

~~2038754E S (fu)~~
2040994K M

**ÉMISSIONS DE VÉHICULES LÉGERS ET LA QUESTION DES
OXYDANTS AU CANADA**

*L Rapport (Canada. Service de la protection de
l'environnement)*

Division de la mesure de la pollution
Service de la protection de l'environnement
Environnement Canada



DGR

TJ
182
R46
No. 2/TS/3
Rapport SPE 2/TS/3
Mai 1984

AVIS

Tout commentaire relatif au présent rapport doit être adressé à:

M. V. Shantora
Direction des programmes industriels
Direction générale des programmes de protection
de l'environnement
Service de la protection de l'environnement
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 1C8

ÉMISSIONS DE VÉHICULES LÉGERS ET LA QUESTION DES OXYDANTS AU CANADA

préparé par la

Division de la mesure de la pollution
Service de la protection de l'environnement
Environnement Canada

1 Incidences de l'ozone au Canada

Parmi tous les polluants atmosphériques contrôlés de façon habituelle au Canada, l'ozone est celui qui suscite le plus de préoccupations. Dans un certain nombre de régions urbaines et rurales canadiennes, les concentrations mesurées dépassent fréquemment les valeurs qui ont des effets nuisibles démontrés sur la santé humaine, la productivité des cultures et la croissance des forêts¹.

On peut diviser le Canada en quatre zones d'incidences de l'ozone selon la fréquence des cas de concentrations excédant les objectifs fédéraux horaires de qualité de l'air acceptable et tolérable, et selon la concentration moyenne d'ozone pendant la saison de croissance végétale.

- a) Sud-ouest de l'Ontario et du Québec (c.-à-d. le couloir reliant Windsor à la ville de Québec). L'objectif horaire de qualité de l'air tolérable pour l'ozone est régulièrement dépassé, et les concentrations moyennes pendant la saison de croissance végétale sont supérieures aux valeurs seuils des répercussions sur les forêts et les cultures^{2, 3}. Environ 40 p. 100 de la population canadienne réside à l'intérieur de cette zone et la valeur commerciale des cultures vulnérables à l'ozone, qui croissent en Ontario, dépasse 650 millions de dollars.
- b) Vancouver et la vallée du bas Fraser. La valeur horaire de qualité de l'air tolérable est fréquemment dépassée⁴; les concentrations en saison de croissance végétale sont souvent supérieures aux valeurs seuils des répercussions sur les forêts et les cultures. Les concentrations horaires maximales ont déjà atteint 265 pp 10⁹, une concentration supérieure à celle d'un épisode de premier stade d'alerte à Los Angeles nécessitant des recommandations officielles en matières d'hygiène publique.
- c) Provinces de Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick. L'objectif horaire de qualité de l'air acceptable est fréquemment dépassé et l'objectif horaire tolérable l'est occasionnellement⁵. Les concentrations moyennes en saison de croissance végétale sont voisines, mais en deçà du seuil des répercussions sur les forêts et les cultures, bien que la base actuelle de données de surveillance soit limitée.

d) Reste du Canada. L'objectif horaire de qualité de l'air acceptable pour l'ozone a été dépassé dans toutes les zones urbaines contrôlées⁶. Selon les données américaines, on devrait également observer des concentrations excessives dans les régions rurales, mais jusqu'à présent il y a eu très peu de contrôles.

Étant donné que les concentrations d'ozone dans les principales régions du Canada sont inacceptables en raison de leurs répercussions sur la santé et l'économie, il faut envisager des mesures de lutte contre ce polluant. Cependant, l'élaboration d'une stratégie optimale de lutte contre l'ozone doit tenir compte des sources d'émissions premières, des mécanismes de formation photochimique et de facteurs météorologiques.

2. Relations entre les sources et les secteurs vulnérables

La pollution par les oxydants photochimiques a été considérée au début comme un problème strictement urbain et les premières études ont surtout examiné le cas du bassin de Los Angeles⁷. Plus récemment, des concentrations élevées d'ozone ont été observées dans des régions rurales, et il a été constaté que des épisodes de fortes concentrations d'ozone peuvent survenir à l'échelle régionale sur des distances atteignant 1 000 km^{8, 9, 10, 11}. Il a également été démontré que des épisodes de pollution régionale peuvent être associés à des conditions météorologiques synoptiques particulières^{12, 13}. Les concentrations d'ozone mesurées à un endroit donné peuvent résulter de l'accumulation de cette substance produite par un certain nombre de sources différentes y compris des sources naturelles, des panaches urbains et le transport à longue distance à partir de régions éloignées¹⁴. Au Canada, le sud-ouest de l'Ontario et du Québec sont les secteurs les plus touchés par l'ozone provenant de sources éloignées, surtout américaines. Une augmentation de la concentration d'ozone, observée dans les régions sous le vent par rapport à Toronto et Montréal^{12, 13}, est due aux émissions de précurseurs dans ces villes. Dans les Maritimes, le transport à grande distance de l'ozone est le principal mécanisme à l'origine des épisodes d'ozone, les émissions locales ne constituant apparemment qu'un facteur négligeable⁵. Dans la région de Vancouver et dans la vallée du Fraser, les émissions de Vancouver sont les principales responsables du problème de l'ozone⁴.

