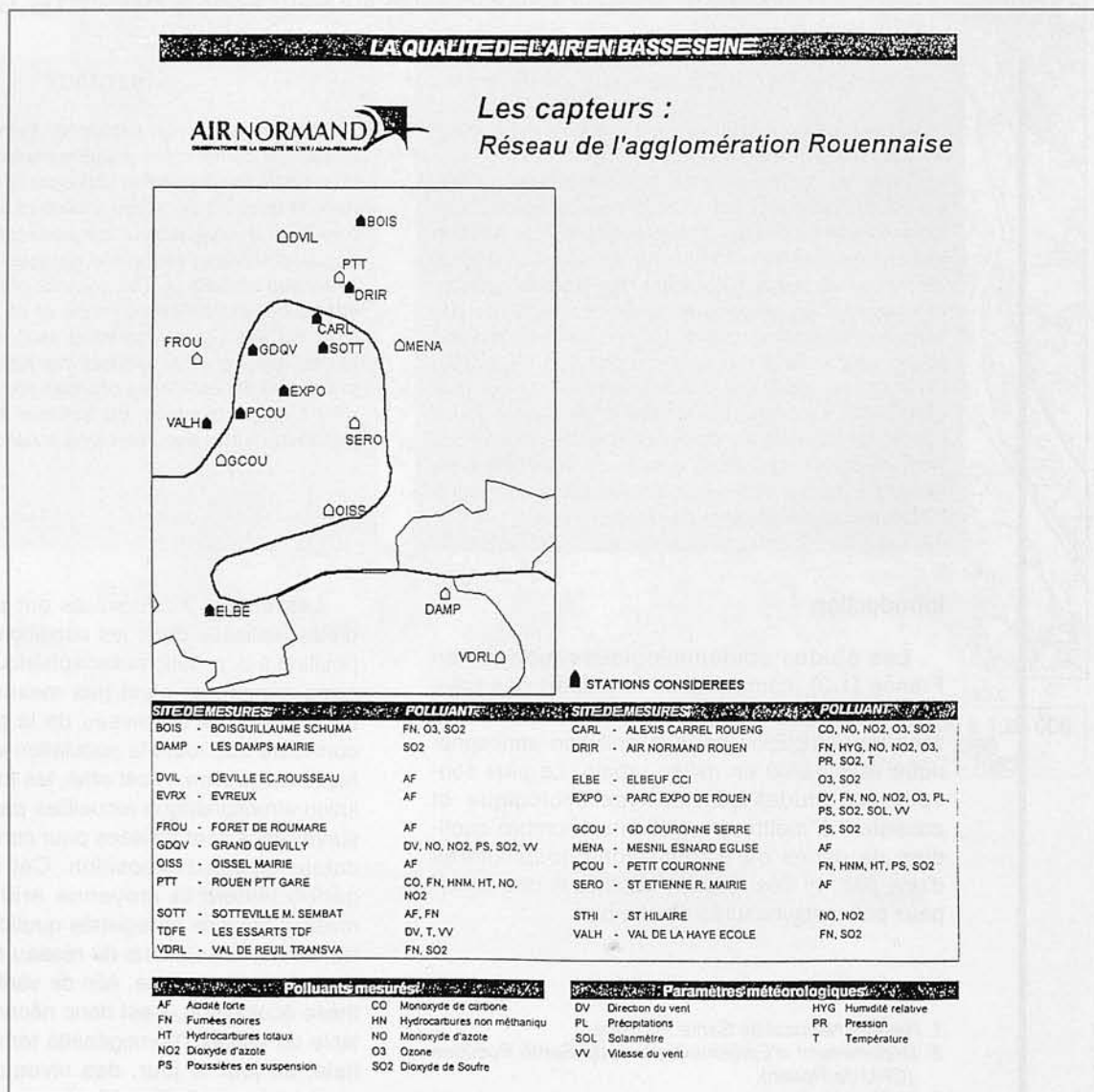


Figure 1.
Localisation géographique des stations de mesures considérées.
Geographic localization of selected stations.

L'étude a porté sur deux périodes : une période estivale pour l'ozone (juin 95 - septembre 95 et avril 96 - septembre 96) et une période hivernale pour SO₂, NO₂ et FN qui atteignent des teneurs maximales en hiver (novembre 94 - mars 95, octobre 95 - mars 96 et octobre 96). Le taux de fonctionnement de ces stations de mesure sur ces périodes supérieur à 92 % témoigne du bon fonctionnement des analyseurs du réseau de surveillance.

Méthode

La méthode employée pour étudier l'homogénéité spatiale et temporelle journalière entre les différentes stations de mesure repose sur la démarche mise en œuvre par PIRARD et coll. [8] dans l'étude de l'indice de fumées noires réalisée dans l'agglomération parisienne et sa petite couronne. Le principe consiste à comparer, pour chaque polluant, la distribution des niveaux de pollution enregistrés par les stations sélectionnées, et d'étudier leurs variations temporelles par une modélisation reposant sur la méthode d'analyse des séries chronologiques et le calcul des corrélations entre stations.

Les modèles utilisés pour étudier les séries de polluants atmosphériques sont les modèles ARMA saisonniers (SARMA) développés par BOX et JENKINS [9]. Ces modèles sont utilisés lorsque les observations de la série étudiée sont autocorrélées comme c'est le cas pour les données de pollution atmosphérique. Ils sont constitués de deux processus : l'un autorégressif (AR) dans lequel l'observation courante dépend des observations passées, et l'autre moyenne mobile (MA) qui exprime la dépendance entre l'observation courante et les erreurs aléatoires du passé.

