

PRÉFECTURE
D'ÎLE-DE-FRANCE

RÉGION
D'ÎLE-DE-FRANCE

Observatoire régional de santé d'Île-de-France

Erpurs

Évaluation des risques de la pollution urbaine sur la santé :
analyse des liens entre pollution photo-oxydante et
hospitalisations pour causes respiratoires (2000-2003)

Etude réalisée par
Benoît CHARDON et Agnès LEFRANC, chargés d'études à l'ORS,
avec la participation de Frédérique MORETO, Airparif,
sous la direction d'Isabelle GREMY, directrice de l'ORS

Cette étude n'aurait pas été réalisée sans le soutien :

- *du comité scientifique :*
 - Les Drs. Daniel EILSTEIN et Sylvia MEDINA, M. Alain LE TERTRE – Institut de veille sanitaire (InVS),
 - Le Pr. Bernard FESTY – Association pour la prévention de la pollution atmosphérique (APPA),
 - M. Philippe LAMELOISE – Airparif,
 - M. Yvon LE MOULLEC – Laboratoire d'hygiène de la Ville de Paris (LHVP) ;

- *des organismes partenaires qui mettent à disposition leurs données :*
 - Les Drs. Jean-Marie COHEN et Anne MANTEL-MOSNIER – Groupes régionaux d'observation de la grippe (GROG)-OpenRome,
 - Le Dr. Josiane HOLSTEIN – Assistance Publique - Hôpitaux de Paris,
 - M. Denis FOURGASSIÉ – Météo-France, CIDM Paris-Montsouris,
 - Le Dr. Jean-Charles GUZZO – SOS-médecins Paris,
 - M. Philippe LAMELOISE – Airparif,
 - M. Michel THIBEAUDON – Réseau national de surveillance aérobiologique (RNSA) ;

- *Du groupe de travail sur la pollution photo-oxydante :*
 - Le Dr. Sylvia MEDINA, et M. Alain LE TERTRE – Institut de veille sanitaire (InVS),
 - Le Pr. Bernard FESTY – Association pour la prévention de la pollution atmosphérique (APPA),
 - M. Philippe LAMELOISE, M. Christian RENAUDOT, et M. Chris ROTH – Airparif
 - M. Yvon LE MOULLEC – Laboratoire d'hygiène de la Ville de Paris (LHVP) ;

- *et du soutien financier du Conseil régional d'Île-de-France.*

Que tous soient ici vivement remerciés pour leur concours.

Sommaire

Sommaire	3
La pollution photo-oxydante	5
Les mécanismes de formation de la pollution photo-oxydante	7
Les effets sanitaires de la pollution photo-oxydante	16
Objectif de la présente étude	16
Définition d'indicateurs d'exposition à la pollution photo-oxydante pour l'analyse des effets sanitaires	17
Définition de la zone d'étude	19
Construction des indicateurs d'exposition à la pollution photo-oxydante	21
Sources de données et méthodes d'analyse	25
Les données sanitaires	29
Les facteurs de confusion	31
Modélisation	32
Résultats	35
Variables retenues dans le modèle de base	37
Liens entre le nombre d'hospitalisations pour causes respiratoires des plus de 15 ans à l'AP-HP et la pollution photo-oxydante	39
Discussion	47
Annexes	53
Références	61

La pollution photo-oxydante

Les mécanismes de formation de la pollution photo-oxydante

L'ozone est un polluant dit secondaire car il n'est pas émis directement dans la troposphère¹ mais est formé à la suite de réactions photochimiques² qui mettent en jeu d'autres polluants émis, eux directement par des sources anthropiques³ tels que les oxydes d'azote (NOx) et les composés organiques volatils (COV). Le rayonnement solaire agit à deux niveaux :

- il permet les réactions de photolyse⁴ intervenant dans la formation d'ozone,
- il accélère certaines réactions dépendantes de la température en augmentant les vitesses de réactions.

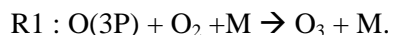
Ainsi, plus le temps est ensoleillé, plus la formation d'ozone est favorisée.

Une première partie rappelle de manière simplifiée les mécanismes de formation de l'ozone troposphérique. Une deuxième partie précise le fonctionnement de ces réactions en atmosphère polluée, notamment dans le cas de l'Île-de-France.

Mécanismes de formations de l'ozone

Présentation simplifiée

L'unique réaction de production directe d'ozone dans la troposphère est la recombinaison d'un atome d'oxygène dans l'état fondamental noté O(3P) avec une molécule d'oxygène (O₂) en présence d'un troisième corps (M) qui stabilise les produits de réaction (réaction R1).



Dans la troposphère, l'atome d'oxygène provient de la photolyse d'une molécule de dioxyde d'azote (NO₂) sous l'effet de radiations lumineuses de longueurs d'onde inférieures à 391 nm (R2).

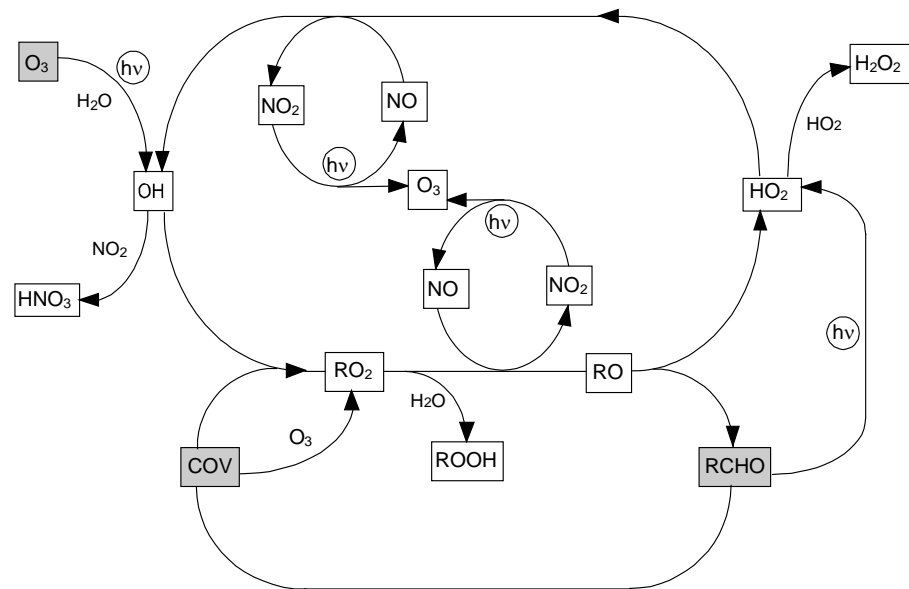
¹ Partie la plus basse de l'atmosphère

² Réactions engendrées par la lumière

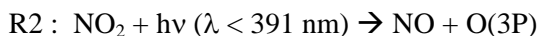
³ Se dit des phénomènes qui sont provoqués ou entretenus par l'action consciente ou inconsciente de l'homme

⁴ Réaction dans laquelle un composé chimique est décomposé par la lumière

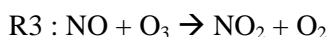
Figure 1 : Mécanismes simplifiés des réactions mises en oeuvre dans la production d'ozone



(source : thèse soutenue le 2 juillet 2001- Frédérique Millard-Moreto)



Une troisième réaction est indissociable des deux précédentes : la réaction de NO avec l'ozone pour redonner NO₂ (R3).



En l'absence d'autres composés, il s'établit un équilibre stationnaire entre les trois espèces NO, NO₂, et O₃ qui aboutit à un bilan en ozone nul : tout l'ozone formé est consommé.

Toutefois, en atmosphère réelle, on trouve d'autres composés émis par l'activité humaine, dont les composés organiques volatils (COV). Ils participent à un ensemble de réactions faisant intervenir les radicaux hydroxyl (OH[·]) qui contribuent à l'oxydation de NO en NO₂, sans consommation d'ozone. Le NO₂ produit contribue alors à fabriquer de l'ozone lors de sa photolyse selon la réaction R2.

Le mécanisme complet de la formation d'ozone en atmosphère polluée est d'une grande complexité. Le schéma de la Figure 1 résume le principe de cette photochimie. L'initiation du cycle de production d'ozone tel qu'il est schématiquement représenté sur la Figure 1 se fait par la production de radicaux OH[·]. Les radicaux OH[·] proviennent essentiellement de réactions de photolyse (ozone, eau oxygénée (H₂O₂), acide nitreux (HONO), aldéhydes). Les radicaux OH[·] générés réagissent avec les COV présents dans l'atmosphère pour former d'autres radicaux qui oxydent alors une molécule de NO en NO₂ en régénérant un radical OH[·] et un radical carboné de chaîne plus courte que le COV initial. Ces derniers peuvent réagir de nouveau selon le même cycle.

Ainsi, en présence de NO, le radical OH[·] consommé au départ de la chaîne d'oxydation des COV est donc reformé à la fin de la chaîne et pourra alors participer à l'oxydation d'un autre COV et ceci tant que la concentration en COV le permet. A chaque oxydation de NO en NO₂, une molécule d'ozone est formée à la suite de la photolyse du NO₂ selon la réaction R2, ce qui régénère le NO, qui devient disponible pour réagir de nouveau dans le cycle.

Au cours de chaque cycle initié par la réaction d'un COV avec un radical OH[·], deux molécules d'ozone sont produites. Le CO peut également participer à ce cycle selon un schéma assez proche. Au cours de chaque cycle initié par la réaction de CO avec OH[·], une molécule d'ozone est produite.

Les deux principales voies de terminaison du cycle sont :

- la formation d'eau oxygénée (H_2O_2),
- la réaction d'un radical OH^\cdot avec une molécule de NO_2 pour former de l'acide nitrique (HNO_3).

En atmosphère polluée, c'est la production d' HNO_3 qui est majoritaire.

En plus de ces deux voies de terminaison, il y a des réactions de recombinaison entre une molécule de NO_2 et des radicaux intermédiaires du cycle pour former des nitrates peroxydes organiques et des nitrates organiques. Le plus abondant de ces composés est le nitrate de peroxyacétyle (PAN). Ces composés sont de la famille des photo-oxydants.

Le fonctionnement du cycle de production d'ozone en atmosphère polluée

Le schéma de la figure 1 montre que tant que la concentration en NO est suffisante pour assurer la régénération des radicaux OH^\cdot servant à initier le cycle, de l'ozone est produit. Cependant à forte concentration, les NO_x participent aussi aux réactions de terminaison en formant HNO_3 (voie de terminaison). Les NO_x ont donc un double rôle, celui de catalyser la formation d'ozone mais également de l'inhiber à forte concentration en piégeant les radicaux OH^\cdot . Les COV ont quant à eux un rôle majeur puisqu'ils participent aux phases d'initiation et de propagation de ce cycle. Dès lors, on voit que la formation d'ozone, et donc la concentration d'ozone observée, est fortement dépendante des concentrations de ces deux familles de précurseurs NO_x et COV.

L'analyse du comportement de l'ozone autour des grandes agglomérations conduit à distinguer plusieurs échelles d'espace :

- Le noyau urbain central. Il s'agit de la zone d'habitat et d'activité très denses. Les sources de précurseurs sont très intenses, avec un rapport COV / NO_x assez faible, ce qui induit une consommation nette d'ozone : c'est le piégeage qui prédomine. La concentration d'ozone y est donc peu importante, tandis que celle des polluants primaires COV et NO_x est très importante.

- Le périmètre urbain. Cette zone est encore habitée, mais moins que le noyau urbain. Le trafic automobile y est intense, car il s'agit du mode de déplacement privilégié. C'est la première zone à être touchée par l'ozone formé dans le panache du noyau urbain central. Cependant, ce n'est généralement pas dans cette zone que s'observent les concentrations les plus élevées, car il existe encore un piégeage notable du fait de l'importance des émissions de NOx notamment.
- La région de transport méso-échelle. C'est celle qui est directement affectée par l'ozone formé aux deux échelles précédentes. La densité d'habitat et d'activité est généralement faible, il s'agit généralement d'un tissu urbain lâche ou d'une zone rurale. Le rapport COV / NOx y est élevé du fait de l'oxydation rapide des NOx en nitrates tels que le PAN (réaction de terminaison), favorisant la formation de l'ozone au détriment de son piégeage. C'est dans cette région que les concentrations les plus élevées d'ozone sont observées, et le comportement de l'ozone y est majoritairement déterminé par l'influence des deux premières zones.