2.1 Composés précurseurs des oxydants photochimiques. L'ozone est un polluant secondaire formé principalement à partir de composés volatils (CV) et d'oxydes d'azote (NO_x), bien que d'autres composés comme le monoxyde de carbone (CO) jouent aussi un rôle. La quantité totale d'oxydants formés dépend de la quantité de réactifs organiques

présents. Ces derniers peuvent transformer l'oxyde nitrique en dioxyde d'azote et donc perturber l'équilibre $\text{NO}_2\text{-NO-O}_3$ normal. Les processus de formation photochimique qui produisent de l'ozone entraînent aussi la formation d'un certain nombre d'autres produits de réaction secondaire comme le peroxyde d'hydrogène, l'acide nitrique, le formaldéhyde, le nitrate de peroxyacétyle (ou PAN), etc. Étant donné qu'il est plus facile de mesurer l'ozone que d'autres produits photochimiques, les concentrations d'ozone sont utilisées comme indicatrices ou substituts de tous les composés oxydants.

La majorité des émissions de NO_x et de CV au Canada proviennent du secteur du transport, les véhicules légers constituant la source distincte la plus importante¹⁵. Dans les principales régions urbaines, les véhicules légers produisent de 25 à 40 p. 100 des émissions totales de CV et de NO_x (voir les tableaux 1 et 2). Les autres sources importantes de CV sont le raffinage et la commercialisation du pétrole, les véhicules lourds et l'application d'enduits. D'autres sources majeures de NO_x sont, entre autres, les centrales thermiques, la combustion d'hydrocarbures dans l'industrie et le commerce et les moteurs diesel.

TABLEAU 1 POURCENTAGE DES ÉMISSIONS TOTALES DE CV PAR SECTEUR SOURCE (1978)

Secteur source	Vancouver (%)	Toronto (%)	Montréal (%)
<u>Transport</u>			
Véhicules légers	38	40	27
Véhicules lourds	11	8	4
Autres	9	7	5
<u>Combustion d'hydrocarbures</u>	1	1	1
<u>Processus industriels</u>			
Raffinage du pétrole	12	5	31
Autres	2	4	7
<u>Divers</u>			
Commercialisation de l'essence	14	16	12
Enduits	7	11	7
Autres	6	8	6
ÉMISSIONS TOTALES (t/a)	95 700	176 500	224 500

TABLEAU 2 POURCENTAGE DES ÉMISSIONS TOTALES DE NO_x
PAR SECTEUR SOURCE (1978)

Secteur source	Vancouver (%)	Toronto (%)	Montréal (%)
<u>Transport</u>			
Véhicules légers	34	27	25
Véhicules lourds	11	6	5
Moteurs diesel	23	19	23
Autres	12	8	7
<u>Combustion d'hydrocarbures</u>			
Centrales thermiques	1	16	1
Autres	16	21	29
<u>Processus industriels</u>			
Raffinage du pétrole	3	3	9
Autres	-	-	1
ÉMISSIONS TOTALES (t/a)	68 900	165 500	142 300

Des études atmosphériques effectuées dans un certain nombre de laboratoires au Canada et aux États-Unis ont indiqué qu'il faudrait réduire considérablement les émissions de composés précurseurs pour se conformer aux objectifs de qualité de l'air. Par exemple, à Los Angeles, une réduction de 85 p. 100 des émissions de CV serait nécessaire pour se conformer à la norme américaine de 0,12 ppm. En 1987, si les mesures antipollution actuelles étaient appliquées dans le bassin de Los Angeles les émissions de CV et de NO_x ne seraient réduites que dans la proportion de 33 p. 100 et de 23 p. 100 respectivement. Cependant, on croit que ces résultats contribueront à réduire de 27 p. 100 le nombre d'épisodes de premier stade d'alerte, ainsi que les concentrations de pointe d'ozone de 400 pp 10⁹ à 290 pp 10⁹ 16, 17.

Les résultats des recherches sur la réduction des émissions de sources mobiles doivent faire partie intégrante du programme global antipollution pour obtenir les diminutions requises des émissions de CV et de NO_x. En général, les mesures de réduction des émissions de CV sont moins coûteuses que celles visant à réduire les émissions de NO_x¹⁸, mais dans les programmes actuels de lutte contre les NO_x, les mesures appliquées aux sources mobiles sont en général les plus rentables. Dans le cas des programmes de lutte contre les CV, la rentabilité relative de la réduction des sources

mobiles dépend surtout de la nature des autres sources d'émissions dans la région. En général, les programmes de réduction de sources mobiles comportent des coûts du même ordre de grandeur que ceux visant les principales sources d'émissions de CV.

2.2 Modèles photochimiques. Un inventaire bien conçu d'émissions doit fournir les renseignements nécessaires permettant la prise de décisions dans le contexte des stratégies de gestion atmosphérique. Cependant, ce n'est qu'avec le traitement mathématique des phénomènes de dispersion, de transport et de transformation chimique (c.-à-d. par modélisation) qu'il est possible d'établir un lien entre les variations d'émissions et les concentrations mesurées dans les secteurs cibles.