La notation générale d'un modèle SARMA est donnée par l'équation suivante :

$$(1 - \varphi_1 B - \varphi_2 B^2 - \dots - \varphi_p B^p) (1 - \varphi_s B^s - \varphi_{2s} B^{2s} - \dots - \varphi_{Ps} B^{Ps}) Z_t = (1 - \theta_1 B - \theta_2 B^2 - \dots - \theta_q B^q) (1 - \theta_s B^s - \theta_{2s} B^{2s} - \dots - \theta_{Qs} B^{Qs}) a_t$$

où φ_p est le p-ème paramètre autorégressif non saisonnier, φ_P est le P-ème paramètre autorégressif saisonnier, θ_q est le q-ème paramètre moyenne mobile non saisonnier, θ_Q est le Q-ème paramètre moyenne mobile saisonnier, B est l'opérateur retard tel que $B^j Z_t = Z_{t-j}$, a_t est l'effet aléatoire non mesuré par les autres termes de l'équation, et s est la période (si des données journalières présentent un cycle hebdomadaire, alors $s = 7$). Les phénomènes à court terme sont identifiés par les paramètres non saisonniers, et les phénomènes périodiques sont identifiés par les paramètres saisonniers.

La modélisation selon la méthode de BOX et JENKINS repose sur 4 étapes : stationnarisation de la série, identification, estimation et validation

du modèle. Le principe de cette méthode est développé dans BOX et JENKINS [9] et CHATFIELD [10]. De bonnes introductions et des applications sont données dans PIRARD et coll. [8], HELFENSTEIN [11], BOWIE et PROTHERO [12] et BERERLY et coll. [13].

Les modèles de BOX et JENKINS permettent de modéliser et de comparer les structures temporelles des séries de pollution. Dans un deuxième temps, ces modèles permettent d'estimer les corrélations croisées existant entre les stations de mesure indépendamment des phénomènes saisonniers et de l'autocorrélation. Un filtrage des séries de données de chaque station effectué en ajustant le modèle SARMA correspondant à chaque série de pollution est ainsi utilisé pour éviter la surestimation des coefficients de corrélation. Ces modèles ont été construits en utilisant la procédure ARIMA implémentée dans SAS/ETS [14].

Résultats

La figure 2 (page suivante) présente, pour chaque polluant, l'évolution temporelle des valeurs moyennes journalières mesurées par les différentes stations de l'agglomération rouennaise. Pour chaque polluant, les niveaux moyens enregistrés d'une station à l'autre semblent comparables. Cependant, des différences de niveaux sont observées principalement pendant les périodes de pollution élevée. Ces différences de niveaux sont particulièrement nettes pour les stations Elbeuf (SO₂) et Air Normand (NO₂, O₃). Par ailleurs, les stations de mesure évoluent de la même manière et, graphiquement, semblent être bien corrélées.

Les séries de données considérées dans cette étude sont stationnaires et ne nécessitent pas une transformation particulière ou une différenciation avant modélisation.

Le dioxyde de soufre

On observe deux groupes de stations dont la distribution (moyenne, centiles) des niveaux de SO₂ est très proche. Air Normand (30,8 µg.m⁻³) et Collège Alexis Carrel (27,2 µg.m⁻³) enregistrent des niveaux moyens journaliers homogènes. Bois Guillaume (19,2 µg.m⁻³) et Elbeuf (16,4 µg.m⁻³) ont des niveaux de SO₂ équivalents mais inférieurs à ceux observés dans le premier groupe (tableau I.a).

Bien que ces niveaux soient différents, ils restent comparables en moyenne. En effet, la différence entre les deux moyennes extrêmes est faible (14,5 µg.m⁻³). Par ailleurs, les variations journalières de SO₂ entre ces stations, exprimées par l'écart entre la valeur maximale et la valeur minimale des moyennes de SO₂ mesurées quoti-