Pour résumer, en été, on estime que les NOx sont pratiquement oxydés en acide nitrique et/ou en nitrates peroxydes organiques en un temps assez court, de l'ordre de la journée. La situation pour les COV est plus complexe, car certains s'oxydent plus rapidement que d'autres. En outre, si les émissions de NOx sont majoritairement dues au transport routier, donc localisées dans les régions densément peuplées, les composés organiques sont aussi émis par la fermentation et la végétation, qui sont, elles, largement réparties dans l'espace. Globalement, la concentration des NOx décroît plus vite que celle des COV quand on s'éloigne des sources, et donc le rapport COV / NOx augmente. Il en résulte un passage progressif d'une situation où le piégeage de l'ozone l'emporte, à une situation où la production domine.

Le cas de l'Île-de-France

Le temps de vie de l'ozone étant de quelques jours dans la troposphère, il peut donc être transporté à l'échelle continentale. Ainsi, les dépassements du seuil du niveau d'information en Île-de-France sont le plus souvent associés à un phénomène de production photochimique à grande échelle spatiale. On estime que la concentration en O₃ observée en Île-de-France lors de dépassements du seuil d'information est liée pour les deux tiers à un import d'ozone et pour un tiers seulement à la production locale liées aux émissions de l'agglomération parisienne. Selon les situations de vent, deux types d'épisodes photochimiques sont observés.

Situations météorologiques avec des vitesses de vent de l'ordre de 2 à 3 m/s

Dans le cas de circulation de masses d'air, soit pour des vents de 2 à 3 m/s, il y a formation d'un panache d'ozone. L'agglomération parisienne se comporte comme un puits (émissions de NOx très denses) et l'ozone se forme sous le vent de l'agglomération au cours du déplacement des précurseurs émis par l'agglomération. Les concentrations les plus élevées s'observent alors le plus fréquemment dans la zone rurale au sud-ouest de l'Île-de-France ou au delà, conformément à la direction des vents en provenance du nord-est en été et au rôle de l'import d'ozone d'autres pays (Benelux, Pays de l'Est, Nord de l'Europe) dans les concentrations d'ozone observées. Dans ces conditions de vitesse de vent et pour des vents d'ouest ou sud-ouest, du fait de l'importance de l'import en ozone, à ensoleillement équivalent, moins de dépassements sont enregistrés sous le vent de l'agglomération dans la zone rurale au nord-est de l'Île-de-France, l'air venant de l'Atlantique étant moins chargé en ozone et en précurseurs.

Situations météorologiques avec des vitesses de vent inférieures à 2 m/s

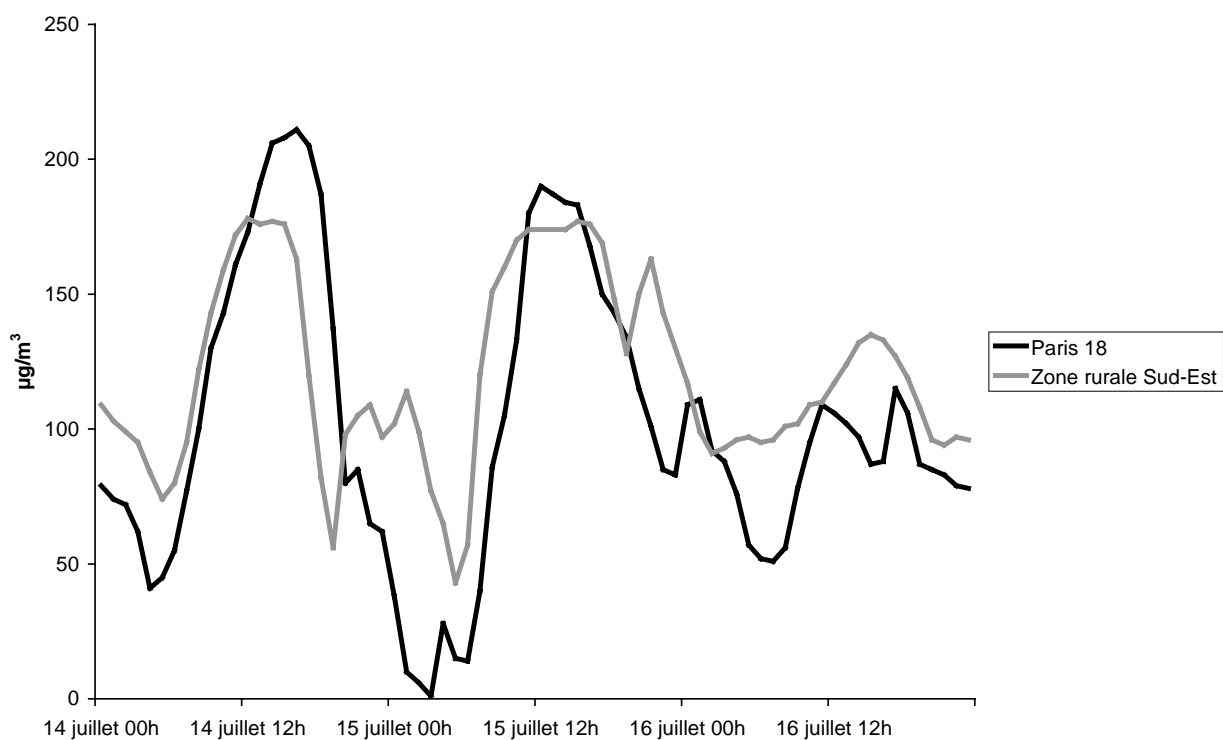
On peut qualifier ces cas de stagnants. Ils correspondent à des vents de direction indéterminée et/ou variable et de vitesse de l'ordre de 1 m/s. Ces situations sont souvent associées à une recirculation sur l'agglomération parisienne de l'ozone produit la veille par l'agglomération elle-même ou par d'autres régions. Dans ces cas, les émissions matinales des précurseurs de l'ozone sont peu dispersées et conduisent, dans l'après-midi sous l'action du rayonnement solaire, à former de l'ozone sur place contre-carrant le piégeage de l'ozone par le NO. Les

concentrations d'ozone produit les jours précédents vont alors s'ajouter à l'ozone produit le jour même, engendrant de forts niveaux d'ozone dans l'agglomération. On ne voit plus de panache d'ozone mais plutôt des niveaux très élevés sur toute l'Île-de-France, avec des niveaux maximum en zone urbaine et périurbaine.

Dans ces deux situations, un fort import d'ozone, qu'il vienne d'autres régions ou de l'agglomération parisienne elle-même, est nécessaire pour observer un dépassement des seuils de la procédure d'information et d'alerte.

Les concentrations d'ozone ne sont donc pas uniquement des problématiques locales mais également des problématiques à analyser à l'échelle globale. Les émissions de NO_x et de COV des grandes agglomérations mondiales concourent à l'augmentation du niveau de fond de l'ozone troposphérique et aux épisodes photochimiques d'autres agglomérations plus lointaines.

Figure 2 : Concentration d'ozone en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la période du 14 juillet 2005 au 16 juillet 2005 minuit pour la station rurale Sud-Est (fontainebleau) et pour la station de Paris 18ème



Source : Airparif

Pollution photo-oxydante et indicateur d'exposition

L'indicateur d'exposition à la pollution photo-oxydante peut être, ou la moyenne horaire, ou la moyenne mobile 8h des niveaux d'ozone correspondant à une moyenne des concentrations d'ozone sur 8 heures. La Figure 2 montre que du fait de la grande variabilité des niveaux d'ozone dans la journée, la moyenne journalière ne fait pas ressortir les événements de pollution à l'ozone. L'utilisation de la moyenne mobile 8h maximale de la journée semble donc plus appropriée pour la construction d'un indicateur d'exposition à la pollution photo-oxydante.

De même, compte tenu de la forte corrélation entre le rayonnement solaire et la formation d'ozone (les réactions de formation d'ozone étant de type photochimique), l'exposition à la pollution photo-oxydante se produit essentiellement l'été. Cette saisonnalité peut justifier l'analyse de l'indicateur d'exposition à la pollution photo-oxydante uniquement au cours des saisons chaudes.

Enfin, compte tenu des relations existant entre les niveaux de dioxyde d'azote et d'ozone, un indicateur d'exposition prenant en compte la somme de leurs concentrations pourrait être également intéressant à étudier.

Les effets sanitaires de la pollution photo-oxydante

De nombreuses études épidémiologiques mettent en évidence des liens à court terme faibles mais significatifs entre les niveaux d’ozone rencontrés quotidiennement en zone urbaine et la mortalité [1, 2, 3, 4]. Ces liens sont généralement plus marqués pour des causes spécifiques de mortalité telles que la mortalité cardiovasculaire et la mortalité respiratoire [5, 6, 7]. Des liens significatifs ont également été observés pour ce qui concerne la morbidité [8, 9, 10, 11]. En raison de la saisonnalité de la pollution photo-oxydante, la plupart des études épidémiologiques distinguent dans leurs analyses les saisons hivernales des saisons estivales et montrent un effet sanitaire plus important de la pollution photo-oxydante en été [12, 13, 14]. Sur le plan toxicologique, des études ont montré une inflammation et une altération des voies respiratoires suite à l’inhalation de très faibles niveaux d’ozone (inférieurs à $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) [15, 16]. Les indicateurs d’exposition à la pollution photo-oxydante couramment utilisés dans le cadre des études épidémiologiques sont construits à partir des niveaux d’ozone. Trois indicateurs d’exposition ont ainsi pu être recensés dans les études épidémiologiques portant sur ce thème : la concentration horaire maximum de la journée, le maximum journalier des moyennes glissantes sur 8 heures et la moyenne journalière. Pour rendre compte des effets sanitaires de l’ozone, l’OMS recommande l’utilisation du maximum journalier des moyennes glissantes 8 heures [17].

Objectif de la présente étude

L’objectif de cette étude est de déterminer le meilleur indicateur d’exposition à la pollution photo-oxydante afin d’estimer au mieux l’effet sanitaire de ce type de pollution. Des travaux ont déjà été menés dans ce sens au sein du programme Erpurs [18].

L’indicateur sanitaire pris en compte est le nombre journalier d’admissions à l’hôpital pour maladies de l’appareil respiratoire chez les plus de 15 ans. Comme pour chaque étude du programme Erpurs, la zone d’étude est composée de Paris et des trois départements de proche couronne (Hauts-de-Seine, Seine-Saint-Denis et Val-de-Marne). Cette étude a nécessité la mise en place d’un groupe de travail sur la pollution photo-oxydante composé de spécialistes issus de différents organismes : Airparif, l’Association pour la prévention de la pollution atmosphérique et le Laboratoire d’hygiène de la ville de Paris.

Définition d'indicateurs d'exposition à la pollution photo-oxydante pour l'analyse des effets sanitaires

Tableau 1 : Répartition des communes de l'Île-de-France, de leur superficie et de leur population, en fonction de leur appartenance à la zone d'étude et à l'agglomération* parisienne

	Nombre de communes	Superficie (km ²)	Population (en milliers)
Zone d'étude (Paris et les trois départements de proche couronne : Hauts-de-Seine, Seine-Saint- Denis et Val-de-Marne)	124	762,2	6 164,2
Agglomération hors zone d'étude	272	1 960,9	3 480,5
Total agglomération parisienne	396	2 723,1	9 644,7
Total Île-de-France	1281	12 012,3	10 952,0

* L'agglomération est définie par l'INSEE comme un ensemble d'habitations telles qu'aucune ne soit séparée de la plus proche de plus de 200 mètres, et abritant au moins 2000 habitants.

Source : INSEE, 1999

Définition de la zone d'étude

La pollution par l'ozone touche l'ensemble de l'Île-de-France et notamment sa partie rurale (voir page 12 de ce rapport). Cependant, pour des raisons d'homogénéité des niveaux de pollution, la zone d'étude ne concerne que Paris et les trois départements de la proche couronne : Seine-Saint-Denis, Hauts-de-Seine, Val-de-Marne. La répartition des communes de l'Île-de-France, de leur superficie et de leur population, selon leur appartenance à l'agglomération parisienne et à la zone d'étude est présentée Tableau 1. Paris et la proche couronne représentent moins d'un tiers des communes de l'agglomération et moins d'un dixième des communes de la région. En superficie, la zone d'étude représente environ un quart de la superficie de l'agglomération et 6% de la superficie de l'Île-de-France. Cependant, près de 64% de la population de l'agglomération et 56% des Franciliens habitent à Paris et en proche couronne. La zone d'étude représente donc le cœur dense et urbanisé de l'Île-de-France.