Les modèles peuvent être classés selon l'échelle spatiale (c.-à-d. urbaine ou régionale) qu'ils étudient, et selon la complexité du traitement mathématique des phénomènes de dispersion, de transport et de transformation chimique. Le degré de détail des données d'entrée doit croître avec la complexité du modèle.

Étant donné que les stratégies antipollution américaines ont jusqu'à présent surtout visé les zones urbaines, ce sont des modèles urbains qui ont été appliqués le plus généralement aux études de stratégies de lutte contre les oxydants¹⁹. Cependant, la plupart de ces modèles n'examinent pas les épisodes de plusieurs jours dans la zone urbaine ou les effets des émissions en aval de cette zone. De plus, les résultats quantitatifs des modèles ne sont pas universellement acceptés, même dans le cas de régions aussi intensément étudiées que St. Louis et Los Angeles^{20, 21}. En dépit de cette situation, la planification et la mise en oeuvre de la stratégie antipollution américaine sont fondées sur les modèles urbains^{22, 23}.

Les modèles régionaux et de transport à grande distance (TGD) pour l'ozone, qui incorporent tous les éléments requis de transport, de diffusion, de photochimie en période d'éclairement et d'obscurité, etc., ne sont pas encore au point, bien qu'un certain nombre soient en cours d'élaboration^{24, 25}. Ces modèles sont nécessaires à la préparation d'une stratégie antipollution réaliste pour les régions perturbées par l'ozone transporté dans l'atmosphère, mais il s'écoulera plusieurs années avant qu'il ne soit possible de les utiliser et d'en établir les résultats.

Le principal problème lié à l'utilisation d'un modèle au Canada, qu'il soit urbain ou régional, est l'absence d'une base de données suffisante. Un effort majeur sera nécessaire pour améliorer les données de contrôle des émissions et de l'air ambiant, particulièrement en ce qui concerne les CV. Cependant, il serait possible d'adapter et d'utiliser les modèles actuels pour obtenir une indication des effets des mesures antipollution plutôt que pour déterminer un rapport quantitatif entre la source et la cible.

3 **Élaboration de la stratégie antipollution**

La stratégie canadienne de lutte contre l'ozone et d'autres polluants photochimiques devrait être conçue pour réduire les concentrations de ces substances dans les deux régions les plus perturbées du Canada, soit celle de Vancouver - vallée du Fraser et le couloir Windsor - ville de Québec.

Une stratégie antipollution optimale devra reconnaître la nature différente des problèmes créés par l'ozone dans chaque région. Comme on l'a déjà indiqué, l'ozone qui pollue Vancouver provient de sources locales. En général, les concentrations maximales sont observées le jour lorsqu'une brise de mer souffle à cause des conditions météorologiques synoptiques stables et des températures relativement élevées des terres au voisinage des côtes. Cette brise de mer transporte les polluants émis par le centre-ville et la banlieue vers l'est. Ce sont les stations de contrôle les plus à l'est qui relèvent les plus fortes concentrations. L'importance des effets des émissions de Vancouver sur l'étendue des zones de cultures de la vallée du Fraser, situées en aval, est encore inconnue, ainsi que l'influence que peut avoir sur celles-ci les accumulations journalières de l'ozone et des précurseurs pendant les épisodes de plusieurs jours. La réduction de la visibilité est également une caractéristique significative des épisodes de pollution par l'ozone dans la région.

Dans le couloir situé entre Windsor et la ville de Québec, le transport à grande distance de l'ozone est souvent un facteur déterminant de l'importance des concentrations mesurées. Ces épisodes de pollution englobent fréquemment une grande partie de la région y compris parfois l'État de New York. La présence d'un "amas" d'ozone en aval de Toronto a fait l'objet d'études poussées et on pense qu'il en existe également un en aval de Montréal. Les épisodes de pollution par l'ozone surviennent habituellement quand un système de haute pression stationnaire au-dessus de la côte est des États-Unis produit une circulation du sud-ouest avec des vents modérés à forts. Les analyses de trajectoire des polluants transportés par le vent indiquent que les principales régions sources aux États-Unis incluent le Michigan, l'Ohio, l'Indiana, New York et la Pennsylvanie. Les masses d'air qui se déplacent en direction de Montréal passent souvent par l'Ontario.

Bien que la nature des épisodes soit différente dans les deux régions, l'examen des données montre clairement que les fortes concentrations d'ozone sont un phénomène courant et que la gravité et la durée des épisodes de pollution par l'ozone menacent sérieusement la santé et la propriété. Les données n'indiquent aucune amélioration de la situation et le recours à des mesures énergiques pour améliorer la qualité de l'air dans les régions s'impose.

