

IMPACTS DE L'OZONE SUR L'AGRICULTURE ET LES FORÊTS ET ESTIMATION DES COÛTS ÉCONOMIQUES

OZONE IMPACTS ON AGRICULTURE AND FORESTS AND ECONOMIC LOSSES ASSESSMENT

Jean-François CASTELL

UMR Ecosys, INRA, AgroParisTech, université Paris-Saclay, 78850, Thiverval
Grignon, France.

Didier LE THIEC

UMR EEF, INRA, université de Lorraine, 54280, Champenoux, France.

Résumé

L'ozone est aujourd'hui considéré comme le polluant atmosphérique le plus nocif pour la production des cultures et des forêts, et sa concentration dans l'air devrait encore augmenter dans les prochaines années. L'utilisation d'outils basés sur des relations empiriques entre les concentrations et les rendements permet d'estimer que la production des cultures sensibles, comme le blé ou les tomates, peut être réduite de plus de 10 % dans les régions les plus polluées, ce qui représente des pertes sensibles pour l'économie du secteur agricole. La synthèse des travaux publiés sur cette question montre qu'il existe peu d'études permettant d'estimer les impacts économiques de l'ozone sur les forêts. Pour les cultures, au niveau mondial, les pertes dues à l'ozone dépassent la dizaine de milliards de dollars par an, les régions les plus affectées étant l'Asie et les pays méditerranéens. En Europe, le coût de l'ozone sur la production du blé est estimé à 3,2 milliards d'euros. Pour la France, qui est un des pays d'Europe où les rendements sont les plus affectés par l'ozone, nous estimons que ce sont plus d'un milliard d'euros qui sont perdus chaque année à cause de ce polluant. Ces estimations doivent cependant être considérées avec prudence, d'une part, parce que les méthodes actuellement disponibles

sont peu précises, d'autre part, parce que leur validité est incertaine pour estimer les impacts de l'ozone dans des régions où les climats et les agricultures sont trop différents de l'Amérique du Nord ou de l'Europe

Mots-clés

Pollution atmosphérique, agriculture, forêt, ozone, fonctions dose-réponse, AOT40, POD, impacts économiques.

Abstract

Ozone is regarded as the most harmful air pollutant for the production of crops and forests, and its concentration in the air is expected to increase in the coming years. Using empirical relationships relating yield losses to concentrations, it is estimated that the production of sensitive crops such as wheat or tomatoes can be reduced by over 10% in the most polluted areas, representing significant losses to the economy of the agricultural sector. In this paper, we present a short synthesis of the literature on this issue. Studies on the economic impacts of ozone on forests are very few. Globally, crop losses due to ozone exceeded ten billion dollars a year; the most affected regions are Asia and the Mediterranean countries. In Europe, the cost of ozone on wheat production was estimated at 3.2

billion euros. For France, which is one of the European countries where yields are most affected by ozone, we assessed that more than a billion euros are lost every year because of this pollutant. However, these estimates must be viewed with caution, firstly because currently available methods are quite unprecise, secondly because their validity remains uncertain for

estimating the impacts of ozone in areas where climate and agriculture are too different from North America or Europe.

Keywords

Air pollution, agriculture, forest, ozone, dose-response, AOT40, POD, economic losses.

Introduction

L'ozone est un polluant atmosphérique largement présent à la surface du globe, qui a trois effets principaux sur l'environnement :

- c'est un gaz à effet de serre, le troisième contributeur par son forçage radiatif à l'effet de serre additionnel, après le CO₂ et le méthane, et avant le protoxyde d'azote. Pour rappel, la vapeur d'eau est à l'origine de 55 % de l'effet de serre actuel ;
- c'est une source importante de radicaux hydroxyle, qui contribuent au pouvoir oxydant de l'atmosphère ;
- c'est un oxydant puissant qui a des impacts négatifs sur la santé des hommes, des plantes et des animaux.

Il se forme sur de grandes régions du globe, principalement quand un rayonnement solaire élevé favorise les réactions photochimiques nécessaires à sa production, dans les zones où les émissions des polluants précurseurs de l'ozone (NO_x, COV dont méthane et CO) sont importantes, notamment en raison d'un trafic automobile intense dans les pays développés des zones tempérées ou méditerranéennes mais aussi en Asie, ou d'incendies dans les zones intertropicales (Wild *et al.*, 2012 ; Stella, dans ce numéro).

Depuis l'époque préindustrielle, la concentration en ozone de la troposphère a augmenté de 60 à 100 % (Vingarzan, 2004 ; Sitch *et al.*, 2007) et les modèles globaux prévoient que cette augmentation va globalement se poursuivre au cours des trente prochaines années, mais pas de façon homogène : de fortes augmentations sont prévues en Inde et dans les régions voisines, alors

que l'Est des États-Unis, une partie de la Chine et la région méditerranéenne devraient connaître une diminution (Chuwah *et al.*, 2013). En Europe, nous observons actuellement une tendance à la stagnation des concentrations depuis le début des années 2000, probablement grâce aux mesures environnementales de réduction des émissions des précurseurs d'ozone (Oltmans *et al.* 2013). Cette tendance est également observée en Ile-de-France (figure 1).

