

Impacts potentiels de la pollution par l'ozone sur le rendement du blé en Ile-de-France : analyse de la variabilité spatio-temporelle

Potential impacts of ozone air pollution on wheat yield in the Ile-de-France region: spatial and temporal variability analysis

Jean-François CASTELL*, Stéphanie LEBARD*

Résumé

En Ile-de-France, les niveaux d'ozone mesurés au printemps et en été par le réseau de surveillance AIRPARIF augmentent régulièrement et dépassent maintenant très souvent les valeurs reconnues comme étant toxiques pour les végétaux. Ces dépassements concernent le plus souvent les zones rurales et périurbaines de la région. Les impacts potentiels des teneurs en ozone mesurées au cours des 10 dernières années sur les rendements du blé en Ile-de-France ont été estimés au moyen de la relation empirique de Fuhrer [1]. Celle-ci repose sur l'AOT40, qui représente le cumul des concentrations horaires supérieures à 40 ppb entre le lever et le coucher du soleil au cours des trois mois pendant lesquels le blé est le plus sensible à l'ozone. Les résultats montrent qu'il existe une grande variabilité spatiale et temporelle des impacts potentiels. Le sud-ouest de la région parisienne apparaît comme la zone la plus exposée au polluant, et les pertes potentielles de rendement estimées peuvent y atteindre plus de 25 %. Cependant, l'étude de quelques scénarios prenant en compte les différences phénologiques variétales montre que cette approche est insuffisante pour obtenir une estimation réaliste des pertes de rendement. Ces résultats mettent en évidence le besoin de disposer de modèles de culture prenant mieux en compte non seulement les réponses physiologiques des plantes à l'ozone mais aussi les processus physico-chimiques qui contrôlent la quantité de polluant effectivement absorbée par les feuilles.

Abstract

The spring and summer ozone levels recorded around Paris increase regularly. They currently often exceed the critical values considered as toxic for vegetation, the highest levels, being generally recorded in rural or peri-urban areas. Using an empirical relationship established by Fuhrer [1] and the ozone concentrations measured by the air quality monitoring network of AIRPARIF, we estimated the potential impacts of ozone on wheat yield during the last decade. This level-I approach assumes that wheat yield is directly related to the cumulative exposure index for daylight hours over a period of three months using a 40 ppb threshold concentration (AOT40). The results show a strong spatial and temporal variability of ozone impacts. The highest ozone levels are recorded south-west of Paris, and the highest corresponding yield loss estimates exceed 25%. However, the test of several scenarios (including different time-windows over which the AOT40 is accumulated according to the phenological characteristics of different varieties) shows that this approach is insufficient to provide realistic yield loss estimates. These results highlight the need of more accurate models describing stomatal ozone uptake and the related physiological impacts on vegetation.

* Unité mixte de recherche INRA – INA PG Environnement et Grandes Cultures, 78850 Thiverval Grignon, E-mail : castell@grignon.inra.fr

Introduction

Du fait des activités humaines, la concentration en ozone de la troposphère augmente régulièrement depuis la fin du XIX^e siècle [2, 3]. Cette augmentation est actuellement de l'ordre de 2 à 2,5 % par an [4, 5]. Cette tendance se retrouve en région parisienne, où les mesures du réseau AIRPARIF mettent en évidence un très net accroissement des teneurs en ozone, notamment en zone rurale (de l'ordre de 18 % au cours des 10 dernières années 1992-2001) [6]. Néanmoins, les conditions géographiques et climatiques de la région parisienne sont assez peu favorables à l'occurrence d'épisodes de fortes teneurs en ozone pendant de longues périodes. En effet, le relief y est peu marqué, ce qui permet en général une bonne dispersion des polluants par le vent, et les masses d'air qui y circulent sont le plus souvent d'origine océanique, donc peu chargées en ozone ou en précurseurs [7]. Ainsi, les teneurs mesurées par AIRPARIF se situent habituellement en dessous des niveaux d'information de la population (concentration horaire supérieure à 90 nanolitres de gaz par litre d'air, soit 90 ppb) et n'ont encore jamais atteint le seuil d'alerte (concentration horaire supérieure à 180 ppb). Cependant, il peut arriver dans des conditions météorologiques particulières que le niveau d'information de la population soit dépassé au cours d'une dizaine de journées d'été par an.

Quoi qu'il en soit, à l'heure actuelle, les niveaux moyens observés en région parisienne pendant la période estivale dépassent déjà très souvent le seuil de protection de la végétation retenu par les critères nationaux (moyenne de 65 µg/m³ sur 24 heures). Ainsi, à Rambouillet, sur les 153 jours qui couvrent la période du 1^{er} avril au 31 août 2001, ce seuil a été dépassé 100 fois. Si ces critères nationaux sont pertinents, il est donc très probable que les niveaux d'ozone actuellement mesurés en Ile-de-France ont un impact potentiel sur la végétation. De même, il est maintenant établi que des effets sur les végétaux peuvent apparaître dès que la concentration moyenne horaire dépasse 40 ppb [8]. Ces teneurs, qui sont donc très inférieures au niveau d'information, sont dépassées en zone rurale pratiquement chaque jour dès le début du mois de mai jusqu'à la fin du mois de septembre.

Il est donc probable que les teneurs en ozone mesurées actuellement en région parisienne ont un impact sur les végétaux. Compte tenu de la tendance à l'augmentation des niveaux d'ozone, cette question deviendra probablement de plus en plus préoccupante dans l'avenir. C'est pourquoi il est aujourd'hui nécessaire de disposer d'outils permettant d'en évaluer les conséquences sur les rendements des cultures.

Le blé est de loin la culture principale de la région Ile-de-France, puisqu'il couvre chaque année à lui seul près de 40 % de la surface agricole utile. Cette céréale est particulièrement sensible à l'ozone, et de nombreuses études mettent en évidence des impacts significatifs de ce polluant sur les rendements [9-15].

À partir de ces résultats expérimentaux, diverses estimations empiriques de la relation entre le niveau d'exposition à l'ozone et la perte de rendement correspondante ont été réalisées [16]. Aux États-Unis, une relation a été établie à la fin des années 1980 à partir des résultats obtenus par le *National Crop Loss Assessment Network* (NCLAN) [17-20]. En Europe, c'est le programme EOTC (*European Open-Top Chambers Project*) [21] qui a permis à Fuhrer de proposer au début des années 1990 une relation plus adaptée aux variétés et aux caractéristiques pédo-climatiques de l'Europe de l'Ouest [1]. Cette relation, fondée sur la notion d'AOT40 (*Accumulated dose Over a Threshold of 40 ppb*) a depuis été largement utilisée. L'UN/ECE (*United Nations Economic Commission for Europe*), notamment, s'en est servi récemment pour estimer les impacts potentiels de l'ozone sur les rendements du blé à l'échelle du continent européen [22]. Cette étude montre que pour l'année 1994, l'estimation de ces pertes potentielles sur l'ensemble de la France est de l'ordre de 10 %. Pour le Bassin parisien, ce travail donne des estimations du même ordre de grandeur, mais l'échelle à laquelle il a été réalisé ne permet pas d'apprécier leur variabilité spatiale intrarégionale. D'autre part, cette analyse ne concerne qu'une année et ne permet donc pas non plus d'apprécier la variabilité temporelle de ces estimations. Curieusement, pour l'Ile-de-France, il n'existe à ce jour que très peu d'études sur cette question, bien qu'un travail préliminaire [23] ait montré des différences sensibles entre trois sites de la région parisienne, au cours des années 1992, 1993 et 1994.

L'objectif du travail présenté ici est de réaliser une évaluation de la variabilité spatiale et temporelle des impacts potentiels de l'ozone sur les rendements du blé en Ile-de-France au cours des 10 dernières années, à partir des relations empiriques disponibles dans la littérature.

Méthode d'estimation des impacts

Fuhrer [1] propose très simplement de relier linéairement les pertes de rendement (exprimées en pourcentage du rendement potentiel) au cumul des AOT40 (Figure 1). Le calcul des AOT40 consiste à soustraire 40 ppb à chaque concentration horaire supérieure à 40 ppb, et à réaliser la somme de ces différences sur une période de trois mois. Seules sont prises en compte les concentrations mesurées pendant la journée, entre 7 h et 21 h (les stomates étant fermés pendant la nuit, le polluant ne diffuse pas à l'intérieur des feuilles et ses impacts sont donc considérés comme négligeables). Pour cette étude, les AOT40 ont été calculés à partir des données des stations rurales et périurbaines du réseau AIRPARIF entre 1992 et 2001. En fonction de leur année de mise en service, le nombre de ces stations varie entre 3 en 1992 et 15 en 2001 (Tableau 1 et Figure 2).

La plupart des résultats expérimentaux publiés dans la littérature montrent que la période pendant

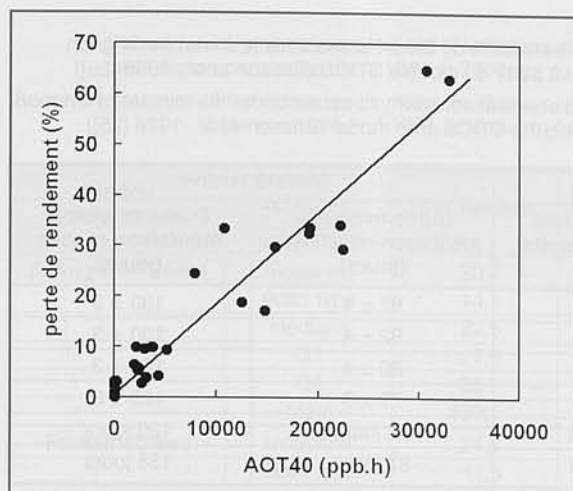


Figure 1.