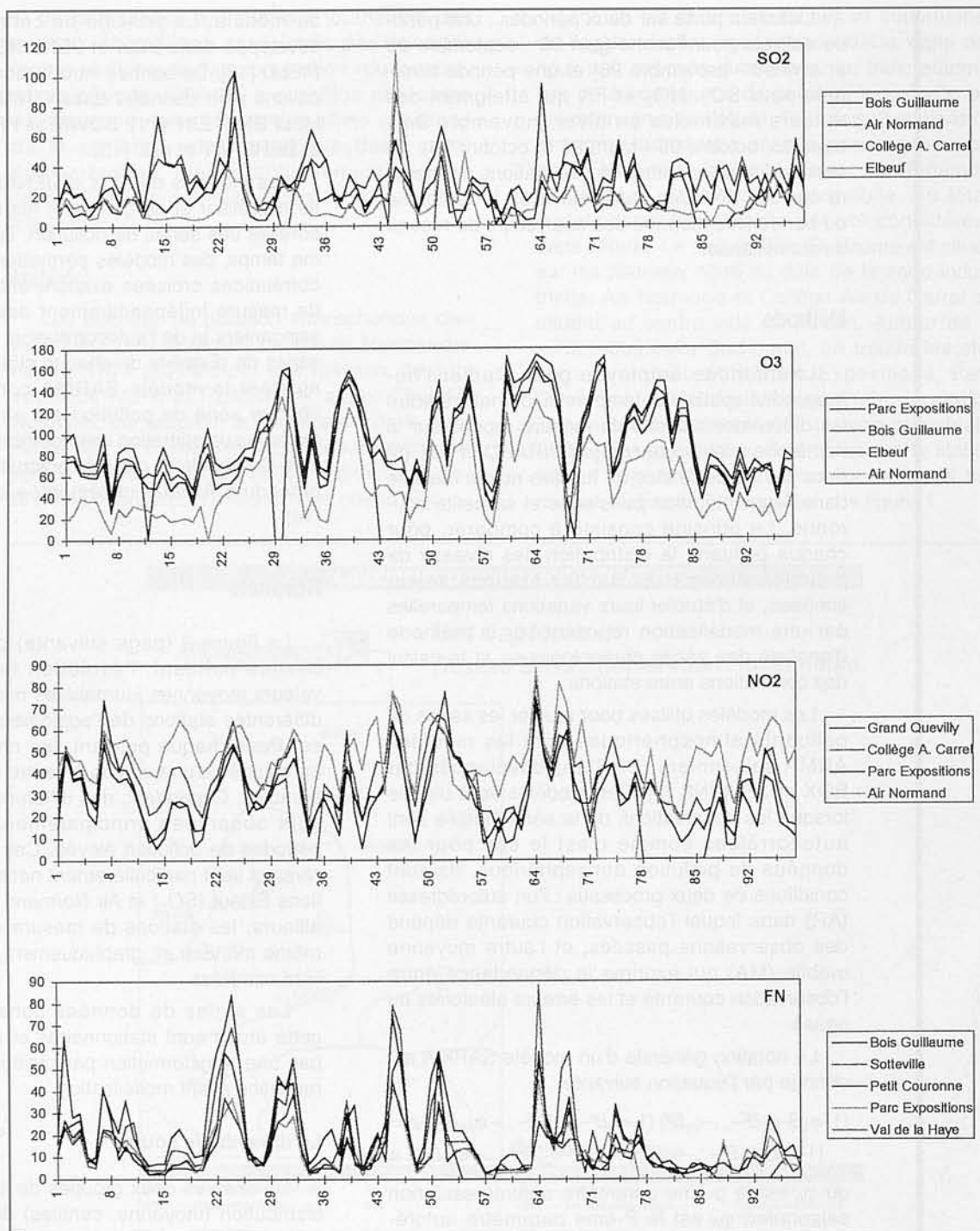


Figure 2.
Evolution des moyennes quotidiennes des polluants atmosphériques mesurés par les différentes stations
de l'agglomération rouennaise.

Daily means of pollutants measured at the selected stations.

diennement, sont relativement faibles. Cet écart est estimé en moyenne sur la durée d'étude à $20,5 \mu\text{g.m}^{-3}$. L'écart maximal observé est de $73 \mu\text{g.m}^{-3}$. L'exclusion de la station Elbeuf, qui enregistre les plus faibles concentrations, réduit ces écarts respectivement à 14,5 et $64,5 \mu\text{g.m}^{-3}$ (tableau I.a).

L'évolution temporelle identifiée par les modèles SARMA ajustés aux données est, globalement, proche d'une station à l'autre, particulièrement pour Air Normand et Collège A. Carrel. Les modèles présentés dans le tableau II.a, traduisent que le niveau de SO_2 enregistré un jour donné est principalement lié au niveau de la veille pour toutes les stations. Ce niveau est également lié d'une manière moins importante pour Elbeuf et Bois Guillaume au niveau enregistré 6 à 7 jours auparavant traduisant l'existence d'une variation hebdomadaire, et pour Air Normand et Collège A. Carrel de l'effet aléatoire observé 2 à 4 jours auparavant.

Les coefficients de corrélation des variations journalières des niveaux de SO_2 , calculés après « filtrage » de la série de chacune des stations par le modèle correspondant, sont élevés entre les stations Bois Guillaume, Air Normand et Collège A. Carrel ($r \geq 0,70$). Elbeuf est cependant moins corrélée aux autres stations (tableau III.a).

L'ozone

La pollution par l'ozone, plus présente dans les zones suburbaines, paraît plus importante sur les stations Parc Expositions ($84,7 \mu\text{g.m}^{-3}$), Bois Guillaume ($80,9 \mu\text{g.m}^{-3}$) et Elbeuf ($72,5 \mu\text{g.m}^{-3}$). Des concentrations moins élevées sont enregistrées par la station urbaine Air Normand ($50 \mu\text{g.m}^{-3}$) mais celle-ci reste bien corrélée aux autres stations (0,77-0,80) (tableau III.b). L'écart moyen entre les niveaux journaliers, calculé sur les 4 stations est de $36,5 \mu\text{g.m}^{-3}$ (maximum = $83 \mu\text{g.m}^{-3}$). L'exclusion de la station Air Normand réduit respectivement ces valeurs à 14 et $45,5 \mu\text{g.m}^{-3}$ (tableau I.a). Les corrélations entre les stations suburbaines sont très élevées ($r \geq 0,95$) (tableau III.b). Par ailleurs, toutes les stations présentent les mêmes variations temporelles : les niveaux d'ozone enregistrés quotidiennement sont principalement liés aux niveaux de la veille (paramètre=0,63-0,66) et de façon moins importante (paramètre=0,10-0,16) aux niveaux enregistrés 10 jours auparavant (tableau II.b).

Le dioxyde d'azote

Concernant le dioxyde d'azote, les stations Grand Quevilly ($35 \mu\text{g.m}^{-3}$), Collège A. Carrel ($40,3 \mu\text{g.m}^{-3}$) et Parc Expositions ($33,1 \mu\text{g.m}^{-3}$)

enregistrent globalement les mêmes niveaux de pollution. Cependant, des concentrations plus élevées sont observées dans la station Air Normand ($50,7 \mu\text{g.m}^{-3}$) qui, bien qu'elle soit considérée comme une station urbaine de fond, demeure sensiblement influencée par le trafic automobile (tableau I.b).

