



OZONE ET DIOXYDE D'AZOTE

1. Origine de la problématique

Comme pour le dioxyde de soufre et les fumées, l'intérêt pour l'ozone et les oxydes d'azote s'est manifesté à la suite de pics de pollution majeurs. Cette fois, ce ne sont plus les conditions météorologiques défavorables à la dispersion des polluants qui sont en cause. Il s'agit plutôt de la conjonction de la pollution automobile avec des conditions météorologiques estivales qui sont à l'origine de réactions chimiques entre les polluants présents dans l'atmosphère.

Les premiers épisodes marqués par des concentrations élevées en ozone ont été observés dans les zones urbanisées des Etats-Unis dès les années 1940. Parmi celles-ci, le bassin de Los Angeles, baptisé « card land », est probablement le plus tristement célèbre. Déjà très critique à la fin des années 1940, la situation californienne s'est encore dégradée durant les années 1950 et 1960, au point de passer aujourd'hui pour la référence en matière de pollution photo-oxydante. Après plusieurs années de recherche, les scientifiques ont prouvé que les pics d'ozone atteints sur ce site relevaient de l'intervention simultanée de tous les facteurs favorables à des pointes aiguës d'ozone : émissions intenses, fort ensoleillement, températures élevées, vent faible, inversion thermique marquée et durable qui piègeait les précurseurs d'ozone. Sans atteindre l'extrême gravité de la Californie du Sud, de sévères épisodes de pollution photochimique étaient régulièrement observés dans de très nombreuses autres villes des Etats-Unis. C'est la raison pour laquelle on pensait, jusqu'au début des années 1970, que pollution photochimique était un problème limité à ces grandes zones urbaines des Etats-Unis.

1.1. 1943, le smog de Los Angeles

Los Angeles a connu le premier épisode de pollution reconnu durant l'été 1943 (Jacobs Chip and W.J. Kelly, 2008). Le 26 juillet 1943, cette pollution était particulièrement perceptible, parce qu'elle entravait fortement la visibilité qui ne dépassait pas trois rues (figure III.1). La population se plaignait d'irritations des yeux, de symptômes respiratoires, des nausées et vomissements. Dans le contexte de la seconde guerre mondiale, de nombreux habitants croyaient que cette pollution résultait d'une arme chimique secrète des Japonais.

Le jour suivant ce pic de pollution, les autorités de la ville ont désigné la société gazière « Aliso Street Plant » en Californie du Sud comme étant responsable de ce nuage toxique. Cette dernière produisait un dérivé du caoutchouc synthétique et rejetait du butadiène (figure III.2). Sous la pression populaire, cette entreprise a été obligée de cesser temporairement ses activités. Pour autant, les épisodes de pollution ne disparaissaient pas et gagnaient même en intensité. Sans se décourager, Fetcher Bowron, maire de Los Angeles, annonçait au mois d'août que « le problème serait éradiqué endéans les quatre mois ». Ces propos sont restés un vœux pieux et la recherche des sources à l'origine des pics de pollution s'est poursuivie pendant plusieurs années.



Figure III.1 : Le nuage de polluant flottant au-dessus de Los Angeles le 26 juillet 1943.

Source : <http://www.wired.com/thisdayintech/2010/07/0726la-first-big-smog/>



Figure III.2 : En 1946, la société gazière « Aliso Street Plant » en Californie du Sud a dépensé 1,5 million de dollars pour éliminer les émissions de butadiène en réalisant les processus de production dans une enceinte fermée.

Source : <http://www.aqmd.gov/news1/Archives/History/marchcov.html>



Au début des années 1950, Fletcher Bowron a demandé à un scientifique d'expliquer aux Californiens que la voiture qu'ils aimaient tant était une « chambre de la mort », parce que les fumées d'échappement étaient à l'origine du nuage de pollution planant au-dessus de la ville. Pour la première fois, on reconnaissait que le responsable de cette situation était, non pas (uniquement) l'industrie, mais bien les véhicules circulant dans Los Angeles.



Le scientifique qui a résolu l'énigme des pics de pollution à Los Angeles est Arie Haagen-Smit. Chimiste au « California Institute of Technology », il fut le premier à reconnaître que l'ozone était le principal constituant du brouillard de polluants au-dessus de la ville.

L'ozone se formait lorsque les imbrûlés émis par le secteur automobile et les hydrocarbures des raffineries pétrolières étaient exposés au rayonnement du soleil. Arie Haagen-Smit a également démontré que l'ozone était la cause des odeurs signalées par les habitants, ainsi que des irritations oculaires et des problèmes respiratoires.

Figure III.3 : Identification du trafic comme principale cause de la formation d'ozone à Los Angeles.

Source : <http://www.aqmd.gov/news1/Archives/History/marchcov.html>

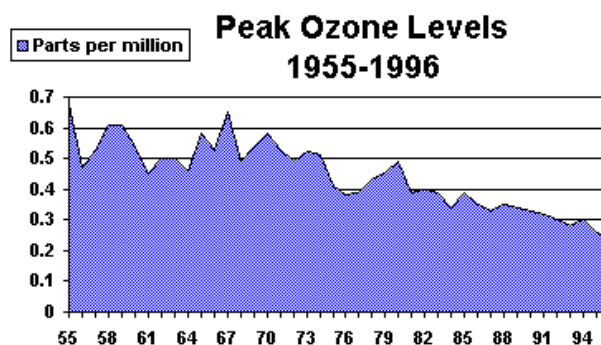


Malgré les évidences scientifiques, la population refusait de voir la réalité en face. Réduire l'utilisation des véhicules était devenu inconcevable. Dans l'esprit, seuls les constructeurs automobiles étaient tenus pour responsables d'avoir conçus des produits « défectueux ». Les autorités californiennes ont pris des mesures afin d'endiguer la pollution par l'ozone, notamment en créant des régies pour réglementer les raffineries, les usines et les véhicules, ou encore en instaurant des comités d'évaluation de la pollution atmosphérique. Elles se sont cependant heurtées à la résistance des entreprises qui craignaient que les mesures de réduction de la pollution n'entraient leur croissance.

Entre-temps, les leçons n'ont pas été tirées et Los Angeles a construit de nouvelles autoroutes et a permis à de nouvelles industries de s'installer sur le territoire. Les épisodes de pollution sont ainsi devenus des lieux communs. Au cours des années 1950 et 1960, certaines parties de Los Angeles étaient exposées à la pollution par l'ozone pendant environ 200 jours par an. Les concentrations maximales horaires fleurent parfois avec les 1000 µg/m³, voire même davantage (figure III.4). La ville était surmontée quasiment en permanence par une couche de couleur brune ou orange, sans que la population ne s'en émeuve.

Figure III.4 : Evolution des concentrations maximales horaires d'ozone à Los Angeles. Note : 0.1 ppm = 200 µg/m³ d'ozone.

Source : <http://www.aqmd.gov/news1/Archives/History/marchcov.html>





Il faudra encore laisser passer une vingtaine d'années pour que les autorités californiennes établissent des normes visant à réduire significativement la pollution automobile. Ce n'est que dans la seconde partie des années 1980 que le « South Coast Air Quality Management District » – fondé en 1975 et ayant pour mission de gérer la qualité de l'air dans les comtés de Los Angeles, Orange, San Bernardino et Riverside – a pu proposer des mesures efficaces pour limiter les émissions de précurseurs d'ozone, en agissant à la fois sur le progrès technologique des véhicules et sur la qualité des carburants.

Aujourd'hui, la situation s'est améliorée et l'intensité des pics d'ozone a diminué d'un facteur 3. Cependant, les niveaux restent assez hauts et évoluent toujours bien au-delà des valeurs prescrites dans les directives européennes de qualité de l'air. A ce sujet, la photo de la ville prise en 2008 (figure III.5) est particulièrement éloquent. De façon générale, les Américains demeurent peu préoccupés par les problèmes de pollution : ils n'hésitent pas à faire marcher à longueur de journée leur climatisation et utilisent pour le moindre déplacement leur véhicule. A leur décharge, il faut reconnaître que le réseau des transports publics n'est pas suffisamment développé pour présenter une alternative valable à la voiture. Sans voiture, il est quasiment impossible de se déplacer, sauf en marchant pendant des heures pour faire la moindre course. Certes, des voies spéciales ont été aménagées sur les autoroutes pour permettre le covoiturage (ces voies appelées « carpool » sont réservées aux véhicules ayant au minimum deux personnes à leur bord), mais eu égard à l'importance de la circulation, elles sont tout autant saturées que les voies normales. Les transports en commun offrent peu de possibilités. Il existe des réseaux de bus, mais les fréquences de passage sont faibles. Quant au métro, il ne dessert que les banlieues proches de Los Angeles.

Figure III.5 : Nuage de pollution au-dessus Los Angeles en 2008.

Source : <http://mariedominique.wordpress.com/2008/11/21/le-smog-a-los-angeles/>





1.2. 1971 – Les premiers pics d'ozone en Europe

Les premiers épisodes de pollution photochimique décrits en Europe remontent à 1971. Ils concernent principalement les Pays-Bas et la Grande-Bretagne. En 1972, la Scandinavie est également concernée par le problème. Par la suite, des épisodes ont été enregistrés progressivement dans tous les pays d'Europe (Rapport de l'Académie des Sciences, 1993).

La prise de conscience de la problématique de l'ozone est vraisemblablement survenue au cours de l'été 1976, marqué par une exceptionnelle vague de chaleur. Les épisodes sont survenus non seulement dans les pays déjà concernés depuis le début des années 1970, mais aussi dans les pays méridionaux.

Dans ce contexte, il faut aussi citer la problématique d'Athènes, particulièrement interpellante en matière d'aménagement du territoire et de gestion du trafic. Dans les années 1950 et 1960, les activités se concentraient dans le centre athénien, de sorte que la plupart des déplacements se faisaient à pied. Vers la fin des années 1960, le développement de l'automobile, l'engorgement des rues dans le centre d'Athènes, et la crise des transports publics ont favorisé un transfert vers la périphérie des habitats dans un premier temps, et des activités par la suite. Il s'en est suivi une utilisation nettement plus importante des véhicules pour se déplacer et, par conséquent, des émissions polluantes en forte hausse. Les années 1970 marquent ainsi le début de la crise urbaine. A la fin des années 1970, le ministère de l'Environnement avait bien développé une stratégie d'aménagement de l'agglomération athénienne, mais sa mise en oeuvre n'a pu voir le jour à cause de la crise économique et des changements politiques. L'agglomération était caractérisée par une qualité de vie médiocre, la pollution avait entraîné une importante dégradation du patrimoine naturel et construit, les hautes densités d'habitation dans le centre ville contraignaient son aménagement, les infrastructures urbaines étaient défectueuses, notamment dans le domaine des transports. Toutes ces difficultés ont entraîné une délocalisation des commerces de haut niveau et de certaines activités du tertiaire supérieur : des centres secondaires dispersés dans une urbanisation diffuse sont devenus de nouveaux pôles de congestion. En conséquence, la problématique de la pollution s'est étendue, de sorte que, dans les années 1990, Athènes semblait au bord de l'asphyxie.

1.3. Vers une prise de conscience de la pollution photochimique

Dans le domaine de la pollution atmosphérique, l'expertise technique et scientifique a joué un rôle fondamental à plusieurs titres :

- la compréhension des phénomènes en jeu, et plus précisément l'établissement des mécanismes physico-chimiques expliquant la présence de certains composés dans l'air ambiant et leur impact sur le plan sanitaire ;
- la mise en évidence de la contribution liée aux activités humaines, en la dissociant des phénomènes naturels ;
- la définition de moyens de surveillance appropriés, tels que les réseaux de mesure ou encore les observations par satellite ;
- la définition de normes pour la protection de la santé, ainsi que des moyens nécessaires pour abaisser les niveaux de pollution et respecter les normes proposées.

La recherche scientifique a notamment permis de démontrer que la pollution atmosphérique est aujourd'hui principalement liée à la formation de polluants oxydants secondaires. C'est en particulier le cas pour l'ozone qui est issu de la transformation photochimique des oxydes d'azote (NOx) et des composés organiques volatils (COV). Potentiellement toxiques en tant que composés primaires, ils génèrent en effet lors de leur dégradation atmosphérique de puissants oxydants susceptibles d'affecter très sévèrement les fonctions respiratoires.



Un autre résultat important des recherches menées concerne l'étendue spatiale des phénomènes photochimiques. Au départ, on pensait que le phénomène de pollution photochimique se limitait à l'échelle des grands sites urbains. Il est désormais bien reconnu que la hausse de la fréquence d'apparition de ces épisodes d'ozone est à l'origine d'une augmentation du niveau troposphérique moyen en ozone à l'échelle mondiale, les niveaux de fond les plus élevés étant enregistrés dans les régions ensoleillées, en l'occurrence le bassin Méditerranéen en Europe.

La mise en œuvre des politiques environnementales visant à réduire les émissions polluantes se sont appuyées sur ces connaissances scientifiques. Elles ont aussi largement évolué depuis l'observation des premiers épisodes à Los Angeles dans les années 1940, traités de manière uniquement locale. Depuis les années 1970, on sait que les épisodes intenses observés dans les grandes villes d'Amérique (Los Angeles, Mexico) et d'Europe (Athènes par exemple) et dont la fréquence s'est accrue au cours du siècle dernier sont aussi l'expression d'un niveau de fond en ozone de plus en plus élevé. Ce résultat implique qu'une action soit menée non pas à l'échelle locale uniquement, mais continentale, voire mondiale, afin de d'agir sur l'ensemble des échelles de production d'ozone. C'est pourquoi, à partir des années 1990, la Communauté Européenne s'est attachée à élaborer un plan d'action commun à tous les Etats Membres pour diminuer les concentrations d'ozone au-dessus du continent.

En 1999, la Commission Européenne a ratifié le protocole de Göteborg qui définit des orientations pour la limitation de l'acidification (en relation avec le dioxyde de soufre) et des niveaux d'ozone dans la troposphère. Afin de respecter ce protocole, la Commission a élaboré la directive NEC (National Emission Ceiling) qui fixe, pour chaque pays membre, des plafonds d'émissions à respecter à l'échéance 2010. Les efforts demandés sont conséquents, puisqu'ils impliquent une réduction d'environ 50% des émissions de NOx et de COV entre 1990 et 2010.



2. Des premières mesures à l'établissement d'une législation

2.1. 1978, les premières mesures dans le réseau téléométrique

Le réseau automatique belge de mesure de la qualité de l'air a été créé à l'initiative du Ministère de la Santé Publique. Un budget de 600 millions de francs belge avait été dégagé pour sa mise en œuvre sous l'égide d'un groupe de gestion composé de :

- Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie (Ministère de la Santé Publique) pour l'instrumentation de mesure de la qualité de l'air ;
- Ministère des Travaux Publics pour les travaux de construction des cabines ;
- Institut Royal Météorologique pour l'instrumentation météorologique et l'analyse micro-météorologique autour des stations ;
- Institut National des Industries Extractives Belges (INIEX, le prédécesseur de l'ISSEP) qui dépendait du Ministère des Affaires Economiques ;
- Centre nucléaire de Mol.

Le réseau automatique est devenu entièrement opérationnel dans le courant de l'année 1978 (IHE, 1978 ; IHE, 1980). Il comportait 72 stations et était structuré comme suit (figure III.7) :

- R.T.U. (*Remote Terminal Unit*) : il s'agit des entités de base (figure III.8) matérialisées par les stations de mesures proprement dites. Le RTU comprend les moniteurs, les unités d'étalonnage et zéro, ainsi qu'un certain nombre d'éléments périphériques tels que les lignes d'échantillonnage, l'alimentation électrique, la climatisation, les systèmes de détection et les unités de transmission informatique. Les fonctions des RTU sont la mesure de la pollution, le calibrage des appareils de mesure, le contrôle et la signalisation de l'appareillage, la transmission des mesures et des conditions de fonctionnement, ainsi que la réception et l'exécution des commandes.
- R.D.R.C. (*Regional Data Reduction Center*) : le réseau de traitement régional (RDRC) interroge en continu les RTU qui sont reliés au RDRC par des lignes téléphoniques. Il valide aussi les données de mesure sur base de l'information reçue des systèmes de détection et des valeurs zéro et d'étalonnage. Par ailleurs, il commande la mise en marche ou l'arrêt des moniteurs, le réglage journalier des cycles zéro et d'étalonnage, et le contrôle de tout système de mesure. Au niveau du RDRC, le traitement de données se limite au calcul des moyennes et au stockage des données pendant une période déterminée. Les tâches réalisées au niveau du RDRC sont donc principalement techniques. En 1978, la Belgique comptait 5 RDRC implantés dans les 5 grandes villes belges (Gent, Antwerpen, Bruxelles, Charleroi et Liège).
- NDPC (*National Data Processing Center*) : les RDRC sont reliés au NDPC. Le centre national de traitement des données s'occupe du traitement et de l'interprétation des données. Il doit permettre de suivre continuellement les niveaux de pollution dans toute la Belgique, de situer les principales sources de pollution dans une zone étendue autour de chaque RTU, de faire une analyse approfondie des périodes de pollution, de développer des méthodes de prévision de la qualité de l'air et des procédures d'alerte. Le NDPC belge n'est devenu opérationnel que fin 1980.



Figure III.7 : Structuration du réseau téléométrique en 1978.