Une analyse descriptive des niveaux de polluants entre 2000 et 2003 à l'intérieur de cette zone (voir annexe 1) a permis de montrer une certaine homogénéité des niveaux de pollution atmosphérique. Pour chaque polluant (dioxyde d'azote et ozone), tant pour la période estivale (du 1^{er} avril au 30 septembre) que pour la période hivernale (du 1^{er} octobre au 30 mars), les niveaux mesurés par les différentes stations de fond situées à l'intérieur de la zone d'étude vérifient les critères définis dans le cadre du Programme de surveillance air et santé 9 villes (Psas-9) [19] :

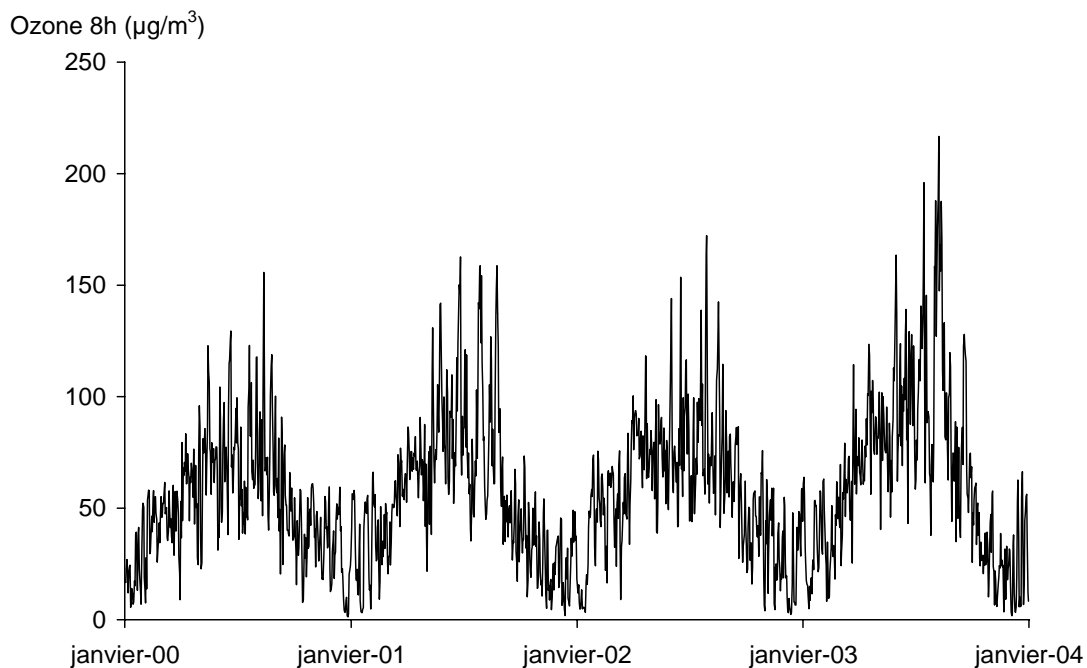
- l'étendue des interquartiles est chevauchante pour chaque paire de stations, et la différence entre les moyennes des différentes stations n'excède pas $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- les concentrations mesurées par les différentes stations présentent des coefficients de corrélations supérieurs à 0,6.

Cette homogénéité des niveaux de pollution justifie l'utilisation d'un indicateur d'exposition global pour l'ensemble de la zone d'étude.

Tableau 2 : Distribution des niveaux journaliers de l'indicateur ozone 8h ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) sur la période 2000-2003

	Année entière	Été sans la canicule (1 ^{er} juin – 30 septembre, à l'exclusion du 1 ^{er} au 20 août 2003)	Canicule 2003 (1 ^{er} au 20 août 2003)	Hiver (1 ^{er} décembre – 31 mars)
Minimum	1,3	17,3	79,5	1,3
Percentile 25	34,5	56,4	117,8	18,7
Médiane	54,9	73,0	154,5	38,4
Moyenne	57,6	77,9	145,2	37,0
Percentile 75	75,2	95,0	170,8	52,8
Maximum	213,6	193,1	213,6	114,4
Ecart-type	33,1	30,2	37,0	20,8

Figure 3 : Séries journalières des niveaux d'ozone 8h ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) à Paris et en proche couronne sur la période 2000-2003



Source : Airparif ; Exploitation : ORS Île-de-France

Construction des indicateurs d'exposition à la pollution photo-oxydante

Plusieurs indicateurs d'exposition à la pollution photo-oxydante ont été pris en compte.

Les données nécessaires à la construction de ces indicateurs ont été fournies par Airparif. Ces données sont constituées des valeurs horaires mesurées par les différentes stations qui sont toutes des stations de fond du réseau fixe de mesures, c'est-à-dire des stations « installées loin de toutes sources directes de pollution (industrielle ou automobile) » et situées à l'intérieur de la zone d'étude. Les niveaux mesurés par ces stations sont considérés comme représentatifs de l'exposition moyenne de la population à la pollution atmosphérique.

L'ozone

L'ozone (O₃) est le polluant indicateur classiquement pris en compte pour l'étude des risques sanitaires liés à la pollution photo-oxydante. Les concentrations en ozone sont ici mesurées par spectrométrie d'absorption UV.

Le nombre de stations de mesure des niveaux d'ozone répondant aux critères d'inclusion dans la présente étude est passé de 9 en 2000 à 11 en 2003. L'inventaire des stations utilisées pour la construction des différents indicateurs d'exposition à la pollution atmosphérique est présenté en annexe 2.

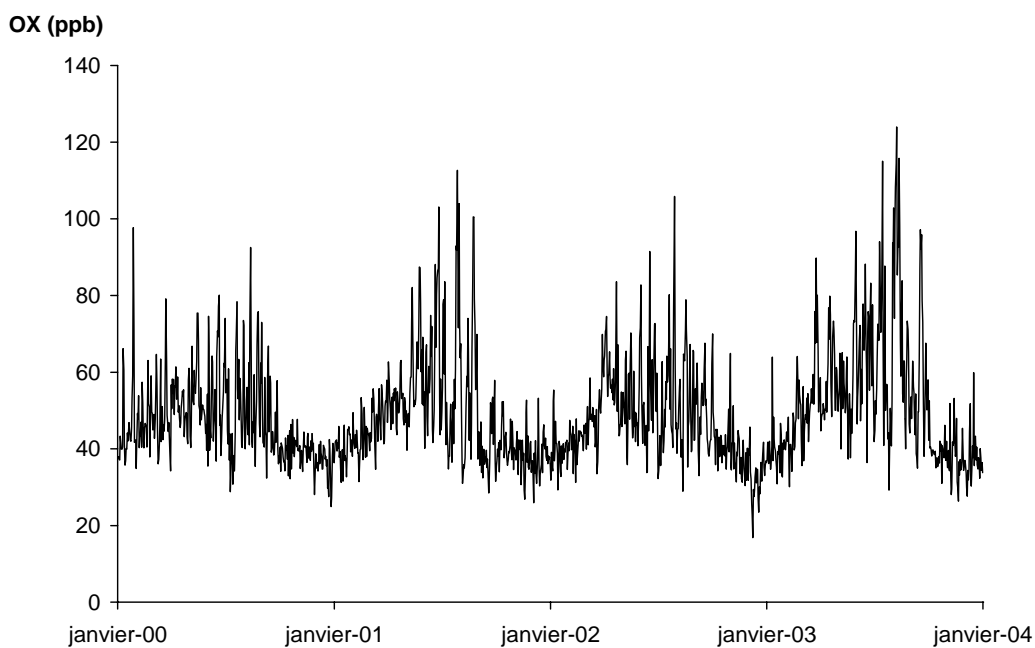
L'indicateur d'exposition à l'ozone, nommé dans tout ce qui suit ozone 8h ou O₃-8h correspond à une moyenne des concentrations d'ozone sur 8 heures. Pour chaque station et chaque jour, les moyennes sur 8h glissantes sont estimées, si au moins 75% des valeurs horaires de la station sont présentes sur 24h et au moins 75% des valeurs horaires sont présentes pour chaque plage de 8h. La plus grande de ces moyennes sur 8h glissantes est ensuite sélectionnée et représente l'indicateur journalier par station. Afin d'obtenir un indicateur journalier unique sur l'ensemble de la zone d'étude, une moyenne arithmétique des indicateurs par station est réalisée.

L'indicateur ozone 8h ainsi construit est présenté Figure 3. Il existe une saisonnalité importante concernant les niveaux de cet indicateur, avec des niveaux élevés en été et faibles en hiver.

Tableau 3 : Distribution des niveaux journaliers de l'indicateur OX-8h (ppb) sur la période 2000-2003

	Année entière	Été sans la canicule (1 ^{er} juin – 30 septembre, à l'exclusion du 1 ^{er} au 20 août 2003)	Canicule 2003 (1 ^{er} au 20 août 2003)	Hiver (1 ^{er} décembre – 31 mars)
Minimum	16,8	28,5	52,2	16,8
Percentile 25	39,3	42,6	71,3	37,1
Médiane	45,1	51,5	92,3	41,5
Moyenne	48,8	54,5	87,4	42,9
Percentile 75	54,9	63,8	100,9	47,2
Maximum	124,0	115,0	124,0	97,7
Ecart-type	14,1	15,7	21,0	9,2

Figure 4 : Séries journalières des niveaux de l'indicateur OX-8h (ppb) à Paris et en proche couronne sur la période 2000-2003



Source : Airparif ; Exploitation : ORS Île-de-France

Le Tableau 2 présente les statistiques descriptives des niveaux journaliers de l'indicateur ozone 8h pour l'année entière et pour les périodes estivales (1^{er} juin au 30 septembre) et hivernales (1^{er} décembre au 31 mars). La moyenne journalière de l'indicateur ozone 8h est de 57,6 µg/m³ sur l'ensemble de la période. La canicule de 2003 (1^{er} au 20 août 2003) se distingue de l'ensemble des périodes estivales par des niveaux d'ozone bien supérieurs.

L'indicateur OX-8h

L'indicateur OX-8h a été construit dans l'objectif d'être plus représentatif des mécanismes qui sont à l'origine de la pollution photo-oxydante.

Cet indicateur a été obtenu à partir des niveaux d'ozone et de dioxyde d'azote (les statistiques descriptives de l'indicateur NO₂ sont en annexe 3) enregistrés par Airparif. Pour chaque station de fond du réseau mesurant les deux polluants, les valeurs horaires enregistrées ont été converties en ppb (partie par billion) et additionnées. Cette conversion a été obtenue en prenant en compte le taux de mélange par volume de chaque polluant :

$$Ox[ppb](horaire) = \frac{NO_2[\mu g/m^3](horaire)}{1,91} + \frac{O_3[\mu g/m^3](horaire)}{2}$$

Une fois les valeurs OX horaires obtenues pour chacune des stations de fond mesurant simultanément les niveaux d'ozone et de dioxyde d'azote situées dans la zone d'étude, le principe de construction de l'indicateur OX-8h journalier est identique à celui de l'indicateur ozone 8h : sélection de la moyenne sur 8h glissantes la plus élevée pour chaque station, puis calcul de la moyenne sur l'ensemble des stations.

La Figure 4 montre la série journalière de l'indicateur OX-8h. On retrouve pour cet indicateur une saisonnalité été/hiver cependant moins marquée que pour l'ozone. Les niveaux de l'indicateur OX-8h sont plus corrélés avec ceux de l'ozone qu'avec ceux du dioxyde d'azote (coefficient de corrélation respectivement de 0,83 contre 0,21, voir annexe 4).

En moyenne le niveau journalier de l'indicateur OX-8h est de 57,6 ppb sur l'ensemble de la période (Tableau 3). Il est de 80,6 ppb en été contre 37,0 ppb en hiver.

Sources de données et méthodes d'analyse

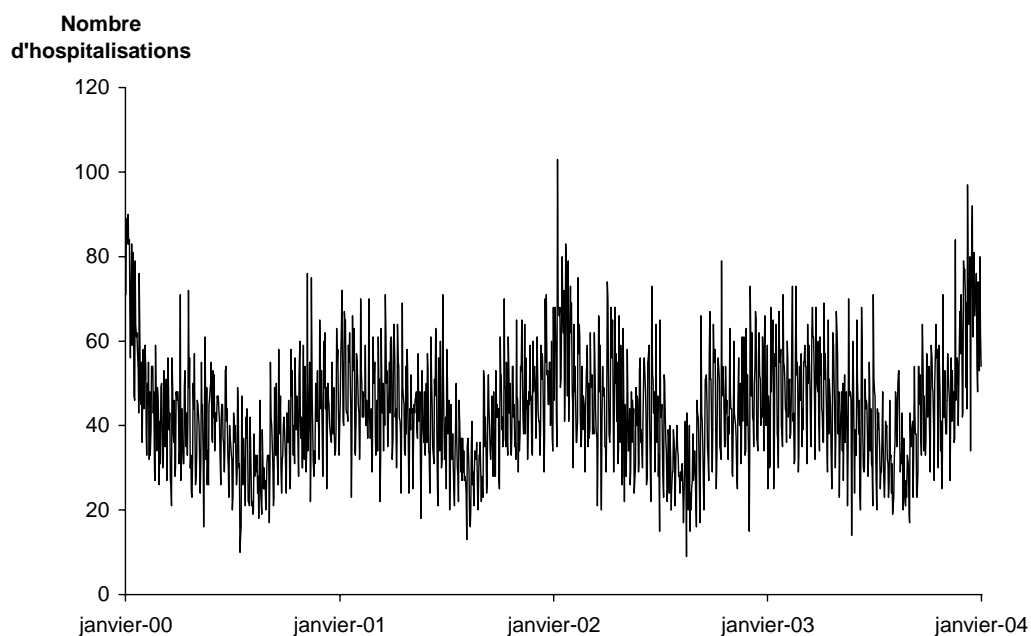
Des analyses de séries temporelles ont été utilisées pour étudier l'effet de la pollution atmosphérique sur la santé. Ces analyses ont pour objectif l'étude des liens entre les variations d'un jour à l'autre du niveau d'exposition à la pollution photo-oxydante, et les variations d'un jour à l'autre du nombre d'hospitalisations pour causes respiratoires chez les plus de 15 ans. Les deux indicateurs d'exposition à la pollution photo-oxydante précédemment décrits (ozone 8h, et indicateur OX-8h) ont été successivement utilisés dans l'analyse.