Comme il a été indiqué antérieurement, seule l'utilisation de modèles permet d'établir un rapport numérique entre les réductions visées des émissions et les répercussions des valeurs réduites des oxydants. Il est évident que, pour chaque région, il faut employer un modèle qui reproduit les conditions d'un épisode de pollution par l'ozone et montre l'effet des stratégies antipollution. Malheureusement, comme on sait déjà, il n'existe pas de modèles directement applicables et les bases de données dans le secteur des mesures des émissions et de l'air ne sont pas suffisantes pour permettre le développement de modèles représentatifs. Il faudrait au moins de six à sept ans pour mettre au point ces modèles et ces bases de données, même si ces secteurs devenaient hautement prioritaires et recevaient immédiatement des fonds considérables. Il semble que toute stratégie antipollution envisagée devra traiter des aspects qualitatifs du rapport entre la source et la cible plutôt que des aspects quantitatifs. Dans ce contexte, il est utile d'examiner certaines controverses en rapport avec le choix d'une stratégie optimale de lutte contre la pollution par l'ozone.

3.1 Réduction des émissions de NO_x ou des émissions de CV. Étant donné que les émissions de NO_x et de CV sont considérées comme étant les précurseurs des oxydants photochimiques, il est logique de supposer que la meilleure façon de réduire les concentrations d'oxydants serait de réduire les concentrations de ces deux précurseurs. Malheureusement, la réalité n'est pas aussi simple car la controverse est due en grande partie aux différents choix possibles, c'est-à-dire la réduction des CV, la réduction des NO_x ou la réduction des deux comme stratégie optimale de lutte²⁶.

La grande majorité de la communauté scientifique croit toutefois que la réduction des concentrations de CV entraînera celle des concentrations d'ozone. La politique de l'Environmental Protection Agency (É.-U.), élaborée en 1971 et mise à jour en 1976, visait à réduire les concentrations de CV seulement pour diminuer les concentrations d'oxydants²³. Les mesures de lutte contre les NO_x n'ont été utilisées que pour réduire les effets de ce polluant et non pas à cause des effets de NO_x sur les oxydants photochimiques. Cependant, la politique antipollution visant les CV seulement s'appuyait sur l'hypothèse que les oxydants constituaient un problème urbain de pollution de l'air et que les concentrations locales élevées d'ozone étaient causées par des émissions locales de précurseurs. La découverte du problème rural de l'ozone et du lien entre les émissions urbaines et les concentrations rurales d'ozone par suite du transport à grande distance des polluants a modifié complètement la situation. Il est devenu évident que les

stratégies antipollution en milieu urbain ne pouvaient être élaborées sans tenir compte de leurs effets ruraux et régionaux.

Aux États-Unis, surtout depuis 1976, on a consacré beaucoup d'énergie à déterminer l'efficacité de la planification et de la mise en oeuvre des stratégies antipollution. Des études effectuées sur le terrain et dans des chambres de "smog" ont produit toute une gamme de résultats et donné lieu à des affirmations et contre-affirmations. Les hypothèses les plus généralement acceptées sont les suivantes:

- 1) Dans les cas d'épisodes d'une seule journée en milieu urbain, causés par des émissions locales, la lutte contre les seuls CV est la plus efficace pour réduire les concentrations d'ozone dans l'atmosphère urbaine qui contient des concentrations typiques de CV/NO_x. Les réductions des concentrations de CV ne provoquent pas de diminution linéaire de l'ozone²⁷.
- 2) Dans le cas d'épisodes d'une seule journée, les baisses de NO_x à des concentrations constantes de CV peuvent, avec certains rapports CV/NO_x, entraîner une augmentation des concentrations d'ozone dans les régions urbaines²⁸. Les émissions de NO_x éliminent initialement l'ozone dont la concentration est très réduite près des sources importantes de NO_x comme les routes. Les secteurs où il y a des concentrations très réduites d'ozone sont limités, mais celles-ci ont probablement un effet sur les relevés d'un grand nombre de stations de contrôle de l'ozone. L'augmentation des niveaux de NO_x retarde la formation de l'ozone et la concentration maximale peut se déplacer avec le vent vers une zone plus éloignée^{29, 30}.
- 3) Dans le cas d'épisodes qui durent plusieurs jours, la situation n'est pas claire. On semble croire que la limite des CV aura moins d'impact sur les concentrations maximales d'ozone dans les régions urbaines et même plus loin dans la direction du vent. Les épisodes de plusieurs jours sont beaucoup plus difficiles à simuler et (ou) à modéliser. L'effet de la réduction des concentrations de NO_x sur les épisodes est incertain³¹.
- 4) La réduction des concentrations de NO_x dans les régions urbaines est susceptible de diminuer les concentrations d'ozone dans les régions rurales en aval. En présence de rapports CV/NO_x élevés, comme ceux qui existent dans la plupart des régions rurales, la formation de l'ozone est limitée par la quantité de NO_x présent³¹.
- 5) Dans le cas de transport à grande distance de fortes concentrations d'ozone vers les régions urbaines, la réduction des concentrations de CV ou de NO_x a très peu d'effet dans la zone urbaine elle-même, mais elle devrait réduire les concentrations

maximales d'ozone en aval. Les baisses régionales de CV et de NO_x devraient contribuer à diminuer les possibilités de formation d'ozone dans les masses d'air transportées^{31, 32, 33, 34}.