L'écart entre les niveaux journaliers enregistrés par ces stations est estimé, en moyenne, à $20,5 \mu\text{g.m}^{-3}$ (maximum = $62 \mu\text{g.m}^{-3}$). Lorsque la station Air Normand n'est pas prise en compte, ces écarts sont réduits de 50 % environ (moyenne = 9,7 ; maximum = $28 \mu\text{g.m}^{-3}$).

Des structures temporelles proches ont été identifiées d'une station à l'autre. Cette similitude se manifeste principalement par une dépendance à court terme (1 jour) très similaire d'une station à l'autre (paramètre = 0,41 ; 0,38 ; 0,39 et 0,4) et une variation hebdomadaire avec une dépendance des niveaux antérieurs à j-7 et j-14. A l'exception de la station Air Normand ($r < 0,63$), toutes les stations sont bien corrélées au jour le jour ($r > 0,85$) (tableau III.c).

Les fumées noires

Globalement, la distribution des niveaux de l'indice de fumées noires est très proche d'une station à l'autre (tableau I.b). La différence entre les 2 moyennes extrêmes est très faible ($3 \mu\text{g.m}^{-3}$). L'écart moyen des mesures enregistrées quotidiennement dans ces stations est faible ($12,4 \mu\text{g.m}^{-3}$) et n'atteint des niveaux plus importants ($66 \mu\text{g.m}^{-3}$) que pour les niveaux plus élevés de FN.

Les modèles présentés dans le tableau II.d montrent que les niveaux journaliers de FN enregistrés un jour donné sont principalement liés au niveau de la veille (paramètre = 0,57 - 0,73). Dans une moindre mesure, ces niveaux sont liés au niveau enregistré 2 semaines auparavant (paramètre = 0,10 - 0,22). Les coefficients de corrélation, calculés après filtrage des séries de chacune des stations par le modèle correspondant, sont élevés ($r \geq 0,71$) (tableau III.d).

L'analyse des niveaux de SO_2 , O_3 , NO_2 et FN enregistrés par les stations considérées permet de conclure qu'à l'exception des stations Elbeuf (SO_2) et Air Normand (O_3 et NO_2), les niveaux moyens de pollution observés sont relativement homogènes et bien corrélés au jour le jour pour chacun des polluants étudiés. Il est donc pertinent de choisir, pour chaque polluant, la moyenne arithmétique des niveaux moyens journaliers enregistrés dans ces stations afin de disposer d'un indicateur d'exposition écologique à la pollution atmosphérique dans l'agglomération rouennaise.

Tableau I.a.
Distribution des concentrations de SO₂ et d'ozone dans les différentes stations de l'agglomération rouennaise
SO₂ : hiver 94, 95, 96 (364 observations) - O₃ : été 95, 96 (305 observations).

Percentiles of daily means SO₂ and ozone concentrations measured at the selected stations (Greater Rouen).

Polluants	Dioxyde de soufre (µg.m ⁻³)					Ozone (µg.m ⁻³)				
Stations de mesure	Bois Guillaume	Elbeuf	Air Normand	Collège A. Carel	Δm*	Parc Expositions	Bois Guillaume	Elbeuf	Air Normand	Δm*
Moyenne	19,2	16,46	30,82	27,22	14,54	84,74	80,98	72,54	50,08	14,21
Ecart-type	12,41	12,24	17,29	15,47	10,22	30,83	30,38	31,43	30,47	6,56
Médiane	16,5	13,33	26,92	24,21	12,23	80,57	74,69	65,88	41,5	13,5
Centile 75%	24	20,26	38,13	33,57	18,77	98,1	97,32	88,25	69,82	18,5
Centile 90%	34,38	29,38	49,87	44,25	26,85	128	123,94	119,08	97,13	22,73
Centile 95%	41,33	38,5	55,45	49,73	33,21	148,79	142,41	137,17	110,95	25,5
Minimum	3,04	3,25	5,58	7,46	0,67	13,25	16	4,88	2,38	0,7
Maximum	100,3	116,8	155,1	136,3	64,54	173,6	166,8	164,6	150	45,55
Valeurs > 100	1	1	3	3	0	72	66	56	24	0
% V. M	6 %	1 %	3 %	0 %	0 %	4 %	0 %	2 %	1 %	0

(*) Δm est l'écart entre la valeur maximale et la valeur minimale des moyennes de pollution mesurées quotidiennement dans les stations sélectionnées : Elbeuf (SO₂) et Air Normand (O₃, NO₂) ne sont pas considérées dans le calcul de Δm.

(*) Δm : Difference between maximal and minimal daily mean concentrations among selected stations.

Tableau I.b.
Distribution des concentrations de NO₂ et FN dans les différentes stations de l'agglomération rouennaise
NO₂, FN : hiver 94, 95, 96 (364 observations).

Percentiles of daily means NO₂ and BS concentrations measured at the selected stations (Greater Rouen).