Afin d'estimer au mieux la relation existant entre les niveaux de pollution atmosphérique et le nombre journalier d'hospitalisations pour causes respiratoires, des facteurs de confusion influençant l'un et/ou l'autre de ces indicateurs ont également été pris en compte lors de l'analyse. Il s'agit des températures (minimales et maximales) et de l'humidité enregistrées par Météo-France, des épidémies de grippe définies par les données du Groupe régional d'observation de la grippe (Grog) et de SOS-médecins, des comptes journaliers de grains de pollens fournis par le Réseau national de surveillance aérobiologique (RNSA), des jours fériés, des jours de la semaine, et des périodes de vacances scolaires. Compte tenu des mécanismes de formation de l'ozone et de la saisonnalité de ce polluant, la prise en compte de la température dans l'analyse des effets sanitaires de l'ozone est tout particulièrement importante [20].

Tableau 4 : Distribution annuelle et par saison du nombre d'hospitalisations pour causes respiratoires des plus de 15 ans entre 2000 et 2003

	Année entière	Été sans la canicule (1 ^{er} juin – 30 septembre)	Canicule 2003 (1 ^{er} au 20 août 2003)	Hiver (1 ^{er} décembre – 31 mars)
Minimum	9	9	19	20
Percentile 25	33	28	30	40
Médiane	42	34	34	49
Moyenne	43	36	36	50
Percentile 75	52	43	44	59
Maximum	103	73	53	103
Ecart-type	13,75	11,30	10,62	14,12

Figure 5 : Variations journalières du nombre d'hospitalisations journaliers pour causes respiratoires des plus de 15 ans entre 2000 et 2003



Source : AP-HP ; Exploitation : ORS Île-de-France

Les données sanitaires

L'AP-HP regroupe 46 hôpitaux répartis en Île-de-France essentiellement et en province. Les données utilisées dans la présente étude sont issues des informations recueillies par l'AP-HP dans le cadre du Programme de médicalisation des systèmes d'information (PMSI).

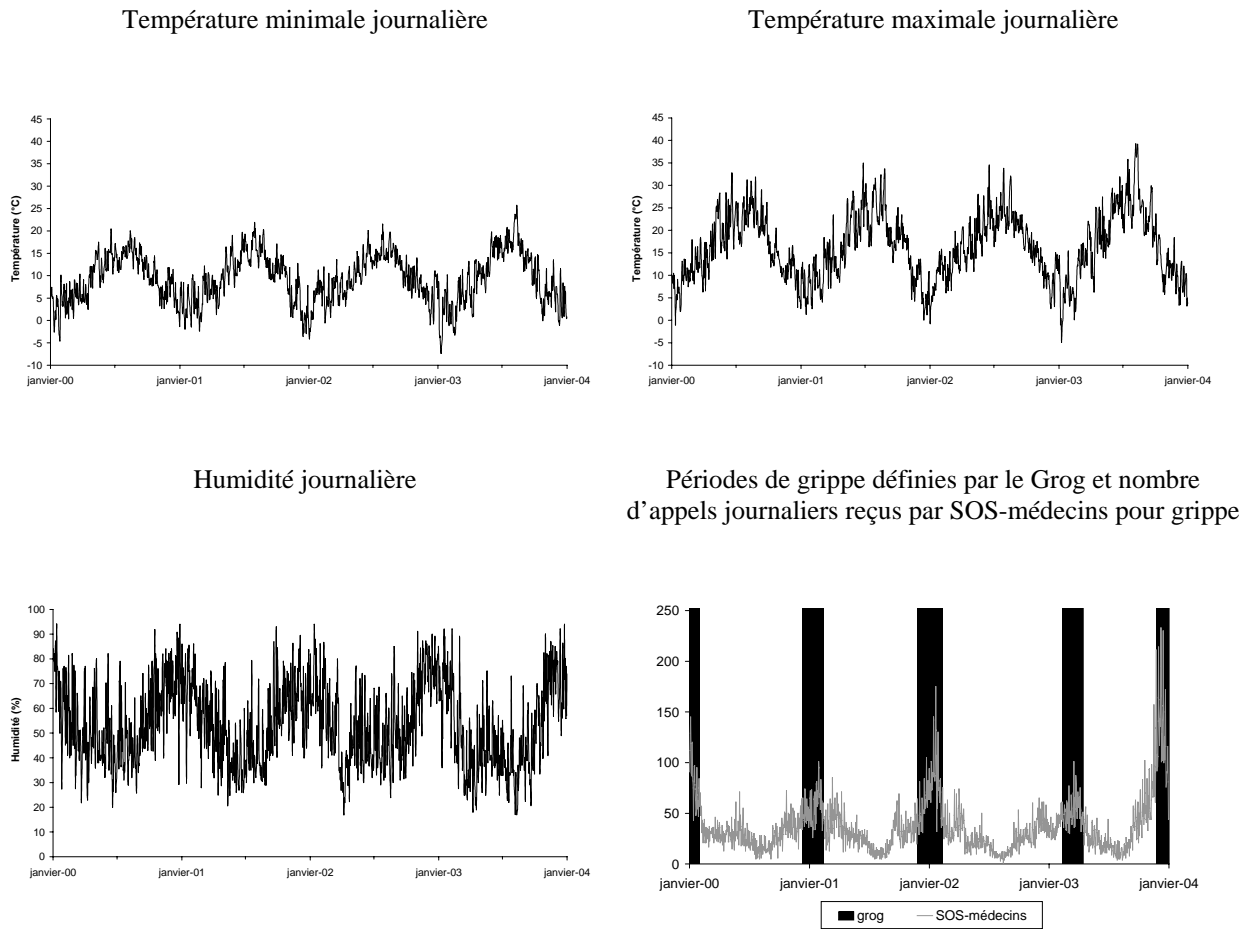
L'indicateur sanitaire utilisé dans cette étude correspond au nombre journalier de séjours pour causes respiratoires (code CIM10 : J00-J99) enregistrés dans les établissements situés dans la zone d'étude (Paris et proche couronne), et pour lesquels le code postal du domicile du patient appartient à la zone d'étude. Les unités médicales et les unités chirurgicales ont été sélectionnées. Les unités de jour ont été exclues de la sélection car elles correspondent principalement à des admissions programmées, dont l'occurrence n'a donc *a priori* aucun rapport avec les niveaux de pollution. De même, les unités de gynécologie-obstétrique et les séjours pour lesquels l'admission fait suite à un transfert ont été exclues. La sélection des admissions a été réalisée sur le diagnostic principal contenu dans le premier Résumé d'unité médicale (RUM), qui correspond à la première unité de soin visitée par le patient, afin de se rapprocher le plus possible du motif d'admission du patient. Les enfants ayant des spécificités différentes du reste de la population pour ce qui concerne les pathologies respiratoires, seuls les séjours de personnes âgées de plus de 15 ans ont été sélectionnés dans cette étude.

La Figure 5 montre qu'il existe une saisonnalité importante concernant le nombre d'hospitalisations pour causes respiratoires des plus de 15 ans enregistrées à l'AP-HP avec des pics en hiver.

Le Tableau 4 présente les statistiques descriptives du nombre journalier d'hospitalisations pour causes respiratoires des plus de 15 ans, pour l'année entière, et pour les périodes estivales (1^{er} juin au 30 septembre), et hivernales (1^{er} décembre au 31 mars). On observe en moyenne 43 hospitalisations par jour sur l'ensemble de la période. La saisonnalité observée sur la Figure 5 est confirmée avec en moyenne 36 hospitalisations par jour en été contre 50 en hiver.

En terme de nombre d'hospitalisations pour causes respiratoires, la canicule d'août 2003 diffère très peu de l'ensemble des périodes estivales entre 2000 et 2003.

Figure 6 : Données météorologiques et épidémies de grippe



Sources : Météo-France, Grog et SOS-médecins ; Exploitation : ORS Île-de-France

Les facteurs de confusion

Les données météorologiques

Les données météorologiques utilisées dans cette étude ont été fournies par Météo-France et sont issues des mesures effectuées sur la station de Montsouris (Paris XIV^{ième}). Il s'agit des températures journalières minimales et maximales (°C) ainsi que de l'humidité minimale journalière exprimée en pourcentage (Figure 6).

Les épidémies de grippe

Les périodes d'épidémies de grippe entre 2000 et 2003 ont été fournies par le Grog Île-de-France. Les Groupes régionaux d'observation de la grippe existent depuis 1984 et ont pour objectif de surveiller l'arrivée et la circulation des virus grippaux dans chaque région du territoire français. Pour qu'une semaine soit considérée comme épidémique par un Grog, plusieurs critères doivent être vérifiés :

1. plusieurs virus grippaux similaires sont détectés ou isolés dans des zones différentes de la région ;
2. au moins deux indicateurs d'activité sanitaire (dont infections respiratoires aiguës en médecine générale) sont augmentés de plus de 20% (par rapport à leur moyenne d'octobre) sans explication possible par un autre phénomène ;
3. une semaine n'est retenue comme épidémique que si la semaine précédente satisfait aux conditions 1 et 2.

Cinq périodes d'épidémies de grippe ont ainsi été recensées par le Grog entre 2000 et 2003 (Figure 6).

En plus des périodes d'épidémies de grippe, le nombre d'appels journaliers reçus par SOS-médecins Paris entre 2000 et 2003 ayant pour motif une grippe ou un syndrome grippal a été recueilli. SOS-médecins Paris est une association comptant environ 165 médecins dont l'objectif est de pouvoir répondre 24h/24, 7j/7 aux malades qui appellent. La Figure 6 montre qu'il existe bien une correspondance entre les périodes d'épidémies de grippe définies par le Grog et les pics d'appels reçus par SOS-médecins pour ces motifs. Les données fournies par SOS-médecins permettent de déterminer l'intensité de chaque épidémie de grippe. Ainsi

l'épidémie de grippe intervenue fin 2003 semble avoir été l'épidémie la plus importante sur les quatre dernières années.

Les pollens

Les comptes polliniques journaliers ont été obtenus auprès du RNSA. Une sélection des taxons les plus pertinents en terme de présence pollinique en Île-de-France et de pouvoir allergisant a été effectuée : les pollens de bouleau, de platane, de frêne et de graminées ont été inclus dans l'analyse.

Modélisation

Des modèles additifs généralisés (GAM) [21], qui sont une extension des modèles linéaires généralisés, ont été employés. Le nombre journalier d'hospitalisations est supposé suivre une loi de Poisson surdispersé.

Les éventuels effets non-linéaires des variables explicatives ont été pris en compte grâce à l'utilisation de fonctions de lissage [22] qui permettent un ajustement plus souple aux données. Pour cette étude, des fonctions paramétriques *spline* pénalisées ont été utilisées [23]. Ces dernières ont pour principe de réaliser des régressions polynomiales sur un certain nombre d'intervalles et d'affiner ainsi l'ajustement du modèle aux données.

En pratique, pour modéliser les variations saisonnières, une fonction *spline* de lissage du temps a été utilisée.

Plusieurs modes d'introduction dans le modèle des périodes d'épidémies de grippe ont été testés :

1. introduction d'une variable binaire unique pour l'ensemble des épidémies de grippe ;
2. introduction de cinq variables binaires propres à chaque épidémie de grippe ;
3. introduction de cinq variables propres à chaque épidémie de grippe sous forme de fonctions de lissage ;
4. introduction sous forme d'une fonction de lissage d'une variable qui tienne compte à la fois des périodes d'épidémies de grippe et de leur intensité.

