



BRUXELLES ENVIRONNEMENT
LEEFMILIEU BRUSSEL
- IBGE · BIM -

LA QUALITÉ DE L’AIR
en
RÉGION de BRUXELLES-CAPITALE
Mesures à l’immission 2006-2008
RAPPORT

40 ans de MESURE de la QUALITÉ de l’ AIR à BRUXELLES
30 ans de RÉSEAU TÉLÉMÉTRIQUE
20 ans de SURVEILLANCE par l’ IBGE

Table des matières

1. Principaux Polluants et Programmes de mesure	1.1
1.1 Principaux polluants.....	1.1
1.1.1 Les oxydes d'azote.....	1.1
1.1.2 Les composés organiques	1.2
1.1.3 Ozone	1.3
1.1.4 Le monoxyde de carbone.....	1.4
1.1.5 Les poussières en suspension : PM10 et PM2,5.....	1.4
1.1.6 Le dioxyde de soufre	1.5
1.1.7 Les Fumées noires.....	1.5
1.1.8 Le plomb.....	1.6
1.1.9 L'ammoniac	1.6
1.1.10 HCl.....	1.6
1.1.11 Le dioxyde de carbone	1.6
1.2 Programme de mesure du Réseau télémétrique.....	1.7
1.3 Paramètres météorologiques.....	1.10
1.4 Programme de mesure des réseaux non télémétriques.....	1.12
1.5 Réseau de mesure du benzène.....	1.16
2. Influence de la météo sur les concentrations	2.1
2.1 Émission - immission	2.1
2.2 Conditions météorologiques	2.2
2.2.1 Dispersion horizontale	2.2
2.2.2 Dispersion verticale.....	2.3
2.2.3 Modèle de prévision ALADIN.....	2.10
2.2.4 Étude de la pollution de l'air.....	2.14
3. Normes – Directives CE	3.1
3.1 SO ₂ , NO ₂ , PM10 et Pb selon les directives 1999/30/CE et 2008/50/CE.....	3.4
3.2 CO et Benzène selon les directives 2000/69/CE et 2008/50/CE	3.8
3.3 Ozone selon les directives 2002/3/CE et 2008/50/CE	3.9
3.4 As, Cd, Hg, Ni et HPA selon la directive 2004/1007/CE	3.12
3.5 Législation plus sévère	3.13
3.5.1 Considérations théoriques	3.13
3.5.2 Conséquences pratiques pour l'exploitation des systèmes de mesure.....	3.14
3.6 Anciennes Directives	3.16
3.6.1 Dioxyde d'azote (1985/580/CE).....	3.16
3.6.2 Ozone (1992/72/CE).....	3.16
3.6.3 Dioxyde de soufre (1980/779/CE).....	3.17
3.6.4 Particules en suspension (1980/779/CE)	3.18
3.6.5 Plomb (1982/884/CE)	3.18

4. Évaluation des résultats de mesure	4.1
4.1 Les oxydes d'azote (NO _x).....	4.1
4.1.1. Le dioxyde d'azote (NO ₂).....	4.3
4.1.1.1 Réglementation NO ₂	4.3
4.1.1.2 Valeur limite NO ₂ selon l'ancienne directive	4.3
4.1.1.3 Valeur limite NO ₂ de la concentration horaire – directive 1999/30/CE.....	4.4
4.1.1.4 Valeur limite de la concentration moyenne annuelle – directive 1999/30/CE	4.8
4.1.1.5 Évolution à long terme des concentrations de NO ₂	4.13
4.1.2 Monoxyde d'azote (NO).....	4.22
4.1.2.1 Réglementation NO	4.22
4.1.2.2 Valeurs de NO mesurées	4.22
4.1.2.3 Évolution à long terme des concentrations de NO.....	4.24
4.1.3 Oxydes d'azote (NO _x).....	4.33
4.1.4 Rendement des données en NO _x	4.35
4.2 Ozone (O ₃).....	4.37
4.2.1. Réglementation O ₃	4.40
4.2.2 Valeurs d'ozone mesurées	4.42
4.2.3 Dépassements des valeurs seuils pour l'ozone- directive 2002/3/CE.....	4.46
4.2.4 Dépassements selon l'ancienne directive 1992/72/CE.....	4.58
4.2.5 Évolution à long terme des concentrations en ozone	4.60
4.2.6 Rendement et précision des mesures d'ozone.....	4.72
4.3 Particules en suspension : PM10 et PM2,5	4.73
4.3.1. Présence des particules en suspension	4.73
4.3.2 Méthodes de mesure des particules PM10	4.77
4.3.3 Réglementation PM10 selon la directive 1999/30/CE	4.81
4.3.4 Réglementation PM10 et PM2,5 selon la directive 2008/50/CE.....	4.82
4.3.5 Valeurs de PM10 mesurées.....	4.83
4.3.6 Dépassements des valeurs limites PM10.....	4.85
4.3.7 Évolution à long terme des concentrations PM10	4.92
4.3.8 Influence de la direction et de l'humidité sur les dépassements PM10.....	4.99
4.3.9 Concentrations élevées lors des jours avec peu de trafic	4.107
4.3.10 Historique – estimation évolution PM10 à long terme (1981-2008).....	4.117
4.3.11 Valeurs PM2,5 – résultats et évolution	4.122
4.3.12 Rendement résultats PM10 et PM2,5.....	4.129
4.3.13 Nombre de Particules	4.131
4.4 Composés Organiques Volatils (C.O.V.)	4.136
4.4.1. Réglementation benzène	4.136
4.4.2 Résultats et évolution.....	4.136
4.4.3 Rendement et précision des résultats pour les C.O.V.....	4.141
4.4.4 Réseau de mesure pour le benzène.....	4.142
4.5 Hydrocarbures Polyaromatiques (H.P.A.).....	4.144
4.5.1. Réglementation HPA	4.144
4.5.2 Résultats et évolution.....	4.145
4.5.3 Rendement et précision des résultats pour les H.P.A.	4.149
4.5.4 Évaluation de l'origine des particules HPA	4.150

4.6	Monoxyde de carbone (CO)	4.152
4.6.1.	<i>Réglementation CO</i>	4.152
4.6.2	<i>Valeurs mesurées de CO</i>	4.152
4.6.3	<i>Dépassements de la valeur limite CO</i>	4.153
4.6.4	<i>Évolution à long terme des concentrations de CO</i>	4.155
4.6.5	<i>Évolution du CO à l'Avenue de la Couronne à Ixelles</i>	4.163
4.6.6	<i>Rendement et précision des résultats pour le CO</i>	4.165
4.7	Dioxyde de soufre (SO ₂)	4.166
4.7.1.	<i>Réglementation SO₂</i>	4.166
4.7.2	<i>Valeurs de SO₂ mesurées</i>	4.167
4.7.3	<i>Dépassements des valeurs limites SO₂ (1999/30/EG)</i>	4.170
4.7.4	<i>Évolution à long terme des concentrations de SO₂</i>	4.171
4.7.5	<i>Rendement et précision des mesures du SO₂</i>	4.173
4.8	Plomb (Pb)	4.176
4.8.1.	<i>Réglementation Pb</i>	4.176
4.8.2	<i>Valeurs plomb mesurées</i>	4.176
4.8.3	<i>Évolution à long terme des concentrations de Pb</i>	4.177
4.8.4	<i>Rendement et précision des mesures de Pb</i>	4.179
4.9	Fumées Noires (BSM)	4.180
4.9.1.	<i>Réglementation Fumées Noires</i>	4.180
4.9.2	<i>Valeurs Fumées Noires mesurées</i>	4.180
4.9.3	<i>Évolution à long terme</i>	4.182
4.9.4	<i>Rendement des mesures de Fumées Noires</i>	4.184
4.10	Ammoniac (NH ₃)	4.185
4.11	Chlorures (HCl)	4.188
4.12	Vapeur de Mercure (Hg)	4.190
4.13	Métaux Lourds (As, Ni, Cd)	4.195
4.14	Dioxyde de carbone (CO ₂)	4.197
5.	Calcul de l'indice de la qualité de l'air	5.1
5.1	Indice général de la qualité de l'air	5.1
5.2	Indice trafic – indice de la qualité de l'air dans un environnement à forte densité de circulation	5.5

6. Résultats des Journées sans voiture	6.1
Paramètres météorologiques.....	6.1
NO et NO ₂	6.3
CO	6.4
O ₃	6.4
PM10	6.5
PM2,5	6.6
CO ₂	6.7
Plusieurs journées sans voiture.....	6.7
7. Résumé	7.1
7.1 Évolution de la réglementation	7.1
7.2 Systèmes de mesures	7.2
7.3 Information.....	7.3
7.4 Le respect des valeurs normatives	7.4
<i>Dioxyde d'azote</i>	7.4
<i>Ozone</i>	7.9
<i>Particules PM10</i>	7.12
<i>Dioxyde de soufre</i>	7.20
<i>Plomb</i>	7.20
<i>Monoxyde de Carbone</i>	7.20
<i>Benzène</i>	7.21
<i>Hydrocarbures poly aromatiques</i>	7.21
7.5 Évolution journalière et hebdomadaire moyenne	7.22
7.6 Évolution à long terme	7.23

1. Principaux POLLUANTS et PROGRAMMES DE MESURE

1.1 Principaux polluants

Pour connaître la provenance exacte des polluants de l'air, il faut consulter l'inventaire des émissions dans la Région de Bruxelles - Capitale. Le lien entre les concentrations dans l'air (valeurs d'immission) et les émissions est très complexe. Ce n'est que lorsqu'on est proche de la source, p. ex. dans un lieu où le trafic est intense ou à proximité d'un bâtiment industriel, que l'on peut établir un lien plus ou moins clair entre la concentration et les émissions. Pour le reste, les niveaux de concentration sont la résultante de l'influence des conditions météorologiques et des transformations physico-chimiques sur les émissions de polluants provenant d'un grand nombre de sources, inégalement réparties dans le temps et l'espace. L'influence des principaux paramètres (météorologiques) sur la répartition de la pollution de l'air est expliquée au chapitre 2.

L'influence éventuelle des polluants sur la santé et l'environnement dans la Région de Bruxelles - Capitale peut être estimée en comparant les résultats obtenus dans les différents postes de mesure (voir chapitre 4 : évaluation des résultats de mesure) aux normes.

Les effets éventuels de l'exposition aux différents polluants sont abordés dans la description sommaire ci-dessous. Il y a du reste peu d'études épidémiologiques qui décrivent clairement l'effet synergique de l'exposition simultanée à plusieurs polluants. De même, il y a peu d'informations disponibles sur une éventuelle synergie avec d'autres causes possibles de problèmes pour la santé, telle que l'influence d'allergènes dans les cas de difficultés respiratoires.

1.1.1 Les oxydes d'azote

Sous la dénomination oxydes d'azote, symbolisée par NO_x , on retrouve essentiellement au niveau des mesures à l'immission le monoxyde d'azote (NO) et le dioxyde d'azote (NO_2). Ces deux gaz se trouvent ensemble dans l'atmosphère; il existe des équilibres chimiques entre les différentes substances (NO et NO_2) et l'ozone (O_3): le NO s'oxyde en NO_2 sous l'influence de l'oxygène (réaction lente) ou de l'ozone (rapide) présent dans l'air.

Les oxydes d'azote sont produits par l'oxydation de l'azote de l'air dans tout processus de combustion. Suite à la température élevée de la flamme, de petites quantités d'azote et d'oxygène se combinent pour former du NO . Une partie de ce NO est déjà oxydée en NO_2 dans les gaz de combustion.

Dans la Région de Bruxelles-Capitale, les émissions annuelles de NO_x atteignent environ 4.848 tonnes (2007), dont 2.347 tonnes proviennent du trafic et 1.385 tonnes provenant de l'utilisation de combustibles dans le secteur domestique (IBGE, 2009).

Il n'y a pas d'effet toxique associé à la présence de monoxyde d'azote dans l'air ambiant. Par contre, la présence de dioxyde d'azote peut être nocive pour les voies respiratoires. Des effets sérieux sont constatés chez les personnes en bonne santé en présence de très hautes concentrations ($1 \text{ ppm} = 1.910 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à 293 K et 1.013 hPa). Les personnes asthmatiques et les malades pulmonaires chroniques subissent eux des effets suite à une exposition prolongée à des concentrations de l'ordre de quelques dixièmes de ppm.

Des études toxicologiques (sur animaux) montrent des changements au niveau de la structure pulmonaire, du métabolisme pulmonaire et des mécanismes de défense pulmonaire contre les infections chez des organismes exposés pendant 1 à 6 mois à des concentrations de NO₂ de l'ordre de 0,1 à 0,5 ppm (190 à 950 µg/m³).

Comme risque "admissible" tant pour les populations saines que pour les plus sensibles (les asthmatiques, les malades respiratoires chroniques et les enfants), les niveaux d'exposition recommandés par l'O.M.S. en 1987 (Organisation Mondiale de la Santé) étaient de 400 µg/m³ comme moyenne horaire maximale et 150 µg/m³ comme moyenne sur 24 heures. Depuis 1999 l'O.M.S. recommande une valeur horaire de seulement 200 µg/m³ et une moyenne annuelle de 40 µg/m³.

Les oxydes d'azote jouent un rôle très important dans quelques-uns des mécanismes de transformations physico-chimiques les plus courants. Ils sont des "*précurseurs*" de la formation de l'ozone troposphérique et contribuent à la formation des "*pluies acides*". Les brouillards et dépositions acides peuvent avoir des effets directs, en milieu urbain, sur le patrimoine architectural. Les pluies acides ont des effets néfastes sur la végétation, même à de longues distances des sources. Le dioxyde d'azote intervient également dans la problématique de fines particules (formation de nitrates -aérosol secondaire).

1.1.2 Les Composés organiques

Ce large groupe de produits se compose principalement de liaisons entre des atomes de carbone et des atomes d'hydrogène. Les différents composés sont produits aussi bien de façon naturelle que par des processus industriels, ou dans des masses d'air pollué.

Le méthane (CH₄) est le plus simple de ces composés. Le méthane n'est pas toxique, mais il contribue à l'effet de serre au niveau de la haute atmosphère. Le méthane se forme par fermentation anaérobie de matières organiques; en Région de Bruxelles - Capitale le méthane est mesuré ponctuellement dans les endroits confinés situés sur des anciennes décharges de déchets ménagers.

D'autres composés organiques caractéristiques sont mesurés ponctuellement à Bruxelles à proximité de sources spécifiques: des composés chlorés tels le trichloréthylène provenant des nettoyages à sec ou des dichloréthanes et dioxines provenant de la combustion de déchets ménagers; il s'agit de toxiques de proximité de sources ponctuelles réglementées.

En fonction de la nature générale du problème, on classe les composés organiques dans l'air ambiant dans deux grandes catégories: les composés organiques volatils (C.O.V.) et les hydrocarbures polycycliques aromatiques (H.P.A.).

Les composés organiques volatils:

En Région de Bruxelles - Capitale, on a eu en 2007 une production annuelle de 6.059 tonnes de COVNM (composés organiques volatils, méthane non compris), dont 964 tonnes ont pour source le transport routier et 4.068 l'utilisation de solvants dans le secteur domestique et industriel (*IBGE, 2009*).

Aussi bien les composés organiques volatils d'origine naturelle (tels l'isoprène) qu'humaine contribuent à la formation en excès de l'ozone troposphérique.

Le benzène est, parmi les composés organiques volatils présents dans l'atmosphère et mesurés à Bruxelles, le composé le plus toxique. Le benzène est un cancérigène. L'Organisation Mondiale de la santé estime qu'il n'y a pas de niveau en dessous duquel il n'y a aucun risque sur la santé. Sur base d'une extrapolation des résultats de différentes études toxicologiques des risques de leucémie ont été constatés. La valeur limite européenne pour le benzène a été fixée à $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en tant que moyenne annuelle.

Les hydrocarbures polyaromatiques:

Une grande partie de ces hydrocarbures peu volatils est adsorbée sur des particules solides. Le benzo- α -pyrène, le dérivé le plus représentatif de ces hydrocarbures, est repris dans la liste de 13 polluants à analyser prioritairement mentionnés dans la directive cadre 96/62/CE sur la qualité de l'air ambiant.

Le benzo- α -pyrène a des propriétés cancérigènes. D'après les premières mesures effectuées à Bruxelles, il se retrouve dans l'air ambiant à des concentrations de l'ordre de 1 nanogramme par m^3 (ou inférieure). Les principales sources de ces composés sont le chauffage domestique et le trafic routier.

1.1.3 Ozone

L'Ozone est un *polluant secondaire* qui n'est pas rejeté directement dans l'atmosphère. En cas d'ensoleillement important, il est formé à partir de "*précurseurs*", notamment les oxydes d'azote et les composés organiques volatils réactifs. Les mécanismes de formation, destruction et dispersion de l'ozone sont expliquées au chapitre 4.

Des concentrations entre 180 et $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ provoquent une diminution de la fonction respiratoire d'environ 5% chez les personnes saines, et d'environ 10% chez les personnes sensibles. La littérature mentionne parfois des irritations des yeux.

En présence de concentrations comprises entre 240 et $360 \mu\text{g}/\text{m}^3$, on constate une diminution de la fonction respiratoire de l'ordre de 5 à 15% auprès de la population saine et de 10 à 30% chez les personnes sensibles. Chez les personnes sensibles, les plaintes les plus fréquentes sont: des irritations des yeux, du nez, de la gorge, de la toux, des douleurs à la poitrine et des maux de tête. Les symptômes sont plus aigus chez les personnes atteintes d'affections respiratoires chroniques.

En présence de concentrations supérieures à $360 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ces effets sont encore plus forts. La diminution de la fonction respiratoire est de plus de 15% auprès de la population générale et de plus de 30% chez les personnes sensibles; on constate également une diminution significative des performances physiques.

L'ozone a également un effet néfaste sur la végétation, non seulement au niveau visible des cellules des feuilles, mais aussi au niveau de la croissance (rendement, pertes économiques), entre autres par un épuisement des réserves.

1.1.4 Le monoxyde de carbone

Le monoxyde de carbone est un des polluants les plus communs dans l'atmosphère; il provient de la combustion incomplète de matériaux contenant du carbone (devenant CO₂ lorsque la combustion est complète).

La quantité annuelle de CO produite en Région de Bruxelles - Capitale est de 9.051 tonnes (2007) dont 6.162 tonnes par le transport routier (IBGE, 2009).

Le CO se fixe à l'hémoglobine et forme la carboxyhémoglobine ce qui diminue le transport d'oxygène dans le sang. Des empoisonnements dus à des expositions à des concentrations trop élevées de CO sont la cause de fréquents accidents mortels en milieu domestique, notamment par l'emploi de chauffe-eau dans des salles de bains ayant un apport insuffisant d'oxygène.

Des effets sont également observés suite à des expositions prolongées à des taux plus faibles. Chez les personnes en bonne santé on peut observer une diminution des capacités physiques et intellectuelles, une baisse de la perception visuelle, et une perte de motricité.

Etant donné le fait que le tabagisme constitue le facteur prépondérant dans la formation de carboxyhémoglobine, les recommandations concernant les taux de CO à ne pas dépasser sont surtout une protection pour les non-fumeurs. Le taux de carboxyhémoglobine de 2,5 à 3% max. est recommandé pour la protection de la population générale, y compris les groupes sensibles. Pour atteindre cet objectif, l'O.M.S. propose une série de recommandations maximales au niveau des temps d'exposition et des concentrations respirées.

Conc. max.	Durée d'exposition
100 mg/m ³	15 minutes
60 mg/m ³	30 minutes
30 mg/m ³	1 heure
10 mg/m ³	8 heures

1.1.5 Les poussières en suspension: fraction PM10 et PM2,5

Les poussières en suspension ont des degrés de toxicité différents suivant leurs compositions et dimensions. Au vu de leurs importantes propriétés toxiques, la directive 1999/30/CE prévoit l'obligation de mesurer la fraction PM10 des poussières en suspension (PM10: particules d'un diamètre équivalent inférieur à 10 microns). De plus, il est recommandé de commencer des mesures de la fraction PM2,5 (particules plus petites que 2,5 microns). La fraction PM10 a surtout un effet sur les voies respiratoires supérieures et les bronches, tandis que la fraction PM2,5 pénètre jusque dans les alvéoles pulmonaires. La directive 2008/50/CE oblige à suivre la présence des particules PM2,5 dans l'air.

Le réseau de contrôle de la qualité de l'air de la Région de Bruxelles - Capitale a été complété avec des appareils de mesure de la fraction PM10 (1996 – 2000) et de la fraction PM2,5 (1999-2000). Entre 2004 et 2006 les appareils ont été adaptés en installant des systèmes FDMS (*Filter Dynamics Measurement System*) pour obtenir des résultats de mesure qui s'approchent au mieux de la méthode de référence.

Lors de la création du réseau télémétrique de contrôle de la qualité de l'air (à partir de 1978), la concentration des particules en suspension dans l'air était mesurée par néphélométrie (Dust). Cette méthode de détection optique mesurait aussi bien les particules d'origine climatologiques (brouillard) que celles provenant de sources de pollution. Les résultats sont bien représentatifs de la pollution optique de l'air (visibilité), mais la méthode est beaucoup moins adaptée pour la détermination des concentrations massiques de particules dans l'air. Les mesures pour le « Dust » ont été arrêtées en 2001.

1.1.6 Le dioxyde de soufre

Le dioxyde de soufre en Région de Bruxelles - Capitale est un gaz provenant principalement de la combustion de matières fossiles contenant du soufre (charbon, fuel, diesel...) et de processus industriels.

La quantité annuelle de SO₂ produite à Bruxelles est de 1.018 tonnes (2007), dont 964 tonnes provenant des installations de combustion dans les secteurs résidentiel et tertiaire et 24 tonnes du secteur des transports (*IBGE-2009*). Depuis la fin des années '60 on constate une diminution systématique des émissions en SO₂.

Le dioxyde de soufre à fortes concentrations peut avoir des conséquences graves sur la santé. Des expositions répétées pendant des temps courts à des concentrations élevées, associées à une exposition permanente plus faible augmentent les risques de bronchites chroniques, particulièrement chez les fumeurs. Des concentrations élevées incommode les personnes sensibles, souffrant d'affections respiratoires chroniques.

Le dioxyde de soufre est aussi un polluant acidifiant et joue un rôle dans les dépôts acides sèches et humides. Les attaques acides sur certains matériaux de construction peuvent provoquer de dégâts au patrimoine architectural et culturel. L'acidification de l'environnement induit également à un changement de l'équilibre naturel: la détérioration du sol provoque des dégâts aux plantes et à la végétation, et l'acidification des lacs peut entraîner la mort des poissons.

1.1.7 Les Fumées noires

Une directive européenne 80/779/CE réglementait la présence des particules en suspension dans l'air ambiant mesurées selon la méthode des "fumées noires". De la fin des années '60 au début des années '80, on constate une diminution générale des émissions de poussières noires, parallèle à la diminution des émissions de SO₂.

Depuis le milieu des années '80 et ce jusqu'aux années '90, on constate, en milieu urbain, une augmentation des émissions attribuable à l'augmentation du trafic automobile et de la consommation de diesel. Les niveaux actuels sont de nouveau inférieurs à ceux du début des années '80.

1.1.8 Le plomb

Le plomb dans l'atmosphère des villes provenait essentiellement des additifs plombés présents dans l'essence. L'émission de plomb en Région de Bruxelles - Capitale a considérablement diminué depuis le début des années '70. La baisse de 1974 s'explique par la crise pétrolière. Les diminutions systématiques suivantes sont principalement dues aux limitations des teneurs maximales de plomb dans l'essence : 0.55 g/l le 1^{er} janvier 1978, réglementation qui a été suivie d'autres: 0.45 g/l à partir d'octobre 1978, 0.40 g/l en juin 1982 et ensuite 0.15 g/l à partir de janvier 1987. Depuis fin 1988, de l'essence sans plomb est disponible en Belgique, et depuis plusieurs années déjà l'essence plombée n'est plus distribuée. Les autres sources de pollution sont les entreprises de traitement du plomb.

Le plomb a des effets toxiques cumulatifs et les enfants sont les plus vulnérables: à chaque ingestion ou inhalation de plomb, les doses s'accroissent, ce qui a des effets sur la biosynthèse de l'hémoglobine, le système nerveux central et la pression sanguine.

Le taux limite de 0,5 µg/m³ de plomb dans l'air ambiant est fixé pour la protection de la santé.

1.1.9 L'ammoniac

L'ammoniac présent dans l'air ambiant en faibles quantités n'a pas d'effets toxiques sur la santé. Après transformation (entre autres en nitrates), il joue un rôle dans l'acidification du sol et les dégâts à la végétation. Via la formation de particules de sulfates et de nitrates d'ammonium (aérosol secondaire), l'ammoniac intervient également dans la problématique des fines particules.

En milieu rural, il est principalement produit par des installations d'élevage intensif; en milieu urbain sa production est due au transport routier et à certains processus industriels.

1.1.10 HCl

La présence de composés chlorés dans les déchets conduit à une production de chlore lors de leur combustion.

1.1.11 Le dioxyde de carbone

Le CO₂ ne peut être considéré comme un polluant au même titre que les autres paramètres présentés ici. A court terme, il ne constitue pas une menace pour la santé ou la nature; son action néfaste se situe à moyen terme, à l'échelle planétaire, au niveau de l'effet de serre. Le CO₂ provient de tout phénomène de combustion, y compris la combustion biochimique de la nourriture par les êtres vivants. L'émission annuelle de CO₂ en Région de Bruxelles – Capitale (hors incinération de biomasse) est de 3.538.587 tonnes (2007), dont 766.228 tonnes provenant du secteur des transports routiers, 756.026 tonnes provenant de l'utilisation de combustibles dans le secteur tertiaire et 1.642.174 tonnes provenant du secteur domestique (IBGE-2009).

1.2 Programme de mesure du RÉSEAU TÉLÉMÉTRIQUE

Le réseau de mesure télémétrique est équipé d'appareils de mesure qui fonctionnent en continu et enregistrent la présence d'un ou plusieurs polluants spécifiques de l'air. Ces systèmes de mesure permettent de suivre au jour le jour l'évolution de la qualité de l'air (mesures "on-line"). Une explication plus détaillée sur la nécessité d'un "monitoring permanent" et la description des techniques employées figurent en annexe A.

Le réseau de mesure télémétrique de la Région de Bruxelles - Capitale est l'héritier du réseau de mesure national de l'air, lancé vers 1978. Le 1^{er} janvier 1994, le "réseau de mesure national" a été régionalisé. Le réseau de mesure de Bruxelles est depuis exploité par le Laboratoire de Recherche en Environnement (LRE) de l'IBGE. Après le transfert, le réseau de mesure de Bruxelles comptait six postes de mesure. Quatre de ces postes appartenaient au réseau national : Molenbeek (R001), Uccle (R012) et Haren (N043) sont opérationnels depuis 1980 et le poste d'Ixelles (R002) depuis 1986. En 1992 l'IBGE avait créé 2 postes supplémentaires : Arts-Loi (B003) et Berchem-Ste-Agathe (B011).

A l'origine (1980), le réseau était équipé pour mesurer les polluants gazeux SO₂, NO, NO₂ et la pollution optique de l'air par des particules (Dust). Vers la moitié des années '80, un premier appareil de mesure de l'ozone a été mis en service à Uccle.

Depuis 1994, le réseau de mesure de la Région de Bruxelles - Capitale a été étendu. Des appareils de mesure ont été ajoutés dans les cabines existantes, pour déterminer les teneurs en O₃, CO, CO₂, les fractions de particules PM10 et PM2,5 et les BTeX. Des postes de mesure supplémentaires ont été installés à Woluwé-St-Lambert (WOL1 - mars 1994) et au parc Meudon (MEU1 - octobre 1999). Un poste de mesure, appartenant au réseau de surveillance des installations d'Electrabel se situe à Forest (E013 - janvier 1996).

Dans le courant de la période 2000-2002 le réseau a encore été étendu. En décembre 2000 un poste de mesure a été installé à la hauteur de la station de métro Ste-Catherine (B004), suivi par un poste de mesure au Parlement Européen (B006 – septembre 2001) et un poste supplémentaire en proximité de ce Parlement (B005 – décembre 2001).

Aujourd'hui le contrôle de la qualité de l'air en Région de Bruxelles-Capitale se fait au moyen de 11 postes de mesure du réseau télémétrique gérés par l'IBGE et un poste de mesure géré par Electrabel.

En décembre 2002 deux postes de mesures ont été mis en service dans le tunnel Léopold II, un dans chaque sens. Ces postes de mesure sont équipés d'appareils permettant de mesurer les concentrations de CO, NO et NO₂ dans le tunnel. Ils appartiennent à l'AED mais sont également exploités par l'IBGE-LRE. Les systèmes de gestion des données de ces postes de mesure sont raccordés au réseau télémétrique de surveillance de la qualité de l'air.

Le nombre de paramètres de pollution mesurés et le nombre de données finales (valeurs semi-horaire) conservées annuellement dans la base de données, figurent aux *tableaux I.1 et I.2*. Le *tableau I.3* représente la configuration du réseau télémétrique (situation fin 2008). Depuis juillet 2008 le nombre de particules est mesuré dans le poste de Woluwé : les comptages se font pour 32 classes de tailles différentes dans la gamme de 0,25 µm à 32 µm. Les données sont conservées pour 26 classes différentes.

Tableau I.1: Nombre de PARAMETRES de POLLUTION et nombre de VALEURS SEMI-HORAIREs dans le RESEAU TELEMETRIQUE de surveillance de la qualité de l'air.

Fin de l'année	Appareils	Paramètres	VALEURS SEMI-HORAIREs
1993	15	25	438.000
1994	22	34	595.680
1995	23	35	613.200
1996	28	42	737.856
1997	30	44	770.880
1998	35	51	893.520
1999	42	64	1.121.280
2000	47	71	1.247.328
2001	51	86	1.506.720
2002	57	93	1.629.360
2003	57	95	1.664.400
2004	57	99	1.734.480
2005	55	103	1.804.560
2006	56	112	1.962.240
2007	57	117	2.049.840
2008	58	117 + 26 (Cnt)	2.055.456 + 456.768

Au 31 décembre 1993, il y avait 25 séries de mesures en continu pour la pollution (438.000 valeurs semi-horaires par an). Fin 2008 il y a, réparties sur toutes les stations de mesures, au total 117 (+26) séries de mesures. Par période annuelle ceci correspond à 2.055.456 (+456.768) données semi-horaires.

Tableau I.2: Nombre de PARAMETRES de POLLUTION, nombre de VALEURS SEMI-HORAIREs et VALEURS MINUTES dans le tunnel

Fin de l'année	Appareils	Paramètres	Valeurs Semi-Horaires	Valeurs Minutes
2002 - 2008	4	8 + 8	140.160	8.409.600

Deux postes de mesure, équipés d'appareils de mesure du CO et des NO_x, ont été mis en service dans le tunnel Léopold II. Des résultats de mesure sont obtenus pour CO, NO, NO₂ et NO_x. Pour les deux postes, cela représente 4 appareils et 8 séries de données.

Pour chaque paramètre mesuré on enregistre également, ce qui n'est pas le cas pour le réseau téléométrique, les valeurs minutes et les moyennes glissantes sur 20 minutes (calculées minute par minute). Pour une année complète, cela conduira à 140.160 valeurs semi-horaires (8 paramètres) et 8.409.600 valeurs minutes (deux fois 8 paramètres).

Par rapport à la situation de fin 1994, la composition des installations de mesure a plus que triplé et le nombre de données quadruplé. Le personnel chargé du suivi quotidien du réseau téléométrique et du banc d'étalonnage est resté pendant cette période limité à 3,5 à 4 emplois temps plein.

Tableau I.3: **CONFIGURATION du RÉSEAU TÉLÉMÉTRIQUE**
Situation fin 2008

	SO ₂	NO	NO ₂	NO _x	O ₃	CO	PM ₁₀	PM _{2,5}	P _{Cnt} *	CO ₂	BTX**	Hg
R001	X	X	X	X	X	X	X	X				
R002	X	X	X	X		X				X		
B003	X	X	X	X		X				X		
B011	O#	X	X	X	X		X	X				
R012	X	X	X	X	X		X	X		X		
N043	X	X	X	X	X	X	X	X				
WOL1	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	
MEU1	X	X	X	X			X	X				X
B004		X	X	X	X	X						
B005	X	X	X	X	X	X					X	
B006		X	X	X		X						
E013	O#	X	X	X								

(*) P_{Cnt}: nombre de particules : résultats pour 26 classes

(**) BTX: 5 paramètres

PM₁₀ et PM_{2,5} : chaque fois 3 valeurs

O# : les appareils SO₂ vétustes des postes de mesure B011 et E013 ont été mis hors service au courant de l'année 2004

L'emplacement des postes de mesure existants est :

41R001	:	Molenbeek	Écluse
41R002	:	Ixelles	Avenue de la Couronne
41B003	:	Bruxelles	Arts – Loi
41B004	:	Bruxelles	gare de métro Ste-Catherine
41B005	:	Bruxelles	Eastman-Belliard
41B006	:	Bruxelles	Parlement Européen « Spinelli »
41B011	:	Berchem-Ste-Agathe	Drève des Maricolles
41R012	:	Uccle	IRM
41N043	:	Haren	Port de Bruxelles
41WOL1	:	Woluwé-St.-Lambert	Gulledelle (IBGE)
41MEU1	:	Neder-over-Heembeek	Parc Meudon
47E013*	:	Forest	Club de tennis

(*) poste de mesure exploité par Electrabel

La figure 1.1 représente l'emplacement de ces postes de mesure avec en fond, une carte de la Région.

1.3 Paramètres météorologiques

Le réseau de mesure télémétrique de la pollution de l'air dans la Région de Bruxelles - Capitale compte deux postes de mesure (Molenbeek et Uccle) équipés d'un mât de 30 m de haut pour la mesure des paramètres météorologiques: vitesse du vent, direction du vent, température à 3 m de haut, température à 30 m, pression atmosphérique et humidité relative.

Un mât de 8 m de hauteur est installé au poste de mesure de Berchem-Ste-Agathe : vitesse et direction de vent, température à 3 m d'hauteur et l'humidité relative.

Les valeurs de 20 paramètres météorologiques au total sont mesurées. Annuellement 350.400 valeurs semi-horaires sont conservées dans la base de données.

Localisation des postes de mesure météo :

T1M001	:	Molenbeek	Écluse (mât de 30 m de haut)
T1M003	:	Uccle	IRM (mât de 30 m de haut)
T1M011	:	Berchem-Ste-Agathe	Drève des Maricolles (mât de 8 m de haut)

L'emplacement des mâts météo est également représenté à la figure 1.1.

REGION DE BRUXELLES-CAPITALE

SURVEILLANCE de la QUALITE de l'AIR

RESEAU TELEMETRIQUE

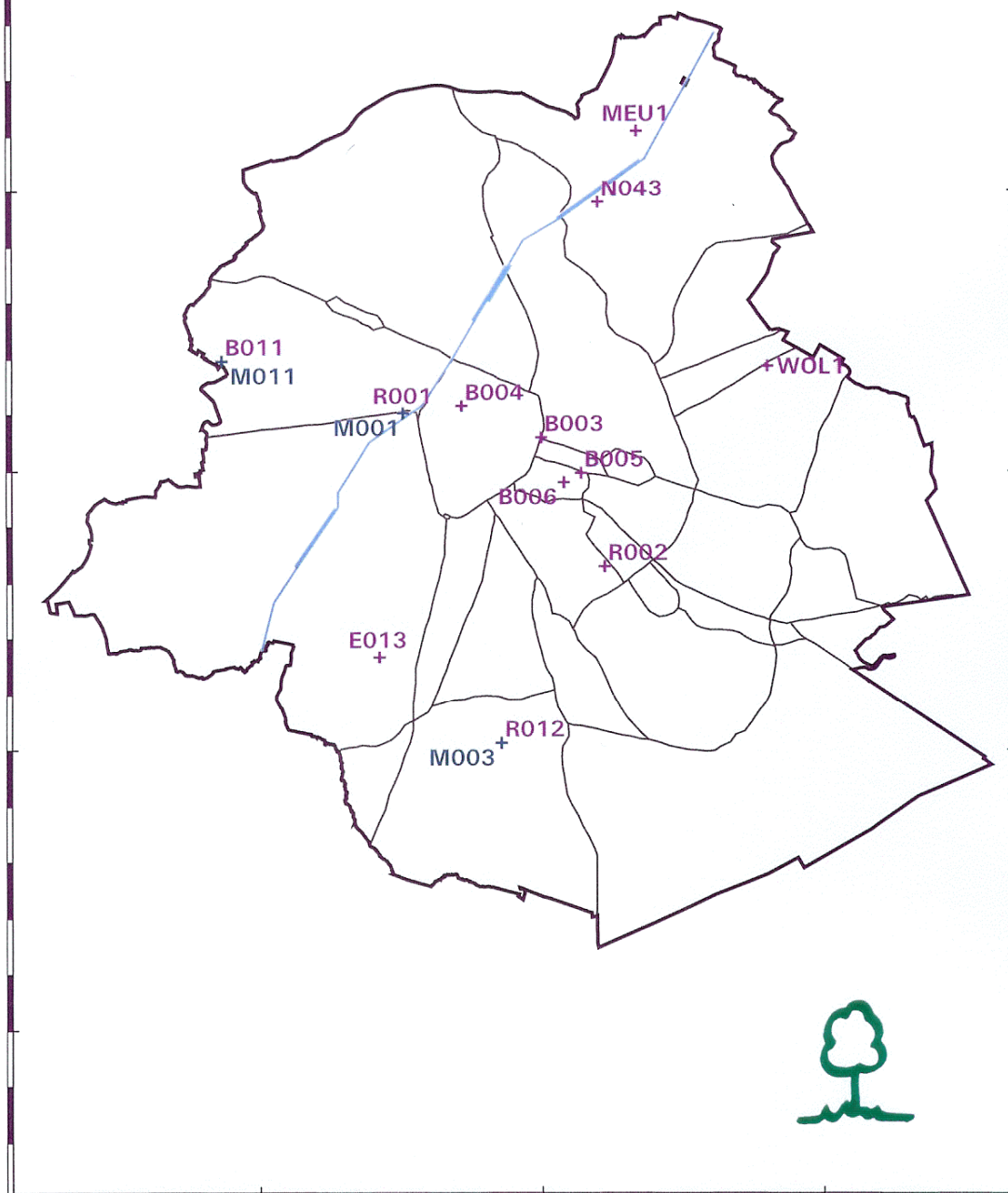


Fig. 1.1 : emplacement des postes de mesure du réseau télémétrique

1.4 Programme de mesure des Réseaux NON TÉLÉMÉTRIQUES

Dans les autres réseaux de mesure (non téléométriques), l'air est échantillonné en permanence. Les échantillons prélevés sont ensuite acheminés vers le laboratoire et analysés pour mesurer la présence de polluants bien déterminés. Ces réseaux de mesure ne permettent toutefois **pas** de suivre la qualité de l'air "on-line". De plus amples informations sur la nécessité de ces réseaux de mesure et sur les techniques employées figurent en annexe A.

Dans la Région de Bruxelles-Capitale, ces réseaux de mesure à "analyse différée" permettent de déterminer la présence dans l'air des composants suivants :

- plomb dans les particules (réseau de mesure Pb)
- composés organiques volatils (réseau de mesure COV)
- hydrocarbures polycycliques dans les particules (réseau de mesure HPA)
- fumées noires (réseau de mesure BSM)
- SO₂, NH₃, HCl et HF gazeux (réseau de mesure SNH)
- métaux lourds (réseau de mesure HMT) tels que Cu, Ni, Cd, Mn, As, Sb, Tl, Cr et sulfates (SO₄²⁻) dans les particules

Avec les réseaux de mesure du "plomb", des "fumées noires" et des "composés organiques volatils", les mesures du réseau national ont été poursuivies ou étendues. Les premières mesures systématiques de "fumées noires" en Belgique (et à Bruxelles) datent de 1968. Le réseau de mesure des "métaux lourds" (y compris le plomb) donne des résultats réguliers depuis 1973. Les mesures de composés organiques volatils ont commencé à Bruxelles en 1989.

Pour ces réseaux également une vaste extension des activités a eu lieu depuis 1994. De plus deux nouveaux réseaux ont en outre été mis sur pied. Un premier sert notamment à déterminer la teneur en ammoniac gazeux (NH₃) et en HCl dans l'atmosphère. Le second permet de déterminer la teneur en 11 hydrocarbures polycycliques différents dans les particules en suspension dans l'air. Le nombre d'analyses effectuées au laboratoire a augmenté environ d'un facteur 3, tandis que le nombre de résultats finaux (valeurs journalières) a pratiquement quintuplé. Le personnel chargé du suivi quotidien de ces réseaux est également resté limité à 3,5 à 4 emplois temps plein.

L'évolution du nombre de résultats journaliers dans les réseaux de mesure non téléométriques de la Région de Bruxelles-Capitale est reproduite dans le *tableau 1.4*. Le *tableau 1.5* représente la configuration des différents réseaux de mesure (situation fin 2008).

Tableau I.4: nombre de VALEURS JOURNALIÈRES
dans les
RÉSEAUX non-TÉLÉMÉTRIQUES

Fin de l'année	Valeurs Journalières
1994	10.585
1995	20.440
1996	22.995
1997	41.975
1998	50.005
1999	50.370
2000	50.370
2001	60.590
2002	60.590
2003	60.955
2004	61.122
2005	56.575
2006	58.035
2007	55.480
2008	58.926

Tableau I.5: CONFIGURATION des RÉSEAUX non-TÉLÉMÉTRIQUES
Situation fin 2008

	Pb	HMT	SNH	BSM	COV	HPA
R001				X	X	X
R002				X	X	X
B003					X	
B004			X			
R012	X		X	X	X	X
WOL1					X	X
IHE03	X					
MEU1	X	X	X			X
AND3	X	X				

SNH : 2 paramètres jusqu'à 1996 (SO₂ et NH₃) – après 4 (HCl et HF)
9 paramètres depuis 2006/2007
COV : 12 paramètres
HPA : 8 paramètres jusqu'à 2000 – 11 paramètres par après
HMT : 10 paramètres

Emplacement des postes de mesures :

R001	:	Molenbeek	Écluse
R002	:	Ixelles	Avenue de la Couronne
B003	:	Bruxelles	Arts – Loi
B004	:	Bruxelles	gare de métro Ste-Catherine
R012	:	Uccle	IRM
WOL1	:	Woluwé-St.-Lambert	Gulledelle (IBGE)
IHE03	:	Ixelles	Avenue de la Couronne
MEU1	:	Neder-over-Heembeek	Parc Meudon
AND3	:	Anderlecht	Boulevard de l'Humanité

L'emplacement de ces postes de mesures, avec en fond une carte de la Région, est représenté à la figure 1.2.

REGION DE BRUXELLES-CAPITALE

SURVEILLANCE de la QUALITE de l'AIR

RESEAUX NON-TELEMETRIQUES

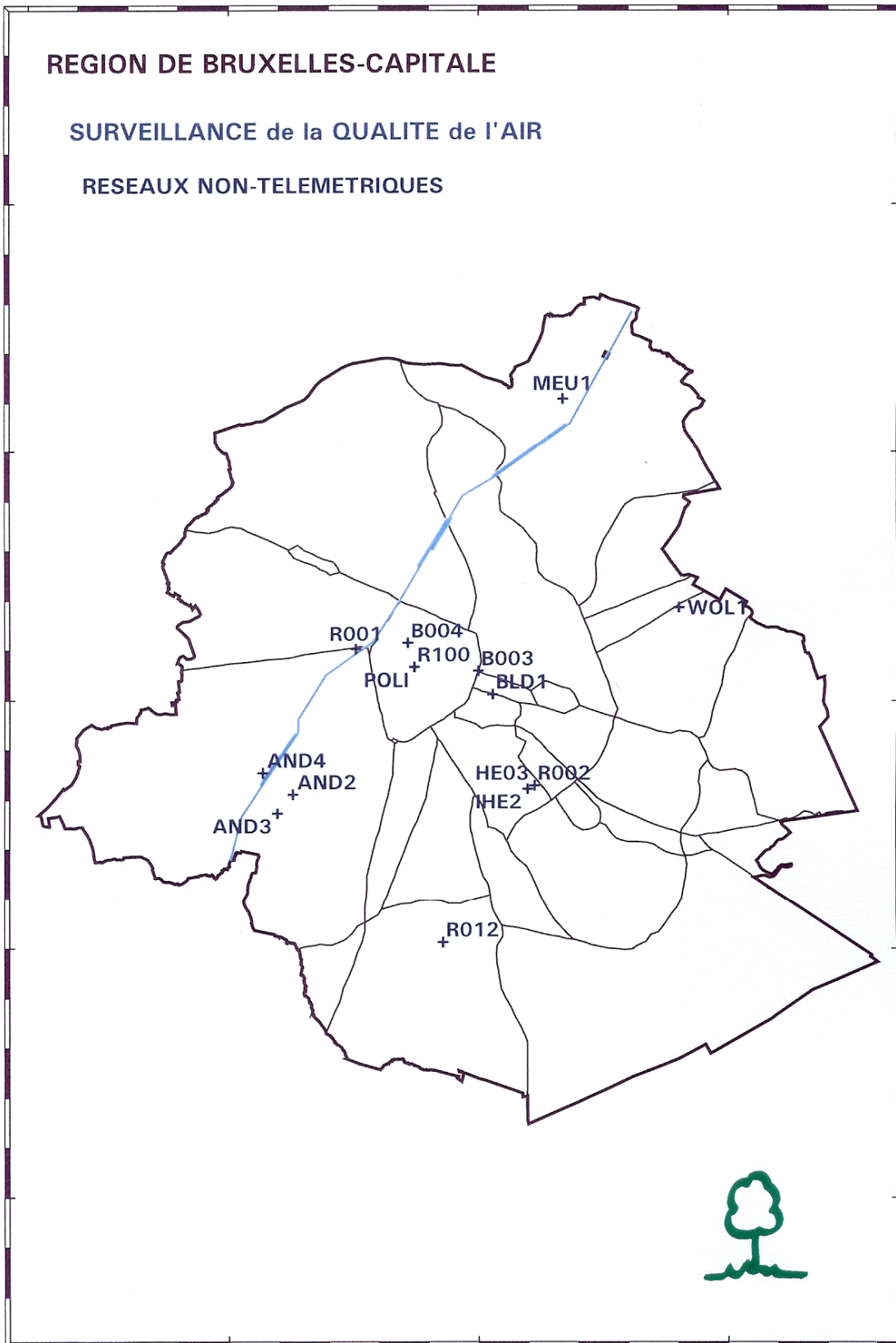


Fig. 1.2 : emplacement des postes de mesure des réseaux non-téléométriques

1.5 Réseau de mesure du benzène

Au cours de l'année 1998, un réseau de mesure a été mis en place pour déterminer la répartition spatiale du benzène dans la Région. A cet effet, on utilise des “*échantillonneurs passifs*”, exposés à l'air extérieur dans une vingtaine d'endroits différents. Les échantillons sont remplacés toutes les deux semaines et emmenés au labo pour analyse. Le résultat obtenu est une concentration moyenne de benzène sur une période de deux semaines.

Ce système est un bon complément aux systèmes de mesure existants. Il n'y a pas de séries de mesures détaillées pour un nombre limité de points de mesure, mais les informations obtenues permettent de se faire une bonne idée de la répartition spatiale des concentrations de benzène dans la Région.

2. Influence de la MÉTÉO sur les CONCENTRATIONS

2.1 Émission - Immission

Par pollution, on entend la présence dans l'air de gaz ou de particules, qui engendrent une modification de sa composition susceptible d'avoir des conséquences néfastes pour l'homme ou la nature. La production ou émission de ces matières peut être d'origine naturelle (incendie de forêts, éruptions volcaniques, décomposition de matières organiques) ou humaine.

Par immission on entend les concentrations des substances polluantes auxquelles les récepteurs sont exposés. Il y a évidemment un rapport entre la production (*émission*) d'une part et les concentrations observées (*immission*) d'autre part.

A proximité des sources ou des zones d'émission, ce rapport est assez complexe et pas simplement linéaire. Par exemple, dans un endroit influencé par plusieurs sources, la qualité de l'air peut, à certains moments être influencée par la source la plus faible et à d'autres moments être sous l'influence de la source la plus importante. Ce n'est qu'à partir de distances relativement grandes et pour autant qu'il n'y ait pas de transformations physico-chimiques importantes, que les concentrations observées sont proportionnelles aux quantités émises.

Profil des émissions: la plupart du temps, les émissions ne sont pas constantes, mais plutôt d'allure cyclique. De plus, il y a des émissions dont l'origine est irrégulière, diffuse ou accidentelle. L'allure cyclique des émissions dépend des activités sociales (travail, trafic, chauffage domestique, activité industrielle, loisirs, etc.). On distingue entre autres des cycles:

- jour et nuit
- hebdomadaires : week-end et jours ouvrables
- saisonniers : été et hiver
- journaliers : heures de pointe et heures creuses pour le trafic
- journaliers : pointes de production d'énergie/chauffage

Concentrations variables: le profil fortement variable des concentrations instantanées mesurées (voir fig. 2.3 et 2.7) ne montre pas de lien direct avec le profil des émissions. Il y a cependant un rapport évident entre le profil moyen des concentrations et les émissions. On peut le constater en observant les nombreux graphiques des *profils hebdomadaires moyens* ou des *profils journaliers moyens* (samedi, dimanche et jours ouvrables) présentés au chapitre 4, et ce pour les périodes hiver (octobre - mars) et été (avril - septembre).

En général on peut postuler que les concentrations augmentent pour les émissions plus fortes et qu'elles diminuent quand le "*renouvellement*" de l'air augmente. Dans les zones d'émissions, les concentrations mesurées varient généralement assez rapidement et de façon importante. Les concentrations mesurées varient de façon plus importante qu'attendue au vu des fluctuations des émissions.

Dans les zones d'émissions, des changements de concentration d'un facteur 2 ou 3 au cours d'une même journée sont la règle, des changements d'un facteur 10 ne sont pas exceptionnels et des fluctuations plus fortes encore ne sont pas impossibles. Mêmes pour des émissions maintenues constantes les concentrations mesurées peuvent montrer de très fortes variations. Dans la pratique, ce ne sont pas tant les variations d'émissions qui sont déterminantes pour les niveaux de pollution observables, mais bien plus les variations continues des conditions météorologiques.

Processus atmosphérique: les polluants ne sont pas tous introduits dans l'atmosphère par des sources directes. Certains sont formés par suite de processus de réactions dans l'atmosphère qui transforment les polluants primaires rejetés. Un exemple type en est l'ozone. Par temps chaud et ensoleillé, il y a, sous l'influence des rayons U.V. du soleil, un processus de réaction par lequel de l'ozone en excès est produit dans l'air déjà contaminé. Les polluants primaires, appelés aussi « *préalables* » ou « *précurseurs* », sont dans ce cas les oxydes d'azote et les composés organiques volatils réactifs. L'ozone, produit final, est décrit comme "*polluant secondaire*".

Dans un environnement riche en monoxyde d'azote, une partie de l'ozone est transformé en NO₂. Des aérosols également (sulfates, nitrates, ...) sont formés partiellement dans l'atmosphère. Le NO₂ et les particules fines sont en partie des polluants secondaires.

2.2 Conditions météorologiques

2.2.1 Dispersion horizontale

Le vent assure l'arrivée d'air frais (ou de pollution éloignée) et l'évacuation de la pollution locale. Plus la vitesse du vent est élevée et plus le taux de renouvellement de l'air et la dilution de la pollution sont élevés.

Il y a une influence évidente de la vitesse et de la direction du vent sur la dispersion horizontale de la pollution.

Les vents ou déplacements de masses d'air, sont dus à des différences de pression atmosphérique. Autour des zones de basse pression ou cyclones, l'air tourne dans le sens contraire des aiguilles d'une montre. Pour nos régions, cela signifie généralement une arrivée d'air assez pur en provenance de l'océan atlantique (vents de Sud-Ouest à Nord-Ouest). Ces vents en général assez forts assurent une grande dilution et l'évacuation de la pollution émise localement.

Autour des noyaux de haute pression, ou anti-cyclones, les masses d'air, vues du dessus, tournent dans le sens horlogique. Pour nos régions, cela correspond très fréquemment à des vents de secteur Est (Sud-Est à Nord-Nord-Est). Cela s'accompagne d'arrivée d'air continental qui est déjà en grande partie chargé de polluants. Les concentrations de fond sont plus élevées que d'habitude et à cela vient s'ajouter la pollution locale. Les vents généralement faibles, associés à cette direction, assurent une moins bonne dilution de la pollution.

La vitesse de vent plus élevée au début et à la fin du mois février 2008 était responsable des niveaux de concentration nettement inférieurs à ceux de la période du 6 au 20 février (fig. 2.3).

Des périodes à direction de vent différente, mais assez stable, font changer les niveaux de concentration observées dans les poste de mesure d'Ixelles et Arts-Loi (fig. 2.4). Les concentrations constatées durant les périodes du 3 au 10 mars (direction sud-ouest à nord-ouest) et du 12 au 22 mars 2006 (vent venant du secteur nord-est) en donnent une illustration claire.

2.2.2 Dispersion verticale

La dispersion de la pollution de l'air dans le sens vertical a une influence beaucoup plus grande encore que la dispersion horizontale sur les concentrations. Les matières polluantes sont émises dans l'atmosphère à hauteur plutôt faible (de quelques mètres à quelques dizaines de mètres). Les polluants se dispersent en altitude et contaminent les couches basses de la troposphère (plusieurs centaines de mètres jusque maximum 2.000 m de haut). Dans certains cas la pollution ne se disperse que dans quelques dizaines de mètres de hauteur, ou, au plus, une paire de centaines de mètres.

La hauteur de la couche de mélange, c.-à-d. la hauteur jusqu'à laquelle la pollution est mélangée, est de loin le plus important des paramètres déterminants pour les niveaux de concentration au sol. Les concentrations diminuent quand la hauteur de la couche de mélange augmente (fig. 2.1). Avec une couche de mélange de 800 m de haut, la pollution se disperse dans un volume quatre fois plus grand qu'avec une couche de mélange de 200 m de haut. Dans le dernier cas, les concentrations au sol sont quatre fois plus élevées.