Source : G. Verduyn & A. Derouane, 1975 : « De Belgische meetnetten voor luchtverontreiniging », Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie (IHE)

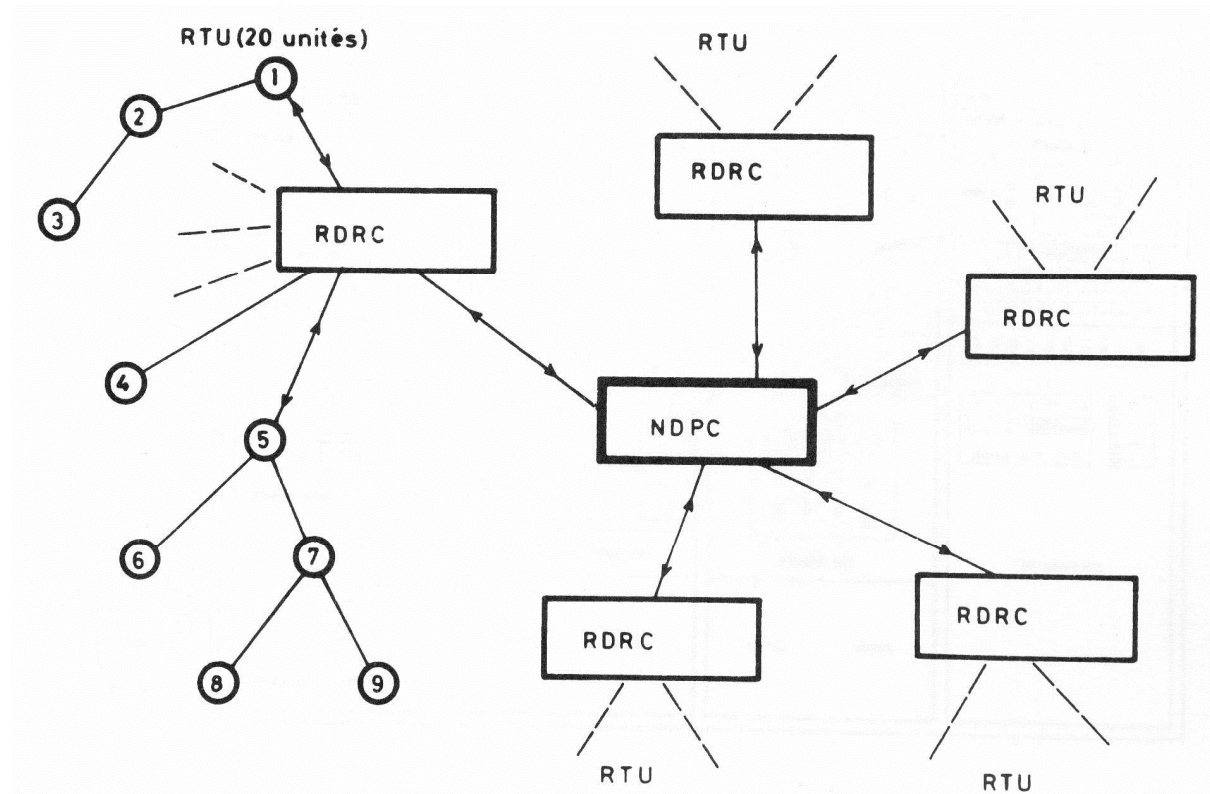
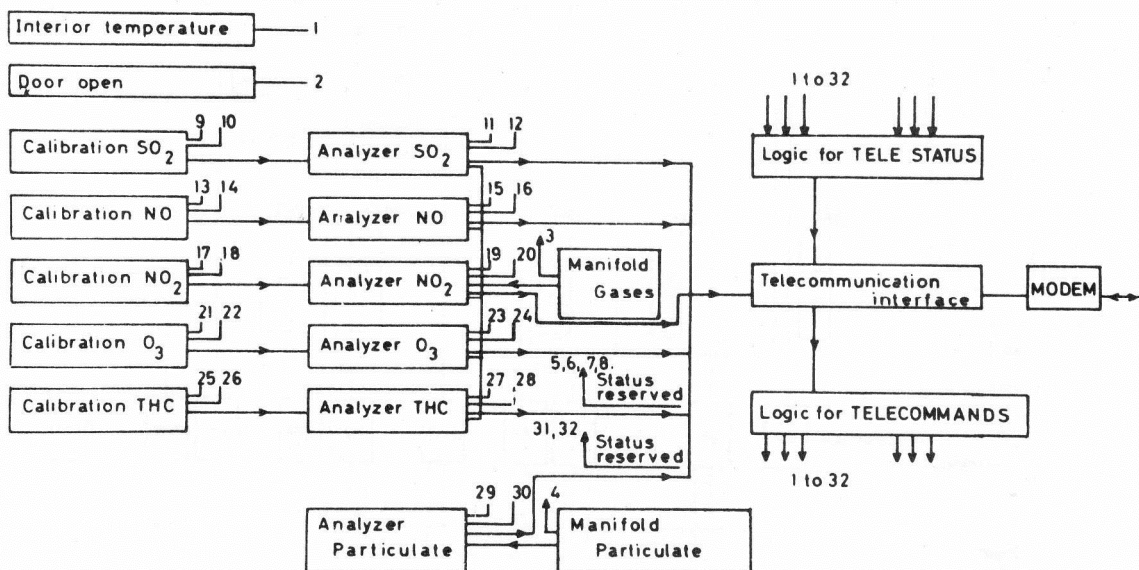


Figure III.8 : Schéma de connexion des différents appareils installés dans les stations du réseau téléométrique

Source : G. Verduyn & A. Derouane, 1975 : « De Belgische meetnetten voor luchtverontreiniging », Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie (IHE)





Le réseau de mesure belge était établi suivant deux principes et échelles spatiales différents :

- les réseaux régionaux qui gèrent les stations de mesures installées dans les cinq grandes villes, en ce compris leurs zones industrielles ;
- le réseau national qui comprend un système global de mesure disposé suivant une grille qui couvre le territoire de façon régulière.

Les réseaux régionaux ont été installés prioritairement. Le déploiement du réseau national a débuté plus tardivement, mais n'a jamais été achevé faute de moyens. Certaines stations de mesures encore en service aujourd'hui portent la trace de ces réseaux : les lettres N, R et M désignent les stations appartenant respectivement aux réseaux national, régionaux et météorologique.

En plus du réseau de stations fixes, l'IHE possédait aussi 3 stations mobiles utilisées aux fins suivantes :

- mesures de la qualité de l'air dans les zones où il n'y a pas de poste de mesure, ou dans les régions où les stations les plus proches s'avèrent trop éloignées pour réaliser une interpolation acceptable ;
- évaluation de la pollution locale autour d'un point source, par exemple pour déterminer les zones les plus exposées à la pollution en tenant compte des différentes conditions météorologiques ;
- évaluation de plaintes locales.

Ces stations mobiles renfermaient les mêmes équipements que ceux utilisés dans les stations fixes. Deux remorques supplémentaires étaient équipées de spectromètres de corrélation (dispositifs permettant de mesurer la concentration d'un gaz par comparaison avec un modèle ou un masque connu du spectre) qui étaient utilisés pour produire des profils de concentration dans le voisinage d'émetteurs de polluants, ou encore pour étudier le transport régional ou international de polluants.

2.2. Les mesures d'ozone dans le réseau télémétrique

Les moniteurs d'ozone installés dans le réseau télémétrique s'appuient sur le principe de la spectrométrie d'absorption (Derouane, 1980 ; Vanderstraeten, 1997).

De façon très générale, l'action d'un rayonnement sur une molécule se traduit non seulement par une diffusion spatiale hétérogène, mais aussi par une absorption plus ou moins forte. L'importance de l'absorption dépendra de deux facteurs :

- la section efficace d'absorption par la molécule considérée ;
- la longueur d'onde du rayonnement incident.

La présence de certaines molécules « absorbantes » aura tendance à réduire le rayonnement incident, du moins pour certaines longueurs d'onde. Cette réduction est décrite par la loi de Beer-Lambert.

Considérons un rayonnement dont l'intensité incidente est donnée par I_0 . La transmittance est définie par le rapport entre l'intensité du rayonnement avant et après le passage dans le milieu de longueur optique L :

$$T = \frac{I_L}{I_0}$$



L'absorbance A est une fonction dépendant de la concentration C , de la longueur du milieu L , et de la faculté σ_λ des molécules présentes à absorber le rayonnement la longueur d'onde λ :

$$A = \sigma_\lambda LC = -\log(T)$$

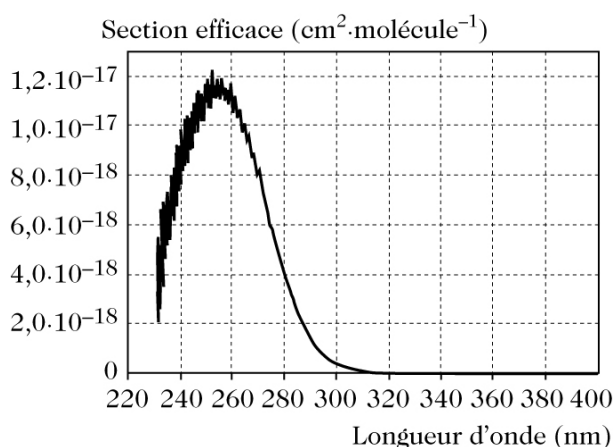
On en déduit ainsi la relation empirique de Beer-Lambert :

$$I_L = I_0 \cdot e^{-\sigma_\lambda LC}$$

Comme l'on peut aisément s'en douter, la sensibilité de cette approche dépend étroitement de l'absorbance du milieu. Dans le cas particulier de l'ozone, on peut considérer que l'absorption moléculaire est de 10^{E-17} $\text{cm}^2/\text{molécule}$ (figure III.6). Pour une longueur de milieu L d'environ 1 m et un seuil de détection en puissance de l'ordre de 0,01 %, on obtient alors une concentration minimale détectable d'environ $4 \cdot 10^{E+16}$ $\text{molécules}/\text{m}^3$, soit 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ d'ozone.

Figure III.6 : Spectre d'absorption de l'ozone.

Source : Delmas et al., 2005.



Comme l'indique la figure III.6, l'ozone présente une absorption maximale du rayonnement UV dans les longueurs d'onde proches de 254 nm. Les moniteurs d'ozone installés dans les réseaux télémétriques régionaux exploitent le principe décrit ci-dessus. Ils fonctionnent de la façon suivante :

- L'échantillon d'air est dirigé dans une chambre de mesure. Celle-ci consiste en un tube d'aluminium d'environ un centimètre de diamètre dont l'intérieur est parfaitement poli de façon à ce que la surface soit réfléchissante, ou un tube en verre de quartz.
- La sélection des longueurs d'onde sur la lumière UV est effectuée à l'aide d'un revêtement spécial de la lampe. Cette sélection a pour objectif, d'une part, de ne conserver que les longueurs d'onde sensibles à l'absorption par l'ozone et, d'autre part, filtrer les longueurs d'onde susceptibles de générer de l'ozone à partir de l'oxygène.
- Un détecteur UV qui mesurera une intensité UV d'autant plus faible que la concentration en ozone augmente.

Concrètement, la mesure se fera en deux étapes durant quelques secondes chacune (figures III.7 et III.8) :

- l'air ambiant est aspiré et acheminé directement dans la chambre de mesure ; le détecteur UV donne la valeur de I_L ;
- l'air ambiant est aspiré vers un filtre sélectif (figure III.9) qui absorbe totalement et uniquement l'ozone, avant d'être dirigé vers la chambre de mesure. L'air débarrassé de l'ozone permet de mesurer I_0 . Sur le plan du principe, le filtre sélectif (appelé « scrubber ») consiste en un assemblage de grilles couvertes d'oxyde de manganèse (MnO_2). Lorsque l'air traverse le filtre sélectif, le contact de l'ozone avec le MnO_2 favorise la destruction d'ozone. Le nombre de grilles à traverser est établi de façon à ce que la quasi totalité de l'ozone soit éliminée.



La qualité de la mesure dépendra notamment des éventuelles interférences. Pour qu'un composé soit un interférent, il faut que, à la fois, il absorbe de façon significative dans l'UV autour de 254 nm, et qu'il soit retenu ou détruit par le scrubber. Parmi les composés qui présentent ces deux caractéristiques, on trouve :

- le mercure : l'interférence est forte, puisque $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de mercure donne une réponse de 50 à $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur l'analyseur ;
- le styrène, le 2,5-dimethylstyrène, le naphthalène, le 2-nitrotoluène, le 2-methyl-4-nitrophénol : interférence forte ;
- le benzène et le toluène : interférence faible ;
- les solvants divers ;
- une forte humidité, lorsqu'elle donne lieu à condensation dans la chambre de mesure, peut également fausser la mesure d'ozone : ceci peut se produire lors de violents orages en été, lorsque la température extérieure est largement supérieure à celle de la station de mesure climatisée.

L'absorption UV présente généralement une bonne stabilité dans le temps. Cette dernière sera d'autant mieux garantie à condition que :

- le scrubber soit régulièrement remplacé de façon à ce que son efficacité demeure maximale ;
- le système soit étanche, et en particulier la vanne électromagnétique de commutation dirigeant l'échantillon d'air soit directement vers la chambre de mesure, soit vers le scrubber avant d'atteindre la chambre de mesure ;
- la lampe UV fournisse un rayonnement constant.

Avantages :

- stabilité de la mesure ;
- maintenance semestrielle ;

Inconvénients :

- précautions nécessaires pour éviter la pénétration des poussières dans la chambre de mesure ;
- interférences (mercure, etc)

Figure III.7 : Principe de fonctionnement d'un moniteur d'ozone reposant sur l'absorption UV.

Source : Bellido, 2006.

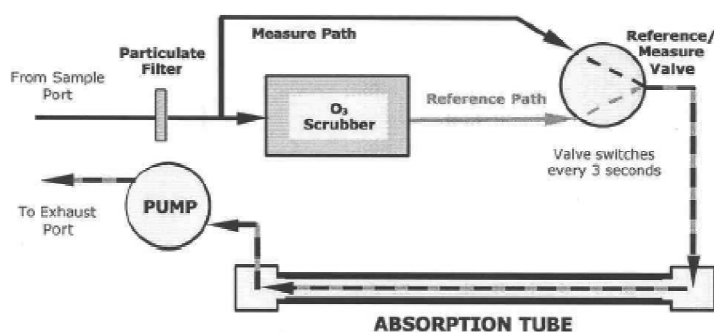




Figure III.8 : Chambre de mesures du moniteur ozone.

Source : Bellido, 2006.

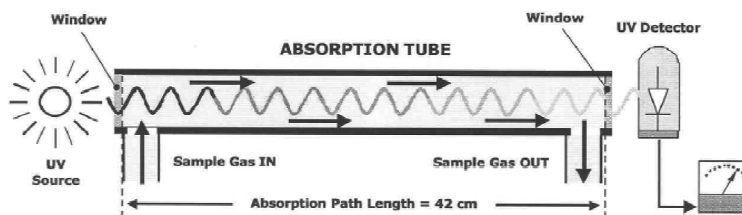
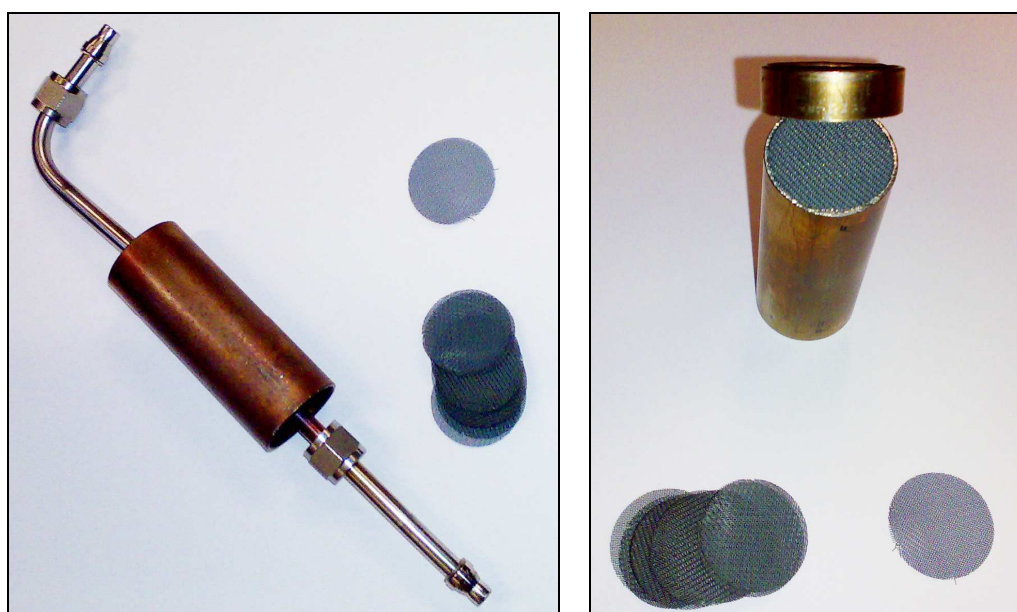


Figure III.9 : Exemple de filtre sélectif pour l'ozone (scrubber) utilisé dans les moniteurs de Bruxelles Environnement. Ce filtre est constitué d'une succession de grilles recouvertes d'oxyde de manganèse qui réagit avec l'ozone pour le détruire.

Source : IBGE.



Maintenance et étalonnage des moniteurs d'ozone

La saison d'ozone couvre les mois d'avril à septembre inclus. Etant donné que la directive européenne 2008/50/CE requiert une disponibilité de données d'au moins 90% pour chaque mois de cette période, les opérations de maintenance et d'étalonnage sont réalisées respectivement avant et après cette période.

L'entretien du moniteur comprend notamment les opérations suivantes :

- le nettoyage de la chambre de mesure ;
- le remplacement du scrubber spécifique pour l'ozone, c'est-à-dire le dispositif qui va absorber l'ozone dans l'air ambiant ; il est en effet important que le scrubber soit efficace et pur ;
- le nettoyage de la vanne électromagnétique, de façon à assurer une étanchéité parfaite lorsque celle-ci commute entre chaque phase de mesure (air ambiant, et air dans lequel l'ozone a été retiré) ; en effet, il ne peut y avoir de mélange entre l'échantillon d'air à mesurer et l'air zéro
- un test d'étanchéité du système de mesure.



L'étalonnage des moniteurs d'ozone est réalisé au moyen d'une source de référence en ozone, l'ozone étant produit par une lampe UV. La concentration d'ozone de cette source est déterminée par titrage en phase gazeuse (par titrage avec le NO) et est connue avec une précision de 2%.

Depuis 1999, le banc d'étalonnage de CELINE complète cette calibration par un étalonnage à l'aide d'un photomètre UV de référence (méthode de référence). L'utilisation de ces deux systèmes de référence permet de réduire l'incertitude à 2 ou 3% dans la gamme des valeurs de quelques dizaines à quelques centaines de $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Par ailleurs, des contrôles automatiques et à distance sont effectués régulièrement pour vérifier le bon fonctionnement des moniteurs. Ils consistent en deux tests :

- test ZERO : alimentation un apport d'air sans ozone, de façon à vérifier le zéro de l'appareil. La tolérance sur la valeur zéro atteint environ $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$.
- test SPAN : alimentation à partir d'une source interne en ozone dont la concentration est connue. La tolérance sur le SPAN a fortement évolué au cours du temps :
 - période 1980 – 1994 : +/- 15 %
 - période 1995 – 1998 : +/- 10 %
 - depuis 1999 : +/- 6 %

Cette valeur relativement élevée tient compte d'un certain manque de stabilité de la source interne en ozone.

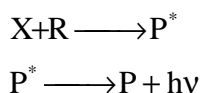
Si un des tests n'est pas satisfaisant, un deuxième test est immédiatement lancé. Si le deuxième n'est toujours pas concluant, le moniteur de mesure est mis hors service jusqu'au moment où le dysfonctionnement a été résolu.

Depuis les années 1980, les limites de détection ont nettement diminué. Elles étaient de l'ordre de 20 à $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ jusque 1990, entre 5 et $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ entre 1990 et 1994, et de l'ordre de quelques $\mu\text{g}/\text{m}^3$ depuis 1994. Les derniers moniteurs disponibles sur le marché affichent une limite de détection de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

2.3. Les mesures d'oxydes d'azote dans le réseau télémétrique

La mesure des concentrations de dioxyde d'azote repose sur le principe de la chimiluminescence. La chimiluminescence est un phénomène par lequel certaines molécules portées à un état excité par une réaction chimique retournent à l'état fondamental en restituant une partie de l'énergie sous forme d'émission de lumière (Chovin et Roussel, 1973 ; Derouane, 1980 ; Vanderstraeten, 1997).

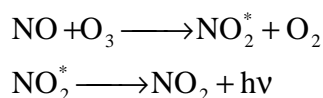
Les réactions chimiluminescentes se déroulent suivant le schéma général suivant :



où X est le polluant à doser, R le réactif, P^* le produit excité, et P le produit revenu à l'état fondamental. L'intensité de la lumière émise $h\nu$ est proportionnelle aux concentrations en polluant et en réactif. Si la concentration en réactif est en excès, on peut considérer qu'elle est constante ; dans ce cas, l'intensité de la lumière est directement proportionnelle à la concentration en polluant.



Ce principe de mesure, abouti dès 1978, est aujourd'hui le plus employé pour déterminer les concentrations d'oxydes d'azote (NO_x). L'échantillon à étudier est mis en présence d'ozone en excès. Les réactions en jeu sont les suivantes :



L'émission de lumière a lieu dans les longueurs d'ondes comprises entre 0.6 et 2.8 micromètres. La concentration de NO est déterminée grâce à un photomultiplicateur préalablement étalonné. Les concentrations mesurables par cette approche se situent dans la gamme s'étendant de 10 µg/m³ à 2000 mg/m³.