Des fonctions de lissage ont été utilisées pour modéliser l'effet des variables météorologiques (température minimale, maximale et humidité minimale), et des décalages temporels allant jusqu'à trois jours avant la date d'hospitalisation ont été testés pour chacune de ces variables.

Les comptes polliniques des principaux taxons (en terme d'abondance et d'allergénicité) n'étaient conservés dans le modèle que s'ils diminuaient la valeur du critère d'Akaike.

Les jours de la semaine, les jours fériés, ainsi que les vacances scolaires ont été introduits dans le modèle sous la forme de variables discrètes.

La dernière étape de la modélisation consistait en l'introduction de l'indicateur d'exposition à la pollution photo-oxydante dans le modèle. Un seul indicateur d'exposition était introduit par modèle (modèle mono-polluant) et des décalages temporels allant jusqu'à trois jours avant l'hospitalisation ont été testés. Quatre indicateurs de la pollution photo-oxydante ont été successivement comparés :

1. l'indicateur ozone 8h avec utilisation d'une fonction *spline* de lissage, sans distinction de saison ;
2. l'indicateur ozone 8h en interaction avec la saison (été : du 1^{er} avril au 30 septembre ; hiver : du 1^{er} novembre au 31 mars), afin de mettre en évidence le comportement saisonnier de ce polluant. C'est la méthodologie la plus classiquement utilisée pour l'analyse des effets sanitaires de la pollution photo-oxydante ;
3. l'indicateur ozone 8h avec utilisation d'une fonction *spline* de degré 1, et à 2 degrés de liberté. Ces deux contraintes permettent, d'une part, d'ajuster les données sur deux intervalles qui correspondraient aux périodes avec et sans réactions photo-chimiques au sein de l'atmosphère et, d'autre part, d'imposer à la fonction d'être linéaire sur chacun de ces intervalles ;
4. l'indicateur OX-8h sur l'année entière avec utilisation d'une fonction *spline* de lissage.

L'ensemble des analyses statistiques a été réalisé à l'aide du logiciel R [24]. Le choix des décalages, et la manière d'introduire les variables dans le modèle sont fondés sur la minimisation du critère d'Akaike et de l'autocorrélation partielle des résidus.

Compte tenu des conditions environnementales exceptionnelles observées au cours de la canicule d'août 2003 (température, pollution photo-oxydante et particulaire), et bien que le nombre d'hospitalisations pour causes respiratoires des plus de 15 ans ne soit pas très différent durant cette période de ce qu'il est pendant les autres étés inclus dans la période d'étude (Tableau 4), il a été décidé de ne pas prendre en compte cette période dans l'analyse.

Résultats

Tableau 5 : Variables retenues dans le modèle

Variable	Nature	Lissage	Décalage
Tendance	discrète	oui	-
Jours de la semaine	discrète	non	-
Jours fériés	binaire	non	-
Vacances scolaires	discrète	non	-
Grippe	Binaire (1 variable/épidémie)	non	-
Température minimale	continue	oui	0-3*

* Moyenne du jour et des 3 jours précédents l'événement sanitaire

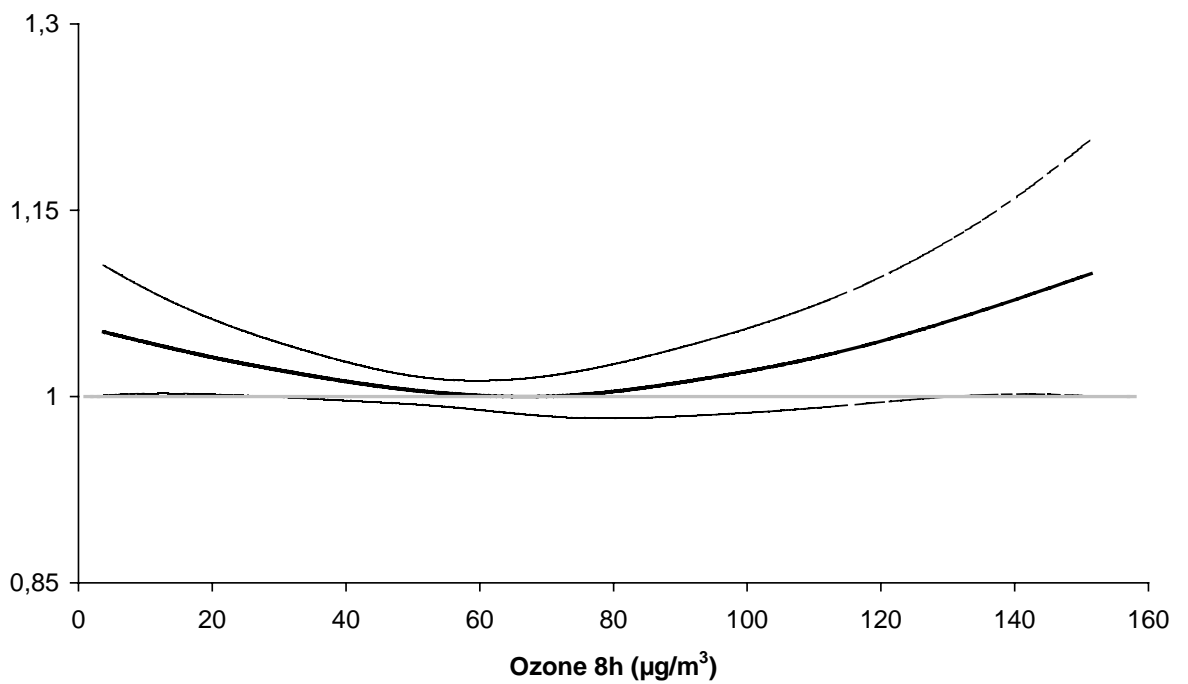
Variables retenues dans le modèle de base

Sur la base du critère d'Akaike et de la réduction de l'autocorrélation partielle des résidus, le modèle final contient la moyenne des températures minimales du jour de l'événement sanitaire et des trois jours précédents. Aucune variable rendant compte de la température maximale ni de l'humidité minimale n'a été retenue. Cinq variables binaires ont été introduites dans le modèle pour rendre compte de chacune des épidémies de grippe sur la période 2000-2003. Les pollens n'ont pas été conservés dans le modèle.

Les variables retenues dans le modèle sont présentées dans le Tableau 5.

Figure 7 : Évaluation du risque relatif d'hospitalisation pour causes respiratoires associé aux niveaux d'ozone estimé sur l'année entière. Indicateur de pollution : moyenne du jour et des 3 jours précédant l'événement sanitaire

Risque relatif



--- : Intervalle de confiance à 95 %

Liens entre le nombre d'hospitalisations pour causes respiratoires des plus de 15 ans à l'AP-HP et la pollution photo-oxydante

Effet de l'ozone estimé sur l'année entière

Une première approche de l'estimation de l'impact sanitaire de la pollution photo-oxydante consistait à inclure comme indicateur d'exposition l'indicateur ozone 8h moyenné sur le jour de l'hospitalisation et les trois jours le précédant (ozone 0-3 jours). Une fonction *spline* de lissage de cet indicateur a été introduite dans le modèle et l'analyse a été réalisée sur l'année entière. La forme de la relation exposition-risque obtenue est présentée Figure 7.

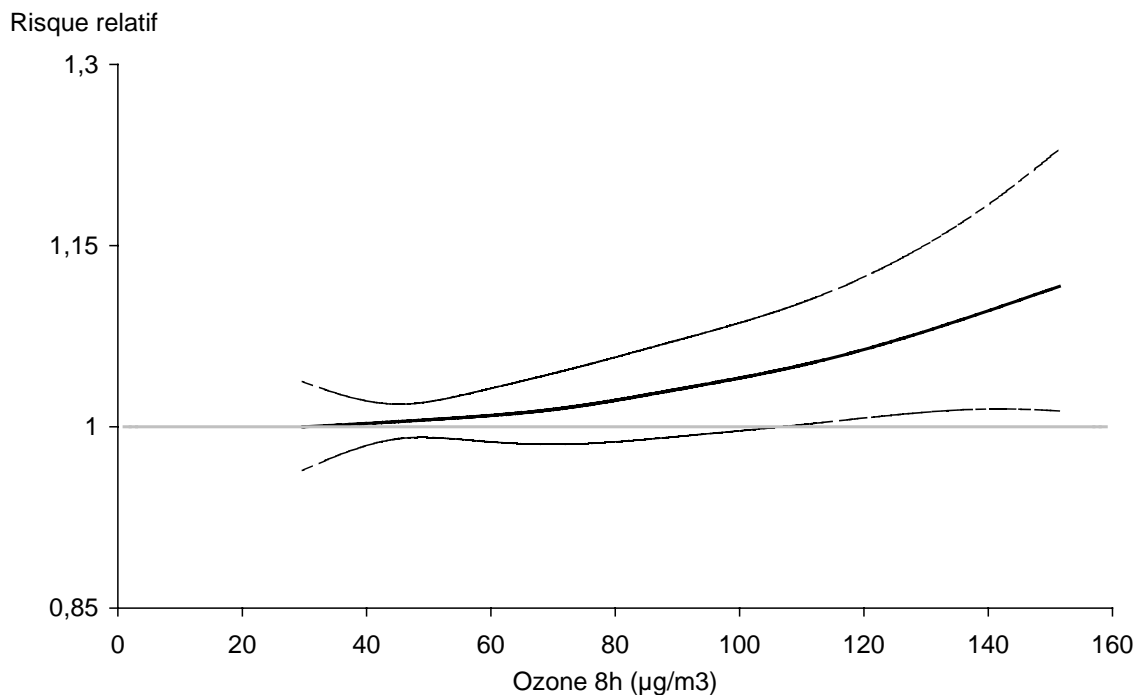
On obtient une association significative entre les niveaux d'ozone 0-3 jours et le nombre d'hospitalisations pour causes respiratoires des plus de 15 ans. La Figure 7 montre une décroissance du risque sanitaire pour des niveaux d'ozone compris entre 0 et $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (niveaux rencontrés près de 70% du temps) puis une augmentation de ce risque pour des niveaux d'ozone supérieurs.

Deux « zones » peuvent ainsi être distinguées : l'une, correspondant aux faibles niveaux d'ozone ; et donc a priori aux situations où l'activité photo-chimique dans l'atmosphère est faible, se caractérise par une relation exposition-risque relativement horizontale, voire décroissante entre les niveaux de l'indicateur ozone 8h et le risque d'hospitalisation. L'autre, correspondant au contraire à des niveaux de l'indicateur ozone 8h plus élevés ; et donc à des situations où l'activité photo-chimique est présente, se caractérise par une relation exposition-risque croissante.

Tableau 6 : Distribution des niveaux de l'indicateur ozone 8h (moyenne du jour et des 3 jours précédant l'évènement sanitaire) sur les périodes estivales 2000-2003 à l'exclusion du 1^{er} au 20 août 2003.

	Minimum	Percentile 25	Médiane	Moyenne	Percentile 75	Maximum	Ecart-type
Périodes estivales (1 ^{er} avril – 30 septembre, hormis 1 ^{er} au 20 août 2003)	29,7	63,8	73,4	77,5	89,2	151,4	21,9

Figure 8 : Évaluation du risque d'hospitalisation pour causes respiratoires associé aux niveaux d'ozone estimé sur les périodes estivales (du 1^{er} avril au 30 septembre, à l'exclusion du 1^{er} au 20 août 2003). Indicateur de pollution : moyenne du jour et des 3 jours précédant l'évènement sanitaire



--- : Intervalle de confiance à 95 %

Effets sanitaires de l'ozone au cours de la saison chaude

Il s'agissait ici de rendre compte de la saisonnalité de l'indicateur ozone en incluant dans le modèle une interaction entre l'indicateur d'exposition et la saison.

En définissant comme saison estivale la période allant du 1^{er} avril au 30 septembre [12], les niveaux d'ozone 8h moyennés sur 4 jours (ozone 0-3 jours) correspondent la moitié du temps à des niveaux inférieurs à $73,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Tableau 6).

L'analyse des effets sanitaires de l'ozone au cours de la saison chaude montre, d'une part, qu'il existe une différence significative de l'effet sanitaire de l'ozone selon la saison. D'autre part, il existe un lien significatif entre les niveaux d'ozone et le risque d'hospitalisation pour causes respiratoires chez les plus de 15 ans au cours des périodes estivales. La Figure 8 décrit le risque d'être hospitalisé pour causes respiratoires en fonction des niveaux d'ozone rencontrés pour la période estivale (la courbe obtenue pour la période hivernale est en annexe 5). Ce risque croît significativement avec les niveaux d'ozone.