Le profil vertical de température de l'air est déterminant pour la façon (facile ou difficile) dont les polluants se mélangent dans les couches d'air supérieures.

Gradient de température: dans les couches d'air de la troposphère, la température diminue, en principe, avec l'altitude. En moyenne, *la chute de température dans l'air ambiant* est d'environ 0.65 °C par 100 m, mais cela peut varier de 0 °C à un peu plus d'1 °C par 100 m. Une situation où la température augmente avec l'altitude est connue comme « inversion de température ».

Les *variations de température* dans une *poche d'air pollué* se passent de façon plus au moins adiabatique. La différence entre ces changements de température adiabatiques (dans une poche d'air ascendante ou descendante) et le gradient de température de l'air environnant détermine en grande partie le mélange vertical (fig. 2.2).

Dans une poche d'air sec (pas complètement saturé d'humidité) le changement de température adiabatique est d'environ 1 °C par 100 m. Dans une poche d'air saturé en humidité, le changement de température adiabatique est inférieur à 1 °C par 100 m (0.2 à 0.9°C), à cause de l'éventuelle condensation ou évaporation.

Atmosphère instable: si le changement de température adiabatique dans une poche d'air ascendante est inférieur au changement de température de l'air environnant, la température d'une poche d'air émise à température ambiante va devenir supérieure à celle de la température de l'air environnant. La densité de la poche d'air devient donc inférieure à celle de l'air environnement et la poche d'air continue à monter.

Si la poche d'air descend, alors sa température va devenir inférieure à celle de l'air environnant. Sa densité augmente et devient plus grande que celle de l'air qui l'entoure. La poche d'air continue donc à descendre.

Dans une atmosphère instable, la poche d'air rejetée s'écarte toujours de la situation de départ. Il y a par conséquent un très bon mélange vertical, et avec comme conséquence, des concentrations moyennes plus basses.

Atmosphère stable: si le changement de température adiabatique dans une poche d'air qui s'élève est plus grand que le changement de température de l'air environnant, alors la température dans une poche d'air émise à température ambiante va devenir inférieure à la température ambiante. Par conséquent la densité de la poche d'air va augmenter par rapport à l'air environnant et la poche d'air aura donc une tendance à descendre.

Si la poche d'air descend, alors sa température va devenir supérieure à la température de l'air environnant. La densité de la poche d'air devient plus faible que celle de l'air environnant et la poche d'air aura donc tendance à monter.

Dans une atmosphère stable, une poche d'air rejeté a toujours tendance à revenir à la situation d'origine. Il y a, par conséquent, un plutôt mauvais mélange vertical. La pollution reste donc présente et se concentre dans la couche d'air dans laquelle elle est émise et la concentration augmente dans cette couche.

Situation neutre: une situation neutre se présente quand le changement de température adiabatique dans une poche d'air rejeté est plus ou moins égal au changement de température de l'air environnant. Dans ce cas, une poche d'air émise à température ambiante est en équilibre avec l'air environnant à toutes les hauteurs. Dans une telle situation, il y a un mélange convenable en altitude.

Les passages entre les différentes situations s'effectuent de façon dynamique. Au cours d'une journée plusieurs situations peuvent se succéder, avec différents degrés de stabilité des couches d'air. De plus, une relativement faible variation du profil vertical de température peut conduire à une autre stabilité des couches d'air, avec des changements rapides de concentration comme résultat.

Stabilité de la couche d'air et hauteur d'émission: les concentrations au niveau du sol sont en grande partie influencées par la stabilité des couches d'air. Il y a cependant aussi une interaction avec la hauteur d'émission.

Dans une atmosphère stable et avec des vitesses de vent faibles, le panache de fumée d'une cheminée élevée va rester à la hauteur d'émission pendant des kilomètres et il y aura peu d'expansion verticale ou horizontale. Dans ces conditions les rejets de la cheminée influenceront peu la qualité de l'air dans un espace plus ou moins grand. Les rejets à faible hauteur, p.ex. du trafic ou du chauffage domestique dans les villes, vont, dans les mêmes conditions, certainement engendrer des concentrations élevées au niveau du sol.

Dans une atmosphère instable, avec une bonne dispersion en hauteur et des vents forts, les rejets des sources basses vont se disperser convenablement. Dans ce cas les concentrations dans les villes restent plutôt faibles. Dans les mêmes circonstances, le panache d'une cheminée élevée peut, à très courte distance, être rabattu vers le sol et provoquer des concentrations locales élevées.

Inversion de température: dans des circonstances spéciales se produit une inversion de température. Les polluants émis en dessous de la couche d'inversion ne la traversent pratiquement pas. Dans les villes, les valeurs de pointe les plus élevées sont enregistrées lors d'inversions de température à faible hauteur (quelques dizaines de mètres), associées à des périodes de vent calme. Il y a une accumulation des polluants émis à faible hauteur.

De telles inversions de température se produisent généralement après une froide nuit d'hiver sans couverture nuageuse. Pendant la nuit la surface terrestre se refroidit suite aux pertes de chaleur par rayonnement. Le matin, les couches d'air inférieures, au contact du sol, sont plus froides que l'air qui se trouve à quelques dizaines de mètres de haut (fig. 2.1). Cette forme d'inversion est appelée inversion par rayonnement, et est généralement de courte durée. Le matin, avec le retour du soleil, le sol se réchauffe et l'inversion disparaît. Ce phénomène revient fréquemment, tant en période hivernale qu'en période estivale.

Dans les graphiques de la *figure 2.3*, on peut voir facilement l'influence des inversions de température matinales sur les niveaux de concentration des divers polluants, mesurés en différents emplacements dans la Région. Respectivement entre le 6 et le 12 et entre le 16 et le 20 février 2008 il se manifeste régulièrement une inversion matinale, une condition météorologique tout à fait défavorable à la dispersion des polluants. Ceci ressort de l'évolution du gradient de température mesuré à Uccle (voir graphique du bas). Une valeur négative pour le paramètre "T3-T30" indique une inversion de température au sol (T3-T30: la température à 3 m de haut moins la température à 30 m de haut).

Une autre forme d'inversion est l'inversion de subsidence. Cette forme d'inversion se produit généralement à grande échelle, p. ex. une grande partie de l'Europe de l'Ouest. Elle se produit quand une couche d'air doux glisse au-dessus des couches froides au niveau du sol. Lors de l'abaissement et de la compression des couches d'air doux, leur température va augmenter de façon plus au moins adiabatique. Comme l'air des couches supérieures est moins dense, la couche du dessus va se comprimer plus fort que la couche inférieure et donc s'échauffer plus également; le phénomène d'inversion peut se développer. Dans les cas extrêmes, une telle situation peut conduire à un épisode de pollution: une période de pollution fortement élevée et persistante.

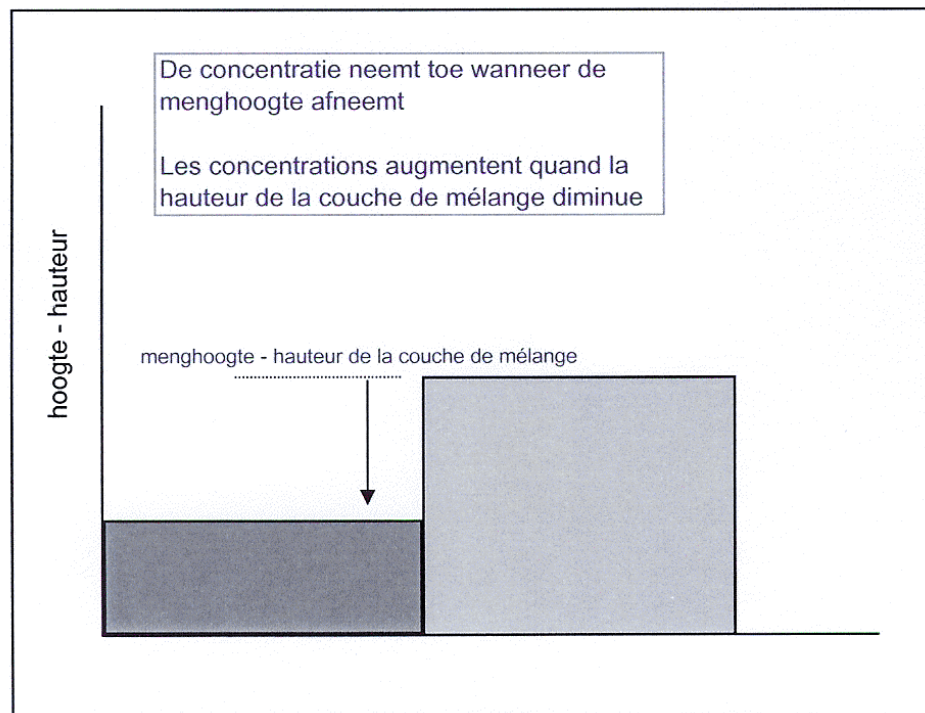
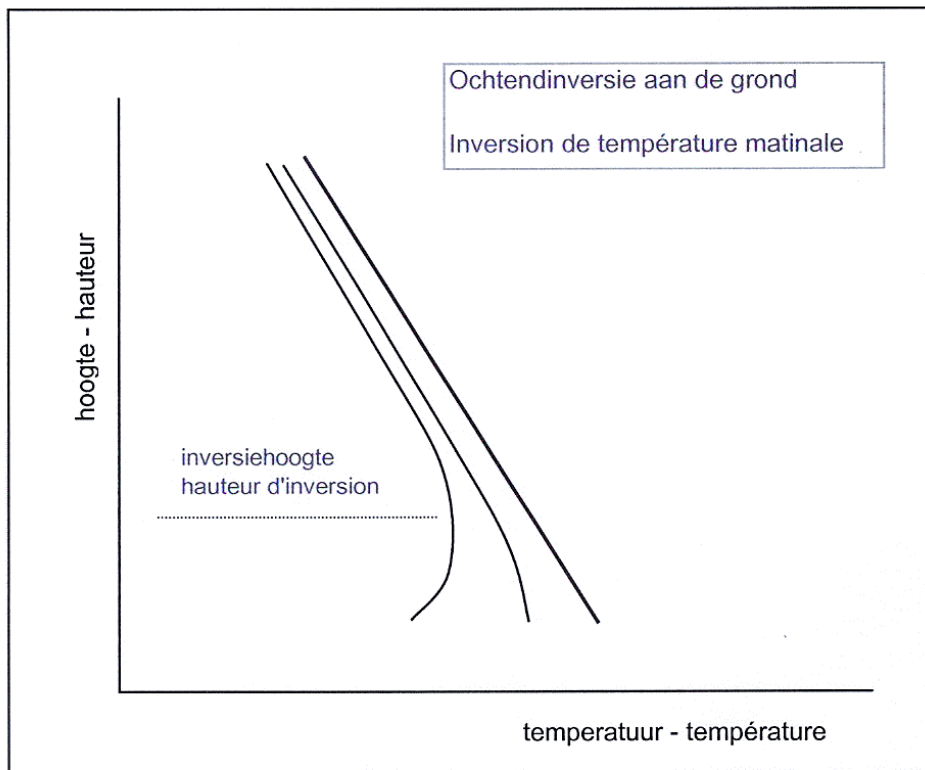


Fig. 2.1 : inversion matinale et effet de la hauteur de la couche de mélange

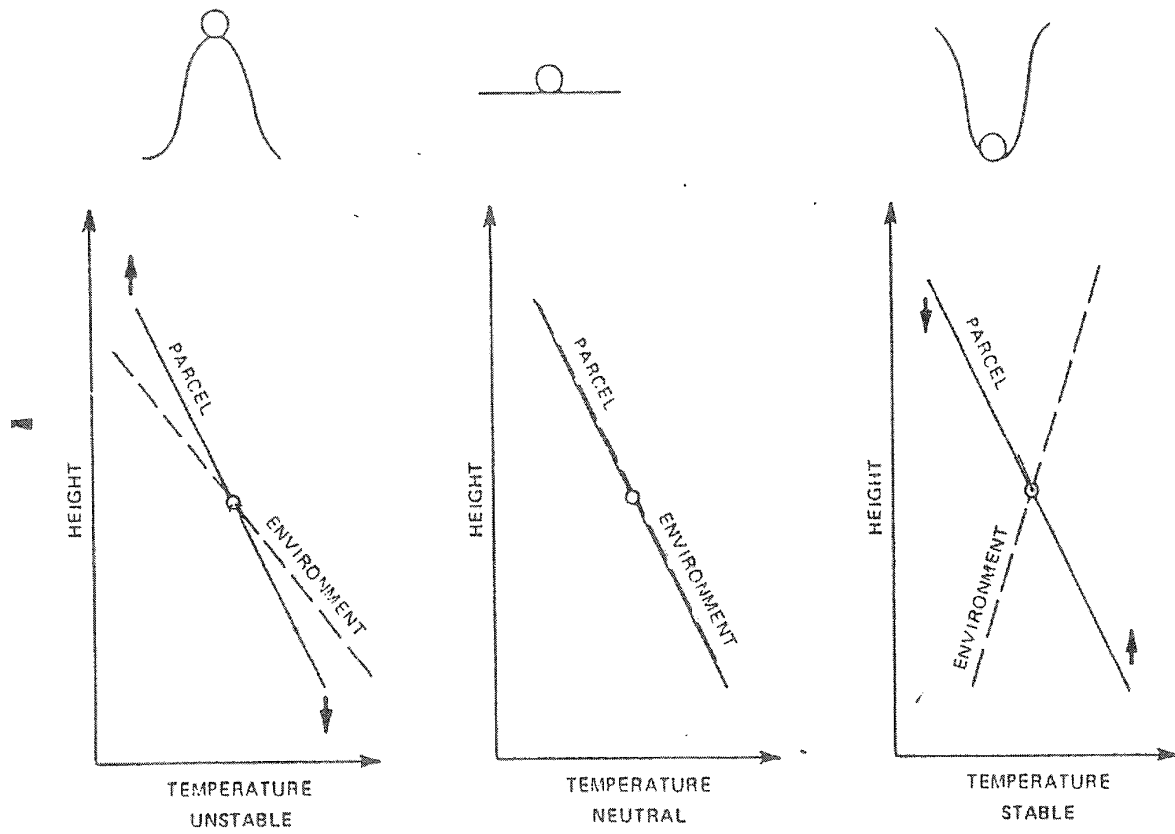


Fig. 2.2 : Profil de température instable, neutre et stable

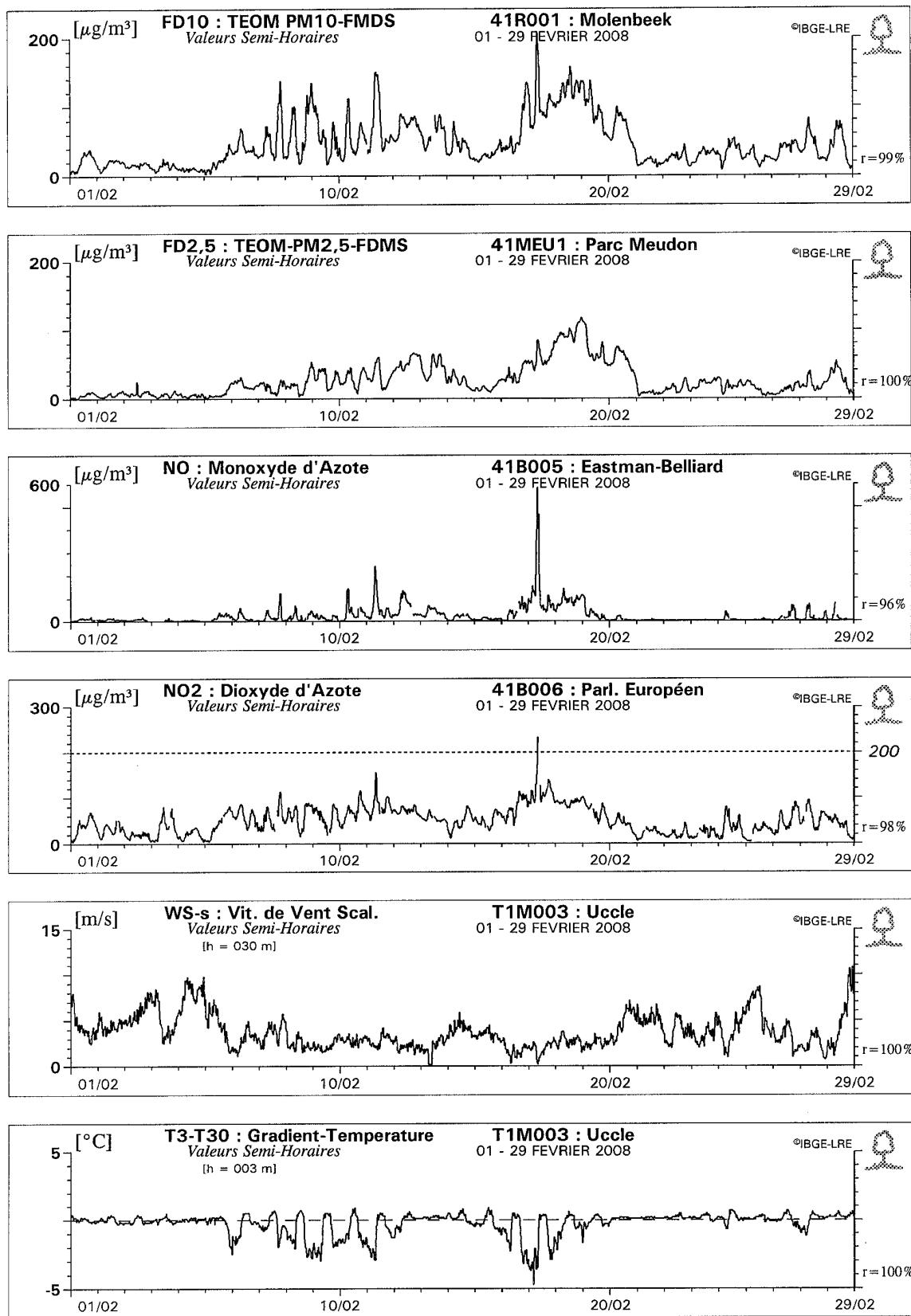


Fig. 2.3 : Évolution de la concentration en Février 2008.
 Inversion de température – concentrations plus élevées entre le 6 et le 12 et entre le 16 et le 20 Février
 Vitesse de vent plus forte – concentrations plus faibles au début et à la fin du mois

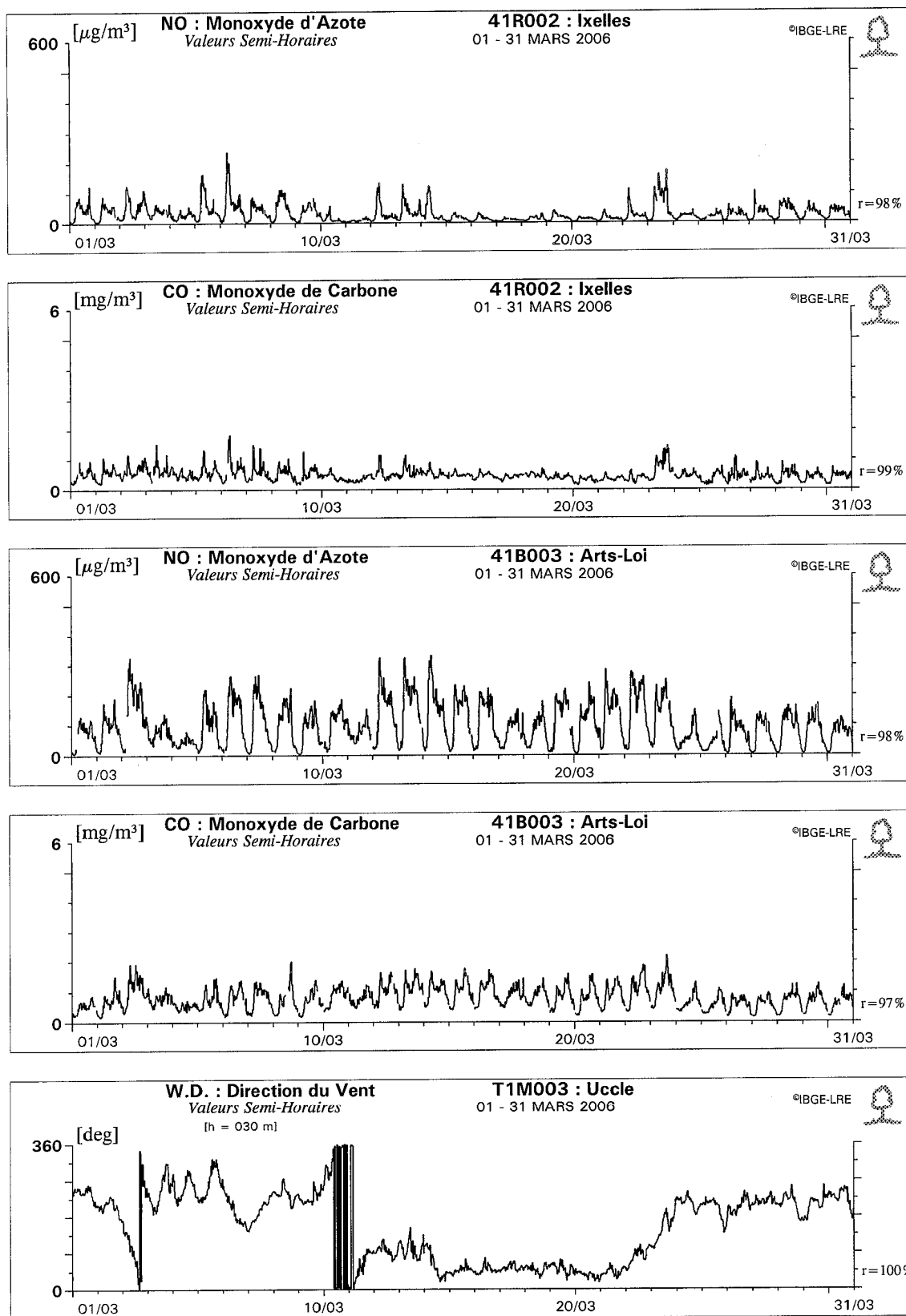


Fig. 2.4 : Évolution de la concentration NO et CO à Ixelles et Arts-Loi – Mars 2006.
 Direction de vent et niveaux de concentrations durant les périodes du 3 au 10 et du 12 au 22 Mars

2.2.3 Modèle de prévision ALADIN

Suite à un accord avec l'IRM, l'IBGE reçoit depuis avril 2002, deux fois par jour, les résultats du modèle *ALADIN*. Ce modèle fournit, pour les prochaines 60 heures des prévisions pour deux paramètres météorologiques significatifs, à savoir: « *le profil de température vertical* » (gradient de température) et « *l'indice de transport horizontal* ». L'indice de transport est obtenu en divisant la vitesse de vent par la fréquence de Brunt-Väisälä. Cette fréquence est une mesure de la stabilité des couches d'air: plus les couches d'air sont stables, plus la fréquence est élevée.

Les conditions météorologiques sont considérées comme particulièrement défavorables à la dispersion de la pollution de l'air quand les 4 conditions suivantes sont remplies:

- il y a une inversion de température évidente
- l'indice de transport est particulièrement faible (< 100 m), dans une zone allant du sol à la hauteur de la couche de mélange
- la situation est stable pendant plusieurs heures (ordre de 24 heures)
- dans un large espace il y a peu de différences de pression: présence d'un "marais barométrique"

Dans ces circonstances il n'y a presque aucun mouvement d'air, ni horizontal, ni vertical. Si cette situation dure assez longtemps (durée minimale ~24 heures) les concentrations augmentent suite à l'accumulation de la pollution locale qui se superpose à la pollution de fond.

La prévision de la longueur de transport, réalisée le mardi 11 décembre 2007, à l'heure de midi, pour les 60 heures à venir, est représentée à la figure 2.5. La prévision indique une période relativement courte, le mercredi 12 décembre, avec des conditions météo défavorables à une bonne dispersion de la pollution. Ce mercredi matin se manifeste partout dans le réseau, et pour tous les polluants, un pic de concentration de courte durée (fig. 2.7).

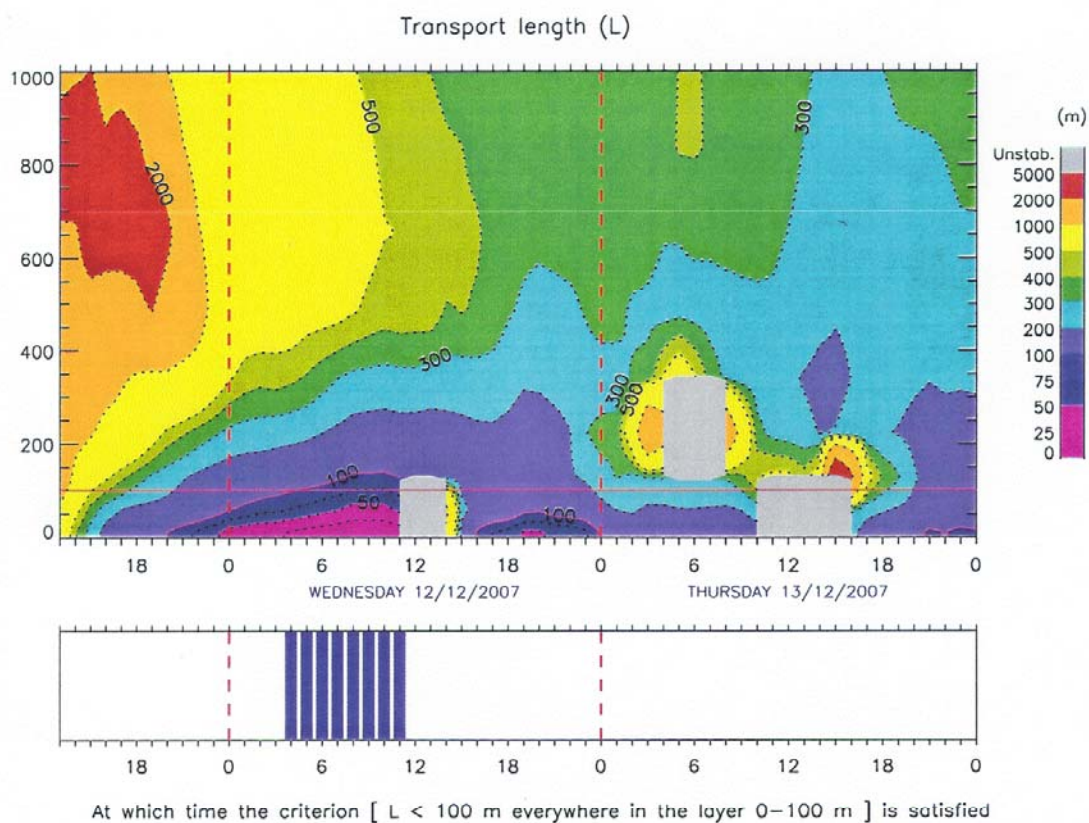
A la figure 2.6, la prévision du mercredi 19 décembre 2007 indique une situation de blocage de plus longue durée. Des concentrations élevées ont bien été constatées entre le mardi 18 et le samedi 22 décembre 2007 à différents postes de mesure (fig. 2.7).

Le modèle ALADIN permet de prévoir à l'avance, avec une grande probabilité, des périodes où les conditions météorologiques seront défavorables à la bonne dilution de la pollution. Le modèle ne convient pourtant pas pour la prévision des niveaux de concentration.

La Cellule Interrégionale pour l'Environnement (CELINE) dispose de plusieurs types de modèles, qui permettent de prévoir les concentrations en ozone, dioxyde d'azote et de particules PM10 pour les jours à venir. Les résultats de ces modèles sont à consulter sur le site de CELINE: www.irceline.be.

BRUSSELS

ALADIN forecast initialized on TUESDAY 11/12/2007 at 12 UT



Longest period unfavourable to the dispersion of pollutants:

From WEDNESDAY 12/12/2007 at 3:30 UT
To WEDNESDAY 12/12/2007 at 11:30 UT
Event duration: 8 hours

NO POLLUTION ALERT

because the duration of the period unfavourable to the dispersion of pollutants is less than 17 hours.

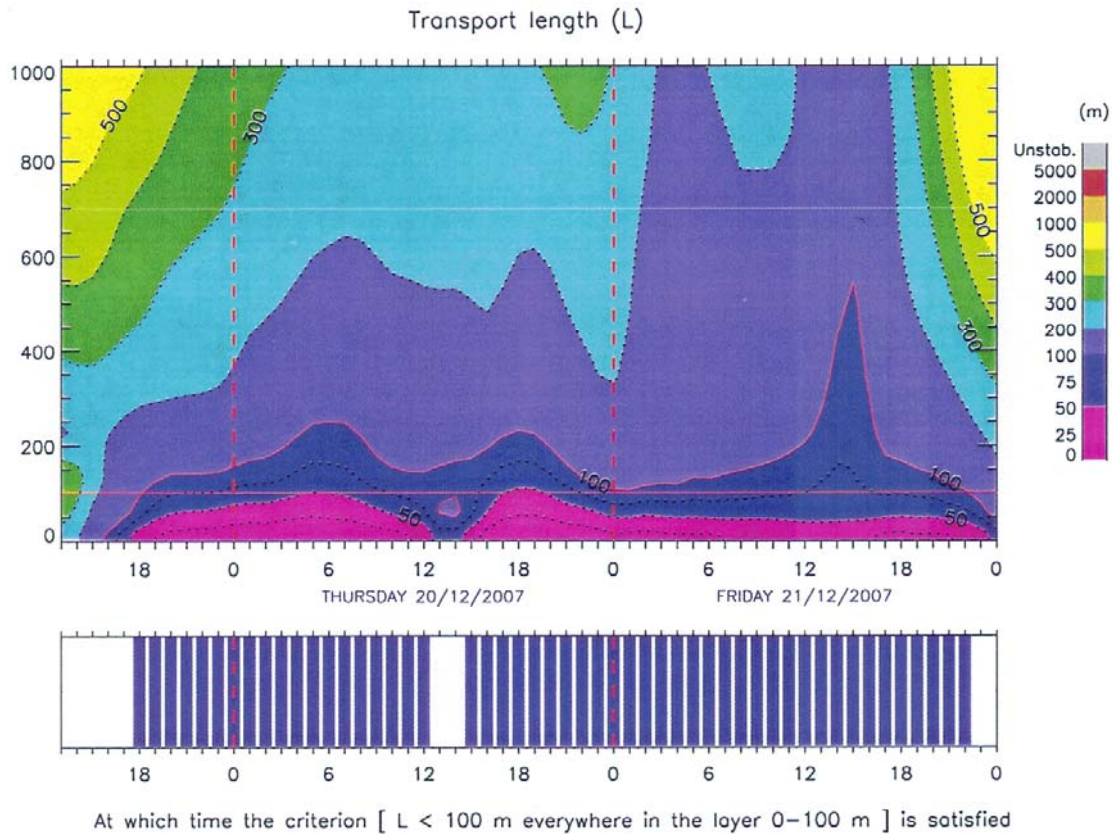
For any question about this document, please contact Olivier Lotinne (02/373.67.45)

Fig. 2.5 : Modèle Aladin (source IRM) – prévision du mardi 11 décembre 2007, à l'heure de midi, de la longueur de transport pour les 60 heures à venir

BRUSSELS



ALADIN forecast initialized on WEDNESDAY 19/12/2007 at 12 UT RMI



Longest period unfavourable to the dispersion of pollutants:

From THURSDAY 20/12/2007 at 14:30 UT

To FRIDAY 21/12/2007 at 22:30 UT

Event duration: 32 hours

POLLUTION ALERT

Please:

- 1) check the validity of the Aladin forecast
- 2) if the Aladin forecast is valid, send (by mail + fax) an alert to BIM-IBGE and IRCEL-CELINE

For any question about this document, please contact Olivier Latinne (02/373.67.45)

Fig. 2.6 : Modèle Aladin (source IRM) – prévision du mercredi 19 décembre 2007, à l'heure de midi, de la longueur de transport pour les 60 heures à venir

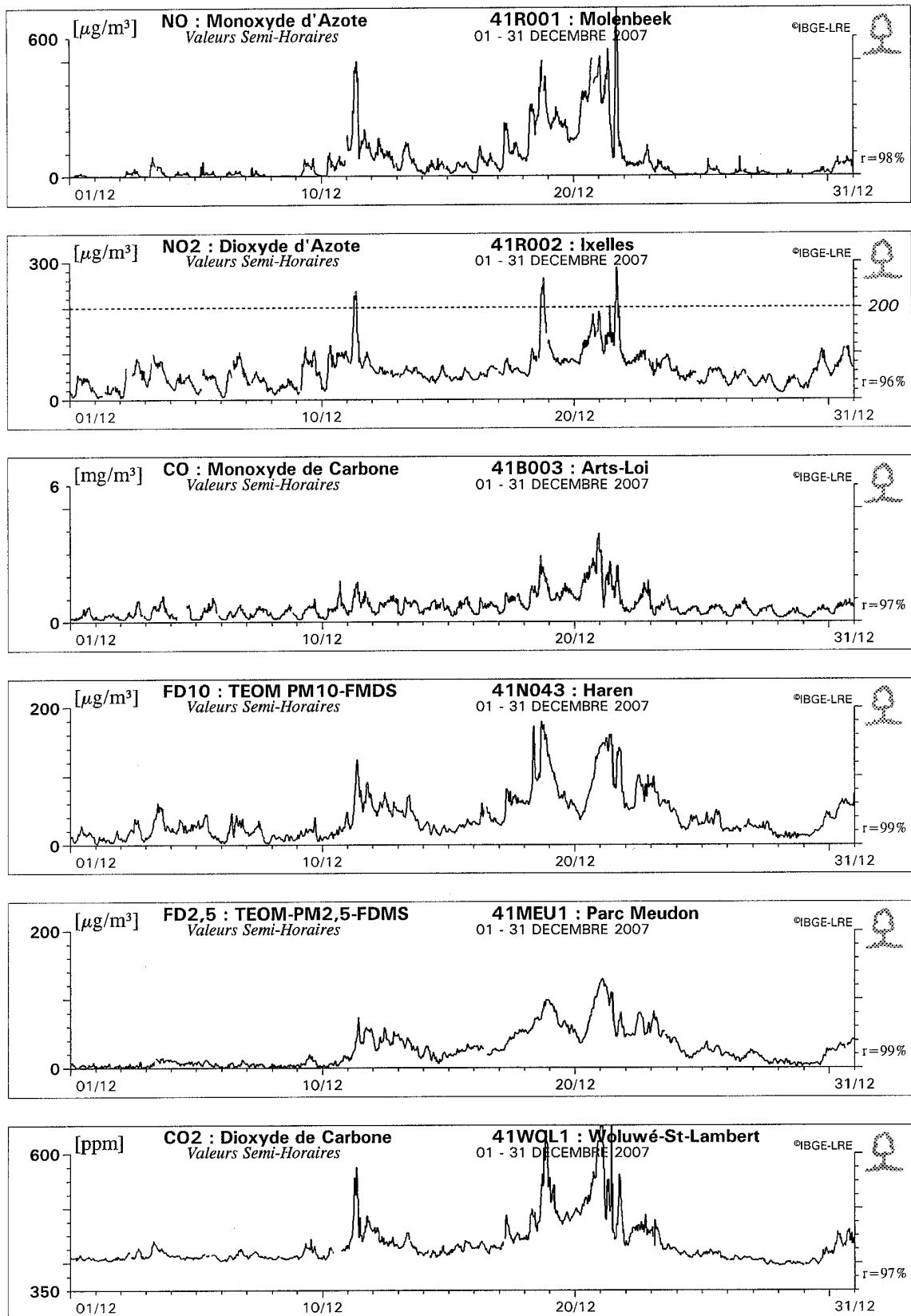


Fig. 2.7: Pic de pollution momentané le mercredi 12 décembre 2007 (prévision du 11 décembre)
Concentrations élevées entre mardi 18 et samedi 22 décembre 2007 (prévision 19 décembre)

2.2.4 Étude de la pollution de l'air

Les rejets changeants d'un grand nombre de sources très différentes, et l'influence de conditions météorologiques variant en permanence font de la pollution atmosphérique « *un phénomène à évolution dynamique* » par excellence. Une conséquence directe en est une grande variabilité des concentrations mesurées. Il faut donc effectuer des mesures pendant une longue période avant de pouvoir évaluer globalement la situation.

Une longue période de mesure induit naturellement une masse de données chiffrées. La grande masse de données disponibles fait qu'il n'est pas aisé de "*voir clair*" à travers toutes ces informations. L'évaluation des données doit donc se faire avec l'aide de valeurs statistiques significatives :

- moyennes
- centiles
- évolution journalière et hebdomadaire
- roses de pollution
- comparaison des niveaux de pollution entre différents postes
- comparaison des rapports de concentration entre différents polluants
- etc. ...

L'analyse de tendance doit se faire de préférence sur plusieurs années, sinon on risque de mettre en évidence l'influence d'une situation météorologique "particulièrement différente" (p.ex. un été particulièrement chaud par rapport à un été moyen, un hiver glacial par rapport à une période hivernale avec des nombreuses tempêtes), plutôt que l'évolution réelle des sources de pollution. Dans cette optique, les systèmes de mesure doivent être soumis à un contrôle de qualité strict qui assure une fiabilité des données constante sur plusieurs années.

3. NORMES : Directives CE

Historique : La loi du 28 décembre 1964 relative à la lutte contre la pollution atmosphérique fut la première loi en Belgique qui obligeait à suivre de façon systématique, à l'aide de réseaux de mesure, la présence de certains polluants dans l'air. En 1968 le réseau "soufre-fumées" a été créé, avec l'accent sur le dioxyde de soufre et les fumées noires. La nécessité de ce réseau était incitée, entre autre par l'épisode de pollution (smog) à Londres qui, entre le 5 et le 9 décembre 1952, était accompagnée d'une surmortalité d'environ 4.000 personnes. En 1973 suivait le réseau "métaux lourds", orienté surtout sur le plomb et d'autres métaux non ferreux (cuivre, cadmium, nickel, chrome, vanadium, ...). A partir de 1978, et suite à un programme d'impulsion de la politique scientifique, un ambitieux réseau téléométrique a été construit pour le contrôle, en temps réel, des concentrations de dioxyde de soufre, des particules en suspension, des oxydes d'azote, de l'ozone et du monoxyde de carbone.

Entre 1982 et 1992, dans le cadre de la CE, des normes de qualité de l'air ont été fixées pour plusieurs polluants. Ce fut le cas notamment pour le dioxyde de soufre et les particules en suspension, le dioxyde d'azote, le plomb et l'ozone. Les directives y afférentes 80/779/CE (SO₂ et particules en suspension), 85/580/CE (NO₂), 82/884/CE (Pb) donnent des **valeurs limites** et des **valeurs guides**. La directive 92/72/CE pour l'ozone donne des **valeurs seuils**.

Actuellement ces directives ne sont plus d'application. Seulement la valeur limite du NO₂ reste d'application jusqu'au 1 janvier 2010. Les valeurs normatives de ces directives abrogées sont, pour compléter le tableau historique, présentées plus loin dans ce chapitre (voir pt 3.6).

Les **valeurs limites** ont un *caractère légal contraignant* et doivent être respectées. Elles ont été fixées dans un but de protection de la santé publique. Les **valeurs guides** sont des valeurs fortement recommandées mais leur respect, du point de vue strictement légal, n'est *pas* obligatoire. Ces valeurs sont définies dans le but de protéger la santé et l'environnement à long terme. Leur respect devrait permettre d'éviter toute conséquence néfaste permanente pour la santé publique ou pour l'environnement dans son ensemble. Les valeurs à atteindre sont également indicatives pour l'instauration de régimes spécifiques dans des zones clairement circonscrites, par exemple pour la protection de zones naturelles vulnérables.

Dans le cas de l'ozone, des **valeurs seuils** sont formulées. Le dépassement d'une valeur seuil peut conditionner l'obligation d'informer la population ou inciter à prendre des mesures visant à réduire les émissions.

Réglementation actuelle : Durant la période 1996-2004 de *nouvelles normes européennes* pour la qualité de l'air ont été publiées. Le 21.11.1996 est parue au Journal officiel des Communautés Européennes la **directive cadre** 1996/62/CE concernant l'évaluation et la gestion de la qualité de l'air ambiant. En Région de Bruxelles-Capitale, cette directive a été transposée par l'ordonnance du 25 mars 1999.

A l'annexe I de cette directive figure une liste de 13 substances dont la présence dans l'air ambiant doit faire l'objet d'une étude prioritaire: dioxyde de soufre, dioxyde d'azote, fines particules (y compris PM10), particules en suspension, plomb, ozone, benzène, monoxyde de carbone, hydrocarbures aromatiques polycycliques, cadmium, arsenic, nickel et mercure. La directive prévoit en outre plusieurs définitions et modalités qui doivent être prises en compte lors de son exécution.

Faisant suite à la directive cadre, une première directive fille est parue rapidement (1999/30/CE) avec les objectifs pour le *dioxyde de soufre*, le *dioxyde d'azote* et les *oxydes d'azote*, les *particules en suspension* et le *plomb* dans l'air. Le 16 novembre 2000 est parue une seconde directive fille (2000/69/CE) fixant les normes pour le *monoxyde de carbone* et le *benzène*, suivie le 12 février 2002 par une troisième directive fille (2002/3/CE), fixant des seuils pour l'*ozone*. Ces directives sont transposées dans des arrêtés du Gouvernement de la Région de Bruxelles-Capitale respectivement le 28/06/2001, le 05/07/2001 et le 18/04/2002.

Dans les nouvelles définitions le terme « valeur seuil » est remplacé par « valeur cible ». Les **valeurs cibles** (p.ex. pour l'ozone) sont des niveaux de concentration qui doivent être atteints dans la mesure du possible sur une période donnée.

La quatrième directive fille (2004/107/CE) fixant les objectifs pour le nickel, le cadmium, l'arsenic, le mercure et les hydrocarbures aromatiques polycycliques est parue le 26 janvier 2005. Cette directive a été adoptée par la Région de Bruxelles-Capitale par l'arrêté du 25 octobre 2007.

Directive 2008/50/CE concernant la qualité de l'air et un air pur pour l'Europe : cette nouvelle directive, regroupant la plupart des directives existantes sur la qualité de l'air, dans une seule directive, est apparue le 21 mai 2008. La directive intègre la directive cadre 1996/62/CE et les directives filles 1999/30/CE (*SO₂, NO₂ et NO_x, PM₁₀ et Pb*), 2000/69/CE (*CO et benzène*) et 2002/3/CE (*ozone*), qui seront tous abrogés à partir du 11 juin 2010. Les États membres doivent, au plus tard pour cette date, se conformer à cette nouvelle directive.

La directive établit des mesures visant :

- à définir et 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 dans son ensemble
- à évaluer la qualité de l'air ambiant dans les États membres sur la base de méthodes et de critères communs
- à obtenir des informations sur la qualité de l'air ambiant afin de contribuer à lutter contre la pollution de l'air et les nuisances et de surveiller les tendances à long terme et les améliorations obtenues grâce aux mesures nationales et communautaires
- à faire en sorte que ces informations sur la qualité de l'air ambiant soient mises à la disposition du public
- à préserver la qualité de l'air ambiant, lorsqu'elle est bonne, et à l'améliorer dans les autres cas
- à promouvoir une coopération accrue entre les États membres en vue de réduire la pollution atmosphérique

Dans cette directive la phase II concernant les PM₁₀ a été remplacée par des objectifs de qualité pour les particules PM_{2,5}. Les différents objectifs devraient ou doivent être atteints pour le 1^{er} janvier 2005, le 1^{er} janvier 2010, le 31 décembre 2012 ou le 1^{er} janvier 2015.

Dès l'apparition de quelconque directive, les données doivent toutefois être évaluées par rapport aux objectifs fixés par ces directives (objectif qualité de l'air 2005, 2010, 2013 ou 2015). Pour la période entre la date d'apparition et la date d'entrée en vigueur de la nouvelle norme, une *marge de dépassement* est prévue, qui est exprimée en pourcentage de la valeur limite ultime. Cette marge de dépassement baisse de façon linéaire d'année en année et doit être ramenée à zéro pour la date finale prévue.

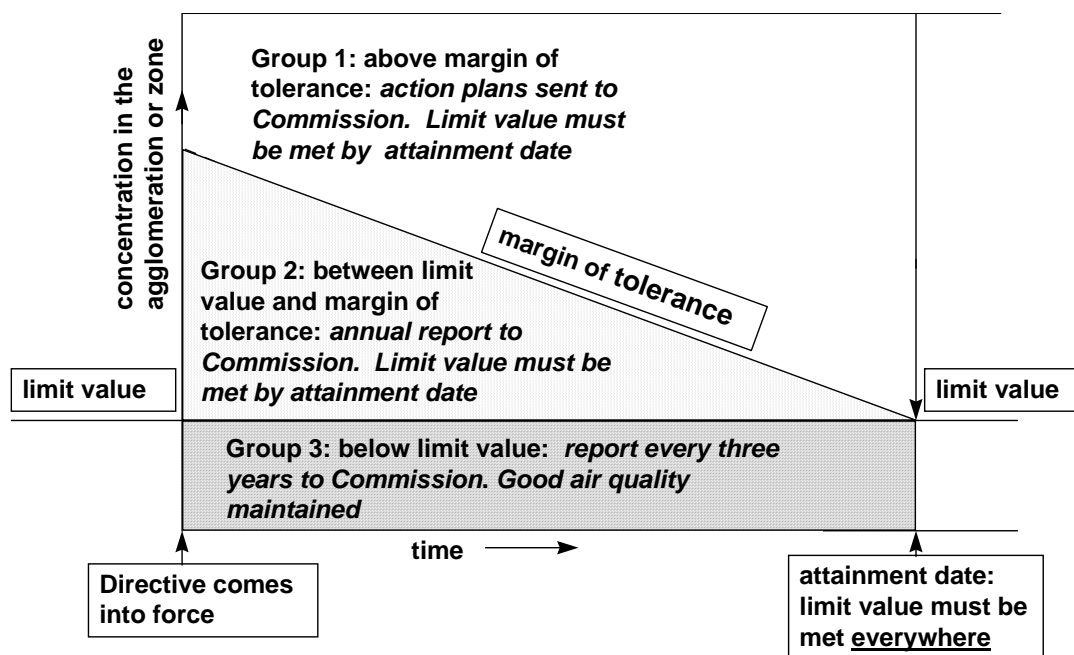


Fig. 3.1: Schéma de rapportage des dépassements de la valeur limite majorée de la marge de tolérance.
(Guidance on Assessment under the EU Air Quality Directives)

L'existence d'une marge de dépassement autorisée n'introduit toutefois **pas** de valeur limite intermédiaire. La valeur limite reste inchangée et doit être respectée pour la date finale et pas avant. Le fait de prévoir une marge de dépassement sert simplement à l'identification des zones où la qualité de l'air est moins bonne. Dans les zones où les résultats sont supérieurs à la valeur limite, majorée de la marge de dépassement autorisée, les États sont tenus d'élaborer des plans d'action détaillés, qui indiquent comment la valeur limite sera atteinte pour la date finale. Ces plans doivent être communiqués à la Commission européenne et à la population.

Pour les valeurs situées entre la valeur limite et la valeur limite majorée de la marge de dépassement, il ne faut pas de plans d'action détaillés. Ces valeurs doivent néanmoins être communiquées à la Commission et les mesures qui s'imposent doivent être prises pour que la valeur limite soit respectée à temps.

Au chapitre 4 de ce rapport, les résultats sont évalués en fonction des dispositions légales les plus récentes.

3.1 SO₂, NO₂, PM10 et Pb selon les DIRECTIVES 1999/30/CE et 2008/50/CE

La directive 1999/30/CE est la première directive fille issue de la directive cadre 96/62/CE. Elle donne des valeurs limites pour le *dioxyde de soufre*, le *dioxyde d'azote* et les *oxydes d'azote*, les *particules en suspension (PM10)* et le *plomb* dans l'air. Les **valeurs limites** pour les polluants en question doivent être respectées pour le 1^{er} janvier 2005 ou pour le 1^{er} janvier 2010, selon la disposition. Pour le dioxyde de soufre et le dioxyde d'azote, un **seuil d'alerte** est également donné.

L'article 2 de la directive donne comme définition de "**valeur limite**" : un 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.

Le même article donne aussi notamment la définition de "**seuil d'alerte**" : un niveau au-delà duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé humaine de l'ensemble de la population et à partir duquel les États membres doivent immédiatement prendre des mesures.

Durant une période de transition, le cas échéant entre 2001 et 2005 (*SO₂, Pb et PM10*) ou entre 2001 et 2010 (*NO₂*), le dépassement de la valeur limite d'une valeur supérieure à la "**marge de dépassement**" autorisée (*un pourcentage de la valeur limite*) entraînera l'obligation d'élaborer des plans d'action détaillés. Ces plans doivent être communiqués à la Commission et à la population. Le dépassement de la valeur limite d'une valeur inférieure à la marge de dépassement autorisée ne requiert pas de plans détaillés mais doit être communiqué à la Commission. Les nouvelles valeurs limites pour le dioxyde de soufre et les marges de dépassement correspondantes figurent dans le *tableau III.1*.

Tableau III.1: **VALEURS LIMITES pour le DIOXIDE de SOUFRE (SO₂)**

Protection	Période d'intégration	Valeur limite	Nombre de dépassements autorisés	Date pour le respect de la valeur limite	Marge initiale au 01/01/2001
Santé publique	1 heure	350 µg/m ³	24 par an	1 ^{er} janvier 2005	150 µg/m ³ (43%)
Santé publique	24 heures	125 µg/m ³	3 par an	1 ^{er} janvier 2005	Néant

Pour le SO₂ une valeur limite horaire est introduite et la valeur limite journalière est plus stricte qu'auparavant. Il ne peut plus y avoir que *3 valeurs journalières* supérieures à *125 µg/m³* par an, contre *7 valeurs journalières* supérieures à *250 µg/m³* selon la directive précédente (*250 µg/m³* comme P98). Comme seuil d'alerte pour le SO₂, il est prévu *500 µg/m³* pendant trois périodes horaires consécutives, mesurés à des endroits représentatifs pour des zones d'au moins *100 km²* ou pour une agglomération entière, si celle-ci couvre une plus petite superficie.

Le niveau critique pour SO₂ est fixé à *20 µg/m³* en tant que moyenne sur l'année calendrier et sur les périodes hivernales (octobre à mars). *Le niveau critique est un niveau fixé sur la base des connaissances scientifiques, au-delà duquel des effets nocifs directs peuvent se produire sur certains récepteurs, tels que arbres, autres plantes ou écosystèmes naturels, mais pas sur des êtres humains.*

Tableau III.2: **VALEURS LIMITES** pour le **DIOXIDE d' AZOTE (NO₂)**

Protection	Période d'intégration	Valeur limite	Nombre de dépassements autorisés	Date pour le respect de la valeur limite	Marge initiale au 01/01/2001
Santé publique	1 heure	200 µg/m ³ NO ₂	18 par an	1 ^{er} janvier 2010	50%
Santé publique	Année calendrier	40 µg/m ³ NO ₂		1 ^{er} janvier 2010	50%

Les valeurs limites pour le NO₂ figurent dans le *tableau III.2*. La valeur limite journalière pour le NO₂ est devenue sensiblement plus stricte. Selon la directive d'application, il ne peut plus y avoir par an que *18 valeurs horaires* supérieures à 200 µg/m³, contre 176 selon l'ancienne directive (P98).

La *valeur limite annuelle* de 40 µg/m³ est une condition supplémentaire encore beaucoup plus stricte. Sa formulation impose un critère beaucoup plus lourd que l'ancienne *valeur guide* de 50 µg/m³ comme 50^{ème} centile des valeurs horaires.

Il y a tout d'abord la condition de *valeur limite* légalement contraignante au lieu d'une *valeur guide* non contraignante. De plus, dans les mesures de la pollution de l'air, et certainement en proximité des sources, la moyenne arithmétique est en principe supérieure à la valeur médiane (50^{ème} centile). En effet, la distribution des résultats ne suit généralement pas "*une loi normale*", mais plutôt une "*loi lognormale*". L'ancienne formulation admettait un P50 (et donc implicitement, une moyenne annuelle) supérieur à 50 µg/m³.

Le seuil d'alarme pour le NO₂ est de 400 µg/m³ pendant trois périodes horaires successives, mesurés à des endroits représentatifs pour des zones supérieures à 100 km² ou pour une agglomération, si celle-ci couvre une plus petite superficie.

Pour le NO_x, le niveau critique pour la protection de la végétation a été fixé à 30 µg/m³ NO_x en tant que moyenne annuelle.

Tableau III.3: **VALEURS LIMITES pour les PARTICULES en SUSPENSION (PM10)**

Protection	Période d'intégration	Valeur limite	Nombre de dépassements autorisés	Date pour le respect de la valeur limite	Marge initiale au 01/01/2001
Santé publique	24 heures	50 µg/m ³ PM ₁₀	35 par an	1 ^{er} janvier 2005	50%
Santé publique	Année calendrier	40 µg/m ³ PM ₁₀		1 ^{er} janvier 2005	20%

Dans la formulation des objectifs pour les PM10, la directive 1999/30/CE prévoyait deux phases. Les objectifs de la phase 1 devraient être atteints pour le 1^{er} janvier 2005 et ceux de la phase 2 pour le 1^{er} janvier 2010. Les valeurs limites indicatives de la phase 2 ont été revues entre-temps à la lumière d'informations complémentaires concernant les effets sur la santé et l'environnement, la faisabilité technique et l'expérience de l'application des valeurs limites de la phase 1 dans les États membres. La directive 2008/50/CE remplace les valeurs limites indicatives PM10 de la phase 2 par des objectifs à atteindre pour les PM2,5.

Les valeurs limites PM10 figurent dans le *tableau III.3*. Une comparaison avec les valeurs limites du passé, formulées pour la fraction totale des particules en suspension, n'est pas toujours concluante. Les valeurs limites PM10 peuvent être considérées comme clairement plus strictes.