Relation entre le rendement du blé de printemps et l'indice d'exposition AOT40, estimée d'après les données de Fuhrer, 1994 [1].

Relationship between relative yield loss of spring wheat and the AOT40 exposure index, estimated from Fuhrer's data, 1994 [1].

laquelle le blé est sensible à l'ozone se situe principalement entre la montaison et la fin de la phase de remplissage des grains [14, 24]. En région parisienne, cette période s'étend d'ordinaire entre la mi-mars et la mi-juin pour les blés de printemps les plus précoces, entre le début du mois de mai et la fin du mois de juillet pour les blés d'hiver les plus tardifs. La cohérence de ces dates a été vérifiée par des simulations du développement du blé pour les 10 dernières années (1992-2001) au moyen du module de phénologie du modèle STICS [25], à partir des données de la station météorologique de l'unité mixte de recherches Environnement et Grandes Cultures INRA – INA PG

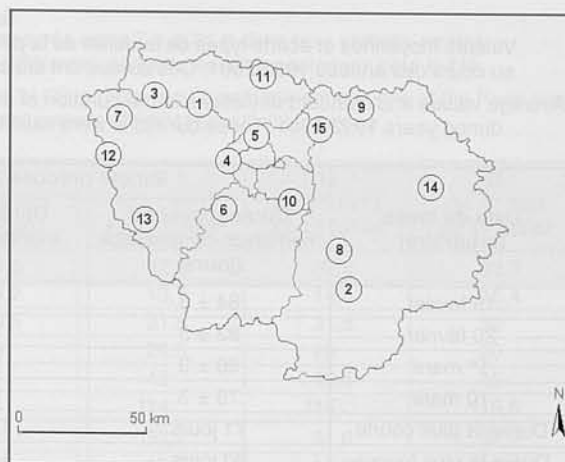


Figure 2.

Localisation des sites de mesure du réseau AIRPARIF dont les données ont été utilisées pour l'étude. Les numéros se rapportent aux noms des communes précisés dans le tableau 1.

Ozone measurement stations of the AIRPARIF network used for the calculation of the AOT40 exposure indices. The numbers refer to the stations specified in table 1.

de Grignon (Yvelines) (Tableau 2). Ces simulations effectuées en tenant compte des paramètres phénologiques de variétés précoces et tardives montrent que la montaison, stade à partir duquel les effets de l'ozone commencent à être sensibles, débute entre le 10 mars et le 15 avril. La période pendant laquelle l'indice foliaire est à sa valeur maximale (phase la plus sensible) commence entre le 10 mai et le 4 juin. Elle s'arrête entre le 26 mai et le 20 juin. La durée moyenne de la période sensible est de 80 jours (2,6 mois). Selon les années, elle peut durer entre 71 et 90 jours : une période sensible de 3 mois est donc pertinente pour le calcul de l'AOT40. Afin de tenir

Tableau 1.

Liste des stations de mesure du réseau AIRPARIF utilisées pour le calcul des AOT40.

Ozone measurement stations of the AIRPARIF network used for the calculation of the AOT40 exposure indices.

Station – département	Indice sur la carte	Station	Date – de mise en service – de fermeture
Cergy-Pontoise (95)	1	périurbaine	février 2000 -
Fontainebleau Desquinemare (77)	2	rurale	octobre 1991 - juillet 1998
Forêt de Fontainebleau	2	rurale	juin 1999 -
Frémenville (95)	3	rurale	février 1998 -
Garches (92)	4	urbaine	septembre 1998 -
Gennevilliers (92)	5	urbaine	juin 1999 -
Mantes-la-Jolie (78)	7	périurbaine	décembre 1997 -
Melun (77)	8	urbaine	avril 1999 -
Montgé-en-Goële (77)	9	rurale	mai 1993 -
Montgeron (91)	10	urbaine	juin 1994 -
Noisy-sur-Oise (95)	11	rurale	mai 2000 -
Prunay-le-Temple (78)	12	rurale	octobre 1998 -
Rambouillet (78)	13	rurale	septembre 1991 -
Saints (77)	14	rurale	janvier 1999 -
Tremblay-en-France (93)	15	périurbaine	mai 1998 -
Les Ulis (91)	6	périurbaine	mai 2000 -

Source : base de données AIRPARIF.

Tableau 2.

Valeurs moyennes et écarts types de la durée de la période de sensibilité du blé à l'ozone sous le climat de Grignon au cours des années 1992-2001. Ces durées ont été calculées à partir du modèle STICS (Brisson *et al.*, 1998 [25]).

Average values and standard deviations of the duration of the period of wheat sensitivity to ozone under the climate of Grignon during years 1992-2001. These durations were calculated using the STICS crop model (Brisson *et al.*, 1998 [25]).

Date de levée (arbitraire)	Variété précoce		Variété tardive	
	Durée moyenne montaison-remplissage (jours)	Durée moyenne montaison-récolte (jours)	Durée moyenne montaison-remplissage (jours)	Durée moyenne montaison-récolte (jours)
15 février	84 ± 3	133 ± 3	82 ± 4	130 ± 3
20 février	83 ± 3	131 ± 3	82 ± 4	130 ± 3
1 ^{er} mars	80 ± 3	128 ± 3	80 ± 4	128 ± 3
10 mars	75 ± 3	123 ± 2	77 ± 3	125 ± 3
Durée la plus courte	71 jours	121 jours	72 jours	120 jours
Durée la plus longue	90 jours	141 jours	87 jours	138 jours

compte de cette assez large gamme des niveaux de précocité du blé, nous avons considéré quatre situations différentes. La première (notée A) correspond à une variété très précoce, dont la période de sensibilité à l'ozone s'étendrait de la mi-mars à la mi-juin, la deuxième (notée B) à une variété précoce, sensible à l'ozone de début avril à fin juin, la troisième (notée C) à une variété plus tardive, sensible de la mi-avril à la mi-juillet, et la dernière (notée D) à un blé très tardif, dont la période de sensibilité s'étendrait de début mai à fin juillet.

Résultats

Variabilité spatiale et temporelle des niveaux d'ozone mesurés en Ile-de-France pendant la période sensible du blé

Rambouillet (au sud-ouest de Paris), Montgé-en-Goële (au nord-est) et Fontainebleau (sud-est de

Paris) sont les trois plus anciens sites de mesure de l'ozone en zone rurale du réseau AIRPARIF. Pour ces trois stations, on a calculé les valeurs mensuelles moyennes des nombres d'heures de dépassement du seuil de 40 ppb entre 1994 et 2001, ainsi que les AOT40 mensuels moyens. Pour chacun de ces sites, il apparaît qu'en moyenne, le seuil de 40 ppb est dépassé assez régulièrement dès le mois de mars, et que le nombre d'heures de dépassement est relativement constant entre la fin du mois d'avril et le mois d'août (Figure 3). Le site de Rambouillet se trouve dans une zone davantage exposée à l'ozone : entre avril et juillet, le seuil de 40 ppb y est dépassé en moyenne 55 heures de plus que dans les deux autres stations. Les AOT40 mensuels suivent approximativement la même tendance (Figure 4), sauf à Rambouillet, où les concentrations d'ozone observées en juillet et en août sont significativement plus élevées qu'en avril, mai et juin. Ceci s'explique par le fait qu'à Rambouillet, les épisodes de fortes concen-

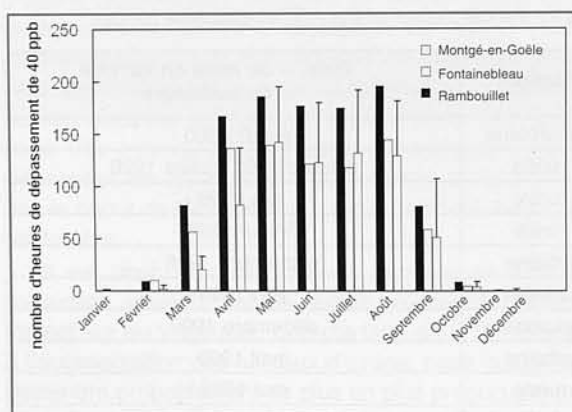


Figure 3.

Nombre d'heures de dépassement du seuil de 40 ppb chaque mois dans trois sites de mesure en zone rurale de la région parisienne (moyenne 1994-2001, les barres verticales représentent les écarts types de la série de Montgé-en-Goële).

Monthly number of hours exceeding the 40 ppb threshold in three rural measurement stations of the Paris area (average 1994-2001, the vertical bars represent the standard deviations of the Montgé-en-Goële series).

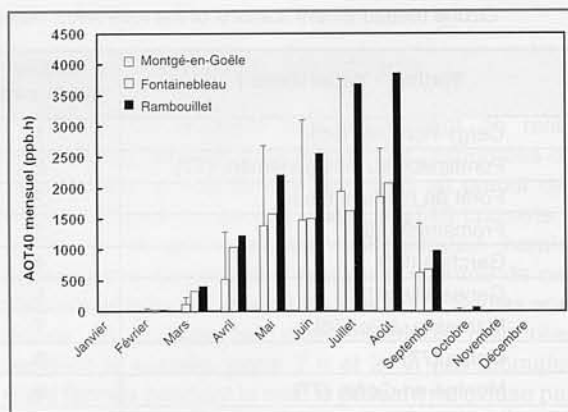


Figure 4.