Parmi les points positifs de la chimiluminescence appliquée à la mesure du NO, on peut citer la quasi inexistence des interférences. Seuls certains hydrocarbures insaturés peuvent influencer la mesure, parce qu'ils produisent une luminescence dans le visible. Cette dernière peut néanmoins être éliminée à l'aide d'un filtre « sharpcut » qui élimine les longueurs d'ondes inférieures à 600 nm.

2.3.1. Principe de fonctionnement d'un photomultiplicateur

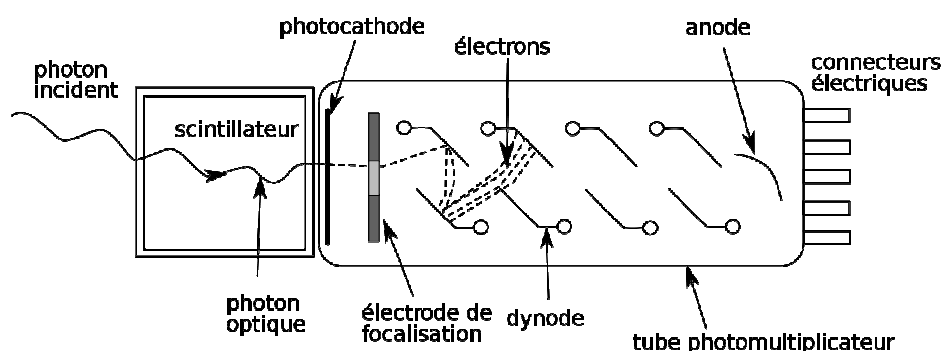
Le photomultiplicateur (PM) est un dispositif permettant la détection de photons. Il se présente sous la forme d'un tube électronique. Les principaux éléments constitutifs sont le tube à vide, la photocathode, les dynodes, et l'anode (figure III.10).

Sous l'action de la lumière, des électrons sont arrachés d'un métal par effet photoélectrique à une photocathode constituée d'une « fenêtre » de verre, sur l'intérieur de laquelle est apposée une fine couche de métal ou de semiconducteur. Le faible courant électrique (de l'ordre du picoampère) ainsi généré est amplifié par une série de dynodes utilisant le phénomène d'émission secondaire pour obtenir un gain important (courant de l'ordre du milliampère). Une anode collecte les électrons secondaires émis par la dernière dynode, à partir desquels elle génère un courant électrique, recueilli en sortie du photomultiplicateur.

Ce détecteur permet de compter les photons individuellement. Il est sensible de l'ultraviolet à l'infrarouge proche, le temps de réponse est de l'ordre de la nanoseconde (10⁻⁹ seconde).

Figure III.10 : Schéma de principe d'un photomultiplicateur.

Source : article *Photomultiplicateur* de Wikipédia





La méthode décrite précédemment permet de doser le NO. Le dosage du NO₂ requiert quant à lui la transformation préalable du NO₂ en NO. Deux types de convertisseur peuvent être utilisés pour cette opération :

- le *convertisseur thermique*, construit en acier inoxydable, consiste à convertir le NO₂ en NO en portant l'échantillon à haute température (775°C). Toutefois, à de telles températures, le NH₃ est également oxydé en NO, ce qui constitue une interférence si l'on ne souhaite pas mesurer le NH₃.
- le *convertisseur chimique* permet de travailler plus basse température. Le principe repose dans ce cas sur la réduction du NO₂ par formation d'un oxyde du matériau. Ce type de réaction peut être activée par un gaz réducteur tel que l'hydrogène. Les moniteurs utilisés dans les réseaux de mesures recourent généralement au convertisseur au molybdène porté à 325°C. Après le passage de l'échantillon d'air dans le convertisseur chimique, la mesure par chimiluminescence donnera la concentration de NO_x. Il subsiste malgré tout quelques interférences, parce que les PAN, les amines, nitrites et nitrates organiques peuvent se décomposer en NO en passant dans ce convertisseur.

En pratique, les analyseurs de NO et NO₂ fonctionnent de la façon suivante. Considérons un prélèvement d'air à analyser. On sépare l'échantillon en deux parties homogènes et de même volume.

a) Mesure du NO

Le premier volume est envoyé dans une chambre à réaction où il est mélangé à de l'ozone présent en excès. Le rayonnement produit par chimiluminescence est mesuré par un photomultiplicateur. On en déduit la concentration en NO de l'échantillon initial.

b) Mesure du NO₂

Le second volume est envoyé dans un convertisseur chimique qui réduit tous les oxydes d'azote en NO. Ce volume ne contenant plus que le NO est envoyé dans une autre chambre de réaction où il est mélangé à l'ozone en excès. Le rayonnement émis est maintenant proportionnel à la concentration totale d'oxydes d'azote NO_x. On détermine ensuite la concentration de NO₂ par soustraction des concentrations mesurées en NO_x et en NO.

Cette approche est aisée à mettre en œuvre lorsque l'on dispose de deux chambres de mesure : dans ce cas, l'échantillon d'air est séparé et dirigé en même temps vers les deux chambres. Par contre, lorsqu'une seule chambre est disponible pour la mesure, il faut effectuer les mesures de NO et de NO_x en alternance. Toutefois, les concentrations de NO étant susceptibles de varier très rapidement, ce principe d'alternance ne sera acceptable que si les échantillons d'air utilisés pour les mesures de NO et de NO_x sont prélevés exactement en même temps. Si cette condition n'était pas respectée, les variations rapides de concentration pourraient conduire à des concentrations (calculées) négatives en NO₂. Sur un plan pratique, on procède par cycles de 20 secondes. L'air aspiré est séparé et dirigé dans deux conduits :

- durant les 10 premières secondes, l'air se trouvant dans le premier conduit est amené directement vers la chambre de mesure pour déterminer la concentration en NO. Pendant ce temps, l'air dans le second conduit passe dans le convertisseur chimique et est mis en attente ;
- durant les 10 secondes suivantes, l'air se trouvant dans le second conduit est acheminé à son tour dans la chambre de mesure pour déterminer la concentration de NO_x.

Maintenance et étalonnage des moniteurs de NO / NO₂

La méthode d'étalonnage de référence des moniteurs NO_x repose sur les standards d'étalonnage primaires du NO et du NO₂. Cette opération est effectuée tous les 2 à 3 mois.



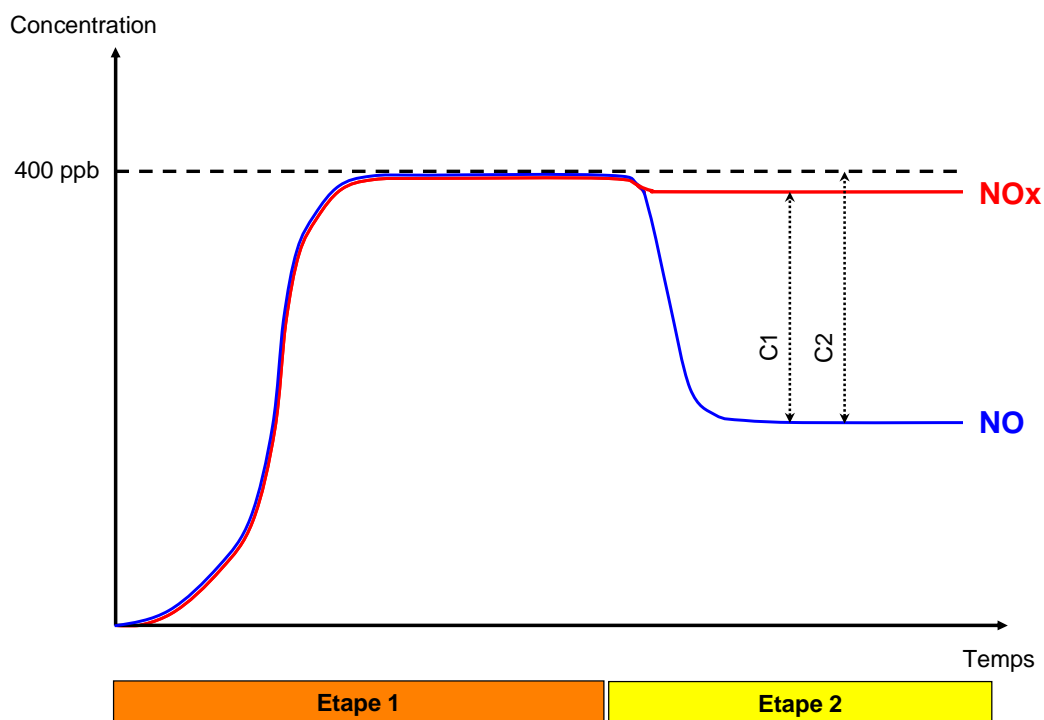
a) Etalonnage du NO

Pour le NO, il s'agit d'une bouteille de gaz étalon certifiée ayant une concentration de 100 ppm. Pour l'étalonnage des analyseurs, des dilutions sont réalisées par mélange avec de l'air zéro – c'est-à-dire de l'air séché et débarrassé du SO₂, NO, NO₂, O₃, CO et hydrocarbures – pour atteindre des concentrations comprises entre 400 et 1000 ppb. Les débits du gaz étalon et de l'air zéro sont réglés à l'aide de régulateurs de débit massique qui ont une précision de 1% et une reproductibilité de 0.1%.

Les canaux NO et NOx sont calibrés en laboratoire grâce au gaz étalon NO. En pratique, lorsque le gaz étalon est dirigé vers l'analyseur, les concentrations lues en NO et NOx doivent évoluer de façon similaire et atteindre la concentration du gaz étalon (étape 1 de la figure #.11). Ensuite, lorsque les concentrations de NO et de NOx sont stabilisées, de l'ozone est injecté, ce qui entraîne une conversion partielle du NO en NO₂. Durant cette seconde étape (figure #.11), la concentration de NOx devrait être inchangée. En pratique, ce n'est pas tout à fait le cas et l'on observe une légère diminution de la concentration mesurée en NOx. Si cette réduction n'excède pas quelques pourcents, on considère que le rendement du convertisseur chimique pour le NO₂ – donné par le rapport C1/C2 dans la figure III.11 – est acceptable.

Figure III.11 : Etalonnage des canaux NO et NOx d'un analyseur à l'aide d'un gaz étalon NO.

Source : IBGE



b) Etalonnage du NO₂

L'étalonnage du NO₂ fait appel à la méthode de perméation en phase gazeuse. La perméation caractérise l'écoulement d'un fluide à travers une membrane. Pour le NO₂, on utilise des tubes de perméation remplis de NO₂ liquide. Concrètement, il s'agit d'un tube fermé en matière inerte synthétique (par exemple, en téflon) ou en acier inoxydable pourvu d'une paroi perméable. Comme indiquée en figure III.12, le tube contient le NO₂ en phase liquide en équilibre avec la phase gazeuse. Le débit de perméation du NO₂ à travers la paroi ne dépend que de la température.



Concrètement, le tube de perméation est placé dans un four dont la température est contrôlée avec une précision de 0.1°C. Un débit constant d'air pur est amené dans le four de manière à former un gaz d'étalonnage à concentration constante (figure III.13). Cette dernière est calculée en fonction du débit d'air et du taux de perméation. L'émission du tube à perméation est quant à elle déterminée par gravimétrie : chaque mois, les tubes stockés dans un banc à perméation sont sortis et pesés à l'aide d'une balance de précision. Le taux de perméation est exprimé en ng/min.

Figure III.12 : Exemple de tube de perméation.

Source : http://www.finepermeation.it/permeation_tubes.asp

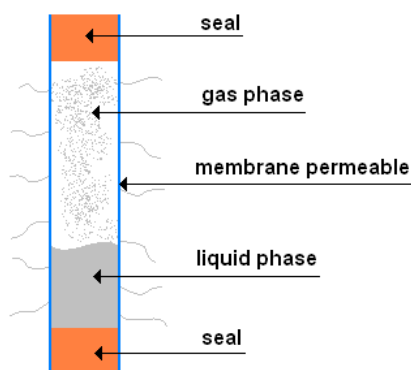
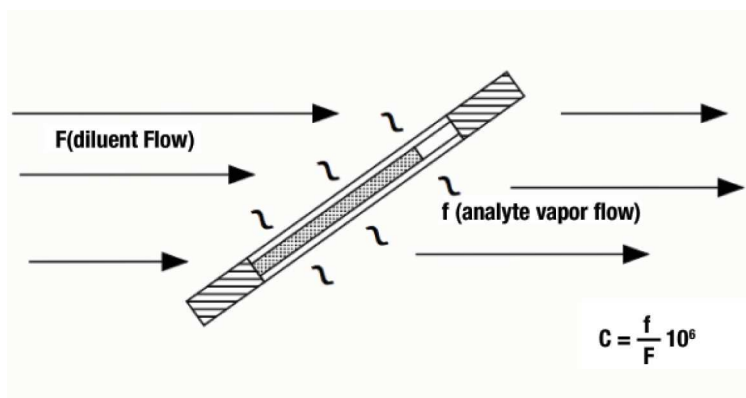


Figure III.13 : Principe de fonctionnement d'un tube de perméation.

Source : http://www.kin-tek.com/how_permeat.html



2.4. Le mercure, un interférent sur les mesures d'ozone

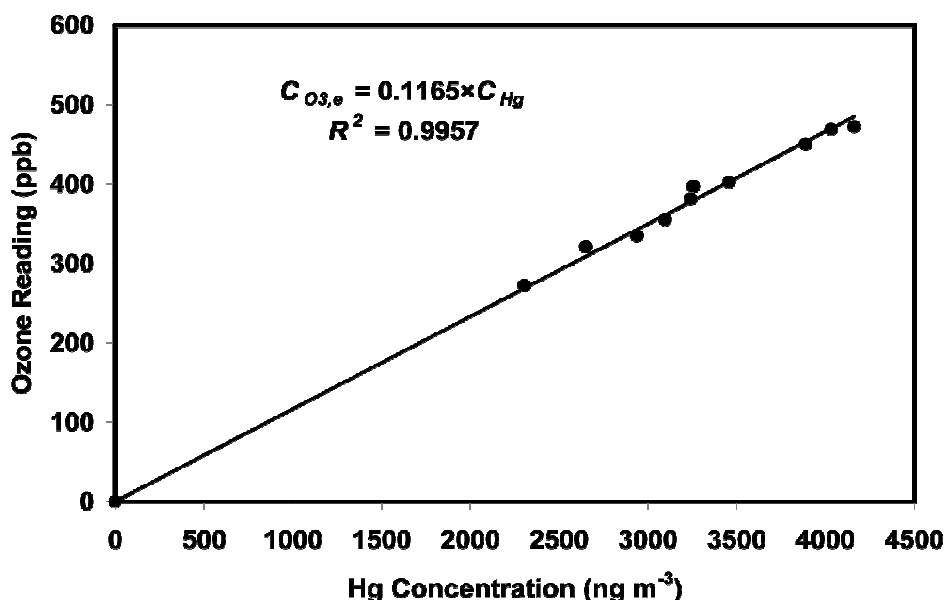
La présence de mercure dans l'air ambiant est susceptible d'induire de fortes interférences sur les analyseurs d'ozone basés sur le principe de l'absorption UV. Pour fixer les idées, des concentrations de mercure de 300 nanogrammes/m³ (noté ng/m³) peuvent être à l'origine d'un biais de l'ordre de 70 µg/m³ sur les concentrations d'ozone, soit autant que les concentrations moyennes en ozone relevées en Belgique. La figure III.14 donne une estimation de l'amplitude de l'interférence sur l'analyseur d'ozone en fonction des concentrations de mercure.



Habituellement, les concentrations de mercure mesurées dans l'air ambiant évoluent entre 1 et 6 ng/m³. En considérant les mesures effectuées en 2006 et 2007, les concentrations horaires de mercure observées à Neder-over-Hembeek n'avaient jamais excédé 36 ng/m³. De tels niveaux n'interfèrent pas significativement sur les mesures d'ozone.

Figure III.14 : Interférence du mercure sur les concentrations d'ozone mesurées par un analyseur recourant à l'absorption UV.

Source : Li et al., 2006.



Un événement a pourtant fait exception à cette règle. Du 22 au 25 janvier 2008, des concentrations anormalement élevées en ozone ont été relevées à plusieurs reprises dans les stations bruxelloises. La première anomalie sur les concentrations d'ozone a été constatée dans la nuit du 22 au 23 janvier 2008 : des concentrations maximales horaires de 222 et 145 µg/m³ ont été observées dans les postes d'Uccle et de Molenbeek-St-Jean respectivement (figure III.15). Il était improbable d'attribuer ces concentrations élevées à un pic d'ozone, car la formation d'ozone est quasiment inexistante par temps relativement froid (températures entre 3 et 5°C) et en l'absence de rayonnement solaire direct. Au même moment, le poste de mesure au Parc Meudon (figure III.16) relevait quant à lui des concentrations de mercure inhabituelles et bien supérieures à 50 ng/m³, cette valeur correspondant au réglage de fond d'échelle de l'analyseur pour le mercure. Le choix de ce fond d'échelle s'expliquait par les faibles concentrations de mercure habituellement mesurées à Bruxelles.



Figure III.15 : Evolution des concentrations d'ozone mesurées dans 4 stations bruxelloises du 22 au 27 janvier 2008. Les interférences présumées du mercure sur les valeurs renseignées par les moniteurs d'ozone sont identifiées par des ellipses rouges.

Source : IBGE.