Si l'ozone est reconnu depuis une trentaine d'années comme étant le principal polluant atmosphérique qui affecte la production agricole

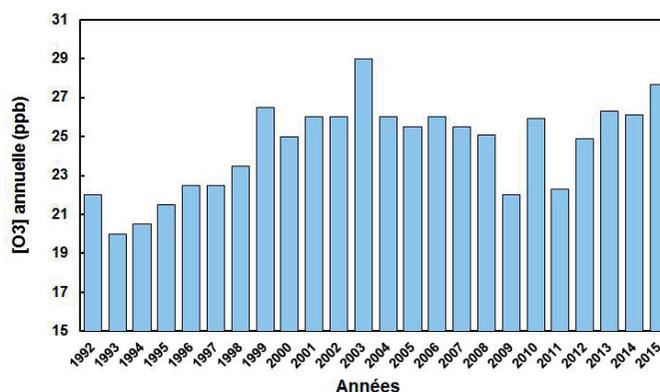


Figure 1. Concentrations moyennes annuelles d'ozone mesurées par les stations de mesure du réseau AIR-PARIF situées dans les zones rurales d'Ile-de-France (données AIRPARIF). Si ces concentrations ont fortement augmenté entre 1992 et 2003, on observe depuis une stabilisation des valeurs moyennes.

Mean annual values of ozone concentrations measured in rural sites in the region of Paris (data taken from AIRPARIF measurement network). Concentrations have risen sharply between 1992 and 2003, but a stabilization of average values was observed since the early 2000s.

et forestière en Amérique du Nord et en Europe de l'Ouest (Ashmore, 2005), ce n'est que plus récemment que nous nous sommes intéressés à ses impacts sur la production agricole et forestière des pays d'Asie (principalement la Chine et l'Inde) et des pays en développement. En effet, la perspective d'une augmentation de la concentration en ozone représente une menace sérieuse pour la sécurité alimentaire de pays déjà confrontés à l'accroissement de leurs populations, dans un contexte de production agricole soumise à des contraintes climatiques peu favorables (Ahmed, 2015). De même, cela peut conduire à perturber fortement les rôles de puits de carbone et de maintien de la biodiversité joués par les forêts.

Les études d'impact économique sont utiles pour évaluer les conséquences de la pollution atmosphérique sur le secteur de l'agriculture, mais aussi pour tester ou valider les choix des politiques publiques de réduction de la pollution atmosphérique.

Ce travail a pour objectif de présenter une synthèse des estimations du coût économique de l'ozone sur les cultures et les forêts, en France et dans le monde. Il décrit les outils actuellement disponibles pour réaliser ces estimations et les principaux résultats obtenus. À titre d'exemple, nous donnons une estimation des impacts économiques de l'ozone sur le blé en Ile-de-France. Enfin, la conclusion s'attache à discuter de l'utilité et de la validité de ces outils.

1. Indicateurs d'exposition et fonctions d'impact

La sensibilité des végétaux à l'ozone est connue depuis longtemps, mais il existe une très forte variabilité d'une espèce à l'autre, et même entre variétés d'une même espèce. Les végétaux peuvent être classés en trois catégories (tableau 1) : ceux qui sont très sensibles à l'ozone, ceux qui le sont moyennement, et ceux qui apparaissent plutôt tolérants (Mills *et al.*, 2007 ; ICP Vegetation, 2011 ; Ulrich *et al.*, 2006). Si les données concernant les cultures et les arbres sont assez abondantes, nous disposons cependant de peu d'informations sur les espèces prairiales ou sauvages.

Espèces sensibles à l'ozone	Espèces modérément sensibles à l'ozone	Espèces peu sensibles à l'ozone
Blé	Betterave	Orge
Soja	Colza	Fraisier
Cotonnier	Pomme de terre	Seigle
Haricots, pois, fèves	Tabac	Brocoli
Navet	Riz	Epicéa
Oignon	Vigne	Hêtre
Laitue	Chou	Douglas
Tomate	Maïs	Érable
Pin noir	Luzerne	
Mélèze	Chêne pédonculé	
Pin sylvestre	Bouleau	
Pin maritime	Platane	

Tableau 1. Sensibilité à l'ozone des principales espèces cultivées (d'après Mills *et al.*, 2007 et ICP Vegetation, 2011 ; Ulrich *et al.* 2006).

Ozone sensitivity of main agricultural and horticultural crops.

D'une manière générale, la quantification des impacts repose toujours sur une relation déterminée de façon empirique entre un indicateur d'exposition à l'ozone et le niveau de rendement d'une production végétale.

1.1. Indicateurs basés sur les concentrations en polluant

Les indicateurs d'exposition à l'ozone prennent en compte le fait que les stomates de la plupart des végétaux se ferment pendant la nuit, et que les concentrations nocturnes d'ozone n'ont donc pas d'impact.

Les indicateurs les plus anciens, qui sont aussi les plus simples, considèrent simplement la valeur moyenne des concentrations en ozone (exprimée en ppb) pendant les heures au cours desquelles le rayonnement solaire permet l'ouverture des stomates. Les plus utilisés sont :

M7 : moyenne des concentrations horaires mesurées pendant les 7 heures les plus riches en rayonnement de la journée (9h-16h)

M12 : moyenne des concentrations horaires mesurées pendant les 12 heures les plus riches en rayonnement de la journée (8h-20h)

Plus récemment, à la fin du XX^e siècle, des indicateurs un peu plus pertinents et mieux corrélés avec les baisses de rendements ont été proposés. Ils sont fondés sur l'hypothèse selon laquelle l'impact de l'ozone est d'autant plus important que la dose (concentration x durée d'exposition) à laquelle les plantes ont été exposées est élevée. Ils reposent également sur l'idée que les faibles teneurs en ozone n'ont pas d'effet sur les plantes, et qu'il faut dépasser un certain seuil pour provoquer des impacts. Ces indices ne sont plus exprimés sous forme de valeurs moyennes mais de valeurs cumulées pendant toute la durée de la période d'exposition à l'ozone (ppb.h).

Aux États-Unis, les données expérimentales ont permis de définir un seuil de 60 ppb, en prenant en compte toutes les heures de la journée, y compris pendant la nuit. L'indicateur correspondant est le SUM06 (Heagle, 1989) :

$$SUM06 (ppb.h) = \sum_{i=1}^n ([O_3]_i - 60) \text{ quand } [O_3] > 60 \text{ ppb}$$

Où n représente le nombre d'heures d'exposition (de jour comme de nuit).