Valeurs moyennes des AOT40 mensuels (moyenne 1994-2001) dans trois sites de mesure en zone rurale de la région parisienne. Les barres verticales représentent les écarts types correspondants pour le site de Montgé-en-Goële.

Average values of the monthly AOT40 in three measurement stations in rural zones of the Paris area (average 1994-2001, the vertical bars represent the standard deviations of the Montgé-en-Goële series).

Tableau 3.

Statistiques élémentaires décrivant les niveaux d'ozone mesurés entre 7 h et 21 h dans trois stations rurales de la région parisienne entre 1994 et 2001, au cours des différentes périodes sensibles retenues pour le blé.

Summary statistics of the ozone levels measured between 7:00 and 21:00 in three rural measurement stations of the Paris area between 1994 and 2001, and during four different periods of wheat sensitivity to ozone.

Station (1994-2001)	[O ₃] horaires (ppb)	Sur l'année	A du 16 mars au 15 juin	B du 1 ^{er} avril au 1 ^{er} juillet	C du 15 avril au 15 juillet	D du 1 ^{er} mai au 31 juillet
Montgé-en-Goële	moyenne	23,7	30,6	32,3	32,5	33,3
	écart type	14,5	13,2	13,7	14,4	15,4
	médiane	22,5	30,5	31,5	31,5	32
	Q1	7,5	19	20,5	20	20
	Q4	35	41	43	43,5	45
	Maxi	130,5	114	114	114	115,5
Fontainebleau	moyenne	24,6	31	32,2	31,6	32,2
	écart type	11,3	15	15,7	15,9	16,8
	médiane	23,5	31	32	31	31
	Q1	7,5	17,5	18	17	17
	Q4	37	43,5	45	45	46
	Maxi	103,5	91	103,5	103,5	103,5
Rambouillet	moyenne	28,6	34,9	37	37	38,5
	écart type	16,8	13,7	15,2	16,2	18
	médiane	27,5	35,5	36,5	36	36,5
	Q1	12,5	23,5	24	23,5	23,5
	Q4	45	45,5	48	49	51,5
	Maxi	130	99,5	119,5	119,5	119,5

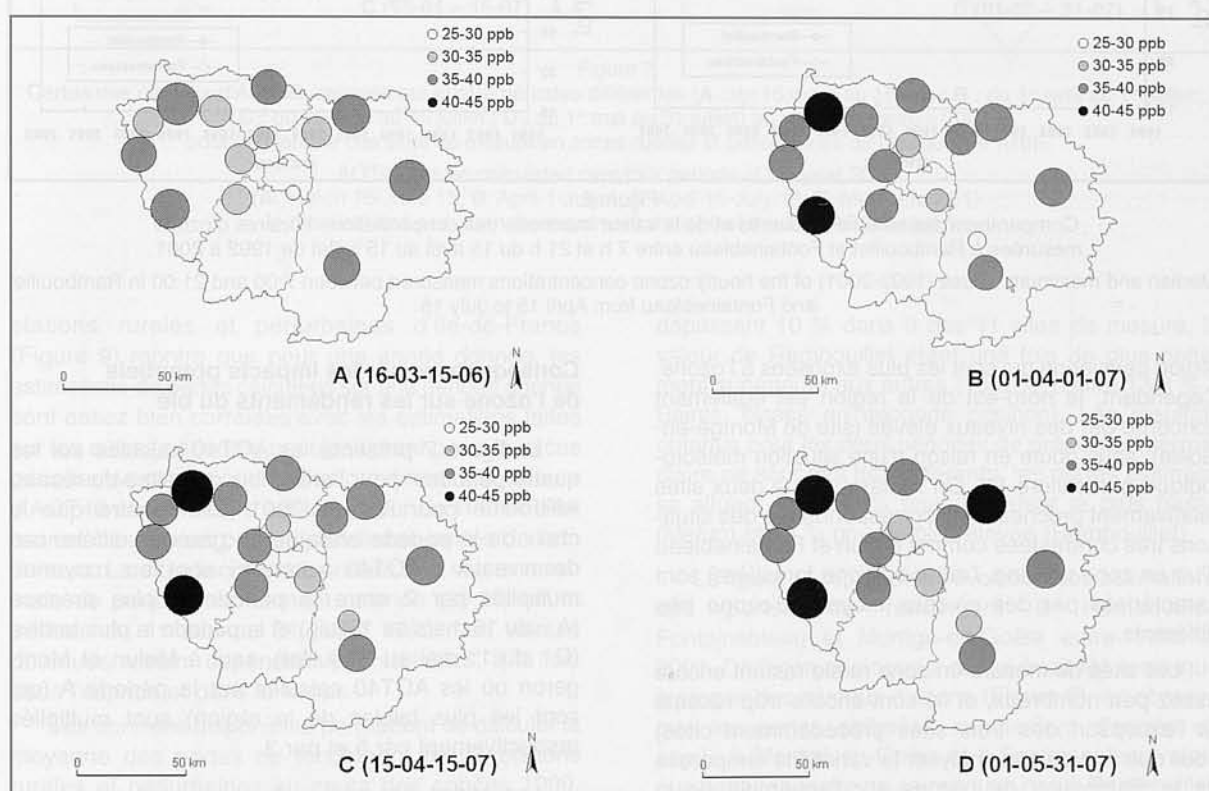


Figure 5.

Cartes des concentrations horaires moyennes d'ozone, calculées sur quatre périodes différentes (A : du 16 mars au 15 juin ; B : du 1^{er} avril au 1^{er} juillet ; C : du 15 avril au 15 juillet ; D : du 1^{er} mai au 31 juillet) au cours de l'année 2001, pour l'ensemble des sites de mesure en zones rurales et périurbaines du réseau AIRPARIF.

La taille de chaque disque est proportionnelle à la valeur d'AOT40 calculée, son niveau de gris correspond à la classe d'AOT40 représentée en légende.

Average values of the hourly ozone concentration calculated over four different periods of the year 2001.

(A: March 16-June 15; B: April 1-July 1; C: April 15-July 15; D: May 1-July 31. The size of each disc is proportional to the calculated AOT40 value, its darkness corresponds to the class of AOT40 represented in legend.

trations (« pics » d'ozone) sont plus fréquents en juillet et en août, et que les concentrations maximales atteintes au cours de ces pics y sont plus élevées qu'ailleurs. L'analyse des concentrations horaires mesurées entre 7 h et 21 h au niveau de ces trois stations (tableau 3) pendant les périodes de sensibilité du blé correspondant aux quatre niveaux de précocité choisis confirme ces observations. La région de Rambouillet (sud-ouest de Paris) apparaît donc comme la plus exposée à l'ozone au cours des huit dernières années.

La variabilité spatiale des niveaux d'ozone relevés par l'ensemble des stations de mesure situées en zone périurbaine ou rurale en service au cours de l'année 2001 est représentée sur la figure 5. Bien que cette figure ne représente que la situation d'une année particulière, elle reflète néanmoins assez bien la tendance générale : ce sont les zones rurales, notamment celles qui se trouvent à l'ouest de la

cours des 10 dernières années, alors qu'ils se sont accrus de façon sensible à Fontainebleau. Il apparaît également assez nettement que les valeurs extrêmes (« pics ») diminuent régulièrement à Rambouillet depuis 10 ans, alors qu'elles se maintiennent à un niveau assez constant à Fontainebleau. Les données de la station rurale de Montgé-en-Goële entre 1994 et 2001 évoluent de la même façon que celles de Fontainebleau. Si ces trois stations sont représentatives de la tendance générale des zones rurales de l'Ile-de-France, ces résultats suggèrent qu'au cours de la période sensible du blé, la tendance est à une augmentation régulière du niveau « de fond », alors que les pics de fortes concentrations observés autrefois à Rambouillet en raison d'une situation locale (massif forestier sous le vent de Paris) et de conditions météorologiques particulières semblent aujourd'hui moins nombreux. Cette tendance est très nette au printemps, pendant la phase sensible du blé, mais on l'observe également pendant les mois d'été.

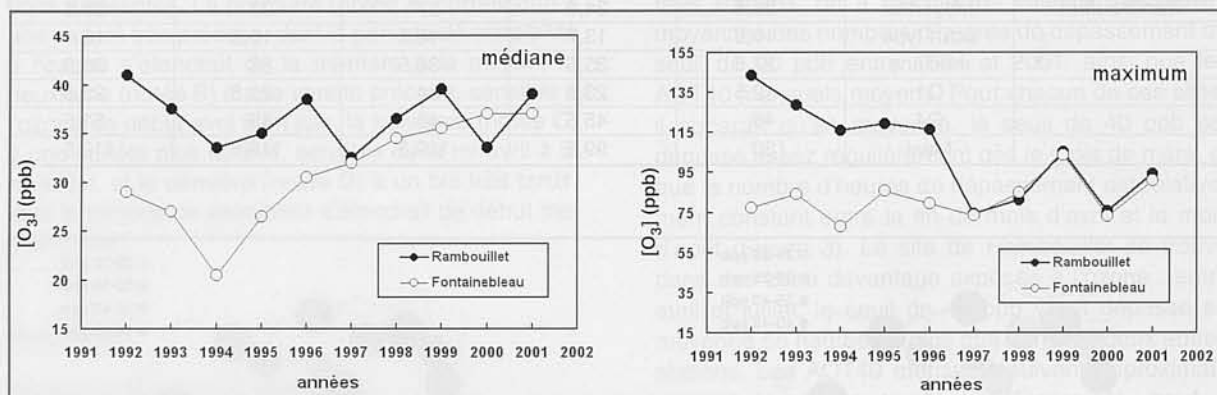


Figure 6.