Evolution des concentrations semi-horaires d'ozone à Bruxelles

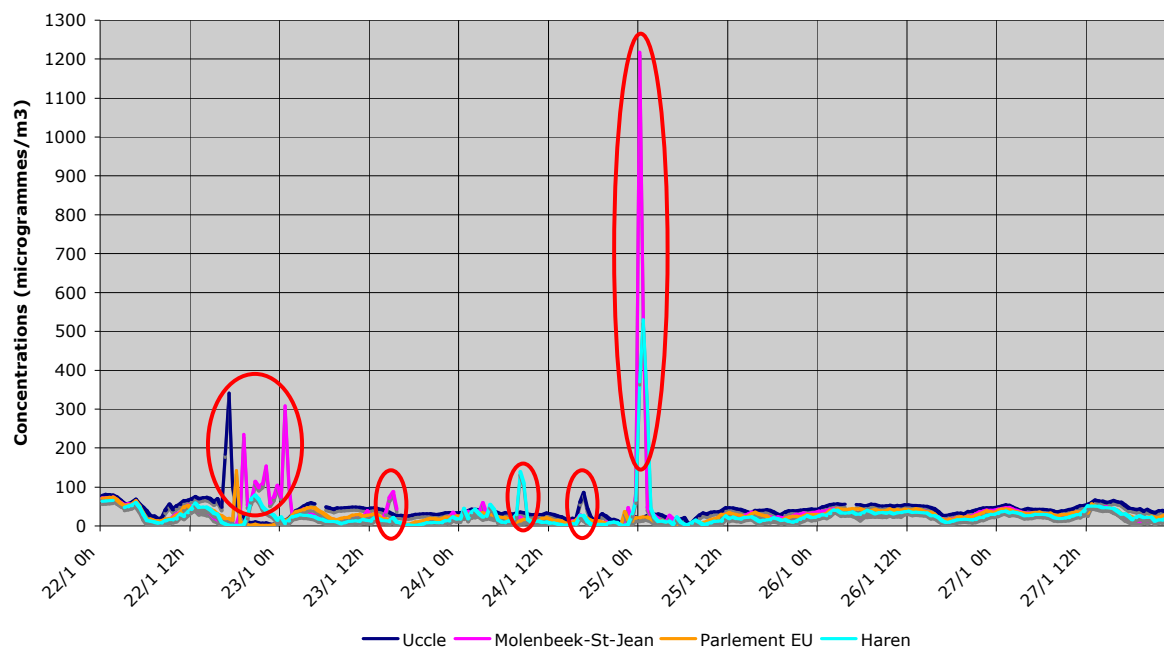
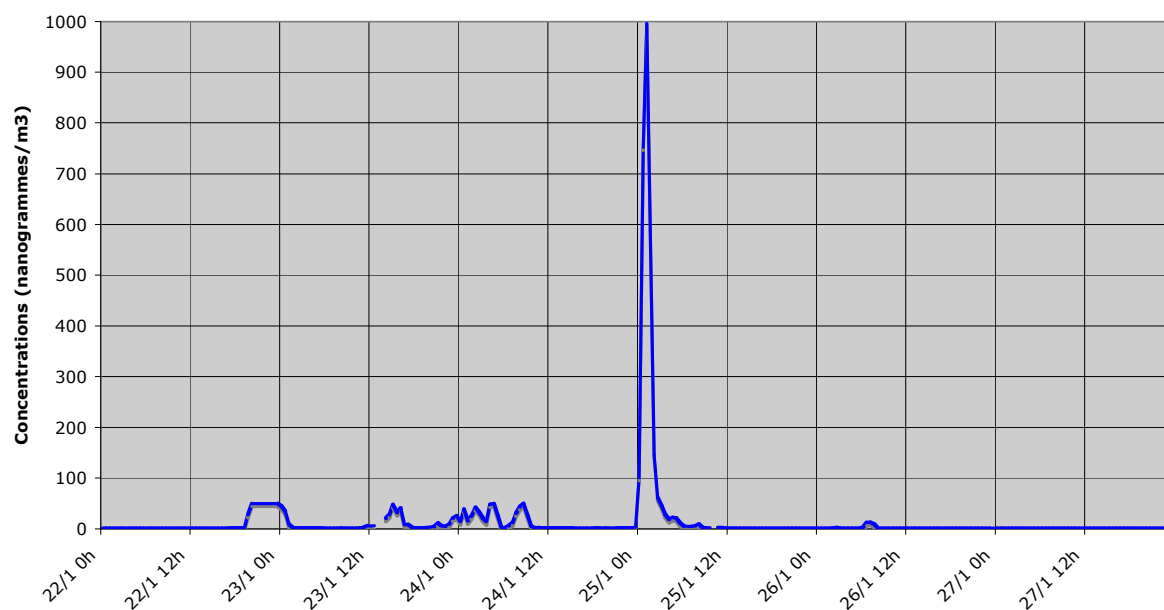


Figure III.16 : Evolution des concentrations de mercure mesurées au Parc Meudon (Neder-Over-Hembeek) du 22 au 27 janvier 2008.

Source : IBGE.

Evolution des concentrations semi-horaires de mercure à Neder-over-Hembeek (Parc Meudon)



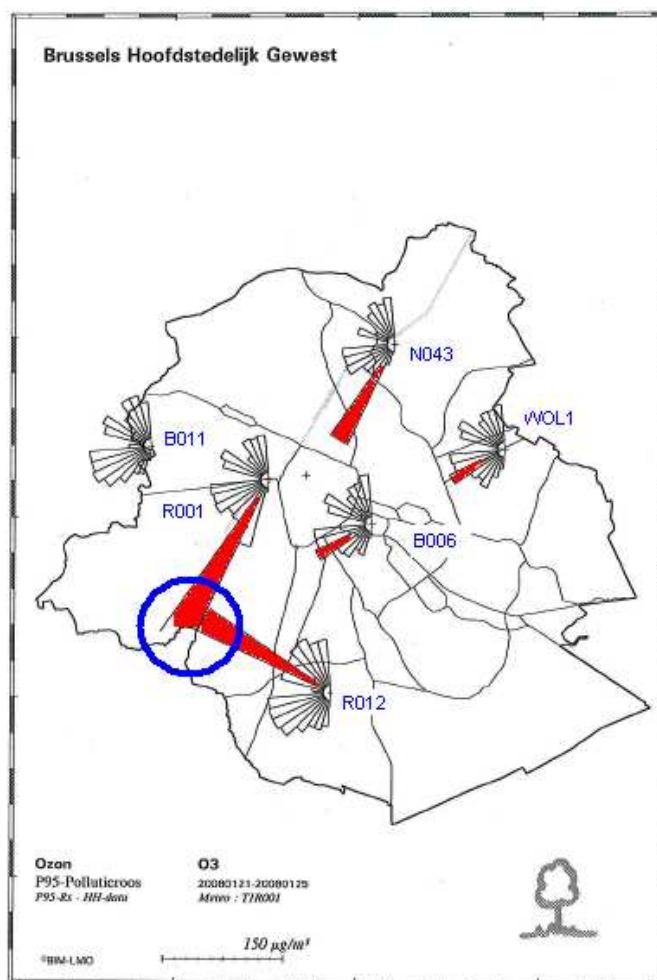


L'épisode de pollution au mercure s'est poursuivi les jours suivants pour atteindre son apogée dans la nuit du 24 au 25 janvier : les moniteurs d'ozone ont affiché des moyennes horaires d'ozone de $450 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'Avant-Port (Haren) et $878 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à Molenbeek-St-Jean (figure III.15). Le moniteur de mercure au Parc Meudon, dont le fond d'échelle avait été repoussé entre-temps à $1000 \text{ ng}/\text{m}^3$, est monté jusqu'à $996 \text{ ng}/\text{m}^3$ (figure III.16).

La localisation de l'émetteur de mercure a été grandement facilitée grâce à l'exploitation des concentrations mesurées en ozone dans les différentes stations bruxelloises. Plus précisément, la combinaison des valeurs observées avec les directions de vent a permis d'établir, pour chaque station de mesures, des roses de pollution représentant les concentrations constatées en ozone par secteur de vent. En considérant uniquement les secteurs de vent associés aux concentrations les plus élevées et en recoupant les roses de pollution établies pour chaque poste de mesures, il est apparu que la source de mercure devait théoriquement se situer à Forest ou environs (figure III.17). Des mesures mobiles effectuées par le VITO ont confirmé cette analyse et ont permis de localiser précisément l'émetteur de mercure, en l'occurrence une entreprise de recyclage de vieilles batteries.

Figure III.17 : Roses de pollution établies à partir des centiles 95 sur les concentrations d'ozone mesurées du 21 au 25 janvier 2008 en Région bruxelloise.

Source : IBGE.





2.5. 1979 - La convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (UNECE/LRTAP)

En Europe, la lutte contre l'ozone troposphérique s'est initialement appuyée sur plusieurs instruments législatifs. En raison de la formation photochimique de ce polluant, les actions entreprises ont également visés les précurseurs d'ozone, et en particulier les oxydes d'azote.

Placée sous l'égide de la Commission économique pour l'Europe des Nations unies, la convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (UNECE/LRTAP) a été adoptée à Genève le 13 novembre 1979 et est entrée en vigueur le 28 janvier 1988. Plusieurs protocoles en application de cette convention ont été adoptés en vue de réduire les émissions dans l'air des précurseurs d'ozone. En particulier, dans le cadre du protocole de Göteborg en 1999, 26 Etats européens s'étaient engagés à réduire de manière drastique leurs émissions de précurseurs d'ozone à l'horizon 2010.

2.6. 1987 - A la recherche de normes de qualité de l'air pour l'ozone

Les premières études cherchant à établir une relation entre les doses et les effets sur la santé ont montré que l'ozone manifestait ces derniers à de basses concentrations. Toutefois, l'apparition des symptômes ne dépendait pas seulement des concentrations ambiantes, mais aussi et surtout de la durée d'exposition. Par exemple, un taux d'exposition de 2 ppm ($4000 \mu\text{g}/\text{m}^3$) n'était probablement pas dangereux pour une exposition de quelques minutes ; par contre, une exposition de 2 heures à ce même taux pouvait conduire à une fatigue extrême et une incoordination motrice. Il en résultait que la spécification d'une norme de qualité de l'air devait prendre en compte la notion de durée d'exposition.

Dès que les épisodes de smog photochimiques sont apparus, de nombreux pays ont défini des normes de qualité de l'air ambiant. Aux Etats-Unis, la norme était définie pour les composants du smog photochimique, c'est-à-dire NO_2 , NO_3 , N_2O_5 , HNO_3 , PAN, aldéhydes, etc : elle spécifiait que la concentration totale maximale d'oxydants ne devait jamais dépasser $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur la moyenne horaire. Compte tenu des niveaux atteints à cette époque, cette valeur seuil est rapidement apparue comme étant très difficile à satisfaire. Pour cette raison, elle a été réévaluée en 1978, en faisant référence uniquement à l'ozone et non plus à l'ensemble des oxydants, et en portant le seuil sur les concentrations d'ozone à $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Le Canada avait opté pour une double norme : un seuil horaire de $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, et un seuil journalier de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

En 1979, un groupe spécial de l'OMS a admis qu'une exposition d'une heure à une atmosphère contenant 100 à $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ d'ozone pourrait constituer une norme de protection pour la santé.

La fixation de norme pour l'ozone dans la première directive européenne 92/72/CEE s'est appuyée sur les recommandations de l'OMS. Le premier « Air Quality Guidelines » de l'OMS a été publié en 1987 (OMS, 1987). Les recommandations émises par l'OMS en matière de qualité de l'air ont été établies à partir d'études épidémiologiques et toxicologiques publiées en Europe et en Amérique du Nord. Elles avaient pour objectif principal d'aider les autorités à fixer leurs propres normes de qualité de l'air dans le but de protéger la santé humaine. En tenant compte des contraintes socio-économiques et culturelles, les normes proposées par l'OMS se voulaient aussi réalistes, y compris sur le plan technologique. Elles fournissaient une base pour protéger la santé publique des effets néfastes de la pollution de l'air, en éliminant ou en réduisant au minimum les teneurs de polluants susceptibles d'occasionner des problèmes de santé.

En ce qui concernait plus spécifiquement l'ozone, l'OMS préconisait en 1987 une valeur guide de 150 à $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne horaire, et de 100 à $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne sur 8 heures. Ces valeurs représentaient le plus faible niveau au-dessus duquel des effets sur la santé avaient été constatés. Elles n'incluaient encore pas la marge de sécurité de 50% que l'on retrouve dans les recommandations actuelles.



2.7. 1992 - La première directive européenne concernant la pollution de l'air par l'ozone

La directive 92/72/CEE a été adoptée par le Conseil du 21 septembre 1992. Il s'agit de la première directive qui a une valeur contraignante sur les teneurs en ozone dans l'air ambiant. Adoptée par le Conseil du 21 septembre 1992, elle avait pour objet d'établir une procédure harmonisée:

- de surveillance,
- d'échange d'informations,
- d'information et d'alerte de la population,

en ce qui concerne la pollution de l'air par l'ozone afin de permettre aux autorités compétentes des États membres et à la Commission d'acquérir une connaissance plus large sur cette forme de pollution de l'air dans la Communauté, d'optimiser les actions nécessaires pour réduire la formation d'ozone, et de garantir une information minimale du public en cas de dépassement de seuils de concentration.

Les seuils pour l'ozone étaient fixés comme suit :

Seuil	Période de base	Valeurs
Information	1 heure	180 µg/m ³
Alerte	1 heure	360 µg/m ³
Protection de la santé humaine	8 heures maximum moyenne glissante	110 µg/m ³
Protection de la végétation	Moyenne sur 1 heure	200 µg/m ³
Protection de la végétation	Moyenne sur 24 heures	65 µg/m ³

A partir de 1995, les Etats membres devaient transmettre chaque un rapport reprenant les statistiques annuelles et les dépassements des seuils d'information et/ou d'alerte. En cas de dépassement d'un des seuils susmentionnés, ils devaient en outre en informer la Commission européenne au plus tard avant la fin du mois suivant.

Cette directive précisait aussi la méthode de référence pour la mesure des concentrations d'ozone, en l'occurrence la méthode par absorption UV, ainsi qu'un certain nombre de recommandations d'usage.

Par ailleurs, l'article 2 demandait à chaque Etat membre de désigner un organe responsable de l'information de la Commission et de la coordination de la mise en oeuvre de la procédure harmonisée. C'est notamment sur cette base que la Cellule Interrégionale de l'Environnement (CELINE) a été fondée en 1994 dans le cadre d'un accord de coopération entre les Régions.



3. L'évaluation de la qualité de l'air

La directive cadre 96/62/CE constitue une évolution importante pour l'évaluation de la qualité de l'air. Si les années 70 et 80 étaient essentiellement orientées vers le développement et l'harmonisation des méthodes de mesure, ainsi que la recherche de normes de qualité de l'air pour la protection de la santé, la directive cadre visait davantage l'information du public. Elle incluait notamment l'obligation d'informer la population en cas de dépassement d'un seuil d'information ou d'alerte, le développement de méthodes avancées pour estimer l'exposition de la population aux dépassements, le développement et l'exploitation de modèles de prévisions, le caractère contraignant des normes à respecter, et la mise en œuvre de plans structurels en cas de non respect des normes.

3.1. 1996 - Directive européenne de gestion et d'évaluation de la qualité de l'air

Le Conseil européen a adopté le 27 septembre 1996 la directive 96/62/CE, appelée « directive-cadre », concernant l'évaluation et la gestion de la qualité de l'air ambiant. Cette directive, prise au titre de l'article 130S du traité de l'Union européenne, est destinée à la préservation, la protection et l'amélioration de la qualité de l'environnement et à la protection de la santé des personnes. Elle redéfinit le cadre de la surveillance de la qualité de l'air ambiant en établissant des principes à mettre en œuvre pour :

- fixer des objectifs concernant la qualité de l'air ambiant au sein de l'Union ;
- évaluer la qualité de l'air d'une manière uniforme ;
- permettre au public d'être informé sur le niveau de la pollution atmosphérique ;
- maintenir ou améliorer la qualité de l'air ambiant.

Par rapport aux directives antérieures, elle élargit le domaine de la surveillance en prévoyant le suivi à terme de 13 polluants : dioxyde de soufre, dioxyde d'azote, particules fines, particules en suspension, plomb, ozone, benzène, monoxyde de carbone, hydrocarbures polycycliques aromatiques, cadmium, arsenic, nickel, mercure. Elle amorce une refonte de l'ensemble des directives européennes existantes sur la qualité de l'air ambiant et définit le canevas des futures directives, appelées « directives filles », à prendre pour chacun des polluants visés. Elle introduit et définit les éléments suivants :

- les divers objectifs de qualité de l'air ;
- les zones à surveiller et les méthodes servant à évaluer la qualité de l'air ambiant ;
- les mesures rendues nécessaires par la poursuite des objectifs relatifs à la qualité de l'air ambiant compte tenu de la situation actuelle ;
- les informations et données qui doivent être rendues accessibles en application de la directive ;
- les substances à prendre en considération et le calendrier pour la mise en œuvre de la directive.

La directive prévoit deux catégories d'objectifs à atteindre en ce qui concerne la qualité de l'air ambiant pour chacun des polluants à surveiller, à savoir :

- des valeurs limites : il s'agit de concentrations fixées dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs pour la santé humaine et l'environnement. Les valeurs limites doivent être atteintes dans un délai donné – moyennant des marges de dépassement bien définies – et ne plus être dépassées au delà de ce délai ;
- des seuils d'information et/ou d'alerte, c'est-à-dire des niveaux de concentrations au-delà desquels une exposition de courte durée présente un risque pour la santé humaine. Le dépassement d'un seuil implique l'obligation d'informer la population.



Dans le cas particulier de l'ozone, pour tenir compte des mécanismes de formation spécifiques à ce polluant secondaire, les normes comprennent aussi des valeurs cibles, en complément ou en remplacement des valeurs limites, s'il s'avère que celles-ci ne peuvent être déterminées. Les valeurs cibles sont établies dans le but d'éviter des effets nocifs à long terme.

3.1.1.1. Différences entre valeur limite et valeur cible ?

Ces notions sont définies comme suit dans la directive cadre 96/62/CE :

Valeur limite : niveau fixé sur la base des connaissances scientifiques, dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine et/ou l'environnement dans son ensemble, à atteindre dans un délai donné et à ne pas dépasser une fois atteint.

Valeur cible : niveau fixé dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine et/ou l'environnement dans son ensemble, à atteindre dans la mesure du possible sur une période donnée.

Il s'ensuit que les principales différences concernent le caractère contraignant de la valeur limite qui doit être impérativement respectée, alors que des dépassements d'une valeur cible sont tolérés. Cependant, lorsqu'une valeur cible est dépassée, les Etats membres doivent prendre toutes les mesures nécessaires pour la respecter, sauf lorsque cela n'est pas réalisable par des mesures n'entraînant pas de coûts disproportionnés. Cette dernière exception n'est pas d'application pour les valeurs limites.

La directive cadre précise les modalités en matière d'évaluation et la gestion de la qualité de l'air :

Zones de surveillance de la qualité de l'air :

- une évaluation préliminaire de la qualité de l'air devra être effectuée sur l'ensemble du territoire de chaque État membre ;
- les mesures de pollution atmosphérique seront obligatoires sur l'ensemble des agglomérations de plus de 250.000 habitants et sur l'ensemble des zones susceptibles de dépasser les valeurs limites ;
- l'évaluation régulière de la qualité de l'air (combinaison possible des mesures et de la modélisation) sera obligatoire sur un ensemble de zones à définir pour chacun des polluants et où les niveaux sont élevés sans atteindre pour autant les valeurs limites.

Mesure et évaluation de la qualité de l'air :

- des critères techniques seront définis pour chacun des polluants concernant ;
- les mesures (emplacement, nombre minimum, techniques de référence) ;
- la modélisation (résolution spatiale, techniques de référence).

Gestion de la qualité de l'air :

- dans les zones où les niveaux dépassent les valeurs limites éventuellement augmentées des marges de dépassement tolérable : élaboration et mise en œuvre de plans et programmes permettant d'atteindre les valeurs limites dans un délai fixé, et contenant notamment des mesures de réduction des émissions ;
- en cas de dépassement des seuils d'alerte : mise en place de l'ensemble des mesures nécessaires à l'information de la population et des actions de contrôle et, si nécessaire, de suspension des activités concourant au dépassement, y compris le trafic automobile.



La fixation des valeurs limites, valeurs cibles, seuils d'information et d'alerte est précisée dans 4 directives filles, en fonction des polluants considérés. Le respect des valeurs limites fixées par la directive nécessitera la mise en œuvre, localement ou au niveau national, de mesures, permanentes ou temporaires de réduction des émissions, applicables aux installations fixes et/ou aux sources mobiles, selon le ou les polluant(s) en cause.

3.2. 1999 – Directive 1999/30/CE relative à la fixation de valeurs limites pour l'anhydride sulfureux, le dioxyde d'azote et les oxydes d'azote, les particules et le plomb dans l'air ambiant

Cette première directive fille fixe pour les polluants visés, une ou plusieurs valeurs limites à ne pas dépasser au-delà d'une certaine date, ainsi qu'une marge de dépassement progressivement décroissante jusqu'à cette date. Comme pour l'ozone, la fixation des valeurs limites était largement inspirée des recommandations de l'OMS.