La directive 2008/50/CE fixe, pour la présence de la fraction PM2,5 des particules dans l'air ambiant, différents objectifs qui deviennent progressivement plus sévères :

a – une valeur cible (2010), remplacé plus tard par une valeur limite (2015) qui pourrait devenir plus sévère en 2020

- valeur cible de 25 µg/m³ en tant que moyenne annuelle à partir du 1^{er} janvier 2010
- valeur limite de 25 µg/m³ en tant que moyenne annuelle à partir du 1^{er} janvier 2015
- une valeur limite indicative de 20 µg/m³ en tant que moyenne annuelle à partir du 1^{er} janvier 2020, éventuellement à revoir à partir de 2013

b – un objectif national de réduction de l'exposition

- entre 2010 et 2020 l'indicateur d'exposition moyenne (IEM) doit être réduit d'un pourcentage fixé; ce pourcentage dépend de l'exposition durant l'année de référence 2010. En Belgique une réduction de 20% sera probablement obligatoire.
- l'IEM est déterminé sur la base des mesures effectuées dans des lieux caractéristiques de la pollution de fond urbaine situés dans des zones et des agglomérations sur l'ensemble du territoire de l'État membre. L'IEM est estimé en tant que concentration moyenne annuelle sur trois années civiles consécutives en moyenne sur tous les points de pollution installés à ce but. L'IEM de l'année de référence 2010 est la concentration moyenne des années 2008, 2009 et 2010. L'IEM de 2020 est la concentration moyenne des années 2018, 2019 et 2020.
- une obligation en matière de concentration relative à l'exposition de 20 µg/m³ pour l'année 2015. L'IEM pour 2015 est la concentration moyenne des années 2013, 2014 et 2015.

La valeur limite pour le plomb est reproduite au *tableau III.4*. La nouvelle valeur limite annuelle pour le plomb est de $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (soit $500 \text{ ng}/\text{m}^3$) et est donc nettement plus stricte que la moyenne annuelle de $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en vigueur par le passé.

Dans l'environnement immédiat de sources spécifiques (p.ex. raffinerie de plomb), une valeur limite annuelle de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est admise, moyennant notification dûment motivée. La zone dans laquelle la valeur limite supérieure peut être enregistrée, ne peut pas s'étendre au-delà de 1000 mètres à partir de la source spécifique.

Tableau III.4: **VALEUR LIMITE pour le PLOMB (Pb)**

Protection	Période d'intégration	Valeur limite	Date pour le respect de la valeur limite	Marge initiale au 01/01/2001
Santé publique	Année calendrier	$0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$	1 ^{er} janvier 2005	100%

3.2 CO et BENZÈNE selon la DIRECTIVE 2000/69/CE et 2008/50/CE

Les valeurs limites pour le CO et le benzène sont reproduites dans les *tableaux III.5* et *III.6*.

Tableau III.5: VALEUR LIMITE pour le MONOXYDE de CARBONE (CO)

Protection	Période d'intégration	Valeur limite	Date pour le respect de la valeur limite	Marge initiale 13/12/2000
Santé publique	<i>Maximum journalier de la moyenne sur 8 heures</i>	10 mg/m ³	1 ^{er} janvier 2005	6 mg/m ³

A partir du 1^{er} janvier 2003 la marge de tolérance diminue de 2 mg/m³ tous les 12 mois

Tableau III.6: VALEUR LIMITE pour le BENZÈNE

Protection	Période d'intégration	Valeur limite	Date pour le respect de la valeur limite	Marge initiale 13/12/2000
Santé publique	Année civile	5 µg/m ³	1 ^{er} janvier 2010	5 µg/m ³

A partir du 1^{er} janvier 2006 la marge de tolérance diminue de 1 µg/m³ tous les 12 mois

Report de délai : l'article 22 de la directive 2008/50/CE offre la possibilité de report de délai lorsque les valeurs limites fixées pour le dioxyde d'azote, le benzène ou les PM10 ne peuvent pas être respectées dans les délais prévues par la directive. Pour le NO₂ et le benzène le délai peut être au maximum 5 ans. Pour les PM10 un État membre peut être exempté de l'obligation d'appliquer les valeurs limites jusqu'au 11 juin 2011. Ces délais ne peuvent être appliqués à condition qu'un plan relatif à la qualité de l'air soit établi dans lequel on démontre comment les valeurs limites seront respectées avant la nouvelle échéance. Le dépassement de la valeur limite fixée ne peut pas être supérieur à la marge de dépassement indiquée pour le polluant concerné et le plan doit être accepté par la Commission Européenne.

3.3 OZONE selon la DIRECTIVE 2002/3/CE et 2008/50/CE

La directive ne donne pas de valeur limite (limit value) pour l’ozone, mais une “*valeur cible*” (target value): un 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.

Outre la valeur à atteindre, des valeurs sont également données comme “*objectif à long terme*”: un niveau à atteindre à long terme, sauf lorsque cela n’est pas réalisable par des mesures proportionnées, afin d’assurer une protection efficace de la santé humaine et de l’environnement.

Les valeurs définies sont reproduites dans les *tableaux III.7 et III.8*.

Tableau III.7: **VALEURS CIBLES pour l’ OZONE (O₃)**

Protection	Valeur d’appréciation	Valeur à atteindre	Nombre de dépassements autorisés	Première année dont les données seront utilisées pour calculer la conformité
Santé publique	Maximum journalier de la moyenne sur 8 heures, (calculée sur base de moyennes glissantes sur 8 heures)	120 µg/m ³	25 par an en moyenne sur 3 ans	2010
Végétation	AOT40, calculée à partir des valeurs sur 1h de mai à juillet	18.000 µg/m ³ .h (moyenne calculée sur 5 ans)		2010

Tableau III.8: **OBJECTIF à LONG TERME pour l’ OZONE (O₃)**

Protection	Valeur d’appréciation	Objectif Long terme	Date pour le respect de l’objectif
Santé publique	Maximum journalier de la moyenne sur 8 heures pendant une année civile, (calculée sur base de moyennes glissantes sur 8 heures)	120 µg/m ³	non précisé
Végétation	AOT40, calculée à partir de valeurs sur 1h de mai à juillet	6.000 µg/m ³ .h	non précisé

AOT signifie “*Accumulated exposure over a Threshold*”. L’AOT40 est la somme des surplus au-delà du seuil de 40 ppb d’ozone (= 80 µg/m³ O₃ à 293 K et 1013 hPa). L’AOT40 pour la protection de la végétation est calculé sur la base des concentrations moyennes horaires d’O₃ durant la période du “*1^{er} mai au 31 juillet*” (saison de croissance). Le calcul se fait pour les périodes horaires entre “*8 h et 20 h Heure Europe Centrale*” (8 AM à 8 PM CET). La période de 8 à 20 h CET correspond à “*7 à 19 h TU*”.

Cette exposition cumulative au-delà de 40 ppb d’ozone (soit $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est calculée comme suit : pour la période “1 mai – 31 juillet”, on examine si les valeurs horaires d’ O_3 entre 8 et 20 h CET sont supérieures à $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et on fait la somme de tous les surplus positifs. Le surplus au-delà de $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est de $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une valeur horaire d’ O_3 de $115 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et de $0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une valeur horaire d’ O_3 de $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Le principe du calcul de l’AOT40 est illustré à la figure 3.2, où les surplus positifs au-delà de $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ entre 8 h et 20 h CET sont en foncé.

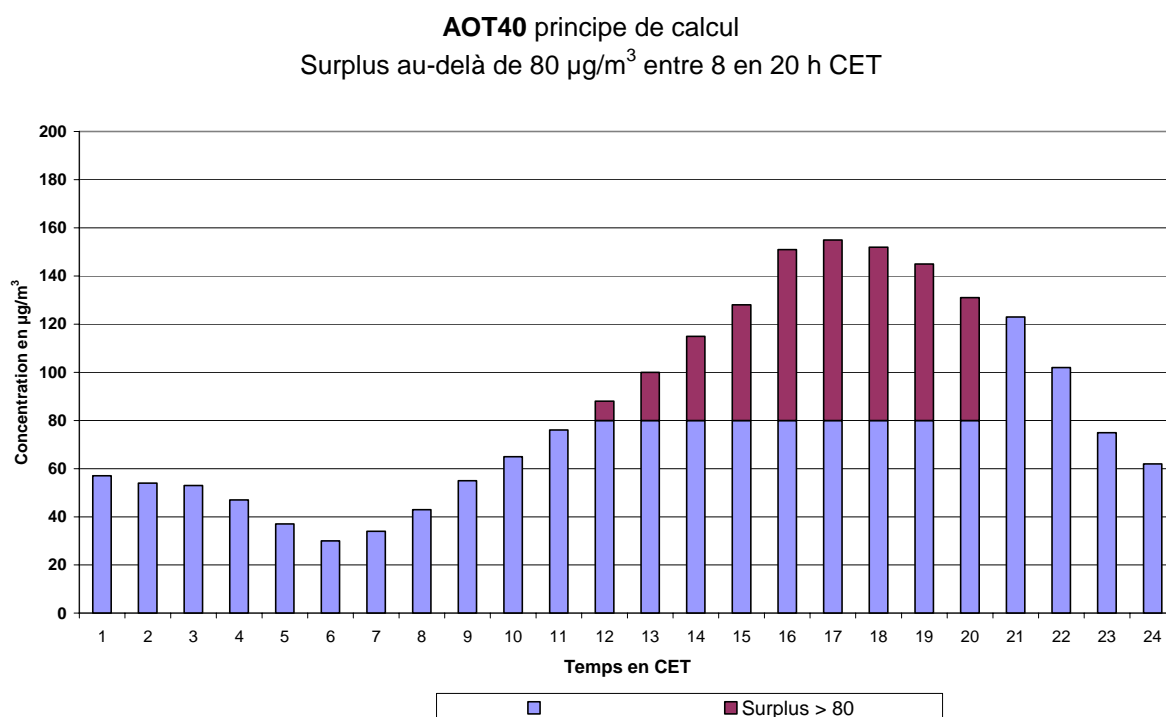


Fig. 3.2: AOT40: Représentation de surplus au-delà de $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ entre 8 et 20 h CET

Pour valider les résultats AOT une disponibilité de 90% des valeurs horaires est requise. L’AOT estimée est alors calculée en corrigeant l’AOT mesurée pour une disponibilité de 100% des valeurs horaires de la période considérée :

$$\text{AOT}_{\text{estimée}} = \text{AOT}_{\text{mesurée}} * (\text{nombre total d'heures} / \text{nombre d'heures mesurées})$$

De plus la directive fixe un “seuil d’information” et un “seuil d’alerte”.

Définition de “*seuil d’information*”: un niveau au-delà duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé humaine des groupes particulièrement sensibles de la population et pour lequel des informations immédiates et adéquates sont nécessaires.

“*Seuil d’alerte*”: un niveau au-delà duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé humaine de l’ensemble la population et à partir duquel les États membres doivent immédiatement prendre des mesures.

Tableau III.9: **SEUIL d' INFORMATION et SEUIL d' ALERTE pour l' OZONE (O₃)**

Seuil	Période	Valeur seuil
Seuil d'Information	Moyenne sur 1 heure	180 µg/m ³
Seuil d'Alerte	Moyenne sur 1 heure (*)	240 µg/m ³

(*) pour la mise en oeuvre des mesure, le dépassement du seuil doit être mesuré ou prévu pendant trois heures consécutives.

L'article 24 de la directive 2008/50/CE spécifie que pour l'ozone les États membres n'établissent des plans d'action à court terme que dans le cas où ils estiment qu'il existe un potentiel significatif de réduction du risque, de la durée ou de la gravité d'un dépassement.

Information au public: **180 µg/m³** comme **valeur moyenne sur 1 heure**

A partir de ce seuil, il peut y avoir des effets passagers sur la santé d'une part croissante de la population, à savoir les personnes particulièrement sensibles. Lorsque des pics d'ozone supérieurs à la valeur seuil sont prévus, la population est avertie par le biais des messages téléphoniques journaliers de l'action "TRANSPARENCE AIR".

Par ces communiqués, il est déconseillé à la population, et plus précisément aux personnes particulièrement sensibles à cette forme de pollution de l'air (notamment les enfants, les personnes âgées, les personnes souffrant d'affections respiratoires, etc..) de se livrer à des efforts physiques inhabituels en plein air entre 12 et 20 heures. De manière générale, il est recommandé d'éviter tout effort physique prolongé pendant cette partie de la journée.

La *cellule interrégionale de l'environnement* (CELINE) diffuse chaque matin un tableau des concentrations d'O₃ mesurées la veille dans les postes de mesure des trois Régions. Le message et une prévision pour les deux jours à venir peuvent être consultés sur le site web **www.irceline.be**. Ce site donne également accès aux valeurs actuelles pour les polluants SO₂, NO, NO₂, O₃, CO, PM10 et PM2,5, mesurées aux postes de mesure des trois Régions, ainsi qu'à l'historique des dépassements.

L'accès à ces informations est également possible au départ du site web de l'IBGE, **www.ibgebim.be**, où figurent également les résultats actuels de la qualité de l'air mesurés en Région de Bruxelles-Capitale.

3.4 As, Cd, Hg, Ni et HPA selon la DIRECTIVE 2004/107/CE

La directive établit une valeur cible pour la concentration d'arsenic (As), de cadmium (Cd), de nickel (Ni) et de benzo(a)pyrène dans l'air ambiant, afin d'éviter, prévenir ou réduire les effets nocifs de ces métaux et des hydrocarbures aromatiques polycycliques sur la santé des personnes et sur l'environnement dans son ensemble. Il concerne les concentrations mesurées dans la fraction PM10 des particules.

Dans la présente directive le benzo(a)pyrène est utilisé comme traceur du risque cancérogène lié aux hydrocarbures aromatiques polycycliques. La directive n'impose pas d'objectifs de qualité à atteindre pour le mercure (Hg) dans l'air, mais bien l'obligation de mesurer la présence de Hg et la mise à disposition du public des résultats de mesures de tous les composés concernés.

Les États membres prennent toutes les mesures nécessaires qui n'entraînent pas de coûts disproportionnés pour veiller à ce que, à partir du 31 décembre 2012, les concentrations ne dépassent pas les niveaux cibles qui figurent au tableau III.10:

Tableau III.10: **VALEURS CIBLES pour l' ARSENIC (As), le NICKEL (Ni), le CADMIUM (Cd) et le BENZO(a)PYRÈNE**
À partir du 31 décembre 2012

Polluant	Valeur cible
Arsenic	6 ng/m ³
Cadmium	5 ng/m ³
Nickel	20 ng/m ³
Benzo(a)pyrène	1 ng/m ³

3.5 LÉGISLATION PLUS SÉVÈRE

3.5.1 Considérations théoriques

Temps d'intégration ou d'exposition: les valeurs limites sont fixées en tenant compte des effets connus sur la santé. Ces derniers peuvent être observés suite à l'exposition à des teneurs déterminées en polluant pendant une période donnée. Pour les effets sur la santé qui apparaissent après une exposition de longue durée (p. ex. un effet cumulatif) les valeurs normatives sont généralement exprimées sous la forme de moyennes calculées sur un long intervalle de temps. Il s'agit souvent dans ce cas d'une moyenne annuelle. Les effets aigus sur la santé sont généralement relatifs à des expositions de courte durée. Les valeurs normatives sont alors des moyennes horaires. Il n'est cependant pas exclu que, pour un même polluant, des normes soient établies pour plusieurs intervalles de temps.

Formulation: les valeurs limites et valeurs guides des anciennes directives de l'UE étaient rédigées sous forme de centiles d'une série de données mesurées pendant une période de référence fixée. Cette formulation "*technico-scientifique*" n'est cependant pas facile à comprendre pour tout un chacun. La nouvelle directive retient le principe des centiles mais sa formulation en rend la compréhension plus aisée. C'est ainsi qu'une valeur limite sera par exemple exprimée sous forme d'une moyenne horaire qui ne pourra être dépassée plus d'un certain nombre de fois pendant la période de référence considérée.

Sévérité des valeurs limites: les valeurs limites fixées par des directives plus récentes sont plus sévères que les anciennes. On peut arriver à une plus grande sévérité de plusieurs manières, soit en diminuant la limite, soit en diminuant le nombre de dépassements autorisés, soit encore en combinant les deux. C'est ainsi par exemple que la nouvelle directive prévoit que la moyenne horaire de $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de NO_2 ne peut être dépassée que 18 fois pendant une année calendrier, ce qui équivaut à un centile 99,8 (P99,8) alors que, dans l'ancienne, la même concentration correspondait au centile 98 (P98). Le nombre de dépassements autorisés de la teneur de $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a donc été notablement diminué (de 176 à 18). Pour le même polluant, la sévérité est en outre renforcée par la fixation d'une valeur limite de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la moyenne annuelle, comparée à un médiane (P50) de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ antérieurement. Même chose pour le SO_2 , cas dans lequel la sévérité se marque tant en ce qui concerne les niveaux tolérés que le nombre de dépassements autorisés.

Distribution de fréquences et valeur(s) limite(s): la simplification de la formulation des valeurs limites s'accompagne du risque de voir l'attention se détourner de l'information intrinsèque contenue dans l'entièreté de la population des données mesurées. La formulation scientifique utilisée dans les anciennes directives était de toute évidence basée sur une approche fondamentale de l'information qui pouvait être tirée des données. Dans le cas de la pollution de l'air ambiant, les concentrations sont généralement distribuées selon une "loi lognormale", c.-à-d. que les logarithmes des concentrations, et non les concentrations elles-mêmes, sont distribués selon une « *loi normale* ». Ce type de distribution est caractérisé par deux paramètres statistiques et la logique voudrait donc que deux valeurs normatives soient choisies pour chaque polluant, tout en veillant à leur cohérence mutuelle. Ce dernier ne semble pas être le cas pour les PM10 : les deux valeurs limites ne forment pas un set cohérent pour les distributions actuelles des valeurs de mesures PM10.

L'imposition d'une norme unique relative à un centile élevé sans qu'il y ait de contrepartie pour des valeurs proches de la médiane peut, à première vue, paraître comme étant une démarche sévère, ce qui n'est pas nécessairement le cas. Fixer une valeur normative pour les concentrations proches de la médiane peut en effet l'être plus, car cela se répercute sur les "valeurs de pics" qui s'en trouvent implicitement limitées de même que le niveau moyen d'exposition. Ce dernier constitue un des objectifs principaux de la directive cadre dans le sens où *il convient de conserver l'état de la qualité de l'air là où il s'avère qu'il est déjà bon.*

La fixation de deux valeurs normatives pour un même polluant améliore la solidité statistique de l'approche en ce sens que la distribution complète des valeurs s'en trouve ainsi définie. La réalité du respect d'une valeur limite unique relative à un centile élevé peut être difficile à évaluer car la sensibilité de ce critère à des éléments *purements fortuits* gagne en importance lorsque trop de données de mesure sont manquantes. Supposons à titre d'exemple que 90% des données soient disponibles sur l'ensemble d'une année (ce qui peut être considéré comme étant un bon rendement), cela veut dire que l'on manque des informations relatives à 878 périodes horaires. Or, la norme pour le NO₂ mentionne que l'on ne peut avoir sur l'année plus de 18 valeurs horaires supérieures à 200 µg/m³. Cela situe le problème. Il est certain que la validité de cette approche s'améliore plus le nombre de données disponibles est important.

Exactitude et contrôle du respect de la norme: deux conditions doivent être remplies si l'on veut calculer la valeur exacte d'un centile donné. Il faut tout d'abord que toutes les données de mesure soient disponibles pour la période considérée, et ensuite que ces données présentent un degré d'exactitude suffisant. L'absence d'une partie des données entachera les valeurs calculées des centiles d'une incertitude d'autant plus grande que le centile considéré sera élevé (elle sera par exemple plus grande pour le centile 98 que pour la médiane) et que le nombre de données manquantes sera important.

Il en résulte que fixer une limite pour un centile moins élevé, par exemple le centile 95 au lieu du centile 99,8 qui correspond aux 18 dépassements tolérés dans le cas du NO₂, offrirait toutes les garanties quant à la distribution de fréquences préconisée tout en exerçant un rôle protecteur plus affirmé. Tant d'un point de vue théorique qu'à cause d'évidentes raisons pratiques, notamment les pourcentage de données disponibles, le contrôle d'une valeur normative relative à un centile moins élevé s'avère donc être plus pertinent et plus précis.

Un *rendement en données le plus élevé possible* associé à un *degré suffisant d'exactitude des données* sont des *exigences fondamentales* pour une confrontation valable des valeurs mesurées aux normes sévères des nouvelles directives.

3.5.2 Conséquences pratiques pour l'exploitation des systèmes de mesure

Assurer un rendement en données élevé ainsi qu'une exactitude suffisante demande des *efforts supplémentaires*: la fiabilité et la stabilité à moyen terme des systèmes de mesure doit être améliorée et la surveillance (quotidienne) de leur bon état de fonctionnement permanent devra s'intensifier (week-end ??). Le rendement actuel en données est d'environ 90% ou plus alors qu'il se situait entre 70 et 80% au début des années '90.

La nouvelle directive préconise un rendement d'au moins 90%. L'obtention de rendements plus élevés est donc un objectif primordial pour qui exploite les systèmes de mesure afin de fiabiliser la surveillance du respect des normes.

Le degré d'exactitude sur les données individuelles tel que préconisé dans la nouvelle directive, c.-à-d. 15-25 %, ne pose pas de problème en pratique puisque des critères de qualité plus sévères sont appliqués aux réseaux de la Région de Bruxelles-Capitale pour lesquels on exige mieux que 10 % tout en essayant d'arriver à mieux que 6 %.

La Cellule Interrégionale ou un des instituts des trois régions, avec le support de CELINE, participent régulièrement et avec succès, dans le cadre de la coopération interrégionale, à des exercices internationaux de comparaison organisés par la Commission Européenne ou l'OMS (Bruxelles 1994 - Essen 1994 - Ispra 1995 - UE-Im Région de Bruxelles-Capitale 1996 - Offenbach 1998 - Essen 1999 - Londres 2000 - Paris 2004 - réseaux français 2004-2005 - Langen 2006 - Essen 2007) .

Dans la nouvelle directive 2008/50/CE, la Commission Européenne réfère clairement à la nécessité d'assurer la qualité des mesures pour la surveillance, et plus particulièrement l'évaluation de la qualité de l'air ambiant. Des programmes de qualité basés sur la norme ISO/IEC17025 :2005 devraient être élaborés dans ce but. Les réseaux et les laboratoires nationaux de référence devraient à terme satisfaire à ces critères. Il conviendra donc, tant en ce qui concerne le réseau téléométrique de la Région de Bruxelles-Capitale que le banc d'étalonnage interrégional, de développer les procédures existantes de contrôle de la qualité afin qu'elles satisfassent aux exigences européennes. Au plus tard en 2010 les laboratoires nationaux doivent être accrédités conformément à la norme EN/ISO 17025 pour les méthodes de référence.

Les obligations d'une diffusion rapide des données (via Internet) ainsi que celle de l'information à la population en cas de dépassement impliquent que les performances des systèmes de mesure soient optimales. La qualité et la stabilité de l'instrumentation, tant au niveau de la mesure qu'à celui de la transmission des données, les méthodes de travail ainsi que l'implication du personnel dans les procédures de contrôle et de validation doivent garantir une disponibilité optimale des données même entre le vendredi soir et le lundi matin (ce qui représente en fait 38 % de la semaine).

Ces considérations mettent en évidence la nécessité de disposer d'un personnel qualifié et du maintien de « *know-how* ». Depuis 1994 le nombre de postes de mesures a doublé, le nombre d'appareils de mesures triplé et le nombre de données quadruplé. Durant cette période le nombre de personnes chargées des mesures de la qualité de l'air n'a pas évolué.

3.6 ANCIENNES DIRECTIVES

Les valeurs limites publiées dans les anciennes directives, qui datent de la période 1980-1992, restaient valables jusqu'à la date de l'entrée en vigueur des nouvelles valeurs limites fixées dans les directives européennes apparues entre 1996 et 2004. Depuis la publication de ces nouvelles directives tous les autres dispositifs (p.ex. valeurs guides, valeurs seuils) ne sont plus d'application. Actuellement l'ancienne valeur limite NO₂ fixée par la directive 1985/580/CE est la seule qui reste d'application jusqu'au 1^{er} janvier 2010.

3.6.1 DIOXYDE D'AZOTE (1985/580/CE)

La directive CE 85/580/CE du 20 décembre 1985, transposée dans la législation belge par l'A.R. du 01.07.86, fixe comme **valeur limite** pour le NO₂ :

- la valeur limite pour le **98^{ème} centile** des **valeurs moyennes horaires** sur l'**année calendrier** s'élève à **200 µg/m³**

La valeur limite se base, avec une certaine marge de sécurité, sur les valeurs guides de l'OMS, soit 400 µg/m³ comme valeur moyenne horaire. Sous ce seuil, aucun impact irréversible sur la santé n'a été rapporté. La formulation de la valeur limite comme 98^{ème} centile permet implicitement que 2% du nombre total de valeurs horaires soient, sur une base annuelle, supérieurs à 200 µg/m³.

3.6.2 OZONE (1992/72/CE – DIRECTIVE ABROGÉE)

La directive CE 92/72/CE relative à la pollution de l'air par l'ozone a pour but l'harmonisation de la surveillance de la qualité de l'air, l'échange d'informations entre les États membres et l'information de la population. Les valeurs seuils, données en annexe I de la directive en vigueur, sont proposées dans le but de protéger la santé publique et la végétation. Les valeurs de concentration mentionnées sont liées à une période d'intégration précise (p.ex. une période de 1 heure, 8 ou 24 heures) et sont exprimées en µg/m³.

- seuil de protection de la santé publique:

110 µg/m³ comme **valeur moyenne** pour une **période de 8 heures**

Cette valeur seuil est basée sur les recommandations de l'OMS (Organisation Mondiale de la Santé) pour la protection de la santé publique en cas d'épisodes prolongés de pollution. Quatre périodes de 8 heures sont envisagées, à savoir de 0 à 8 h TU, de 8 à 16 h TU, de 16 à 24 h TU et de 12 à 20 h TU. C'est en effet l'après-midi (12-20 h TU) que les concentrations sont les plus fortes.

- seuil de protection de la végétation :

200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ comme **valeur moyenne** sur **1 heure**

65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ comme **valeur moyenne** sur **24 heures**

A partir de ces concentrations et de la période d'exposition y afférente, des effets plus ou moins graves peuvent être observés sur certains végétaux.

- seuil d'information de la population :

180 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ comme **valeur moyenne** sur **1 heure** (voir plus haut)

- seuil d'avertissement de la population :

360 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ comme **valeur moyenne** sur **1 heure**

Au-delà de cette valeur de concentration et pour une période d'exposition relativement courte, les effets sur la santé peuvent être plus fréquents et plus intenses; une légère diminution des capacités physiques peut en outre être constatée.

3.6.3 DIOXYDE DE SOUFRE (1980/779/CE – DIRECTIVE ABROGÉE)

La directive CE 80/779/CE du 15 juillet 1980, transposée dans la législation belge par l'A.R. du 16 mars 1983, fixe les valeurs limites et valeurs guides pour le dioxyde de soufre. Les valeurs normatives fixées pour le SO_2 sont associées aux valeurs pour les particules en suspension, déterminées selon la méthode des "fumées noires". Les mesures sur lesquelles porte la norme, sont des moyennes sur 24 heures. Les périodes considérées sont, d'une part, une période annuelle et, d'autre part, une période hivernale (1^{er} octobre – 31 mars).

- valeurs limites annuelles :

Des valeurs limites distinctes sont imposées pour le 50^{ème} (P50) et le 98^{ème} centile (P98).

P50 : **80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** comme **50^{ème} centile** (ou médiane) des valeurs journalières en SO_2 sur l'année, associées à une valeur P50 supérieure à 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les particules en suspension

ou

120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ comme **50^{ème} centile** des valeurs journalières en SO_2 sur l'année, associées à une valeur P50 inférieure ou égale à 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les particules en suspension

P98* : **250 µg/m³** comme **98^{ème} centile** des valeurs journalières en SO₂ sur l'année, associées à une valeur P98 supérieure à 150 µg/m³ pour les particules en suspension

ou

350 µg/m³ comme **98^{ème} centile** des valeurs journalières en SO₂ sur l'année, associées à une valeur P98 inférieure ou égale à 150 µg/m³ pour les particules en suspension

* cette valeur limite ne peut pas être dépassée plus de trois jours consécutifs

- valeurs limites pour la période hivernale :

- **130 µg/m³** comme **50^{ème} centile** des valeurs journalières en SO₂ durant l'hiver, associées à une valeur P50 supérieure à 60 µg/m³ pour les particules en suspension

ou

- **180 µg/m³** comme **50^{ème} centile** des valeurs journalières en SO₂ durant l'hiver, associées à une valeur P50 inférieure ou égale à 60 µg/m³ pour les particules en suspension

3.6.4 PARTICULES EN SUSPENSION (1980/779/CE – DIRECTIVE ABROGÉE)

La directive CE précitée (pt. 3.5.3) 80/779/CE fixe aussi les valeurs limites et valeurs guides pour les particules en suspension, mesurées selon la méthode des “fumées noires”.

- valeur limite pour l'année :

- **80 µg/m³** comme **50^{ème} centile** des valeurs journalières de l'année
- **250 µg/m³** comme **98^{ème} centile** des valeurs journalières de l'année

- valeur limite pour la période hivernale :

- **130 µg/m³** comme **50^{ème} centile** des valeurs journalières durant l'hiver

3.6.5 PLOMB (1982/884/CE – DIRECTIVE ABROGÉE)

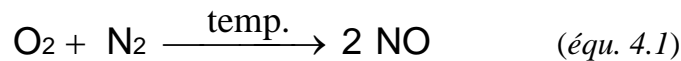
La directive CE 82/884/CE du 3 décembre 1982, transposée dans la législation belge par l'A.R. du 3 août 1984, fixe comme valeur limite pour la teneur en plomb dans l'atmosphère: **2 µg/m³ comme concentration moyenne annuelle.**

4. ÉVALUATION DES RÉSULTATS DE MESURE

4.1 Les OXYDES D'AZOTE [NO_x]

Pour la qualité de l'air en milieu urbain, le monoxyde d'azote (NO) et le dioxyde d'azote (NO₂) sont les principales composantes du groupe d'oxydes d'azote. Le terme NO_x représente la somme de ces deux composantes principales : [NO_x] = [NO] + [NO₂]. D'autres composés de ce groupe sont présents en faible concentration dans l'air ambiant.

Les oxydes d'azote sont formés par tous les processus de combustion avec adjonction d'air. À haute température au niveau de la flamme, une partie de l'oxygène de l'air réagit avec l'azote de l'air, formant du monoxyde d'azote. Dans la zone de température élevée (> 600 °C), le NO est le composant thermodynamiquement le plus stable. Cette réaction n'a toutefois un rendement important qu'à des températures beaucoup plus élevées (> 1000 °C).

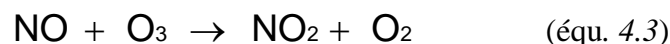


À température plus basse (ainsi qu'à température ambiante), le NO₂ est le composant thermodynamiquement le plus stable. Dans la zone en dehors de la flamme ou à l'endroit d'évacuation des fumées (200 à 400 °C), une partie du NO qui vient de se former est oxydé par l'excédent d'oxygène pour former du NO₂. Dans cette zone de température, la vitesse de réaction est suffisante pour que, malgré le temps de séjour relativement bref, une certaine quantité de NO₂ soit tout de même formée.



Les processus de combustion émettent des oxydes d'azote en majeure partie sous forme de NO et, dans une moindre mesure, sous forme de NO₂. Avec des véhicules équipés d'un moteur au diesel, environ 20 à 30 % de la fraction de NO_x dans les émissions sont présents sous forme de NO₂, le reste étant du NO. Dans les émissions des voitures à essence, 6 à 10% de la fraction de NO_x avant le pot catalytique sont du NO₂. Seuls quelques procédés chimiques très spécifiques donnent lieu à des émissions plus massives sous forme de NO₂ ou d'oxydes d'azote supérieurs.

Dans l'air ambiant, le NO est oxydé en NO₂ selon la réaction ci-dessus (éq. 4.2). A température ambiante, cette réaction est toutefois très lente. La transformation de NO en NO₂ dans l'air ambiant est toutefois assez rapide (environ 1 minute) en présence d'ozone (O₃).



Dans l'air ambiant, le monoxyde d'azote est transformé spontanément en NO₂ (éq. 4.2 et 4.3), le NO disparaissant progressivement, alors que le NO₂ reste omniprésent. Étant donné que le NO₂ n'est pas bien soluble dans l'eau, il n'est éliminé que dans une faible mesure de l'atmosphère par les précipitations.

Le NO₂ est l'un des principaux 'précurseurs' de la formation d'ozone. Le NO₂ étant omniprésent, il y aura toujours formation d'ozone dès que les conditions météorologiques seront favorables.

La principale source d'oxydes d'azote était et reste toujours la circulation routière. Comme le révèle l'évolution des concentrations pour le NO, le CO et le benzène (voir plus loin), obtenues en des endroits où la circulation est intense, une tendance à la baisse des émissions liées au trafic se dessine déjà depuis le début des années '90. Exprimées en quantités équivalentes (molaires), les concentrations de NO sont encore supérieures aux concentrations de NO₂ mesurées dans ces lieux. Les émissions de NO_x se font principalement sous forme de NO.

Les fluctuations dans le temps et l'espace de la concentration de NO sont considérablement plus importantes que celles de la concentration de NO₂. La distribution spatiale du NO₂ est beaucoup plus homogène que celle du NO. Cette différence caractéristique ne se limite pas au seul milieu urbain, elle est valable pour une zone beaucoup plus vaste. Dans les régions où l'air est peu pollué, la moyenne annuelle des concentrations en NO₂ est d'environ 20 à 25 µg/m³. Dans les agglomérations, on note environ 30 à 35 µg/m³ pour un environnement résidentiel et 40 à 60 µg/m³ dans les endroits à grande circulation. Les fluctuations de NO dans le temps et l'espace couvrent une plage de concentrations beaucoup plus vaste (facteur 10 ou plus).

Contrairement à la concentration de NO, qui est une conséquence directe des émissions de NO, la concentration de NO₂ dépend de plusieurs éléments :

- une concentration ambiante omniprésente due à la lente transformation du NO en NO₂ avec l'oxygène de l'air,
- des émissions directes de NO₂,
- une oxydation du NO en NO₂ en présence d'ozone.

L'excédent de NO₂ dans les villes et les zones à forte circulation est dû principalement à ces deux derniers phénomènes.

Les concentrations d'oxydes d'azote en Région de Bruxelles-Capitale sont mesurées en permanence dans les 11 postes du réseau téléométrique :

- Molenbeek (41R001) depuis 1981
- Uccle-IRM (41R012) depuis 1981
- Ixelles-Avenue de la Couronne (41R002) depuis 1986
- Carrefour Arts-Loi (41B003) depuis 1993
- Berchem-Ste-Agathe (41B011) depuis 1993
- Woluwé-St-Lambert (41WOL1) depuis 1994
- Haren (41N043) depuis janvier 1998
- Parc Meudon (41MEU1) depuis octobre 1999
- Ste-Catherine (41B004) depuis décembre 2000
- Parlement Européen (41B006) depuis septembre 2001
- Eastman-Belliard (41B005) depuis octobre 2001

Les résultats du poste de mesure d'Electrabel (47E013), situé à Forest (depuis janvier 1996), sont également repris dans le présent rapport.

4.1.1 DIOXYDE D'AZOTE (NO₂)

4.1.1.1 Réglementation NO₂

Les directives CE 1999/30/CE du 22 avril 1999 et 2008/50/CE du 21 mai 2008 imposent pour le NO₂ deux **valeurs limites**. Ces valeurs devront être respectées à partir du 1^{er} janvier 2010 :

- **200 µg/m³** comme **valeur horaire**; ne peut être dépassée plus de **18 fois** par an
- **40 µg/m³** comme **valeur moyenne annuelle**

Définition "valeur limite" : un 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.

La directive 85/203/CE du 7 mars 1985, modifiée par la directive 85/580/CE du 20 décembre 1985 prévoyait comme **valeur limite**:

- une **valeur limite de 200 µg/m³** comme **98^{ème} centile** des valeurs horaires sur l'année (cette valeur limite reste d'application jusqu'au 1^{er} janvier 2010). Cette formulation autorise 176 valeurs horaires (2%) supérieures à 200 µg/m³ au cours d'une année.

4.1.1.2 Valeur limite NO₂ selon l'ancienne directive – P98 < 200 µg/m³

Le tableau IV.1 donne un aperçu de l'évolution des niveaux P98 (98^{ème} centile) des valeurs horaires en NO₂. Cette valeur ne peut dépasser 200 µg/m³ et reste d'application jusqu'au 1^{er} janvier 2010.

Tableau IV.1: **P98 des VALEURS HORAIRES en NO₂ [µg/m³]**
Période : 1 JANVIER – 31 DECEMBRE

P98	R001	R002	B003	B004	B005	B006	B011	R012	N043	MEU1	WOL1	E013
1994	95	102	148				94	83			95	
1995	109	113	161				85	86			104	
1996	102	118	135				91	81			92	81
1997	110	110	138				96	87			101	91
1998	86	94	142				76	73	92		91	78
1999	94	91	137				81	75	102	--	94	82
2000	83	95	126	--			77	74	89	78	90	74
2001	92	--	137	95	--	--	82	71	99	88	--	--
2002	94	98	--	99	89	83	77	65	100	84	92	87
2003	114	125	171	106	94	91	96	75	108	99	108	96
2004	100	107	167	91	86	81	77	70	94	89	91	75
2005	99	114	184	92	84	83	77	69	94	80	96	79
2006	103	111	208	--	89	88	77	77	102	80	105	76
2007	102	114	196	--	97	89	82	80	113	86	106	71
2008	107	113	208	89	89	89	82	78	111	92	103	--

-- : moins de 50% de données sur base annuelle – (re)mise en service

La valeur limite de la directive 85/580/CE est respectée partout. Aucun poste de mesure n'a un 98^{ème} centile des valeurs horaires supérieur à 200 µg/m³.

4.1.1.3 Valeur limite - concentration horaire en NO₂ – directives 1999/30/CE et 2008/50/CE

Le tableau IV.2.a donne le nombre de *périodes horaires* où la concentration est *supérieure à 200 µg/m³*. Suivant les directives 1999/30/CE et 2008/50/CE, il n'y aura plus, en 2010, que **18** dépassements autorisés contre **176** (P98) d'après la réglementation précédente (85/580/CE). À l'exception du poste de mesure Arts-Loi (B003), il n'y a aucun poste de mesure avec plus de 18 valeurs horaires supérieures à 200 µg/m³.

Tableau IV.2: **NOMBRE de VALEURS HORAIRES NO₂ supérieures à 200 µg/m³**
Période ANNUELLE : JANVIER - DÉCEMBRE

	R001	R002	B003	B004	B005	B006	B011	R012	N043	MEU1	WOL1	E013
1981	25							(17)				
1982	6							2				
1983	5							1				
1984	13							1				
1985	15							4				
1986	7	(3)						0				
1987	10	15						2				
1988	2	36						0				
1989	19	16						7				
1990	10	1						0				
1991	0	0						2				
1992	0	1						0				
1993	2	0	51				2	2				
1994	0	0	15				0	0			4	
1995	0	4	7				0	0			2	
1996	0	1	1				0	0			1	0
1997	1	0	7				0	0			0	0
1998	0	0	9				0	0	0		0	0
1999	0	0	3				0	0	0	(0)	0	0
2000	0	0	2	(0)			0	0	0	0	0	0
2001	2	(0)	8	4	(0)	(0)	0	0	0	0	(0)	(0)
2002	0	0	(0)	1	0	0	0	0	1	0	0	0
2003	2	4	37	0	0	0	0	0	1	1	0	0
2004	1	0	24	0	0	0	0	0	2	1	0	0
2005	0	0	90	1	0	0	0	0	0	0	0	0
2006	0	1	216	(0)	0	0	0	0	0	0	2	0
2007	1	8	135	--	3	0	1	0	1	1	7	0
2008	4	4	142	0	1	1	0	0	6	0	2	--

() : série incomplète de données – (re)mise en service

B003 – Poste de mesure situé dans le carrefour
Pas d'évaluation des données en fonction des normes

Remarques :

Poste de mesure Arts-Loi:

La situation de ce poste de mesure, dans le carrefour "Arts-Loi", fait que conformément aux spécifications des directives CE, les données ne sont pas prises en compte pour l'évaluation des objectifs en matière de qualité de l'air (selon les directives un poste de mesure doit être situé à au moins 25 m des carrefours).

Il faut signaler que le choix de l'emplacement du poste de mesure Arts-Loi, effectué en 1992, soit sept ans avant l'adoption de la directive 1999/30/CE, avait pour objectif l'étude de la pollution de l'air par le trafic. Les résultats de ce poste de mesure fournissent des informations très intéressantes à ce sujet mais *ne peuvent pas être interprétées* comme une indication de la *qualité de l'air générale* ou *moyenne* dans la Région de Bruxelles-Capitale.

L'objectif était de mieux percevoir, grâce à l'évolution des concentrations à moyen terme, l'influence de la circulation sur la qualité de l'air et l'incidence favorable éventuelle des mesures de limitation des émissions. La qualité de l'air au carrefour est directement influencée par les rejets de la circulation locale.

Depuis le réaménagement du carrefour en 2003, la prise d'air de ce poste de mesure se trouve encore plus proche de la circulation. Un nombre croissant de valeurs élevées en est la conséquence. Des valeurs élevées en NO₂ se manifestent également fréquemment en période estivale, simultanément avec des valeurs élevées en ozone sur d'autres postes de mesure. Une partie du NO provenant du trafic y est oxydé en NO₂ par l'ozone.

Poste de Mesure d'Ixelles :

Le poste de mesure d'Ixelles est situé Avenue de la Couronne, avec un bâti continu des deux côtés de la route (canyon street). Les concentrations y sont mesurées depuis 1986, suite à une demande du groupe de travail CE, chargé du suivi de l'ancienne directive NO₂ (1985). Il a été demandé aux États Membres d'installer au moins un poste de mesure dans une « canyon street ». Le poste de mesure de l'Avenue de la Couronne est le seul du pays situé dans un environnement plus ou moins confiné et à une telle proximité du trafic.

Marge de Dépassement – valeur horaire NO₂ : Pour la première année d’application (2000) une marge de dépassement de 50% peut être appliquée. Cette marge diminue linéairement d’année en année et doit atteindre 0% au 1^{er} janvier 2010. En 2000, il ne pouvait donc y avoir plus de 18 valeurs horaires supérieures à 300 µg/m³ (200 µg/m³ + 50%). Pour les années 2001 et 2002, le niveau se situait respectivement à 290 et 280 µg/m³. Pour les années 2006, 2007 et 2008, il ne pouvait y avoir plus de 18 dépassements des seuils suivants : 240, 230 et 220 µg/m³.

En 2007 et 2008, il n’y avait plus seulement des dépassements dans le poste de mesure Arts-Loi, mais également dans les postes de mesure à Molenbeek, Ixelles, Eastman-Belliard, au Parlement Européen, à Haren et Woluwé.

Tableau IV.3: **NOMBRE de VALEURS HORAIREs en NO₂ supérieures à la VALEUR LIMITE + MARGE de DÉEPASSEMENT**
Période ANNUELLE : JANVIER – DÉCEMBRE

	Valeur Limite + Marge de dépassement	R001	R002	B003	B004	B005	B006	B011	R012	N043	MEU1	WOL1	E013
2000	300	0	0	0	(0)			0	0	0	0	0	0
2001	290	0	0	0	0	(0)	(0)	0	0	0	0	(0)	(0)
2002	280	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2003	270	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2004	260	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2005	250	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2006	240	0	0	63	(0)	0	0	0	0	0	0	0	0
2007	230	1	4	40	--	0	0	0	0	0	0	1	0
2008	220	1	2	60	0	1	1	0	0	5	0	2	--

() : série incomplète de données – (re)mise en service

B003 – Poste de mesure situé dans le carrefour
Pas d’évaluation des données en fonction des normes

Le tableau IV.4 donne le nombre de jours où il y eu des périodes horaires avec une concentration de NO₂ supérieure à 200 µg/m³. Le nombre global de jours de dépassements pour la Région, c.-à.-d. le nombre de jours où il y a dépassement dans un seul poste ou dans plusieurs postes de mesure, a été fixé sans tenir compte des dépassements du poste de mesure Arts-Loi (voir remarque plus haut).

Tableau IV.4: **NOMBRE de JOURS de DÉPASSEMENT du seuil de 200 µg/m³ NO₂ en tant que VALEUR HORAIRE**

Période ANNUELLE : JANVIER – DÉCEMBRE

Dépassements par Poste de Mesure et globalement en Région de Bruxelles-Capitale (RBC)

	R001	R002	B004	B005	B006	B011	R012	N043	MEU1	WOL1	E013	RBC
1981	9						(5)					12
1982	3						1					4
1983	2						1					3
1984	5						1					6
1985	7						3					10
1986	3	(3)					0					5
1987	5	4					2					6
1988	2	10					0					11
1989	7	6					2					10
1990	6	1					0					7
1991	0	0					2					2
1992	0	1					0					1
1993	1	0				1	1					1
1994	0	0				0	0			2		2
1995	0	1				0	0			1		1
1996	0	1				0	0			1	0	2
1997	1	0				0	0			0	0	1
1998	0	0				0	0	0		0	0	0
1999	0	0				0	0	0	(0)	0	0	0
2000	0	0	(0)			0	0	0	0	0	0	0
2001	1	(0)	1	(0)	(0)	0	0	0	0	(0)	(0)	1
2002	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	2
2003	1	3	0	0	0	0	0	1	1	0	0	5
2004	1	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	3
2005	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
2006	0	1	(0)	0	0	0	0	0	0	1	0	2
2007	1	3	--	1	0	1	0	1	1	2	0	5
2008	2	2	0	1	1	0	0	3	0	2	--	5

() : série incomplète de données – (re)mise en service

4.1.1.4 Valeur limite concentration moyenne annuelle en NO₂ – directives 1999/30/CE et 2008/50/CE

Le tableau IV.5 donne l'évolution de la concentration moyenne annuelle en NO₂ dans les différents postes de mesure de la Région de Bruxelles-Capitale. La valeur limite de 40 µg/m³ comme *moyenne annuelle*, à respecter à partir du 1^{er} janvier 2010 (1999/30/CE), est encore dépassée en plusieurs endroits. Le seuil est d'ores et déjà respecté aux points de mesure qui ne subissent pas une influence directe du trafic : Parlement Européen (B006), Berchem-Ste-Agathe (B011), Uccle (R012), le parc Meudon (MEU1) et Forest (E013).

Tableau IV.5: **CONCENTRATION MOYENNE ANNUELLE en NO₂ [µg/m³]**
Période ANNUELLE : JANVIER – DÉCEMBRE
Valeurs à comparer à 40 µg/m³ – à respecter à partir du 1^{er} janvier 2010

	R001	R002	B003	B004	B005	B006	B011	R012	N043	MEU1	WOL1	E013
1981	61							(50)				
1982	64							40				
1983	64							42				
1984	60							56				
1985	60							49				
1986	52	(57)						45				
1987	60	59						45				
1988	56	57						37				
1989	64	60						44				
1990	55	60						40				
1991	49	61						51				
1992	42	55						38				
1993	35	46	76				41	34				
1994	43	51	69				38	35			44	
1995	50	58	74				35	37			48	
1996	49	56	69				38	37			47	38
1997	47	51	70				37	36			47	41
1998	40	50	74				29	28	(43)		45	34
1999	43	50	75				28	30	49	43	46	35
2000	38	53	69	(50)			31	27	47	36	43	33
2001	41	(60)	73	45	(51)	(48)	33	30	50	39	(51)	(28)
2002	43	54	(72)	46	41	36	31	26	48	35	44	36
2003	49	61	86	47	42	41	36	29	47	40	49	38
2004	44	56	87	42	41	37	31	28	45	37	42	32
2005	47	58	93	43	40	38	32	27	46	32	44	34
2006	47	54	98	--	39	38	29	30	45	31	46	32
2007	46	54	97	--	43	40	31	29	45	32	46	29
2008	44	54	101	41	37	38	28	27	46	35	42	--

B003 – Poste de mesure situé dans le carrefour
Pas d'évaluation des données en fonction des normes

Étant donné la stagnation des concentrations de NO₂ au fil des ans, la transformation spontanée du NO en NO₂ et une élimination plutôt difficile du NO₂ de l'atmosphère, une baisse significative de la concentration de NO₂ n'est pas prévue dans l'immédiat. Il en ressort qu'il ne sera pas évident de respecter ce seuil strict d'ici l'an 2010 aux endroits à grande circulation, situés dans des agglomérations et des zones urbanisées.

Marge de Dépassement – moyenne annuelle NO₂ : Pour la première année d'application (2000) une marge de tolérance de 50% peut être appliquée. Cette marge diminue linéairement d'année en année et doit atteindre 0% au 1^{er} janvier 2010. La concentration moyenne annuelle en NO₂ ne pouvait donc pas dépasser 60 µg/m³ en 2000 (40 µg/m³ + 50%), 58 µg/m³ en 2001 et 56 µg/m³ en 2002. La concentration moyenne annuelle ne pouvait pas dépasser 48 µg/m³ en 2006, 46 µg/m³ en 2007 et 48 µg/m³ en 2008. Jusqu'en 2007, ces valeurs ne sont dépassées dans aucun poste, à l'exception de B003 (voir **Remarque**) et R002. En 2008, la valeur de 44 µg/m³ a été dépassée dans les postes R002 (Ixelles) et N043 (Haren). La concentration moyenne annuelle en NO₂ s'élevait respectivement à 54 et 46 µg/m³.

Le poste de mesure R002 est situé Avenue de la Couronne, une rue du type « canyon ». La concentration moyenne en NO₂ y est plus élevée (~60 µg/m³) durant les périodes estivales, riches en ozone (en particulier en 1989, 1990, 1994, 1995 et 2003). Une plus grande partie du NO, originaire du trafic, est oxydée en NO₂ par l'ozone présent dans l'air, ce qui fait augmenter la concentration moyenne annuelle de quelques unités. D'autre part, une plus grande fréquence de pics de pollution hivernaux peut également entraîner une légère hausse de la concentration moyenne annuelle en NO₂.

Le respect de la valeur limite de 40 µg/m³ à partir de 2010 posera problème dans plusieurs postes, notamment à Molenbeek, Ixelles, Ste-Catherine, Haren et Woluwé.

Tableau IV.6: **MOYENNE ANNUELLE NO₂ et MARGE de DÉPASSEMENT**
Période ANNUELLE : JANVIER – DÉCEMBRE – concentrations en µg/m³

	Valeur Limite + Marge de dépassement	R001	R002	B004	B005	B006	B011	R012	N043	MEU1	WOL1	E013
2000	60	38	53	(50)			31	27	47	36	43	33
2001	58	41	(60)	45	(51)	(48)	33	30	50	39	(51)	(28)
2002	56	43	54	46	41	36	31	26	48	35	44	36
2003	54	49	61	47	42	41	36	29	47	40	49	38
2004	52	44	56	42	41	37	31	28	45	37	42	32
2005	50	47	58	43	40	38	32	27	46	32	44	34
2006	48	47	54	--	39	38	29	30	45	31	46	32
2007	46	46	54	--	43	40	31	29	45	32	46	29
2008	44	44	54	41	37	38	28	27	46	35	42	--

() : série de données incomplète – (re)mise en service

Au tableau IV.7 sont données, par année calendrier, les concentrations moyennes en NO₂ des *samedis* et des *dimanches*. Le graphique de la figure 4.1 représente, pour certains postes de mesure, l'évolution de la concentration moyenne annuelle (*tous les jours*). L'évolution de la concentration moyenne les samedis et les dimanches est représentée à la figure 4.2 et 4.3. Le niveau de 40 µg/m³, l'objectif relatif à la concentration moyenne annuelle en NO₂ à respecter à partir de 2010, est indiqué par une ligne horizontale qui traverse les graphiques.

Malgré une forte réduction des activités émettrices (moins de trafic), la concentration moyenne en NO₂ le samedi se situe encore aux environs de 40 µg/m³ dans certains postes de mesure. Dans le poste de mesure d'Ixelles (canyon street) elle reste même largement supérieure à cet objectif. Cet objectif pourrait être respecté presque partout si les activités émettrices étaient limitées toute l'année au niveau de celles d'un dimanche moyen. Ixelles resterait le seul endroit où la limite de 40 µg/m³ serait encore dépassée.

Une forte diminution des émissions NO_x doit donc être réalisée avant de pouvoir respecter partout la valeur limite imposée pour la concentration moyenne annuelle.