Comparaison des valeurs médianes et de la valeur maximale des concentrations horaires d'ozone mesurées à Rambouillet et Fontainebleau entre 7 h et 21 h du 15 avril au 15 juillet de 1992 à 2001.

Median and maximum values (1992-2001) of the hourly ozone concentrations measured between 7:00 and 21:00 in Rambouillet and Fontainebleau from April 15 to July 15.

région parisienne qui sont les plus exposées à l'ozone. Cependant, le nord-est de la région est également concerné par des niveaux élevés (site de Montgé-en-Goële), sans doute en raison d'une situation météorologique particulière [6]. On remarque que deux sites relativement proches mais correspondant à des situations très contrastées comme Melun et Fontainebleau (l'un en zone urbaine, l'autre en zone forestière) sont caractérisés par des niveaux moyens d'ozone très différents.

Les sites de mesure en zone rurale restent encore assez peu nombreux, et ils sont encore trop récents (à l'exception des trois sites précédemment cités) pour que l'on puisse analyser la variabilité temporelle de la distribution de l'ozone sur l'ensemble de la région. En revanche, au niveau des sites de Rambouillet ou de Fontainebleau, il est possible d'analyser une série de 10 années (1992-2001) représentée sur la figure 6. Celle-ci révèle que les niveaux moyens d'ozone de Rambouillet au cours de la période sensible d'un blé de précocité moyenne (entre le 15 avril et le 15 juin) ont peu augmenté au

Conséquences sur les impacts potentiels de l'ozone sur les rendements du blé

La figure 7 présente les AOT40 calculés sur les quatre périodes pour l'ensemble des sites du réseau AIRPARIF pour l'année 2001. Elle montre que le choix de la période entraîne de grandes différences de niveaux d'AOT40 : ceux-ci sont en moyenne multipliés par 2 entre la période la plus précoce (A : du 16 mars au 15 juin) et la période la plus tardive (D : du 1^{er} mai au 31 juillet), sauf à Melun et Montgeron où les AOT40 calculés sur la période A (qui sont les plus faibles de la région) sont multipliés respectivement par 5 et par 3.

Les cartes des pertes de rendement correspondantes calculées pour l'année 2001 par la relation de Fuhrer sont présentées sur la figure 8, p. 412. Puisque la relation entre pertes de rendement et AOT40 est linéaire, cette figure fait apparaître les mêmes différences que précédemment en fonction de la période sur laquelle les AOT40 sont estimés. Une analyse simple des résultats obtenus pour l'ensemble des

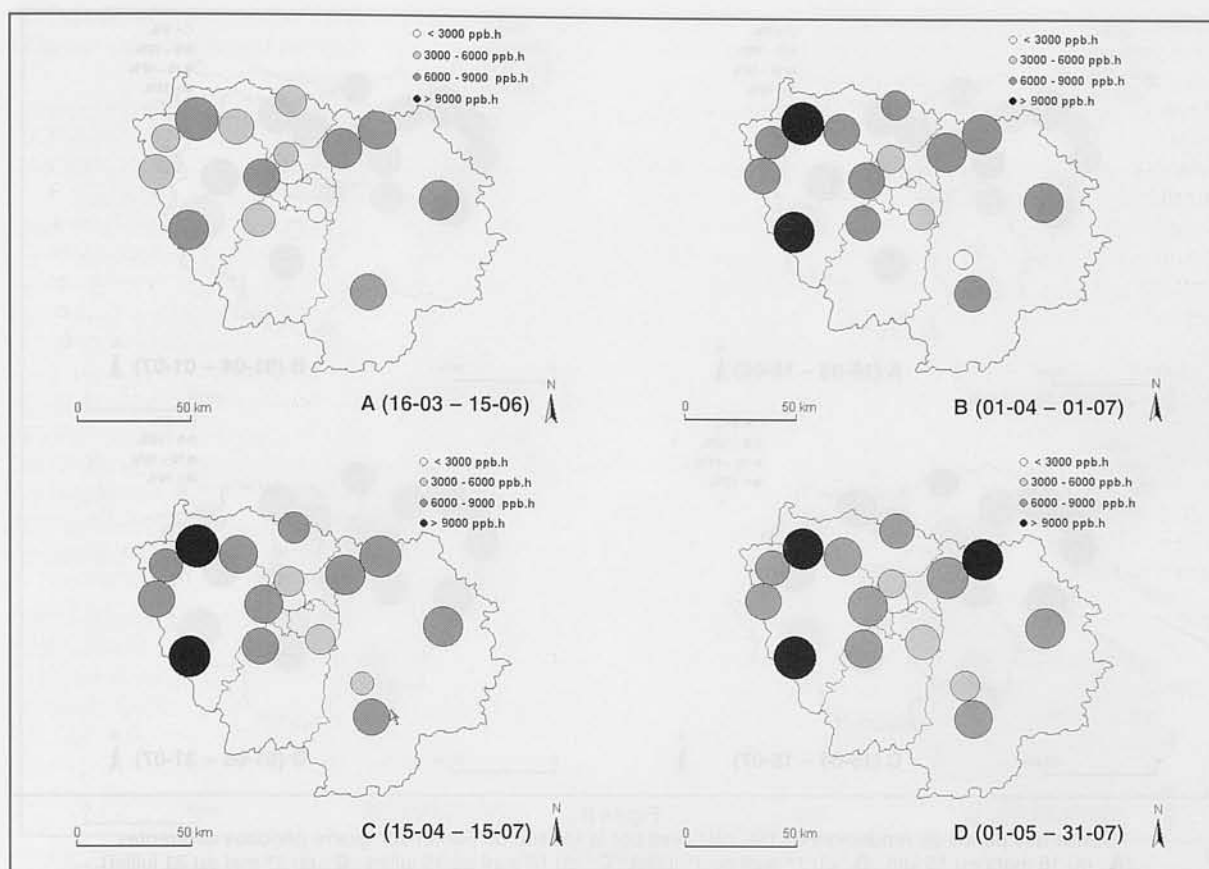


Figure 7.

Cartes des niveaux d'AOT40, calculés sur quatre périodes différentes (A : du 16 mars au 15 juin ; B : du 1^{er} avril au 1^{er} juillet ; C : du 15 avril au 15 juillet ; D : du 1^{er} mai au 31 juillet) au cours de l'année 2001, pour l'ensemble des sites de mesure en zones rurales et périurbaines du réseau AIRPARIF.

AOT40 values calculated over four periods of the year 2001
(A: March 16-June 15; B: April 1-July 1; C: April 15-July 15; D: May 1-July 31)
in the rural and periurban measurement stations of the AIRPARIF network.

stations rurales et périurbaines d'Ile-de-France (Figure 9) montre que pour une année donnée, les estimations de pertes calculées sur une période donnée sont assez bien corrélées avec les estimations faites sur les autres périodes, principalement parce que ces périodes se chevauchent. Conformément aux valeurs d'AOT40 observées, c'est le secteur de Rambouillet qui est caractérisé par les plus fortes pertes de rendement. La situation correspondant à la valeur maximale de perte de rendement estimée (29 %) est la période du 1^{er} mai au 31 juillet 1992. Les valeurs obtenues restent cependant très variables, à la fois dans l'espace et dans le temps.

Les données disponibles permettent de calculer la moyenne des pertes de rendement de 11 stations rurales et périurbaines au cours des années 1999, 2000 et 2001 (Figure 10). Les années 1999 et 2001 sont des années à niveaux d'ozone élevés, alors que l'année 2000, en raison notamment d'une pluviométrie estivale élevée est une année à faible niveau d'ozone [6]. Quand elles sont calculées sur la période la plus précoce (16 mars-15 juin), les moyennes des pertes estimées sont basses (3 à 9 %). Par contre, sur la période la plus tardive (1^{er} mai-31 juillet), elles

dépassent 10 % dans 9 des 11 sites de mesure, la valeur de Rambouillet étant une fois de plus nettement supérieure aux autres (16,8 %, contre 13,3 % à Saint-Denis, classé en seconde position). Les résultats obtenus pour les deux périodes de précocité intermédiaire ne sont pas très différents, les pertes estimées se situant entre 5 % pour la valeur la plus basse (Melun) et 13 % pour la plus élevée (Rambouillet).

La figure 11 représente l'évolution des estimations des pertes de rendement à Rambouillet, Fontainebleau et Montgé-en-Goële entre 1992 et 2001. De façon analogue à ce qui avait été remarqué à propos des niveaux d'ozone (Figure 6), on observe que les pertes estimées augmentent d'année en année à Montgé-en-Goële et à Fontainebleau, alors que cette tendance ne se retrouve pas à Rambouillet. Les valeurs moyennes de ces pertes estimées (calculées sur les années 1994-2001) sont peu différentes à Montgé-en-Goële et à Fontainebleau (environ 5 % pour la période A, 7 % pour la période B, 7,5 % pour la période C, et 10 % pour la période D). À Rambouillet, ces moyennes sont plus élevées (8,8 %, 11,4 %, 12,5 % et 15,6 % respectivement pour les périodes A, B, C et D).