3.2.1.1. Recommandations de l'OMS pour le dioxyde d'azote

Pour des expositions de courte durée, seules des concentrations très élevées ($2000 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ont un impact sur le système respiratoire de personnes en bonne santé. Pour les personnes souffrant d'asthme ou de maladies respiratoires obstructives chroniques, une réduction de la fonction respiratoire de l'ordre de 5% a déjà été détectée à des concentrations évoluant dans la fourchette de 365 à $565 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dès lors, ce niveau de concentration était considéré comme donnant lieu au « plus petit effet observable » sur la santé. Une marge de 50% a toutefois été appliquée, parce que certaines études ont mis en évidence une contraction des bronches lors d'une exposition à $188 \mu\text{g}/\text{m}^3$, et parce qu'une méta-analyse a suggéré des changements au niveau des voies respiratoires pour des concentrations inférieures à $365 \mu\text{g}/\text{m}^3$. En fonction des données cliniques, l'OMS a proposé une valeur guide de $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne horaire. Pour des concentrations atteignant le double de cette valeur guide (i.e. $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$), plusieurs études ont démontré de possibles effets sur la fonction pulmonaire de personnes souffrant d'asthme.

Bien qu'il n'existe aucune étude qui propose une valeur guide annuelle, il n'en demeure pas moins indispensable de protéger la population des expositions chroniques au NO_2 . En 1997, l'OMS a choisi de recommander le seuil annuel de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. En l'absence d'étude capable de proposer une autre valeur, ce seuil est reconnu comme une norme de qualité de l'air.



Pour le dioxyde d'azote et les oxydes d'azote, les valeurs limites et le seuil d'alerte ont été fixés comme suit :

Valeur limite	Période de base	Valeur	Date limitée à laquelle la valeur doit être respectée
Protection de la santé humaine	1 heure	200 µg/m ³ NO ₂ , à ne pas dépasser plus de 18 fois par année civile	1-janv-10
Protection de la santé humaine	Année civile	40 µg/m ³ NO ₂	1-janv-10
Protection de la végétation	Année civile	30 µg/m ³ NO _x	19-juil-01

Seuil	Période de base	Valeur
Alerte	1 heure	400 µg/m ³ NO ₂ , pendant 3 heures consécutives

Le cas échéant, le respect des valeurs limites fixées par la directive nécessitera la mise en œuvre, localement ou au niveau national, de mesures, permanentes ou temporaires de réduction des émissions, applicables aux installations fixes et/ou aux sources mobiles, selon le ou les polluant(s) en cause.

Par ailleurs, il faut signaler que la valeur limite pour la protection de la végétation est surveillée à partir de points de prélèvements situés à plus de 20 km des agglomérations ou à plus de 5 km d'une autre zone bâtie, d'une installation industrielle, d'une autoroute ou d'une route principale sur laquelle le trafic est supérieur à 50000 véhicules par jour. Un point de prélèvement doit être implanté de manière à ce que l'air prélevé soit représentatif de la qualité de l'air dans une zone environnante d'au moins 1000 km².

3.3. 2002 – Directive 2002/3/CE relative à l'ozone dans l'air ambiant

Cette troisième directive fille revoit les valeurs seuils fixées dans la directive 92/72/CEE et ajoute de nouvelles valeurs cibles et des objectifs à long terme. La révision de ces valeurs s'appuie sur les dernières recommandations de l'OMS : en effet, à partir de 1993, les recommandations émises dans la première édition des « Air quality guidelines » en 1987 ont été régulièrement revisitées à la lumière de la littérature scientifique la plus récente.

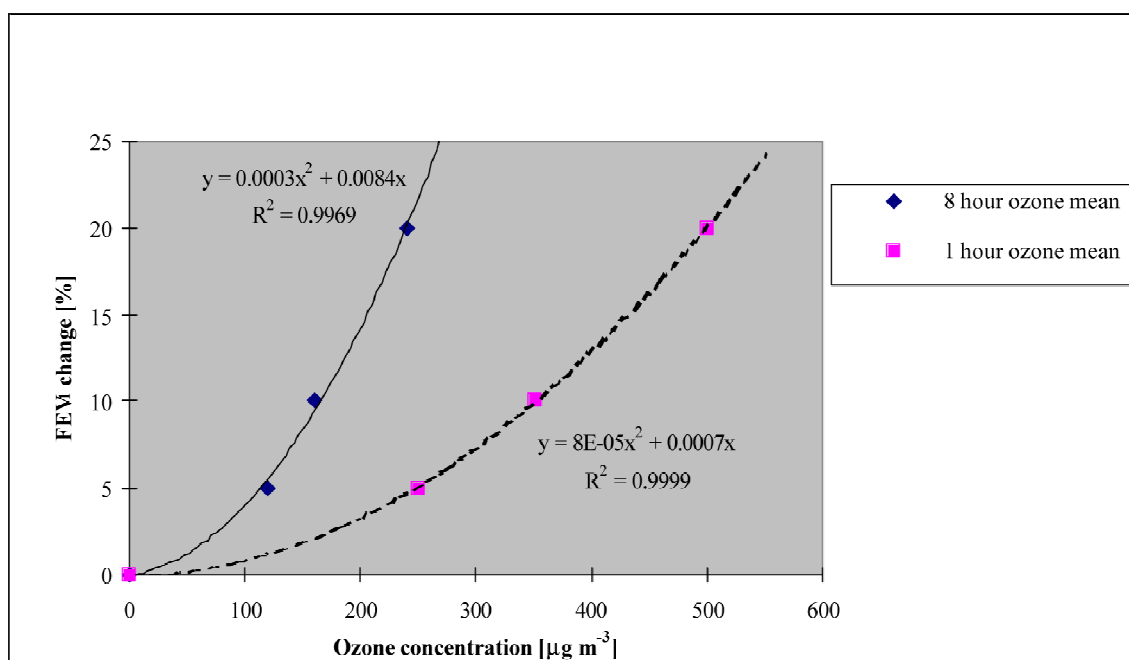
3.3.1.1. Recommandations de l'OMS pour l'ozone

L'établissement de valeurs guides sur les concentrations d'ozone résulte obligatoirement d'un compromis. En effet, les différentes études épidémiologiques ont montré qu'il n'existait pas de seuil au-dessous duquel les effets sur la santé étaient exclus. Par conséquent, les valeurs guides de l'OMS ont été fixées en supposant que les problèmes de santé survenant suite à une exposition moindre que les valeurs en question étaient considérés comme peu significatifs ou ne concernaient qu'un nombre très limité de personnes. Dans le cas de l'ozone, l'OMS a supposé qu'une réduction de moins de 10% de la fonction respiratoire était acceptable sur un plan médical. A l'aide de la relation entre dose et effet sur la fonction respiratoire déduite de plusieurs études épidémiologiques et publiée dans le « Air quality guidelines » de 2000 (OMS, 2000), la figure III.18 montre que le seuil de 10% de réduction de la fonction respiratoire correspond à une exposition de 160 µg/m³ durant 8 heures.



Figure III.18 : Diminution estimée de la fonction respiratoire (en %) en fonction de l'exposition à l'ozone. Les concentrations d'ozone sont exprimées en moyenne horaire (symboles roses) et en moyenne sur 8 heures (symboles bleus).

Source : OMS, « Air quality guidelines », 2000.



Cependant, certaines études ont mis en évidence des effets significatifs sur la fonction pulmonaire à des concentrations de l'ordre de $120 \mu\text{g/m}^3$. C'est la raison pour laquelle l'OMS a finalement choisi la valeur guide à $120 \mu\text{g/m}^3$ sur 8 heures. En dessous de ce seuil, les effets sur la santé étaient considérés comme peu significatifs. A noter que la valeur guide de $120 \mu\text{g/m}^3$ sur 8 heures ne comporte pas de marge de sécurité, contrairement aux recommandations pour les autres polluants.

En tenant compte des recommandations de l'OMS, la directive 2002/3/CE fixe les valeurs cibles, objectifs à long terme et seuils suivants :

Valeur cible	Paramètre	Valeur	Date limite à laquelle la valeur doit être respectée
Protection de la santé humaine	Maximum journalier de la moyenne sur 8 heures	$120 \mu\text{g/m}^3$, à ne pas dépasser plus de 25 jours par année civile moyenne calculée sur 3 ans	2010
Protection de la végétation	AOT40 (période mai-juillet, à partir des valeurs horaires)	$18000 \mu\text{g/m}^3\cdot\text{h}$, sur base d'une moyenne calculée sur 5 ans	2010



Objectif à long terme	Paramètre	Valeur	Date limite à laquelle la valeur doit être respectée
Protection de la santé humaine	Maximum journalier de la moyenne sur 8 heures	120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	2020
Protection de la végétation	AOT40 (période mai-juillet, à partir des valeurs horaires)	6000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{h}$	2020

Seuil	Période de base	Valeur
Information	1 heure	180 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Alerte	1 heure	240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Les valeurs cibles représentent un niveau fixé dans le but d'éviter à long terme des effets nocifs sur la santé humaine et/ou l'environnement dans son ensemble, à atteindre là où c'est possible sur une période donnée. A terme, elles seront converties en valeurs limites et deviendront, de ce fait, contraignantes. Par ailleurs, les valeurs cibles se distinguent de l'objectif à long terme qui représente une concentration d'ozone dans l'air ambiant en dessous de laquelle, selon les connaissances scientifiques actuelles, des effets nocifs directs sur la santé humaine et/ou sur l'environnement dans son ensemble sont peu probables.

La directive 2002/3/CE prévoit ainsi une information du public pour les situations de pic, des valeurs cibles pour diminuer l'exposition à l'ozone et réduire les risques pour la santé, et un objectif à long terme visant à assurer une protection efficace et durable de la santé humaine et de l'environnement.

Il faut enfin noter que la valeur cible de 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne sur 8 heures n'est pas directement utilisable pour informer la population en cas d'épisode d'ozone. En effet, la concentration moyenne sur 8 heures la plus élevée au cours de la journée n'est généralement atteinte que quelques heures après le maximum horaire, le plus souvent en fin de journée. Pour être en mesure de prévenir la population dans les plus brefs délais lorsque des concentrations élevées en ozone sont constatées, la Commission européenne a défini un seuil d'information et un seuil d'alerte sur les valeurs horaires :

- Le *seuil d'information* a été établi en référence à la valeur cible de 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Il existe en effet une relation assez étroite entre les moyennes horaires et les moyennes sur 8 heures : on estime que la valeur de 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne sur 8 heures est à mettre en relation avec une moyenne horaire de l'ordre de 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Toutefois, un seuil d'information fixé à 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ présenterait le désavantage d'être atteint trop fréquemment et de perdre ainsi son intérêt en terme de communication. Pour cette raison, le seuil d'information a plutôt été dérivé de la valeur de 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne sur 8 heures qui se traduit par une réduction de 10% de la fonction respiratoire (figure III.18). Cette valeur moyenne sur 8 heures correspond à une moyenne horaire de 180 à 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. C'est sur cette base que le seuil d'information a été fixé à 180 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Ce seuil peut aussi être considéré comme un seuil d'alerte pour les personnes sensibles à la pollution par l'ozone.
- Le *seuil d'alerte*, fixé à 360 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans la directive 92/72/CEE, a été ramené à 240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Il a été fixé en prenant pour référence une diminution de 5% de la fonction respiratoire (figure III.18) pour l'ensemble de la population.



3.4. 2008 - Directive 2008/50/CE « Cleaner Air for Europe »

Le 21 mai 2008, le Parlement Européen et le Conseil ont adopté une nouvelle directive relative à la qualité de l'air. Appelée « Cleaner Air for Europe », cette nouvelle directive 2008/50/CE a pour objectif principal d'améliorer la qualité de l'air ambiant en Europe en fusionnant les dispositions de cinq instruments juridiques existants en une directive unique et en introduisant de nouvelles dispositions sur les particules fines PM2.5.

De manière plus spécifique, la directive 2008/50/CE établit des mesures visant à :

- fixer des objectifs concernant la qualité de l'air ambiant, afin d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs pour la santé humaine et pour l'environnement;
- évaluer la qualité de l'air ambiant dans l'Union européenne sur la base de méthodes et critères communs;
- obtenir des informations sur la qualité de l'air ambiant afin de surveiller les tendances à long terme et les améliorations en veillant à ce que ces informations soient mises à la disposition du public;
- préserver la qualité de l'air ambiant, lorsqu'elle est bonne, et l'améliorer dans les autres cas;
- promouvoir une coopération accrue entre les pays de l'Union européenne en vue de réduire la pollution atmosphérique.

En ce qui concerne l'ozone et le dioxyde d'azote, les valeurs limites, les valeurs cibles, les objectifs à long terme, ainsi que les seuils d'alerte et d'information sont intégralement repris sans modification.

3.5. 1977-2010 : évolution du réseau de mesures

Les mesures d'oxydes d'azote ont débuté en 1977 (figure III.18). Les premières stations bruxelloises en service étaient celles d'Uccle (41R012) et de Molenbeek-St-Jean (41R001). Au début des années 1990, le réseau s'est enrichi avec l'arrivée du poste d'Ixelles (41R002) en 1991, à Berchem-St-Agathe (41B011) et Arts-Loi (41B003) en 1992, Woluwe-St-Lambert (41WOL1) en 1994, Avant-Port à Haren (41N043) en 1998, Parc Meudon (41MEU1) en 1999, Sainte-Catherine (41B004) et Béliard (41B005) en 2000, et Parlement Européen (41B006) en 2001. Il faut aussi signaler que les mesures effectuées à Ixelles ont débuté en 1986, à l'aide d'une station mobile (camion) qui était stationnée devant l'hôpital militaire ; en 1990, la station mobile a été remplacée par une prise d'air fixe. Dans sa définition actuelle, le réseau bruxellois comporte 10 stations télémétriques (figure III.21) qui assurent la surveillance du NO et du NO₂.

A l'échelle nationale, le réseau de mesure des oxydes d'azote comportait 18 stations dès 1978. A partir de 1996, ce réseau s'est étendu et comprend actuellement plus de 60 stations (figure III.20).

En ce qui concerne l'ozone, le réseau télémétrique était relativement limité (moins de 5 stations dans le pays) jusqu'au milieu des années 1980 (figure III.19). Quelques postes supplémentaires ont été installées entre 1985 et 1994, de sorte que le réseau comptait une dizaine de stations jusqu'à cette époque. Dès 1995, il s'est étoffé pour atteindre 40 postes de mesure dès 2008 (figure III.22).

En Région bruxelloise, le premier de mesure de l'ozone est la station d'Uccle (41R012) en 1986. La station de Berchem-St-Agathe s'est ajoutée en 1991, puis Woluwe-St-Lambert en 1994 (41WOL1), Molenbeek-St-Jean (41R001) en 1997, Avant-Port à Haren (41N043) en 1998. Le réseau actuel comporte 7 postes pour le suivi de l'ozone.



Figure III.18 : Evolution du nombre de stations télémétriques en service pour la mesure des teneurs en dioxyde d'azote, à Bruxelles (bleu) et en Belgique (rouge).

Source : IBGE / CELINE.

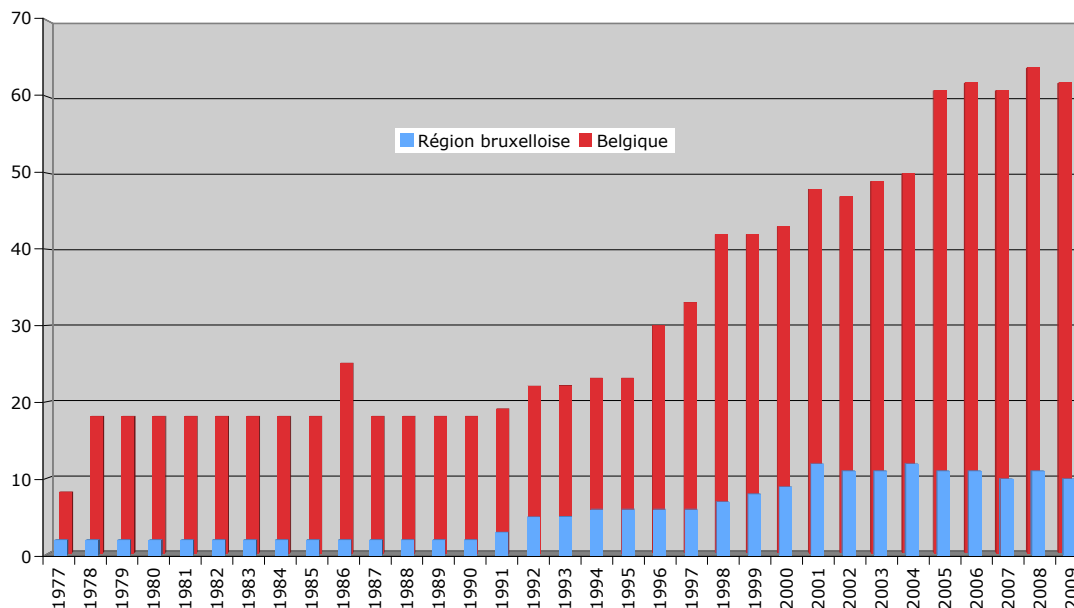


Figure III.19 : Evolution du nombre de stations télémétriques en service pour la mesure des teneurs en ozone, à Bruxelles (bleu) et en Belgique (rouge).

Source : IBGE / CELINE.

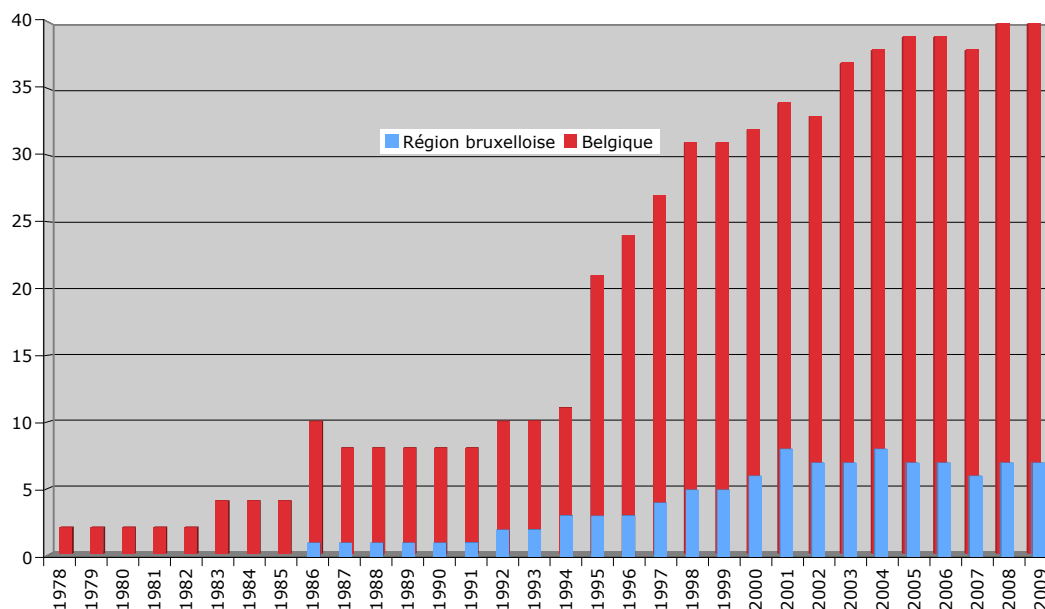




Figure III.20 : Réseaux régionaux de mesure du dioxyde d'azote (NO₂) en 2009

Source : CELINE.