Tableau IV.7: **CONCENTRATION MOYENNE en NO₂ [µg/m³]**
les SAMEDIS et les DIMANCHES
 Période ANNUELLE : JANVIER – DÉCEMBRE

Samedis	R001	R002	B004	B005	B006	B011	R012	N043	MEU1	WOL1	E013
2000	37	51	(64)			28	25	40	34	41	32
2001	37	(55)	42	(48)	(46)	29	29	42	34	(47)	(24)
2002	39	51	43	36	32	27	24	39	30	40	34
2003	40	53	41	33	32	29	24	37	30	41	32
2004	39	52	39	37	33	28	26	38	31	38	29
2005	42	53	39	35	32	27	24	37	26	37	30
2006	44	49	--	35	33	26	28	36	26	41	30
2007	43	50	--	38	35	27	27	37	27	40	26
2008	38	48	38	30	31	22	21	35	27	34	--

Dimanches	R001	R002	B004	B005	B006	B011	R012	N043	MEU1	WOL1	E013
2000	30	45	(50)			23	22	33	29	36	27
2001	30	(52)	34	(46)	(40)	24	25	35	29	(42)	(21)
2002	31	42	34	30	26	22	19	33	25	33	28
2003	36	50	36	31	30	26	22	33	30	36	29
2004	31	44	32	32	28	23	23	31	26	32	25
2005	36	47	33	31	28	24	21	31	22	34	26
2006	36	42	--	30	27	22	24	29	22	33	25
2007	36	43	--	32	29	23	22	30	24	34	23
2008	32	41	32	26	27	20	19	30	24	29	--

() : série incomplète de données – (re)mise en service

**NO₂ - CONCENTRATION MOYENNE ANNUELLE
TOUS LES JOURS (1981-2008)**

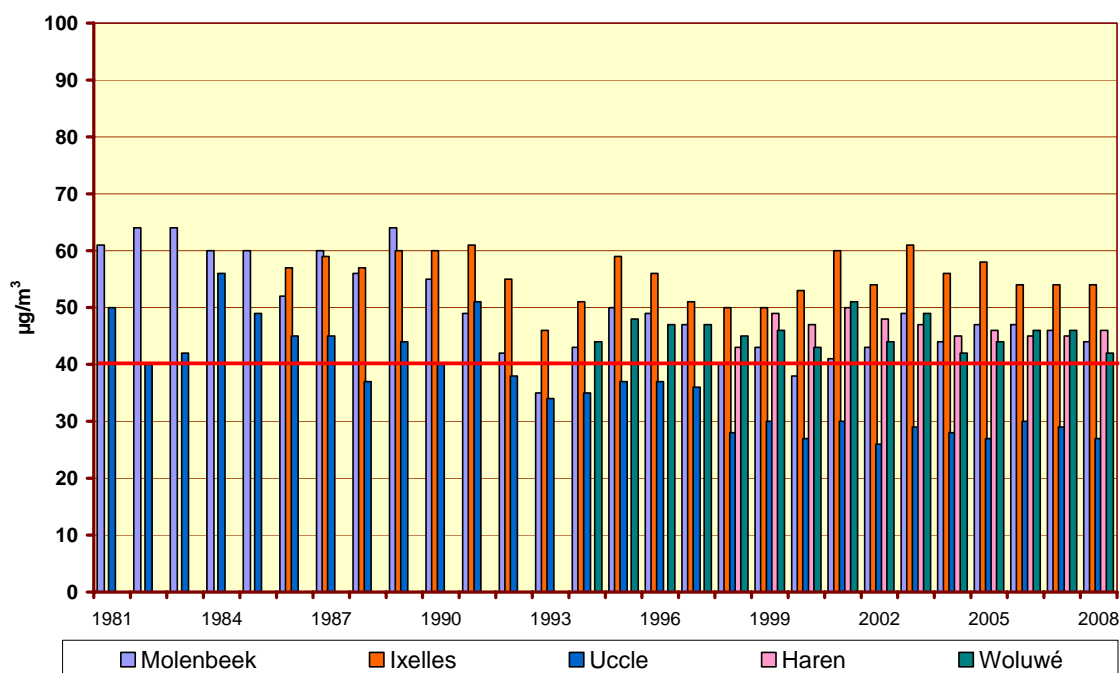


Fig. 4.1 : NO₂ - Évolution concentration moyenne annuelle (*tous les jours*) – Période 1981-2008

**NO₂ - CONCENTRATION MOYENNE les SAMEDIS
(1981-2008)**

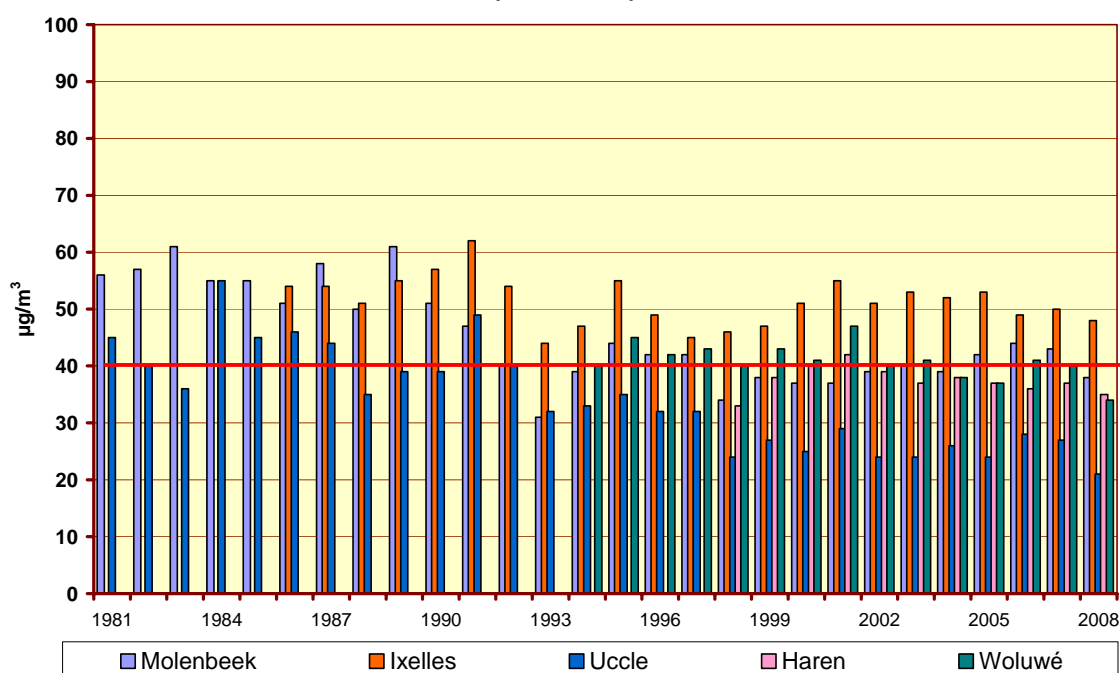


Fig. 4.2 : NO₂ - Évolution de la concentration moyenne les 'Samedis' – Période 1981-2008

**NO₂ - CONCENTRATION MOYENNE les DIMANCHES
(1981-2008)**

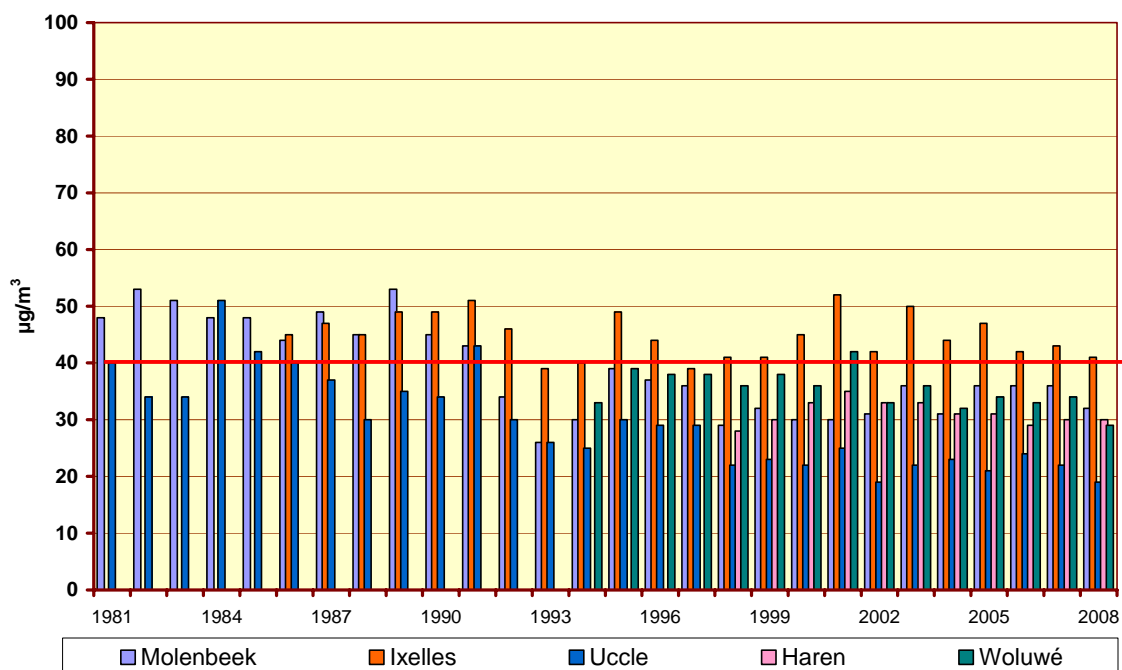


Fig. 4.3 : NO₂ –Évolution de la concentration moyenne les 'Dimanches' – Période 1981-2008

4.1.1.5 Évolution à long terme des concentrations de NO₂

La figure 4.4 reproduit l'*évolution dans le temps de la pollution par le NO₂*, au moyen de la présentation graphique de la distribution de fréquences cumulées. Le graphique supérieur donne les résultats du poste de mesure d'Ixelles-Avenue de la Couronne (41R002) et le graphique inférieur, celui pour le poste de mesure Arts-Loi (B003). Il s'agit de la période couvrant les années civiles 1987 à 2008

Les graphiques reproduisent plusieurs centiles, à savoir P10, P30, P70, P90, P95 et P98, ainsi que la moyenne arithmétique [AM]. Les résultats sont calculés sur base de valeurs moyennes horaires. Il n'y a pas de tendance manifeste à observer dans l'évolution des concentrations de NO₂ au fil des ans. Les résultats pour le NO₂ à Ixelles indiquent un statu quo pendant une première période (1987-1991), suivi d'une baisse en 1993, puis d'un statu quo à partir de 1995. En comparaison avec le début des années '80, le niveau des centiles les plus élevés a baissé. Ces dernières années, la concentration moyenne annuelle à Ixelles semble légèrement en hausse. L'augmentation du niveau moyen à Arts-Loi est en partie due au réaménagement du carrefour (2003), la prise d'air se trouvant plus proche de la circulation.

Dans la figure 4.5, le graphique supérieur reproduit l'évolution dans le temps (1981-2008) pour le poste de mesure 41R001. Le graphique repris en-dessous présente l'évolution pour le poste d'Uccle (41R012). Entre 1981 et 2002 il semble y avoir une légère tendance à la baisse de la concentration moyenne en NO₂. Le niveau moyen se stabilise ensuite (R012) ou semble être légèrement en hausse (R001).

La figure 4.6 donne une comparaison entre les niveaux des différents postes de mesure. Le graphique au-dessus représente les résultats de la période hivernale « *octobre 2007 – mars 2008* ». tandis que le graphique en-dessous représente ceux de la période estivale « *avril – septembre 2005* ». Les niveaux constatés au carrefour Arts-Loi (B003) dépassent ceux de tous les autres postes de mesure. L'ordre des niveaux constatés dans les différents postes (R002, R001, N043, WOL1, MEU1, B004, B005 et B006), donne une indication de la proximité du trafic. Les niveaux les plus faibles sont constatés dans les postes de mesure situés en zone résidentielle, mieux protégés de l'influence du trafic (B011 et R012).

Un historique détaillé, avec les résultats calculés de la distribution de fréquences cumulées pour des périodes annuelles (tous les ans), des périodes estivales (*avril – septembre*) et hivernales (*octobre – mars*), figurent aux annexes B, C et D. Une information supplémentaire, notamment pour les *jours ouvrables*, les *jours non ouvrables*, les *samedis* et les *dimanches* est également disponible.

La figure 4.7 fournit une *image de la distribution spatiale* des concentrations en NO₂. Les roses de pollution sont dessinées avec, en fond, la carte de la Région. La carte supérieure donne la situation pour la période hivernale '*octobre 2007 - mars 2008*' et la carte inférieure concerne la période estivale '*avril - septembre 2008*'. En moyenne, les concentrations sont plus élevées dans le centre de la Région, mais les différences entre les postes entre eux sont moins marquées que dans le cas du NO (voir plus loin). On n'observe pas de différence manifeste au niveau de la situation moyenne entre la période estivale et la période hivernale.

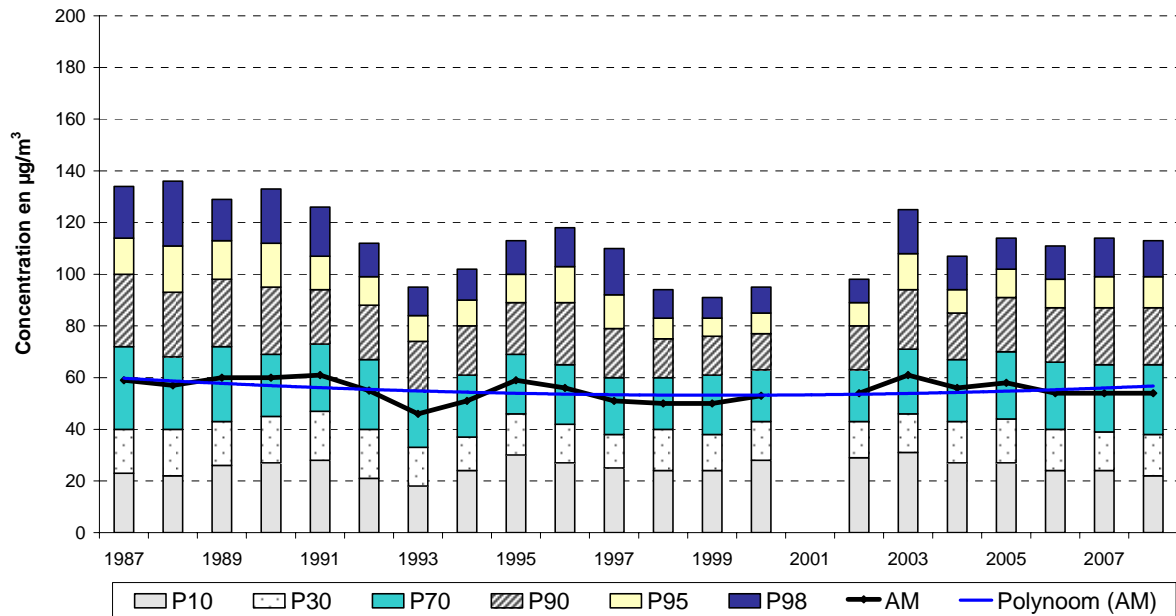
À la plupart des postes de mesure, la concentration de NO₂ est en moyenne légèrement plus élevée en hiver qu'en été. Aux postes de mesure B003 et R002, davantage soumis à la circulation, la concentration de NO₂ est parfois supérieure l'été. La proximité de la circulation fait qu'il y a beaucoup d'émissions de NO qui, en présence d'ozone, s'oxyde assez rapidement en NO₂. En période estivale, on observe ainsi localement des pics plus importants de NO₂ l'après-midi.

La figure 4.8 reproduit graphiquement l'évolution hebdomadaire moyenne pour le poste de mesure d'Ixelles. Le graphique au-dessus est relatif à la période hivernale et celui du dessous à la période estivale. Les graphiques donnent, par période horaire, l'évolution de la concentration moyenne (AVG), de la médiane (P50) et des centiles P10 et P90. Ces deux dernières valeurs délimitent approximativement la zone dans laquelle la concentration varie de jour en jour.

La figure 4.9 donne l'évolution journalière moyenne du NO₂ pour le poste de mesure R002. Les résultats du graphique au-dessus concernent la période hivernale 'octobre 2007 – mars 2008' et ceux du-dessous la période estivale 'avril – septembre 2008'. À cet égard, une distinction est opérée entre les jours ouvrables, les samedis et les dimanches. En moyenne, la concentration en NO₂ est plus élevée les jours ouvrables que les jours non ouvrables.

La figure 4.10 donne une comparaison entre les niveaux observés en 1989 et 2008. Pour ces deux périodes, l'évolution moyenne journalière d'un 'dimanche moyen' et d'un 'jour ouvrable moyen' est représentée. Le graphique au-dessus se réfère aux périodes hivernales 'octobre 2007 – mars 2008' et 'octobre 1988 – mars 1989'. Le graphique en-dessous se réfère aux périodes estivales 2008 (avril – septembre) et 1989. Contrairement aux autres polluants (NO et CO), il n'y a pas de différence notable à constater entre les niveaux observés en 1989 et 2008. Les concentrations en NO₂ durant l'hiver 2007/08 sont même légèrement supérieures à celles de l'hiver 1988/89.

NO₂ à IXELLES (R002) - EVOLUTION dans le TEMPS
DISTRIBUTION DES FREQUENCES CUMULEES - VALEURS HORAIRES
 Période "JANVIER - DECEMBRE"



NO₂ à ARTS-LOI (B003) - EVOLUTION dans le TEMPS
DISTRIBUTION DES FREQUENCES CUMULEES - VALEURS HORAIRES
 Période "JANVIER - DECEMBRE"

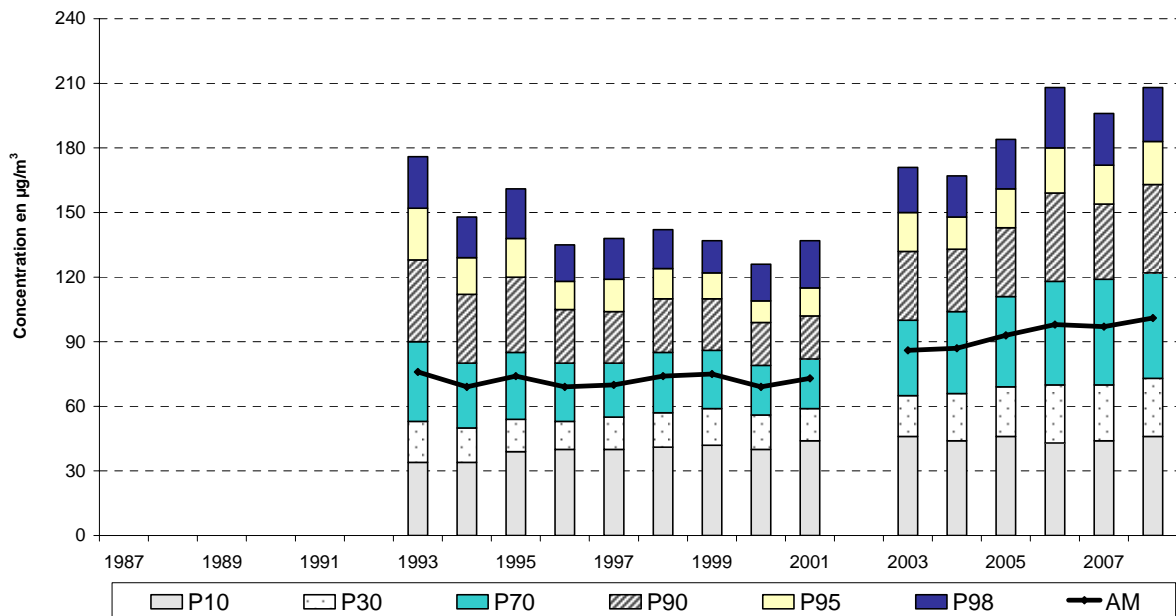
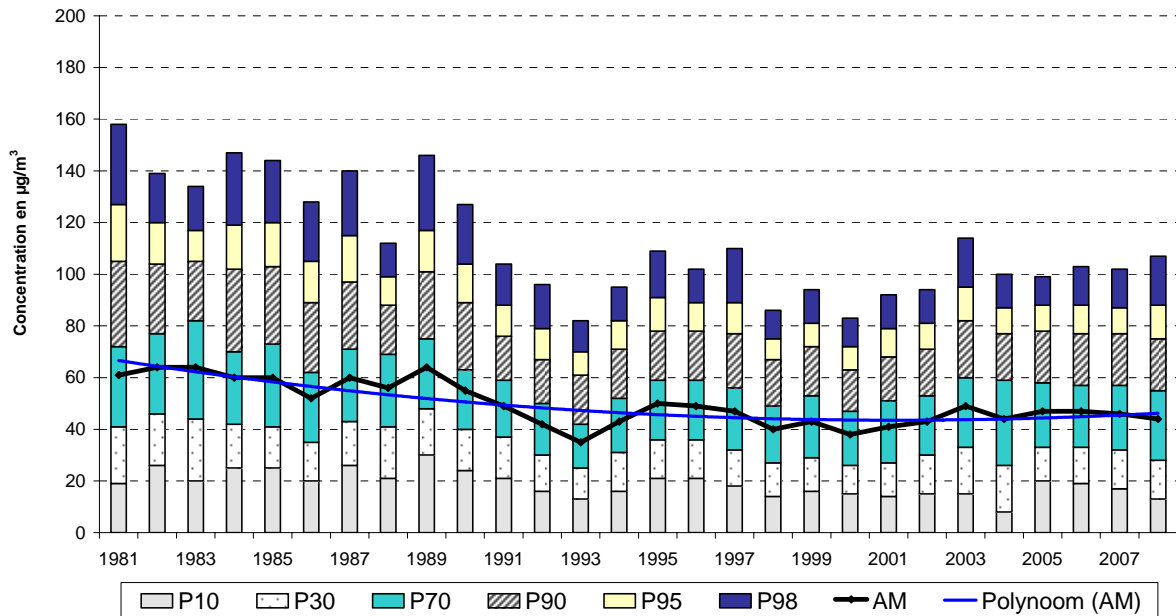


Fig. 4.4: Évolution des concentrations en NO₂ à Ixelles-Av. de la Couronne (R002) et Arts-Loi (B003) Période 1987 - 2008

NO₂ à MOLENBEEK (R001) - EVOLUTION dans le TEMPS
DISTRIBUTION DES FREQUENCES CUMULEES - VALEURS HORAIRES
 Période "JANVIER - DECEMBRE"



NO₂ à UCCLE (R012) - EVOLUTION dans le TEMPS
DISTRIBUTION DES FREQUENCES CUMULEES - VALEURS HORAIRES
 Période "JANVIER - DECEMBRE"

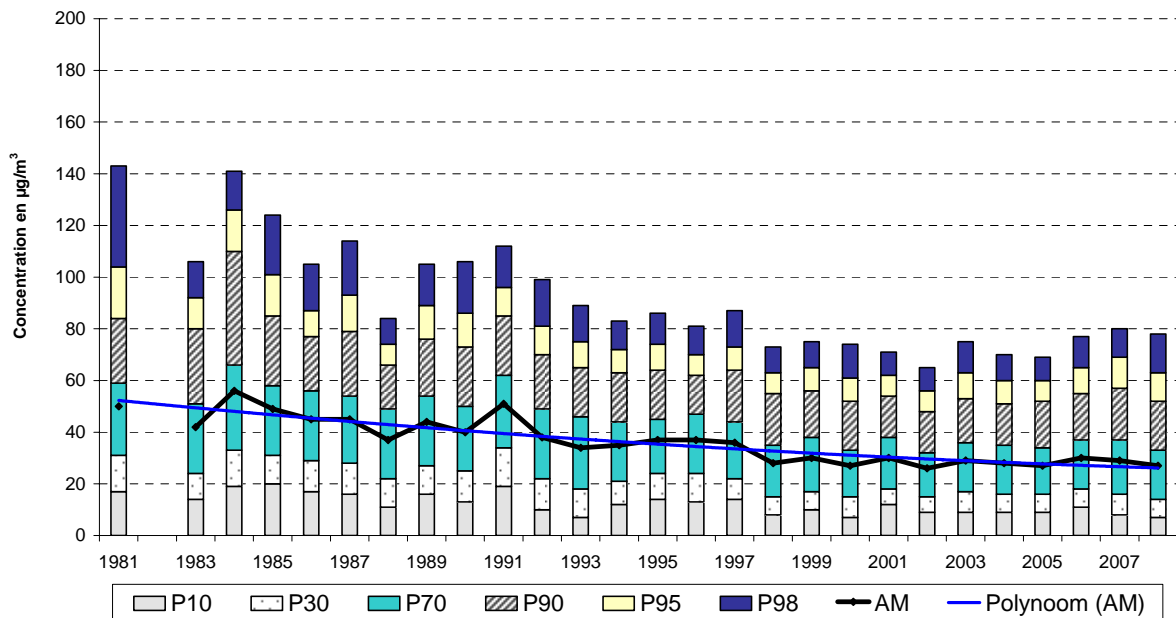
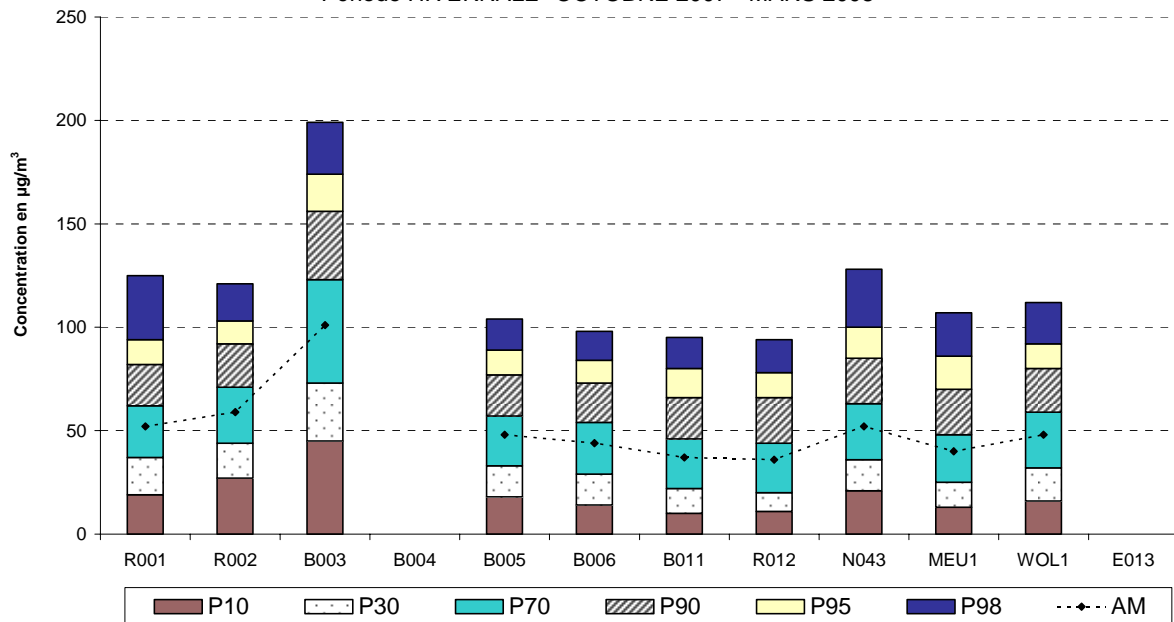


Fig. 4.5: Évolution des concentrations en NO₂ à Molenbeek (R001) et Uccle (R012)
 Période 1981 – 2008

NO₂ - COMPARAISON POSTES de MESURE
DISTRIBUTION DES FREQUENCES CUMULEES - VALEURS HORAIRES
 Période HIVERNALE "OCTOBRE 2007 - MARS 2008"



NO₂ - COMPARAISON POSTES de MESURE
DISTRIBUTION DES FREQUENCES CUMULEES - VALEURS HORAIRES
 Période ESTIVALE "AVRIL - SEPTEMBRE 2008"

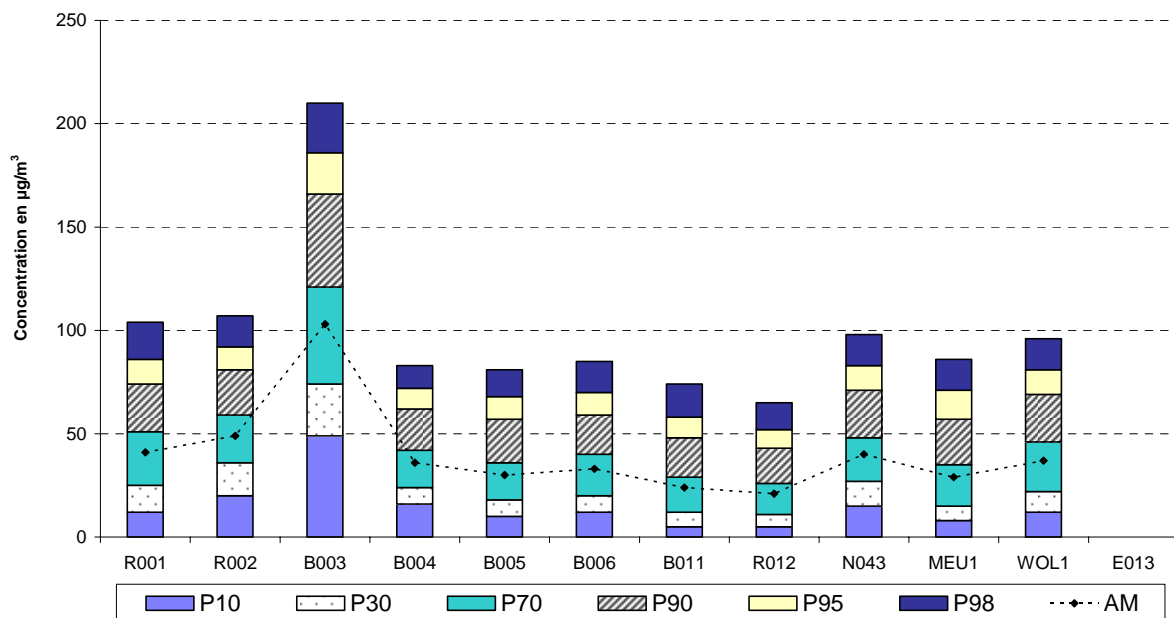


Fig. 4.6 : Comparaison des concentrations en NO₂ aux différents postes de mesure Période hivernale 'octobre 2007 – mars 2008' et estivale 'avril – septembre 2008'

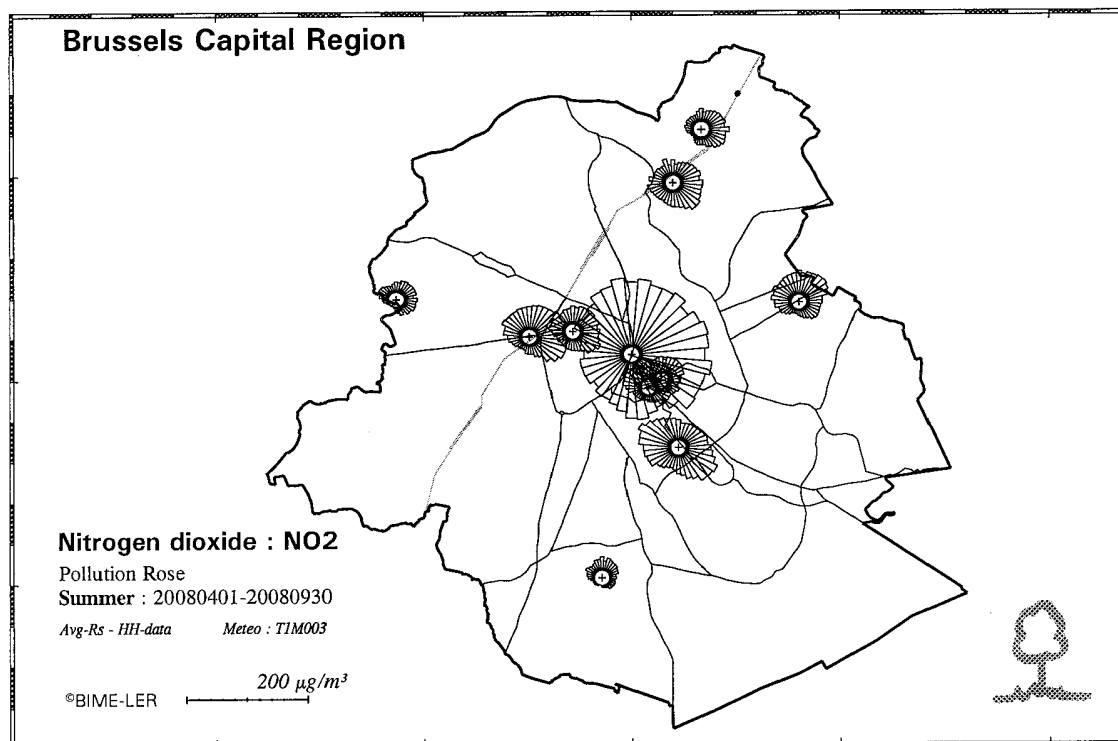
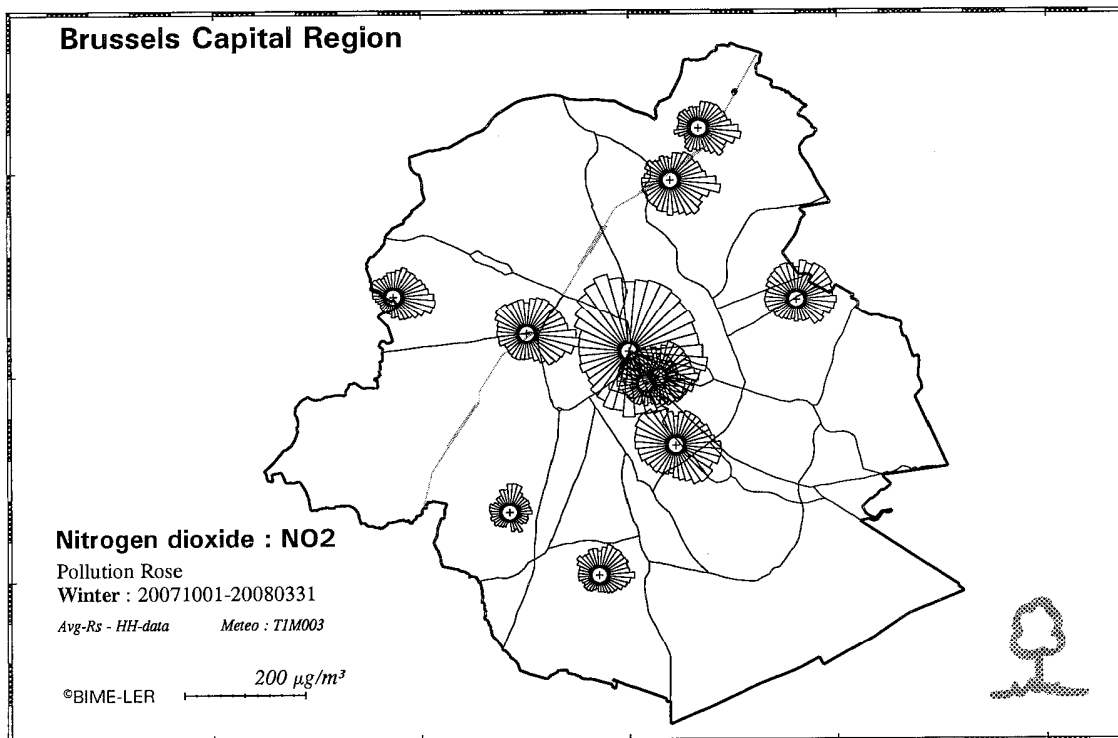
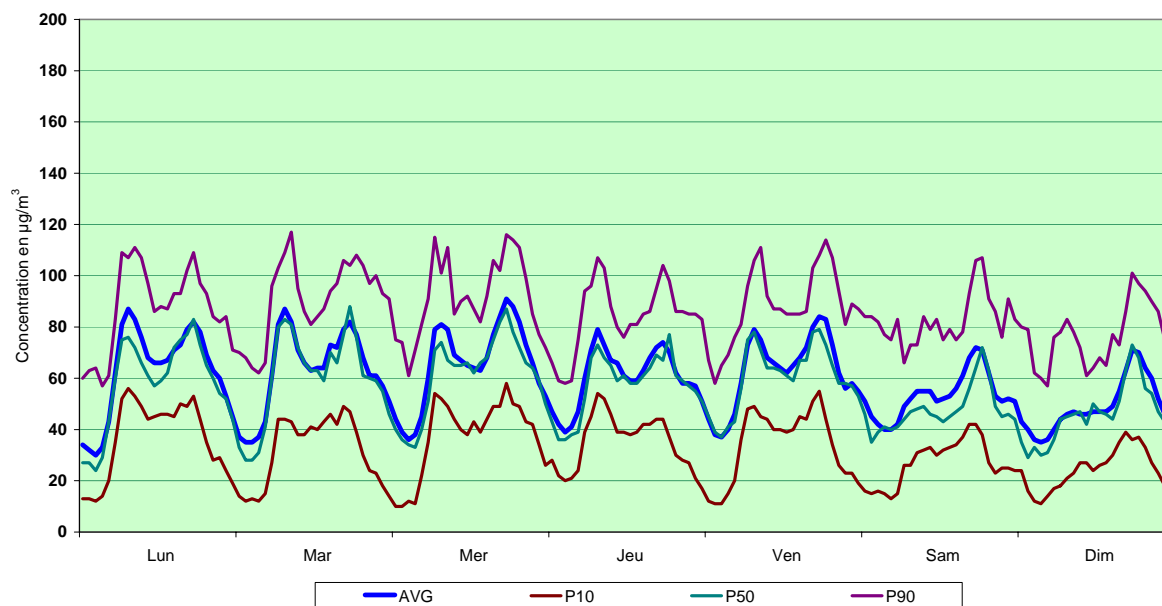


Fig. 4.7: NO₂ - Roses de pollution: distribution spatiale des concentrations en NO₂ pendant l'hiver et l'été

NO₂ à IXELLES (R002) - CANYON STREET

EVOLUTION HEBDOMADAIRE MOYENNE

Période HIVERNALE : OCTOBRE 2007 - MARS 2008



NO₂ à IXELLES (R001) - CANYON STREET

EVOLUTION HEBDOMADAIRE MOYENNE

Période ESTIVALE : AVRIL - SEPTEMBRE 2008

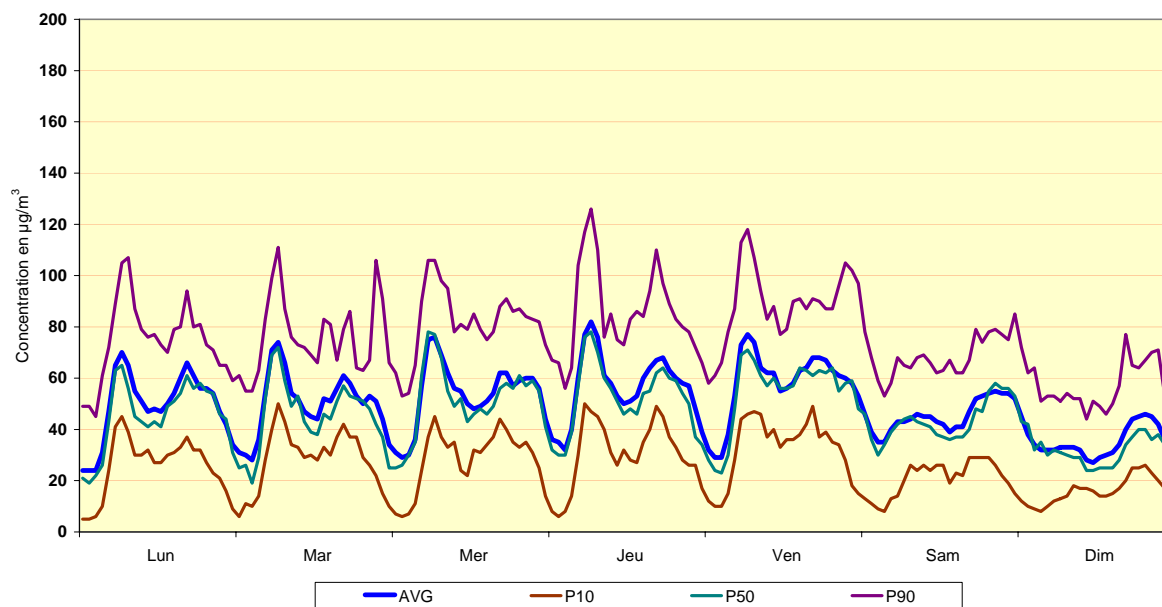
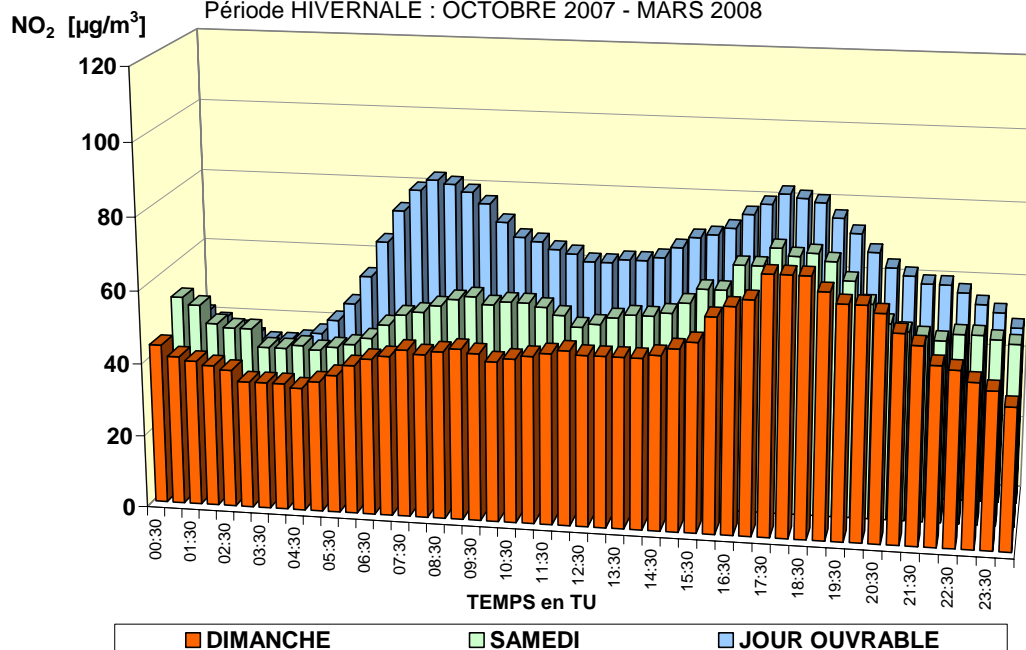


Fig. 4.8: NO₂ - Évolution hebdomadaire moyenne en hiver et en été
Moyenne (AVG), P10, médiane (P50) et P90

**NO₂ - IXELLES (R002) - EVOLUTION JOURNALIERE MOYENNE
COMPARAISON DIMANCHE, SAMEDI et JOUR OUVRABLE MOYEN**

Période HIVERNALE : OCTOBRE 2007 - MARS 2008



**NO₂ - IXELLES (R002) - EVOLUTION JOURNALIERE MOYENNE
COMPARAISON DIMANCHE, SAMEDI et JOUR OUVRABLE MOYEN**

Période ESTIVALE : AVRIL - SEPTEMBRE 2008

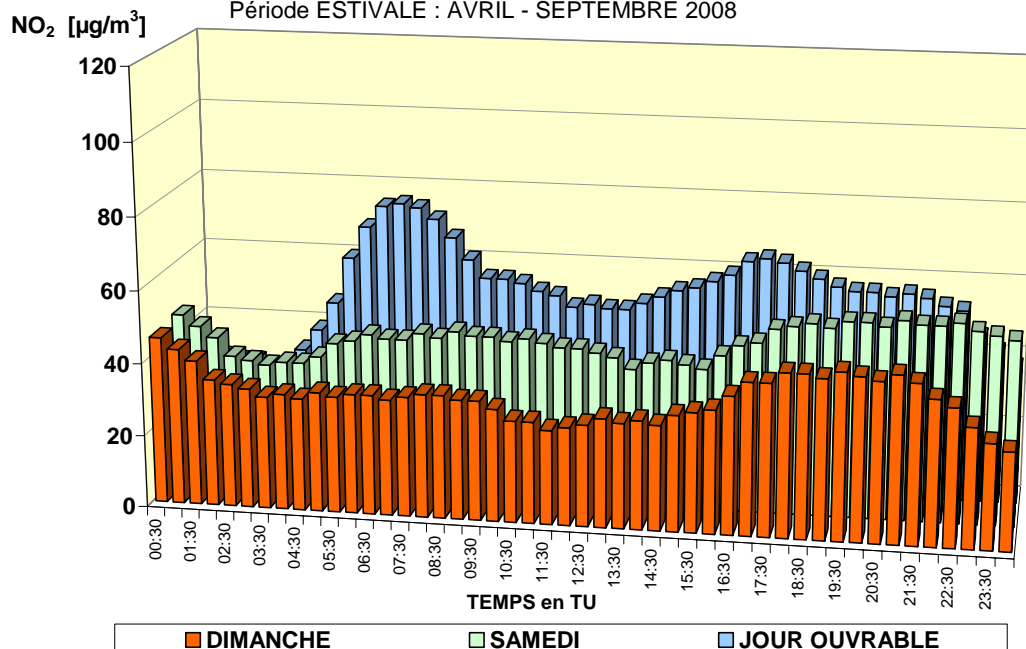


Fig. 4.9: NO₂ - Évolution journalière moyenne pendant l'hiver et l'été (dimanches, samedis et jours ouvrables) - Poste de mesure d'Ixelles (R002)

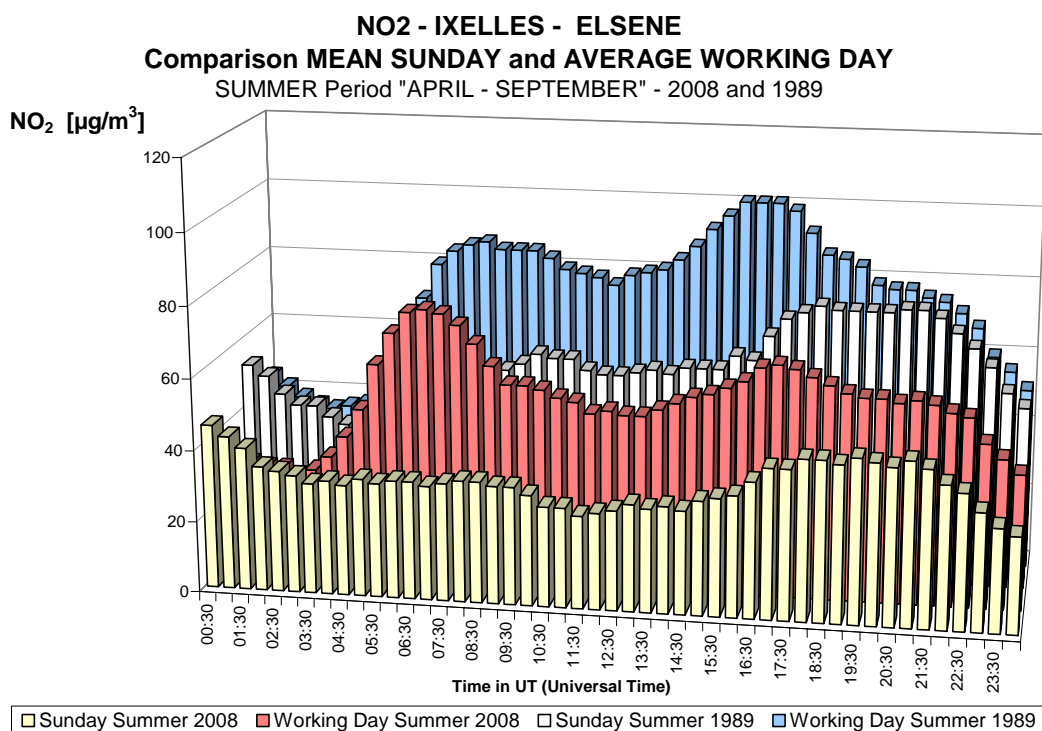
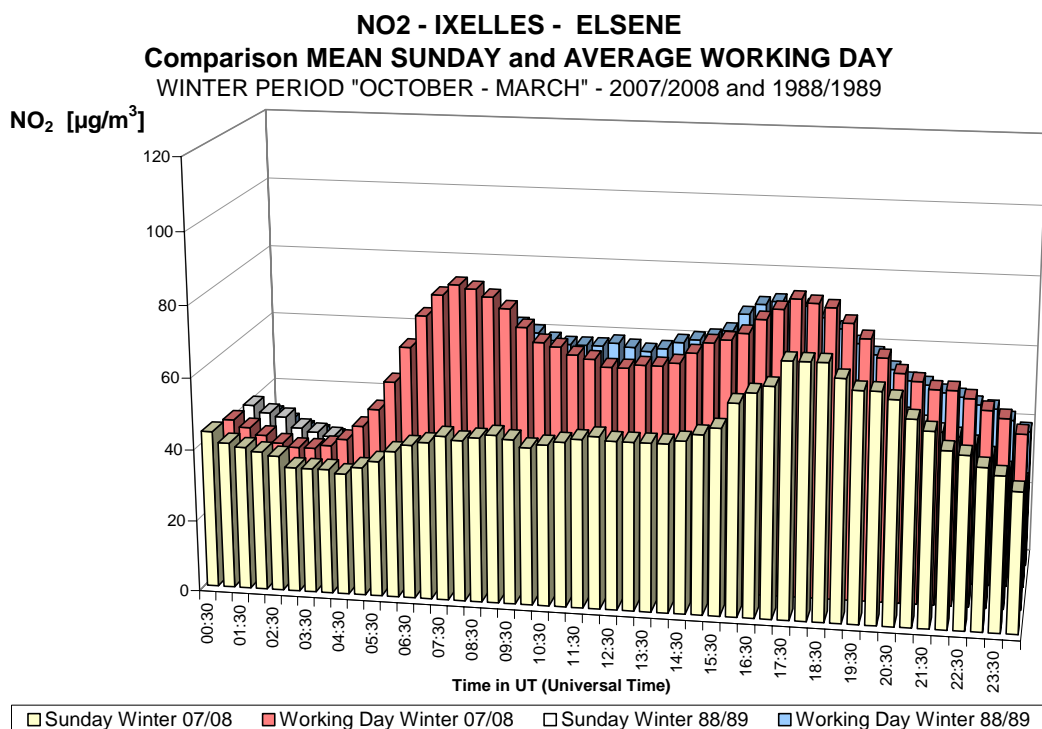


Fig. 4.10: NO₂ - Évolution journalière moyenne – 'dimanche moyen' et 'jour ouvrable moyen' Ixelles (R002) – Comparaison périodes hivernales 88-89 et 2007-2008 (graphique au-dessus) et périodes estivales 1989 et 2008 (graphique en dessous)

4.1.2 MONOXYDE D'AZOTE (NO)

4.1.2.1 Réglementation NO

Les concentrations en NO dans l'air ambiant sont plusieurs fois inférieures au niveau de concentration toxique. Il n'y a donc aucune valeur normative imposée pour les concentrations de NO dans l'air ambiant. Ce polluant mérite toutefois que l'on s'y attarde dans l'étude de la pollution de l'air. C'est un polluant important émis par des processus de combustion et c'est l'un des polluants caractéristiques du trafic routier. Ne fut-ce qu'en raison de la part de ce secteur dans l'ensemble des émissions, il est conseillé d'accorder l'attention nécessaire à l'évolution de la pollution par le NO.

Une autre raison pour laquelle il convient d'étudier la pollution par le NO est la transformation spontanée du NO en NO₂. Ce dernier est l'objet de normes visant la protection de la santé publique mais, et c'est peut être le plus important, il joue aussi le rôle de *précurseur* dans la pollution photochimique (formation d'ozone). Par ailleurs, la présence de NO donne lieu à une destruction de l'ozone, avec formation de NO₂. Il y a également une raison purement pratique: la mesure du NO₂ dans l'air ambiant est basée sur la détection du NO (réaction photochimique entre NO et O₃), après réduction du NO₂ en NO. Les appareils de mesure en continu mesurent dès lors d'office le NO et le NO₂ (voir *annexe A*).

4.1.2.2 Valeurs de NO mesurées

Le tableau IV.8 établit une comparaison des concentrations de NO aux différents postes de mesure de la Région de Bruxelles-Capitale, au moyen de paramètres statistiques (P98, P50 et moyenne annuelle).

Tableau IV.8: VALEURS HORAIRES NO : P98 – P50 - MOYENNE ANNUELLE (MA)

PÉRIODE : 1 JANVIER – 31 DECEMBRE
[Concentration en µg/m³]

P98	R001	R002	B003	B004	B005	B006	B011	R012	N043	MEU1	WOL1	E013
1994	244	357	490				170	125			166	
1995	199	318	438				130	82			162	
1996	191	298	396				136	109			193	118
1997	224	285	405				120	92			165	139
1998	164	269	347				105	79	258		147	91
1999	154	215	326				99	71	249	--	132	83
2000	136	210	284	--			86	59	216	110	120	74
2001	217	--	349	211	--	--	150	111	302	193	--	--
2002	150	200	--	133	102	81	85	57	218	124	124	85
2003	188	232	300	176	123	96	115	72	291	155	157	107
2004	135	193	292	127	88	76	91	71	218	120	109	86
2005	160	172	283	140	94	88	96	64	215	114	107	96
2006	143	162	285	--	90	88	87	61	210	103	123	77
2007	156	170	275	--	102	82	87	76	209	114	128	64
2008	160	154	236	111	84	78	91	62	240	116	111	--

P50	R001	R002	B003	B004	B005	B006	B011	R012	N043	MEU1	WOL1	E013
1994	11	66	135				5	4			10	
1995	17	62	140				5	4			10	
1996	18	50	122				5	4			13	6
1997	16	53	113				5	9			12	6
1998	13	51	99				5	7	22		10	2
1999	13	43	98				4	3	15	--	9	3
2000	12	47	89	--			4	3	25	4	9	5
2001	14	--	90	9	--	--	3	4	21	4	--	--
2002	11	34	--	7	6	3	3	3	15	4	10	3
2003	10	33	72	8	7	4	3	2	17	4	8	3
2004	6	30	85	8	5	4	3	2	18	4	6	2
2005	11	28	81	7	5	3	3	3	18	3	6	3
2006	10	22	78	--	4	3	3	3	12	3	6	3
2007	12	23	77	--	7	3	3	2	14	3	6	3
2008	9	23	63	7	5	3	3	2	17	3	4	--

MA	R001	R002	B003	B004	B005	B006	B011	R012	N043	MEU1	WOL1	E013
1994	36	93	163				21	15			27	
1995	36	87	160				18	12			27	
1996	37	74	143				20	15			31	18
1997	38	74	135				17	16			28	20
1998	28	69	120				14	13	46		24	12
1999	28	58	115				13	9	41	--	22	11
2000	24	61	102	--			11	8	45	14	20	13
2001	32	--	111	28	--	--	16	13	47	22	--	--
2002	26	50	--	21	17	12	12	8	37	17	22	12
2003	29	53	95	25	20	14	14	9	44	20	24	15
2004	21	46	102	21	15	12	12	9	41	17	18	12
2005	25	41	98	20	14	12	11	8	39	15	17	12
2006	23	36	95	--	13	11	10	8	33	12	17	10
2007	28	38	95	--	17	12	12	10	36	14	19	9
2008	24	36	79	18	13	11	10	8	39	13	15	--

-- : moins de 50% de données sur base annuelle – (re)mise en service

Les valeurs moyennes les plus élevées en NO sont atteintes aux deux postes les plus soumis à l'influence de la circulation, à savoir Arts-Loi (B003) et Ixelles-Avenue de la Couronne (R002), suivis de Haren (N043), Molenbeek (R001), Ste-Catherine (B004) et Woluwé (WOL1). Ces lieux de mesure sont situés dans un environnement de circulation intense mais assez ouvert. Les lieux de mesure à Berchem-Ste-Agathe (B011), à Uccle (R012), au Parlement Européen (B006) et à Forest (E013) sont mieux protégés de la circulation.