Compte tenu de la forme de la relation exposition-risque ainsi obtenue, il semble pertinent d'introduire dans le modèle les niveaux de l'indicateur ozone 8h comme une variable linéaire. Ainsi, en contraignant à la linéarité la relation associant les niveaux de l'indicateur ozone 8h au risque d'hospitalisation pendant la saison estivale, on obtient le résultat suivant : pour une augmentation de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ des niveaux de l'indicateur ozone 8h, on observe une augmentation significative du risque d'hospitalisation pour causes respiratoires des plus de 15 ans de 0,84% (IC 95% [0,05 ; 1,63]).

Figure 9 : Répartition du nombre de jours ayant des niveaux d’ozone supérieurs à $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ selon le mois (moyenne du jour et des 3 jours précédant l’évènement sanitaire).

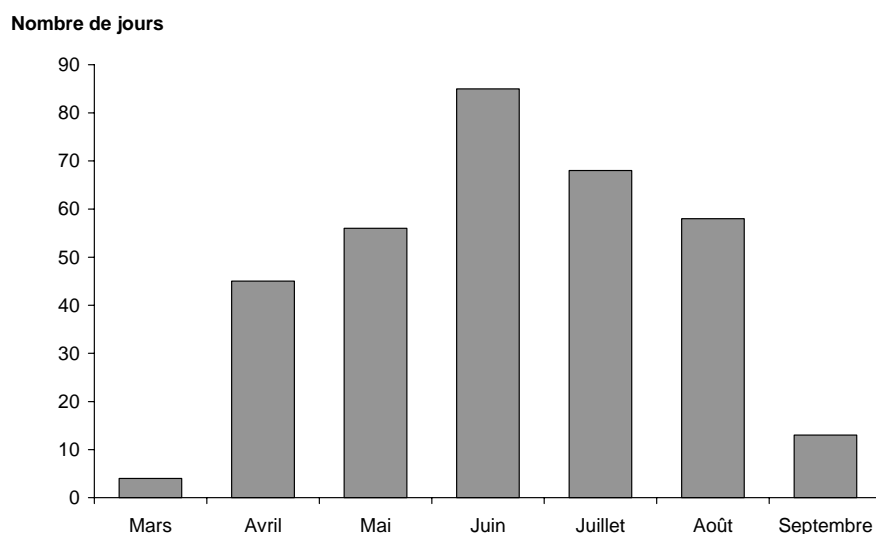
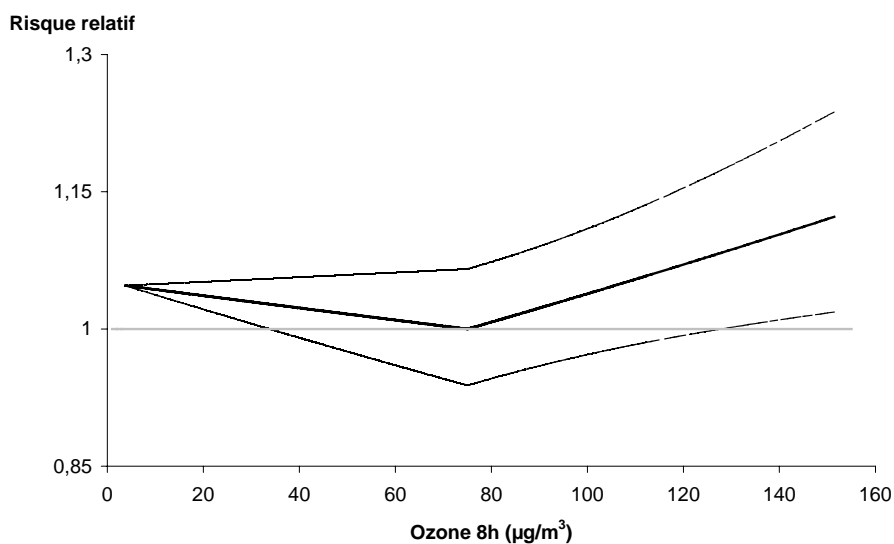


Figure 10 : Évaluation du risque d’hospitalisation pour causes respiratoires associé aux niveaux d’ozone estimé par une fonction spline linéaire. Indicateur de pollution : moyenne du jour et des 3 jours précédant l’évènement sanitaire.



--- : Intervalle de confiance à 95 %

Effet sanitaire de l’ozone en période de pollution photo-oxydante

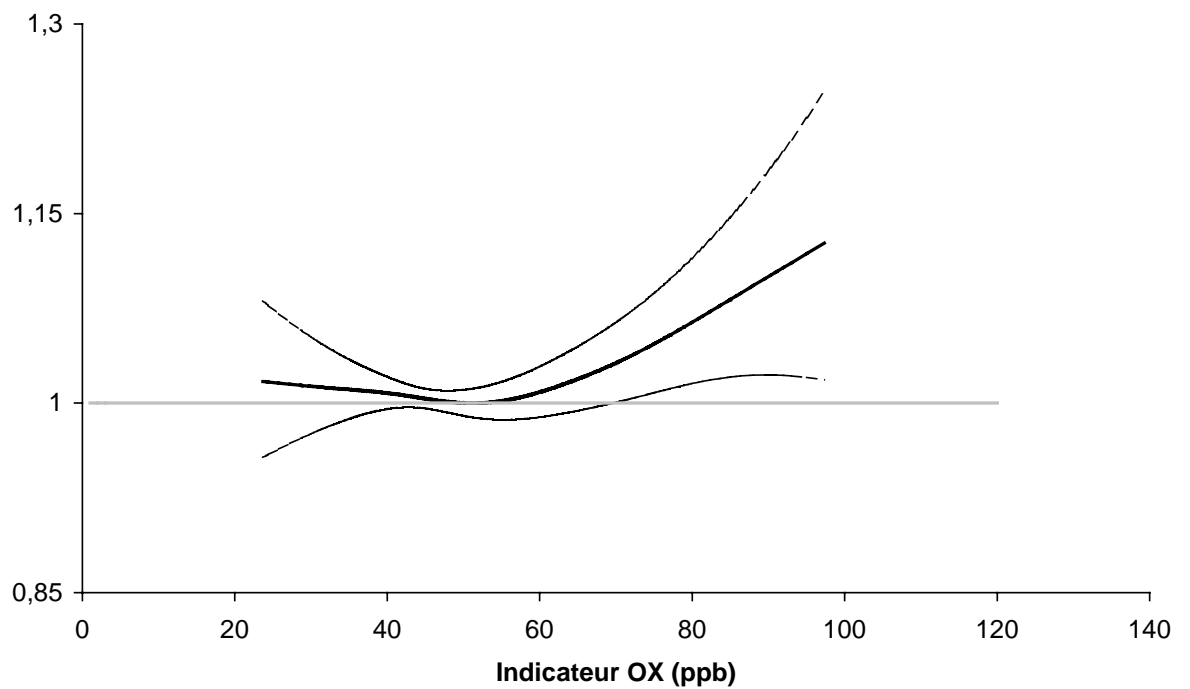
Afin d’estimer l’effet sanitaire de l’ozone en période de pollution photo-oxydante, une fonction de lissage de degré 1 et à 2 degrés de liberté, correspondant à un ajustement linéaire sur deux intervalles, a été utilisée. Sur la base du critère d’Akaike, la valeur permettant de distinguer les deux intervalles a été estimée à $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (ozone 0-3 jours). Cependant, compte tenu des faibles variations du critère d’Akaike pour des valeurs proches de $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (voir annexe 6), il apparaît, comme l’on pouvait s’y attendre, que cette valeur ne distingue pas de façon claire les périodes de pollution photo-oxydantes de celles où ce phénomène ne se produit pas. Au contraire, il existe plutôt une zone de transition entre ces deux situations typiques, centrée autour de cette valeur de $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Entre 2000 et 2003, il y a eu 329 jours au cours desquels les niveaux d’ozone 0-3 jours étaient supérieurs à $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ces jours sont essentiellement distribués entre avril et août (Figure 9).

Une différence significative de l’effet sanitaire de l’ozone est observée selon l’intervalle considéré (Figure 10). Lorsque les niveaux d’ozone 0-3 jours sont supérieurs à $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$, une augmentation de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ du niveau du polluant est associée à une augmentation non significative du risque d’être hospitalisé pour causes respiratoires chez les plus de 15 ans de 1,53% [-4,7% ; 8,2%].

Ce mode d’introduction de l’indicateur ozone 8h dans le modèle confirme ce qui avait été précédemment observé avec la fonction de lissage *spline* (Figure 7). Deux gammes de concentration de l’indicateur ozone 8h sont ainsi identifiées : l’une, correspondant aux faibles niveaux d’ozone ; et donc *a priori* aux situations où l’activité photo-chimique dans l’atmosphère est faible, se caractérise par une relation exposition-risque décroissante. L’autre, correspondant au contraire à des niveaux de l’indicateur ozone 8h plus élevés, et donc à des situations où l’activité photo-chimique est présente, se caractérise par une relation exposition-risque croissante.

Figure 11 : Évaluation du risque d'hospitalisation pour causes respiratoires associé au niveaux de l'indicateur OX-8h estimé sur l'année entière. Indicateur de pollution : moyenne du jour et des 3 jours précédant l'événement sanitaire

Risque relatif



--- : Intervalle de confiance à 95 %

Effet sanitaire de l'indicateur OX-8h

L'indicateur OX-8h, construit à partir des niveaux d'ozone et de dioxyde d'azote, doit permettre de mieux prendre en compte les mécanismes de formation de la pollution photo-oxydante. Une fonction *spline* de lissage de l'indicateur OX-8h a été introduite dans le modèle et l'analyse a été réalisée sur l'année entière.

On obtient une association significative entre les niveaux de l'indicateur OX 0-3 jours et le nombre d'hospitalisations pour causes respiratoires des plus de 15 ans. La Figure 11 présente la courbe dose-réponse obtenue. On observe, jusqu'à 50 ppb, une très légère décroissance du risque d'être hospitalisé pour causes respiratoires chez les plus de 15 ans puis une augmentation de ce risque pour des valeurs supérieures de l'indicateur OX-8h.

Discussion

Cette étude montre la difficulté d'estimer l'effet sanitaire de la pollution photo-oxydante. Cette difficulté s'explique en grande partie par l'utilisation des niveaux d'ozone comme indicateurs de cette pollution. L'ozone n'est en effet que l'un des nombreux constituants du « cocktail » photo-chimique, et ses mécanismes de formation et de destruction sont extrêmement complexes et variés (voir page 7 de ce rapport).

En particulier, comme le souligne Festy [25], « de faibles valeurs environnementales en ozone peuvent avoir deux significations en zone urbaine : soit être le reflet de la réalité, soit être la résultante d'une destruction partielle de l'ozone par le monoxyde d'azote issu du trafic automobile proche pour former du dioxyde d'azote ». C'est le plus souvent en période hivernale lorsque l'ensoleillement est faible que l'on retrouve cette dernière situation, et l'utilisation de l'indicateur ozone 8h sur l'ensemble de l'année pour estimer l'impact de la pollution photo-oxydante sur la santé traduit bien ces difficultés : on observe en effet une relation dose-réponse décroissante pour de faibles niveaux d'ozone puis croissante pour des niveaux d'ozone plus élevés (à partir de $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ environ). Le fait que les valeurs en ozone les plus faibles seraient représentatives de fortes émissions de monoxyde d'azote en l'absence d'activité photo-chimique intense, et donc de concentrations élevées d'oxydes d'azote dans l'atmosphère, pourrait expliquer les risques sanitaires élevés observés dans cette étude pour les faibles niveaux de l'indicateur ozone 8h lorsque l'analyse est conduite sur l'année entière. Dans une analyse portant sur la mortalité toutes causes dans 98 villes américaines, Bell *et al.* [26] obtiennent pour des concentrations d'ozone comprises entre 0 et environ $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ une relation dose-réponse horizontale indiquant une absence de lien significatif entre les niveaux d'ozone et le risque de mortalité, puis une relation croissante linéaire pour des concentrations plus élevées. En revanche, dans leur étude sur les liens entre pollution atmosphérique et le risque d'arythmie ventriculaire, Rich *et al.* [27] obtiennent aux États-Unis (Boston, Massachusetts) une relation dose-réponse linéaire pour l'ozone sur l'année entière. Ils montrent également que l'effet sanitaire de cet indicateur d'exposition ne se limite pas seulement aux mois les plus chauds [28]. Ces résultats pourraient s'expliquer par la nature des effets sanitaires étudiés et par une différence de climat et de profil de pollution entre les villes de Boston et de Paris.