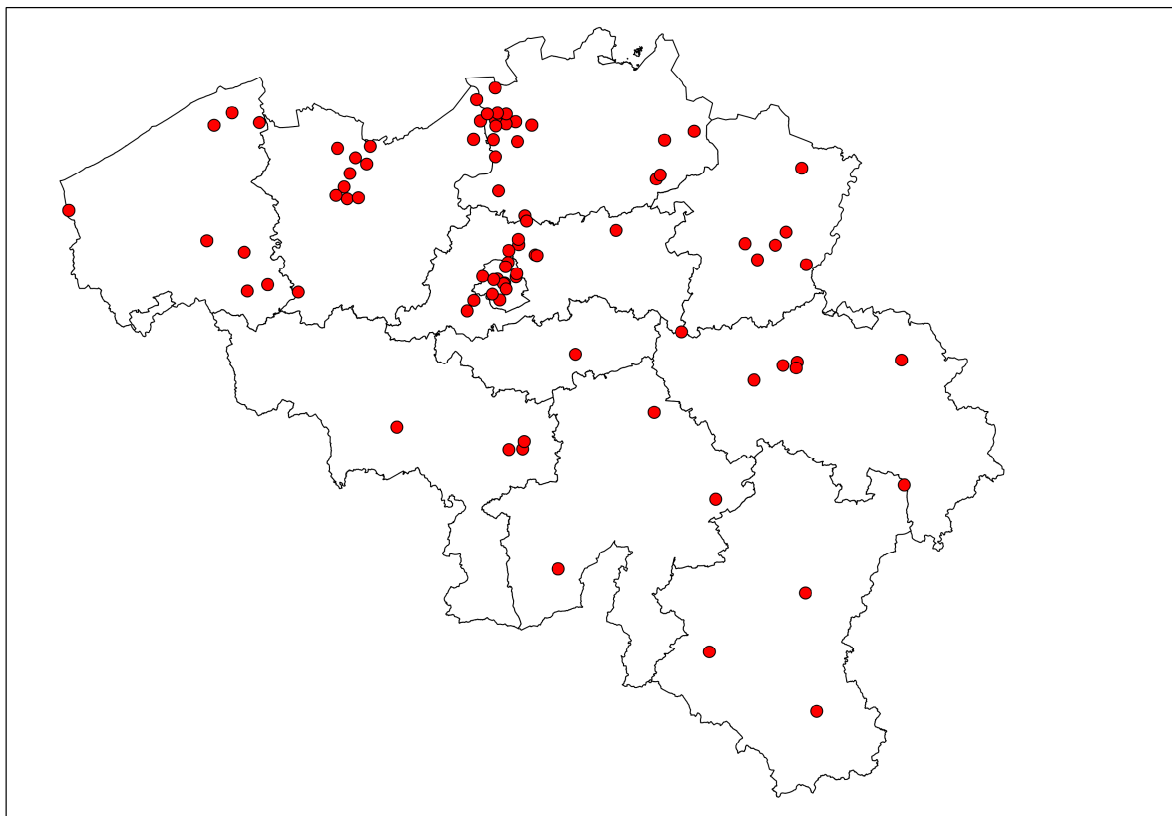
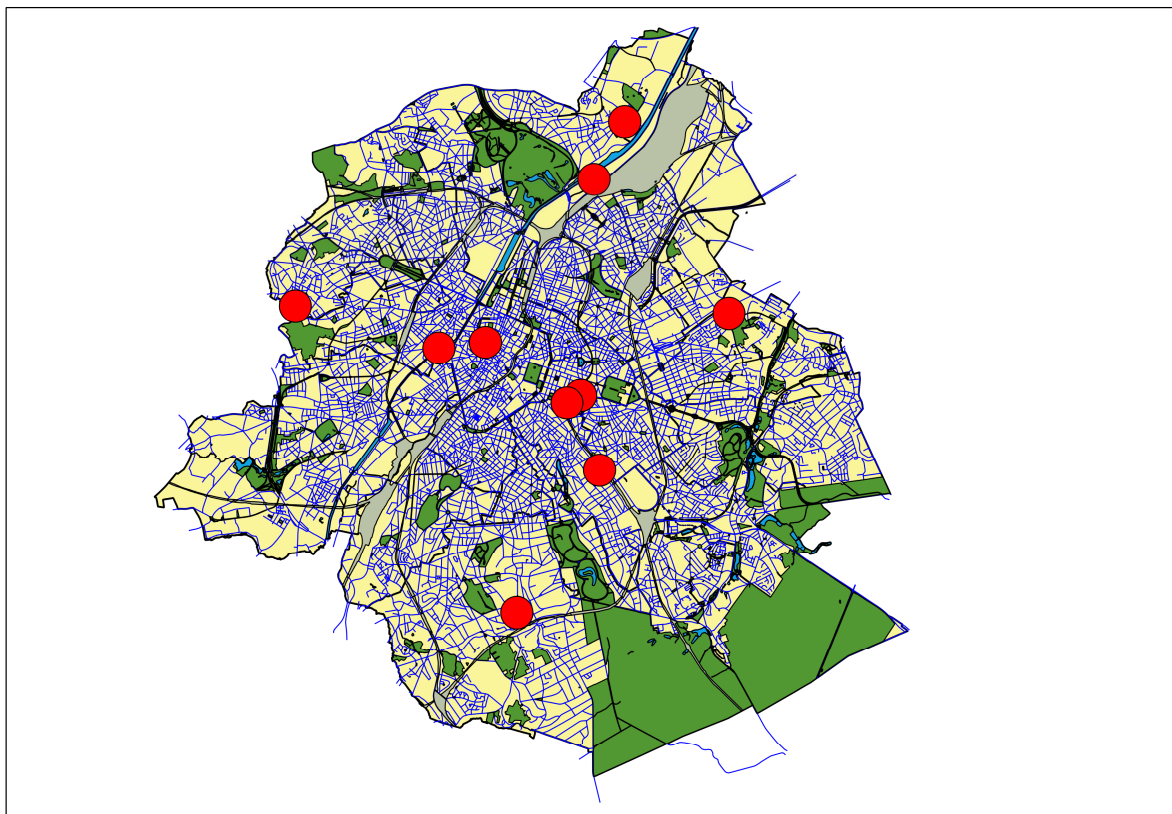


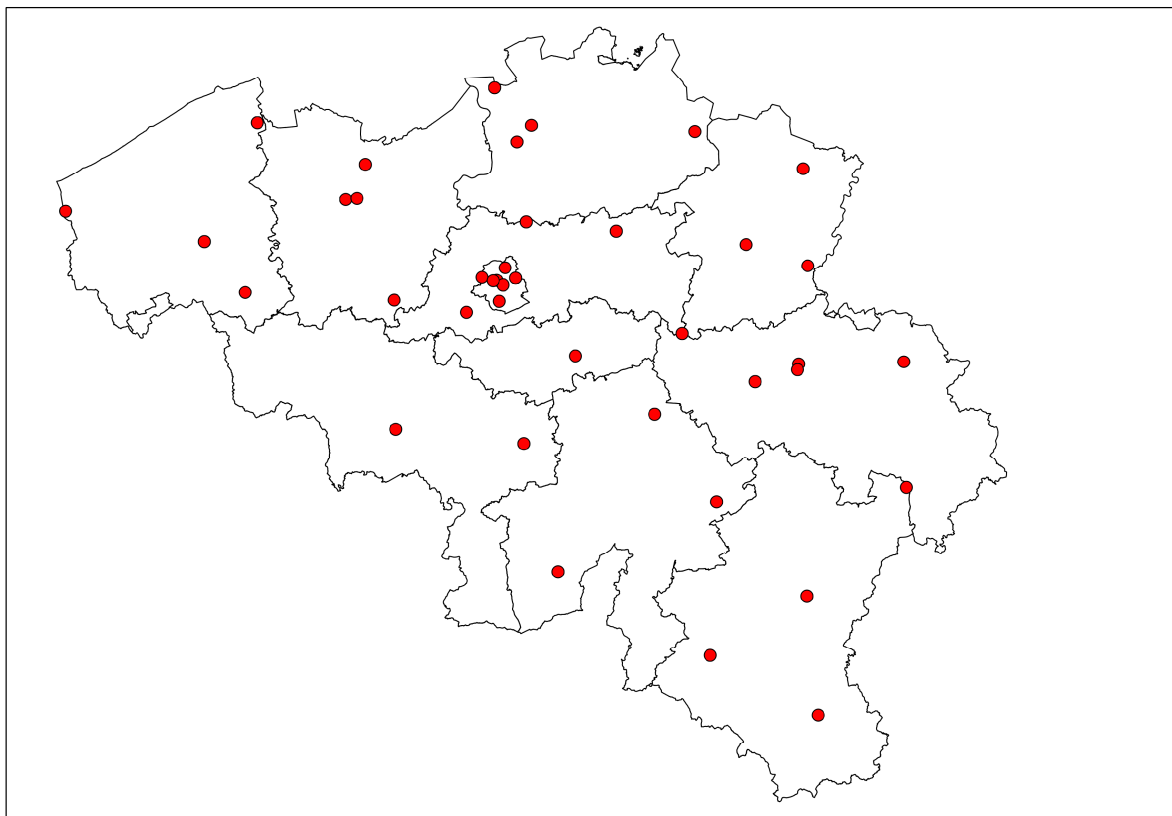
Figure III.21 : Réseau bruxellois de mesure de l'ozone et du dioxyde d'azote en 2009

Source : IBGE. Carte réalisée avec Brussels UrbIS©© - Distribution & Copyright CIRB.



**Figure III.22 : Réseaux régionaux de mesure de l'ozone (O₃) en 2009**

Source : CELINE.



3.6. 1980-2010 : évolution des niveaux d'ozone et respect des normes

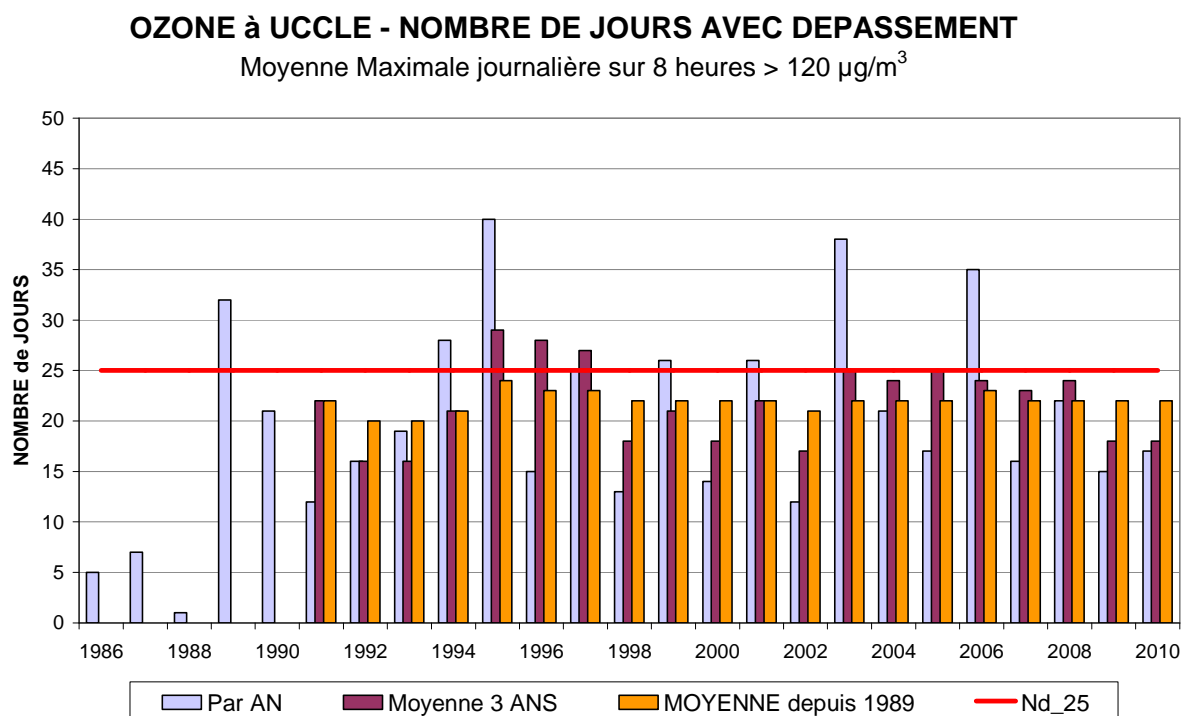
3.6.1. Valeur cible pour la protection de la santé

Depuis le 1 janvier 2010, la directive 2008/50/CE impose aux Etats membres de respecter une nouvelle valeur cible pour la protection de la santé. Celle-ci impose que la moyenne maximale sur 8 heures des concentrations d'ozone ne dépasse pas le seuil de $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durant plus de 25 jours par année calendrier. De plus, il faut considérer le nombre de dépassements sur trois années calendriers consécutives. A titre d'exemple, considérons le poste de mesure à Uccle qui présente généralement les concentrations d'ozone les plus élevées en Région bruxelloise (figure III.23). Pour les années 2006, 2007 et 2008, on dénombre respectivement 36, 16 et 22 jours de dépassements (Vanderstraeten, 2009). La moyenne sur ces trois années s'établit à 25 jours. Il s'ensuit que le respect de la valeur cible, c'est-à-dire moins de 25 jours de dépassements en moyenne sur trois ans, n'est pas encore garanti dans toutes les stations bruxelloises.



Figure III.23 : Nombre de jours de dépassement de la valeur cible pour l'ozone à Uccle. Le graphique reprend le nombre de dépassements annuels (bâtonnets bleus), le nombre moyen de dépassements annuels par période de 3 ans (bâtonnets rouges), ainsi que le nombre moyen de dépassements depuis le début des mesures (bâtonnets oranges).

Source : IBGE.



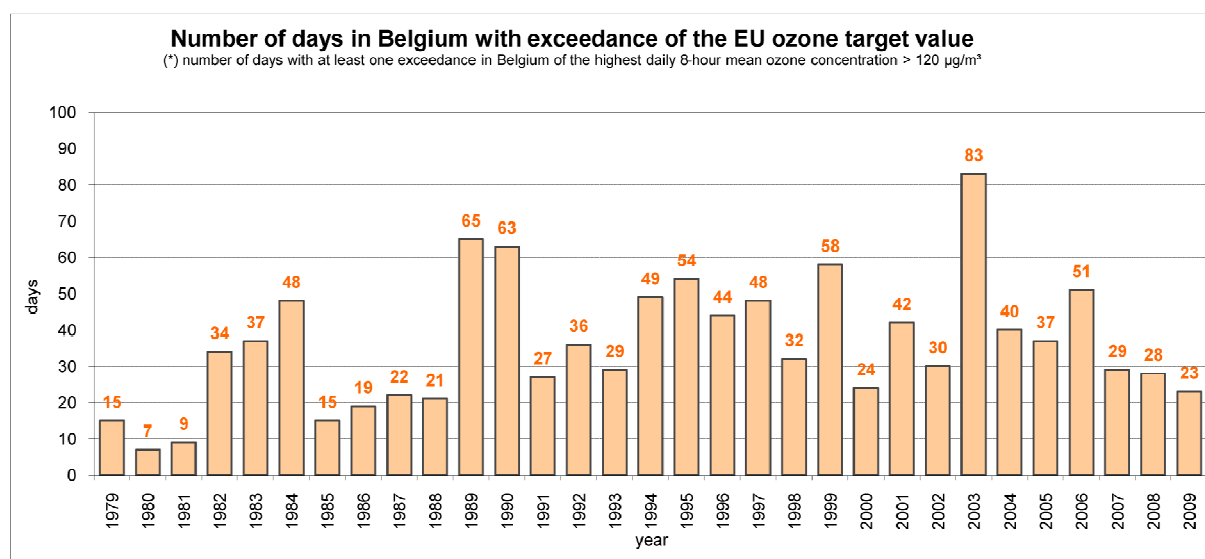
Comme le montre la figure III.23, le nombre de jours de dépassement de la valeur cible pour la santé est inférieur à 20 pour des étés normaux. Dans le cas d'étés chauds, plus de 30 dépassements journaliers ont déjà été observés dans le passé. Durant la période 1994-2008, entre 17 et 29 dépassements en moyenne sur des périodes de 3 années ont été relevés à Uccle. Dans les conditions actuelles, il suffirait de deux étés chauds et ensoleillés sur une période de 3 ans pour que la valeur cible pour la santé ne soit plus respectée à Uccle. De plus, depuis le début des mesures, le nombre moyen de jours de dépassement à Uccle s'élève à 22 jours. Pour être en mesure de respecter la valeur cible avec une certaine marge de sécurité, une diminution des concentrations moyennes en ozone est nécessaire. Ceci ne peut se faire que par la mise en œuvre de mesures drastiques et durables de réduction des émissions de précurseurs, en l'occurrence les oxydes d'azote et les composés organiques volatils.

La présence plus abondante du NO en zone urbaine a pour effet de consommer une partie de l'ozone et d'abaisser sensiblement les concentrations de ce polluant. En Belgique, les régions les plus exposées à l'ozone sont traditionnellement la Campine et l'Ardenne. Le sol sablonneux de la Campine favorise en effet une plus grande amplitude diurne des températures, qui se solde par des températures maximales plus élevées en été. La formation d'ozone étant notamment conditionnée par la chaleur, il apparaît normal que la Campine connaisse des concentrations maximales d'ozone plus élevées que d'autres régions du pays. L'Ardenne est quant à elle soumise à une exposition continue plus importante que les régions au nord du sillon Sambre et Meuse. Cette situation est la conséquence de moindres émissions de NO (densité plus faible d'habitants et d'industries) qui limite les réactions de destruction d'ozone. La figure III.24 indique le nombre de jours où des dépassements du seuil de 120 µg/m³ en moyenne sur 8 heures se sont produits en Belgique : ce nombre évolue le plus souvent entre 25 et 50 jours. L'année 2003, marquée par une exceptionnelle vague de chaleur durant la première quinzaine du mois d'août, se singularise par un nombre élevé de dépassements.



Figure III.24 : Nombre annuel de jours de dépassement de la valeur cible pour la protection de la santé ($120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne sur 8 heures) entre 1979 et 2009.

Source : IRCEL-CELINE.



3.6.2. Seuils d'information et d'alerte

La première directive européenne pour l'ozone prévoyait déjà un seuil d'information fixé à $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et un seuil d'alerte à $360 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Par la suite et à la lumière des dernières études scientifiques, la directive 2002/3/CE a abaissé le seuil d'alerte à $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dès qu'un dépassement du seuil d'information est prévu ou constaté, la Cellule Interrégionale de l'Environnement (CELINE) diffuse un bulletin d'information pour avertir la population des risques encourus pour la santé.

Comme déjà indiqué pour la valeur cible, la Région bruxelloise est sensiblement moins exposée au dépassement de ces deux seuils que d'autres régions du pays. A Uccle, la station généralement la plus exposée aux dépassements en Région bruxelloise, on relève 1 (en 2007) à 11 jours (en 2003) de dépassement du seuil d'information au cours des 10 dernières années. Comme le montre la figure III.25, ce nombre varie fortement au gré des conditions météorologiques estivales. La situation au niveau belge est un peu moins favorable (figures III.26 et III.27), avec une variation entre 2 et 22 jours d'ozone par an en considérant la dernière décennie.



Figure III.25 : Nombre de jours de dépassement du seuil européen d'information de 180 µg/m³ (bâtonnets bleus), du seuil européen d'information de 240 µg/m³ (bâtonnets oranges) et de la valeur cible de 120 µg/m³ en moyenne sur 8 heures (bâtonnets rouges) entre 1986 et 2010 à Uccle.

Source : IBGE.