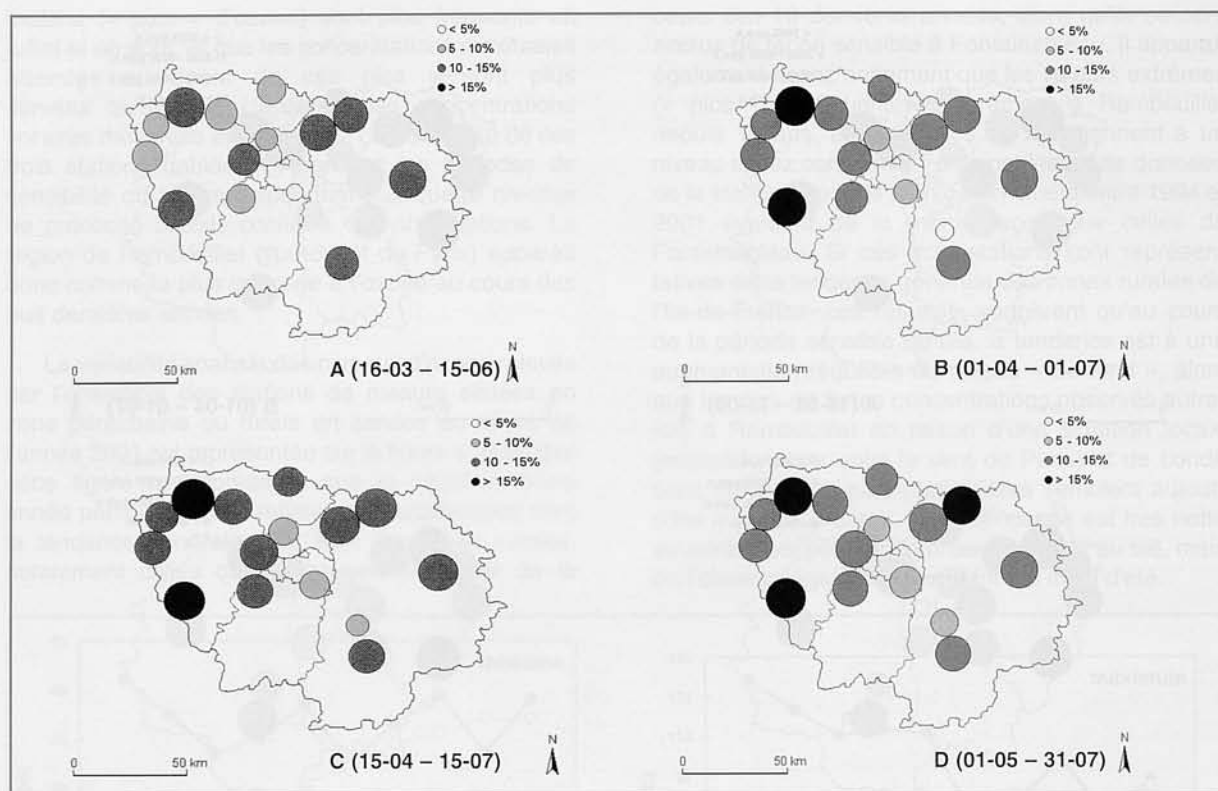


Figure 8.

Cartes des pertes de rendement du blé, calculées par la relation de Fuhrer sur quatre périodes différentes (A : du 16 mars au 15 juin ; B : du 1^{er} avril au 1^{er} juillet ; C : du 15 avril au 15 juillet ; D : du 1^{er} mai au 31 juillet) au cours de l'année 2001, pour l'ensemble des sites de mesure en zones rurales et périurbaines du réseau AIRPARIF.

Wheat potential yield losses calculated by the equation of Fuhrer over four periods of the year 2001 (A: March 16-June 15; B: April 1-July 1; C: April 15-July 15; D: May 1-July 31) in the rural and periurban measurement stations of the AIRPARIF network.

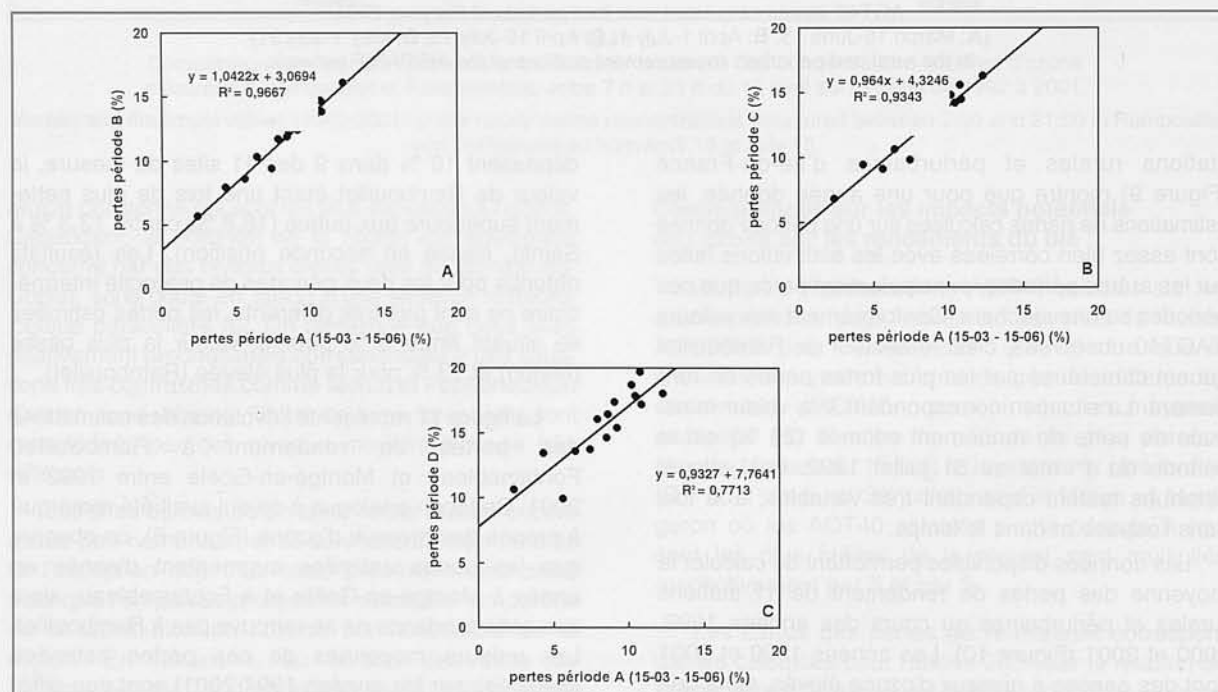


Figure 9.

Corrélations entre les pertes de rendement du blé, calculées par la relation de Fuhrer sur quatre périodes différentes (A : du 16 mars au 15 juin ; B : du 1^{er} avril au 1^{er} juillet ; C : du 15 avril au 15 juillet ; D : du 1^{er} mai au 31 juillet) au cours de l'année 2001, pour l'ensemble des 15 sites de mesure en zones rurales et périurbaines du réseau AIRPARIF.

Correlations between the wheat yield losses estimations calculated over four different periods of the year 2001 (A: March 16-June 15; B: April 1-July 1; C: April 15-July 15; D: May 1-July 31) in the rural and periurban measurement stations of the AIRPARIF network.