Un historique détaillé, avec les résultats de la distribution de fréquences cumulées, est repris en annexe B (toutes les périodes annuelles). Des tableaux contenant les résultats des périodes estivales et hivernales sont établis aux annexes C et D.

4.1.2.3 Évolution à long terme des concentrations de NO

La figure 4.11 donne l'évolution dans le temps de la pollution par le NO au moyen de la présentation graphique de la distribution de fréquences cumulées. Le graphique au-dessus reproduit les statistiques annuelles pour le poste de mesure à Ixelles-Avenue de la Couronne (R002) et le graphique en dessous, celles pour le poste de mesure Arts-Loi (B003). La période couvre les années civiles 1987 à 2008

Les résultats à Ixelles-Avenue de la Couronne montrent une baisse progressive de tous les niveaux à partir de 1990/91. Les résultats en 2008 sont pratiquement à un tiers des résultats de 1991, tant pour les centiles supérieurs que pour la concentration annuelle moyenne. Une baisse analogue des niveaux est enregistrée au poste Arts-Loi. Pour ce poste de mesure, des résultats sont disponibles depuis 1993.

La baisse des concentrations de NO à ces deux postes de mesure est probablement due à l'introduction du pot catalytique à trois voies. Depuis 1989, les voitures à essence d'une cylindrée de plus 2000 cc. doivent obligatoirement être équipées d'un pot catalytique et, depuis 1993, cette obligation s'applique à toutes les voitures neuves avec moteur à essence. À ces deux postes de mesure, on constate une baisse toute aussi importante de la concentration en CO (voir plus loin) et, avec quelques années de retard, de la teneur en benzène dans l'air. Les données les plus récentes, depuis 2002-2003, confirment un affaiblissement de la nette tendance à la baisse. Ceci tient probablement au fait que depuis lors la majeure partie du parc automobile équipé des moteurs à essence est pourvue de pots catalytiques à trois voies.

La baisse de la concentration en NO est spectaculaire aux postes qui sont soumis aux émissions de NO directement dues à la circulation. À d'autres postes, situés dans un environnement plus ouvert ou en périphérie, la baisse est moins marquée. Le lien entre la concentration en NO et les émissions de NO y est moins manifeste étant donné qu'une partie du NO est déjà transformée en NO₂. La figure 4.12 donne l'évolution des statistiques annuelles pour les postes à Molenbeek (R001) et Uccle (R012). Il s'agit des résultats de 1981 à 2008. Dès 1991, on constate une baisse progressive des centiles supérieurs (P98 et P95). Les résultats depuis 2001 indiquent que cette tendance à la baisse vient également de se terminer.

La figure 4.13 fournit une comparaison entre les niveaux des différents postes de mesure. Le graphique supérieur représente les résultats de la période hivernale « *octobre 2007 – mars 2008* » et le graphique inférieur ceux de la période estivale « *avril – septembre 2008* ». Les niveaux les plus élevés sont observés dans les postes de mesures localisés à proximité du trafic et les niveaux les plus faibles en zones résidentielles. Il y a une différence notable entre les concentrations mesurées en période hivernale et estivale. Pendant l'été, une plus grande partie du NO est oxydée en NO₂.

La figure 4.14 donne un aperçu de la distribution spatiale de la concentration en NO. Les roses de pollution pour le NO sont dessinées avec, en fond, une carte de la Région. La carte au-dessus donne la situation durant la période hivernale '*octobre 2007 – mars 2008*' et la carte en-dessous renvoie à la période estivale '*avril - septembre 2008*'. Dans les deux cas, il y a une différence notable dans la pollution moyenne aux différents points de mesure. La distribution dans l'espace est plus hétérogène que dans le cas du NO₂. La pollution la plus importante est observée dans le centre de la Région et aux endroits de grande circulation.

En période estivale, la concentration en NO aux postes périphériques est sensiblement plus faible qu'en période hivernale. Aux postes de mesure moins soumis à l'influence directe des émissions dues à la circulation, il y a un excédent d'ozone en été. Le NO présent y est presque intégralement transformé en NO₂.

La figure 4.15 reproduit graphiquement l'évolution hebdomadaire moyenne pour le poste de mesure d'Ixelles. La concentration moyenne (AVG), la médiane (P50) et les centiles P10 et P90 sont mis en graphique par période horaire. Ces deux dernières valeurs délimitent approximativement la zone dans laquelle la concentration peut fluctuer de jour en jour.

Le graphique au-dessus renvoie à la période hivernale '*octobre 2007 – mars 2008*' et le graphique en-dessous à la période estivale '*avril – septembre 2008*'. Le schéma hebdomadaire suit les mouvements de la circulation. Les concentrations sont manifestement plus élevées les jours ouvrables que les samedis ou les dimanches. D'autre part, l'évolution des niveaux indique que les concentrations d'une journée particulière de week-end (P90) peuvent être plus élevées que celles d'une journée de semaine (P10).

En période estivale, le pic de l'après-midi s'atténue à tous les postes de mesure. La présence accrue d'ozone durant les après-midi d'été suscite un effet de titrage, le NO étant oxydé en NO₂ sous l'effet de l'ozone. Sur les graphiques de l'*annexe F* on voit également que la distribution des résultats est beaucoup plus large que pour le NO₂, tant entre les postes qu'entre les valeurs supérieures (P90) et inférieures (P10) d'un même poste.

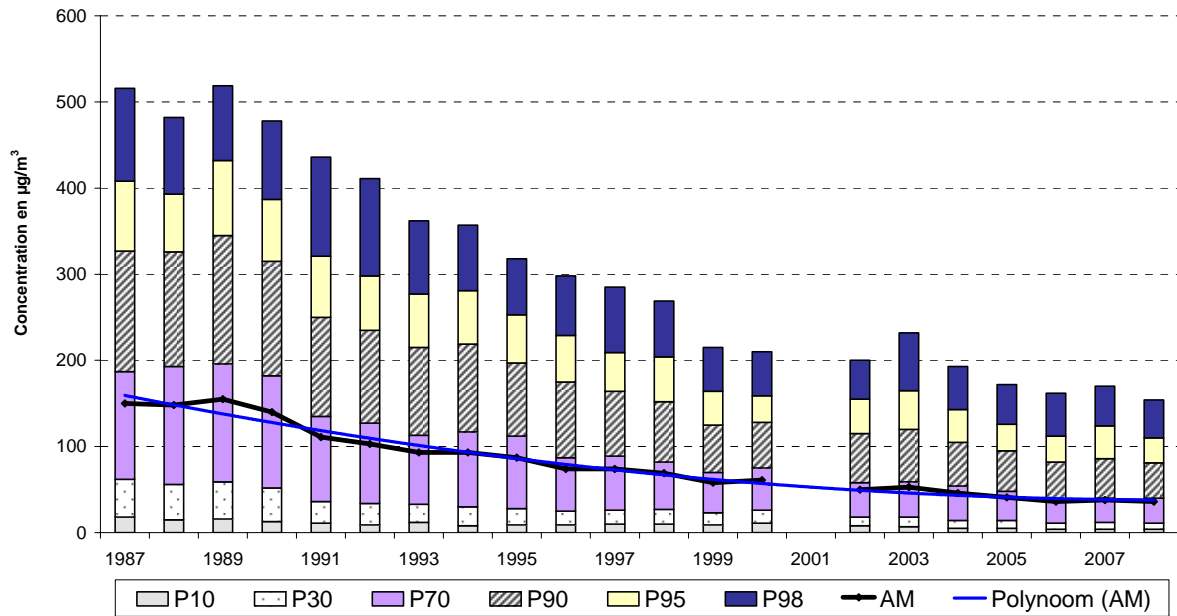
La figure 4.16 donne la représentation graphique de l'évolution journalière moyenne du NO pour le poste d'Ixelles (R002). Le graphique au-dessus renvoie à la période hivernale '*octobre 2007 – mars 2008*' et le graphique en-dessous, à la période estivale '*avril – septembre 2008*'. Une distinction est opérée entre les *jours ouvrables*, les *samedis* et les *dimanches*.

Aux postes de mesure axés sur la circulation, les concentrations de NO sont en moyenne plus élevées les jours ouvrables et plus élevées les samedis que les dimanches. Entre un jour ouvrable, un samedi et un dimanche, il se produit en outre un glissement dans le temps au niveau du profil journalier. Le pic du matin le samedi se produit plus tard dans la journée et est moins marqué. Durant les heures de la nuit du samedi au dimanche, on assiste à une légère augmentation de la concentration de NO. Le dimanche, il n'y a pas de pic du matin et le pic du soir est beaucoup plus étalé de l'après-midi au début de nuit.

Les concentrations moyennes en NO sont systématiquement plus élevées les jours ouvrables que les jours non-ouvrables, les samedis que les dimanches et les périodes hivernales que les périodes estivales.

La figure 4.17 effectue une comparaison entre les niveaux observés en 1989 et 2008. Pour ces deux périodes, l'évolution moyenne journalière d'un '*dimanche moyen*' et d'un '*jour ouvrable moyen*' est représentée. Le graphique au-dessus se réfère aux périodes hivernales '*octobre 2007 – mars 2008*' et '*octobre 1988 – mars 1989*'. Le graphique en-dessous se réfère aux périodes estivales 2008 (*avril – septembre*) et 1989. Les concentrations mesurées en 2007/08 sont sensiblement plus faibles que celles mesurées pendant la période 1989/90.

NO à IXELLES (R002) - EVOLUTION dans le TEMPS
DISTRIBUTION DES FREQUENCES CUMULEES - VALEURS HORAIRES
 Période "JANVIER - DECEMBRE"



NO à ARTS-LOI (B003) - EVOLUTION dans le TEMPS
DISTRIBUTION DES FREQUENCES CUMULEES - VALEURS HORAIRES
 Période "JANVIER - DECEMBRE"

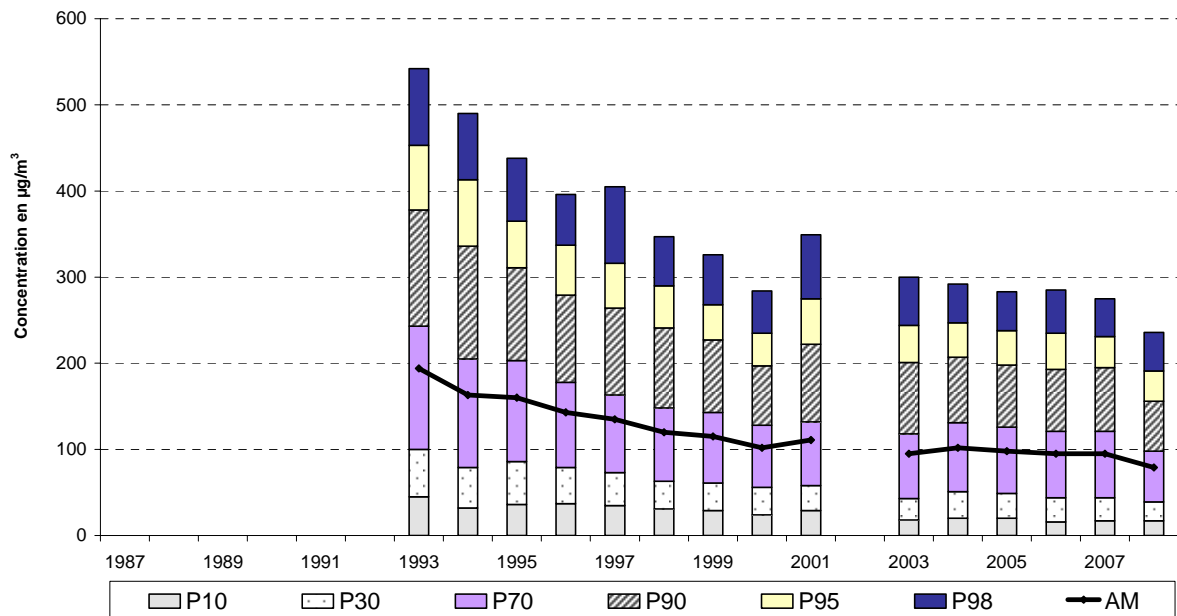
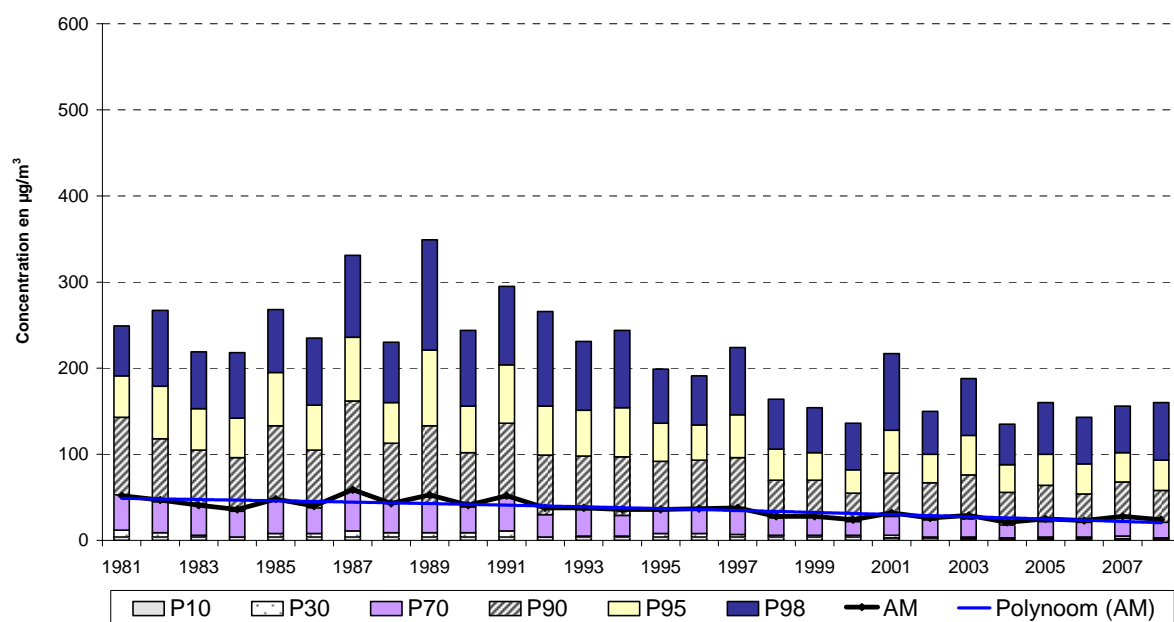


Fig. 4.11 Évolution de la concentration en NO à Ixelles (R002) et Arts-Loi (B003)
 Période 1987 - 2008

NO à MOLENBEEK (R001) - EVOLUTION dans le TEMPS
DISTRIBUTION DES FREQUENCES CUMULEES - VALEURS HORAIRES
 Période "JANVIER - DECEMBRE"



NO à UCCLE (R012) - EVOLUTION dans le TEMPS
DISTRIBUTION DES FREQUENCES CUMULEES - VALEURS HORAIRES
 Période "JANVIER - DECEMBRE"

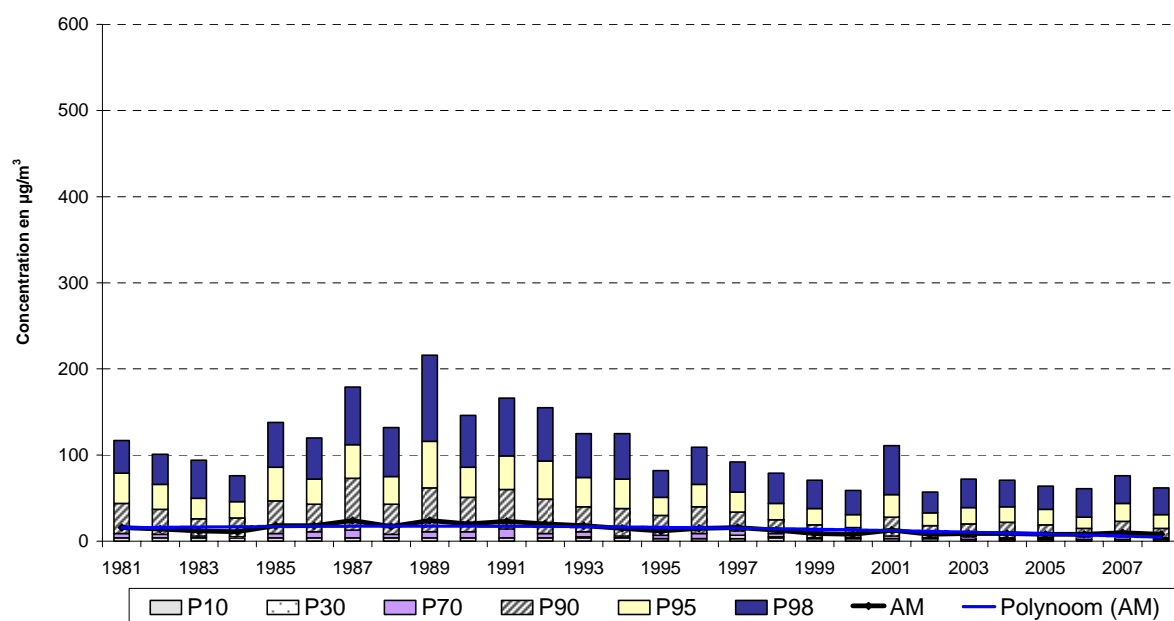
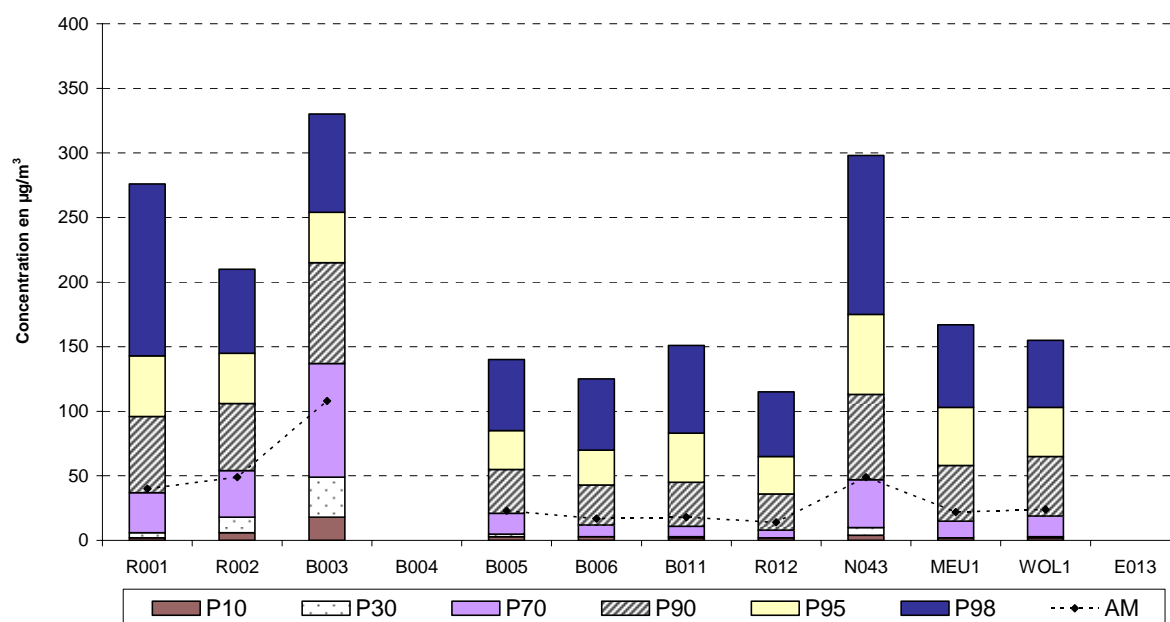


Fig. 4.12: Évolution de la concentration en NO à Molenbeek (R001) et Uccle (R012)
 Période 1981 - 2008

NO - COMPARAISON POSTES de MESURE
DISTRIBUTION DES FREQUENCES CUMULEES - VALEURS HORAIRES
 Période HIVERNALE "OCTOBRE 2007 - MARS 2008"



NO - COMPARAISON POSTES de MESURE
DISTRIBUTION DES FREQUENCES CUMULEES - VALEURS HORAIRES
 Période ESTIVALE "AVRIL - SEPTEMBRE 2008"

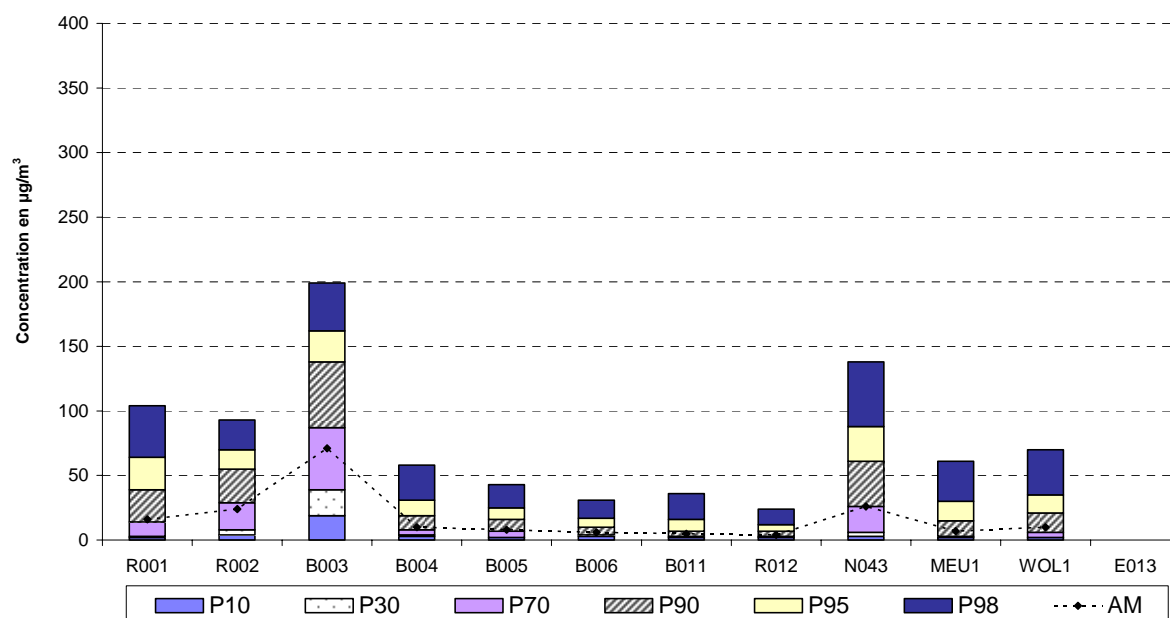


Fig. 4.13 : Comparaison des concentrations en NO aux différents postes de mesure Période hivernale 'octobre 2007 – mars 2008' et estivale 'avril – septembre 2008'

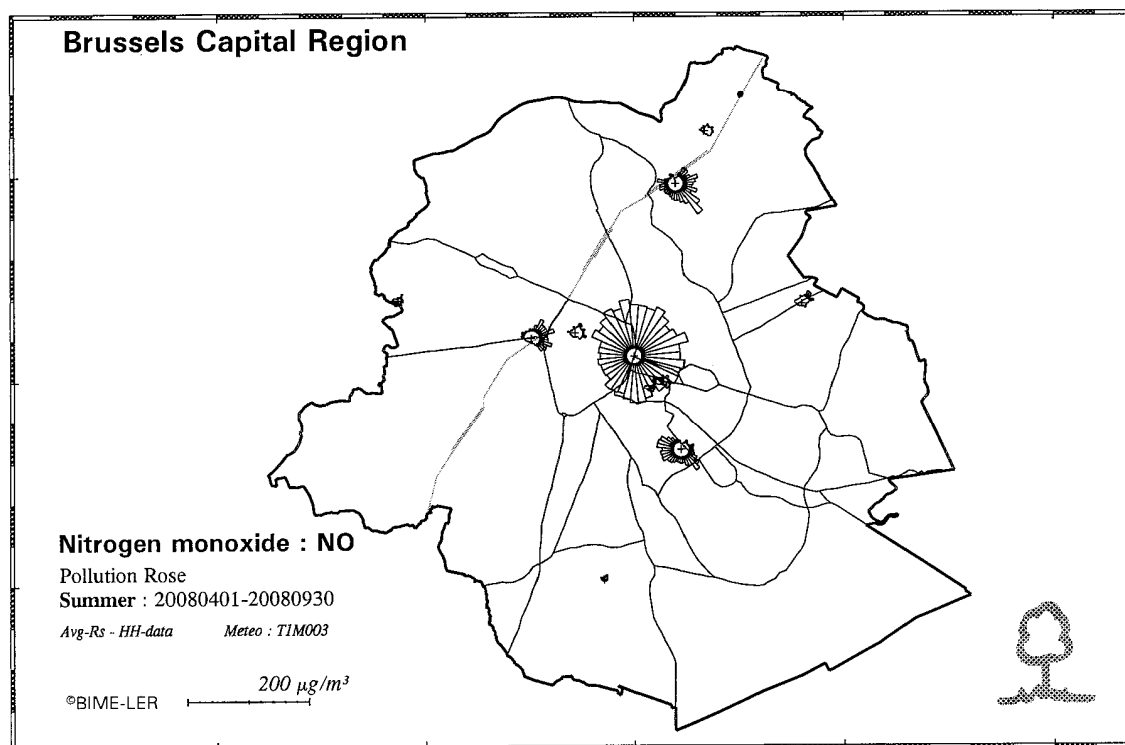
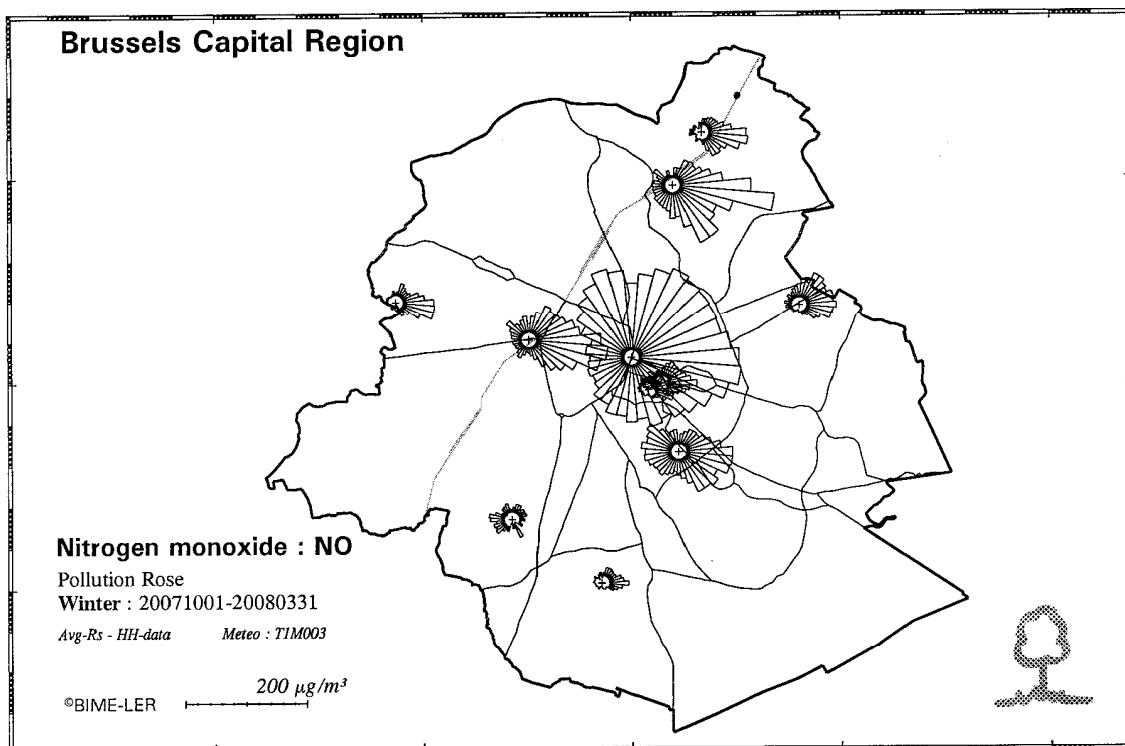
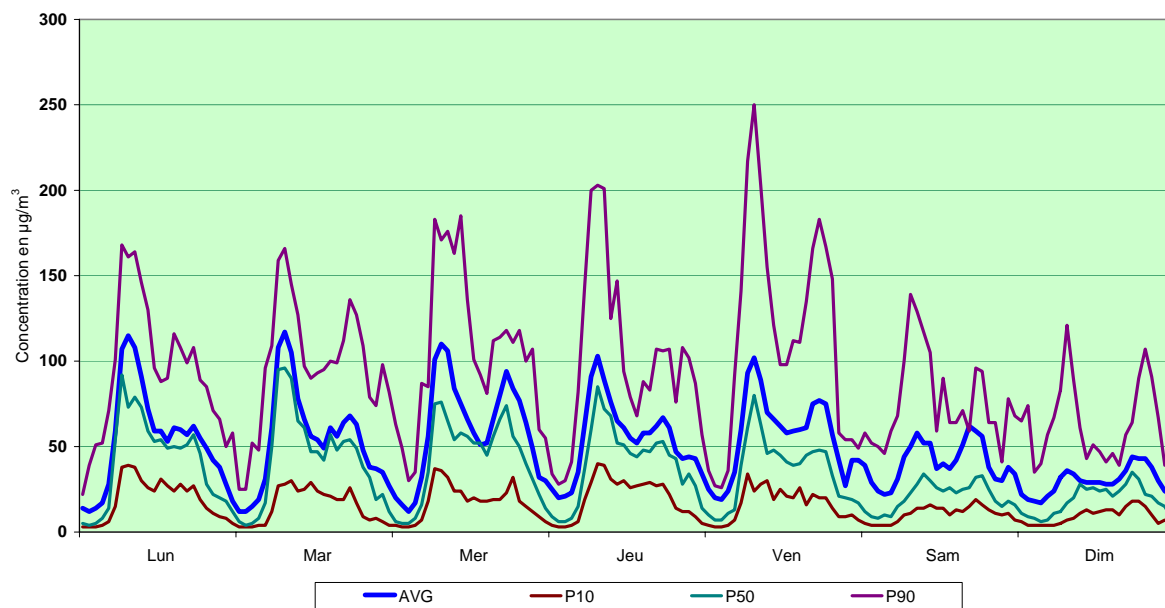


Fig. 4.14: NO - Roses de pollution: distribution spatiale de la concentration pendant l'hiver et l'été

NO à IXELLES (R002) - CANYON STREET

EVOLUTION HEBDOMADAIRE MOYENNE

Période HIVERNALE : OCTOBRE 2007 - MARS 2008



NO à IXELLES (R001) - CANYON STREET

EVOLUTION HEBDOMADAIRE MOYENNE

Période ESTIVALE : AVRIL - SEPTEMBRE 2008

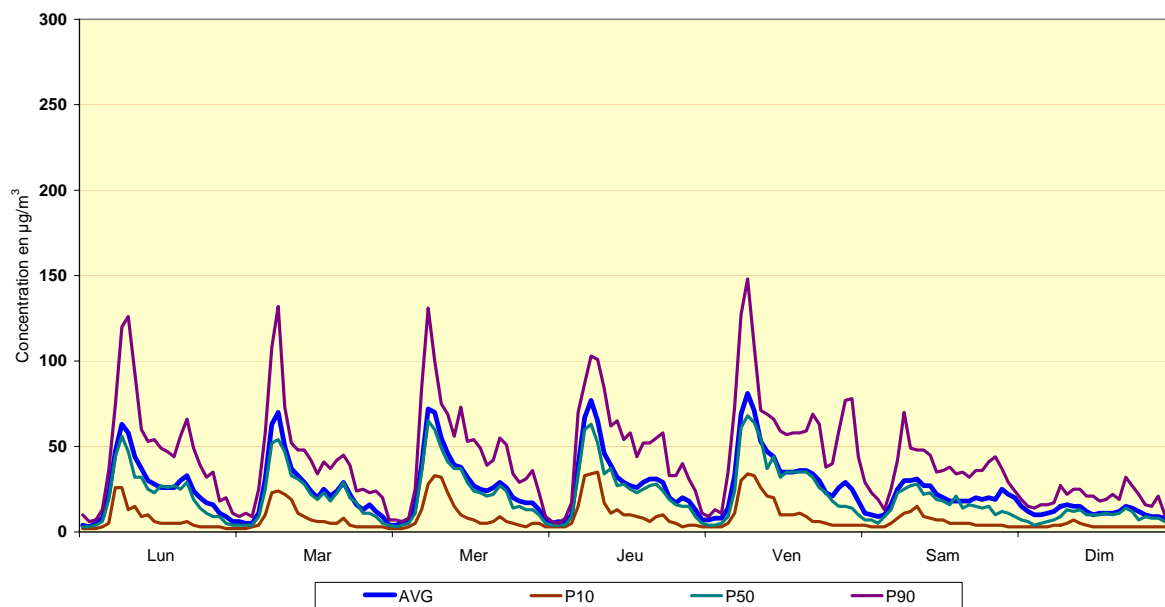
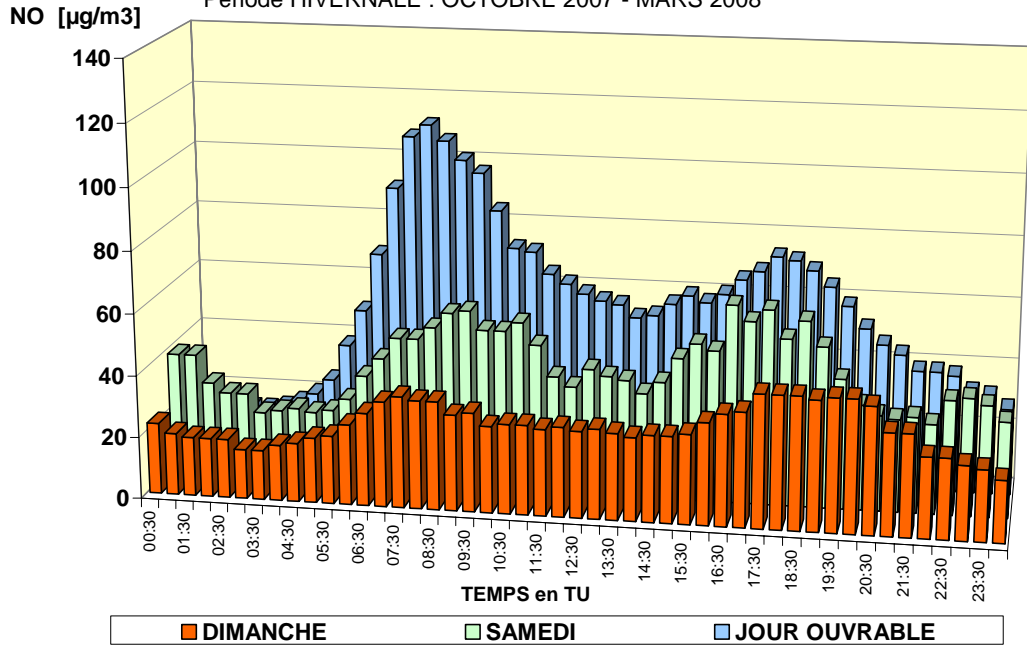


Fig. 4.15: NO: Évolution hebdomadaire moyenne de la concentration en hiver et en été
Concentration moyenne (AVG), P10, la médiane (P50) et P90

**NO - IXELLES (R002) - EVOLUTION JOURNALIERE MOYENNE
COMPARAISON DIMANCHE, SAMEDI et JOUR OUVRABLE MOYEN**

Période HIVERNALE : OCTOBRE 2007 - MARS 2008



**NO - IXELLES (R002) - EVOLUTION JOURNALIERE MOYENNE
COMPARAISON DIMANCHE, SAMEDI et JOUR OUVRABLE MOYEN**

Période ESTIVALE : AVRIL - SEPTEMBRE 2008

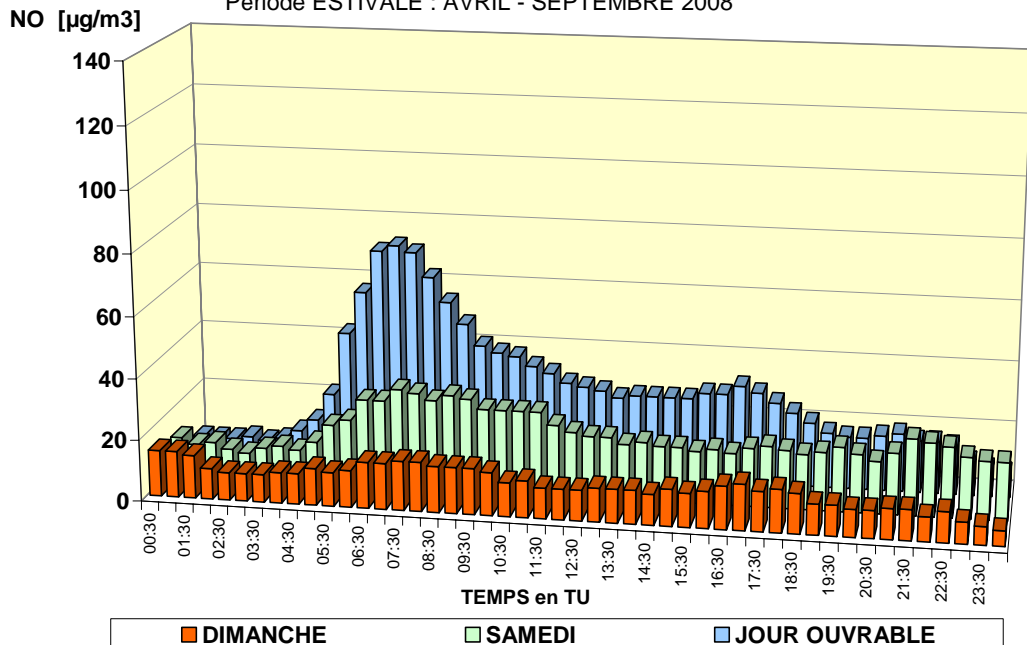


Fig. 4.16: NO - Évolution journalière moyenne pendant l'hiver et l'été (dimanches, samedis et jours ouvrables) - Poste de mesure d'Ixelles (R002)

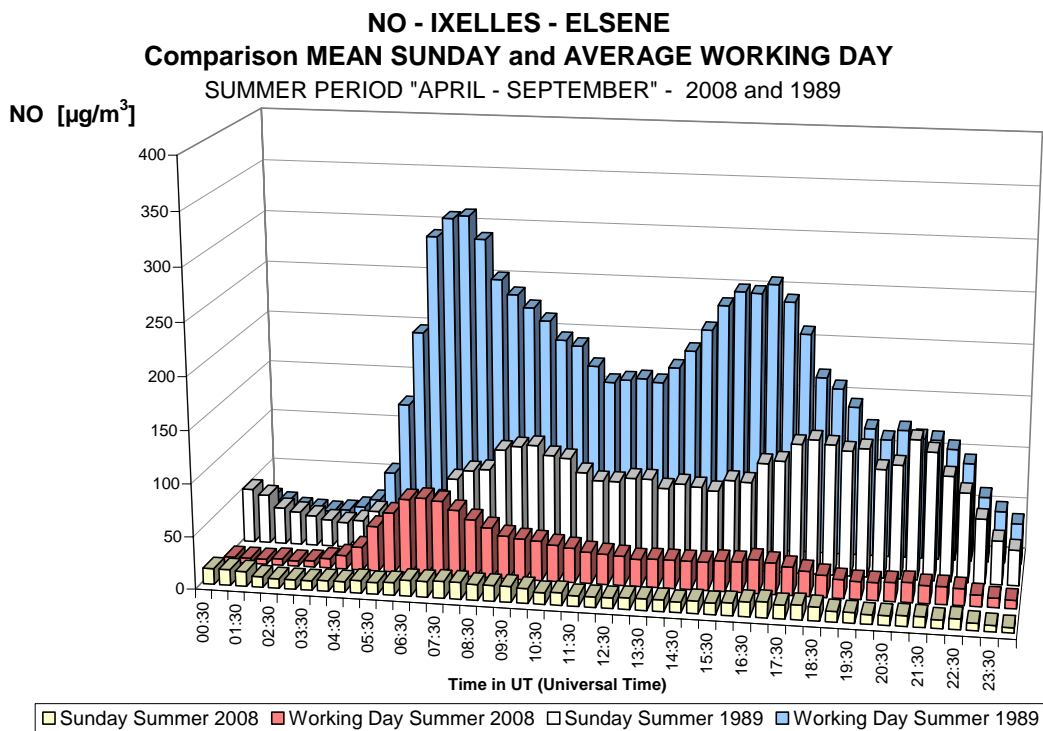
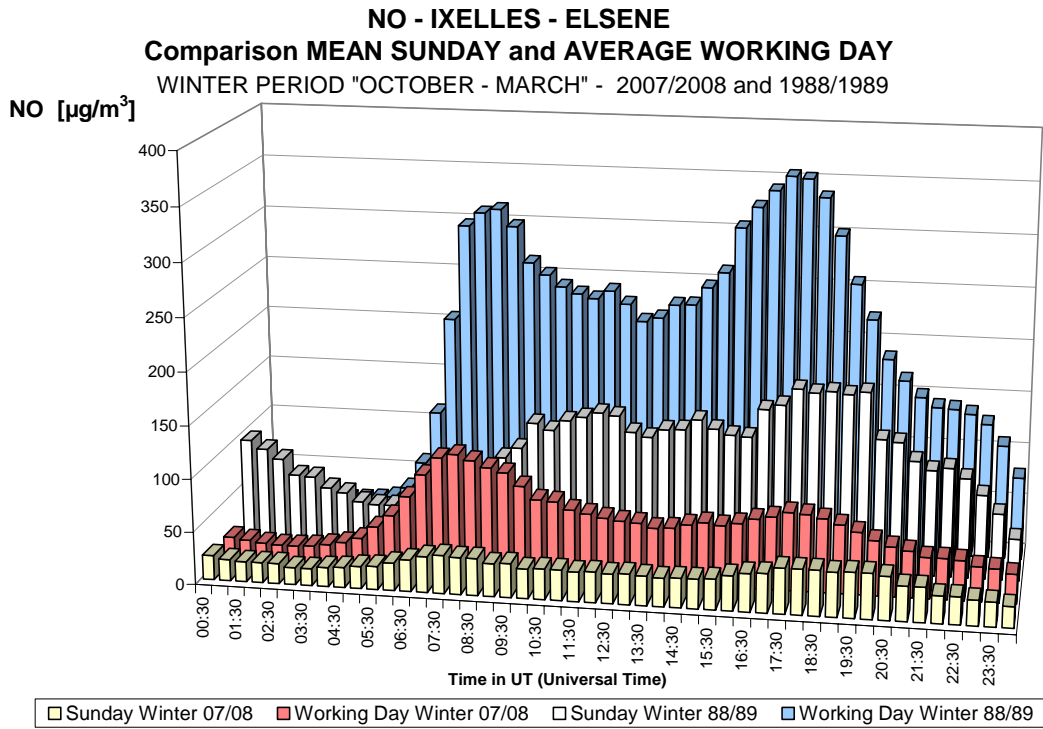


Fig. 4.17: NO - Évolution journalière moyenne – 'dimanche moyen' et 'jour ouvrable moyen' Ixelles (R002) – Comparaison périodes hivernales 88-89 et 2007-2008 (graphique au-dessus) et périodes estivales 1989 et 2008 (graphique en dessous)

4.1.3 OXYDES D'AZOTE (NO_x)

La concentration de NO_x est la somme des concentrations de NO et de NO₂, exprimées en concentration de masse équivalente NO₂ : $[NO_x] = 1.53 [NO] + [NO_2]$ (en µg/m³).

Les premières mesures systématiques de NO_x en Belgique ont été réalisées en 1973 par la division "Air" de l'IHE (Institut d'Hygiène et d'Épidémiologie), Avenue de la Couronne à Bruxelles. Les résultats détaillés des mesures n'ont pas été conservés. En raison des dimanches sans voiture de l'époque (crise pétrolière), le profil journalier moyen pour le NO_x, calculé pour toute l'année civile 1973 et pour les dimanches sans voiture, a néanmoins été conservé.

La figure 4.18 compare le profil journalier moyen de 1973 pour le NO_x au profil journalier du NO_x, calculé pour les années civiles 1989, 1999, 2002, 2005 et 2008. Les mesures de 1973 ont été effectuées au même endroit que celui où se situe l'actuel point de mesure dans l'Avenue de la Couronne à Ixelles. Ce point de mesure est typique d'une rue à grande circulation, avec un bâti continu des deux côtés de la route (*canyon street*).

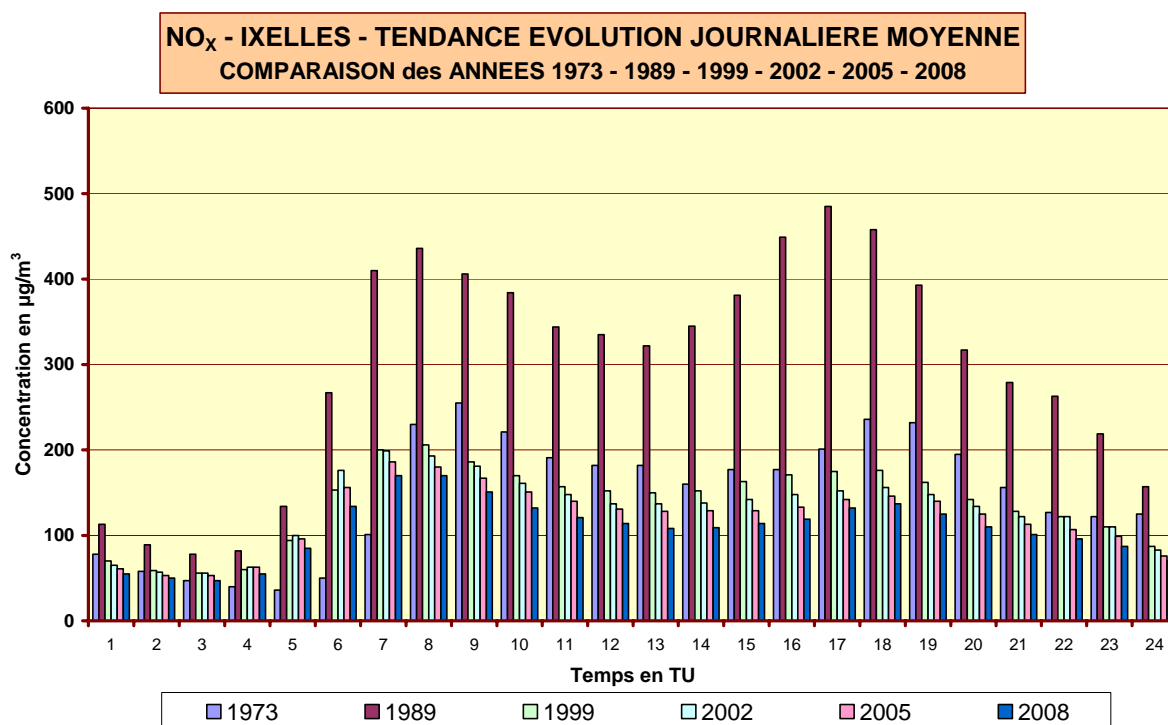
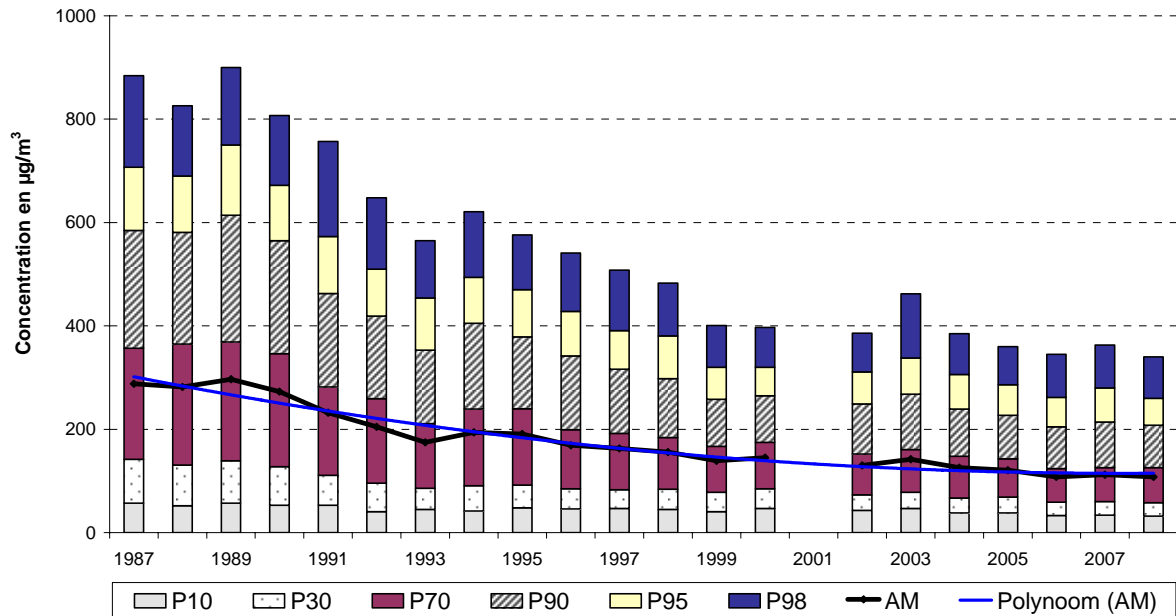


Fig. 4.18: Évolution journalière moyenne en NO_x en 1973, 1989, 1999, 2002, 2005 et 2008

Il n'y a pas eu de mesures systématiques du NO_x entre 1973 et 1986. Toutefois, durant cette période, les concentrations de NO_x ont sensiblement augmenté en raison de la croissance de la circulation. Les concentrations de NO_x ont atteint un maximum vers 1989/1990, pour ensuite baisser à nouveau. Ces fluctuations peuvent être déduites de l'évolution dans le temps de la concentration de NO (fig. 4.11 et 4.12) et de NO_x (fig. 4.19). Dès 1989, le pot catalytique à trois voies était obligatoire sur les voitures neuves avec un moteur à essence de plus de 2000 cc et, à partir de 1993, sur toute voiture neuve à essence.

NO_x à IXELLES (R002) - EVOLUTION dans le TEMPS
DISTRIBUTION DES FREQUENCES CUMULEES - VALEURS HORAIRES
 Période "JANVIER - DECEMBRE"



NO_x à ARTS-LOI (B003) - EVOLUTION dans le TEMPS
DISTRIBUTION DES FREQUENCES CUMULEES - VALEURS HORAIRES
 Période "JANVIER - DECEMBRE"

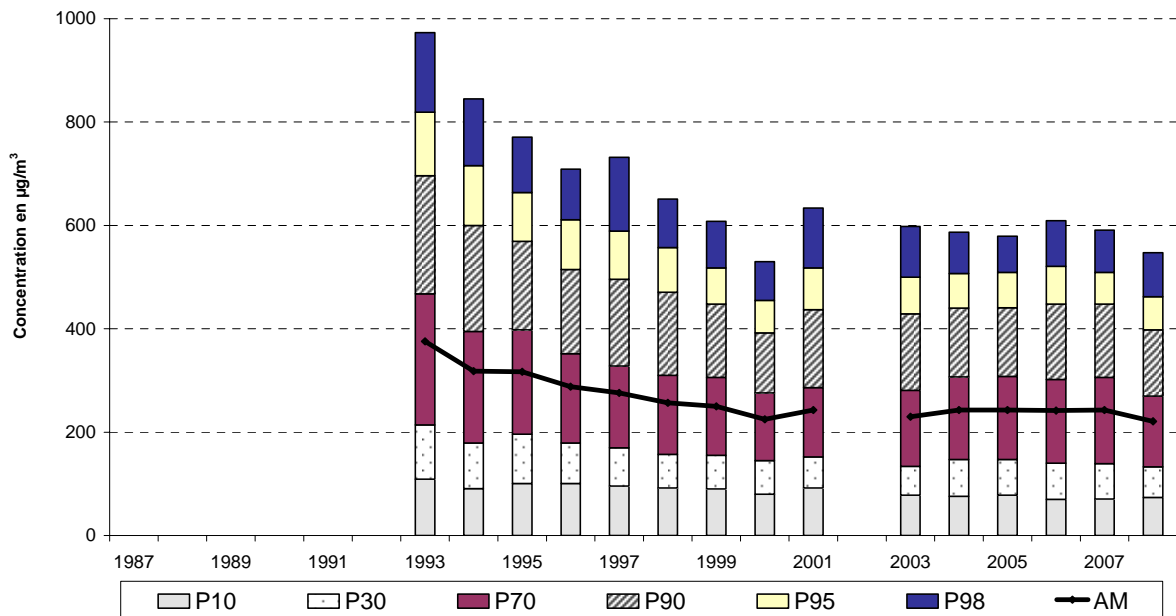


Fig. 4.19: Évolution des concentrations en NO_x à Ixelles (R002) et Arts-Loi (B003)
 Période 1987 - 2008

4.1.4 Rendement et fiabilité des données en NO_x

À l'annexe VIII de la directive 1999/30/CE et l'annexe I de la directive 2008/50/CE sont formulés des objectifs concernant la qualité des données de mesure et la collecte des résultats pour évaluer la qualité de l'air. Pour des mesures continues, une précision de 15% est requise ainsi qu'un enregistrement minimal de données de 90%.

La qualité des résultats de mesure est déterminée notamment par la précision du standard primaire (référence) et du standard de transfert (environ 2%), la reproductibilité du test interne de chaque poste de mesure (environ 1%) et l'écart autorisé pour les tests de contrôle réguliers (actuellement 6% pour le NO et 7% pour le NO₂).

La fiabilité du système de référence (banc d'étalonnage CELINE) est régulièrement contrôlée par la participation à des tests comparatifs internationaux, dans le cadre des programmes de qualité organisés par la CE ou l'OMS. Après concertation au sein de la cellule de coopération interrégionale, l'IBGE et la Région wallonne ont participé en 1998 à des tests de l'OMS (Offenbach) sur le NO_x, SO₂, CO et BTX ; en 1999 le VMM (Vlaamse Milieu Maatschappij) a participé au test de la CE (Essen) sur le NO_x, O₃, CO et SO₂.