OZONE à UCCLE - NOMBRE DE JOURS AVEC DEPASSEMENT

Valeur 1 Hr > 180 µg/m³ - Valeur 1 Hr > 240 µg/m³ - Max. 8Hr (3YrAvg) > 120 µg/m³

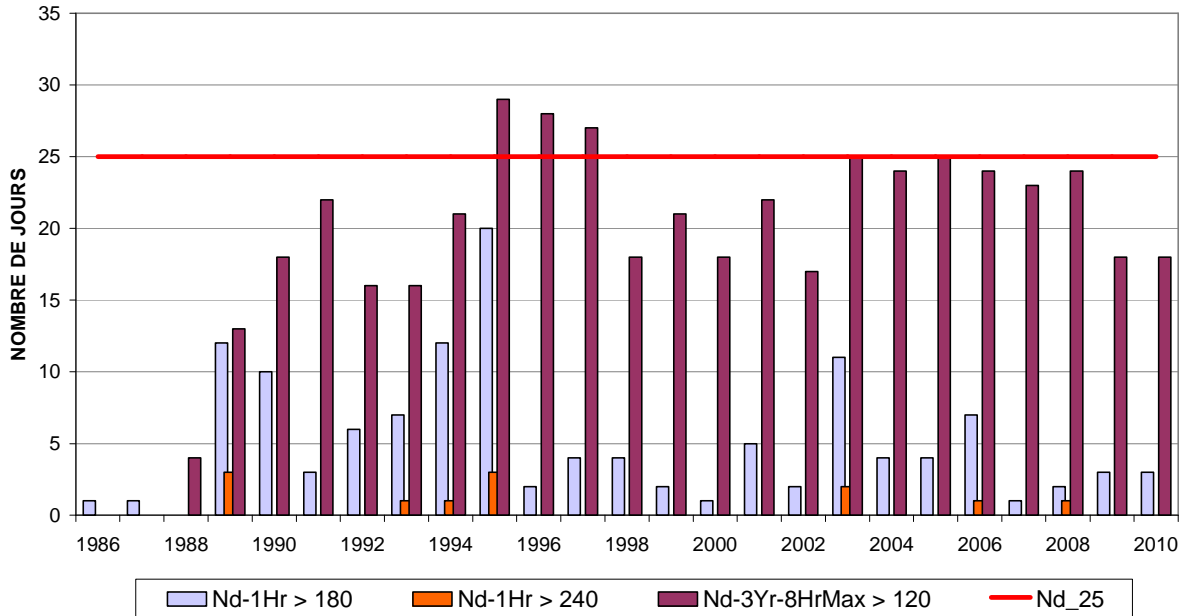


Figure III.26 : Nombre de jours de dépassement du seuil européen d'information (180 µg/m³ en moyenne horaire) entre 1979 et 2009.

Source : IRCEL-CELINE.

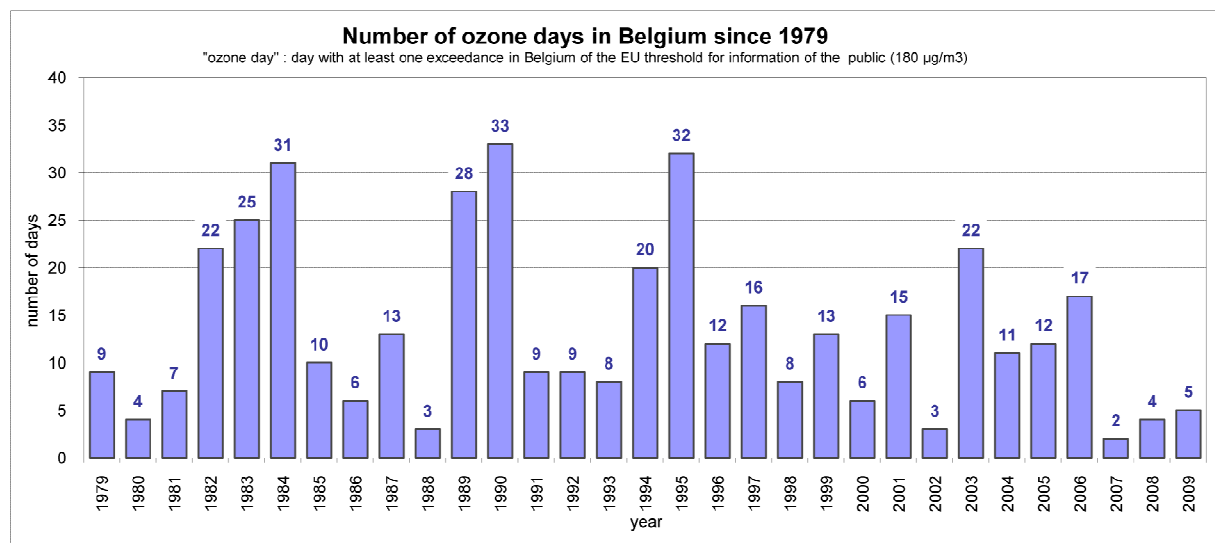




Figure III.27 : Nombre de jours de dépassement du seuil européen d'alerte ($240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne horaire) entre 1979 et 2009.

Source : IRCEL-CELINE.

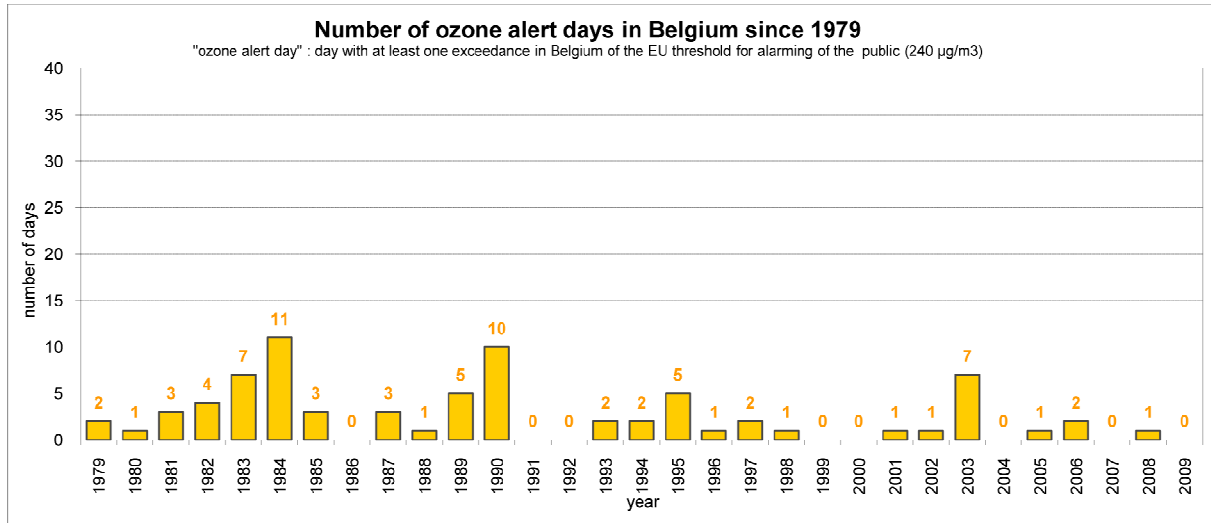
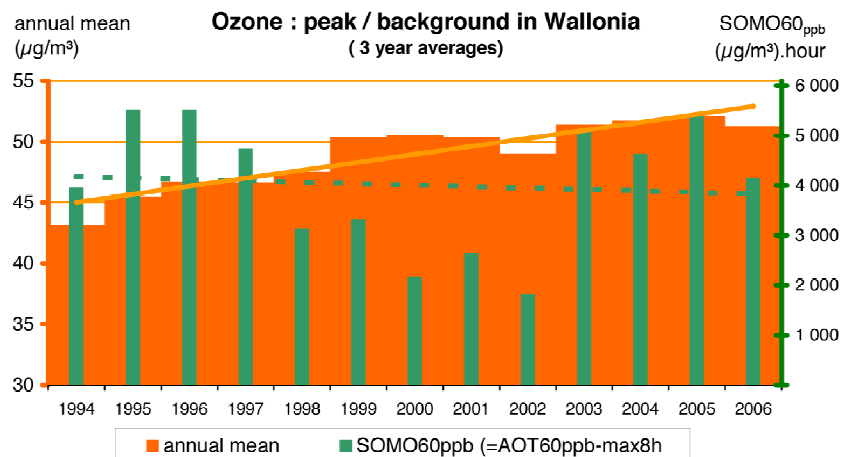
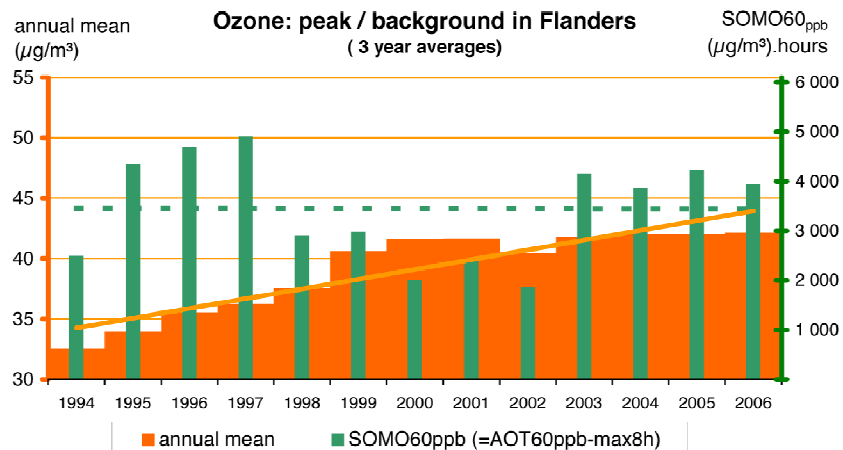


Figure III.28 : Evolution en Régions flamande et wallonne des concentrations annuelles d'ozone (orange) et de l'exposition cumulée aux dépassements du seuil de protection de la santé fixé à $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (bâtonnets verts) en Flandre et en Wallonie.

Source : IRCEL-CELINE.





Depuis le début des mesures, on constate que le niveau moyen des concentrations en ozone est légèrement en hausse et que le nombre ou l'intensité des pics diminue. Selon la figure III.28, on constate que les concentrations annuelles en Flandre ont augmenté à raison de $0.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ entre 1994 et 2006 ; en Wallonie, l'augmentation annuelle est de l'ordre de $0.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mais il faut signaler que les concentrations de fond y sont environ $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ plus élevées qu'en Flandre en raison de niveaux de NOx plus faibles dans les zones rurales.

L'augmentation des concentrations est constatée dans plusieurs autres pays voisins (AEE, 2009). Elle s'explique principalement par deux facteurs :

- Un accroissement général des rejets de précurseurs dans l'hémisphère nord, causée par des émissions accrues en Amérique du Nord et en Asie, et en dépit des réductions d'émissions opérées en Europe. Ce phénomène est particulièrement bien illustré par les concentrations d'ozone relevées à Mace Head Observatory en Irlande, où les concentrations annuelles d'ozone croissent annuellement à raison d'environ $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.
- Dans les années 1990, plusieurs mesures ont été mises en œuvre pour réduire les émissions du transport routier. C'était notamment le cas avec l'introduction du catalyseur à 3 voies. La baisse des émissions en oxydes d'azote et en composés organiques volatils a conduit parallèlement à une diminution de la destruction et de la formation d'ozone.

La moindre destruction de l'ozone se remarque de manière permanente et est à l'origine de l'augmentation légère du niveau moyen en ozone. La diminution de la formation d'ozone est essentiellement perceptible lors des épisodes d'ozone : celle-ci se concrétise par une diminution du nombre ou l'intensité des pics.

3.7. 1980-2010 : évolution des niveaux de dioxyde d'azote et respect des normes

La directive 2008/50/CE impose deux valeurs limites pour le dioxyde d'azote. Celles-ci doivent être respectées à partir du 1^{er} janvier 2010.

La valeur limite sur les concentrations horaires impose de ne pas dépasser le seuil de $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ plus de 18 fois par an. Cette norme est bien respectée dans toutes les stations bruxelloises, à l'exception du poste de mesure Arts-Loi qui n'est cependant pas pris en compte dans les rapports européens en raison de sa trop grande proximité avec un carrefour.

La valeur limite sur la concentration annuelle impose que cette dernière n'excède pas le seuil de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Le respect de cette valeur limite apparaît nettement plus problématique. Les stations qui présentent une relative proximité avec le trafic – environ la moitié des postes de mesure bruxellois – ne sont généralement pas en mesure de satisfaire la valeur limite annuelle. A l'exception de la station Arts-Loi (41B003), les stations problématiques se situent à Molenbeek-St-Jean (41R001), Ixelles (41R002), Haren (41N043) et Woluwe-Saint-Lambert (41WOL1). Le respect de cette valeur limite ne posera probablement aucun problème dans les postes de mesures situés à Uccle, Berchem, au parc Meudon ou dans le poste d'Electrabel à Forest. Il n'est pas possible, à l'heure actuelle, de donner une garantie absolue en ce qui concerne le respect de cette valeur limite dans les autres postes de mesure de la Région (Ste-Catherine, le Parlement Européen et Eastman-Belliard).



L'analyse de l'évolution des concentrations annuelles depuis le début des mesures en 1981 (figure III.30) doit être interprétée en considérant deux périodes :

- Dans les années 1990, l'introduction du catalyseur à 3 voies sur les véhicules à essence dans le cadre de la norme EURO 1 en 1993 a permis de réduire significativement les émissions de NOx. Les catalyseurs à 3 voies représentent la principale technologie utilisée pour réduire les émissions des moteurs à essence. Il oxyde simultanément le CO et les HC en CO₂ et en eau, tout en réduisant les NOx en azote. En ce qui concerne les mesures de qualité de l'air, cette amélioration technologique a mené à une diminution importante des concentrations en NO. Une tendance similaire pour les concentrations de NO₂ n'a pas été constatée (figure III.31). Les émissions de NOx se composent principalement de NO qui s'oxyde spontanément en NO₂ en présence de l'oxygène de l'air (réaction lente) ou d'ozone (réaction rapide). Le NO₂ formé est éliminé moins rapidement de l'atmosphère ; c'est pourquoi il reste présent partout
- Dans les années 2000, la réduction des émissions de NOx se voit progressivement compensée par une augmentation du parc de véhicules diesel caractérisés par des émissions de NOx plus élevées que les motorisations comparables à essence. Pour de nombreux usagers, le choix d'un véhicule diesel est motivé par une fiscalité avantageuse pour ce type de carburant, en dépit de coûts de production pourtant plus élevés. De plus, l'évolution technologique de ces motorisations, notamment à travers l'utilisation de catalyseurs d'oxydation, a contribué à augmenter le rapport NO₂/NOx. Seule l'installation d'un système « dé-NOx » permettra d'abaisser les émissions de NOx, mais il n'interviendra qu'au moment de l'entrée en vigueur de la norme EURO 6.

Figure III.30 : Concentration moyenne annuelle de dioxyde d'azote mesurée dans les stations bruxelloises entre 1981 et 2008.

Source : IBGE.

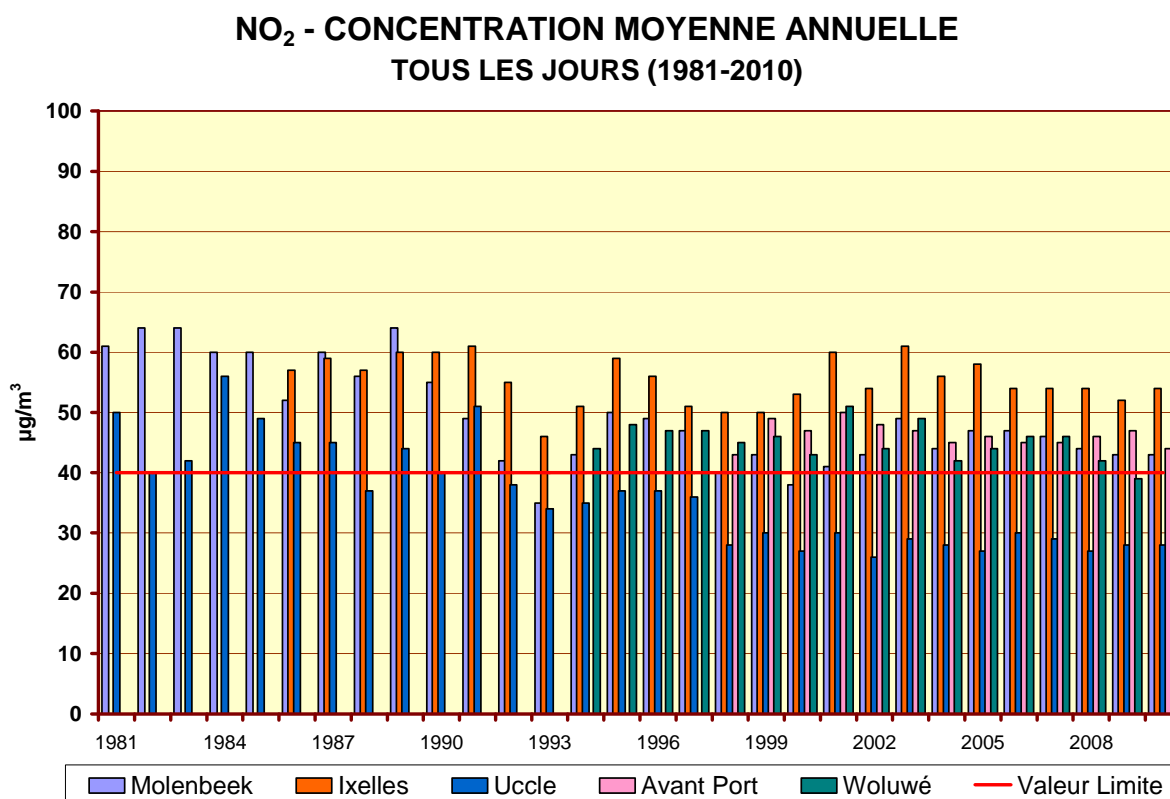
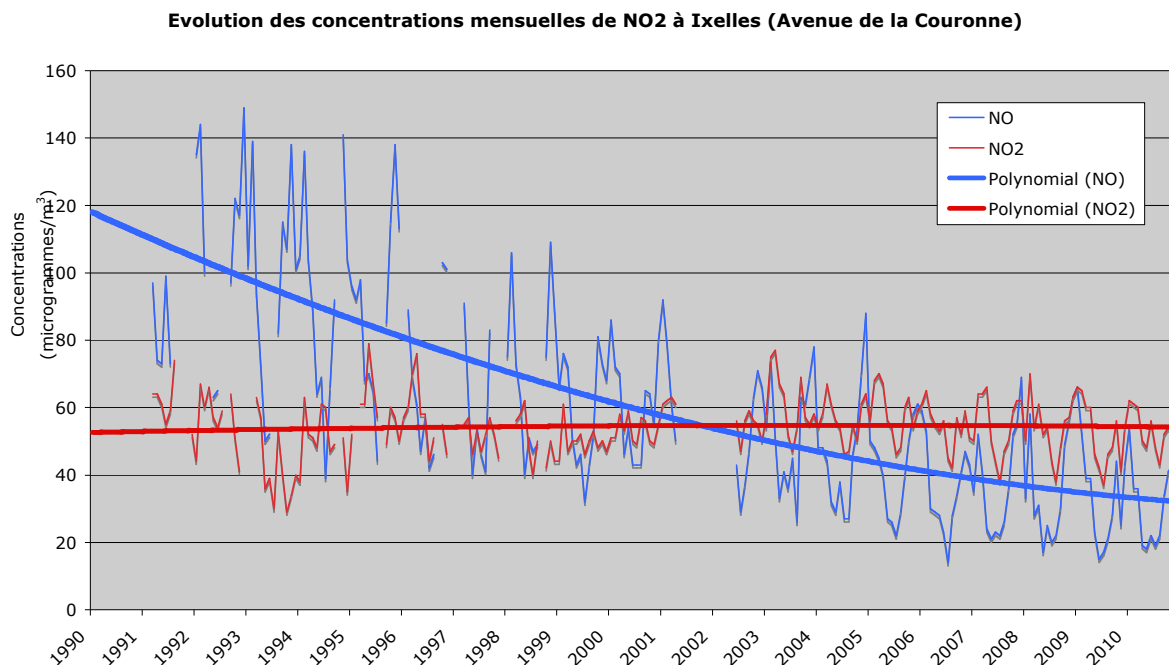




Figure III.31 : Evolution des concentrations mensuelles de NO (courbe bleue) et de NO₂ (courbe rouge) mesurées à la station « trafic » d'Ixelles (Avenue de la Couronne) entre 1990 et 2010. Les tendances sont représentées en trait épais : elles montrent une diminution significative des concentrations de NO, et une légère tendance à l'augmentation pour le NO₂.