- 6) La diminution des concentrations de NO_x et de CV réduira les concentrations de produits secondaires comme les sulfates, le PAN, l'acide nitrique, l'acroléine et les nitrosamines dans une zone urbaine qui dégage de telles émissions et en aval de celle-ci^{31, 33, 34}. Il a été démontré que le NO_x initial était presque totalement transformé en PAN et en acide nitrique à un taux de 16 à 19 p. 100 à l'heure^{35, 36}.

La communauté scientifique ne s'entend pas encore sur une stratégie antipollution optimale. Il existe de nombreux désaccords concernant les limites de la modélisation et des expériences en laboratoire (les études sur le terrain et en laboratoire se contredisent fréquemment) et la caractérisation incomplète des composés d'amorce, intermédiaires et produits des réactions photochimiques³⁷. Les paramètres photochimiques et météorologiques qui modifient la formation de l'ozone sont nombreux et complexes et plusieurs sont hors de la portée de notre capacité de mesure. Le manque de statistiques exactes pour constituer un inventaire des émissions a nui aux tentatives visant à établir une corrélation entre les tendances des émissions et les tendances des concentrations ambiantes^{24, 28}, et le peu d'études effectuées sur les répercussions des polluants photochimiques autres que l'ozone, dans les domaines de la santé et de l'environnement, retarde l'élaboration d'une analyse de rentabilité des moyens de lutte contre ces polluants^{39, 40}.

3.2 Ozone stratosphérique. Il est nécessaire d'étudier les contributions de l'ozone stratosphérique au problème de l'ozone dans les régions rurales et urbaines afin de pouvoir évaluer correctement les avantages de la réduction des émissions de sources anthropiques.

Il ne fait aucun doute que l'arrivée de masses d'air stratosphérique, riches en ozone, peut élever les concentrations d'ozone au niveau du sol au-delà de l'objectif horaire de qualité de l'air pour cette substance^{41, 42, 43}. Cependant, ces cas sont rares et isolés. En général, l'ozone stratosphérique contribue pour moins de 35 pp 10⁹ à la charge moyenne quotidienne d'ozone et pour moins de 20 à 45 pp 10⁹ aux moyennes horaires maximales (c.-à-d. 30 p. 100 de la concentration horaire maximale tolérable)^{41, 42, 43}. Bien qu'il soit rare que le seul ozone stratosphérique hausse la concentration de cette substance au-delà des objectifs de qualité de l'air, on pense que celle-ci pourrait déclencher des réactions photochimiques et qu'elle devrait être incluse dans les modélisations.

3.3 Émissions organiques biogéniques. Les concentrations d'oxydants en milieu rural ont déjà été attribuées aux émissions organiques végétales. Les premiers inventaires de ces émissions ont indiqué qu'à l'échelle continentale, les émissions organiques biogéniques étaient considérablement plus élevées que celles de sources anthropiques^{44, 45}. La découverte de la réactivité élevée du terpène a conduit certains chercheurs et hommes politiques à conclure que le problème de l'ozone était causé par des émissions naturelles⁴⁶. Comme dans le cas de l'ozone stratosphérique, il est nécessaire de déterminer l'importance des émissions biogéniques pour évaluer les avantages d'une réduction de ces émissions.

Les connaissances actuelles sur ce sujet peuvent être résumées de la façon suivante:

- 1) Les estimations actuelles des émissions organiques biogéniques sont probablement gonflées⁴⁷; les émissions calculées ne concordent pas avec les mesures de l'air ambiant, ces dernières étant considérées plus dignes de confiance^{48, 49}.
- 2) Toutes les zones observées contenaient des concentrations très faibles d'hydrocarbures biogéniques. Les matières organiques biogéniques sont négligeables dans les régions urbaines^{48, 49}.
- 3) Les matières organiques biogéniques réagissent de façon comparable à un mélange urbain typique de matières organiques anthropiques. Les concentrations de NO_x sont faibles dans les régions rurales et la formation d'ozone par photo-oxydation des matières organiques biogéniques est improbable. Ces dernières pourraient constituer des drains plutôt que des sources d'ozone^{46, 50, 51}.
- 4) Les émissions organiques biogéniques seraient un facteur significatif lors du transport à grande distance de masses d'air pollué et devraient être incluses dans toute modélisation du transport à grande distance de l'ozone.

3.4 Transport. Le concept du transport à grande distance de l'ozone est maintenant accepté par l'ensemble de la collectivité scientifique. L'ozone en altitude, en l'absence d'émissions récentes de précurseurs ou de contact avec le sol, est très stable et peut être transporté à de très grandes distances⁵. L'apparition d'épisodes régionaux de fortes concentrations d'ozone est bien documentée particulièrement dans le nord-est des États-Unis et au Canada^{3, 4, 8, 14}.

Le phénomène du transport de l'ozone est un facteur important qui permet d'expliquer la présence d'ozone dans les régions rurales et de déterminer la nécessité

d'appliquer des stratégies antipollution régionales. Bien que ce concept du transport soit accepté, il n'est pas complètement compris et un certain nombre de questions importantes demeurent liées à la distance maximale du transport de l'ozone et de l'effet des émissions locales récentes sur les concentrations maximales d'ozone pendant le transport²².