Polluants	Dioxyde de soufre (µg.m ⁻³)					Fumées noires (µg.m ⁻³)					
Stations de mesure	Grand Quevilly	Collège A. Carel	Parc Expositions	Air Normand	Δm*	Bois Guillaume	Sotheville	Petit Couronne	Parc Expositions	Val de la Haye	Δm*
Moyenne	35,02	40,33	33,11	50,72	9,69	19,1	19,17	18,48	19,05	16,35	12,36
Ecart-type	14,75	13,38	14,05	13,34	4,83	15,45	17,55	17,69	15,9	14,36	10,21
Médiane	34,71	40,33	32,17	50,79	9,44	15	13	12	14,5	12	9,5
Centile 75%	43,89	47,88	42,27	59,84	12,66	26	26	26	26	20	17
Centile 90%	53,8	57,03	50,26	67,42	16,6	39	42,3	42	42	34	24
Centile 95%	59,82	62,51	56,27	72,57	17,99	52	54	54,6	51,35	44	34
Minimum	4,58	14,74	2,88	7,25	0,17	2	1	2	2	1	1
Maximum	89,88	98,5	83,79	90,33	28,29	92	117	138	83	97	66
Valeurs > 100	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0
% V. M	2 %	2 %	5 %	2 %	0 %	8 %	4 %	5 %	3 %	3 %	0%

(*) Δm est l'écart entre la valeur maximale et la valeur minimale des moyennes de pollution mesurées quotidiennement dans les stations sélectionnées : Elbeuf (SO₂) et Air Normand (O₃, NO₂) ne sont pas considérées dans le calcul de Δm.

(*) Δm : Difference between maximal and minimal daily mean concentrations among selected stations.

Tableau II.
Modèles SARMA des indicateurs de pollution atmosphérique mesurés par les différentes stations
de l'agglomération rouennaise.

SARMA models fitted for different air pollution time series.

Bois Guillaume	$(1 - 0,41 B) (1 - 0,14 B^7) Z_t = a_t$ $Z_t = SO_{2t} - 19,96$
Elbeuf	$(1 - 0,45 B) (1 - 0,16 B^6) Z_t = a_t$ $Z_t = SO_{2t} - 16,46$
Air Normand	$(1 - 0,51 B) Z_t = (1 - 0,11 B^2) (1 - 0,14 B^4) = a_t$ $Z_t = SO_{2t} - 30,57$
Collège A. Carrel	$(1 - 0,39 B) Z_t = (1 - 0,11 B^2) = a_t$ $Z_t = SO_{2t} - 27,14$

(a) Modèles associés aux stations mesurant le SO_2 .

Fitted models for SO_2 stations.

Parc Expositions	$(1 - 0,63 B - 0,16 B^{10}) Z_t = (1 - 0,15 B^{15}) a_t$ $Z_t = O_{3t} - 84,15$
Bois Guillaume	$(1 - 0,64 B - 0,14 B^{10}) Z_t = (1 - 0,12 B^{15}) a_t$ $Z_t = O_{3t} - 79,67$
Elbeuf	$(1 - 0,66 B - 0,15 B^{10}) Z_t = (1 - 0,13 B^{15}) a_t$ $Z_t = O_{3t} - 71,42$
Air Normand	$(1 - 0,65 B - 0,10 B^{10}) Z_t = (1 + 0,11 B^{14}) a_t$ $Z_t = O_{3t} - 48,6$

(b) Modèles associés aux stations mesurant l'ozone.

Fitted models for ozone stations.

Grand Quevilly	$(1 - 0,41 B) (1 - 0,14 B^7 - 0,13 B^{14}) Z_t = (1 + 0,20 B) (1 + 0,12 B^{28}) a_t$ $Z_t = NO_{2t} - 34,66$
Collège A. Carrel	$(1 - 0,38 B) (1 - 0,11 B^7 - 0,12 B^{14}) Z_t = (1 + 0,24 B) (1 + 0,16 B^{27}) a_t$ $Z_t = NO_{2t} - 40,02$
Parc Expositions	$(1 - 0,39 B) (1 - 0,12 B^7 - 0,11 B^{14}) Z_t = (1 + 0,28 B) a_t$ $Z_t = NO_{2t} - 32,81$
Air Normand	$(1 - 0,4 B) (1 - 0,2 B^7 - 0,2 B^{21}) Z_t = (1 + 0,15 B^6) a_t$ $Z_t = NO_{2t} - 50,5$

(c) Modèles associés aux stations mesurant le NO_2 .

Fitted models for NO_2 stations.

Bois Guillaume	$(1 - 0,57 B) (1 - 0,19 B^{14}) Z_t = a_t$ $Z_t = FN_t - 18,98$
Sotteville	$(1 - 0,59 B) (1 - 0,13 B^{14}) Z_t = (1 + 0,09 B^6) a_t$ $Z_t = FN_t - 18,47$
Petit Couronne	$(1 - 0,64 B) (1 - 0,10 B^{14}) Z_t = (1 - 0,11 B^3) a_t$ $Z_t = FN_t - 17,93$
Parc Expositions	$(1 - 0,67 B) (1 - 0,22 B^{14}) Z_t = (1 - 0,12 B^2) (1 + 0,13 B^6) a_t$ $Z_t = FN_t - 18,55$
Val de la Haye	$(1 - 0,73 B) (1 - 0,19 B^{14}) Z_t = (1 - 0,17 B^3) a_t$ $Z_t = FN_t - 16,90$

(d) Modèles associés aux stations mesurant les FN

Fitted models for BS stations.

Tableau III.
Corrélations filtrées entre les stations de l'agglomération rouennaise ($p < 0,001$)
SO₂, NO₂, FN : hiver 94, 95, 96 (364 observations) - O₃ : 305 observations.
Cross-correlation between selected stations after filtering series by their adjusted models.

Stations de mesure (SO ₂)	Bois Guillaume	Air Normand	Collège A. Carrel	Elbeuf
Bois Guillaume	1	0,71	0,70	0,35
Air Normand		1	0,81	0,51
Collège A. Carrel			1	0,45
Elbeuf				1

(a) Corrélations des variations journalières des niveaux de dioxyde de soufre.
Correlation among SO₂ stations.