En 1999, 2000 et 2004, le VMM, avec le support du banc d'étalonnage commun de CELINE et de l'IBGE, a participé à des campagnes d'intercomparaison à Essen (1999 - SO₂, NO_x, O₃ en CO), Londres (2000 - O₃) et à Paris (AirParif 2004 – NO_x en O₃). En 2004 et 2005 l'Issep (Institut scientifique public de la Région wallonne) a participé à des tests d'intercomparaison avec des réseaux de mesure en France. En 2006, l'Issep a participé à une exercise à Langen, organisée par OMS/JRC et, en 2007, la VMM a participé à un test organisé à Essen. À chaque occasion, des résultats particulièrement bons ont été atteints.

La majeure partie des mesures ont une précision nettement supérieure au taux d'insécurité imposé, qui est de 15%. Grâce aux améliorations techniques l'ensemble du système de mesure est devenu plus stable dans le temps et la saisie de données est actuellement d'environ 90% (voir tableau IV.9) aux différents postes de mesure. Les principales améliorations techniques ont consisté en l'installation de sècheurs à membrane (du type « *permapure* ») dans le circuit de l'air "*zéro et span*", en la mise en service de contrôleurs de débits massiques pour régler la dilution des concentrations étalon ainsi qu'en la migration vers des appareils de mesure NO_x qui ne connaissent qu'une dérive minimale du signal de mesure.

Tableau IV.9: **VALEURS HORAIRES en NO_x: Saisie de données**

Rendement (en%) = nombre de valeurs horaires validées / nombre de périodes horaires

PÉRIODE ANNUELLE : 1 JANVIER – 31 DECEMBRE

%	R001	R002	B003	B004	B005	B006	B011	R012	N043	MEU1	WOL1	E013
1981	66.8							48.8				
1982	56.7							31.1				
1983	49.4							59.8				
1984	67.3							64.5				
1985	58.1							56.8				
1986	68.5	33.2						68.5				
1987	71.4	94.0						72.6				
1988	69.4	95.5						73.0				
1989	76.5	95.8						80.6				
1990	73.6	94.0						66.1				
1991	79.9	71.2						84.1				
1992	79.2	75.0						74.1				
1993	81.6	66.5	76.3				88.5	82.9				
1994	76.6	83.5	77.3				89.0	84.5			67.2	
1995	83.2	81.3	50.0				85.5	84.3			89.5	
1996	74.7	79.8	83.1				84.2	84.6			91.8	58.8
1997	80.0	77.0	86.8				77.8	86.1			82.1	73.6
1998	83.9	84.0	86.5				84.9	88.4	88.0		89.7	86.7
1999	91.0	90.0	89.2				88.8	92.6	91.9	14.2	87.7	86.9
2000	90.6	90.1	92.9	5.8			92.9	93.2	88.9	86.1	93.6	71.7
2001	94.7	37.3	87.9	93.9	19.5	27.9	92.4	93.0	91.9	92.4	25.0	46.7
2002	93.4	59.8	43.9	93.6	92.1	95.1	86.8	89.5	86.7	93.2	88.5	69.4
2003	94.4	94.2	92.1	95.3	94.2	92.6	95.6	94.2	95.5	95.2	91.3	91.3
2004	94.9	97.0	95.0	97.0	93.8	96.9	90.0	96.6	94.6	95.6	92.0	90.8
2005	96.4	96.6	92.5	92.1	95.6	96.8	96.9	94.2	94.9	94.4	89.4	92.7
2006	95.7	94.3	95.4	16.1	95.0	95.0	93.3	96.9	91.5	96.3	92.6	93.7
2007	96.3	96.7	94.9		90.1	90.1	96.8	96.8	93.1	88.2	91.8	73.0
2008	96.3	97.4	60.8	76.8	96.7	97.0	94.4	95.6	86.8	96.2	95.8	16.3

Série incomplète de données – (re)mise en service

Plus de 90% de données disponibles

4.2 OZONE (O₃)

L'ozone est un polluant typique de la période estivale en Europe occidentale. L'ozone est toujours présent en concentration relativement stable dans la zone de la troposphère juste au-dessus de la couche de mélange. Dans les couches inférieures de la troposphère (la couche de mélange), la concentration d'ozone est moins stable et peut varier du niveau zéro à environ 200 à 250 µg/m³ les jours d'été à grande chaleur. L'ozone n'est pas émis directement dans l'atmosphère mais est le résultat d'un processus complexe de réactions photochimiques. C'est pourquoi l'ozone est qualifié de *'polluant secondaire'*.

Lors des périodes ensoleillées et par températures élevées, un processus de réaction est initié, sous l'effet des rayons UV du spectre solaire, dans les masses d'air déjà polluées par des oxydes d'azote et des composés organiques volatils (COV). La concentration d'ozone augmente en cours de journée et atteint sa valeur maximale en fin d'après-midi ou en soirée. Les oxydes d'azote et les COV sont appelés *'précurseurs'* de la formation d'ozone.

Le niveau de concentration atteint dépend de nombreux paramètres : *l'intensité des rayons UV et la durée, la température, la nébulosité, l'hygrométrie, la stabilité des couches atmosphériques, la hauteur de la couche de mélange, la vitesse et la direction du vent, etc. ...*

L'air provenant du continent est plus sec et déjà plus pollué que les masses d'air arrivant de l'océan. Un vent fort a un effet plus diluant qu'un vent faible. Lorsque l'atmosphère est instable, le mélange en hauteur se fait mieux et les concentrations au sol sont plus faibles.

Lorsque les couches atmosphériques sont plus stables ou que la hauteur de couche de mélange est plus basse, la pollution reste concentrée dans une couche d'air plus mince. Dans ce cas, les concentrations sont plus importantes qu'habituellement. Dans le commentaire des paramètres météorologiques (chapitre 2), il a été signalé que les concentrations d'ozone les plus élevées sont généralement précédées d'une inversion de température (inversion au sol) en matinée.

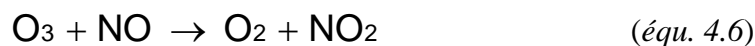
La concentration d'ozone en un endroit précis est toujours le résultat de deux processus simultanés : un processus de *'formation d'ozone'* évoluant assez lentement (plusieurs heures) et un processus de *'destruction d'ozone'* assez rapide (d'une à quelques minutes). La photolyse (scission sous l'influence de photons) d'une molécule de NO₂ est à la base de la formation d'ozone.



L'atome d'oxygène libéré réagit avec une molécule d'oxygène pour former de l'ozone :



La principale réaction qui donne lieu à la destruction d'ozone est la réaction directe avec du monoxyde d'azote :



En l'absence de composés organiques volatils, un équilibre dynamique devrait s'établir entre la formation d'ozone (équ. 4.4 et 4.5) et la destruction d'ozone (équ. 4.6). Cet équilibre est toutefois perturbé du fait que le NO est en grande partie oxydé en NO₂ dans une réaction avec des radicaux provenant de composés organiques volatils. Par conséquent, le NO n'est pas disponible pour la destruction d'ozone et le NO₂ formé peut à nouveau être scindé sous l'influence des rayons UV et former de l'ozone.

Une même molécule de NO₂ peut en quelque sorte engendrer la formation de plusieurs molécules d'O₃. Ce processus en chaîne peut donner lieu à une formation d'ozone excédentaire, même en cas de faible concentration des *précurseurs*.

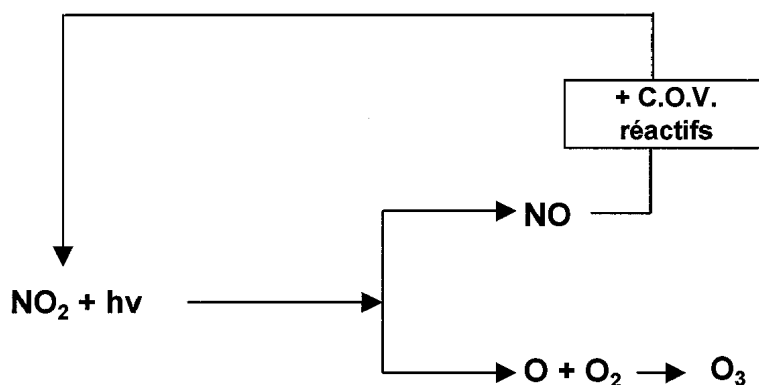


Fig. 4.20: formation excessive d'ozone (schéma simplifié)

Les polluants entraînant la formation et la destruction d'ozone appartiennent au même groupe et proviennent dans une large mesure des mêmes sources (trafic routier). Des mesures d'urgence pour une réduction immédiate des émissions de *précurseurs* entraînent également une réduction de la destruction d'ozone. On pourrait donc obtenir un résultat contraire à celui visé.

Généralement on admet qu'une diminution claire de la pollution d'ozone ne peut intervenir qu'à condition que les réductions d'émissions des précurseurs soient réalisées de manière draconienne (minimum 50 à 60%), à grande échelle (une grande partie de l'Europe de l'Ouest) et de façon durable dans le temps.

Phénomène de week-end: Une indication de l'augmentation éventuelle de la concentration d'ozone, lors d'une réduction brusque et temporaire des émissions, est la différence marquée de la concentration d'ozone un "jour ouvrable moyen" par rapport à un "un jour de week-end ou un jour férié moyen". Tout comme pour les étés précédents (1994 à 2005), les concentrations d'ozone pendant les étés 2006, 2007 et 2008 ont été, en moyenne, plus élevées les jours non-ouvrables.

De nouveau, il apparaît que cette différence n'est pas due à la situation météorologique qui serait significativement différente les jours ouvrables et les jours non-ouvrables. L'hypothèse la plus probable pour expliquer cette différence provient du changement du modèle d'émission (situation du trafic) les jours ouvrables et non-ouvrables. Les week-ends et jours fériés les émissions sont plus faibles. Il y a dès lors moins de NO présent dans l'air et la destruction de l'ozone devient moins importante.

Dans ses rapports d'été l'AEE (Agence Européenne d'Environnement) consacre un chapitre à ce phénomène de « week-end ». Il apparaît que l'on peut constater dans la plupart des postes de mesure des pays membres de la CE, une différence marquée en concentration d'ozone le week-end et les jours ouvrables. Aux Etats-Unis, ce phénomène est le sujet d'un programme de recherche qui rassemble toutes les informations (émissions et concentrations) disponibles afin d'étudier ce phénomène et les tendances par rapport aux évolutions des émissions en NO_x et COV.

Dispersion spatiale de la concentration en ozone: le processus de formation d'ozone seul, entraînerait peut-être une concentration d'ozone pratiquement homogène au-dessus de la Région. La distribution spatiale de la concentration d'ozone n'est toutefois pas homogène, en raison surtout de la destruction d'ozone qui peut varier d'un endroit à l'autre.

En général, au centre-ville et à proximité des axes routiers (surplus en NO) la destruction d'ozone l'emporte sur la formation. Dans la périphérie et en aval des grandes villes la formation d'ozone devient plus importante que sa destruction. C'est bien dans ces endroits qu'on retrouve les concentrations en ozone les plus élevées.

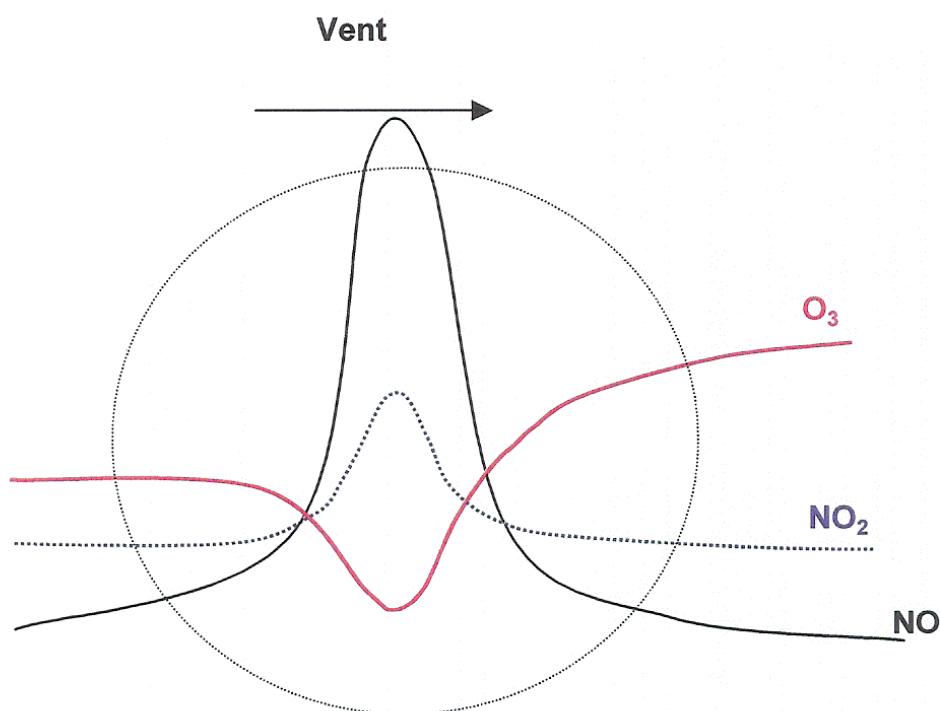


Fig. 4.21: Destruction de l'ozone au centre-ville par l'excès de NO provenant du trafic. Formation d'ozone plus importante en périphérie et en aval des grandes villes.

Les concentrations d’ozone en Région de Bruxelles-Capitale sont mesurées en permanence à 7 endroits différents du réseau télémétrique:

- Uccle (41R012) depuis 1986
- Berchem-Ste-Agathe (41B011) depuis janvier 1993
- Woluwé-St.-Lambert (41WOL1) depuis mars 1994
- Molenbeek (41R001) depuis septembre 1997
- Haren (41N043) depuis juillet 1998

- Ste-Catherine (41B004) depuis décembre 2000
- le Parlement Européen (41B006) depuis septembre 2001

4.2.1 Réglementation O₃

Les directives 2002/3/CE et 2008/50/CE fixent **deux valeurs cibles** :

- **120 µg/m³** comme **le maximum journalier de la moyenne sur 8 heures**, à ne pas dépasser plus de **25** jours par année civile, moyenne calculée sur 3 ans
- **18.000 µg/m³.h** comme **AOT-40**, moyenne sur 5 ans, calculée à partir des valeurs sur 1 heure de mai à juillet (entre 8 et 20 heures de l’Europe centrale)

Définition “*valeur cible*” : un 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.

Les valeurs cibles sont à atteindre à partir de 2010 : autrement dit, 2010 sera la première année dont les données seront utilisées pour calculer la conformité sur les 3 ou 5 années suivantes, selon le cas.

Les directives 2002/3/CE et 2008/50/CE fixent également deux objectifs à long terme :

- **120 µg/m³** comme **le maximum journalier de la moyenne sur 8 heures**, pendant une année civile
- **6.000 µg/m³.h** comme **AOT-40**, calculée à partir de valeurs sur 1 heure de mai à juillet (entre 8 et 20 heures de l’Europe centrale)

Définition “*objectif à long terme*” : un niveau à atteindre à long terme, sauf lorsque cela n’est pas réalisable par des mesures proportionnées, afin d’assurer une protection efficace de la santé humaine et de l’environnement.

La directive 2008/50/CE ne prévoit pas de date de référence pour la réalisation de cet objectif à long terme.

En plus les directives 2002/3/CE et 2008/50/CE fixent un **seuil d'information** et un **seuil d'alerte** :

- **seuil d'information** : **180 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** comme **valeur horaire**
- **seuil d'alerte** : **240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** comme **valeur horaire**

Définition "*seuil d'information*" : un niveau au-delà duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé humaine des groupes particulièrement sensibles de la population et pour lequel des informations immédiates et adéquates sont nécessaires.

Définition "*seuil d'alerte*" : un niveau au-delà duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé humaine de l'ensemble de la population et à partir duquel les États membres doivent immédiatement prendre des mesures

Pour la mise en œuvre de l'article 24 (plan d'actions à court terme) de la directive 2008/50/CE le dépassement du seuil doit être mesuré ou prévu pour trois heures consécutives.

4.2.2 Valeurs d'ozone mesurées

Le tableau IV.10 reproduit les niveaux d'O₃ obtenus aux postes de mesure de la Région de Bruxelles-Capitale lors des périodes estivales successives '1^{er} avril – 30 septembre'. Il s'agit des niveaux des centiles P98 et P50 et de la valeur moyenne (MOY). L'évolution de la concentration moyenne annuelle est représentée dans le tableau IV.11.

Les résultats repris dans les deux tableaux montrent que les concentrations en ozone de l'été 2003 figurent parmi les plus élevées depuis le début des observations. Cette période estivale était la plus chaude depuis l'été 1976, lorsqu'il y a eu lieu à Bruxelles (section "Air" de l'IHE) une première tentative de mesurer la présence d'ozone, préalablement à l'installation des appareils de mesure O₃ dans le réseau téléométrique. Les résultats de ces tests n'ont pas été conservés mais des concentrations horaires en ozone entre 200 et 240 µg/m³ ont été observées régulièrement (plusieurs jours) durant la période de canicule de fin juin 1976.

Pour les années 2006 à 2008, des valeurs élevées en ozone ont été mesurées surtout durant le mois estival et chaud de juillet 2006. Également durant le mois d'avril 2007, des températures très élevées, presque estivales, ont été enregistrées.

Au vu de la comparaison des résultats, il semble que les concentrations en ozone les plus élevées ont été mesurées à Uccle (R012), à Berchem-Ste-Agathe (B011) et au Parlement européen (B006). Les niveaux de concentrations à Molenbeek (R001), St.-Catherine (B004), Haren (N043) et Woluwé-St-Lambert (WOL1) sont plus faibles.

Les postes de mesures à Uccle (R012) et Berchem (B011) sont moins directement sous influence des émissions du trafic. Ceci est également le cas, dans une moindre mesure, pour le poste situé au Parlement européen (B006). A proximité de ces sites, les émissions en NO ainsi que la destruction de l'ozone sont plus faibles. Ces postes sont quasi idéalement situés pour pouvoir mesurer des concentrations élevées d'ozone à l'intérieur d'une agglomération.

Une grande destruction locale de l'ozone, entre autres par les émissions de NO liées à la densité de circulation, aux postes de mesure de Molenbeek, Ste-Catherine, Haren et Woluwé est responsable des concentrations plus faibles en ozone. Aux centres-ville et à proximité des axes routiers (surplus en NO), la destruction d'ozone l'emporte en général sur sa formation. Dans la périphérie et en aval des grandes villes, la formation d'ozone devient plus importante que sa destruction.

Tableau IV.10 : **OZONE : VALEURS HORAIRES : Centiles P98 et P50**

Période **ESTIVALE** : 1 AVRIL – 30 SEPTEMBRE
 [Concentration en $\mu\text{g}/\text{m}^3$]

P98	R001	B004	B006	B011	R012	N043	WOL1
1994				168	169		144
1995				182	183		168
1996				140	140		127
1997	--			161	149		124
1998	113			131	128	--	104
1999	120			138	146	126	109
2000	108			123	129	93	97
2001	128	122	--	149	151	135	--
2002	114	118	119	127	127	113	98
2003	144	150	152	162	169	147	139
2004	111	118	121	133	135	112	125
2005	118	127	123	134	139	114	112
2006	136	--	141	158	159	135	132
2007	103	--	120	124	132	113	103
2008	114	130	123	139	139	113	116

-- : moins de 50% de données - (re)mise en service

P50	R001	B004	B006	B011	R012	N043	WOL1
1994				43	51		35
1995				45	48		36
1996				42	44		32
1997	--			46	49		33
1998	43			48	51	--	36
1999	38			50	58	35	37
2000	38			45	50	27	30
2001	41	38	--	50	53	37	--
2002	41	41	48	47	51	36	32
2003	46	49	58	56	61	40	44
2004	41	43	50	49	55	35	45
2005	43	45	48	48	50	35	39
2006	45	--	53	54	58	38	43
2007	38	--	45	44	49	34	34
2008	44	45	50	50	57	32	40

Suite du tableau IV.10 : **OZONE : CONCENTRATION MOYENE [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]**

Période ESTIVALE : 1 AVRIL – 30 SEPTEMBRE

MOY	R001	B004	B006	B011	R012	N043	WOL1
1994				49	56		42
1995				53	58		45
1996				47	48		37
1997	--			52	53		38
1998	45			50	53	--	38
1999	42			54	61	41	40
2000	40			48	52	31	33
2001	44	42	--	53	57	43	--
2002	43	44	50	49	52	40	35
2003	50	53	61	59	64	46	48
2004	43	46	52	51	57	39	47
2005	45	47	51	50	54	39	42
2006	49	--	57	57	62	43	47
2007	40	--	48	47	53	38	37
2008	45	48	52	53	59	36	43

-- : moins de 50% des données - (re)mise en service

Tableau IV.11 : **OZONE – CONCENTRATION MOYENNE ANNUELLE [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]**

Période ANNUELLE : 1 JANVIER – 31 DÉCEMBRE

MOY	R001	B004	B006	B011	R012	N043	WOL1
1986					35		
1987					32		
1988					30		
1989					37		
1990					38		
1991					31		
1992					29		
1993				30	34		
1994				35	41		37
1995				42	43		34
1996				31	34		28
1997	--			38	41		27
1998	34			38	41		29
1999	33			41	47	31	32
2000	33			40	43	25	27
2001	31	28	--	39	42	29	--
2002	33	32	38	38	41	30	27
2003	35	35	41	42	45	32	34
2004	31	32	38	38	43	28	34
2005	33	33	37	39	41	28	32
2006	35	--	40	43	47	31	35
2007	31	--	36	38	43	30	30
2008	35	37	40	42	47	29	34

-- : moins de 50% des données - (re)mise en service

4.2.3 Dépassements des valeurs seuils pour l'ozone – directives 2002/3/CE et 2008/50/CE

Valeur cible pour la santé humaine

Selon les directives, le nombre de jours avec une valeur maximale sur 8 heures supérieure à $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$, moyenné sur 3 années, ne peut excéder 25 à partir de l'an 2010. Autrement dit, 2010 sera la première année dont les données seront utilisées pour calculer la conformité sur la période des 3 années suivantes (2010-2011-2012).

Le tableau IV.12 donne l'évolution des dépassements de la valeur cible pour la santé humaine. Les résultats représentent, par poste de mesure et pour l'ensemble de la Région de Bruxelles-Capitale, le nombre de jours avec dépassement, moyenné sur trois ans.

Tableau IV.12 : OZONE - NOMBRE de JOURS par AN, moyenné sur 3 ans, avec VALEUR MAXIMALE sur 8 HEURES supérieure à $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Période : 1 JANVIER – 31 DÉCEMBRE

Période	R001	B004	B006	B011	R012	N043	WOL1	RBC
1986 - 1988					(4)			
1987 - 1989					13			
1988 – 1990					18			
1989 – 1991					22			25
1990 – 1992					16			21
1991 – 1993					16			18
1992 – 1994					21			25
1993 - 1995				26	29			31
1994 – 1996				28	28		17	31
1995 – 1997				28	27		14	31
1996 – 1998				20	18		8	22
1997 – 1999				21	21		6	25
1998 - 2000	7			15	18		4	19
1999 – 2001	10			19	22	10	(4)	23
2000 – 2002	10			16	17	9	3	19
2001 – 2003	15	14		26	25	17	11	29
2002 – 2004	11	14	16	23	24	13	11	27
2003 – 2005	11	16	17	24	25	14	12	29
2004 – 2006	11	11	16	22	24	11	11	26
2005 – 2007	11	--	15	20	23	11	8	24
2006– 2008	8	--	16	22	24	11	8	25

Les résultats de ce tableau sont calculés en tenant compte d'une disponibilité de 75% des valeurs sur 8 heures pour la validation de la valeur maximale sur 8 heures de la journée. Les résultats de ce tableau peuvent donc être légèrement différents (1 à 2 jours) à ceux publiés dans les rapports précédents.

Pour les années 2006, 2007 et 2008 il y a eu, sur l'ensemble de la Région, respectivement 36, 16 et 23 jours de dépassement. Toutes les années avec un temps estival chaud et ensoleillé durant les mois de juillet ou août connaissent plus de 25 jours de dépassement. Apparemment, le nombre de dépassements est plus limité pour les périodes estivales avec un temps modéré au cours de ces deux mois.

Les mesures d'ozone à Bruxelles commencent en 1986. Les millésimes avec étés riches en ozone durant cette période sont 1989, 1990, 1994, 1995, 2003 et 2006. Le plus grand nombre de jours avec dépassement de la valeur maximale sur 8 heures a été relevé en 2003 (45 jours de dépassement), suivi par 1995 (43) et 2006 (36). Dans ces cas, le nombre de jours correspondant, moyenné sur 3 ans, peut être supérieur aux 25 jours de dépassement autorisés.

En moyenne sur 3 ans, le nombre de jours avec dépassement varie entre 20 et 30. Deux périodes estivales moyennement riches en ozone, ou un été très riche, sur trois ans peuvent entraîner un dépassement de la valeur moyenne de 25 jours avec dépassement de seuil, valeur cible à partir de 2010. Le nombre moyen de jours avec dépassement sur plus long terme (1989-2008) s'approche de 25. Compte tenu du mécanisme de formation de l'ozone, d'une part, et de la tendance légèrement à la hausse de la concentration moyenne d'ozone, d'autre part, pouvoir répondre à cet objectif d'ici l'an 2010 n'est pas encore garanti.

L'évolution du nombre de jours avec dépassement de la valeur cible, à savoir $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en tant que maximum journalière sur 8 heures, est représentée à la figure 4.22 et 4.23, respectivement pour les postes de mesure d'Uccle et de Berchem. Les graphiques donnent le nombre de jours avec dépassement par an, le nombre moyen par période de 3 ans et le nombre moyen depuis le début des mesures. Le graphique de la figure 4.24 donne des résultats similaires pour l'ensemble de la Région de Bruxelles-Capitale.

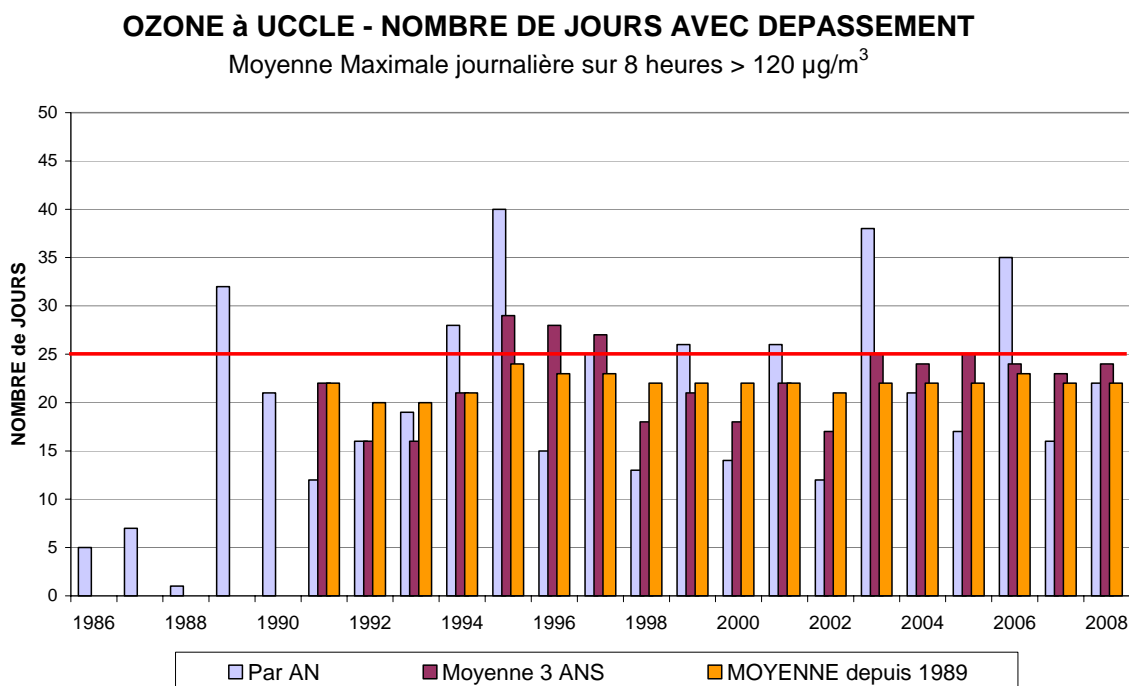


Fig. 4.22 : Ozone à Uccle – nombre de jours de dépassement de la valeur cible pour la santé
Nombre de jours avec dépassement par an, nombre moyen par période de trois ans
et nombre moyen depuis le début des mesures

OZONE à BERCHEM - NOMBRE DE JOURS AVEC DEPASSEMENT

Moyenne Maximale journalière sur 8 heures > 120 µg/m³

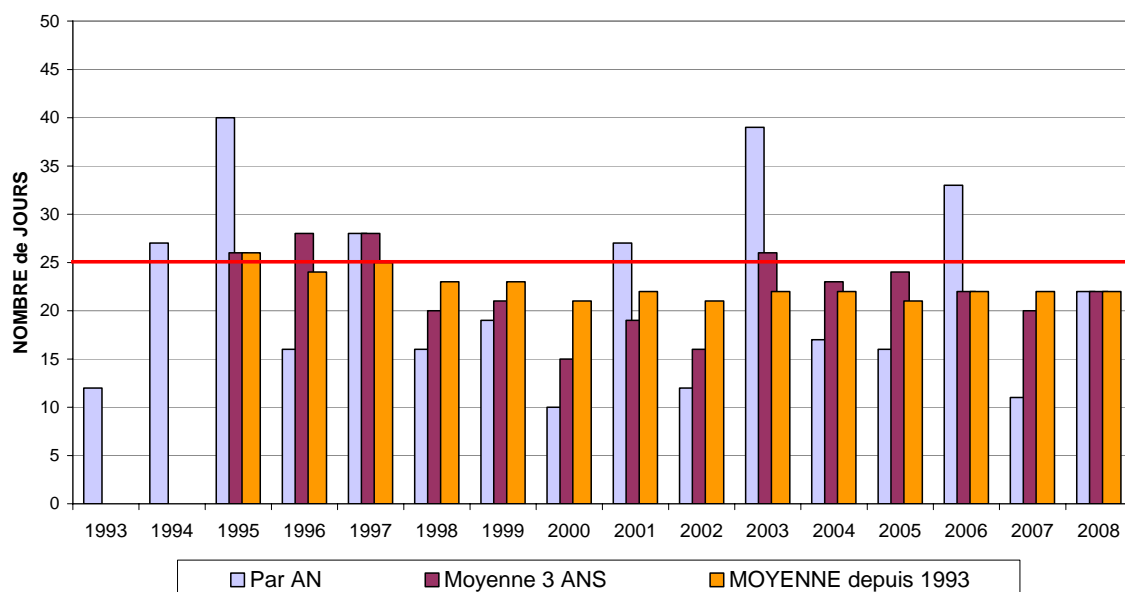


Fig. 4.23 : Ozone à Berchem – nombre de jours de dépassement de la valeur cible pour la santé
 Nombre de jours avec dépassement par an, nombre moyen par période de trois ans
 et nombre moyen depuis le début des mesures

OZONE - NOMBRE DE JOURS AVEC DEPASSEMENT

Moyenne Maximale journalière sur 8 heures > 120 µg/m³
 REGION de BRUXELLES-CAPITALE

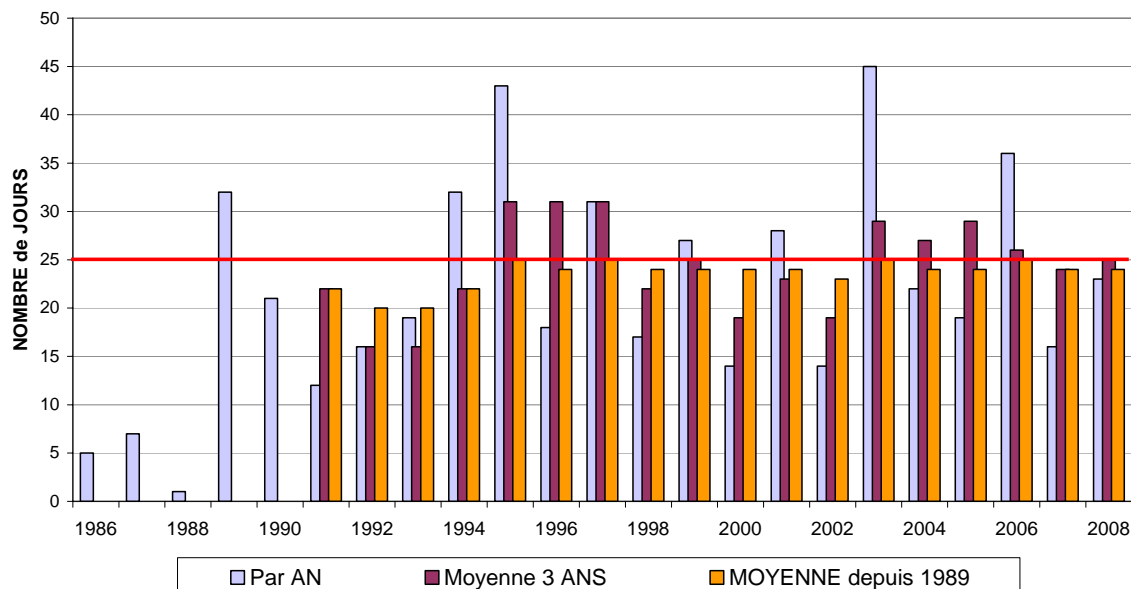


Fig. 4.24 : Ozone – nombre de jours avec dépassement de la valeur cible pour la santé.
 Nombre de jours avec dépassement par an, nombre moyen par période de trois ans
 et nombre moyen depuis le début des mesures – sur l'ensemble de la Région

Valeur cible pour la végétation :

La directive sur l'O₃ donne également une valeur cible pour la protection de la végétation : l'**AOT40 estimée** (= l'AOT40 mesurée et corrigée à 100%) dans la période de mai à juillet, entre 8 et 20 h, heure de l'Europe centrale, et moyenné sur 5 ans, ne peut être supérieur à **18.000 µg/m³.h**. La valeur cible devra être atteinte en 2010. Autrement dit, 2010 sera la première année dont les données seront utilisées pour calculer la conformité sur la période des 5 années suivantes (2010-2011-2012-2013-2014).

L'objectif à plus long terme est une AOT40 qui ne dépasserait pas **6.000 µg/m³.h**.

Cette exposition au-dessus de 40 ppb (= 80 µg/m³) est calculée comme suit : pour la période considérée '*1^{er} mai – 31 juillet*', pour chaque valeur horaire de l'O₃ supérieure à 80 µg/m³, on fait la somme de tous les soldes positifs.

Cette **AOT40 mesurée** n'est acceptée que si au moins 90% des valeurs horaires sont disponibles. Par après l'AOT40 mesurée est corrigée pour une disponibilité de 100% des valeurs horaires. L'**AOT40 estimée** est alors obtenue :

$$\text{AOT40}_{\text{(estimée)}} = \text{AOT40}_{\text{(mesurée)}} * (\text{nombre total d'heures} / \text{nombre d'heures disponibles})$$

Il y a un lien entre l'**AOT40-MJ** (*mai-juillet*) ainsi calculée et le rendement moyen des terres agricoles et des prairies. Pour les dégâts aux forêts, un niveau **AOT40-AS** (*avril-septembre*) est calculé pendant une période de 6 mois, soit d'avril à septembre. La valeur cible de l'AOT40 calculée pour cette période est de 20.000 µg/m³.h.

Les niveaux **AOT40-MJ** (*mai-juillet*), moyennés sur 5 ans, sont énumérés dans le tableau IV.13. L'évolution des niveaux AOT40-MJ, observés dans certains postes de mesure, est graphiquement représentée à la figure 4.25. Des lignes horizontales, traversant le graphique, indiquent les niveaux correspondants à la valeur cible (18.000 µg/m³.h) et à l'objectif à plus long terme (6.000 µg/m³.h).

En moyenne sur 5 ans, dans aucun des postes de mesure, on ne relève de valeur de l'AOT40-MJ supérieure à 18.000 µg/m³.h. Des valeurs inférieures à l'objectif à long terme, à savoir 6.000 µg/m³.h, sont pour l'instant loin d'être accessibles dans les postes de mesure d'Uccle (R012) et de Berchem-Ste-Agathe (B011).

Les niveaux **AOT40-AS** (*avril-septembre*), moyennés sur 5 ans, sont énumérés dans le tableau IV.14. L'évolution des niveaux, observés dans certains postes de mesure, est graphiquement représentée à la figure 4.26. Le niveau de la valeur cible de 20.000 µg/m³.h est également indiqué par une ligne horizontale.

Les résultats de l'**AOT40-AS** (*avril-septembre*) sont assez proches ou dépassent légèrement (poste de mesure d'Uccle) la valeur de 20.000 µg/m³.h.

Tableau IV.13 : **AOT40-MJ, MOYENE sur 5 ANS**

AOT40-MJ – période **MAI – JUILLET** (8 – 20 h – heure de l'Europe centrale)

[AOT40 en $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{h}$ – Calculé pour une disponibilité de 100%]

Période	AOT40 – MAI-JUILLET						
	R001	B004	B006	B011	R012	N043	WOL1
1986 – 1990					13.223		
1987 – 1991					12.914		
1988 – 1992					14.292		
1989 – 1993					15.906		
1990 – 1994					15.086		
1991 – 1995					16.366		
1992 – 1996					17.404		
1993 – 1997				15.273	16.554		
1994 – 1998				15.656	16.181		8.654
1995 – 1999				13.691	14.810		6.545
1996 – 2000				11.134	11.398		4.606
1997 – 2001	5.111			11.522	12.049		3.165
1998 – 2002	6.100			10.614	11.885	5.462	2.735
1999 – 2003	6.846			11.797	13.736	7.226	3.626
2000 – 2004	5.901	5.862		10.420	12.056	6.138	3.713
2001 – 2005	6.856	7.906	7.164	11.359	13.295	7.158	4.422
2002 – 2006	8.527	(8.106)	10.708	13.313	15.178	7.851	7.033
2003 – 2007	8.108	(9.090)	10.499	13.011	15.033	7.784	7.087
2004 – 2008	7.574	(9.051)	9.736	12.660	14.634	7.313	6.998

Tableau IV.14 : **AOT40-AS, MOYENNE sur 5 ANS**

AOT40-AS – période **AVRIL – SEPTEMBRE** (8 – 20 h – heure de l'Europe centrale)

[AOT40 en $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{h}$ – Calculé pour une disponibilité de 100%]

	AOT40 – AVRIL - SEPTEMBRE						
Période	R001	B004	B006	B011	R012	N043	WOL1
1986 - 1990					20.116		
1987 – 1991					20.858		
1988 – 1992					21.949		
1989 – 1993					23.654		
1990 - 1994					22.947		
1991 - 1995					23.524		
1992 – 1996					23.943		
1993 – 1997				23.494	24.929		
1994 – 1998				24.266	24.482		13.981
1995 – 1999				22.811	23.757		12.038
1996 – 2000				18.464	18.739		7.618
1997 – 2001	7.060			18.710	19.598		5.469
1998 – 2002	8.313			15.386	17.926	7.677	4.169
1999 – 2003	10.750			18.828	22.491	11.358	6.464
2000 – 2004	10.313	10.516		18.036	21.162	10.575	7.324
2001 - 2005	11.247	13.103	12.567	19.047	22.250	11.636	8.145
2002 - 2006	12.380	(13.978)	16.490	20.457	23.615	11.867	10.793
2003 - 2007	12.071	(15.879)	16.444	20.519	24.046	11.878	11.017
2004 - 2008	9.650	(12.276)	13.301	17.621	20.666	9.396	9.276

OZONE - AOT40-MJ - en MOYENNE sur 5 ANS

Période : MAI - JUILLET - 8-20 h de l'Europe Centrale
AOT calculé à 100% de disponibilité

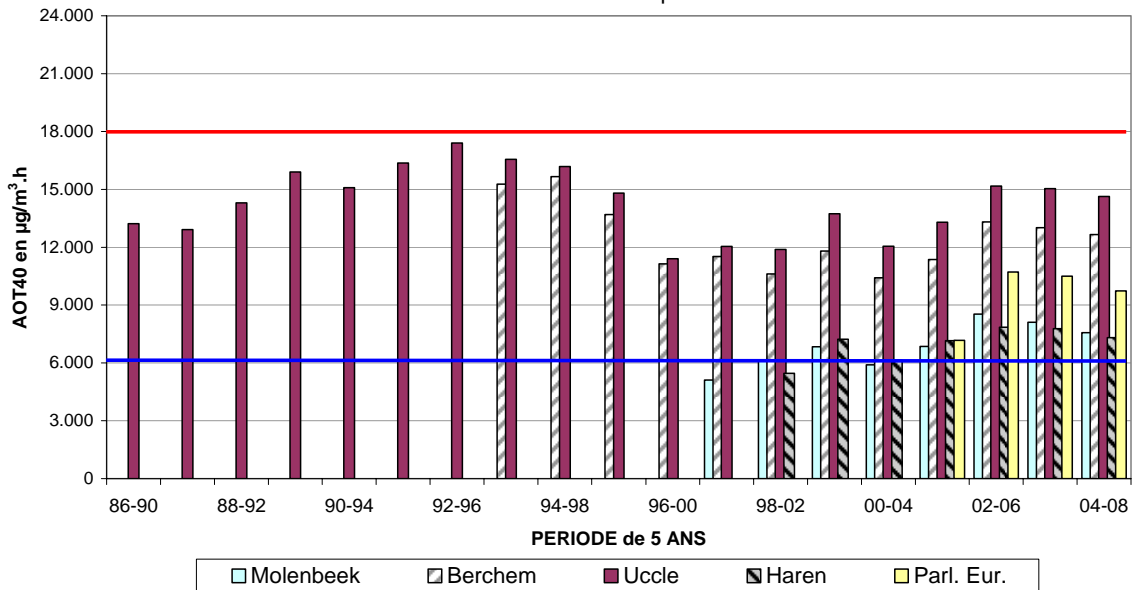


Fig. 4.25 : Ozone – Évolution de l'AOT40-MJ – Résultats moyennés sur 5 ans
AOT40 de la période Mai-Juillet, de 8 à 20 h – heure de l'Europe centrale
Valeurs AOT40-estimées pour une disponibilité de 100% des données

OZONE - AOT40-AS - en MOYENNE sur 5 ANS

Période : AVRIL - SEPTEMBRE - 8-20 h de l'Europe Centrale
AOT calculé à 100% de disponibilité

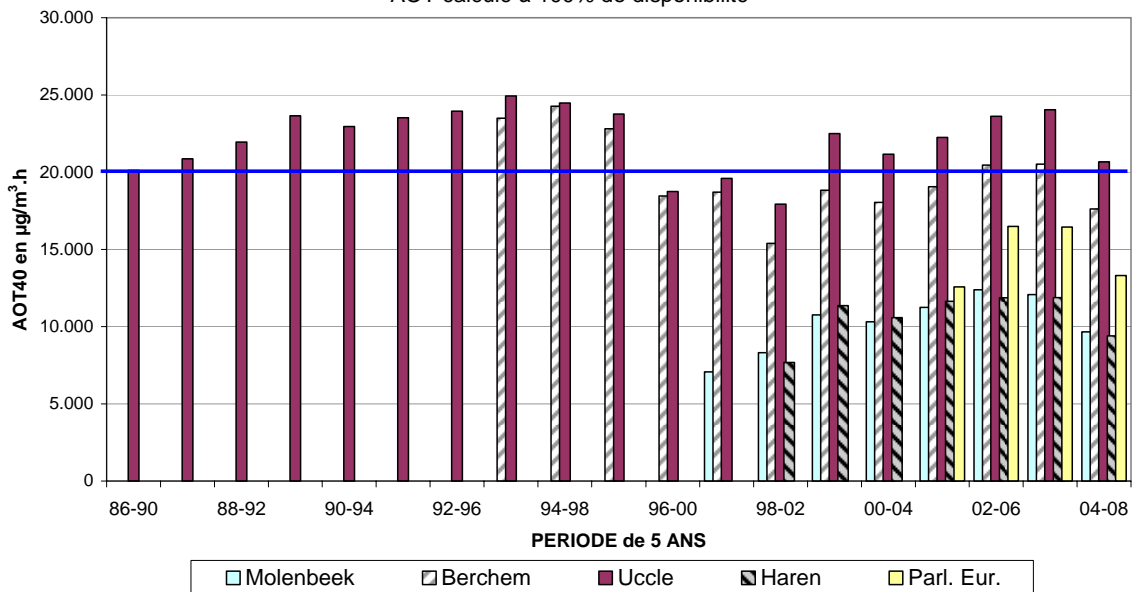


Fig. 4.26 : Ozone – Évolution de l'AOT40-AS – Résultats moyennés sur 5 ans
AOT40 de la période Avril-Septembre, de 8 à 20 h – heure de l'Europe centrale
Valeurs AOT40-estimées pour une disponibilité de 100% des données

Seuil d'information – 180 µg/m³ en tant que valeur horaire :

Le tableau IV.15 représente l'évolution du nombre de jours avec dépassement du seuil d'information à la population. Pour chaque année le nombre de dépassements est donné par poste de mesure et pour l'ensemble de la Région de Bruxelles-Capitale.

**Tableau IV.15 : NOMBRE de JOURS avec DÉPASSEMENT
du SEUIL d'INFORMATION – 180 µg/m³**

Période : JANVIER – DÉCEMBRE

Résultats par poste de mesure et sur l'ensemble de la Région (RBC)

ANNÉE	R001	B004	B006	B011	R012	N043	WOL1	RBC
1986					(1)			1
1987					(1)			1
1988					(0)			0
1989					12			12
1990					10			10
1991					3			3
1992					6			6
1993				(1)	7			7
1994				9	12		(6)	13
1995				19	20		14	24
1996				1	2		0	2
1997				8	4		0	8
1998	(0)			4	4		1	4
1999	0			4	2	(1)	0	4
2000	0	(0)		1	1	1	0	1
2001	0	0	(0)	3	5	2	(0)	6
2002	0	0	0	1	2	1	0	2
2003	4	7	8	11	11	9	5	12
2004	0	2	0	3	4	3	1	4
2005	2	2	2	3	4	1	2	4
2006	2	(0)	2	8	7	3	1	9
2007	0	--	0	1	1	1	0	1
2008	1	1	1	1	2	1	0	2

() : moins de 90% des données disponibles

La plupart des jours avec dépassement des seuils sur une courte durée (valeurs horaires), ont été enregistrés durant les chaudes périodes estivales, riches en ozone, de 1995 (24 jours), suivi par la période estivale de 1994 (13 jours), 2003 et 1989 (12 jours), 1990 (10 jours) et 2006 (9 jours). Ce constat est en concordance avec ce qui ressort de la présentation graphique de fréquences cumulées (voir plus loin), à savoir la présence plus fréquente de valeurs pics élevées pour l'O₃ durant les périodes estivales les plus chaudes.

Seuil d'alerte – 240 µg/m³ en tant que valeur horaire :

Le tableau IV.16 donne un aperçu du nombre de jours avec dépassement du seuil d'alerte. Pour chaque année le nombre de dépassements est donné par poste de mesure et pour l'ensemble de la Région de Bruxelles-Capitale.

**Tableau IV.16 : NOMBRE de JOURS avec DÉPASSEMENT
du SEUIL d'ALERTE – 240 µg/m³**

Période : JANVIER – DÉCEMBRE
Résultats par poste de mesure et pour l'ensemble de la Région (RBC)

ANNÉE	R001	B004	B006	B011	R012	N043	WOL1	RBC
1986					(0)			0
1987					(0)			0
1988					(0)			0
1989					3			3
1990					0			0
1991					0			0
1992					0			0
1993				0	1			1
1994				1	1		(0)	2
1995				2	3		0	3
1996				0	0		0	0
1997				0	0		0	0
1998	(0)			0	0		0	0
1999	0			0	0	(0)	0	0
2000	0	(0)		0	0	0	0	0
2001	0	0	(0)	0	0	0	(0)	0
2002	0	0	0	0	0	0	0	0
2003	0	0	0	0	2	1	0	2
2004	0	0	0	0	0	0	0	0
2005	0	0	0	0	0	0	0	0
2006	0	(0)	0	1	1	1	0	1
2007	0	--	0	0	0	0	0	0
2008	0	0	0	0	1	0	0	1

() : moins de 90% des données disponibles

Des valeurs horaires d'ozone supérieures à 240 µg/m³ à Bruxelles ont seulement été constatées pendant les étés riches en ozone de 1994, 1995, 2003 et 2006. Durant l'été nettement moins chaud de 2008 il y a eu également un seul dépassement du seuil d'alerte.

Aperçu des Dépassements selon la directive 2002/3/CE :

Le tableau IV.17 donne un aperçu de l'évolution du nombre de dépassements du seuil d'information ($180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ comme valeur horaire), du seuil d'alerte ($240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ comme valeur horaire) et de la valeur cible ($120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ comme valeur maximale sur 8 heures de la journée). Il s'agit du nombre de jours où au moins un des postes de mesure de la Région est en situation de dépassement. L'évolution des dépassements, pour l'ensemble de la Région, est graphiquement présentée à la figure 4.27. Pour les postes de mesure d'Uccle et de Berchem les dépassements sont représentés dans les figures 4.28 et 4.29.

Nombre de jours avec :

- valeurs horaires supérieures à $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [Nd_1Hr > 180]
- valeurs horaires supérieures à $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [Nd_1Hr > 240]
- valeur maximale sur 8 heures supérieure à $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [Nd_8HrMax > 120]
- valeur max. sur 8h > $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$, moyenné sur 3 ans [Nd3Yr_8HrMax > 120]

Tableau IV.17: **OZONE - NOMBRE de JOURS avec DÉPASSEMENT en RBC**

Période ANNUELLE : 1 JANVIER – 31 DÉCEMBRE

ANNÉE	Nd_1Hr > 180	Nd_1Hr > 240	Nd_8HrMax > 120	Nd_3Yr_8HrMax > 120
1986	1	0	5	
1987	1	0	7	
1988	0	0	1	
1989	12	3	32	
1990	10	0	21	
1991	3	0	12	22
1992	6	0	16	16
1993	7	1	19	16
1994	13	2	32	22
1995	24	3	43	31
1996	2	0	18	31
1997	8	0	31	31
1998	4	0	17	22
1999	4	0	27	25
2000	1	0	14	19
2001	6	0	28	23
2002	2	0	14	19
2003	12	2	45	29
2004	4	0	22	27
2005	4	0	19	29
2006	9	1	36	26
2007	1	0	16	24
2008	2	1	23	25

La plupart des jours avec dépassement des seuils, mesurés sur une courte durée (*valeurs horaires*), ont été enregistrés durant les chaudes périodes estivales, riches en ozone, de 2003, suivi par les périodes estivales de 2003 et 2006.

Ce constat est en concordance avec ce qui ressort de la présentation graphique de la distribution de fréquences cumulées (voir plus loin), à savoir la présence plus fréquente de valeurs pics plus élevées pour l'O₃ durant les périodes estivales les plus chauds.

Le plus grand nombre de périodes avec une exposition de longue durée (*valeurs sur 8 heures*) ont également été enregistrées durant les étés chauds, riches en ozone. La différence est moins flagrante par rapport au nombre de jours de dépassement des autres années civiles.

Selon la directive en vigueur, le nombre de jours avec une valeur maximale sur 8 heures supérieure à 120 µg/m³, moyenné sur trois années, ne peut excéder 25 d'ici l'an 2010. Ce nombre est dépassé systématiquement durant les étés chauds. Par contre ce nombre reste inférieur à 20 pour les étés normaux. Vu le mécanisme de formation d'ozone, d'une part, et la tendance légèrement à la hausse de la concentration moyenne d'ozone, d'autre part, atteindre cet objectif d'ici l'an 2010 n'est pas encore garanti.