3.5 Choix d'une stratégie antipollution. Les concentrations naturelles d'ozone, causées par l'arrivée de masses d'air stratosphérique et la photo-oxydation des émissions biogéniques, contribuent pour environ 35 pp 10⁹ aux concentrations d'ozone moyennes à long terme et ne jouent pas habituellement un rôle significatif dans la formation de concentrations de pointe d'ozone dans les régions urbaines et rurales. La réalisation des objectifs de qualité de l'air ne sera possible que par la réduction des émissions de sources anthropiques.

Étant donné que l'Est du Canada est une région cible du transport à longue distance de l'ozone dont la charge est accrue par les émissions locales, toute stratégie optimale devrait prévoir la réduction des émissions locales de NO_x et CV. Comme il est indiqué à la section 3.1, les principaux effets de cette stratégie seraient la réduction de concentrations d'ozone dans les régions rurales, la réduction des concentrations d'autres produits de réaction, comme l'acide nitrique, les sulfates et le PAN, et l'atténuation des conséquences des émissions d'une province sur les régions en aval. La réduction des émissions de NO_x et de CV empêcherait l'augmentation des concentrations d'ozone dans les régions urbaines, un phénomène théoriquement possible avec la réduction des seules concentrations de NO_x. La réduction des émissions américaines de NO_x et de CV semble également nécessaire pour atténuer les conséquences de ces polluants dans l'Est du Canada. Cependant on notera que les normes américaines pour les émissions de NO_x et de CV par les sources stationnaires et mobiles sont déjà plus rigoureuses que les normes canadiennes. Les États-Unis semblent s'écarter d'une stratégie strictement orientée vers la lutte contre les oxydants dans les régions urbaines pour favoriser une stratégie plus régionale qui tiendrait compte des effets ruraux.

Quant à l'autre région canadienne la plus touchée, soit le secteur Vancouver - vallée du Fraser, la réduction des émissions de CV et de NO_x semble être la solution la plus efficace. Dans ce cas également il ne devrait pas y avoir d'augmentation de la concentration locale d'ozone en milieu urbain.

4 Résumé

Les connaissances que nous possédons sur les concentrations mesurées d'ozone et leurs effets manifestes prouvent que la pollution atmosphérique par les oxydants photochimiques est un problème urgent de l'environnement canadien. L'exposé qui précède montre que toute tentative faite présentement pour établir un rapport quantitatif entre les émissions de composés précurseurs et les variations des concentrations dans les secteurs cibles a peu de chance de réussir. Des résultats quantitatifs seront peut-être obtenus dans six à dix ans, mais il est peu probable qu'ils soient exempts d'incertitudes. Étant donné le temps requis pour mettre en application la plupart des mesures antipollution (5 à 10 ans), une décision prise actuellement de ne pas tenter de réduire d'une façon ou d'une autre les concentrations d'ozone signifierait la continuation, pendant une période de 10 à 20 ans encore, des mêmes effets de pollution, ou leur aggravation. On croit qu'il existe suffisamment de données actuellement pour prendre des mesures antipollution en s'appuyant sur les aspects qualitatifs des rapports entre la source et la région cible pour l'ozone. La démarche la plus logique, particulièrement pour l'Est du Canada, serait la réduction des composés précurseurs de CV et de NO_x et par conséquent, des effets des oxydants photochimiques produits par les émissions locales. La réduction de la concentration d'ozone ne constituera qu'un des avantages de la diminution des émissions. On devrait également observer la réduction d'une foule d'autres produits photochimiques comme l'acide nitrique, le PAN, les nitrates, les sulfates, les aldéhydes et les acides organiques.

Comme les véhicules légers constituent le principal apport sectoriel aux émissions totales de CV et NO_x au Canada, toute stratégie globale antipollution doit comporter la réduction des polluants émis par cette source. Cependant, la réglementation de cette seule source ne réduira pas les concentrations d'ozone à des niveaux acceptables dans toutes les principales régions qui en subissent les répercussions. Dans le cas de Vancouver, une réduction majeure des émissions de CV et de NO_x de toutes les sources est nécessaire, et cet objectif est probablement au-delà des capacités de la meilleure technologie antipollution pratique actuelle. Dans le sud-est du Canada, il faut une intensification des efforts américains antipollution visant les CV et les NO_x, ainsi que la réduction des émissions locales. Bien que la réduction des seules émissions de CV et de NO_x des véhicules légers ne permette pas d'atteindre les objectifs de qualité de l'air pour l'ozone, elle contribuera à réduire les concentrations de pointe d'ozone et à en atténuer les effets.