Stations de mesure (O ₃)	Parc Expositions	Bois Guillaume	Elbeuf	Air Normand
Parc Expositions	1	0,97	0,95	0,77
Bois Guillaume		1	0,95	0,80
Elbeuf			1	0,80
Air Normand				1

(b) Corrélations des variations journalières des niveaux d'ozone.
Correlation among ozone stations.

Stations de mesure (O ₃)	Grand Quevilly	Collège A. Carrel	Parc Expositions	Air Normand
Grand Quevilly	1	0,88	0,85	0,54
Collège A. Carrel		1	0,88	0,63
Parc Expositions			1	0,51
Air Normand				1

(c) Corrélations des variations journalières des niveaux de dioxyde d'azote.
Correlation among NO₂ stations.

Stations de mesure (O ₃)	Bois Guillaume	Sotteville	Petit Couronne	Parc Expositions	Val de la Haye
Bois Guillaume	1	0,81	0,82	0,79	0,74
Sotteville		1	0,81	0,78	0,71
Petit Couronne			1	0,82	0,81
Parc Expositions				1	0,76
Val de la Haye					1

(d) Corrélations des variations journalières des niveaux de fumées noires.
Correlation among BS stations.

Discussion

Dans les études écologiques, l'exposition à la pollution atmosphérique n'est pas estimée au niveau individuel mais à partir des concentrations mesurées par les réseaux de surveillance de la qualité de l'air. Ces études font l'hypothèse que les individus de la population étudiée sont exposés chaque jour, en moyenne, aux mêmes niveaux de pollution atmosphérique. Cette hypothèse se traduit par l'utilisation de la moyenne arithmétique des niveaux journaliers de pollution atmosphérique enregistrés par les différentes stations de la zone géographique étudiée. Or, cette hypothèse a été rarement justifiée dans la plupart des études épidémiologiques. GOLDSTEIN et coll. [15] se basent sur le calcul des corrélations entre les stations de mesure pour valider l'utilisation de la moyenne arithmétique afin de disposer d'un indicateur d'exposition à New York. QUÉNEL et coll. [1] se basent sur une étude, réalisée à Paris et sa petite couronne [8], pour montrer que les niveaux moyens journaliers de FN étaient très homogènes d'une station à l'autre et présentaient les mêmes variations temporelles. Dans une synthèse des études épidémiologiques publiées entre 1980 et 1991, MOMAS et coll. [16] montrent que tous les auteurs estiment l'exposition à la pollution à partir de plusieurs stations. Cependant, peu d'entre eux s'intéressent à la validation de l'utilisation de la moyenne arithmétique de l'ensemble des stations [17]. Plus récemment, dans une étude réalisée à Minneapolis et Birmingham, MOOLGAVKAR et coll. [18] utilisent la moyenne arithmétique des différentes stations de mesure mais ne font aucune référence sur l'homogénéité spatiale et temporelle des niveaux de pollution enregistrés par ces stations.

Si les niveaux enregistrés par plusieurs stations sont fortement corrélés et que les différences de niveaux sont faibles, l'hypothèse de l'homogénéité peut être retenue. Dans le cas contraire, il serait plus approprié de faire une étude par zone. Dans l'agglomération rouennaise, à l'exception des capteurs SO_2 (Elbeuf), NO_2 et O_3 (Air Normand), les niveaux moyens de pollution mesurés par les différentes stations sélectionnées, bien que différents, sont homogènes et bien corrélés au jour le jour ($r \geq 0,70$) pour chacun des polluants étudiés. Les écarts moyens entre les niveaux quotidiens mesurés par ces stations sont faibles quel que soit le polluant ($\leq 14,5 \mu\text{g.m}^{-3}$), et n'atteignent des écarts plus importants que pour des niveaux de pollution plus élevés.

Les différences de niveaux retrouvées entre les stations étudiées sont probablement liées à la situation de ces stations par rapport aux différentes sources de pollution (industrielles et automobile). Pour le SO_2 , la station Bois Guillaume, située sur les plateaux Nord au-delà de la zone

industrielle, enregistre des niveaux de SO_2 plus faibles que ceux observés à partir des stations Air Normand et Collège A. Carrel, situées au centre de Rouen, plus proches des sources de pollution industrielle. Ces stations sont cependant bien corrélées car elles sont toutes exposées aux panaches de SO_2 émanant de la zone industrielle (vents dominants de Sud-ouest). Elbeuf, située à l'abri des panaches de SO_2 , bien qu'enregistrant des niveaux équivalents à ceux observés à Bois Guillaume est plus faiblement corrélée aux autres stations de mesure.

Concernant le NO_2 , les stations Grand Quevilly, Parc Expositions et Collège A. Carrel, placées dans des lieux non exposés directement au trafic automobile, enregistrent des niveaux de NO_2 globalement similaires. La station Air Normand est postée près d'une voie à forte circulation automobile et enregistre des niveaux de NO_2 constamment plus élevés.

Quant à l'ozone, les stations Bois Guillaume et Parc Expositions se situent en périphérie de la zone urbaine et enregistrent des niveaux équivalents d'ozone. Les concentrations d'ozone observées à Elbeuf sont plus faibles mais restent comparables à celles des 2 premières stations. Air Normand, située en zone urbaine, près d'une voie à forte circulation automobile, enregistre cependant des niveaux d'ozone beaucoup plus faibles, liés à la « consommation » rapide de l'ozone par le monoxyde d'azote (NO) émis par les véhicules automobiles.

Enfin, les stations de mesure de FN sont situées dans des endroits non exposés directement au trafic automobile et présentent une distribution de pollution particulière très similaire.