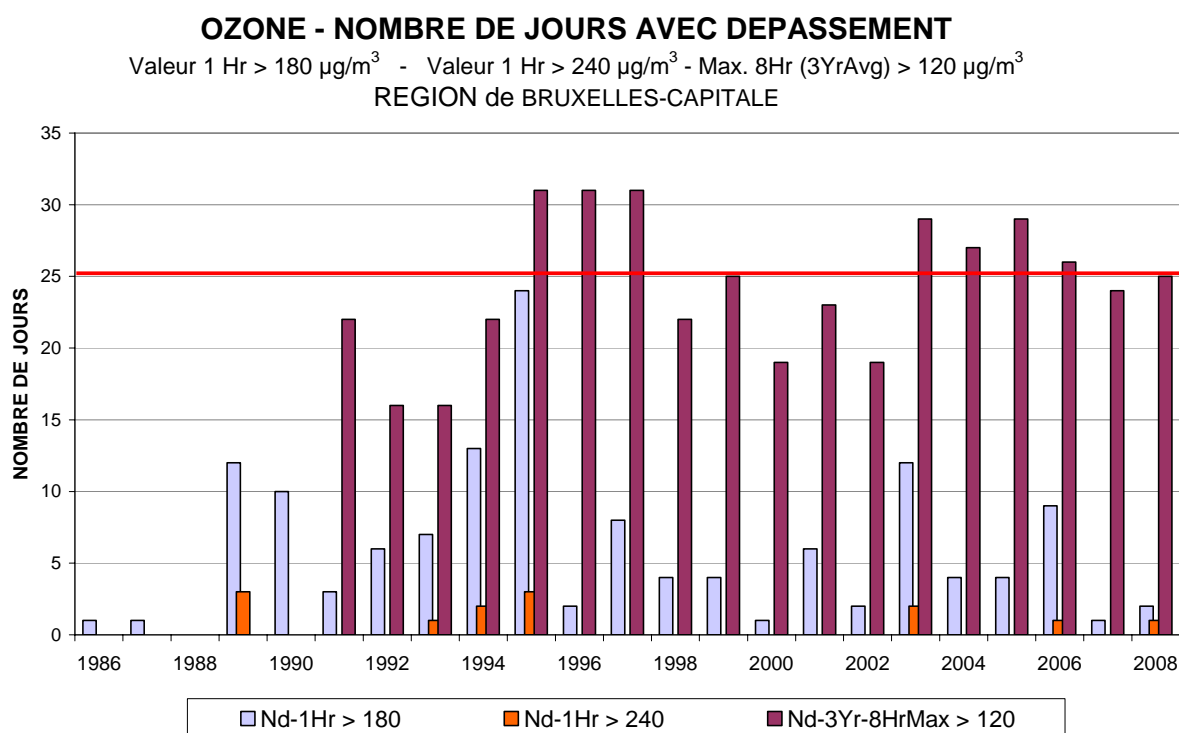


Fig. 4.27: Ozone : Évolution du nombre de jours avec dépassement pour l'ensemble de la Région de Bruxelles-Capitale.
 Périodes annuelles : 1 janvier – 31 décembre
 Valeur Horaire 180 µg/m³ - Valeur Horaire > 240 µg/m³
 Valeur maximale sur 8 heures > 120 µg/m³ (moyenne sur 3 ans)

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

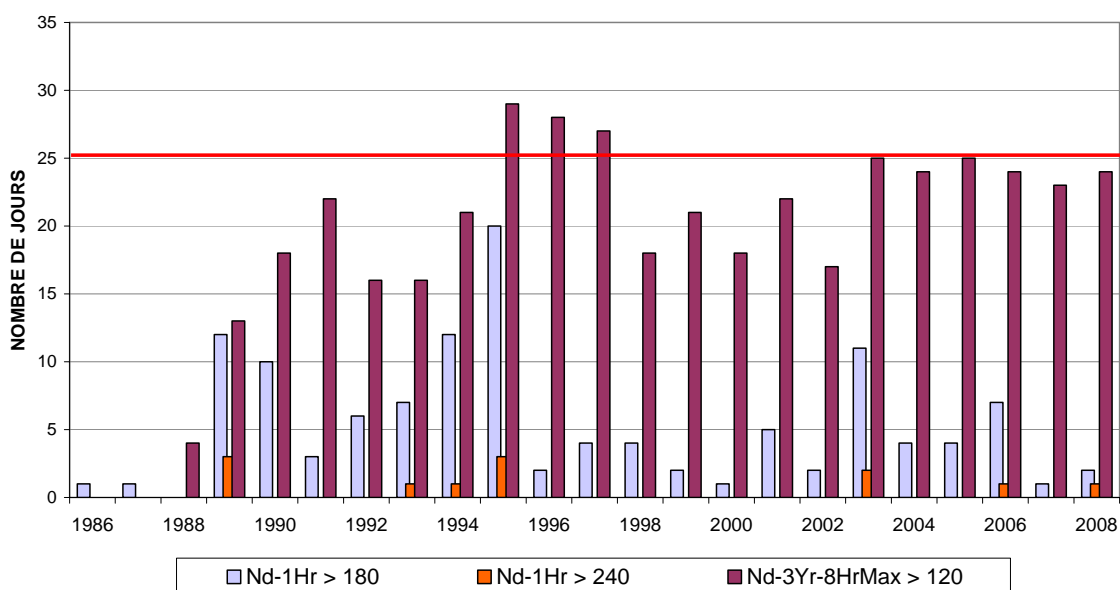


Fig. 4.28: Ozone à Uccle : Évolution du de nombre de jours avec dépassement
Périodes annuelles : 1 janvier – 31 décembre
Valeur Horaire 180 µg/m³ - Valeur Horaire > 240 µg/m³
Valeur maximale sur 8 heures > 120 µg/m³ (moyenne sur 3 ans)

OZONE à BERCHEM - NOMBRE DE JOURS AVEC DEPASSEMENT

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

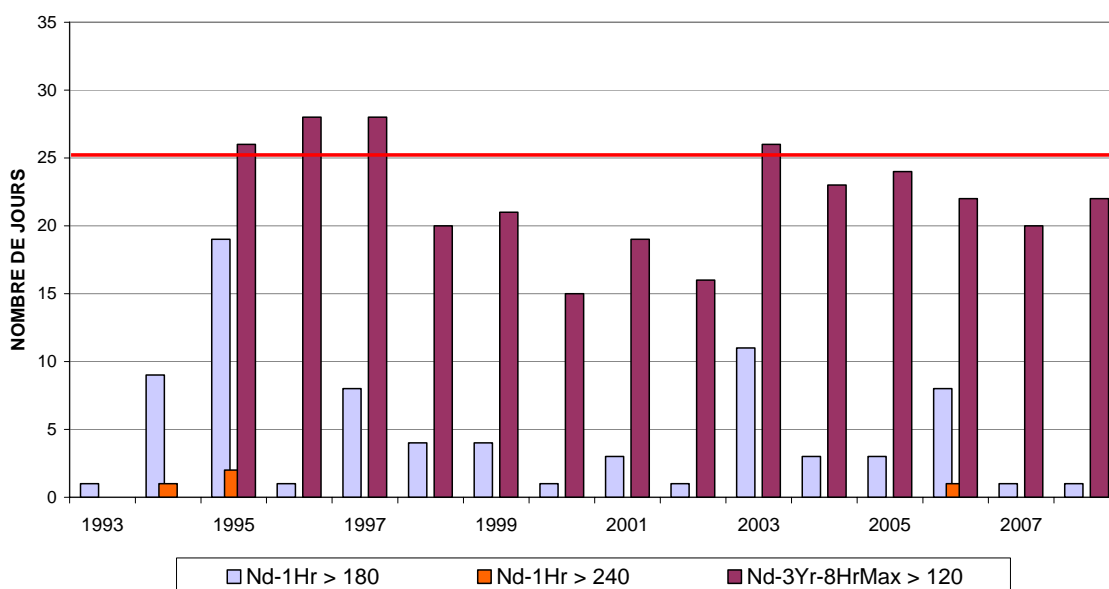


Fig. 4.29: Ozone à Berchem : Évolution du de nombre de jours avec dépassement
Périodes annuelles : 1 janvier – 31 décembre
Valeur Horaire 180 µg/m³ - Valeur Horaire > 240 µg/m³
Valeur maximale sur 8 heures > 120 µg/m³ (moyenne sur 3 ans)

4.2.4 Dépassements des valeurs seuils pour l'ozone – ancienne directive 1992/72/CE

Cette ancienne directive a été abrogée à partir du 9 septembre 2003. Un aperçu sommaire du nombre de dépassements est donné au tableau IV.18.

Nombre de jours avec :

- valeurs horaires supérieures à 180 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [Nd_1Hr > 180]
- valeurs horaires supérieures à 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [Nd_1Hr > 200]
- valeurs journalières supérieures à 65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [Nd_24Hr > 65]
- valeurs sur 8 heures supérieures à 110 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [Nd_8Hr > 110]

Tableau IV.18: **OZONE - NOMBRE de JOURS avec DÉPASSEMENT dans la RÉGION**

Période ANNUELLE : 1 JANVIER – 31 DÉCEMBRE

ANNÉE	Nd_1Hr	Nd_1Hr	Nd_24Hr	Nd_8Hr
	> 180	> 200	> 65	> 110
1986	1	1	19	12
1987	1	1	15	12
1988	0	0	10	5
1989	12	7	41	40
1990	10	7	31	28
1991	3	1	17	14
1992	6	3	24	22
1993	7	4	24	22
1994	13	8	56	36
1995	24	12	57	45
1996	2	0	38	23
1997	8	1	51	33
1998	4	2	50	17
1999	4	0	79	35
2000	1	0	39	17
2001	6	2	60	30
2002	2	1	59	20
2003	12	6	91	51
2004	4	3	64	24
2005	4	2	49	23
2006	9	4	65	37
2007	1	0	52	23
2008	2	2	77	30

Des dépassements du seuil de 360 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ n'ont jamais été constatés à Bruxelles. Le plus grand nombre de jours de dépassement de la valeur journalière (> 65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), indiquant une exposition plus permanente, est constaté en 2003 (91 jours), suivi de 1999 (79 jours) et 2008 (77 jours). En moyenne, il y a eu à partir de la fin des années '90 plus de dépassements que pendant la période précédente.

Le plus grand nombre des dépassements de ce type ne se manifestent pas nécessairement durant les périodes très riches en ozone (été 1994 ou 1995). La tendance légèrement à la hausse de la concentration moyenne en ozone est en concordance avec le nombre croissant de valeurs journalières supérieures à $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

La figure 4.30 résume, pour les périodes annuelles à partir de 1986, l'historique du nombre de jours avec dépassements des valeurs seuils suivantes : valeurs horaires supérieures à $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, valeurs sur 8 heures supérieures à $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et valeurs journalières supérieures à $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

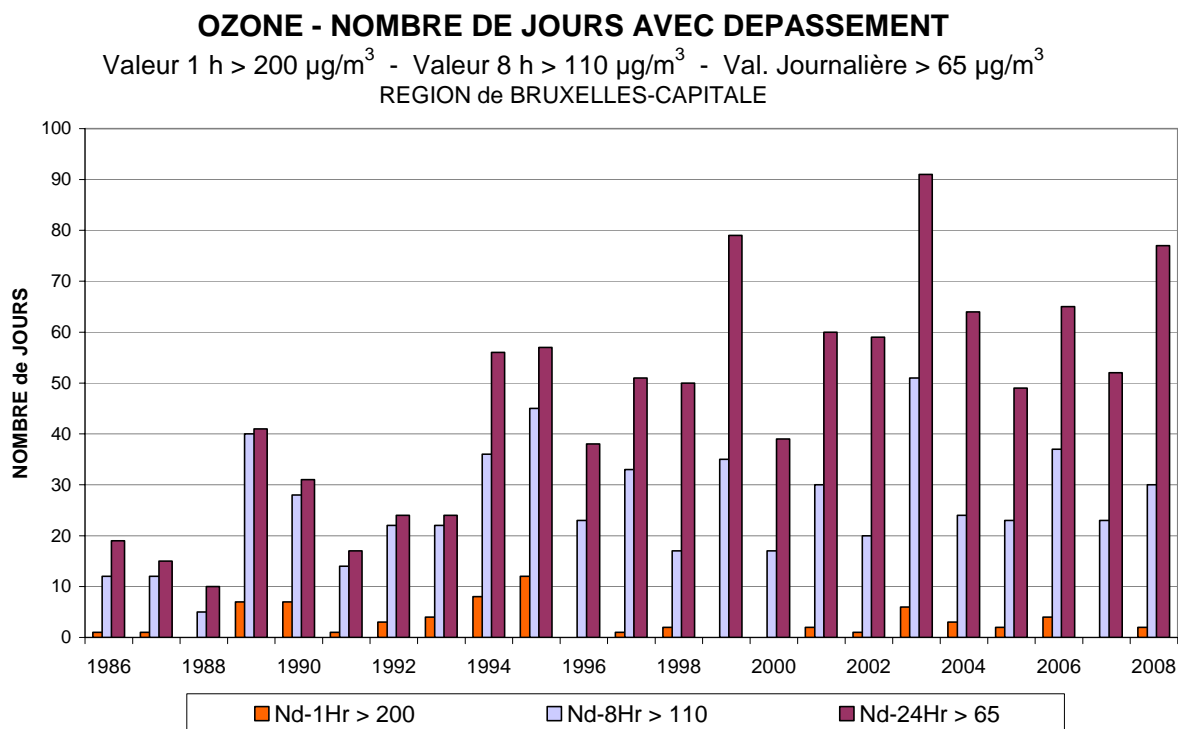


Fig. 4.30: Évolution du nombre de jours avec dépassements – Directive 1992/72/CE
 Périodes annuelles : 1 janvier – 31 décembre
 Situation sur l'ensemble de la Région
 Valeur Horaire > $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ – Valeur sur 8 heures > $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ – Valeur journalière > $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$

4.2.5 Évolution à long terme des concentrations en ozone

La figure 4.31 reproduit l'évolution dans le temps de la pollution à l'O₃ pour la période 1986 à 2008. Les graphiques présentent la distribution de fréquences cumulées pour les périodes estivales '1^{er} avril – 30 septembre'. Les résultats pour les différents centiles sont calculés sur base des valeurs moyennes horaires.

Le graphique supérieur donne l'évolution au poste de mesure d'Uccle (R012), où l'ozone fait l'objet de mesures depuis 1986 déjà. Les périodes estivales plus chaudes de 1989, 1990, 1994, 1995, 2003 et 2006 se dégagent clairement de l'évolution des valeurs, et plus précisément les niveaux plus élevés des centiles supérieurs (P70 à P98). Le graphique du dessous donne l'évolution à partir de 1993 au poste de mesure de Berchem-Ste-Agathe (B011). Les périodes estivales chaudes et riches en ozone de 1994, 1995, 2003 et 2006 ressortent aussi clairement. Le nombre de dépassements des valeurs seuils pour une exposition de courte durée (valeurs horaires – p.ex. seuil d'information) fait apparaître une diminution du nombre ou de la grandeur des valeurs pics d'ozone.

Dans les deux graphiques, on note une légère tendance à la hausse de la concentration moyenne d'ozone depuis le début des observations. Cette tendance résulte probablement de la réduction des émissions de NO laquelle réduit la quantité de NO présente pour détruire l'ozone.

La comparaison des niveaux de concentrations observés dans les différents postes de mesure est représentée graphiquement à la figure 4.32. Le graphique du dessus fait référence à la période hivernale 'octobre 2007 – mars 2008' et celui du dessous à la période estivale 'avril – septembre 2008'. Les concentrations en période estivale sont nettement plus élevées qu'en période hivernale. Les niveaux les plus élevés ont été constatés aux postes de mesure d'Uccle (R012) et Berchem (B011), qui sont plus protégés de l'influence directe du trafic.

Un historique détaillé, reprenant les résultats calculés de la distribution de fréquences cumulées pour des périodes annuelles, des périodes estivales (avril – septembre) et des périodes hivernales (octobre – mars) est donné aux annexes B, C et D.

La figure 4.33 fournit un aperçu de la distribution spatiale de la concentration d'ozone. Les roses de pollution, avec une représentation de la concentration moyenne d'ozone par secteur de vent, sont dessinées avec, en fond, une carte de la Région. La carte du dessus donne la situation pendant la période hivernale 'octobre 2007 – mars 2008' et la carte du dessous renvoie à la période estivale 'avril – septembre 2008'. Les concentrations sont plus élevées en été ainsi qu'aux endroits moins directement exposés à la pollution due à la circulation. Dans le centre de la Région et aux endroits avec une surabondance de NO, l'ozone est détruit, entraînant une formation locale de NO₂. En périphérie et aux endroits où il y a peu de trafic, la formation d'ozone se poursuit sans encombre et le peu de NO disparaît presque entièrement.

La figure 4.34 donne une représentation graphique de l'évolution hebdomadaire moyenne pour les postes de mesure d'Uccle. La moyenne, la médiane (P50) et les centiles P10 et P90 sont représentés graphiquement par période horaire. Ces deux dernières valeurs délimitent approximativement la zone dans laquelle la concentration peut varier de jour en jour. Le graphique au-dessus renvoie à la période hivernale 'octobre 2007 – mars 2008' et le graphique en-dessous, à la période estivale 'avril – septembre 2008'. En été, les concentrations d'ozone sont manifestement plus élevées qu'en hiver. Les variations dans le profil journalier d'été s'expriment davantage et les valeurs varient sur une gamme de concentrations plus large.

Les figures 4.35 et 4.36 représentent, respectivement pour les postes de mesure d'Uccle et de Molenbeek, le profil hebdomadaire normalisé des concentrations en NO, NO₂, O₃ et de la somme [NO₂+O₃], moyenné sur trois périodes estivales successives ; 'avril – septembre' 2006, 2007 et 2008. La normalisation (à 1) est obtenue en divisant la concentration moyenne de chaque jour de semaine par la concentration moyenne des jours ouvrables. Ainsi une valeur proche de l'unité est obtenue pour les jours ouvrables et la diminution (NO et NO₂) ou l'augmentation (O₃) de la concentration durant le week-end est directement lisible en pourcentage. Dans les postes de mesure d'Uccle et de Molenbeek la concentration moyenne en ozone augmente respectivement d'environ 10 et 15% le samedi et d'environ 20 et 30% le dimanche.

La figure 4.37 reproduit l'évolution journalière moyenne pour l'O₃, calculée sur base des données de tous les jours de la période 'mai – août'. La situation dans trois différents postes de mesure est comparée. Les postes de mesure d'Uccle et de Berchem sont moins exposés au trafic et le profil journalier d'O₃ atteint un niveau plus élevé qu'à Haren. Le surplus de NO, provenant du trafic, est responsable d'une destruction plus importante d'O₃ à Haren. Le graphique au-dessus fait référence à la période estivale de 2003 et celui en-dessous à la période estivale de 2006. Le profil journalier obtenu pour la période estivale plus chaude de 2003 est clairement plus élevé que le profil calculé pour 2006.

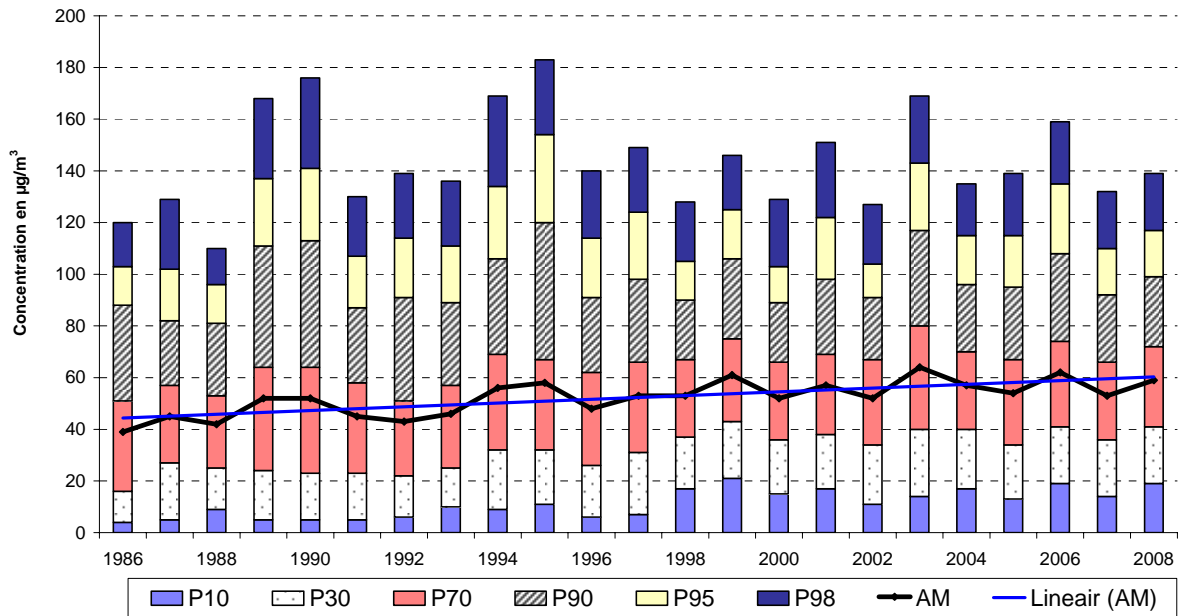
La figure 4.38 reproduit l'évolution journalière moyenne pour le NO₂ et pour la somme de [O₃ + NO₂], exprimée en quantités équivalentes d'ozone. Les résultats sont calculés pour les trois mêmes stations et pour la sélection 'tous les jours' de la période 'mai – août 2006'. Le profil journalier du NO₂ est tout à fait complémentaire au profil journalier de l'ozone. Les niveaux les plus élevés se présentent à Haren : une partie du NO, plus présent à cet endroit, est oxydée par l'ozone en NO₂. L'aspect complémentaire de ces deux profils est clairement illustré dans le graphique inférieur, reprenant le profil journalier de la somme [O₃ + NO₂].

Les graphiques de la figure 4.39 représentent, respectivement pour les postes d'Uccle et de Haren, le profil journalier calculé pour la période estivale 'avril – septembre 2006'. A cet égard, une distinction est opérée entre la situation les jours ouvrables et les jours non ouvrables.

Les concentrations d'O₃ sont en moyenne plus élevées les jours non ouvrables (samedi, dimanche et jours fériés) et en moyenne plus faibles les jours ouvrables. Les différences sont plus flagrantes aux postes de mesure situés à proximité de la circulation (Haren). Cette différence entre la situation les jours ouvrables et les jours non ouvrables est constatée chaque année (voir rapports de l'IBGE sur la qualité de l'air en période estivale : 1994-2008). Il y a plus de circulation les jours ouvrables et en raison de la plus grande disponibilité de NO, il y a plus d'ozone détruit. Le week-end et les jours fériés, la circulation est globalement moins intense. Étant donné qu'il y a moins de NO présent, il y a moins d'ozone détruit.

La figure 4.40 reproduit l'évolution journalière moyenne de la somme [O₃ + NO₂], exprimée en quantités équivalentes d'ozone. L'aspect complémentaire entre le profil O₃ et NO₂ se manifeste tant entre postes de mesures qu'entre jours ouvrables et non-ouvrables. Chaque année, on constate que le profil journalier du NO₂ connaît une évolution tout à fait complémentaire à celle de l'ozone, avec des valeurs plus faibles les jours non ouvrables et des valeurs plus élevées les jours ouvrables. La somme des concentrations d'O₃ et de NO₂, et leurs profils journaliers sont pratiquement identiques à tous les postes de mesure de la Région.

OZONE à UCCLÉ (R012) - EVOLUTION dans le TEMPS
DISTRIBUTION DES FREQUENCES CUMULEES - VALEURS HORAIRES
 Période Estivale "AVRIL - SEPTEMBRE"



OZONE à BERCHEM-Ste-Agathe (B011) - EVOLUTION dans le TEMPS
DISTRIBUTION DES FREQUENCES CUMULEES - VALEURS HORAIRES
 Période Estivale "AVRIL - SEPTEMBRE"

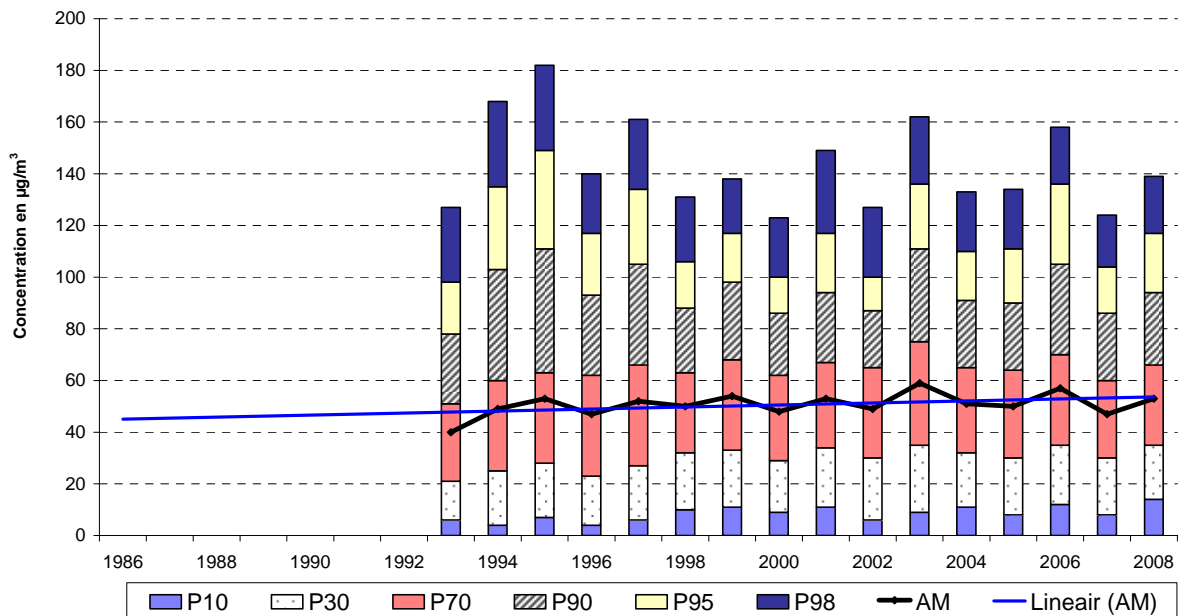
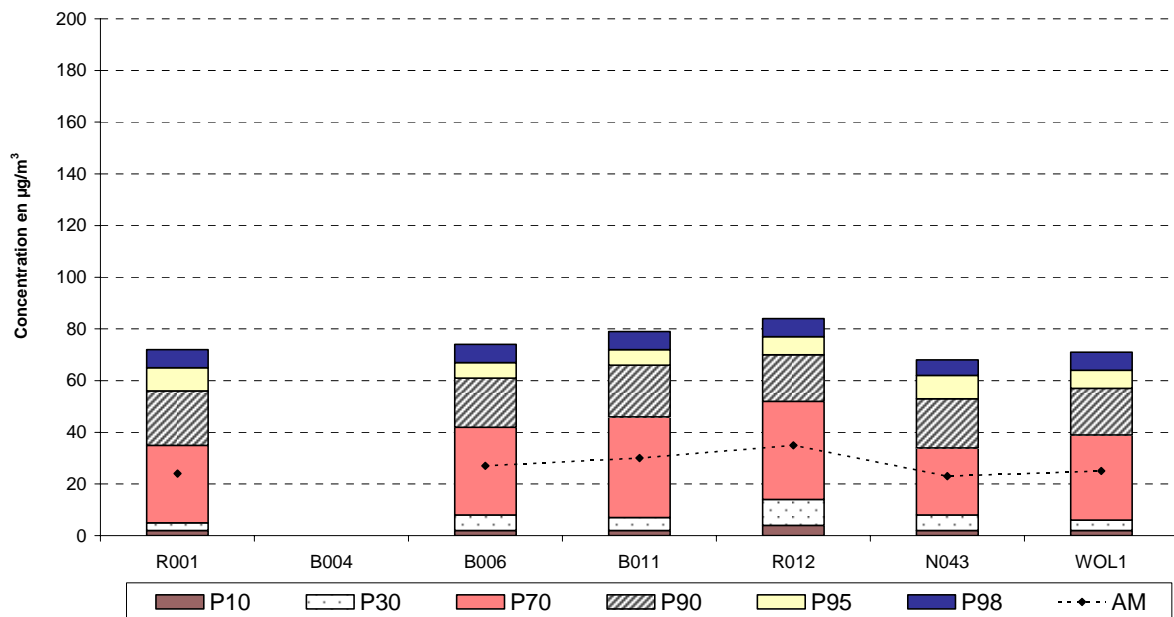


Fig. 4.31 : Ozone - Évolution des concentrations à Uccle (R012) et Berchem (B011)
 Périodes estivales 1986 – 2008

O₃ - COMPARAISON POSTES de MESURE
DISTRIBUTION DES FREQUENCES CUMULEES - VALEURS HORAIRES
 Période HIVERNALE "OCTOBRE 2007 - MARS 2008"



O₃ - COMPARAISON POSTES de MESURE
DISTRIBUTION DES FREQUENCES CUMULEES - VALEURS HORAIRES
 Période ESTIVALE "AVRIL - SEPTEMBRE 2008"

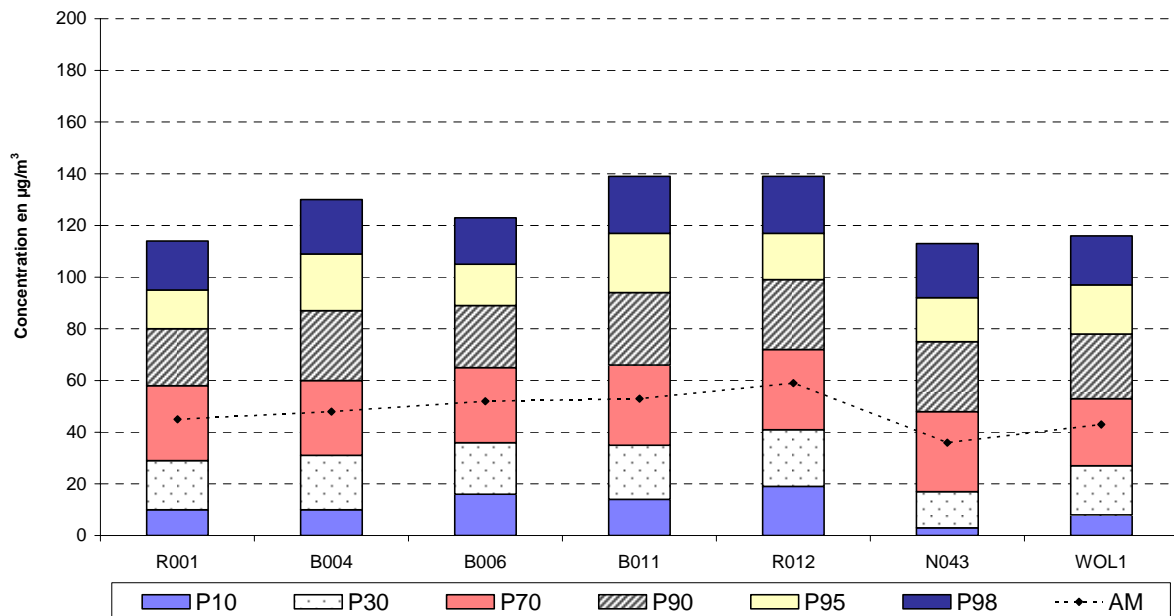


Fig. 4.32 : Ozone - Comparaison des niveaux de concentration entre différents postes de mesure Période hivernale 'octobre 2007 – mars 2008' et période estivale 'avril – septembre 2008'

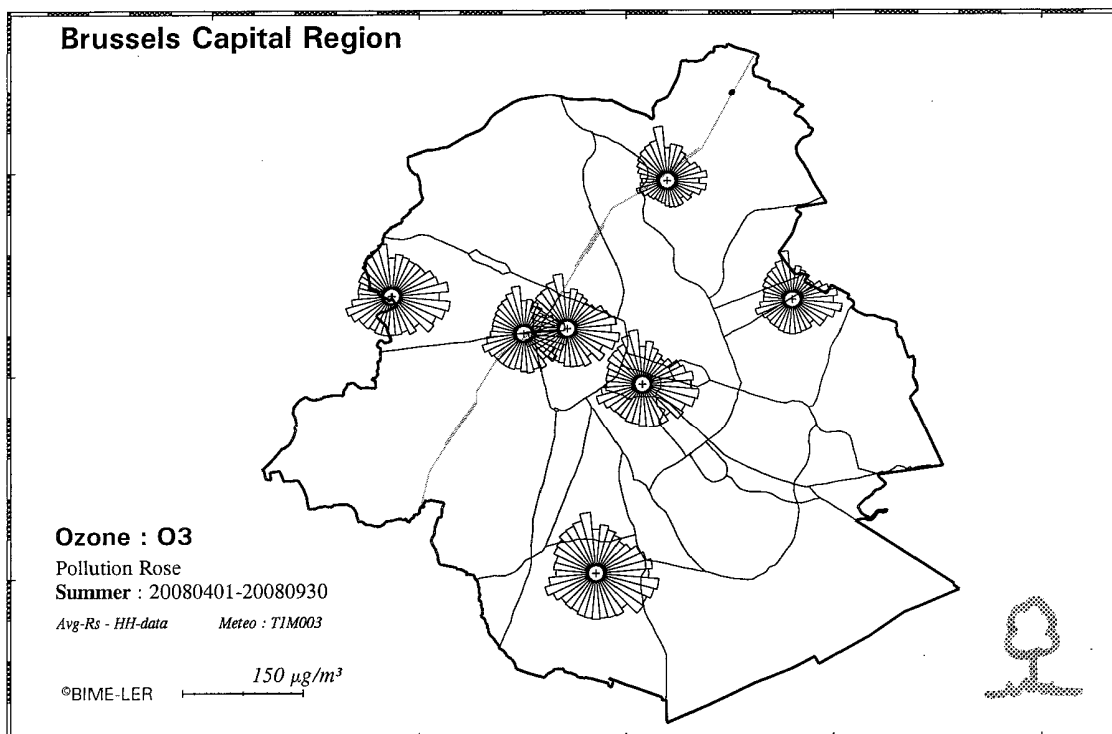
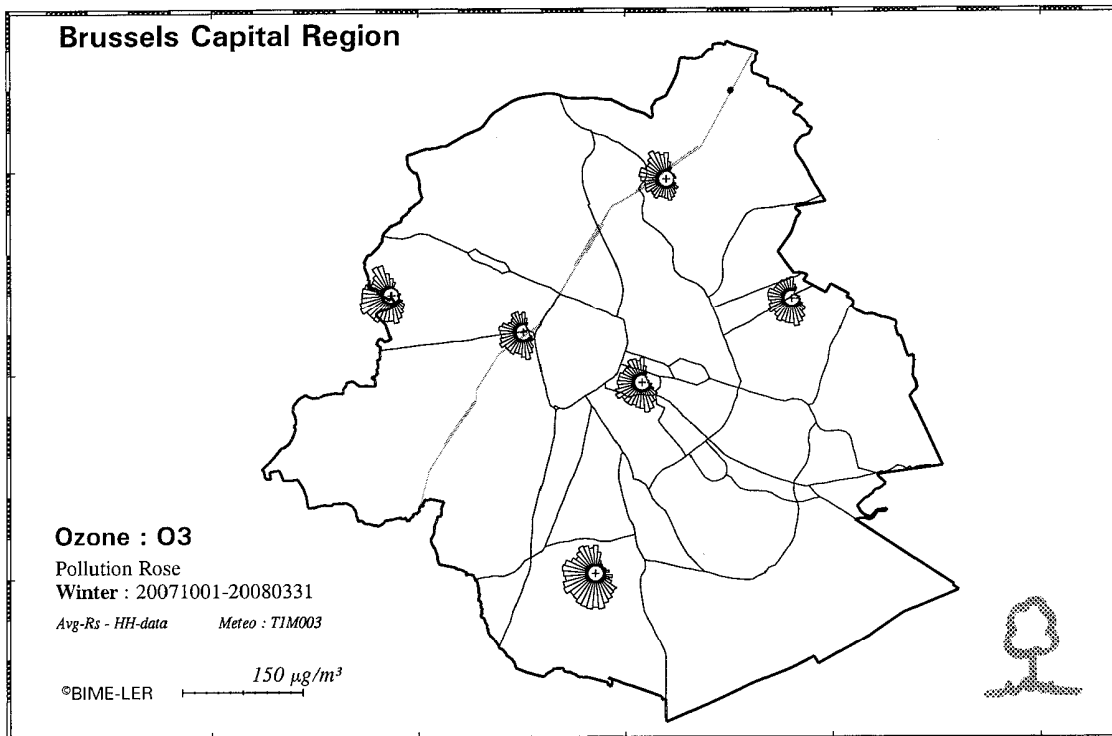
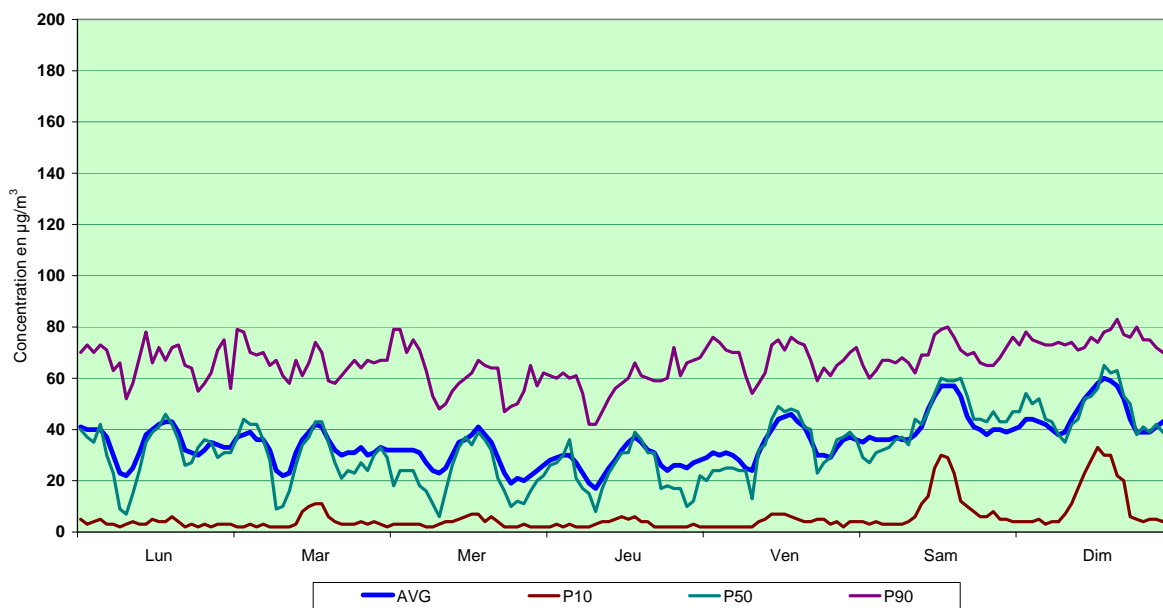


Fig. 4.33 : Roses de pollution – distribution spatiale des concentrations ozone en hiver et en été

O₃ à UCCLE (R012)
 EVOLUTION HEBDOMADAIRE MOYENNE
 Période HIVERNALE : OCTOBRE 2007 - MARS 2008



O₃ à UCCLE (R012)
 EVOLUTION HEBDOMADAIRE MOYENNE
 Période ESTIVALE : AVRIL - SEPTEMBRE 2008

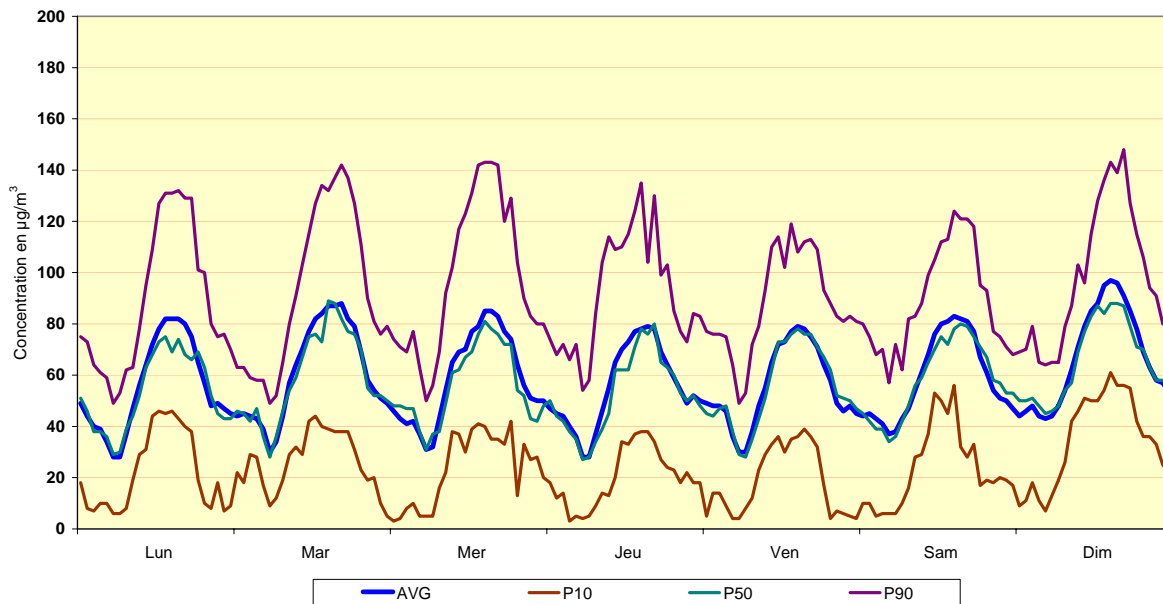


Fig. 4.34 : Ozone à Uccle – Évolution hebdomadaire moyenne des concentrations en hiver et en été. Concentration moyenne (AVG), centile P10, médiane (P50) et centile P90.

R012 - Week Pattern for NO, NO₂, O₃ and [NO₂+O₃]
 Period : Average Summer "April-September" (2006 - 2007 - 2008)

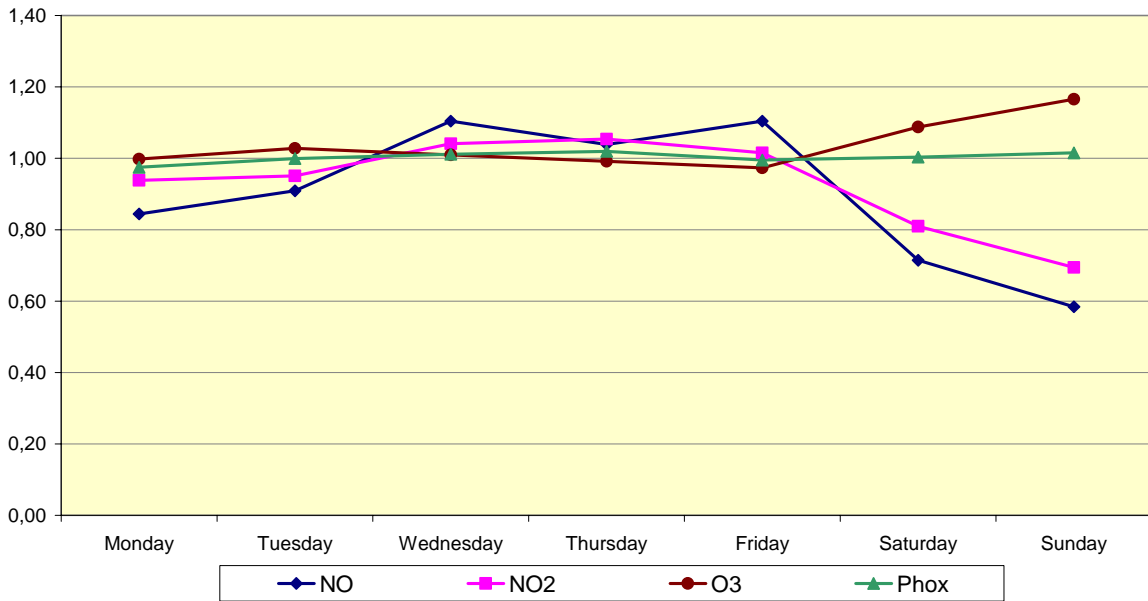


Fig. 4.35 : Poste de mesure à Uccle – Profil hebdomadaire moyen des concentrations en NO, NO₂, O₃ et [O₃ + NO₂] sur trois périodes estivales successives : ‘avril – septembre’ 2006, 2007 et 2008

R001 - Week Pattern for NO, NO₂, O₃ and [NO₂+O₃]
 Period : Average Summer "April-September" (2006 - 2007 - 2008)

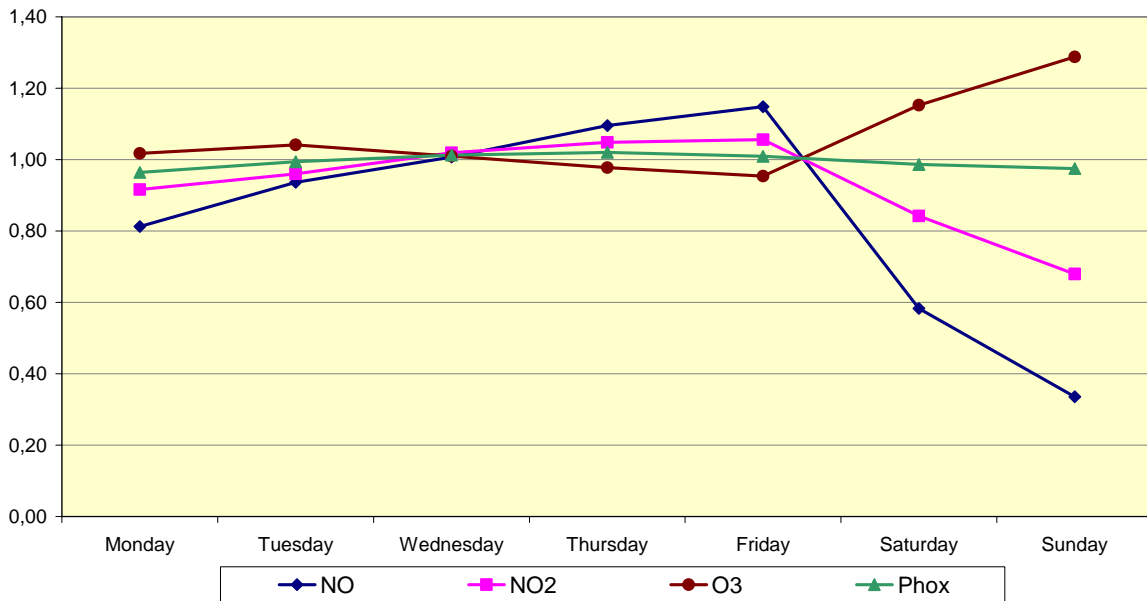


Fig. 4.36 : Poste de mesure à Molenbeek – Profil hebdomadaire moyen des concentrations en NO, NO₂, O₃ et [O₃ + NO₂] sur trois périodes estivales successives : ‘avril – septembre’ 2006, 2007 et 2008

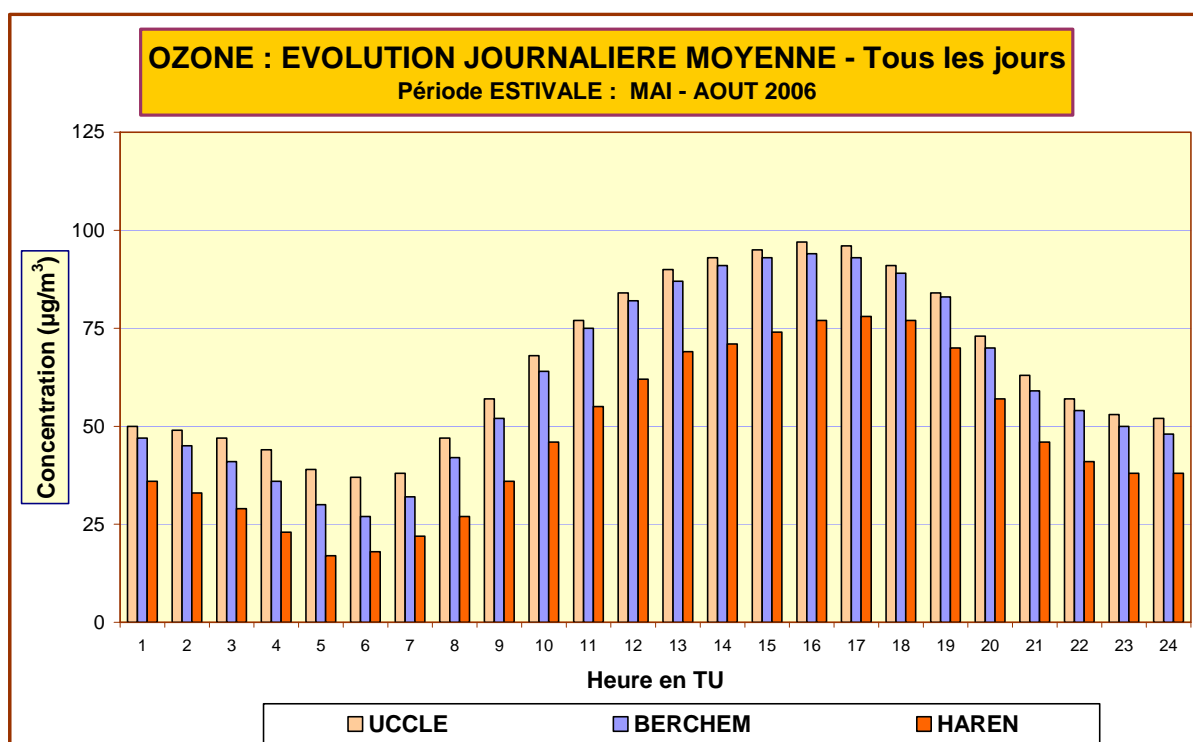
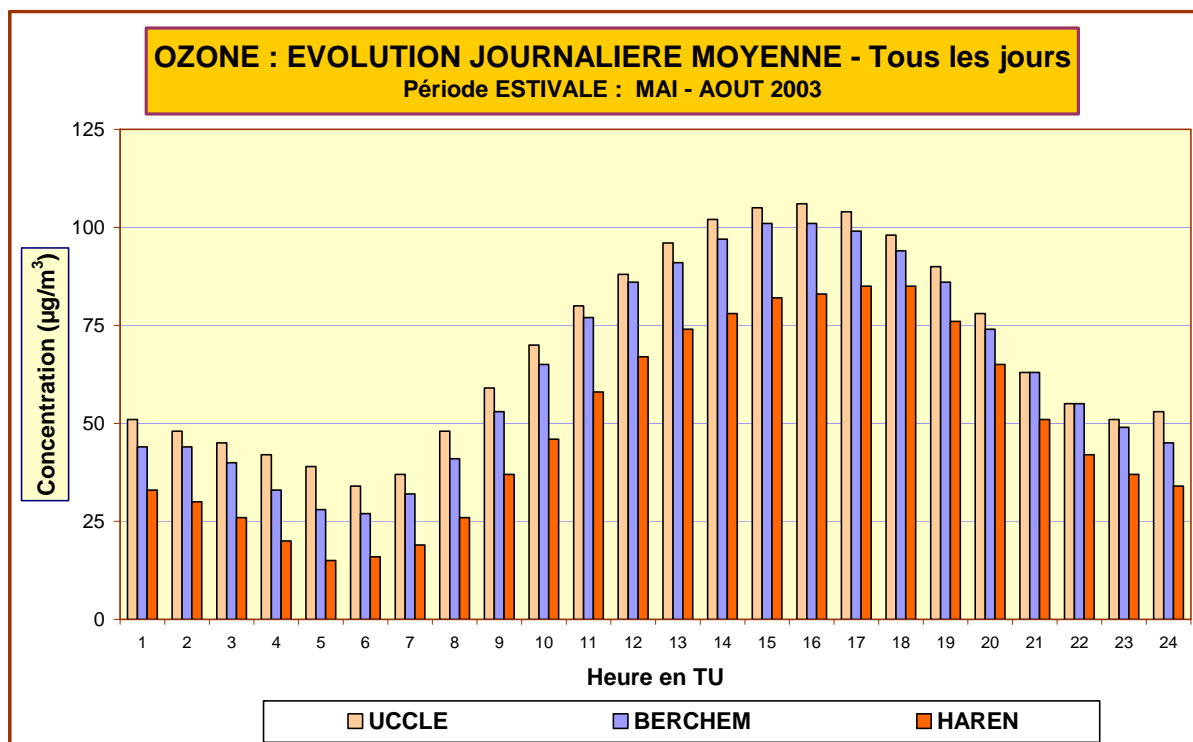


Fig. 4.37 : Ozone – Évolution journalière moyenne – Comparaison entre 3 postes de mesure. Période 'mai – août' 2003 et 2006

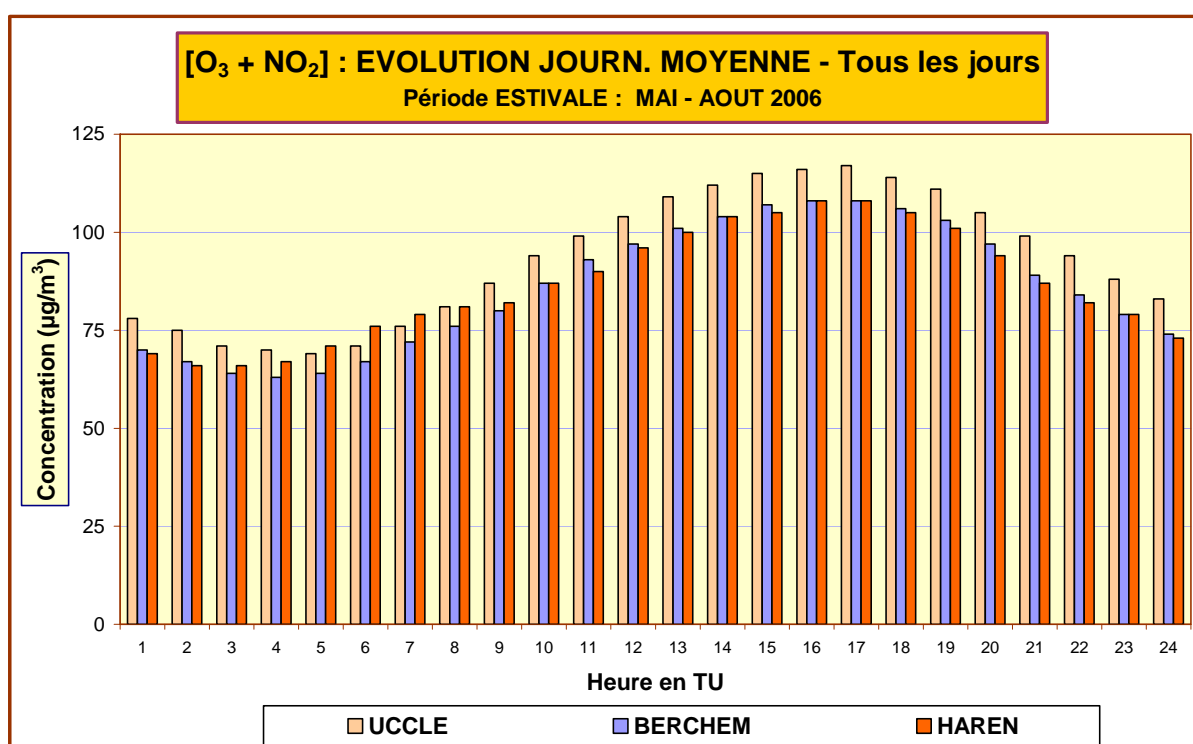
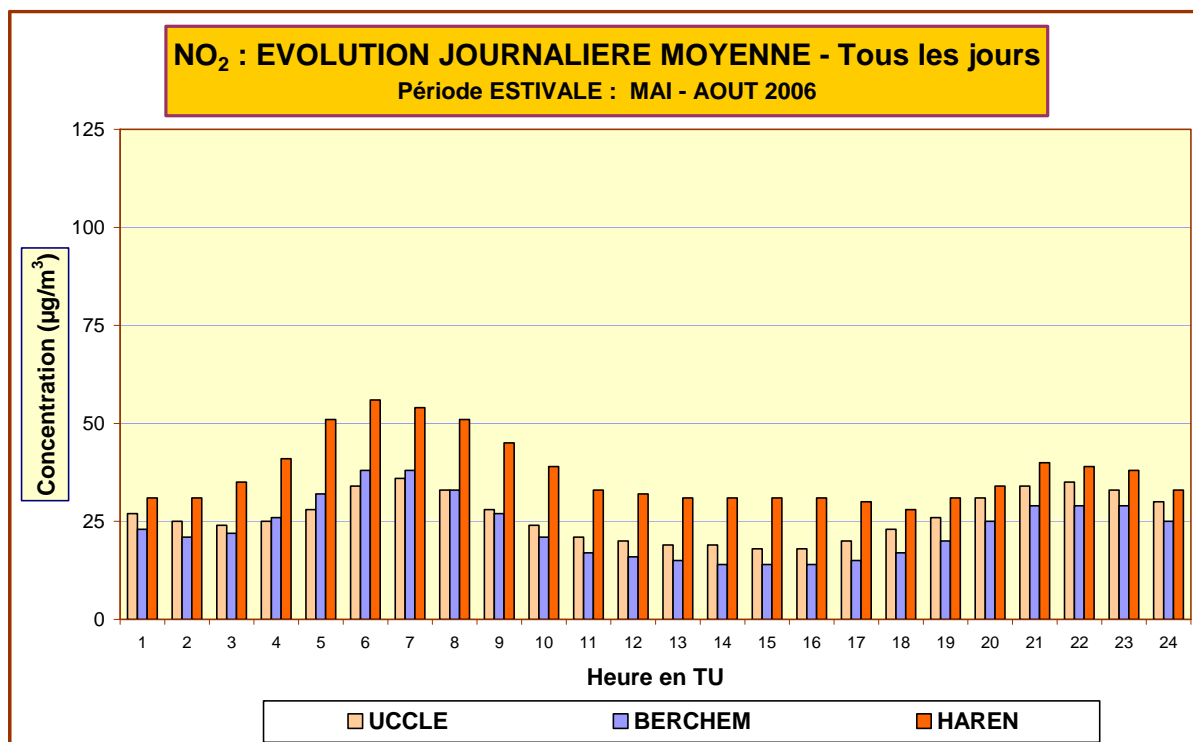
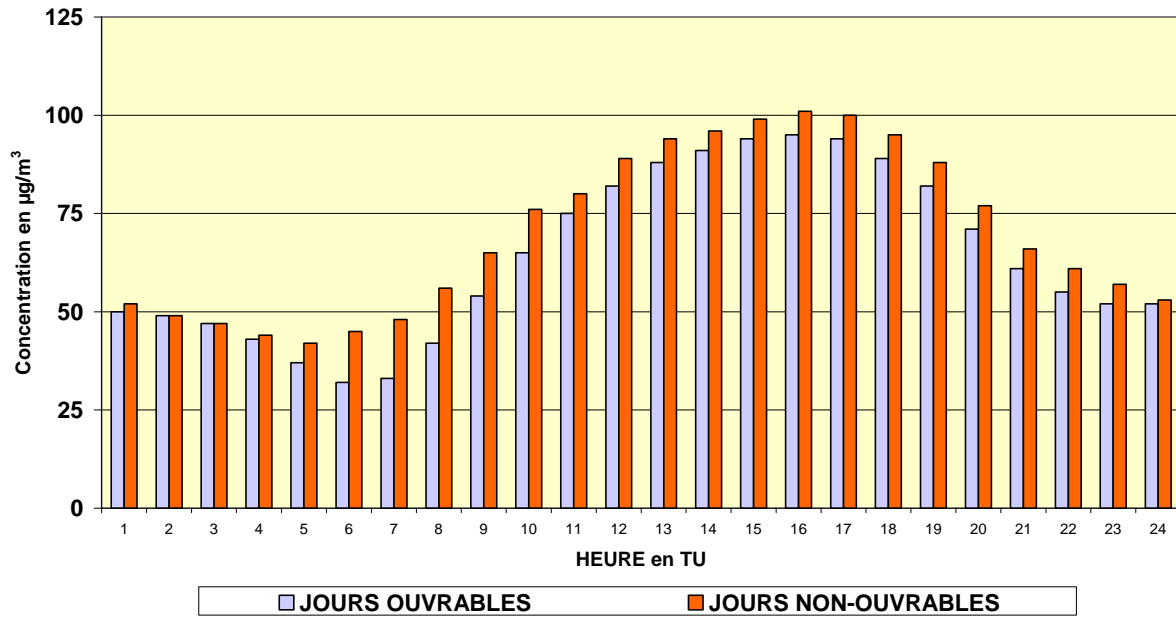