La prise en compte de la saison, distinguant la saison hivernale, faiblement ensoleillée et où l'activité photo-chimique est par définition réduite, de la saison estivale, pourrait apparaître comme un moyen de prendre en compte au moins partiellement les spécificités de la pollution photo-oxydante. Effectivement, l'analyse des effets sanitaires de l'ozone selon la saison (chaude ou froide) montre une relation dose-réponse décroissante en hiver et croissante en été. Une

association positive significative a été obtenue pendant la saison chaude entre le nombre d'hospitalisations pour causes respiratoires chez les plus de 15 ans et les niveaux d'ozone. D'autres études ont analysé l'association entre les niveaux d'ozone en été et la santé. Cassadou *et al.* [12] ont ainsi montré des liens significatifs entre les niveaux d'ozone en été et des indicateurs sanitaires de morbidité et de mortalité respiratoire dans différentes villes françaises. A l'échelle européenne, Spix *et al.* [29] ont également montré une association plus forte en été qu'en hiver entre les niveaux d'ozone et le nombre d'hospitalisations pour causes respiratoires chez les 15-64 ans. De même, une méta-analyse menée aux Etats-Unis [30] montre aussi une association plus forte entre l'ozone et la mortalité toutes causes non accidentelles au cours de l'été.

Cependant, l'analyse descriptive de l'indicateur ozone 0-3 jours au cours des saisons chaudes (avril à septembre) a permis de montrer que dans 50% des cas, les niveaux d'ozone 0-3 jours sont inférieurs à $73 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De même, le minimum en ozone 0-3 jours sur l'ensemble des saisons chaudes entre 2000 et 2003 (canicule exclue) est de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ce qui ne semble pas correspondre à un niveau signifiant l'existence d'une activité photo-chimique dans l'atmosphère. Il semble donc que l'activité photo-chimique ne soit pas toujours présente entre avril et septembre, et donc que l'ozone ne soit pas systématiquement un bon indicateur du cocktail photo-oxydant pendant cette période. C'est pourquoi a été explorée dans cette analyse l'utilisation d'autres méthodes pour l'étude des effets de la pollution photo-oxydante.

Kim *et al.* [31] ont montré dans leurs travaux que la meilleure estimation des effets sanitaires de l'ozone était obtenue par l'utilisation d'une relation dose-réponse avec seuil. Dans notre étude, une fonction de lissage à deux degrés de liberté a permis de déterminer, à l'aide du critère d'Akaike, le meilleur positionnement de la borne séparant la gamme de concentrations où la relation dose-réponse est décroissante de celle où la relation est croissante. Une valeur en ozone 0-3 jours aux alentours de $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$, qui semble correspondre à ce qui a pu être observé sur la courbe dose-réponse pour l'année entière, a été obtenue. Ainsi, entre 2000 et 2003, 329 jours ont connu des niveaux d'ozone 0-3 jours supérieurs à $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (canicule exclue) ce qui représente moins de la moitié des jours de saison chaude (732 jours au total). On peut légitimement supposer que ces jours pour lesquels les niveaux sont supérieurs à $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sont effectivement des jours où une activité photo-chimique non négligeable était présente dans l'atmosphère. Par rapport à la prise en compte de la saison, cette méthode permet donc d'affiner la sélection des jours susceptibles de connaître une activité photo-oxydante. En période de pollution photo-oxydante, telle que déterminée par cette méthode, les résultats obtenus montrent une augmentation non significative du risque d'être hospitalisé pour causes respiratoires chez

les plus de 15 ans suite à une augmentation des niveaux d'ozone. Le faible nombre de jours concernés par la pollution photo-oxydante à Paris et en proche couronne (canicule exclue) au cours de la période 2000-2003 pourrait expliquer cette absence d'association significative.

Dans le cadre du programme Erpurs [18], un indicateur $[\text{NO}_2 + \text{O}_3]$ proche de l'indicateur OX-8h avait déjà été analysé pour mieux cerner l'effet sanitaire associé à la pollution photo-oxydante. Les auteurs avaient analysé les effets sanitaires de l'indicateur $[\text{NO}_2 + \text{O}_3]$ moyenné sur 24h en été. L'indicateur $[\text{NO}_2 + \text{O}_3]$ était très influencé par l'indicateur ozone et un lien significatif était observé en été entre cet indicateur d'exposition et le nombre d'hospitalisations pour causes respiratoires des plus de 15 ans. Les auteurs indiquaient que des travaux plus approfondis devaient être menés pour l'analyse des effets sanitaires de la pollution photo-oxydante. Dans la présente étude, la construction de l'indicateur OX-8h à partir des indicateurs dioxyde d'azote et ozone avait pour objectif de prendre en compte les phénomènes de formation/destruction de l'ozone et du dioxyde d'azote. Cet indicateur OX-8h est également plus fortement corrélé avec les niveaux d'ozone qu'avec les niveaux de dioxyde d'azote. La relation dose-réponse obtenue pour l'indicateur OX-8h sur l'année entière montre une courbe horizontale pour les faibles valeurs de l'indicateur OX-8h, puis une courbe croissante pour des valeurs plus élevées. L'indicateur OX-8h, tout comme l'indicateur $[\text{NO}_2 + \text{O}_3]$, ne semble donc pas représenter, par rapport à l'indicateur ozone 8h, un apport majeur pour l'analyse des effets sanitaires de la pollution photo-oxydante. Qui plus est, l'appréhension de ce que représente cet indicateur n'est pas aisée.

Il semble donc que l'ozone 8h soit à ce jour l'indicateur d'exposition à la pollution photo-oxydante le plus approprié dans le cadre d'une étude épidémiologique. De même, la distinction des saisons chaudes et des saisons froides paraît être la méthode la plus pertinente pour l'analyse des effets sanitaires de la pollution photo-oxydante, même si des profils météorologiques très variables peuvent être observés au cours des saisons chaudes. Des analyses approfondies sur le choix et la définition des saisons chaudes pourraient ainsi être envisagées dans de futurs travaux.

Annexes

Annexe 1 : Moyennes et corrélations des niveaux de polluants selon les stations de fond du réseau Airparif (2000-2003)

Moyennes des niveaux d'O₃ et corrélations (année entière) entre les différentes stations de fond du réseau Airparif (2000-2003)

	Neuilly-sur-Seine	Paris XIII	Paris VI	Garches	Paris XVIII	Tremblay-en-France	Vitry-sur-Seine	Gennevilliers	Moyenne (µg/m ³)
Neuilly-sur-Seine	1,00	0,96	0,92	0,97	0,95	0,91	0,94	0,96	52
Paris XIII		1,00	0,93	0,96	0,96	0,93	0,97	0,96	56
Paris VI			1,00	0,93	0,94	0,90	0,92	0,94	56
Garches				1,00	0,95	0,91	0,94	0,96	66
Paris XVIII					1,00	0,93	0,95	0,97	54
Tremblay-en-France						1,00	0,93	0,93	62
Vitry-sur-Seine							1,00	0,94	57
Gennevilliers								1,00	62

Source : Airparif ; Exploitation : ORS Île-de-France

Moyennes des niveaux de NO₂ et corrélations (année entière) entre les différentes stations de fond du réseau Airparif (2000-2003)

	Bobigny	Issy-les-Moulineaux	Neuilly-sur-Seine	Paris XII	Paris XVIII	Saint-Denis	Vitry-sur-Seine	Garches	Tremblay-en-France	Cachan	Gennevilliers	Ivry-sur-Seine	Moyenne (µg/m ³)
Bobigny	1,00	0,80	0,85	0,89	0,87	0,87	0,87	0,78	0,84	0,85	0,87	0,84	43
Issy-les-Moulineaux		1,00	0,80	0,75	0,90	0,67	0,86	0,83	0,73	0,93	0,85	0,92	43
Neuilly-sur-Seine			1,00	0,84	0,87	0,89	0,78	0,86	0,65	0,87	0,91	0,76	51
Paris XII				1,00	0,85	0,90	0,88	0,67	0,80	0,79	0,83	0,82	49
Paris XVIII					1,00	0,80	0,87	0,81	0,75	0,94	0,93	0,91	52
Saint-Denis						1,00	0,77	0,72	0,72	0,75	0,88	0,69	45
Vitry-sur-Seine							1,00	0,72	0,85	0,87	0,82	0,91	42
Garches								1,00	0,61	0,88	0,86	0,73	31
Tremblay-en-France									1,00	0,72	0,73	0,82	35
Cachan										1,00	0,91	0,91	40
Gennevilliers											1,00	0,85	40
Ivry-sur-Seine												1,00	46

Source : Airparif ; Exploitation : ORS Île-de-France

Annexe 2 : Stations de mesures prises en compte pour la construction des indicateurs de pollution atmosphérique

Stations de mesure prises en compte pour la construction de l'indicateur d'exposition au NO₂

Période	Nombre de stations	Stations
De janvier à mars 2000	12	Vitry-sur-Seine, Bobigny, Neuilly-sur-Seine, Tremblay-en-France, Issy-les-Moulineaux, Saint-Denis, Aubervilliers, Garches, Paris VI, Paris XII, Paris XIII et Paris XVIII
D'avril 2000 à mai 2001	15	Les 12 précédentes + Cachan, Gennevilliers, et Ivry-sur-Seine
De juin 2001 à décembre 2003	14	Suppression d'Aubervilliers et de Paris VI, ajout de Paris I

Stations de mesure prises en compte pour la construction de l'indicateur d'exposition à l'O₃

Période	Nombre de stations	Stations
De janvier 2000 à juillet 2001	9	Neuilly-sur-Seine, Aubervilliers, Garches, Tremblay-en-France, Vitry-sur-Seine, Gennevilliers, Paris VI, Paris XIII et Paris XVIII
De août 2001 à mars 2002	8	Les 9 précédents - Aubervilliers
D'avril 2002 à décembre 2003	11	Les 8 précédents + Aubervilliers, Cachan et Paris I

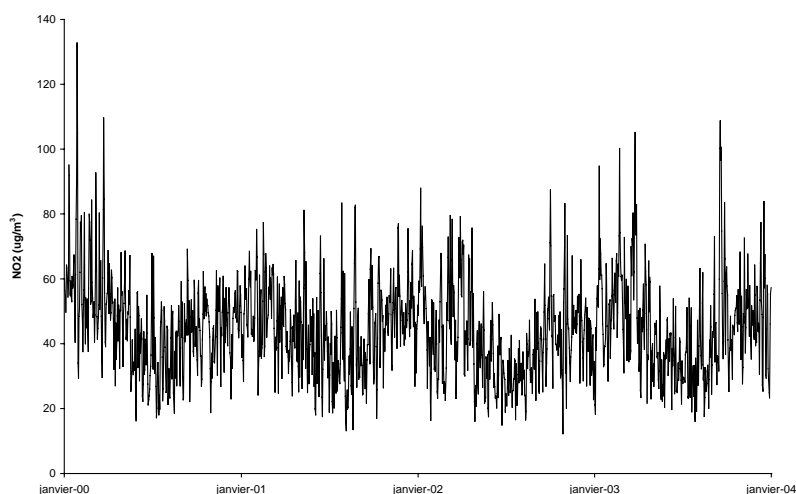
Source : Airparif ; Exploitation : ORS Île-de-France

Annexe 3 : Description de l'indicateur d'exposition au NO₂ (2000-2003)

Distribution des niveaux de l'indicateur NO₂ (µg/m³) sur la période 2000-2003

	Année entière	Été sans la canicule (1 ^{er} juin – 30 septembre)	Canicule 2003 (1 ^{er} au 20 août 2003)	Hiver (1 ^{er} décembre – 31 mars)
Minimum	12,3	12,8	17,6	16,4
Percentile 25	33,7	29,0	27,6	41,6
Médiane	43,6	37,0	32,6	50,2
Moyenne	44,4	39,1	36,5	51,3
Percentile 75	53,2	47,3	43,6	59,7
Maximum	132,8	108,7	63,2	132,8
Ecart-type	14,92	13,65	12,69	15,32

Série journalière des niveaux de NO₂ (µg/m³) à Paris et en proche couronne sur la période 2000-2003



Source : Airparif ; Exploitation : ORS Île-de-France

Annexe 4 : Corrélations entre les différents indicateurs d'exposition (2000-2003)

Corrélations (année entière) entre les indicateurs de NO₂, de O₃ et de OX (2000-2003)

	NO ₂	O ₃	OX
NO ₂	1	-0,31	0,21
O ₃		1	0,83
OX			1

Corrélations (été/hiver) entre les indicateurs de NO₂, de O₃ et de OX (2000-2003)