En Europe, les données expérimentales obtenues (blé principalement et épicéa) suggèrent un seuil plus bas, d'une valeur de 40 ppb, uniquement pendant les heures de jour (Fuhrer, 1994) :

$$AOT40 (ppb.h) = \sum_{i=1}^n ([O_3]_i - 40) \text{ quand } [O_3] > 40 \text{ ppb et quand } R_g > 50 \text{ W/m}^2$$

Où R_g représente le rayonnement solaire global.

1.2. Indicateurs basés sur les flux de polluant absorbés par les plantes

En Europe, les efforts de recherche des quinze dernières années ont porté sur le développement de modèles intégrant davantage le fonctionnement biologique des plantes. Ces modèles calculent notamment le degré d'ouverture des stomates en fonction des facteurs environnementaux (modèle de conductance stomatique, Jarvis, 1976), ce qui permet de calculer le flux d'ozone entrant dans les feuilles (voir, par exemple, Emberson *et al.*, 2000 ou Grünhage *et al.*, 2012). L'indice utilisé n'est donc plus un indicateur d'exposition, basé sur la concentration en ozone dans l'air au-dessus des plantes, mais un indicateur du cumul de la quantité de polluant qui entre dans les feuilles par les stomates et que les végétaux ne sont pas capables de détoxifier instantanément :

$$POD_Y (mmol.m^{-2}) = \sum_{i=1}^n [(FO_3)_i - Y] \text{ quand } FO_3 > Y$$

POD = indice « Phytotoxic Ozone Dose » (cumul des flux horaires, exprimé le plus souvent en mmol.m⁻²)

Y = flux maximum que les végétaux sont capables de détoxifier (entre 0 et 10 nmol.m⁻².s⁻¹)

FO₃ = flux instantané d'ozone entrant dans les feuilles par les stomates (en nmol.m⁻².s⁻¹)

n = nombre d'heures d'exposition à l'ozone

1.3. Fonctions d'impact

À partir de ces indicateurs, des fonctions simples d'impact sont établies par ajustement statistique à partir de données expérimentales. Dans le passé, les études américaines ont proposé des fonctions de réponse plus ou moins complexes (Heck *et al.*, 1984), mais aujourd'hui,

compte-tenu de la relativement faible précision de ces méthodes, nous préférons utiliser le plus souvent de simples relations linéaires. Mills *et al.* (2007) ont publié une synthèse des relations dose-réponse entre les rendements de la plupart des cultures et les AOT40. De même, Karlsson *et al.* (2007) l'ont fait sur les arbres.

Les relations flux-impact, obtenues à partir des indicateurs de flux comme le POD_y , semblent plus performantes que les relations dose-impacts, fondées sur les indicateurs de concentrations, comme l'AOT40 (Mills, Pleijel *et al.* 2011), mais le modèle d'ouverture stomatique qui permet le calcul de FO_3 nécessite d'avoir accès aux données climatiques et d'état hydrique des sols, qui ne sont pas toujours disponibles. De plus, beaucoup reste à faire pour disposer d'outils permettant de bien caractériser ces flux stomatiques. D'une part, si les dispositifs de mesure et les modèles existants permettent d'estimer assez bien le flux d'ozone passant de l'atmosphère vers la végétation, ils ne permettent pas toujours de quantifier avec précision comment ce flux se partage entre la fraction qui entre effectivement dans les feuilles et celle qui se dépose sur les épidermes ou le sol (Lamaux *et al.*, 1994). Par ailleurs, les indices existants ne prennent en compte que de façon très imparfaite la capacité des plantes de détoxifier une partie du flux d'ozone absorbé par voie stomatique (la valeur de Y est pour le moment considérée comme un simple paramètre, de valeur constante).

Enfin, les fonctions d'impact basées sur les POD_y n'ont pour le moment été établies que pour quelques espèces, principalement sous les climats européens : blé, pomme de terre, tomate, et plusieurs essences ligneuses (épicéa, hêtre, chênes, peuplier, bouleau, pin sylvestre et pin d'Alep). Les participants à l'ICP végétation travaillent actuellement à établir ces relations pour un plus grand nombre d'espèces cultivées.

Ces fonctions ne sont donc pas encore utilisables pour des estimations nationales ou mondiales (Avnery, Mauzerall et Fiore, 2013). Quelques tentatives ont néanmoins été faites à partir de fonctions d'impact plus génériques, dépendant des types de végétation, voire de biomes, développées pour les modèles globaux (Felzer *et al.*, 2005 ; Sitch *et al.*, 2007).

1.4. Estimation des coûts économiques

Enfin, les pertes de rendement ou de biomasse calculées par ces relations doivent être converties en termes monétaires. Le plus simple est de faire la différence entre la production que nous aurions obtenue en air sain et la production réelle obtenue en air pollué, et de la multiplier par le prix du marché. Le plus souvent, nous supposons que l'écart entre ces deux niveaux de rendement est trop faible pour que cela induise des surcoûts de production et que le prix du marché soit affecté. Ceci tend naturellement à surestimer les bénéfices qu'engendrerait la réduction de la pollution à l'ozone (Spash, 1997).

Des modèles économiques plus complexes peuvent également être utilisés, notamment à l'échelle régionale, pour estimer l'impact de la pollution sur les interactions entre cultures, tant au niveau de l'exploitation que du territoire (voir, par exemple, la revue exhaustive de Spash, 1997).