Cette étude complète celle réalisée par PIRARD et Coll. [8] dans la mesure où elle a été menée dans des situations de pollution atmosphérique et de conditions météorologiques différentes. De plus, d'autres polluants (SO_2 , NO_2 et O_3) ont été étudiés en plus des FN. L'utilisation de la méthode de BOX et JENKINS a permis d'identifier les structures temporelles de chaque série de pollution et d'estimer les corrélations croisées entre les stations de mesure indépendamment des phénomènes saisonniers et de l'autocorrélation qui caractérisent les séries de pollution atmosphérique. Malgré des conditions environnementales différentes, le cycle de 2 semaines observé pour les FN à Paris et sa petite couronne est retrouvé dans l'agglomération rouennaise. Concernant les autres polluants, le processus autorégressif identifié traduit une dépendance importante et persistante des niveaux enregistrés un jour donné par rapport aux niveaux de la veille. D'autre part, des phénomènes périodiques moins importants mais persistants, ont été retrouvés pour les stations de mesure du NO_2 (une à deux semaines) et de l'ozone (cycle de 10 jours). Quant au SO_2 , le

cycle hebdomadaire n'a été retrouvé que pour la station Bois Guillaume. Les corrélations, calculées pour chaque polluant, après filtrage de ces phénomènes temporels, restent élevées entre les stations de mesure.

Ce travail constitue une première étape dans l'étude des effets sanitaires de la pollution atmosphérique dans l'agglomération rouennaise. L'homogénéité spatiale et temporelle des stations de mesure sélectionnées étant valide, notre souci est de construire, pour chaque polluant, un indicateur donnant la meilleure estimation possible de l'exposition journalière globale de l'ensemble de la population rouennaise. Comme ce travail l'indique, l'emplacement des stations doit donner des mesures représentant au mieux l'exposition de la population et ne doit pas être systématiquement à proximité des sources de pollution.

Orienté initialement vers la surveillance de la pollution acido-particulaire d'origine industrielle, les stations de mesure de l'agglomération rouennaise sont concentrées au centre ville de Rouen et autour des pôles industriels de l'agglomération. Les communes situées au Nord et au Sud de celle-ci, moins exposées aux sources de pollution, sont peu couvertes par le réseau de surveillance de la qualité de l'air. Les mesures enregistrées par les stations reflètent globalement l'exposition aux polluants atmosphériques dans les zones les plus fréquentées par la population (centre ville de Rouen) et où les plus fortes concentrations se produisent (autour des zones industrielles).

Pour l'ozone, les stations Bois Guillaume, Parc Expositions et Elbeuf, situées respectivement au Nord, centre et Sud de l'agglomération, ne présentent pas d'importants gradients de concentration. Ces stations sont, en effet, très homogènes, présentent les mêmes variations temporelles et sont fortement corrélées (la station Air Normand étant sensiblement influencée par le trafic automobile). En conséquence, de par sa nature « secondaire », une faible couverture spatiale pour l'ozone peut être acceptable. En effet, les gradients de concentrations sont généralement moins importants que ceux observés pour un polluant primaire surveillé par une station de proximité.

Chaque jour, 1 300 000 déplacements sont effectués par les habitants de l'agglomération rouennaise, dont en moyenne 915 000 déplacements mécanisés (1). Parmi ces déplacements, plus de 55 % proviennent de la rive droite, près de 40 % de la rive gauche et 5 % de l'extérieur. Le centre de l'agglomération (centre rive droite et centre rive gauche) attire ou génère près du tiers

(1) Les déplacements mécanisés sont tous les déplacements effectués en voiture (conducteur ou passager), à deux roues (à moteur ou non) et en transports collectifs.

des déplacements mécanisés [19]. L'hypothèse écologique selon laquelle la population de l'agglomération rouennaise est globalement exposée de façon homogène aux polluants atmosphériques reste donc acceptable du fait de la mobilité de la population.

Les études épidémiologiques écologiques permettent d'estimer les effets sanitaires liés à la pollution atmosphérique en utilisant des données produites par la surveillance épidémiologique et environnementale. L'avantage des données environnementales produites par les réseaux de mesure est qu'elles donnent une information sur « l'exposition ambiante » d'une population de grande taille, qu'elles sont disponibles en routine et facilement accessibles. En utilisant dans les études épidémiologiques une simple moyenne arithmétique de plusieurs capteurs, on n'est pas sûr aujourd'hui de tirer le meilleur profit de ces mesures et de calculer le meilleur indicateur d'exposition à la pollution [20-22]. Il semble qu'il y ait encore la possibilité d'optimiser l'utilisation de ces données en avançant dans la connaissance de la répartition spatiale de la pollution atmosphérique (lieux caractérisés par une pollution de fond, une pollution de proximité) et de la mobilité de la population dans une zone géographique donnée. Ce travail devrait permettre en outre d'améliorer le choix des sites d'implantation des stations de mesure et l'estimation de l'exposition des populations urbaines, dans l'esprit des modèles d'estimation de l'exposition qui ont été développés, particulièrement aux Etats-Unis. Ces modèles consistent à combiner des données de concentrations en polluants atmosphériques avec des données de déplacement de la population dans différents « micro-environnements » [23-25]. Le choix de ces micro-environnements, la représentativité des données environnementales recueillies, une bonne connaissance du budget espace-temps de la population, et la prise en compte de l'exposition aux polluants intérieurs sont des éléments importants pour la mise en œuvre de ces modèles.

On voit dans cette description tout l'intérêt qu'il y a à développer des collaborations entre métrologistes, épidémiologistes, sociologues et géographes.