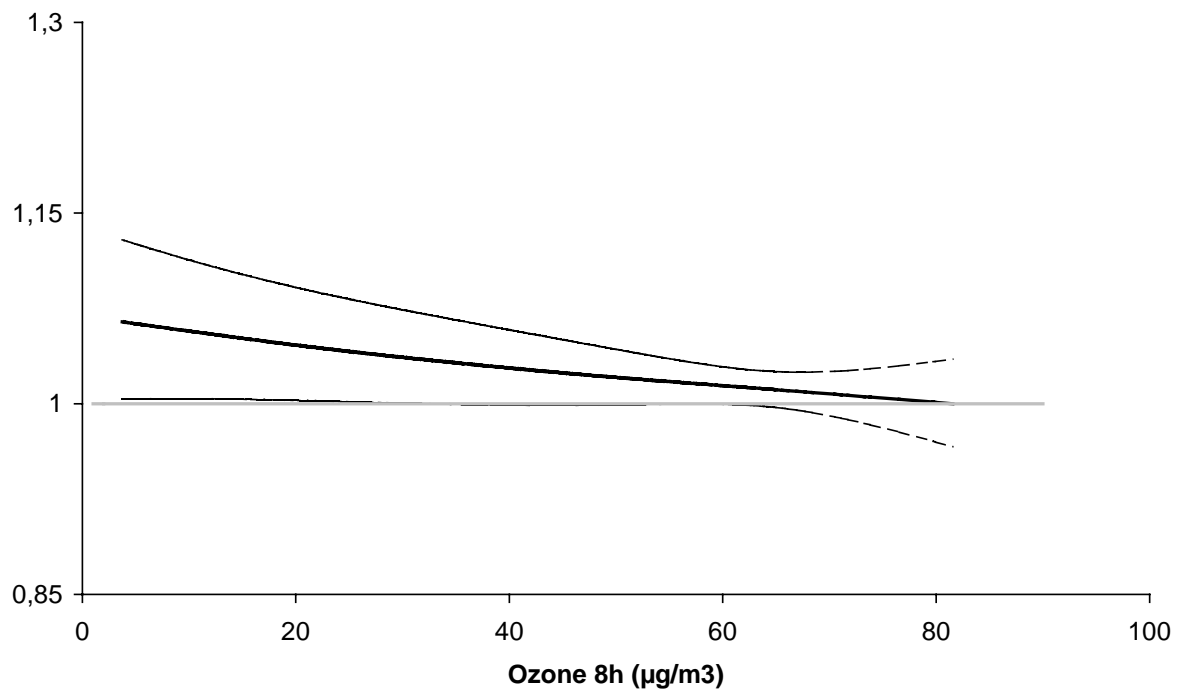
	NO ₂	O ₃	OX
			Hiver
NO ₂	1	-0,44	0,59
O ₃	0,10	1	0,36
OX	0,44	0,91	1
	Été		

Source : Airparif ; Exploitation : ORS Île-de-France

Annexe 5 : Évaluation du risque d'hospitalisation associé aux niveaux d'ozone estimé sur les périodes hivernales

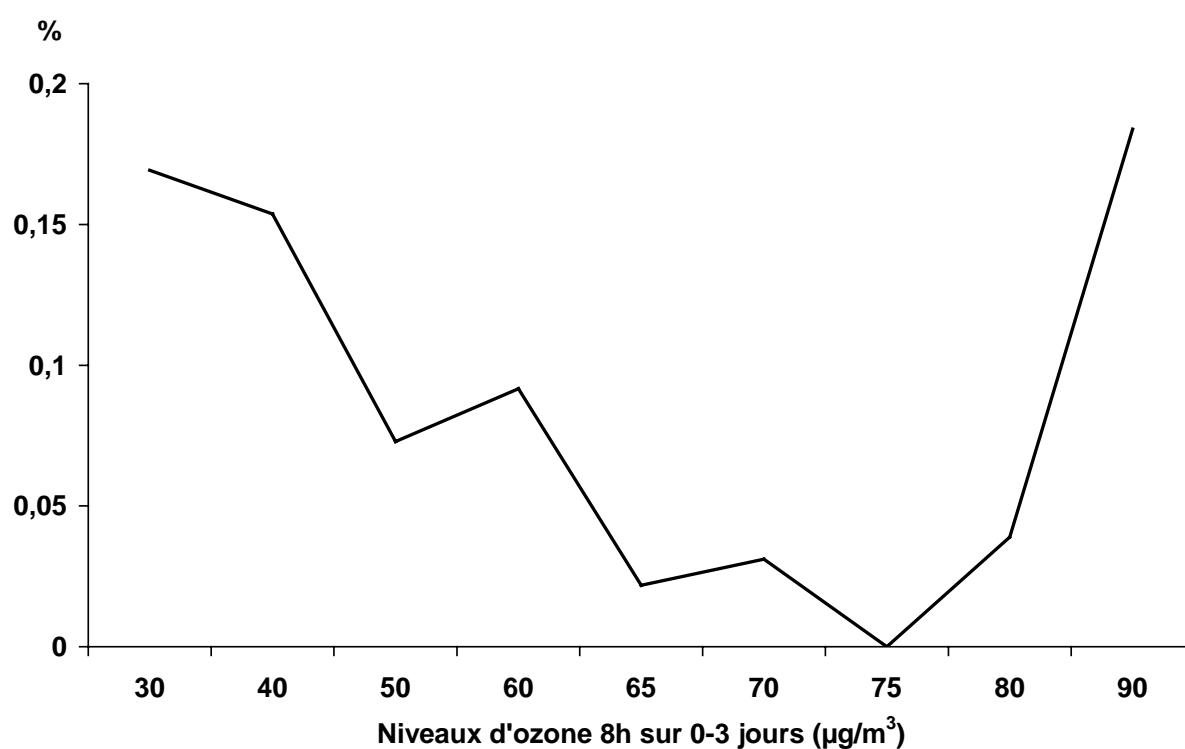
Évaluation du risque d'hospitalisation associé aux niveaux d'ozone estimé sur les périodes hivernales (du 1^{er} octobre au 31 mars). Indicateur de pollution : moyenne du jour et des 3 jours précédant l'évènement sanitaire

Risque relatif



--- : Intervalle de confiance à 95 %

Annexe 6 : Pourcentage de variation du critère d'Akaike en fonction de la valeur limite en ozone 0-3 jours permettant de différencier les périodes de pollution photo-oxydantes de celles où ce phénomène ne se produit pas



Références

- 1 Cassadou S, Chardon B, D'helf M, Declercq C, Eilstein D, Fabre P, et al. Vague de chaleur de l'été 2003 : relations entre températures, pollution atmosphérique et mortalité dans neuf villes françaises. Programme de surveillance air et santé 9 villes (Psas-9). Institut de veille sanitaire. Paris, 2004.
- 2 Parodi S, Vercelli M, Garrone E, Fontana V, Izzoti A. Ozone air pollution and daily mortality in Genoa, Italy between 1993 and 1996. *Public Health*, 2005;119(9):844-850.
- 3 Schwartz J. How sensitive is the association between ozone and daily deaths to control for temperature ? *Am J Respir Crit Care Med*, 2005;171(6):627-631.
- 4 WHO. Meta-analysis of time series studies and panel studies of particulate matter (PM) and ozone (O3). Report of a WHO working group. 2004.
- 5 Bell ML, McDermott A, Zeger SL, Samet JM, Dominici F. Ozone and short-term mortality in 95 US urban communities, 1987-2000. *Jama* 2004;292:2372-2378.
- 6 Saez M, Ballester F, Barcelo MA, Pérez-Hoyos S, Bellido J, Tenias JM et al. A combined analysis of the short-term effects of photochemical air pollutants on mortality within the EMECAM project. *Environ Health Perspect*, 2002;110:221-228.
- 7 Simpson R, Williams G, Petroeschevsky A, Best T, Morgan G, Denison L, et al. The short-term effects of air pollution on daily mortality in four Australian cities. *Aust N Z J Public Health*, 2005;29(3):205-212.
- 8 Aneja VP, Brittig JS, Kim DS, Hanna A. Ozone and other air quality-related variables affecting visibility in the southeast United States. *J Air Waste Manag Assoc*, 2004;54(6):681-688.
- 9 Medina-Ramon M, Zanobetti A, Schwartz J. The effect of ozone and PM₁₀ on hospital admissions for pneumonia and chronic obstructive disease: a national multicity study. *Am J Epidemiol*, 2006;163(6):579-588.

10 Ross MA, Persky VW, Scheff PA, Chung J, Curtis L, Ramakrishnan V, et al. Effect of ozone and aeroallergens on the respiratory health of asthmatics. *Arch Environ Health*, 2002;57(6):568-578.

11 Wong CM, Atkinson RW, Anderson HR, Hedley AJ, Ma S, Chau PYK, et al. A tale of two cities : effects of air pollution on hospital admissions in Hong Kong and London compared. *Environ Health Perspect*, 2002;110:67-77.

12 Cassadou S, Declercq C, Eilstein D, Filleul L, Le Tertre A, Médina S, et al. Surveillance des effets sur la santé liés à la pollution atmosphérique en milieu urbain – Phase 2. Programme de surveillance air et santé 9 villes (Psas-9). Institut de veille sanitaire. Paris, 2002.

13 Chang CC, Tsai SS, Ho SC, Yang CY. Air pollution and hospital admissions for cardiovascular disease in Taipei, Taiwan.

14 Gryparis A, Forsberg B, Katsouyanni K, Analitis A, Touloumi G, Schwartz J, et al. Acute effects of ozone on mortality from the “Air Pollution and Health : a European Approach” project. *Am J Respir Crit Care Med*, 2004;170:1080-1087.

15 Mudway IS, Kelly FJ. An investigation of inhaled ozone dose and the magnitude of airway inflammation in health adults. *Am J Respir Crit Care Med*, 2004;169:1089-1095.

16 Park JW, Taube C, Swasey C, Kodama T, Joetham A, Balhorn A, and al. Interleukin-1 receptor antagonist attenuates airway hyperresponsiveness following exposure to ozone. *Am J Respir Cell Mol Biol*, 2004;30:830-836.

17 WHO. Health aspects of air pollution. Result from the WHO project “Systematic review of health aspects of air pollution in Europe” . Report on a WHO working group. June 2004.

18 Medina S, Le Tertre A, Dusseux E, Camard JP, Le Moullec Y. Evaluation des risques de la pollution urbaine sur la santé, Erpurs. Trois analyses pour approfondir l'étude des liens entre pollution atmosphérique et santé. Observatoire régional de santé d'Île-de-France. Paris, 1997.

19 Quénel P, Cassadou S, Declercq C, Eilstein D, Filleul L, Le Goaster C et al. Surveillance des effets sur la santé liés à la pollution atmosphérique en milieu urbain. Programme de surveillance air et santé 9 villes (Psas-9). Institut de veille sanitaire. Paris, 1999.

-
- 20 Thurston GD, Ito K. Epidemiological studies of acute ozone exposures and mortality. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 2001;11:286-294.
- 21 Hastie T, Tibshirani R. *Generalized additive models*. London : Chapman and Hall, 1990.
- 22 Haerdel W. *Smoothing techniques with implementation in S*. New-York : Springer, 1991.
- 23 Wood SN. Thin-plate regression splines. *J R Stat Soc [Ser B]*, 2003 ; 65 : p. 95-114.
- 24 R Development Core Team. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2005 ; URL <http://www.R-project.org>.
- 25 Festy B. L'ozone : un indicateur essentiel mais insuffisant ? *Pollution atmosphérique*, 2003;179:321-322.
- 26 Bell ML, Peng RD, Dominici F. The exposure-response curve for ozone and risk of mortality and the adequacy of current ozone regulations. *Environ Health Perspect*, 2006;114:532-536.
- 27 Rich DQ, Schwartz J, Mittleman MA, Link M, Luttmann-Gibson H, Catalano PJ, et al. Association of short-term ambient air pollution concentrations and ventricular arrhythmias. *Am J Epidemiol*, 2005;161(12):1123-1132.
- 28 Rich DQ, Mittleman MA, Link M, Schwartz J, Luttmann-Gibson H, Catalano PJ, et al. Increased risk of paroxysmal atrial fibrillation episodes associated with acute increases in ambient air pollution. *Environ Health Perspect*, 2006;114:120-123
- 29 Spix C, Anderson HR, Schwartz J, Vigotti MA, Le Tertre A, Vonk JM, et al. Short-term effects of air pollution on hospital admissions of respiratory diseases in Europe: quantitative summary of APHEA study results. *Arch Environ Health*, 1998;53(1):54-64.
- 30 Ito K, De Leon SF, Lippmann M. Associations between ozone and daily mortality, *Analysis and Meta-Analysis*. *Epidemiology* 2005;16:446-457.
- 31 Kim SY, Lee JT, Hong YC, Ahn KJ, Kim H. Determining the threshold effect of ozone on daily mortality : an analysis of ozone and mortality in Seoul, Korea, 1995-1999. *Environ Res*, 2004;94(2):113-119.