2. Estimations au niveau mondial

Plusieurs études ont tenté d'estimer les impacts de l'ozone sur les rendements agricoles au niveau mondial et d'en évaluer l'impact économique (Reilly *et al.*, 2007 ; Van Dingenen *et al.*, 2009 ; Avnery *et al.*, 2011 ; Teixeira *et al.*, 2011). Toutes ces études utilisent à peu près les mêmes fonctions dose-impact, mais des modèles de climat et de chimie atmosphérique différents, notamment par leur résolution spatiale.

Reilly *et al.* (2007) ont analysé les effets combinés de l'augmentation du CO_2 atmosphérique, des changements climatiques et de l'ozone en utilisant des modèles génériques de biomes, avec des fonctions d'impact de l'ozone sur la productivité en fonction du flux d'ozone absorbé par voie stomatique (Reich 1987 ; Ollinger, Aber et Reich, 1997). La principale conclusion est que le CO_2 et le climat ont un effet positif sur la productivité des systèmes agricoles et des forêts, mais que les effets négatifs de l'ozone l'emportent et induisent une réduction de la productivité globale de quelques pourcents.

L'étude de Van Dingenen *et al.* (2009), basée sur des relations dose-impact, conduit à des

estimations de pertes de rendement globales de l'ordre de 7-12 % pour le blé ; 6-16 % pour le soja ; 3-4 % pour le riz ; 3-5 % pour le maïs. L'impact économique de ces pertes est évalué entre 14 et 26 milliards de dollars (cours de l'an 2000), dont 40 % concerneraient la Chine et l'Inde. Dans un travail similaire, Avnery *et al.* (2011), obtiennent pour le blé, le maïs et le soja des estimations de pertes dues à l'ozone un peu moins élevées : 8,5-14 % pour le soja ; 3,9-15 % pour le blé et 2,5-5,5 % pour le maïs. Ceci les conduit à un impact économique qui atteindrait entre 11 et 18 milliards de \$ (plus de 3 milliards pour les seuls USA). Ces pertes sont deux à trois fois plus importantes que les pertes provoquées par le changement climatique entre 1980 et 2000 (estimées à 5 milliards/an, selon Lobell et Field, 2007).

Toutes ces études sont généralement accompagnées d'estimations de l'efficacité des moyens par lesquels nous pourrions réduire ces pertes : politiques publiques de réduction des émissions, création de variétés résistantes, adaptation des systèmes de culture. La plupart de ces analyses conduisent à la conclusion que les politiques publiques visant à réduire les concentrations en ozone dans l'air seraient de loin les plus efficaces pour atténuer les impacts économiques. Ainsi, l'étude assez complète de Teixeira *et al.* (2011) montre que les pratiques telles que l'irrigation ou le décalage des cycles culturaux pour éviter de produire pendant les périodes de fortes teneurs en ozone peuvent être efficaces localement, mais que leur impact sur les pertes mondiales est très faible. Cependant le travail d'Avnery, Mauzerall et Fiore (2013) indique que la sélection de variétés plus résistantes à l'ozone pourrait être très efficace dans l'avenir et permettrait d'accroître la production agricole de façon significative, notamment pour le blé en Asie. Combinée aux efforts de réduction des précurseurs d'ozone dans l'atmosphère, cette adaptation permettrait d'accroître la production globale de 14 %, engendrant un bénéfice de 26 milliards de dollars.

3. Impacts en Europe et en France

3.1. Impacts pour l'Europe

De nombreux travaux ont cherché à estimer les impacts de l'ozone sur la production agricole

européenne. Une étude déjà un peu ancienne (Holland *et al.*, 2006), basée sur l'utilisation des AOT40 comme indicateurs d'exposition à l'ozone, a estimé que pour les 47 pays signataires de la convention de Genève (LRTAP), le coût de l'ozone pour l'agriculture se situait entre 4,5 et 9,3 milliards d'euros, les pertes de rendements étant estimées à 23,5 % pour le blé et 15,2 % pour les tomates. Les études menées au niveau mondial précédemment citées ont aussi donné des estimations de pertes de rendement pour l'Europe : Van Dingenen *et al.* (2009) estiment que les impacts sur le blé, le maïs, le riz et le soja coûtent entre 0,86 et 1,05 milliard de dollars, soit environ 5 % de l'ensemble des pertes économiques mondiales. Les estimations d'Avnery *et al.* (2011) pour l'Europe des 25 sont du même ordre de grandeur. Les pertes de rendement relatives se situent entre 3,3 et 12,1 % pour le blé (selon les indicateurs d'exposition utilisés) entre 3.5 et 7.9 % pour le maïs et entre 23,9 et 27,4 % pour le soja.

Il existe peu d'études ciblées sur les conséquences à l'échelle d'un seul pays européen. Au Danemark, les pertes de rendements estimées par des relations dose-impact atteignent des valeurs comprises entre 4 et 7 % au cours des années 1990, pour un coût situé entre 200 et 400 millions de couronnes danoises (Zlatev *et al.*, 2001). Karlsson *et al.* (2005) ont publié une des rares études faites dans la même région en Suède sur une forêt, du blé et de la pomme de terre ; ils l'ont extrapolée à l'ensemble de la Suède avec, comme conséquences, une perte de 24.5 millions d'€ pour le blé, 7.3 millions d'€ pour la pomme de terre et 56 millions pour la forêt. En Grande-Bretagne, l'estimation des pertes des 8 cultures principales du pays par des relations flux-impact ou dose-impact sont de l'ordre de 6,6 % et chiffrées à 183 millions de livres par an en moyenne sur les années 1996-2009, mais la variabilité interannuelle est importante : par exemple, 359 millions de livres en 2006 (à peu près 125 €/ha), 252 millions en 2008 (à peu près 90 €/ha) (Mills, Hayes *et al.*, 2011). De même, très peu d'études concernent spécifiquement les pays du Sud de l'Europe. Un travail a néanmoins été mené à l'échelle du district régional de Thessalonique, au nord de la Grèce (Vlachokostas *et al.*, 2010). Les cultures les plus affectées sont le cotonnier, la tomate, le riz, le blé et le colza. En année moyenne, l'ensemble des pertes sont de l'ordre de 43M€, soit un coût de l'ordre de 330 €/ha.