Source : IBGE.



Les mesures de NO₂ révèlent que, dans certaines stations, la concentration moyenne en NO₂ des samedis reste supérieure à 40 µg/m³. Pour le poste de mesure situé dans une rue canyon, la concentration moyenne en NO₂ des dimanches demeure supérieure au seuil de 40 µg/m³. L'expérience des dimanches sans voiture a pourtant démontré qu'une diminution drastique de l'émission de NO_x du trafic (pratiquement pas de trafic) a un effet favorable sur la concentration en NO₂ dans tous les postes de mesure de la Région, même ceux qui ne se trouvent pas à proximité du trafic.

Il s'ensuit qu'une réduction drastique des émissions en NO_x est indispensable pour respecter à terme la valeur limite annuelle fixée sur le NO₂. Une telle réduction pourrait être atteinte en combinant des mesures de limitation du trafic avec l'amélioration technologique des véhicules et un rééquilibrage du parc automobile. Il faut enfin noter que le problème du respect de cette norme ne se pose pas seulement à Bruxelles, mais il est général pour tous les postes de mesures localisés dans les grandes villes européennes à proximité du trafic.

3.8. 2005 – Plan « vague de chaleur & ozone »

En août 2003, une exceptionnelle vague de chaleur s'est abattue sur le continent européen. Du 31 juillet au 13 août 2003, la Belgique a connu des températures maximales passant régulièrement la barre des 30°C. Outre les conditions météorologiques particulièrement inconfortables, les concentrations d'ozone ont été, elles aussi, inhabituellement élevées : le seuil d'information de 180 µg/m³ pour l'ozone a été systématiquement dépassé du 3 au 13 août, et le seuil d'alerte de 240 µg/m³ a été dépassé durant 7 jours. Robine et al. (2008) ont estimé que cette vague de chaleur était responsable de 70.000 décès excédentaires en Europe.



Pour exceptionnelle qu'elle fut, 2003 n'était pas la première année qu'une surmortalité significative était constatée au moment de fortes chaleurs. Sartor et al. (1995) avaient déjà estimé que la vague de chaleur de 1994 avait occasionné en Belgique une surmortalité de 9,4% chez les personnes âgées de 0 à 64 ans, et de 13,2% dans la tranche d'âge supérieure. Plus récemment, les vagues de chaleur des années 2003 et 2006 ont confirmé l'impact de vagues de chaleur sur la mortalité, avec un effet particulièrement marqué chez les personnes âgées de 85 ans et plus (Sartor, 2004 ; Maes et al., 2006).

Ces événements ont interpellé les autorités de santé publique qui ont décidé, dès 2004, de prendre des mesures visant à limiter la surmortalité associée aux vagues de chaleur et aux pics d'ozone. Depuis 2005, un plan d'action impliquant les niveaux régionaux, communautaires et fédéral a été défini et mis en œuvre. Dépendant en fonction des prévisions de températures minimale et maximale communiquées par l'IRM, ainsi que des observations et prévisions d'ozone transmises par CELINE, ce plan comporte trois niveaux :

- *Avertissement niveau 1* : il s'agit d'une phase de vigilance déclenchée uniquement sur base des critères météorologiques ; elle n'implique aucune diffusion d'information ;
- *Avertissement niveau 2* : cette phase peut être activée à partir des prévisions météorologiques et/ou des prévisions d'ozone. En ce qui concerne la pollution de l'air, l'activation aura lieu si un dépassement du seuil d'alerte est observé et si les prévisions annoncent un dépassement du seuil d'information pour le lendemain. L'activation de cette phase implique l'avertissement immédiat des services d'urgence, des services gériatriques et psychiatriques des hôpitaux, des maisons de repos, des services de soins à domicile et, le cas échéant, des services de secours et des grandes organisations humanitaires.
- *Alerte* : la phase d'alerte n'est activée que si les critères météorologiques sont atteints et des dépassements du seuil d'alerte pour l'ozone sont constatés et prévus pour le lendemain. Dans ce cas, une cellule d'analyse de risque se réunira, évaluera l'opportunité de déclencher cette phase, et proposera éventuellement aux autorités compétentes de mettre en place une cellule de gestion de risque qui prendra des mesures concrètes (par exemple, annuler ou postposer des manifestations sportives, culturelles ou autres) pour limiter les effets néfastes de la vague de chaleur et du pic d'ozone.



4. Avenir

La mesure des concentrations d'ozone et de dioxyde d'azote est bien maîtrisée et n'appelle pas d'évolution particulière sur le plan métrologique. Une augmentation du nombre de points de mesures serait néanmoins souhaitable pour améliorer d'une part les techniques de modélisation visant à représenter la distribution spatiale des polluants, et d'autre part pour développer les modèles de prévision à l'échelle des zones urbaines. L'accroissement de la densité du réseau de mesure est justifié par l'influence importante des émetteurs locaux dans la répartition spatiale des oxydes d'azote et de l'ozone.

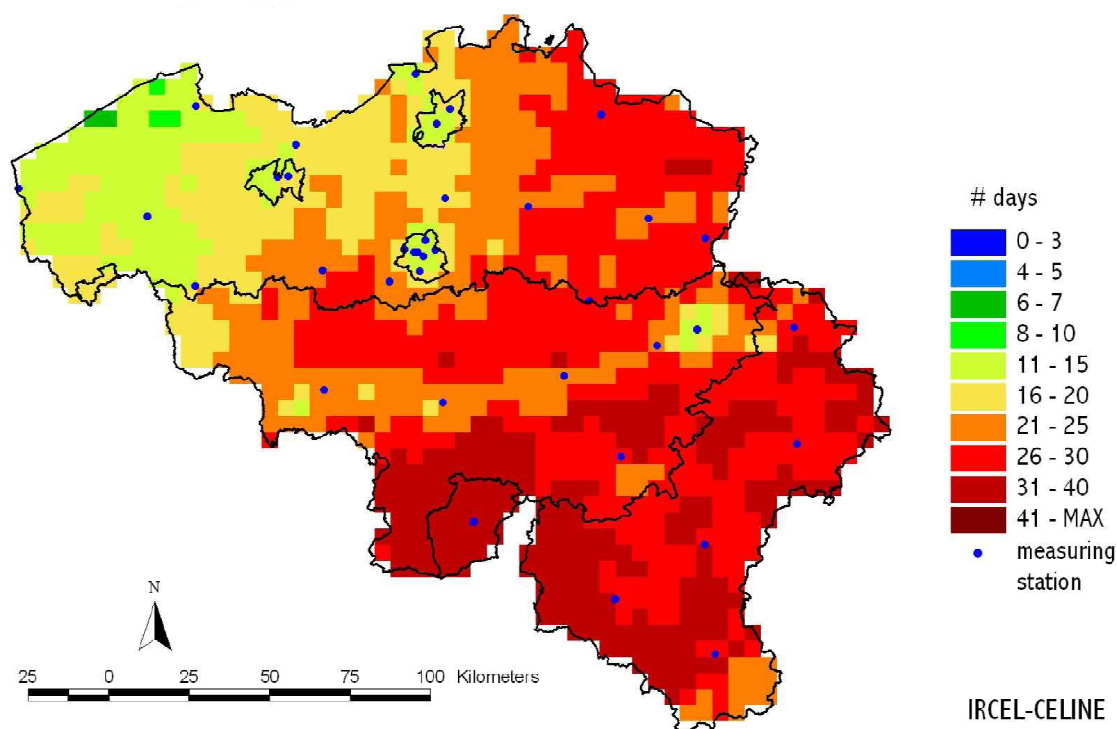
4.1. Evaluation de l'exposition de la population au dépassement de normes

Par rapport aux directives antérieures, la directive 2008/50/CE a apporté peu de modifications aux valeurs limites à respecter pour les différents polluants visés. Par contre, elle insiste davantage sur la nécessité d'estimer l'exposition de la population aux dépassements de normes. Ce souhait se retrouve également dans le rapportage annuel des dépassements constatés, mieux connu sous le nom de « questionnaire ».

L'estimation de l'exposition aux polluants nécessite la mise en œuvre de méthodes d'interpolation exploitant adéquatement les concentrations mesurées dans les réseaux régionaux. Des méthodes telles que le krigeage ordinaire, l'interpolation pondérée en fonction de l'inverse de la distance, la triangulation de Delaunay apparaissent totalement dépassées parce qu'elles ne sont pas capables de prendre en compte la représentativité associée à chaque point de mesure.

Figure III.32 : Carte de Belgique montrant le nombre de jours où la valeur cible pour la santé ($120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne sur 8 heures) a été dépassée en moyenne pour les années 2003, 2004 et 2005. Cette figure est extraite du rapport : « Report to the EU-Commission concerning exceedances of the Ozone Target Values in Belgium for the year 2005 ».

Source : IRCEL-CELINE.





Dans ce contexte, de nouvelles approches ont vu le jour. Par exemple, l'interpolation RIO développée par le VITO est capable de prendre en compte les spécificités de chaque station de mesure. Grâce aux données d'occupation de surface CORINE, une caractérisation de l'environnement proche des stations a été effectuée et est prise en compte dans le krigeage pour que l'hypothèse d'homogénéité spatiale des mesures soit mieux respectée. Cette approche a été exploitée avec succès par CELINE pour produire les cartes d'exposition de dépassement de la valeur cible pour l'ozone (figure III.32). Pour des raisons liées à la représentativité spatiale des stations, l'interpolation est réalisée sur une grille possédant une résolution spatiale de 4 km.

Des recherches sont actuellement menées pour améliorer la résolution spatiale de l'interpolation RIO. Elles devraient permettre d'atteindre une résolution de l'ordre du kilomètre.

D'autres techniques sont envisagées pour être exploitées dans des villes comme Bruxelles, Anvers, Gand, Charleroi et Liège, en visant une résolution spatiale de 250 m. Ces approches pourront aussi faire appel à l'assimilation de données qui consiste à combiner au mieux les concentrations mesurées avec les valeurs modélisées à haute résolution spatiale. Quelle que soit l'approche choisie, plus la densité du réseau de mesure sera élevée, plus l'interpolation sera de bonne qualité. La modélisation ne remplacera donc pas le réseau de mesure, mais doit plutôt se présenter comme un complément susceptible d'améliorer la représentation spatiale des polluants.

4.2. Exploitation de la modélisation pour évaluer les stratégies d'action

Le travail restant à réaliser pour la problématique de l'ozone et des oxydes d'azote concerne prioritairement la mise en œuvre de mesures de réduction d'émissions d'oxydes d'azote. Ces mesures sont devenues indispensables pour respecter la valeur limite sur le NO₂ en zone urbaine, réduire la formation d'ozone, limiter la formation de particules secondaires et respecter les plafonds d'émission imposés par la directive européenne « National Ceiling Emissions ».

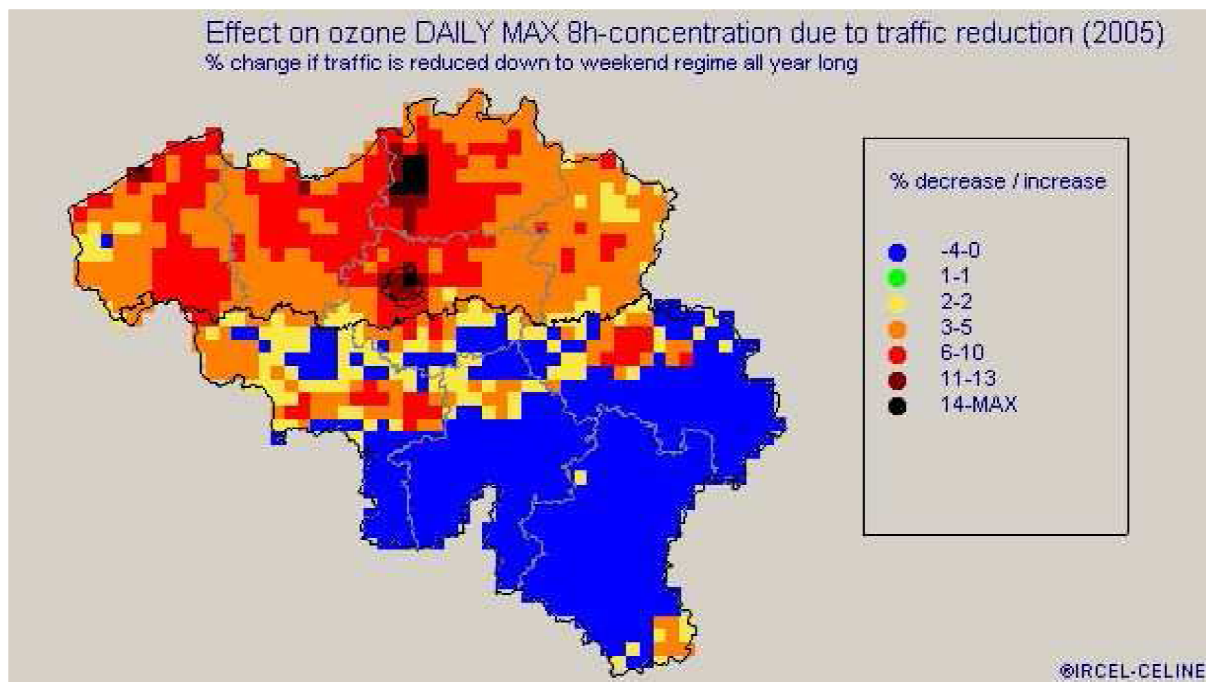
Dans ce but, l'utilisation de modèles à haute résolution spatiale est devenue judicieuse pour évaluer des scénarios de réduction d'émissions. Bien qu'imparfaits dans l'absolu, les modèles déterministes peuvent être exploités en comparant des simulations ne différant entre elles que par un paramètre. Ce dernier est par exemple les émissions imposées au modèle. La figure III.33 montre un exemple d'exploitation du modèle BelEUROS installé à CELINE pour l'évaluation de scénarios : elle montre l'impact de mesures de réduction de trafic au régime de weekend sur les concentrations maximales d'ozone (en moyenne sur 8 heures). La résolution spatiale de BelEUROS peut descendre jusqu'à 7.5 km.

L'amélioration continue des modèles permettra à terme d'évaluer des scénarios d'émissions à l'échelle des zones urbaines. L'augmentation de la résolution spatiale des modèles nécessitera davantage de ressources informatiques, mais l'amélioration de la qualité des simulations ne sera effective qu'au prix d'inventaires d'émissions plus précis, tant spatialement (résolution spatiale) que temporellement.



Figure III.33 : Simulation BeEUROS estimant l'impact de mesures de réduction de trafic au régime de weekend sur les concentrations maximales en moyenne sur 8 heures. Les résultats sont présentés sous forme de pourcentages représentant les différences relatives par rapport à la simulation de référence pour l'année 2005.

Source : IRCEL-CELINE.





Sources

1. Agence Européenne de l'Environnement (AEE), 2009 : « Assessment of ground-level ozone in EEA member countries, with a focus on long-term trends », rapport technique n°7/2009.
2. CHOVIN P., et A. ROUSSEL, 1973 : « Physicochimie et physiopathologie des polluants atmosphériques », Ed. Masson & Cie, 303 pp.
3. DELMAS R., MÉGIE G., et V.-H. PEUCH, 2005 : « Physique et chimie de l'atmosphère », Ed. Belin, 639 pp.
4. DEROUANE A., et G. VERDUYN, 1980 : « Méthodologie des enquêtes en matière de pollution de l'air », rapport de l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie (IHE).
5. Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie, 1978: « Réseau automatique belge de la pollution atmosphérique », rapport technique AML/RAPA.78.
6. Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie, 1980 : « Pollution atmosphérique par SO₂ dans les cinq agglomérations belges », rapport technique été 1980.
7. JACOBS CHIP and W.J. KELLY, 2008 : « Smogtown : The Lung-Burning History of Pollution in Los Angeles », Overlook Press, 384 pp.
8. MAES S., WUILLAUME F., COX B., et H. VAN OYEN : « Mortalité en Belgique pendant l'été 2006 », Institut Scientifique de Santé Publique, REF: D/2007/2505/15, <http://www.iph.fgov.be/epidemio/epifr/ozonefr/summer06fr.pdf>
9. Organisation mondiale de la Santé (OMS), 1987 : « Air quality guidelines for Europe », Copenhague, Publications régionales de l'OMS, Série européenne, N°23.
10. Organisation Mondiale de la Santé (OMS), 2000 : « Air quality guidelines for Europe, second edition », Copenhague, Publications régionales de l'OMS, Série européenne, N° 91, <http://www.who.int/peh/>
11. Organisation Mondiale de la Santé (OMS), 2005: « Lignes directrices OMS relatives à la qualité de l'air : particules, ozone, dioxyde d'azote et dioxyde de soufre. Mise à jour mondiale 2005, synthèse de l'évaluation des risques », <http://www.who.int/peh/>
12. Rapport de l'Académie des Sciences, 1993 : « Ozone et propriétés oxydantes de la troposphère », rapport n°30, 262 pp., Ed. Lavoisier.
13. ROBINE J.M., CHEUNG S.L., LE ROY S., VAN OYEN H., GRIFFITHS C., MICHEL J.P., and F. HERRMANN, 2008 : « Death toll exceeded 70000 in Europe during summer 2003 », C.R. Biologies 301, 171-178, (doi: 10.1016/j.crvi.2007.12.001)
14. SARTOR F., SNACKEN R., DEMUTH C., and D. WALCKIERS, 1995 : « Temperature, ambient ozone levels, and mortality during summer, 1994, in Belgium », Environmental Research 70, 105-113.
15. SARTOR F., 2004 : « La surmortalité en Belgique au cours de l'été 2003 », Institut Scientifique de Santé Publique, REF: D/2004/2505/17, <http://www.iph.fgov.be/epidemio/epifr/ozonefr/surmor03.pdf>
16. VANDERSTRAETEN P., 1997 : « Luchtverontreiniging : continue meetmethoden. Basisprincipes bij de bepaling van de immissieconcentraties in de omgevingslucht : methoden in gebruik in het mobiel laboratorium en in het telemetrisch meetnet », IBGE.
17. VANDERSTRAETEN P., 2009 : « La qualité de l'air en Région de Bruxelles-Capitale - mesures à l'immission 2006-2008 », rapport technique de Bruxelles Environnement (www.ibgebim.be).



Autres fiches à consulter

Fiches documentées de la thématique « air »

Auteur(s) de la fiche

BRASSEUR Olivier

Date de mise à jour : Janvier 2011