Références*

1. Kolomeychuk, R.J., K.L. Yeager, and A. Yassi, "Effects of Automotive Emissions" (1983), Report to EPS, Environment Canada (unpublished).
2. Shenfeld, L., D. Yap, and J. Kurtz, "Long Range Transport of Ozone into and Across Southern Ontario", Ontario Ministry of the Environment, Toronto.
3. Concord Scientific Corporation, "Montreal-Quebec City Oxidants Study", CSC Report 110.255WP to Environmental Protection Service, Environment Canada (1983).
4. Concord Scientific Corporation, "Vancouver Oxidant Study - Air Quality Analysis", CSC Report 110.127 to Environmental Protection Service, Environment Canada (1982).
5. Concord Scientific Corporation, "New Brunswick-Nova Scotia Oxidants Study", CSC Report 110.229 to Environmental Protection Service, Environment Canada (1983).
6. Environment Canada, Environmental Protection Service, "National Air Pollution Surveillance Network Annual Reports", 1970-82.
7. Altshuller, A.O. and J.J. Bufalini, "Photochemical aspects of air pollution: a review", Environmental Science and Technology 5: 39 (1971).
8. Wolff, G. and P. Lioy, "Development of an Ozone River Associated with Synoptic Scale Episodes in the Eastern United States", Environmental Science and Technology 14: 1257-1260 (1980).
9. Wolff, G.T., P.J. Lioy, G.D. Wight, R.E. Meyers, and R.T. Cederwall, "An investigation of long range transport of ozone across the Midwestern and Eastern United States", Atmospheric Environment 44: 1257-1260 (1977).
10. Wight, G.D., G.T. Wolff, P.J. Lioy, R.E. Meyers, and R.T. Cederwall, "Formation and Transport of Ozone in the Northeastern Quadrant of the United States", Air Quality and Atmospheric Ozone, ASTM STP 653, American Society for Testing and Materials (1978).
11. Evans, G., P. Finkelstein, B. Martin, N. Possiel, and M. Graves, "Ozone measurements from a network of remote sites", Journal of the Air Pollution Control Association 33 (4): 291-297 (1983).
12. Mukammal, E.I., H.H. Neumann, and T.J. Gillespie, "Meteorological conditions associated with ozone in southwestern Ontario, Canada", Atmospheric Environment 16: 2095-2106 (1982).

* Liste reproduite de l'anglais

13. Vukovich, F.M., W.D. Back, Jr., B.W. Crissman, and W.J. King, "On the relationships between high ozone in the rural surface layer and high pressure systems", Atmospheric Environment **11**: 967-983 (1977).
14. Spicer, C.W., D.W. Joseph, P.R. Sticksel, and G.F. Ward, "Ozone sources and transport in the northeastern United States", Environmental Science and Technology **13**: 975-985 (1979).
15. Environment Canada, Environmental Protection Service, "A Nationwide Inventory of Emissions of Air Contaminants (1976)", Environmental Protection Service Report EPS 3-AP-80-1 (1981).
16. South Coast Air Quality Management District, Planning Division, "Level III EKMA Ozone Modeling Screening Analysis for 1982 Air Quality Management Planning Revision in the South Coast Air Basin (Draft)" Technical Paper No. 6. Air Quality Management Planning Division (1982).
17. Southern California Association of Governments, "Draft Air Quality Management Plan". 2982 Revision. Draft Appendix No. VI-A: Ozone Analysis for the South Coast Air Basin. 1982 Air Quality Management Planning Revision," South Coast Air Quality Management District (1982).
18. Organization for Economic Cooperation and Development, "Development of Photochemical Oxidants Control Strategies Within an Urban Airshed. Draft Final Report", Environment Directorate, Air Management Policy Group ENV/AIR/82.6 (1983).
19. U.S. Environmental Protection Agency, "The Use of Photochemical Models in Urban Ozone Studies", Office of Air Quality, Planning and Standards, EPA 450/4-79-025 (1979).
20. Pitts, J.N., Jr., A.M. Winer, R. Atkinson, and W.P.O. Carter, Comments on "Effect of Nitrogen Oxide Emissions on Ozone Levels in Metropolitan Regions" (W.B. Innes), "Effect of NO_x Emission Rates on Smog Formation in the California South Coast Air Basin" (D.P. Chock, A.M. Dunker, S. Kuman and C.S. Sloane) and "Effect of Hydrocarbon and NO_x on Photochemical Smog Formation under Simulated Transport Conditions" (W.A. Glasson). Replies by the authors. Environmental Science and Technology **17** (1): 54-63 (1983).
21. Schere, K.L. and J.H. Shreffler, "Final Evaluation of Urban-Scale Photochemical Air Quality, Simulation Model", U.S. Environmental Protection Agency Report (1982).
22. Dimitriadis, S. and A.P. Altshuller, "International Conference on Oxidant Problems: Analysis of the Evidence/Viewpoints Presented", JAPCA **27** (4): 299-307 (1977).
23. U.S. Environmental Protection Agency, "Example Control Strategy for Ozone. Volume I: General Guidance for Nonattainment Areas", Guidelines Series, Office of Air Quality, Planning and Standards. EPA 450/2-79-002a, OAQPS No. 2.2-120. Research Triangle Park, North Carolina (1979).
24. U.S. Environmental Protection Agency and Organization for Economic cooperation and Development, "International Conference on Long Range Transport Models for Photochemical Oxidants and their Precursors", RPT, N.C. Apr. 12-14 1983.