Pour l'ensemble de l'Europe, le travail le plus abouti et le plus récent est celui qui a été mené par les participants du programme coopératif international « *ICP-vegetation* » (International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops, <http://icpvegetation.ceh.ac.uk/>). Dans le rapport correspondant à cette étude (ICP Vegetation, 2011), les coûts économiques des pertes dues aux effets de l'ozone sur les cultures ont été estimés pour l'ensemble des pays européens à l'aide d'un modèle de calcul des concentrations d'ozone dont la résolution est assez fine (maille de 50 x 50 km). Au niveau de l'Europe des 27 (plus la Suisse et la Norvège), ce sont 26 millions de tonnes de blé qui ont été perdues (13,7 %), ce qui représente un coût économique de 3,2 milliards d'euros. La France, l'Allemagne, la Bulgarie, la Grande-Bretagne et l'Italie sont les pays les plus impactés. Pour les tomates, les pertes s'élèvent à 2,64 millions de tonnes (9,4 %) pour un coût de 1,02 milliards d'euros, les pays les plus touchés étant l'Italie, l'Espagne, la Grèce, la France et le Portugal. En ce qui concerne les forêts, il a été estimé des pertes de l'ordre de 10 % en stock de carbone.

3.2. Les impacts en France

Pour la France, l'étude de l'ICP Végétation indique que les pertes financières provoquées par les impacts de l'ozone sur le blé sont de l'ordre d'un peu plus de 800 millions d'euros pour l'année 2000, soit environ 160 €/ha. Il est à déplorer qu'aucun chiffre n'existe aujourd'hui

pour les forêts à l'échelle de la France.

En ce qui concerne les études spécifiques pour la France, un travail déjà ancien (Castell et Lebard, 2003) utilisant des relations dose-réponse basées sur les AOT40 avait estimé qu'au cours des années 1990, l'ozone pouvait réduire les rendements du blé dans la région Ile-de-France d'environ 10 % en moyenne. Cependant, Les conséquences économiques n'avaient pas été évaluées. Pour actualiser ces chiffres, nous avons repris la même approche, en utilisant une fonction dose-impact plus récente (Mills *et al.*, 2007) et des concentrations moyennes d'ozone pour chaque département d'Ile de France, calculées à partir des données du réseau AIRPARIF. En comparant les pertes de rendements calculées de cette manière avec les statistiques agricoles disponibles (AGRESTE, 2016), nous avons calculé les pertes de rendements induites par l'ozone en Ile-de-France au cours de deux années représentatives : 2014 (niveaux d'ozone moyens) et 2015 (niveaux élevés). Le coût économique de ces pertes a été évalué sur la base d'un prix actuel du blé de 150 €/tonne (tableau 2). Les résultats montrent qu'en année à fortes teneurs en ozone, la perte financière induite sur le rendement du blé pour la région Ile-de-France peut atteindre près de 35 millions d'euros, soit 140 €/ha. En année moyenne, les coûts sont de l'ordre de 20 millions d'euros, soit environ 90 €/ha. Ce travail donne également une indication sur la variabilité qui peut exister d'un département à l'autre : en année de forte exposition à l'ozone, les coûts économiques s'échelonnent entre 130 et 160 €/ha.

Année	Département	Rendement moyen (qx/ha)	AOT40 Moyens (ppm.h)	Perte de rendement estimée (qx/ha)	Coût de la perte (€/ha)	Surface Cultivée en blé (ha)	Coût total (M €)
2014	Seine-et-Marne	88	3.51	5.9	88	139130	12.2
	Yvelines	83	3.11	5.0	75	38670	2.9
	Essonne	85	4.25	6.7	100	34300	3.4
	Seine-S ^t -Denis	83	3.62	5.7	85	310	0.03
	Val-de-Marne	85	3.62	5.8	87	535	0.05
	Val-d'Oise	83	3.63	5.7	85	25480	2.17
	Ensemble Région Ile-de-France	86	----	5.8	87	238425	20.7
2015	Seine-et-Marne	89	5.48	8.8	131	141010	18.5
	Yvelines	87	5.84	9.5	136	39220	5.3
	Essonne	83	6.93	10.1	151	34750	5.3
	Seine-S ^t -Denis	91	6.05	9.8	147	320	0.05
	Val-de-Marne	83	5.23	7.8	117	540	0.06
	Val-d'Oise	91	6.51	10.5	157	25770	4.04
	Ensemble Région Ile-de-France	88	----	9.2	138	241610	33.2

Tableau 2. Impacts de l'ozone sur le blé en Ile-de-France pour les années 2014 et 2015, estimés à partir des relations dose-impact fondées sur les AOT40 calculés sur 3 mois, du 1^{er} avril au 30 juin ou du 15 avril au 15 juillet.

Ozone impacts on wheat yields in the agricultural departments of the Paris region for the years 2014 and 2015. Estimations were calculated using dose-impact relationships based on the calculated AOT40 over 3 months, from 1 April to 30 June or 15 April to 15 July.