Remerciement

Cette étude a reçu le soutien financier du Réseau National de Santé Publique, de la Direction Régionale de l'Industrie et de la Recherche dans l'Environnement, de Air Normand et du Conseil Régional de Haute Normandie. Nous remercions vivement les réseaux Air Normand pour nous avoir fourni les données métrologiques.

Références

- [1] QUENEL P., ZMIROU D., LE TERTRE A., BALDUCI F., MEDINA S., BARUMANDZADEH T., LE MOULLEC Y., RITTER P., FESTY B., DAB W. Impact de la pollution atmosphérique urbaine de type acido-particulaire sur la mortalité quotidienne à Lyon et dans l'agglomération parisienne. *Santé Publique* 1995 ; 4 : 363-376.
- [2] ZMIROU D., BARUMANDZADEH T., BALDUCCI F., RITTER P., LAHAM G., GHILARDI JP., Short-term effects of air pollution on mortality in the city of Lyon, France, 1985-90. *Journal of Epidemiology and Community Health* 1996 ; 50(1) : S30-S35.
- [3] DAB D., MEDINA S., QUENEL P., LE MOULLEC Y., LE TERTRE A., THELOT B., MONTEIL C., LAMELOISE P., PIRARD P., MOMAS I., FERRY R., FESTY B., Short-term respiratory health effects of ambient air pollution : results of the APHEA project in Paris. *Journal of Epidemiology and Community Health* 1996 ; 50(1) : S42-S46.
- [4] SCHWARTZ J., Air pollution and hospital admissions for cardiovascular disease in Tucson. *Epidemiology* 1997 ; 8(4) : 371-377.
- [5] TOULOUMI G., SAMOLI K., KATSOUYANNI K., Daily mortality and « winter type » air pollution in Athens, Greece : time series analysis within the APHEA project. *Journal of Epidemiology and Community Health* 1996 ; 50(1) : S47-S51.
- [6] PONKA A., VIRTANEN M. Asthma and ambient air pollution in Helsinki. *Journal of Epidemiology and Community Health* 1996 ; 50(1) : S59-S62.
- [7] QUENEL P., LE GOASTER C., CASSADOU S., EILSTEIN D., FILLEUL L., PASCAL L., PROUVOST H., SAVIUC P., ZEGHNOUN A., LE TERTRE A., MEDINA S., JOUAN M. Surveillance des effets sur la santé de la pollution atmosphérique en milieu urbain : étude de faisabilité dans 9 villes françaises. Objectifs et principes. *Pollution atmosphérique*, Octobre-Décembre 1997 ; 1-8.
- [8] PIRARD P., QUENEL P., LAMELOISE P., LE MOULLEC Y. 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, 1991-92. *Pollution Atmosphérique*, Avril - Juin 1995 ; 59-66.
- [9] BOX G.E.P., JENKINS G.M. Time series analysis : forecasting and control. Revised Ed., San Francisco, Holden-Day (1976).
- [10] CHATFIELD C. The analysis in time series. An introduction. Ed. Chapman & Hall, 3rd Edition 1984, 286 p.
- [11] HELFENSTEIN U. Box-Jenkins modelling of some viral infectious diseases. *Statistics in Medicine* 1986 ; 5 : 37-47.
- [12] BOWIE C., PROTHERO D. Finding causes of seasonal diseases using time series analysis. *International Journal of Epidemiology* 1981 ; 10 : 87-92.
- [13] BEVERLY M. S., AKBAR Z. Time series analysis of injuries. *Statistics in Medicine* 1989 ; 8 : 1497-1508.
- [14] SAS/ETS User's guide. 6th Ed. Cary, NC : SAS Institute Inc. (1985).
- [15] 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.
- [16] MOMAS I., PIRARD P., QUENEL P., MEDINA S., LE MOULLEC Y., FERRY R., DAB D., FESTY B. Pollution atmosphérique urbaine et mortalité : une synthèse des études épidémiologiques publiées entre 1980 et 1991. *Revue d'Epidémiologie et Santé Publique* 1993 ; 41 : 30-43.
- [17] SHUMWAY R. H., AZARI A. S., PAWITAN Y. Modeling mortality fluctuations in Los Angeles as function of pollution and weather effects. *Environment Research* 1988 ; 45 : 224-241.
- [18] MOOLGAVKAR S. H., LUEBECK E. G., ANDERSON E. H. Air pollution and hospital admissions for respiratory causes in Minneapolis- St. Paul and Birmingham. *Epidemiology* 1997 ; 8(4) : 364-370.
- [19] Enquête ménage sur les déplacements. DISTRICT-CETE-INSEE 1996. Cahier de l'Aval, Octobre 1997 ; N° 45.
- [20] QUENEL P. Surveillance de santé publique et environnement. *Revue d'Epidémiologie et de Santé Publique* 1995 ; 43 : 412-422.
- [21] QUENEL P., DAB W., FESTY B., HARF R., JOUAN M., MANSOTTE F., LE MOULLEC Y., POTELON J. L., ZMIROU D. Comprendre et vouloir. Dix chantiers prioritaires pour la santé publique : prévenir la pollution atmosphérique. *Santé et Société* 1996 ; 3 : 147-162.
- [22] KRZYZANOWSKI M. Methods for assessing the extent of exposure and effects of air pollution. *Occupational and Environmental Medicine*. 54, 145-151 (1997).
- [23] DUAN N. Models for human exposure to air pollution. *Environment International* 1982 ; 8 : 305-309.
- [24] OTT W. R. Concept of human exposure to air pollution. *Environment International* 1982 ; 7 : 179-196.
- [25] MAGE D. T. Concept of human exposure assessment for airborne particulate matter. *Environment International* 1985 ; 11 : 407-412.