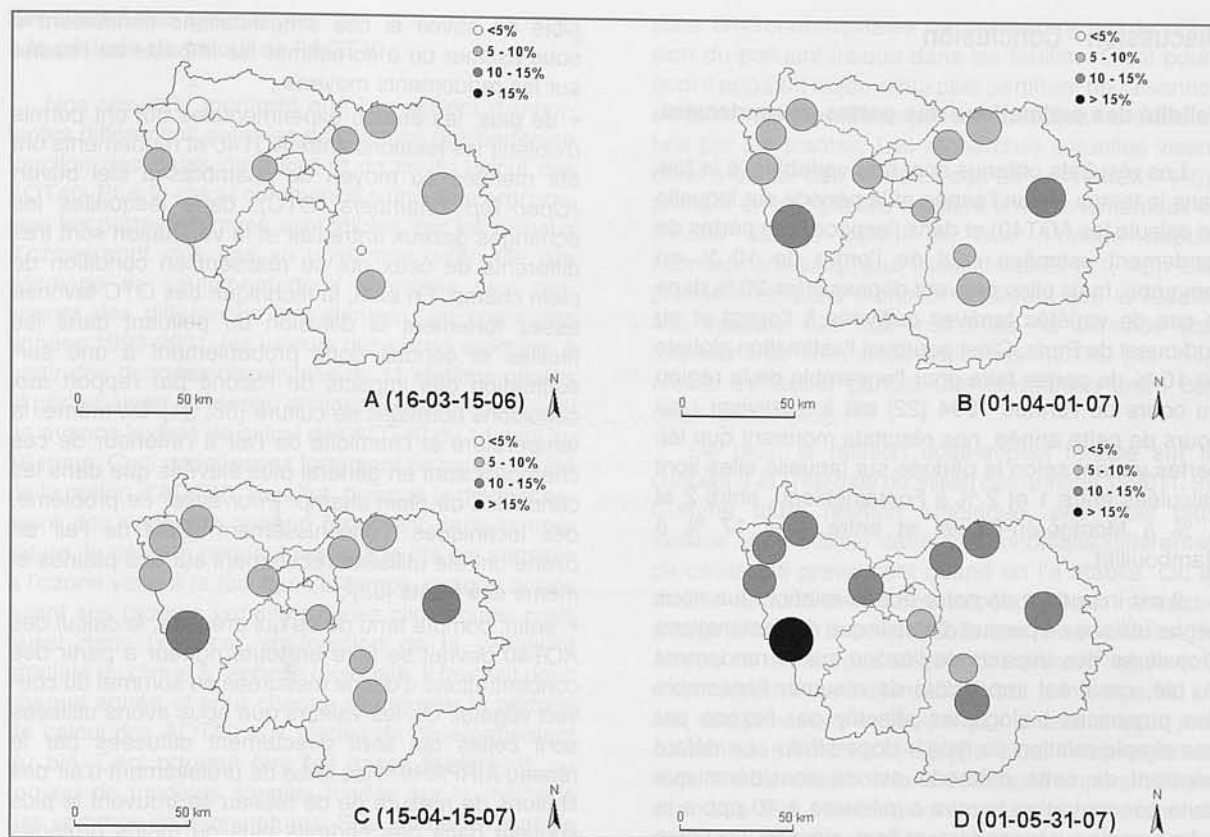


Figure 10.

Cartes des pertes moyennes de rendement du blé, calculées par la relation de Fuhrer sur quatre périodes différentes (A : du 16 mars au 15 juin ; B : du 1^{er} avril au 1^{er} juillet ; C : du 15 avril au 15 juillet ; D : du 1^{er} mai au 31 juillet) au cours des années 1999, 2000 et 2001, pour 11 sites de mesure en zones rurales et périurbaines du réseau AIRPARIF.

Average wheat yield losses calculated from data of the years 1999, 2000 and 2001 over four different periods (A: March 16-June 15; B: April 1-July 1; C: April 15-July 15; D: May 1-July 31) in 11 rural and periurban measurement stations of the AIRPARIF network.

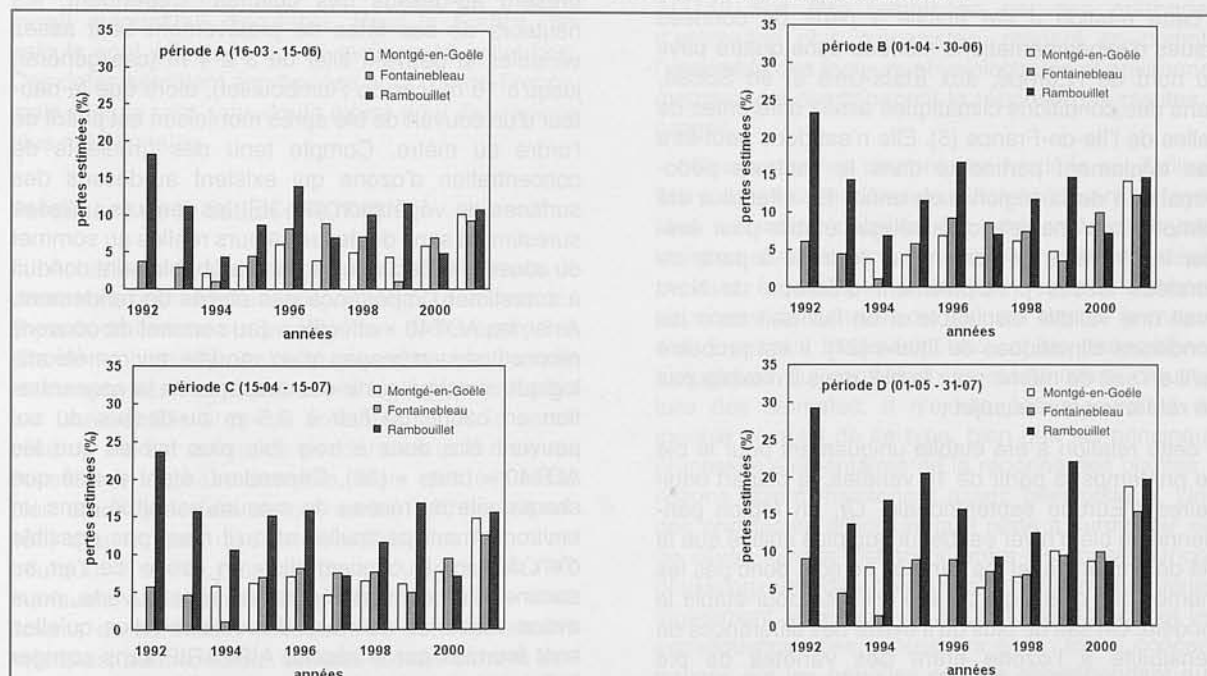


Figure 11.

Évolution des pertes de rendement du blé, calculées par la relation de Fuhrer sur quatre périodes différentes (A : du 16 mars au 15 juin ; B : du 1^{er} avril au 1^{er} juillet ; C : du 15 avril au 15 juillet ; D : du 1^{er} mai au 31 juillet) de 1992 à 2001 pour trois sites de mesure en zones rurales du réseau AIRPARIF.

Temporal evolution (1992-2001) of the estimations of the wheat yield losses, calculated over four different periods (A: March 16-June 15; B: April 1-July 1; C: April 15-July 15; D: May 1-July 31) in three rural measurement stations of the AIRPARIF network.

Discussion - Conclusion

Validité des estimations des pertes de rendement

Les résultats obtenus sont très variables, à la fois dans le temps (selon l'année et la période sur laquelle on calcule les AOT40) et dans l'espace. Les pertes de rendement estimées sont de l'ordre de 10 % en moyenne, mais elles peuvent dépasser les 20 % dans le cas de variétés tardives cultivées à l'ouest et au sud-ouest de Paris. C'est pourquoi l'estimation globale de 10 % de pertes faite pour l'ensemble de la région au cours de l'année 1994 [22] est à relativiser : au cours de cette année, nos résultats montrent que les pertes varient selon la période sur laquelle elles sont calculées entre 1 et 2 % à Fontainebleau, entre 2 et 8 % à Montgé-en-Goële, et entre 4 et 17 % à Rambouillet.

Il est important de noter que la relation que nous avons utilisée ne permet d'établir que des estimations grossières des impacts de l'ozone sur le rendement du blé, car il est impossible de résumer l'ensemble des processus biologiques affectés par l'ozone par une simple relation de type « dose-effet ». Le défaut principal de cette méthode est de considérer que toute concentration horaire supérieure à 40 ppb a le même poids sur le rendement final, alors qu'il est bien établi qu'un dépassement de 5 ppb pendant vingt heures n'a pas le même effet qu'un dépassement de 100 ppb pendant une heure [26]. De plus, plusieurs raisons incitent à relativiser les valeurs des estimations de pertes de rendement obtenues :

- cette relation a été établie à partir de données issues d'expérimentations menées dans quatre pays du nord de l'Europe, aux États-Unis et en Suisse, dans des conditions climatiques assez différentes de celles de l'Île-de-France [8]. Elle n'est donc peut-être pas totalement pertinente dans le contexte pédo-climatique de la région parisienne. En effet, il a été démontré qu'une relation analogue établie pour évaluer les impacts de l'ozone sur le trèfle à partir de données issues principalement d'Europe du Nord avait une validité discutable si on l'utilisait dans les conditions climatiques de l'Italie [27]. Il est probable qu'il en soit de même pour le blé, mais il n'existe pas de référence sur ce sujet ;
- cette relation a été établie uniquement pour le blé de printemps, à partir de 10 variétés, la plupart originaires d'Europe septentrionale. Or, en région parisienne, le blé d'hiver est beaucoup plus cultivé que le blé de printemps, et les variétés ne sont donc pas les mêmes que celles qui ont été utilisées pour établir le modèle. On sait de plus qu'il existe des différences de sensibilité à l'ozone entre des variétés de blé d'hiver [28]. Néanmoins, compte tenu du manque de données disponibles, toutes les études actuelles reposent sur l'hypothèse selon laquelle le blé d'hiver est aussi sensible que le blé de printemps, et ne prennent pas en compte les différences variétales éventuelles [29]. À l'heure actuelle, il n'est pas pos-

sible de savoir si ces simplifications conduisent à sous-estimer ou à surestimer les impacts de l'ozone sur les rendements moyens ;