25. Lamb, R.G., "A Regional Scale (1000 km) Model of Photochemical Air Pollution. Part I: Theoretical Formulation", Unpublished Report (1982).
26. U.S. Environmental Protection Agency, "International Conference on Oxidants, 1976: The Issue of Optimum Oxidant Control Strategy", U.S. EPA/600/3-77-120 (1977).
27. Dodge, N.C., "Combined Use of Modeling Techniques and Smog Chamber Data to Derive Ozone Precursor Relationships", U.S. EPA-6003-77-0016 (1977).
28. Innes, G. "Effect of nitrogen oxide emissions on ozone levels in metropolitan regions", Environmental Science and Technology 15: 904 (1981).
29. Dimitriades, B., "An alternative to the Appendix-J method for calculating oxidant and NO₂ related control requirements", Presented at the International Conference on Photochemical Oxidant Pollution and Its Control, EPA 600/3-77-001, Raleigh, North Carolina (1976).
30. Dimitriades, B., "Oxidant Control Strategies, Part I. Urban oxidant control strategy derived from existing smog chamber data", Environmental Science and Technology 11: 80 (1977).
31. Singh, H.B., "Survey of the Role of NO_x in Non-urban Ozone Formation", U.S. EPA Report 450/4-79-035 (1979).
32. Dabbert, W.F. & H.B. Singh, "A Preliminary Investigation of the Effectiveness of Air Pollution Emergency Plans", Int. Conf. Ox Poll., Proc 2:837-848, U.S. EPA, RTP, N.C. 1977.
33. Graedel, T.E., L.A. Farrow, and T.A. Weber, "Urban kinetic chemical calculations with altered source conditions", Atmospheric Environment 12: 1403 (1978).
34. Cleveland, W.S. and T.E. Graedel, "Photochemical air pollution in the Northeastern United States," Science 204 (4399): 1373 (1979).
35. Clavert, J.G., and W.R. Stockwell, "Acid generation in the troposphere by gas-phase chemistry", Environmental Science and Technology 17 (9): 428-443 (1983).
36. Spicer, C.W., "Nitrate/Precursor Relationships in Urban Air - A Smog Chamber Investigation", Environmental Science and Technology 16 (1982).
37. Finlayson, B.J., and J.N. Pitts, Environmental Science and Technology 7.75 (1977).
38. Davis N., and J. Trijonis, "Historical Emissions and Ozone Trends in the Houston Area", U.S. EPA - 600/3-81-027 (1981).
39. Pitts, J.N., "Keys to Photochemical Smog Control", Environmental Science and Technology 11(5), 456-461 (1977).
40. U.S. Environmental Protection Agency, "Conference on Biomedical Effect of Ozone and other Photochemical Pollutants", Pinehurst, N.C. 1982.

41. Singh, H.B., W. Viezee, W.B. Johnson, and F.L. Ludwig, "The impact of stratospheric ozone on tropospheric air quality", Journal of the Air Pollution Control Association 30: 109 (1980).
42. Viezee, W. et al, "Stratospheric Ozone in the Lower Troposphere: Assessment of Downward Flux and Ground Level Impact", Atmospheric Environment 17 (10): 1979-1983 (1983).
43. Chung Y.S. and T. Dann, "A Literature Review of Ozone in the Atmosphere and an Interpretation of Exceptionally High Values of Surface Ozone Recorded at Regina, Saskatchewan", Environment Canada (1983).
44. Environment Canada, Air Pollution Control Directorate, "National Inventory of Natural Sources and Emissions of Organic Compounds" (1981).
45. Rasmussen, R.A., and F.W. Went, "Volatile Organic Material of Plant Origin in the Atmosphere", Proceedings National Academy of Science 53: 215 (1965).
46. Arnst, R.R., W.B. Peterson, R.L. Seila, and B.W. Gay, Jr., "Estimates of α -pinene Emissions from a Loblolly Pine Forest using an Atmospheric Diffusion Model", Atmospheric Environment 16: 2127 (1982).
47. U.S. Environmental Protection Agency, "Impact of Natural Hydrocarbons on Air Quality", Environmental Sciences Research Laboratory. EPA 600/2-80-086 (1980).
48. Arnst et al, "Biogenic Hydrocarbon Contributions to the Ambient Air of Selected Areas", U.S. EPA 600/3-80-023 (1980).
49. Dimitriadis, B., "The role of natural organics in photochemical air pollution. Issues and Research", Journal of the Air Pollution Control Association 31 (3): 229-234 (1981).
50. Dodge, N.C., "A Modelling Study of the effect of Biogenic Hydrocarbons on Rural Ozone Formation", Jour. of Env. Sci. and Health (1980).
51. Lloyd, A.C., R. Atkinson, F.W. Lurman, and B. Nitta, "Modelling potential ozone impacts from natural hydrocarbons, Part I and Part II", Atmospheric Environment 17 (10): 1951-1963 (1983).
52. Hov. O., E. Hesstvedt, and I.S.A. Isakesen, "Long-range transport of tropospheric ozone", Nature 273: 341-344 (1978).