3.3. Conséquences pour les exploitations agricoles

Ces chiffres montrent que la marge des exploitations céréalières est affectée par les impacts de l'ozone. Des études américaines avaient déjà montré que les revenus des fermes américaines concernées par de forts niveaux d'ozone pouvaient être réduits par ce polluant, notamment sur la côte Est (Westenbarger et Frisvold, 1995) et en Californie (Howitt, Gossard et Adams, 1984). Plus récemment, à l'aide d'un modèle économique, il a été montré qu'en Grande-Bretagne, une augmentation de 10 % des niveaux d'ozone par rapport au niveau actuel pourrait conduire à une baisse de marge des exploitations de l'ordre de 1,3 % (Neeliah et Shankar, 2010). Pour s'adapter, les agriculteurs pourraient donc être amenés à réviser la place qu'occupe le blé dans leurs systèmes de production. Dans le passé, des études économiques américaines ont ainsi pu montrer que, par exemple, en Californie, l'ozone pourrait défavoriser fortement la culture du cotonnier (Rowe et Chestnut, 1985).

Pour la France, l'étude récente de Humblot *et al.* (2013), dans le cadre du projet ANR «Vulnoz», combinant des fonctions d'impact fondées sur les AOT40 à des modèles de culture et des modèles économiques, a permis d'avoir une vision prospective sur les capacités d'adaptation des exploitations agricoles françaises aux modifications de concentration en ozone attendues d'ici 2030, sur la base de scénarios climatiques réalistes. Ce travail a montré que dans le cas du scénario le plus pessimiste, la production française de blé en 2030 pourrait baisser de près de 20 % par rapport à l'année de référence (2001), d'une part, parce que l'ozone va faire baisser les rendements, d'autre part parce que ces baisses de rendement rendront la culture du blé moins rentable, et que les surfaces affectées à cette culture diminueront d'environ 10 %. En conséquence, cela devrait entraîner l'accroissement de la production d'autres céréales moins sensibles à l'ozone que le blé, principalement l'orge, dont la production pourrait augmenter de 10 %. Malgré cette adaptation, les deux scénarios prévoyant une augmentation de la teneur en ozone conduisent à une diminution significative de la marge brute des exploitations agricoles par rapport à l'année de référence, avec une forte variabilité entre les régions. Celles qui seront les plus affectées (Centre, Alpes-Côte d'Azur, Languedoc-Roussillon, Bourgogne) ne sont pas forcément celles qui connaîtront les

taux d'ozone les plus élevés, mais celles dont les capacités d'adaptation sont les plus faibles. Inversement, cette étude montre que si nous parvenions à réduire les concentrations en ozone par rapport à la situation de 2001, cela conduirait à une augmentation significative des rendements des principales cultures, ainsi que des marges brutes des exploitations.

Malheureusement, aucune étude de ce type n'a encore été menée pour les forêts.

4. Les impacts en Asie et dans les pays en développement

Les études réalisées au niveau mondial (Van Dingenen *et al.*, 2009 ; Avnery *et al.*, 2011) soulignent toutes que l'Asie est le continent le plus exposé aux pertes de rendement induites par l'ozone. Ces deux études donnent des estimations concordantes des pertes économiques dans les deux pays les plus concernés, la Chine et l'Inde, comprises entre 20 et 22 % des pertes agricoles totales mondiales pour chacun de ces pays.

Une étude économétrique concernant la production de blé en Chine (Yi *et al.*, 2016) montre assez clairement un impact négatif de l'ozone sur le rendement du blé. D'après ces auteurs, une réduction de 10 % des niveaux d'ozone dans ce pays pourrait accroître la production de blé d'environ 1,9 million de tonnes, ce qui représente 64 % des importations de la Chine en 2014. En Inde, dans deux régions (Punjab et Ahryana), des fonctions dose-réponse fondées sur les AOT40 adaptées aux conditions et aux variétés locales ont pu être développées (Sinha *et al.*, 2015). Elles ont permis de chiffrer des pertes de rendements considérables pour les années 2012 et 2013 : 27 à 41 % pour le blé, 21 à 26 % pour le riz, 47 à 58 % pour le cotonnier, 3 à 5 % pour le maïs. Il est à noter que les concentrations en ozone peuvent être deux fois supérieures à celles rencontrées en Europe, avec des pics très élevés (supérieurs à 200 ppb). Les auteurs indiquent que si la pollution de l'air par l'ozone pouvait être éradiquée dans ces deux régions, celles-ci seraient capables de produire plus de 50 % des besoins en blé et 10 % des besoins en riz de l'ensemble du pays, tout en améliorant la rentabilité économique de l'agriculture.

4.1. L'ozone et l'agriculture en Afrique

Ce continent est caractérisé par des niveaux d'ozone pouvant être élevés, qui conduisent à des pertes relatives importantes : les rendements de blé peuvent être potentiellement réduits de 6-20 % (van Dingenen *et al.*, 2009 ; Avnery *et al.*, 2011), mais la validité des fonctions dose-impact utilisées est très discutable, car elles ont été calées pour les pays développés de l'hémisphère nord. Les études réalisées au niveau mondial estiment que les impacts économiques sont faibles, en grande partie parce que les rendements potentiels sont déjà très faibles, en raison des contraintes climatiques comme la sécheresse. Il serait pourtant utile d'avoir une meilleure connaissance du poids que représente l'ozone pour la sécurité alimentaire de ces régions du monde. Dans certaines zones comme l'Afrique du Nord, ces estimations sont possibles à partir des travaux effectués en zone méditerranéenne par l'ICP Vegetation.

Conclusions

Cette synthèse montre que l'ozone peut affecter significativement la production agricole et forestière, et que des estimations des coûts économiques que cela engendre sont disponibles. En France, le cumul des pertes estimées uniquement pour le blé et la tomate avoisinent les 850 millions d'euros. Il est donc très probable que pour l'ensemble des cultures françaises, ce sont plus d'un milliard d'euros qui sont perdus chaque année.

Cependant, il est important de noter que les auteurs des études citées ne donnent que des fourchettes d'estimations, le plus souvent très larges, car les relations dose-impact utilisées sont intrinsèquement peu précises, et que leur validité devient encore plus incertaine quand nous les utilisons pour évaluer des impacts sur des variétés très différentes de celles avec lesquelles elles ont été établies, sous des climats

et des conditions de production très différentes de l'Europe et des États-Unis.