- de plus, les études expérimentales qui ont permis d'obtenir les relations entre AOT40 et rendements ont été menées au moyen de chambres à ciel ouvert (*Open-Top Chambers*, OTC), dans lesquelles les échanges gazeux entre l'air et la végétation sont très différents de ceux qui se réalisent en condition de plein champ. En effet, la technique des OTC favorise assez fortement la diffusion du polluant dans les feuilles et conduit donc probablement à une sur-estimation des impacts de l'ozone par rapport aux conditions normales de culture [30, 31]. De même, la température et l'humidité de l'air à l'intérieur de ces chambres sont en général plus élevées que dans les conditions de plein champ. Pour éviter ce problème, des techniques d'enrichissement direct de l'air en ozone ont été utilisées récemment sur des prairies et même des forêts [32] ;
- enfin, compte tenu de ce qui précède, le calcul des AOT40 devrait se faire en toute rigueur à partir des concentrations d'ozone mesurées au sommet du couvert végétal. Or, les valeurs que nous avons utilisées sont celles qui sont directement diffusées par le réseau AIRPARIF : les têtes de prélèvement d'air des stations de mesure de ce réseau se trouvent le plus souvent dans des endroits plus ou moins protégés par divers obstacles (bâtiments, haies, clôtures, etc.). Elles se trouvent donc dans des conditions assez différentes de celles qui prévalent au centre de parcelles agricoles. Ceci conduit probablement à une sous-estimation du niveau d'ozone réellement présent au-dessus des cultures. Cependant, les hauteurs de ces têtes de prélèvement sont assez variables et peuvent aller de 3 à 4 m (cas général) jusqu'à 18 m (cas de Rambouillet), alors que la hauteur d'un couvert de blé après montaison est plutôt de l'ordre du mètre. Compte tenu des gradients de concentration d'ozone qui existent au-dessus des surfaces de végétation [33-35], les teneurs utilisées surestiment sans doute les valeurs réelles au sommet du couvert, et ceci nous a donc probablement conduit à surestimer l'importance des pertes de rendement. Ainsi, les AOT40 « effectifs » (au sommet du couvert) reconstitués au moyen d'un modèle micrométéorologique simple à partir des mesures de la concentration en ozone de l'air à 3,5 m au-dessus du sol peuvent être deux à trois fois plus faibles que les AOT40 « bruts » [36]. Cependant, étant donné que chaque site du réseau de mesure est situé dans un environnement particulier et qu'il n'est pas possible d'en déduire la concentration en ozone de l'air au sommet d'un couvert végétal en zone ouverte, nous avons utilisé les données disponibles telles qu'elles sont fournies par le réseau AIRPARIF sans corriger l'effet de la hauteur de la tête de prélèvement.

Les résultats obtenus n'ont donc qu'une valeur indicative, et il serait dangereux de traduire ces estimations de pertes potentielles en termes de pertes réelles, bien que cela ait été fait dans certaines études [22, 37, 38].

Sensibilité des estimations à la période de calcul de l'AOT40

Nos résultats montrent que l'on obtient d'importantes différences entre les estimations des pertes en fonction des dates de début et de fin du calcul des AOT40. Plus le calcul commence à une date précoce, plus les pertes estimées sont faibles, car les niveaux d'ozone sont plus bas au printemps qu'en été. Un décalage de seulement deux semaines peut provoquer des différences importantes : au cours des années 1999-2001, les valeurs des pertes estimées à partir des données disponibles de 11 stations rurales et périurbaines du réseau diminuent d'environ 50 % si on avance la date de calcul des AOT40 du 1^{er} avril au 16 mars. Ceci remet assez fortement en cause l'utilité de la notion d'AOT40. En effet, puisque le développement des végétaux dépend fortement de la température, la période pendant laquelle le blé est sensible à l'ozone varie à la fois dans le temps, chaque année ayant ses propres caractéristiques climatiques, mais aussi dans l'espace, en fonction de la variabilité spatiale du climat à l'échelle régionale. Il faudrait donc chaque année et pour chaque site ajuster la période de calcul des AOT40 aux stades de développement du blé. Ceci pourrait être fait assez facilement, au moyen de modèles simples fondés sur la méthode des sommes de températures. Si la variabilité spatiale du climat reste sans doute assez faible en Ile-de-France, elle ne peut plus être négligée dans le cas d'estimations des impacts à l'échelle nationale ou européenne. C'est pourquoi le découpage actuel de l'Europe en quatre grandes zones climatiques pour l'estimation des pertes de rendement du blé [22] paraît aujourd'hui discutable. Pour la France, les calculs sont effectués du 15 avril au 15 juillet [29]. Ces dates semblent appropriées pour l'Ile-de-France, mais elles le sont sans doute moins pour des régions plus méridionales.

Pertinence de la notion d'AOT40

Actuellement, l'utilisation des AOT40 reste la seule voie opérationnelle disponible pour estimer les impacts de l'ozone sur les végétaux. Cette approche, dite de « niveau I », est trop grossière pour prendre en compte tous les phénomènes biologiques affectés par l'ozone. Elle suppose notamment que la sensibilité du blé est constante pendant les trois mois qui constituent la phase sensible, alors qu'il est assez bien établi que c'est surtout après l'anthèse (floraison) que l'impact de l'ozone est le plus fort. C'est pourquoi il a été proposé de calculer des AOT40 mensuels, et de pondérer ces valeurs par des « coefficients de sensibilité » déduits de données expérimentales, dont la valeur est plus élevée dans le dernier mois (après l'anthèse) que dans les deux premiers [39]. Cet ajustement reste cependant très empirique, et il modifie finalement assez peu les estimations. Ceci vient sans doute du fait que l'AOT40 ne représente qu'un niveau d'exposition, qui ne se traduit pas nécessairement par un impact si les condi-

tions environnementales ne permettent pas la diffusion du polluant jusque dans les feuilles. C'est pourquoi il apparaît aujourd'hui plus pertinent de raisonner en terme de quantité de polluant effectivement absorbée par les plantes. Les recherches actuelles visent donc à établir des modèles dits de « niveau II » [40], prenant en compte les facteurs environnementaux et fondés sur le calcul du flux d'ozone depuis l'atmosphère jusqu'aux tissus foliaires [41, 42]. Les premiers résultats montrent d'ailleurs que la répartition spatiale des flux modélisés ne coïncide pas toujours très bien avec celle des AOT40 [43, 44], même s'il existe parfois une corrélation entre ces deux termes [45].

De plus, la relation dose-impact fondée sur le concept d'AOT40 date du milieu des années 1990 [1, 8]. Comme toute relation empirique, elle n'est plus valable si on l'utilise dans des conditions différentes de celles qui prévalaient quand on l'a établie. Or, le niveau de fond de l'ozone troposphérique ne cesse d'augmenter, et il est probable que le seuil actuel de 40 ppb ne restera pas longtemps pertinent : alors qu'il n'est dépassé actuellement qu'au printemps et en été, des prévisions indiquent qu'il le sera chaque jour de l'année d'ici 2100 [46]. De plus, l'augmentation régulière du niveau de fond de l'ozone troposphérique contribue à la sélection involontaire par l'homme de nouveaux génotypes plus résistants au polluant : on a ainsi montré que les variétés anciennes sont plus sensibles à l'ozone que les nouvelles [47]. C'est pourquoi, même si elle reste pertinente pour apprécier la variabilité spatiale et temporelle des impacts potentiels, l'approche empirique fondée sur les AOT40 doit être remplacée par des méthodes d'estimation plus mécanistes, prenant en compte l'ensemble des facteurs physiologiques et environnementaux qui conditionnent la réponse des plantes à l'ozone.

Ces approches devront être fondées sur l'utilisation couplée de modèles de culture décrivant de façon plus ou moins détaillée les phénomènes physiologiques affectés par l'ozone, et de modèles de dépôt prenant en compte à la fois les phénomènes physiques du transfert du polluant depuis la masse d'air jusqu'aux tissus végétaux, et les phénomènes biologiques qui contrôlent les mécanismes d'ouverture des stomates. Il n'existe pas aujourd'hui de modèle complet de ce type, bien que les principaux processus élémentaires de la réponse des plantes à l'ozone soient maintenant assez bien connus. Une des principales difficultés qu'il reste à surmonter est de savoir faire la distinction entre les conséquences physiologiques des niveaux d'exposition chroniques légèrement supérieurs au seuil de résistance, et les conséquences des expositions à de fortes concentrations sur les périodes courtes correspondant aux « pics » d'ozone.

Enfin, des efforts de recherche importants restent à fournir pour permettre d'atteindre une quantification fiable du flux d'ozone réellement absorbé par les feuilles. Il s'agit notamment des connaissances

concernant l'impact du polluant sur l'ouverture des stomates, le dépôt non stomatique (à la surface des épidermes végétaux) et les réactions chimiques qui

se déroulent à l'intérieur du couvert végétal et contrôlent ainsi la concentration en ozone au voisinage des feuilles.

Mots clés

Ozone. Blé. Pertes de rendement. Niveau I. Ile-de-France.

Keywords

Ozone. Wheat. Yield loss. Critical level I. Ile-de-France Region.

Références

1. Fuhrer J. The critical level for ozone to protect agricultural crops – An assessment of data from European open-top chamber experiments. *Schriftenreihe der FAC* 16 (Special issue: Critical levels for ozone – A UN/ECE Report – J. Fuhrer & B. Achermann, eds.) 1994: 42-57.
2. Anfossi D, Sandroni S, Viarengo S. Tropospheric ozone in the nineteenth century: the Moncalieri series. *Journal of Geophysical Research* 1991, 96 (D9): 17349-52.
3. Wang Y, Jacob DJ. Anthropogenic forcing on tropospheric ozone and OH since preindustrial times. *Journal of Geophysical Research* 1998, 103 (D23): 31123-35.
4. Marengo A, Gouget H, Nédélec P, Pagés JP, Karcher F. Evidence of a long-term increase in tropospheric ozone from Pic du Midi data series: Consequences: Positive radiative forcing. *Journal of Geophysical Research* 1994, 99 (D8): 16617-32.
5. Schmidt M. Evidence of a 50-year increase in tropospheric ozone in Upper Bavaria. *Annales Geophysicae* 1994, 12 (12): 1197-206.
6. AIRPARIF, Rapport d'activité. Résultats 2001. AIRPARIF, Paris 2002: 101 p.
7. Lossec B. Situation météorologique et pollution photo-oxydante sur la région parisienne. L'épisode remarquable du 29 juillet au 1^{er} août 1992. *La Météorologie* 1994; 8^e série (8): 23-35.
8. Fuhrer J, Skarby L, Ashmore MR. Critical levels for ozone effects on vegetation in Europe. *Environmental Pollution* 1997; 97: 91-106.
9. Barnes JD, Ollerenshaw JH, Whitfield CP. Effects of elevated CO₂ and/or O₃ on growth, development and physiology of wheat (*Triticum aestivum* L.). *Global Change Biology* 1995; 1: 129-42.
10. Fuhrer J, Grimm AG, Tschannen W, Shariat-Madari H. The response of spring wheat (*Triticum aestivum* L.) to ozone at higher elevations: II. Changes in yield, yield components, and grain quality in response to ozone flux. *New Phytologist* 1992: 121: 211-9.
11. Fuhrer J, Egger A, Lehnher B, Grandjean A, Tschannen W. Effects of ozone on the yield of spring wheat (*Triticum aestivum* L. cv. Albis) grown in open-top field chambers. *Environmental Pollution* 1989; 60: 273-89.
12. Fumagalli I, Ambrogio R, Mignanego L. Yield responses of plants exposed to ambient ozone in the river Po valley (Italy). *Agronomie* 2001; 21: 227-33.
13. Meyer U, Köllner B, Willenbrink J, Krause GHM. Effects of different ozone exposure regimes on photosynthesis, assimilates and thousand grain weight in spring wheat. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 2000; 78 (1): 49-55.

14. Pleijel H, Danielsson H, Gelang J, Sild E, Selldén G. Growth stage dependence of the grain yield response to ozone in spring wheat (*Triticum aestivum* L.). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 1998 ; 70 : 61-8.
15. Soja G, Soja A-M. Wheat as an ozone sensitive crop. *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica* 1995 ; 30 (1-2) : 59-70.
16. Lefohn AS, Laurence JA, Kohut RJ. A comparison of indices that describe the relationship between exposure to ozone and reduction in the yield of agricultural crops. *Atmos Environ* 1988 ; 22 : 1229-40.
17. Heck WW, Cure WW, Rawlings JO, Zaragoza LJ, Heagle AS, Heggstad HE, Kohut RJ, Kress LW, Temple PJ. Assessing impacts of ozone on agricultural crops. I. Overview. *JAPCA* 1984 ; 34 : 729-35.
18. Heck W, Cure WW, Rawlings JO, Zaragoza LJ, Heagle AS, Heggstad HE, Kohut RJ, Kress LW, Temple PJ. Assessing impacts of ozone on agricultural crops: II. Crop yield functions and alternative exposure statistics. *JAPCA* 1984 ; 34 : 810-7.
19. Rawlings JO, Cure WW. The Weibull function as a dose-response model to describe ozone effects on crop yields. *Crop Science* 1985 ; 25 (5) : 807-14.
20. Rawlings JO, Lesser VM, Heagle AS, Heck WW. Alternative ozone dose metrics to characterize ozone impact on crop yield loss. *Journal of Environmental Quality* 1988 ; 17 (2) : 285-91.
21. Jager HJ, Unsworth MH, de Temmerman L, Mathy P. Effects of air pollution on agricultural crops in Europe. Results of the European Open-Top Chambers project, Tervuren (Belgium), Commission of the European Communities 1992.
22. UN/ECE, ICP report 1999-2000, 2001 : 66 p.
23. Chauvin M. La pollution atmosphérique par l'ozone et ses conséquences sur les rendements agricoles en Ile-de-France. 1994 ; INA PG - AIRPARIF, Paris : 58.
24. Adaros G, Weigel HJ, Jager HJ. Impact of ozone on growth and yield parameters of two spring wheat cultivars (*Triticum aestivum* L.). *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz* 1991 ; 98 (2) : 113-24.
25. Brisson N, Mary B, Ripoche D, Jeuffroy MH, Ruget F, Nicoullaud B, Gate P, Devienne-Barret F, Antonioletti R, Durr C, Richard G, Beaudouin N, Recous S, Tayot X, Plenet D, Cellier P, Machet JM, Meynaard JM, Delécolle R. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parametrisation applied to wheat and corn. *Agronomie* 1998 ; 18 : 311-46.
26. Académie des sciences. Ozone et propriétés oxydantes de la troposphère. Essai d'évaluation scientifique. Rapport n° 30. Technique et documentation, Lavoisier, Paris 1993 : 262 p.
27. Fumagalli I, Ambrogi R, Mignanego L. Ozone in Southern Europe: UN/ECE experiments in Italy suggest a new approach to critical levels. In: Critical levels for ozone - Level II, Gerzensee, Switzerland. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape 1999 : 239-42.
28. Mulchi CL, Sammons DJ, Baenziger PS. Yield and grain quality responses of soft red winter wheat exposed to ozone during anthesis. *Agronomy Journal* 1986 ; 78 (4): 593-600.
29. Mills G, Holland M, Buse A, Cinderby S, Hayes F, Emberson L, Cambridge H, Ashmore M, Terry A. Introducing response modifying factors into a risk assessment for ozone effects on crops in Europe. Workshop Establishing Ozone Critical Levels II, Göteborg, Sweden UN/ECE 2002 : 3-13.
30. Nussbaum S, Fuhrer J. Open top chamber effects on ozone flux in six European grassland species. In: Critical levels for ozone - Level II, Gerzensee, Switzerland. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape 1999 : 265-9.
31. Nussbaum S, Fuhrer J. Difference in ozone uptake in grassland species between open-top chambers and ambient air. *Environmental Pollution* 2000 ; 109 : 463-71.
32. Häberle KH, Werner H, Fabian P, Pretzsch H, Reiter I, Matyssek R. "Free air" ozone fumigation of mature forest trees : a concept for validating AOT40 under stand conditions. In: Critical levels for ozone - Level II, Gerzensee, Switzerland. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape 1999 : 133-7.
33. Leuning R, Neumann HH, Thurtell GW. Ozone uptake by corn (*Zea mays* L.): A general approach. *Agricultural Meteorology* 1979 ; 20 (2) : 115-35.
34. Mikkelsen TN, Ro-Poulsen H, Pilegaard K, Hovmand MF, Jensen NO, Christensen CS, Hummelshøj P. Ozone uptake by an evergreen forest canopy: temporal variation and possible mechanisms. *Environmental Pollution* 2000 ; 109 : 423-9.
35. Zhang L, Brook JR, Vet R. On ozone dry deposition - with emphasis on non-stomatal uptake and wet canopies. *Atmos Environ* 2002 ; 36 (30) : 4787-99.
36. Grünhage L, Jäger HJ, Haenel HD, Löpmeier FJ, Hanewald K. The long-term critical level for crops: improving its use. In: Critical levels for ozone - Level II, Gerzensee, Switzerland. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape 1999 : 297-300.
37. Anshelm F, Gauger T. Mapping critical levels for ozone in Germany. In : Critical levels for ozone - Level II, Gerzensee, Switzerland. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape 1999 : 319-23.

38. Aunan K, Berntsen TK, Seip HM. Surface ozone in China and its possible impact on agricultural crop yields. *Ambio* 2000 ; 29 (6) : 294-301.
39. Soja G, Barnes JD, Posch M, Vandermeiren K, Pleijel H, Mills G. Phenological weighting of ozone exposures in the calculation of critical levels for wheat, bean and plantain. *Environmental Pollution* 2000 ; 109 : 517-24.
40. Fuhrer J, Achermann B. Workshop summary. In: Critical levels for ozone – level II, Gerzensee, Switzerland. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape 1999 : 13-28.
41. Grünhage L, Haenel HD, Jäger HJ. The exchange of ozone between vegetation and atmosphere: micro-meteorological measurement techniques and models. *Environmental Pollution* 2000 ; 109 : 373-92.
42. Pleijel H, Danielsson H, Karlsson GP, Gelang J, Karlsson PE, Selldén G. An ozone flux-response relationship for wheat. *Environmental Pollution* 2000 ; 109 : 453-62.
43. Emberson LD, Ashmore MR, Cambridge HM, Simpson D, Tuovinen JP. Modelling stomatal ozone flux across Europe. *Environmental Pollution* 2000 ; 109 : 403-13.
44. Tuovinen JP. Assessing vegetation exposure to ozone: properties of AOT40 index and modifications by deposition modelling. *Environmental Pollution* 2000 ; 109 : 361-72.
45. Joss U, Rihm B, Nussbaum S, Fuhrer J. Analysis of the relationship between AOT40 for crops and ozone flux to wheat. In: Critical levels for ozone – Level II, Gerzensee, Switzerland. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape 1999 : 301-6.
46. Coyle M, Fowler D, Ashmore M. New Directions : Implications of increasing tropospheric background ozone concentrations for vegetation. *Atmos Environ* 2003 ; 37 : 153-4.
47. Barnes J, Velissariou D, Davison AW, Holevas CD. Comparative ozone sensitivity of old and modern Greek cultivars of spring wheat. *New Phytologist* 1990 ; 116 (4) : 707-14.