Il est maintenant bien établi que les relations fondées sur les AOT40 surestiment assez largement les impacts réels de l'ozone par rapport aux relations fondées sur les flux absorbés (Castell 2004 ; Simpson *et al.*, 2007 ; Karlsson *et al.*, 2007 ; Büker *et al.*, 2015 ; Bagard *et al.*, 2015) et il est probable que dans le futur les estimations présentées dans cette synthèse seront réévaluées à des niveaux un peu plus bas. Une avancée importante serait de pouvoir substituer aux fonctions empiriques des modèles de culture complets, intégrant l'ozone parmi tout l'ensemble des facteurs de production. De tels modèles existent, notamment pour le blé (Martin *et al.*, 1995 ; Ewert, Oijen et Porter, 1999 ; Lebard, 2005) mais les développements nécessaires pour pouvoir les utiliser de façon couplée avec les modèles économiques restent à faire.

Cette revue de la littérature montre que, jusqu'à maintenant, l'impact économique de l'ozone n'a été considéré qu'à travers les effets sur la production et les rendements. Cependant, les cultures et les forêts ont de multiples fonctions qui s'ajoutent à celle de la production (usage récréatif, piégeage du carbone, entretien de la biodiversité, etc.) dont la valeur économique doit être estimée. Des analyses plus complètes sont donc nécessaires pour mieux cerner les impacts réels de l'ozone sur l'agriculture et la forêt.

Enfin, il est important de noter que toutes les études ayant testé les scénarios susceptibles de réduire les impacts économiques de l'ozone parviennent à la même conclusion : dans l'état actuel des connaissances, il est aujourd'hui plus efficace de mettre en œuvre des politiques publiques visant à réduire les niveaux de pollution à l'ozone que de chercher à adapter les cultures à ce polluant, même si la sélection de variétés résistantes à l'ozone peut être pertinente dans les régions très polluées.

Références

- AGRESTE. (2016). La statistique, l'évaluation et la prospective agricole. [En ligne] : <http://agreste.agriculture.gouv.fr/>.
- Ashmore M. (2005). Assessing the future global impacts of ozone on vegetation. *Plant, Cell and Environment*, n° 28 (8), p. 949-964.
- Avnery S, Mauzerall DL, Fiore AM. (2013). Increasing Global Agricultural production by reducing ozone damages via methane emission controls and ozone-resistant cultivar selection. *Global Change Biology*, n° 19, p. 1285-1299.
- Büker P, Feng Z, Uddling J *et al.* (2015). New flux based dose-response relationships for ozone for European forest tree species. *Environmental Pollution*, n° 206, p. 163-174.
- Bagard M, Jolivet Y, Hasenfratz-Sauder MP *et al.* (2015). Ozone exposure and flux-based response functions for photosynthetic traits in wheat, maize and poplar, *Environmental Pollution*, n° 206, p. 411-420
- Castell JF. (2004). « Ozone et canicule: quel impact sur les cultures et les écosystèmes? » *Pollution Atmosphérique*, n° numéro spécial « canicule 2003 »: 21-25.
- Castell JF, Lebard S. (2003). Impacts potentiels de la pollution par l'ozone sur le rendement du blé en Ile-de-France : analyse de la variabilité spatio-temporelle. *Pollution Atmosphérique*, n° 179, p. 405-418.
- Chuwah C, van Noije T, van Vuuren DP *et al.* (2013). Implications of alternative assumptions regarding future air pollution control in scenarios similar to the Representative Concentration Pathways. *Atmospheric Environment*, n° 79, p. 787-801.
- Emberson LD, Ashmore MR, Cambridge HM *et al.* (2000). Modelling stomatal ozone flux across Europe. *Environmental Pollution*, n° 109, p. 403-413.
- Ewert F, Oijen M, Porter JR. (1999). Simulation of growth and development processes of spring wheat in response to CO₂ and ozone for different sites and years in Europe using mechanistic crop simulation models. *European Journal of Agronomy*, n° 10 (3), p. 231-247.
- Felzer B, Reilly J, Melillo J *et al.* (2005). Future effects of ozone on carbon sequestration and climate change policy using a global biogeochemical model. *Climatic Change*, n° 73 (3), p. 345-373.
- Fuhrer J. (1994). The critical level for ozone to protect agricultural crops - An assessment of data from European open-top chamber experiments. *Schriftenreihe der FAC*, n°16 (Special issue: Critical levels for ozone-A UN-ECE Report (J. Fuhrer & B. Achermann, Eds.), p. 42-57.
- Grünhage L, Pleijel H, Mills G *et al.* (2012). Updated stomatal flux and flux-effect models for wheat for quantifying effects of ozone on grain yield, grain mass and protein yield. *Environmental Pollution*, n° 165, p. 147-157.
- Heagle AS. (1989). Ozone and crop yield. *Annual Reviews of Phytopathology*, n° 27, p. 297-423.
- Heck WW, Cure WW, Rawlings JO *et al.* (1984). Assessing impacts of ozone on agricultural crops: II. Crop yield functions and alternative exposure statistics ». *JAPCA*, n° 34, p. 810-817.
- Holland M, Kinghorn S, Emberson L *et al.* (2006). Development of a framework for probabilistic assessment of the economic losses caused by ozone damage to crops in Europe, n° Report for Defra Contract EPG 1/3/205, 51 p.
- Howitt RE, Gossard TW, Adams RM. (1984). Effects of alternative ozone concentrations and response data on economic assessments: the case of California. *Journal of Air Pollution Control Association*, n° 34, p. 1122-27.
- Karlsson PE, Braun S, Broadmeadow M *et al.* (2007). Risk assessments for forest trees: The performance of the ozone flux versus the AOT concepts. *Environmental Pollution*, n° 146, p. 608-616.
- Lamaud E, Labatut A, Fontan J *et al.* (1994). Biosphere atmosphere exchanges: ozone and aerosol dry deposition velocities over a pine forest. *Environmental Monitoring and Assessment*, n° 31, p. 175-181.
- Lebard S. (2005). Analyse et modélisation au moyen du modèle CERES de la réponse d'un couvert de blé à l'ozone. Application à l'évaluation des pertes de rendement à l'échelle régionale. Thèse de doctorat de l'université Paris XI, Orsay.
- Lobell DB, Field CB. (2007). Global scale climate-crop yield relationships and the impact of the global warming. *Environmental Research Letters*, n° 2 (1), p. 1-7.
- Martin MJ, Humphries SW, Farage PK *et al.* (1995). A mechanistic model for the prediction of the effects of rising tropospheric ozone concentration on wheat photosynthesis. Dans Mathis P. *Photosynthesis: from light to biosphere*, édité par, p. 20-25. Kluwer.
- Mills G, Buse A, Gimeno BS *et al.* (2007). A synthesis of AOT40-based response functions and critical levels of ozone for

- agricultural and horticultural crops. *Atmospheric Environment*, n° 41 (12), p. 2630-2643.
- Mills G, Harmens H. (2011). Ozone pollution: A hidden threat to food security. ICP vegetation Report. CEH bangor: ICP vegetation Coordination Center - CEH. [En ligne] : <http://icpvegetation.ceh.ac.uk/publications/documents/ozoneandfoodsecurity-ICPVegetationreport%202011-published.pdf>.
 - Mills G, Hayes F, Norris D *et al.* (2011). Impacts of ozone pollution on food security in the UK: A case study for two contrasting years, 2006 and 2008. Report for Defra contract AQ08610. [En ligne] : <http://icpvegetation.ceh.ac.uk>.
 - Mills G, Pleijel H, Braun S *et al.* (2011). New Stomatal flux-based critical levels for ozone effects on vegetation. *Atmospheric Environment*, n° 45, p. 5064-5068.
 - Neeliah H, Shankar B. (2010). Ozone pollution and farm profits in England and Wales. *Applied Economics*, n° 42, p. 2449-2458.
 - Ollinger SV, Aber J, Reich PB. (1997). Stimulating ozone effects on forest productivity: interactions among leaf-, canopy-, and stand-level processes. *Ecological Applications*, n° 7 (4), p. 1237-1251.
 - Oltmans SJ, Lefohn AS, Shadwick D *et al.* (2013). Recent tropospheric ozone changes. A pattern dominated by slow or no growth. *Atmospheric Environment*, n° 67, p. 331-335.
 - Reich PB. (1987). Quantifying plant response to ozone: a unifying theory. *Tree Physiology*, n° 3, p. 63-91.
 - Rowe RD, Chestnut LG. (1985). Economic Assessment of the effect of air pollution on agricultural crops in the San Joaquin Valley. *Journal of Air Pollution Control Association*, n° 35, p. 728-734.
 - Simpson D, Emberson L, Ashmore M, Tuovinen JP. (2007). A Comparison of two different approaches for mapping potential ozone damage to vegetation. A model study. *Environmental Pollution*, n° 146 (3), p. 715-725.
 - Sinha B, Singh Sangwan K, Maurya Y *et al.* (2015). Assessment of crop yield losses in Punjab and Haryana using 2 years of continuous in situ ozone measurements. *Atmospheric Chemistry and Physics*, n° 15, p. 9555-9576.
 - Sitch S, Cox PM, Collins WJ, Huntingford C. (2007). Indirect radiative forcing of climate change through ozone effects on the land-carbon sink. *Nature*, n° 448 (16 august 2007), p. 791-795.
 - Spash CL. (1997). Assessing the economic benefits to agriculture from air pollution control. *Journal of Economic Surveys*, n° 11 (1), p. 47-70.
 - Teixeira E, Fischer G, van Velthuisen H *et al.* (2011). Limited potential of crop management for mitigating surface ozone impacts on global food supply. *Atmospheric Environment*, p. 2569-2576.
 - Ulrich E, Dalstein L, Günthardt-Goerg MS *et al.* (2006). RENECOFOR. Effets de l'ozone sur la végétation, concentrations d'ozone (2000-2002) et symptômes d'ozone sur la végétation forestière (2001-2003). Ed: Office National des Forêts, Direction Technique, Département Recherche, 126 p.
 - Van Dingenen R, Dentener FJ, Raes F *et al.* (2009). The global impact of ozone on agricultural crop yields under current and future air quality legislation. *Atmospheric Environment*, n° 43, p. 604-618.
 - Vingarzan R. (2004). A review of surface ozone background levels and trends. *Atmospheric Environment*, n° 38 (21), p. 3431-3442.
 - Vlachokostas C, Nastis SA, Achillas C *et al.* (2010). Economic damages of ozone air pollution to crops using combined air quality and GIS modelling. *Atmospheric Environment*, n° 44, p. 3352-3361.
 - Westenbarger DA, Frisvold GB. (1995). Air Pollution and Farm-Level Crop Yields: An Empirical Analysis of Corn and Soybeans. *Agricultural and Resource Economics Review*, n° 24 (2), p. 156-165.
 - Wild O, Fiore AM, Shindell DT *et al.* (2012). Modelling future changes in surface ozone: a parameterized approach. *Atmospheric Chemistry and Physics*, n° 12, p. 2037-2054.
 - Zlatev Z, Dimov I, Ostromsky T *et al.* (2001). Calculating losses of crops in Denmark caused by high ozone levels. *Environmental Modeling and Assessment*, n° 6, p. 35-55.