Fig. 4.38 : Évolution journalière moyenne de NO₂ et de la somme [O₃ + NO₂]
Comparaison entre 3 postes de mesure – Période 'mai – août 2006'

OZONE - UCCLE - EVOLUTION JOURNALIERE MOYENNE
JOURS OUVRABLES ET NON-OUVRABLES
 PERIODE ESTIVALE : MAI - AOUT 2006



OZONE - HAREN - EVOLUTION JOURNALIERE MOYENNE
JOURS OUVRABLES ET NON-OUVRABLES
 PERIODE ESTIVALE : MAI - AOUT 2006

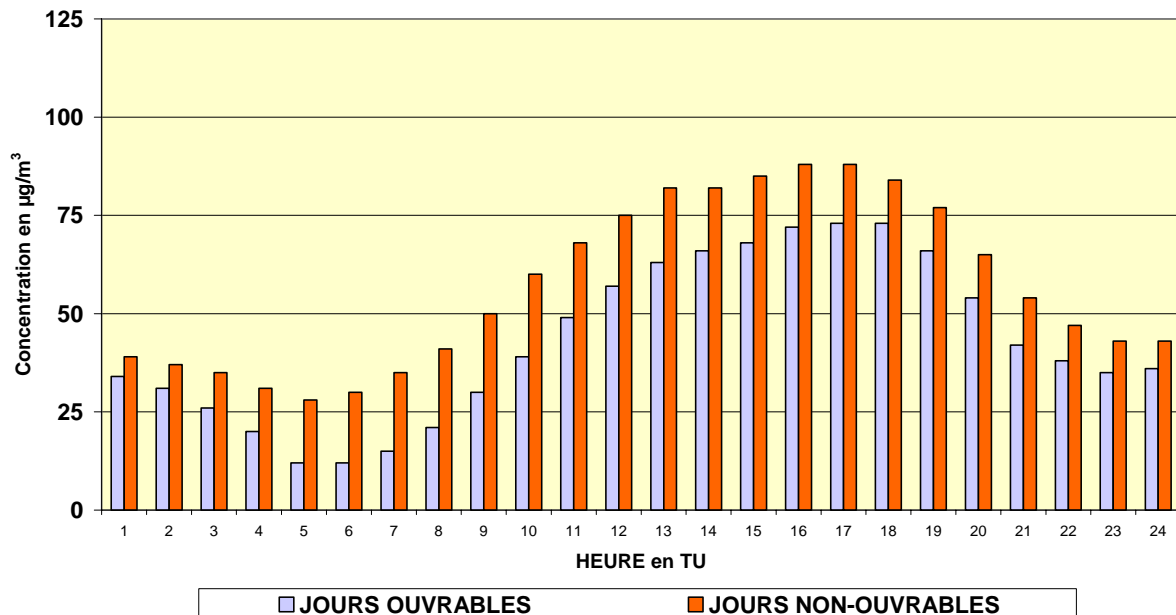
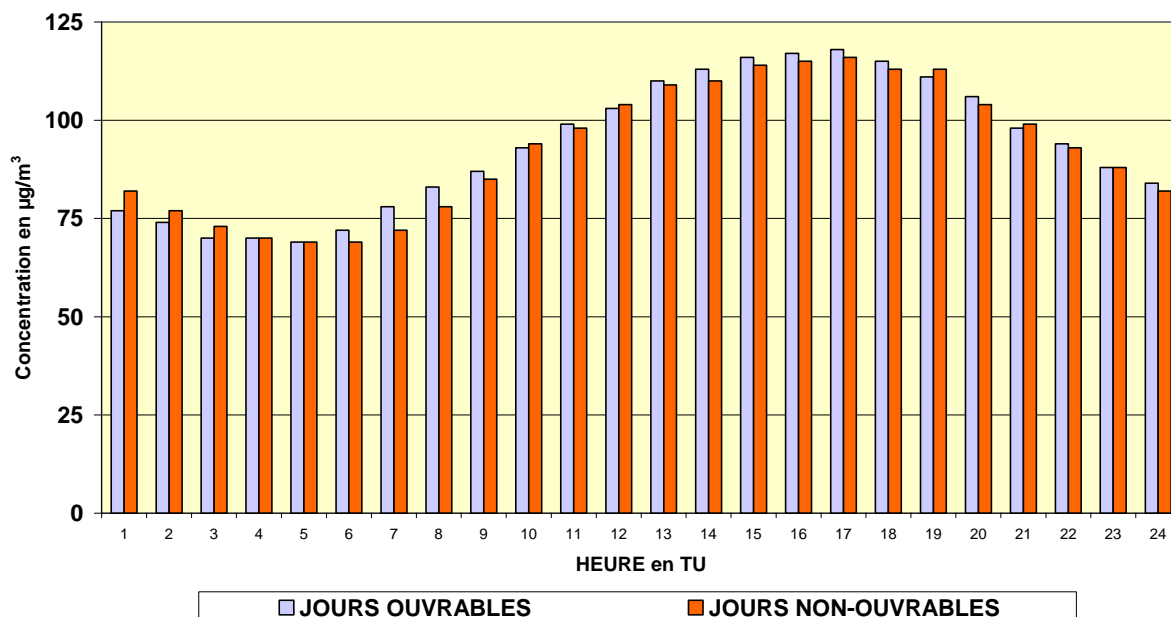


Fig. 4.39 : Ozone – Évolution journalière moyenne les *jours ouvrables* et les *jours non ouvrables*
 Postes de mesure d'Uccle et Haren (trafic) – Période 'mai – août 2006'

[O₃ + NO₂] - UCCLE - EVOLUTION JOURNALIERE MOYENNE
JOURS OUVRABLES ET NON-OUVRABLES
 PERIODE ESTIVALE : MAI - AOÛT 2006



OZONE - HAREN - EVOLUTION JOURNALIERE MOYENNE
JOURS OUVRABLES ET NON-OUVRABLES
 PERIODE ESTIVALE : MAI - AOÛT 2006

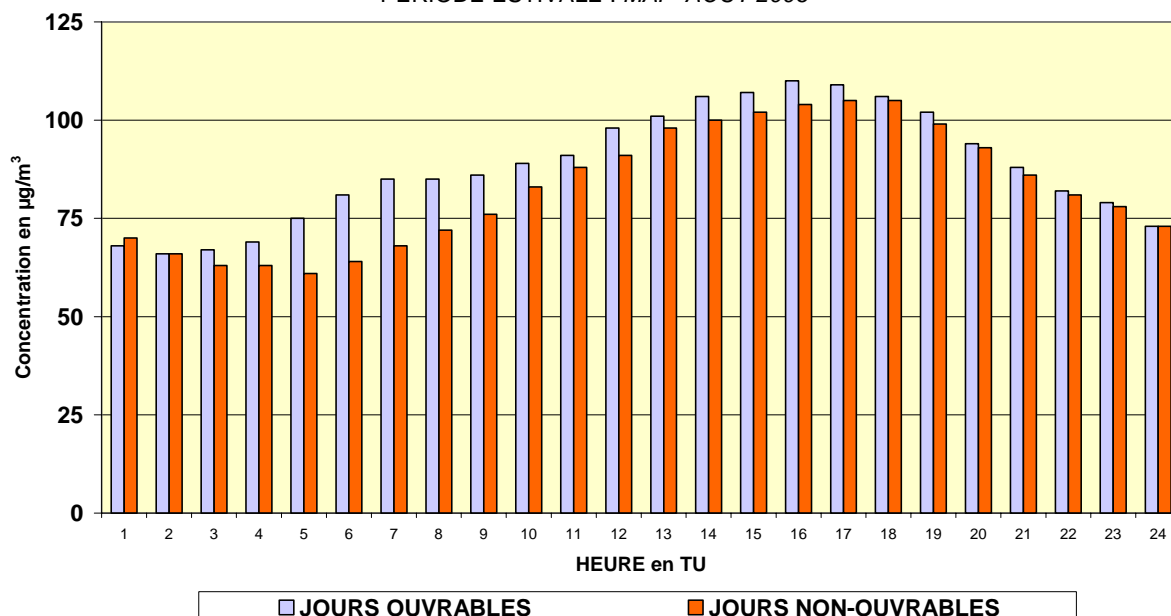


Fig. 4.40 : [O₃ + NO₂] – Évolution journalière moyenne – Jours ouvrables et non ouvrables
 Postes de mesure d'Uccle et Haren – Période 'mai – août 2006'

4.2.6 Rendement et précision des mesures d'ozone

Le tableau IV.19 ci-après donne un aperçu des rendements (saisie en %) des données de mesure pour l'O₃. La précision des résultats pour l'O₃ est déterminée lors des tests de contrôle semestriels par rapport au standard primaire du banc d'étalonnage. Il en ressort qu'une précision absolue d'environ 4% peut être atteinte.

Tableau IV.19 : **VALEURS HORAIRES en O₃ : Rendement**
Saisie des données (en %) = nombre de valeurs horaires / nombre total de périodes horaires

Période : 1 JANVIER – 31 DECEMBRE

	R001	B004	B006	B011	R012	N043	WOL1
1986					60.9		
1987					61.4		
1988					78.1		
1989					83.9		
1990					59.4		
1991					75.1		
1992					85.3		
1993				89.9	88.6		
1994				83.9	83.9		(51.4)
1995				84.3	80.4		55.8
1996				82.3	84.5		85.0
1997	(23.3)			80.9	84.0		87.6
1998	89.8			89.5	92.0	44.6	90.0
1999	91.5			89.5	93.8	94.6	87.4
2000	92.7	(5.8)		89.6	92.6	88.5	91.8
2001	93.9	94.7	(28.2)	92.5	90.7	95.4	(24.6)
2002	95.5	93.8	94.6	94.8	94.6	95.8	89.7
2003	93.5	96.7	96.1	96.6	94.1	91.6	91.8
2004	95.6	97.3	96.6	96.3	96.2	94.5	93.0
2005	95.8	96.6	96.9	96.8	95.9	87.9	93.3
2006	96.3	(16.2)	97.4	94.9	96.1	96.1	91.7
2007	96.6	--	90.7	96.5	97.1	94.5	94.9
2008	96.8	77.1	96.9	94.7	96.9	95.2	93.4

(): série incomplète de données – début des mesures

4.3 PARTICULES EN SUSPENSION : PM10 et PM2,5

4.3.1 Présence des Particules en suspension

Particules en suspension est un nom commun pour toutes les particules qui flottent librement dans l'air ambiant. Contrairement aux composés gazeux, il ne s'agit pas d'une matière pure, mais d'un ensemble de plusieurs matières qui peuvent être très différentes, tant sur le plan de la composition chimique (substance), de l'aspect physique (forme, couleur, taille, pouvoir réfléchissant, ...) que de leur origine.

Les particules en suspension sont soit émises directement par les activités humaines, soit formées par les processus atmosphériques comme aérosols secondaires, ou encore sont d'origine naturelle.

Émissions directes:

- combustion
- formation de suies
- processus industriels
- usure des revêtements routiers
- travaux de démolition
- chantiers de construction
- stockage et manutention de matières en vrac
- ...

Formation des aérosols:

- formation de sulfates
- formation de nitrates
- phénomènes de nucléation de composés gazeux
- ...

Origine naturelle:

- éruptions volcaniques
- érosion du sol
- particules (minérales) emportées par le vent
- transport de sable du désert (Sahara)
- incendies de forêts
- ...

En fonction de la température et de l'hygrométrie, certaines particules en suspension peuvent contenir une quantité importante et variable d'humidité et de composés volatils. D'autres particules, entre autres les sels d'ammonium, se dissocient quand la température augmente et l'air devient plus sec.

Plus les particules sont fines, plus elles pénètrent profondément dans le système respiratoire. Les plus grosses particules pénètrent seulement jusqu'au pharynx et ou larynx. La fraction des plus fines particules (fraction thoracique) pénètre plus loin jusque dans les voies respiratoires de la cage thoracique, à savoir la trachée et ses divisions jusque dans les alvéoles pulmonaires.

Lors de l'entrée en vigueur de la directive 1999/30/CE, la fraction PM10 des particules a été retenue comme paramètre pour l'évaluation de la qualité de l'air et de ses effets sur la santé humaine. Cette directive ne comprenait pas encore une obligation, mais bien une recommandation pour la détermination de la fraction PM2,5.

Le choix de la fraction PM10 comme paramètre pour la santé est défendable, car elle comprend aussi bien la fraction fine ($< 2,5 \mu\text{m}$) qui pénètre très profondément dans le système respiratoire, que les particules plus grosses ($2,5$ à $10 \mu\text{m}$), dont une quantité non négligeable se dépose dans les voies respiratoires supérieures (fig. 4.41).

Les particules ne présentent pas toutes un danger équivalent pour la santé. En raison de leur caractère potentiellement mutagène et/ou cancérigène, les suies, HPA et particules contenant du carbone dans la fraction des fines particules présentent certainement un plus grand risque que les particules d'argile et de sable qui appartiennent à la classe $2,5$ à $10 \mu\text{m}$. De plus, les fines particules peuvent être acheminées jusque dans les alvéoles pulmonaires, où le passage de substances dangereuses dans la circulation sanguine est possible.

Étant donné qu'une grande partie de la masse des PM10 peut se composer de grosses particules minérales et de particules lourdes (plus grande masse spécifique) présentant un risque plus faible pour la santé, l'établissement d'une norme en concentration massique pour la fraction PM10 n'est probablement pas la méthode la plus adéquate pour rendre compte de l'évolution des concentrations de particules les plus dangereuses. Une diminution significative du nombre des particules dangereuses, comme celle qui découlera de l'installation de filtres à particules sur les voitures diesel pour le respect de la norme EURO5, n'induirait probablement qu'une diminution minimale de la concentration massique des PM10, mais apporterait certainement une amélioration réelle au niveau de la santé.

La directive 2008/50/CE inclut dorénavant l'obligation de suivre la présence des particules PM2,5 dans l'air ambiant. Pour les dix ans à venir, la directive prévoit des objectifs de qualité de l'air qui deviennent plus sévères dans le temps. Ces objectifs concernent tant les concentrations en PM2,5 que l'exposition de la population dans les zones urbaines.

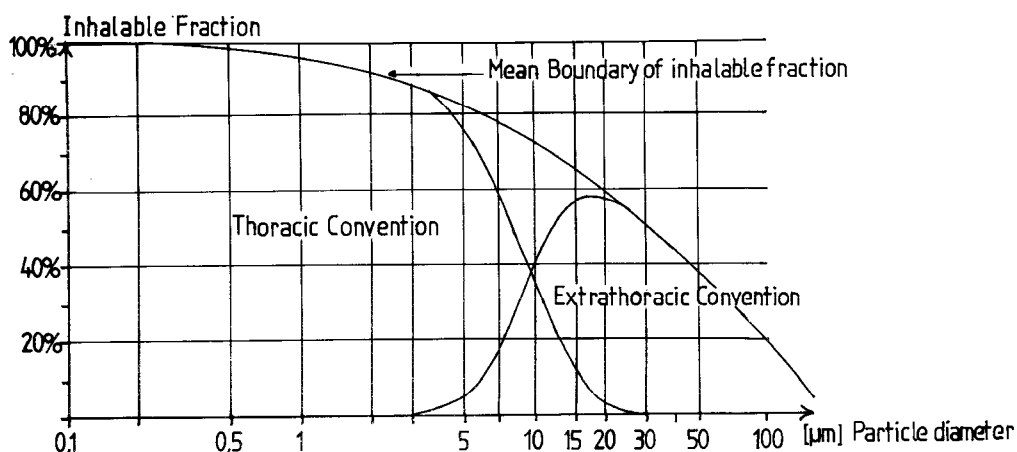


Fig. 4.41: Fraction respirable en fonction de la taille des particules
Field Measurements of Suspended Particulates – report to CEC, J.Müller, Frankfurt 1984

Composition des particules :

La répartition et l'identification des particules en fonction de leur taille ont déjà été l'objet de plusieurs études depuis les années 1970. Les figures 4.42 et 4.43 donnent quelques exemples de répartition et/ou de composition de différentes fractions de particules dans un air urbain. Le tableau de la figure 4.44 donne la taille de différents particules en suspension couramment rencontrées.

La répartition des particules suivant la taille est multimodale, leurs représentations dans la littérature sont généralement bi-modales ou tri-modales. Dans la répartition bi-modale, on admet un maximum de particules d'un diamètre de 0,2 à 0,3 μm et un second maximum auprès de 2,5 à 5 μm . Les répartitions tri-modales admettent un maximum supplémentaire pour les particules ultrafines d'un diamètre de 0,01 à 0,03 μm .

Les particules les plus fines sont en principe présentes en plus grand nombre, mais leur contribution à la concentration massique ne contrebalance pas celle des particules plus grandes (voir fig. 4.44). Pour des particules sphériques un rapport de diamètre de 10 signifie un rapport de volume, et pour une densité massique identique, également un rapport de masse, d'un facteur 1000.

Les particules de suie, le plomb originaire du trafic, le carbone élémentaire et les sels d'ammonium (sulfates et nitrates) appartiennent en grande partie à la fraction des particules fines (< 1 μm). Une partie des nitrates est pourtant supérieure à 1 μm . Les particules d'origine naturelle comme le sable et l'argile, le sel de mer, etc. ... appartiennent principalement à la fraction des particules plus grosses (2,5 à 10 μm).

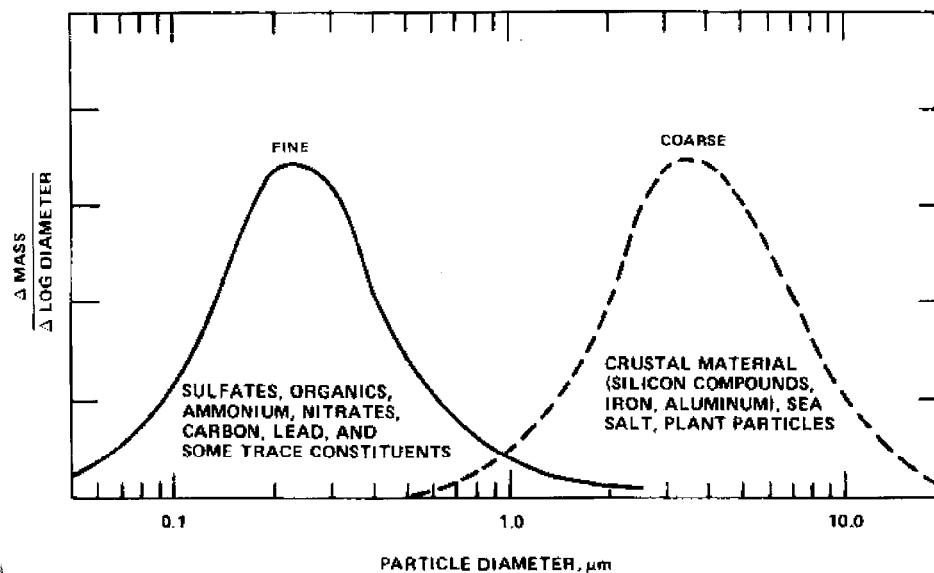


Fig. 4.42 : Répartition bi-modale de la taille des particules et indication du type
Aerosol Measurement, Willeke and Baron, 1993 - R&P Seminar – Antwerp 2002

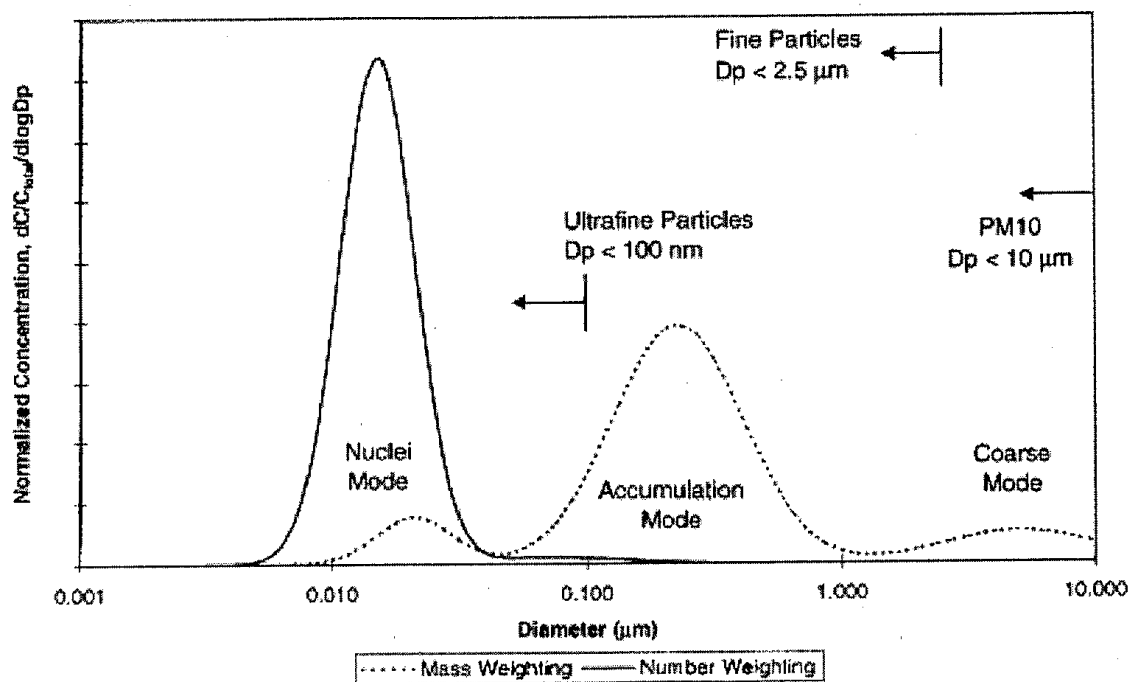


Fig. 4.43 : Répartition des particules par taille – distribution par nombre et par masse
Journal of Air & Waste Management Association, Volume 59, January 2009

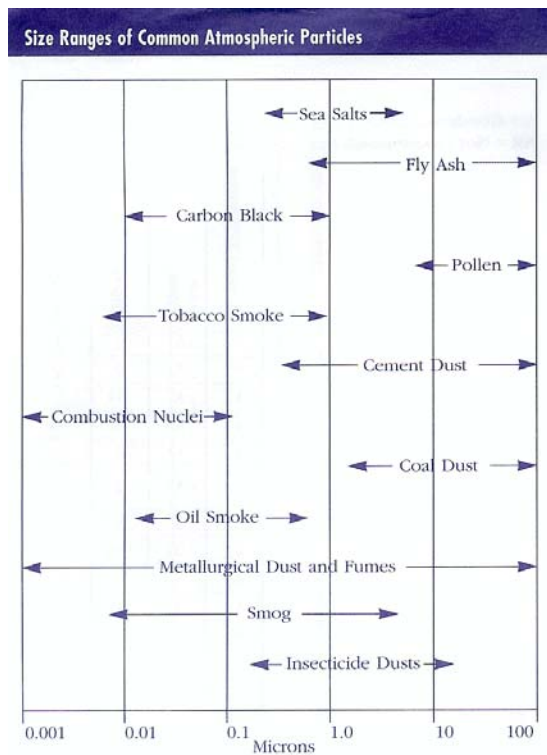


Fig. 4.44: Taille des particules très courantes
Environmental Tables & Information, 1999-2000

4.3.2 Méthodes de mesure des particules PM10

Les résultats obtenus avec des différentes méthodes de détection ne sont comparables que si les méthodes de détection utilisées sont suffisamment spécifiques pour la mesure massique des particules et pour autant qu'il n'y ait pas de changement de masse dûs aux variations de température et d'humidité. Il peut par exemple y avoir diminution ou augmentation de masse suite à la perte ou l'absorption d'humidité ou de composés volatils, ou encore par la dissociation ou la formation de certains composés.

Dans la *méthode de référence* des PM10, la détermination de la masse des particules collectées sur filtre se fait par gravimétrie. La fraction PM10 des particules doit être aspirée via une tête de prélèvement parfaitement conçue pour effectuer un échantillonnage spécifique des PM10. Toutes les fractions de particules inférieures à 10 µm sont échantillonnées et il y a une coupure franche en ce qui concerne l'échantillonnage des particules de la taille de 10 µm: 50% de ces particules sont échantillonnées (cut-off de 50% à 10 µm). Avant la pesée, les filtres sont conditionnés dans un environnement contrôlé : ils sont maintenus pendant 48 à 72 heures à une température de 20 ± 1 °C et une humidité relative de $50\% \pm 3$ %.

La méthode de référence a été établie par convention. La méthode fournit des résultats reproductibles dans des conditions contrôlées, mais il n'y a pas de garantie absolue que cette méthode soit la meilleure approche pour fournir des résultats qui représentent le mieux la réalité physique. Le conditionnement du filtre établit un équilibre spécifique aux conditions de labo. Dans quelle mesure cet équilibre reflète-t-il la réalité physique de l'échantillonnage ?

La méthode de référence est une méthode manuelle dont les résultats sont seulement connus avec retard (jours, semaines). Son intégration dans les réseaux télémétriques et l'information directe de la population sont impossibles. L'organisation de la collecte des filtres des réseaux manuels offre un inconvénient pratique supplémentaire. La durée d'échantillonnage ne permet pas d'étudier la dynamique du comportement, ni la disponibilité en temps réel des résultats.

Les États membres peuvent utiliser d'autres méthodes et l'emploi *d'appareils automatisés* dans les réseaux télémétriques est largement répandu. Dans ce cas, les États membres doivent démontrer que les résultats obtenus sont équivalents à ceux qui auraient été obtenus avec la méthode de référence, ou ils doivent prouver que les résultats ont un rapport constant avec la méthode de référence. Dans ce dernier cas, les mesures doivent être corrigées par un facteur exact afin d'obtenir des résultats qui soient équivalents à ceux de la méthode de référence. Si l'État membre n'établit pas ce facteur, les concentrations mesurées doivent être multipliées par le facteur 1,3.

Le facteur de correction compense les différences de masse entre la méthode de mesure et la méthode de référence. Les différences de température d'échantillonnage, le traitement et la conservation des filtres introduisent des différences au niveau des pertes d'humidité, de la vaporisation des matières organiques ou de la dissociation des sels d'ammonium.

La « microbalance oscillante » et « l'absorption β » font partie des méthodes instrumentales les plus utilisées. Les deux méthodes sont basées sur la détermination du changement d'une propriété physico-chimique qui est étroitement liée à la masse. Une autre méthode est la néphélométrie laser qui repose sur une combinaison de la détection optique par taille des particules et d'un facteur de conversion « *masse/propriété optique* » approprié.

Les postes de mesure pour la détermination de la fraction PM10 en Région de Bruxelles-Capitale sont équipés d'appareils à « microbalance oscillante », les appareils de mesure sont du type R&P TEOM-1400Ab. Dans le réseau de la Région Flamande on trouve aussi bien des appareils à « microbalance oscillante » que « absorption β ». Les postes de mesure en Région Wallonne sont équipés d'appareils « néphélogométrie laser » et « absorption β ».

Une étude de la VMM (2002) sur la comparaison entre la méthode de référence PM10 et les méthodes instrumentales, effectuée à plusieurs endroits et à différentes époques de l'année, a fourni des facteurs de conversion de 1,47 pour la “*microbalance oscillante*” et de 1,37 pour la méthode par “*absorption β* ”. Une répétition de cette étude (en 2004) a donné des résultats pratiquement identiques : 1,49 pour la microbalance oscillante et 1,39 pour l'absorption β . Tous les résultats PM10-données brutes, mesurées en Région de Bruxelles-Capitale entre 1996 et 2004, sont multipliés par un facteur 1,47 pour les rendre équivalents à la méthode de référence. Ces résultats corrigés sont identifiés comme **PM10_EqRef**.

Pour la période 1996-2004 l'évaluation de la qualité de l'air par rapport aux normes CE a été réalisée sur base de ces données corrigées :

$$\mathbf{PM10_EqRef = 1,47 * PM10_données brutes}$$

Systeme FDMS

Dans la directive CE, l'emploi d'un facteur fixe est imposé. Les phénomènes physiques qui conduisent à la divergence des résultats sont en fait dépendants de la composition des aérosols, de la température et de l'humidité. Cela signifie que le facteur de conversion n'est pas stable, mais qu'il peut varier en fonction du temps et du lieu de mesure.

Dans la recherche d'une méthode qui donne des résultats équivalents par mesure, la Région de Bruxelles-Capitale a choisi, en 2003, d'équiper un appareil TEOM existant avec un système FDMS (*Filter Dynamics Measurement System*). D'après un certain nombre de résultats publiés dans la littérature, il semble y avoir une bonne corrélation entre les résultats de la méthode de référence et ceux d'un TEOM-FDMS.

Un appareil TEOM équipé d'un FDMS fonctionne en deux phases de 6 minutes. L'air passe préalablement à travers un sécheur à membrane puis, pendant la première période, l'air passe à travers le filtre interchangeable où les particules sont collectées (échantillonnage). L'air qui est passé sur le filtre a donc un degré d'humidité relativement constant et assez bas. La température de fonctionnement est réglée à 30 °C. Ces conditions se rapprochent mieux de celles de la méthode de référence et collent plus étroitement à la réalité physique.

Pendant la deuxième période de 6 minutes, après le sécheur, l'air passe d'abord à travers un filtre “absolu” maintenu à ± 4 °C où il est débarrassé de toutes les particules et des composés volatils. Cet air « pur » et sans particules passe ensuite à travers le filtre de mesure interchangeable. Dans cette phase, il n'y a pas d'accumulation de masse par des nouvelles particules : la perte de masse, causée par la dissociation (sur le filtre d'échantillonnage) de certaines matières et la volatilisation de composés gazeux, qui se produit également dans la phase de collecte des particules sur filtre, est déterminée et utilisée pour corriger le signal de mesure PM10.

Les résultats sont intégrés sur une période d'une heure en supposant que la composition de l'aérosol ne varie pas trop brusquement. Le résultat final est identifié comme **PM10-FDMS**.

Depuis 2005 l'évaluation de la qualité de l'air par rapport aux normes européennes se fait sur base des données PM10-FDMS.

Des mesures parallèles entre TEOM-PM10-FDMS et TEOM-PM10 ont été effectuées à deux endroits, Molenbeek et Haren. Les périodes considérées étaient respectivement 'septembre 2003 – décembre 2005' et 'septembre 2004 – décembre 2005'. Pour rendre possible cette comparaison, les mesures de PM_{2,5} y ont été interrompues temporairement. En 2005 les appareils PM10 dans les postes de mesure d'Uccle, Berchem et Woluwé ont tous été convertis en PM10-FDMS.

Les comparaisons entre **PM10-FDMS** et **PM10-données brutes** ont donné les rapports suivants (voir annexe A du rapport de l'IBGE sur la *Qualité de l'Air en RBC. Mesures à l'immission 2003-2005*):

Molenbeek	un facteur ~1,30	(24 mois)
Haren	un facteur ~1,20	(16 mois)
Uccle	un facteur ~1,42	(12 mois)
Woluwé	un facteur ~1,46	(12 mois)
Berchem	un facteur ~1,51	(9 mois)

Les rapports entre PM10-FDMS et PM10-données brutes, calculés à Molenbeek (~1,30) et Haren (~1,20), sont inférieurs au facteur fixe de 1,47 utilisé pour la conversion des données brutes en valeurs équivalentes à la méthode de référence (PM10_EqRef). Dans les autres postes de mesure on constate une meilleure correspondance entre les résultats PM10-FDMS (facteur 1,42 à 1,51 par rapport aux données brutes) et les résultats PM10_EqRef (=1,47 * données brutes).

Une plus grande quantité de particules d'origine minérale, présente à des endroits ou des moments spécifiques, induit probablement une surestimation des concentrations réelles, comme à Molenbeek et Haren.

Une analyse journalière des rapports entre les résultats des deux méthodes (PM10-FDMS et données brutes) fait apparaître que ceux-ci varient à Molenbeek entre ~0,8 et ~2,7 et à Haren entre ~0,6 et ~2,0. Si les études ultérieures venaient à montrer qu'il y a, à l'échelle journalière, une bonne corrélation entre la méthode de référence et la méthode FDMS, l'emploi d'un facteur fixe de correction sur les données brutes serait pour le moins mis en question.

Dans un programme commun entre la Région Flamande, la Région Wallonne et Bruxelles-Capitale (campagne à Aarschot), des analyses supplémentaires d'intercomparaison ont été réalisées. Pour l'appareil PM10-Fdms de l'IBGE, un facteur d'environ 1.00 a été constaté.

Mesures de la fraction PM2,5

Depuis le démarrage du poste de mesure du Parc Meudon (MEU1) le 01/10/1999, des mesures de PM10 et PM2,5 ont été effectuées simultanément. L'appareil de mesure PM2,5 est du même type que l'appareil PM10, avec une détection par microbalance oscillante. L'échantillonnage sélectif de la fraction PM2,5 est obtenu en faisant suivre la tête d'aspiration PM10 du système d'échantillonnage par un cyclone PM2,5.

Dans le courant de l'année 2000, le réseau a été élargi avec deux appareils PM2,5 supplémentaires ; un appareil se trouvant dans le poste de mesure de Molenbeek (R001 – avril 2000) et l'autre dans le poste de mesure de Haren (N043 – mai 2000). Ces deux appareils ont été temporairement transformés en PM10-FDMS (tête d'aspiration), respectivement depuis septembre 2003 et mai 2004, en raison des tests de comparaison entre PM10-FDMS et PM10_données brutes. Durant les périodes en question, il n'y a donc pas de résultats PM2,5 disponibles.

Depuis janvier 2006, après l'installation des systèmes FDMS, la fraction PM2,5 est à nouveau déterminée à trois endroits : Molenbeek, Haren et le parc Meudon. En mars 2006, un quatrième appareil PM2,5-FDMS a été installé à Uccle. Un cinquième appareil PM2,5-FDMS a été ajouté à Berchem en octobre 2007. L'installation de systèmes FDMS permet d'effectuer les mesures de la fraction PM2,5 dans des conditions mieux contrôlées de température et d'humidité relative.

Un facteur de correction pour les mesures PM2,5-brutes n'a pas encore été déterminé. Les résultats rapportés pour la période 1999 à 2005 sont les données brutes. Entre juillet 2005 et mars 2007, une étude de comparaison entre **TEOM-PM2,5-FDMS** et **TEOM-PM2,5_données brutes** a été tenue au poste du parc Meudon. A cet effet, la mesure de PM10 a été arrêtée temporairement. Sur base de périodes d'intercomparaison de 12 mois un facteur, de ~1,57 est obtenu pour le rapport entre ces deux méthodes.

Le rapport entre **PM2,5_FDMS** et **PM2,5_données brutes** peut également être obtenu de façon *indirecte*. Les résultats de deux périodes annuelles sont comparés avec ceux d'un poste de mesure (41MEU1) pour lequel le rapport entre **PM2,5_FDMS** et **PM2,5_données brutes** a été déterminé de façon *directe*. La comparaison est établie avec les résultats de **PM2,5_données brutes** pour la première période annuelle, avec les résultats **PM2,5_FDMS** pour la seconde période annuelle.

Par cette méthode indirecte, des facteurs de 1,60 et 1,47 ont été obtenus pour le rapport entre PM2,5-FDMS et PM2,5_données brutes, respectivement pour les postes de mesure de Molenbeek et Haren (*voir annexe A*).

Depuis la fin de l'année 2007, le réseau télémétrique de la RBC est équipé de 6 appareils PM10-FDMS et 5 appareils PM2,5-FDMS.

4.3.3 Réglementation PM10 selon la directive 1999/30/CE

La directive européenne 1999/30/CE pour le SO₂, le NO₂, les particules en suspension et le plomb prévoyait des valeurs limites pour la présence de particules PM10 dans l'air ambiant. La directive ne contient pas encore de valeurs limites pour les particules plus fines (fraction PM2,5), mais bien la recommandation claire de commencer les mesures de PM2,5, de préférence aux endroits où les PM10 sont également mesurées.

La directive prévoyait *deux valeurs limites*, une première pour la *moyenne sur 24 heures* (valeur journalière) et une seconde pour la *moyenne annuelle*. Les valeurs limites devaient évoluer en deux étapes. Un premier objectif devait être atteint en 2005, le second pour 2010.

Phase 1 (à respecter à partir du 1^{er} janvier 2005)

- **50 µg/m³** comme **concentration moyenne journalière**, à ne pas dépasser plus de **35 fois** par année calendrier
- **40 µg/m³** comme **concentration moyenne annuelle**,

Phase 2 (à respecter à partir du 1^{er} janvier 2010)

- **50 µg/m³** comme **valeur sur 24 heures**, à ne pas dépasser plus de **7 fois** par année calendrier
- **20 µg/m³** comme **concentration moyenne annuelle**,

Sur base des résultats PM10 déjà disponibles à cette époque, les objectifs fixés semblaient très ambitieux, particulièrement ceux pour 2010 (assez utopiques).

4.3.4 Réglementation PM10 et PM2.5 selon la directive 2008/50/CE

La directive européenne 2008/50/CE reprend, pour les particules PM10, les valeurs limites de la phase 1 de la directive 1999/30/CE. Les valeurs limites de la phase 2 ne sont pas reprises, mais remplacées par des objectifs de qualité de l'air pour la fraction PM2,5 des particules.

PM10 : la directive prévoit deux valeurs limites, une première pour la moyenne sur 24 heures (valeur journalière) et une seconde pour la moyenne annuelle. Les valeurs limites devraient déjà être respectées depuis le 1^{er} janvier 2005. La nouvelle directive prévoit la possibilité d'un report des délais fixés pour le respect des valeurs limites, moyennant des conditions strictes, jusqu'au 11 juin 2011 (voir plus haut « *Report de délai* » sous le point 3.2).

- **50 µg/m³** comme **valeur sur 24 heures**, à ne pas dépasser plus de **35 fois** par année calendrier
- **40 µg/m³** comme **concentration moyenne annuelle**,

PM2,5 : la directive 2008/50/CE fixe, pour la présence de la fraction PM2,5 des particules dans l'air ambiant, différents objectifs qui deviennent progressivement plus sévères :

a – une valeur cible (2010), remplacée plus tard par une valeur limite (2015) qui pourrait devenir plus sévère en 2020

- **valeur cible** de **25 µg/m³** en tant que **moyenne annuelle** à partir du 1^{er} janvier 2010
- **valeur limite** de **25 µg/m³** en tant que **moyenne annuelle** à partir du 1^{er} janvier 2015
- une **valeur limite indicative** de **20 µg/m³** en tant que **moyenne annuelle** à partir du 1^{er} janvier 2020, éventuellement à revoir à partir de 2013

b – un objectif national de réduction de l'exposition

- entre 2010 et 2020, l'indicateur d'exposition moyenne (IEM) doit être réduit d'un pourcentage fixé; ce pourcentage dépend de l'exposition durant l'année de référence 2010. En Belgique, une réduction de 20% sera probablement obligatoire.
- l'IEM est déterminé sur la base des mesures effectuées dans des lieux caractéristiques de la pollution de fond urbaine situés dans des zones et des agglomérations sur l'ensemble du territoire de l'État membre. L'IEM est estimé en tant que concentration moyenne annuelle sur trois années civiles consécutives en moyenne sur tous les points de pollution installés à ce but. L'IEM de l'année de référence 2010 est la concentration moyenne des années 2009, 2010 et 2011. L'IEM de 2020 est la concentration moyenne des années 2018, 2019 et 2020.
- une obligation en matière de concentration relative à l'exposition de 20 µg/m³ pour l'année 2015. L'IEM pour 2015 est la concentration moyenne des années 2013, 2014 et 2015.

4.3.5 Valeurs de PM10 mesurées

Le tableau IV.20 donne, pour la période 1996-2008, un aperçu des concentrations PM10 aux différents postes de mesure, telles que communiquées à la Cellule Interrégionale de l'Environnement et à la Commission Européenne. Il comprend des valeurs statistiques représentatives, la concentration moyenne annuelle (MOY) et le centile 98 (P98). Les résultats sont calculés sur base des valeurs journalières disponibles pour l'année.

Tableau IV.20 : **PM10-VALEURS JOURNALIÈRES : MOYENNE ANNUELLE et P98**
PÉRIODE ANNUELLE : 1 JANVIER – 31 DÉCEMBRE
[Concentration en $\mu\text{g}/\text{m}^3$]

MOY	R001	B011	R012	N043	MEU1	WOL1
1996	--		38			
1997	46		40	--		
1998	43		35	51		
1999	43	29	31	53		
2000	37	27	31	57	31	
2001	38	27	32	54	32	
2002	37	27	32	52	32	33
2003	44	29	33	53	36	33
2004	38	23	28	48	30	--
2005	31	26	27	36	(31)	28
2006	31	23	29	34	--	27
2007	34	25	29	34	34	27
2008	32	28	24	34	29	26

-- : moins de 50% des données – (re)mise en service
() : série de données incomplète

P98	R001	B011	R012	N043	MEU1	WOL1
1996	--		79			
1997	120		96	--		
1998	97		78	124		
1999	87	59	60	130		
2000	85	63	67	154	68	
2001	89	59	65	135	68	
2002	75	59	66	115	71	65
2003	93	71	74	128	81	75
2004	75	46	58	114	63	--
2005	73	58	61	81	(63)	63
2006	73	62	69	80	--	67
2007	85	70	71	87	86	74
2008	73	67	58	96	73	62

PM10_EqRef (facteur 1,47)

Série mixte – PM10_EqRef & PM10_FDMS

PM10_FDMS

Les valeurs les plus élevées sont enregistrées au point de mesure de Haren (N043), suivi par Molenbeek (R001). Les valeurs à Uccle (R012), Berchem-Ste-Agathe (B011), au Parc Meudon (MEU1) et à Woluwé (WOL1) sont clairement inférieures. Pour certains années, les valeurs à Berchem sont légèrement plus basses qu'à Uccle. En raison d'un problème technique au niveau du système FDMS, les résultats à Berchem étaient probablement temporairement sousestimés. Ces deux point sont idéalement situés pour déterminer la concentration de fond dans la Région de Bruxelles-Capitale.

Un historique détaillé, avec les fréquences cumulées pour les valeurs journalières PM10, calculées pour les périodes annuelles, estivales (*avril – septembre*) et hivernales (*octobre – mars*) figurent aux annexes B, C et D. Dépendant du fait si l'instrument était, oui ou non, déjà équipé d'un système FDMS, il s'agit des résultats suivants : PM10_FDMS, PM10_EqRef (facteur 1,47) et PM10_données brutes.

4.3.6 Dépassements des valeurs limites PM10

Moyenne Annuelle et Marge de Tolérance

Depuis 2005, la concentration moyenne annuelle calculée est partout inférieure à 40 µg/m³ (tableau IV.21). Dans tous les postes de mesures, même les postes mesurant les niveaux de fond, la concentration moyenne annuelle est supérieure à 20 µg/m³, l'objectif autrefois fixé par la directive 1999/30/CE à l'horizon 2010 et abandonné dans la récente directive 2008/50/CE.

Pour l'année 2000 on pouvait ajouter une marge de dépassement de 20% à l'objectif de la concentration moyenne annuelle. Cette marge autorisée décroît ensuite linéairement et doit arriver à zéro au 1^{er} janvier 2005. La moyenne annuelle de l'année 2000 doit être comparée à la valeur de 48 µg/m³ (40 µg/m³ + 20%). Les moyennes annuelles des années suivantes 2001, 2002, 2003 et 2004 doivent être comparées respectivement à 46, 45, 43 et 42 µg/m³. A partir de 2005, la valeur à respecter est 40 µg/m³.

Les concentrations les plus élevées sont mesurées dans le poste de mesure de Haren (N043). Ce poste de mesure est situé dans l'avant port, un environnement à proximité de sources industrielles (entre autre stockage et manutention de matériaux de construction) et d'un trafic dense (poids lourds). A l'exception de ce poste les niveaux les plus élevés ont été mesurés en 2003, une année avec un été exceptionnellement chaud et sec.

Tableau IV.21: **PM10 – CONCENTRATION MOYENNE ANNUELLE et l'objectif pour la qualité de l'air**
VALEUR LIMITE majorée de la MARGE de TOLÉRANCE

PÉRIODE ANNUELLE : 1 JANVIER – 31 DÉCEMBRE

Année	Valeur Limite + Marge de Tolérance	R001	B011	R012	N043	MEU1	WOL1
2000	48	37	27	31	<u>57</u>	31	
2001	46	38	27	32	<u>54</u>	32	--
2002	45	37	27	32	<u>52</u>	32	33
2003	43	<u>44</u>	29	33	<u>53</u>	36	33
2004	42	38	23	28	<u>48</u>	30	--
2005	40	31	26	27	36	(31)	28
2006	40	31	23	29	34	--	27
2007	40	34	25	29	34	34	27
2008	40	32	28	24	34	29	26

-- : moins de 50% de données – (re)mise en service
() : série incomplète de données

PM10_EqRef (facteur 1,47)
Série mixte – PM10_EqRef & PM10_FDMS
PM10_FDMS

Aux endroits de Haren (N043) et Molenbeek (R001), où une fraction plus importante de particules minérales est présente, l'utilisation d'un facteur fixe de 1,47 a probablement conduit à une surestimation des concentrations réelles.

Dans la plupart des emplacements de la Région, l'objectif pour 2005 est rencontré. Pour un environnement industriel situé dans une agglomération, l'objectif 2005 n'est pas toujours respecté. La distribution spatiale des concentrations de PM10 sur le pays (cartes PM10 sur le site internet www.irceline.be) montre que ce problème se pose de façon générale. Les concentrations mesurées dans des grandes agglomérations en Flandre ou en Wallonie sont d'ailleurs fréquemment plus élevées qu'à Bruxelles.

Pour la période 2000-2008, l'évolution de la concentration moyenne annuelle en PM10, dans les différents postes de mesure en RBC, est représentée à la figure 4.45 (graphique du dessus). Le graphique du dessous représente l'évolution de la concentration moyenne des jours de week-end. Depuis 2005, les concentrations moyennes du week-end sont également systématiquement inférieures à 40 µg/m³, mais clairement plus élevées que 20 µg/m³.

Moyenne Journalière et Marge de Tolérance

Le critère sur la moyenne journalière (valeur sur 24 heures) est fréquemment dépassé dans le poste de mesure de Haren (N043) et Molenbeek (R001) et parfois au Parc Meudon (MEU1), comme il ressort des données des tableaux IV.22 en IV.23. Le tableau IV.22 reprend, par an et par poste de mesure, le nombre de jours où la moyenne journalière dépasse la valeur de 50 µg/m³. Le nombre annuel de jours en dépassement est clairement plus élevé que l'objectif pour 2005 (maximum 35 jours par an) ou l'objectif abandonné de 2010 (7 jours par an).

Tableau IV.22 : **PM10 – NOMBRE de JOURS par an (Maximum 35) où la CONCENTRATION JOURNALIÈRE > 50 µg/m³**

PÉRIODE : 1 JANVIER – 31 DÉCEMBRE

nd-24h > 50	R001	B011	R012	N043	MEU1	WOL1	RÉGION
1996	(5)		(36)				(40)
1997	112		72	(5)			124
1998	100		56	152			156
1999	106	(17)	27	160	(2)		167
2000	61	21	24	164	31		170
2001	73	16	36	152	48	(16)	154
2002	74	19	39	152	43	35	155
2003	105	29	42	159	64	40	174
2004	69	5	18	125	25	(9)	133
2005	<u>42</u>	17	23	<u>66</u>		24	74
2006	<u>40</u>	17	25	<u>56</u>		29	58
2007	<u>65</u>	30	<u>42</u>	<u>68</u>	<u>46</u>	<u>37</u>	82
2008	<u>44</u>	25	15	<u>66</u>	33	23	80

() : série incomplète de données – (re)mise en service

En 2007, on note plus de 35 jours en dépassement (> 50 µg/m³) dans tous les postes de mesures, sauf celui de Berchem (B011).

Pour la période 2000-2008 l'évolution du nombre de dépassements par an, dans les différents postes de mesure, est représentée à la figure 4.46. Le graphique du dessus donne le nombre réel des jours de dépassements, calculé sur base des données de tous les jours. Le graphique du dessous donne une estimation du nombre de dépassements, calculé sur base des jours de week-end (= nombre de dépassements si tous les jours de l'année étaient des jours de week-end). Même avec une réduction généralisée des activités émettrices au niveau des jours de week-end, il y aurait encore probablement plus de 35 jours de dépassement (valeur journalière > 50 µg/m³) à certains endroits.

Pour la période 2000-2005, une marge tolérance peut être appliquée à l'objectif pour les valeurs journalières. Pour l'an 2000 la marge est de 50% et elle retombe à 0% en 2005. Pour l'année 2000, 75 µg/m³ est le seuil à prendre en compte pour le calcul du nombre de dépassements. Pour les années 2001, 2002, 2003 et 2004, les seuils sont respectivement 70, 65, 60 et 55 µg/m³. Le nombre de jours avec une valeur journalière supérieure à la valeur limite, majorée de la marge de tolérance admise, est donné au tableau IV.23.

Tableau IV.23: **PM10 – NOMBRE de JOURS par an où la CONCENTRATION JOURNALIÈRE dépasse la VALEUR LIMITE majorée de la MARGE de TOLÉRANCE**

PÉRIODE : 1 JANVIER – 31 DÉCEMBRE

Année	Valeur Limite + Marge de Tolérance	R001	B011	R012	N043	MEU1	WOL1	RÉGION
2000	nd-24h > 75	13	2	2	<u>65</u>	5		67
2001	nd-24h > 70	19	4	6	<u>70</u>	7	7	70
2002	nd-24h > 65	27	2	8	<u>76</u>	14	6	78
2003	nd-24h > 60	<u>62</u>	18	20	<u>106</u>	<u>37</u>	25	110
2004	nd-24h > 55	<u>50</u>	1	8	<u>105</u>	14	7	113
2005	nd-24h > 50	<u>42</u>	17	23	<u>66</u>		24	74

PM10_EqRef (facteur 1,47)
Série mixte – PM10_EqRef & PM10_FDMS
PM10_FDMS

Les résultats des postes de mesure de Molenbeek (R001) et surtout de Haren (N043) montrent une pollution plus importante due à l'axe industriel et commercial de la Région. Au poste de mesure de Haren ou dans un environnement similaire (ville + industrie + trafic), ce deuxième objectif pour l'an 2005 (maximum 35 jours de dépassement) ne sera certainement pas respecté.

Jours de week-end: Dans le tableau IV.24, la concentration moyenne annuelle (alld - tous les jours) est comparée à la concentration moyenne des jours de week-end (wknd - samedis et dimanches) pour la période 2002-2008. Une réduction systématique des activités émettrices moyennes au niveau des jours de week-end ne ferait que baisser faiblement la concentration moyenne annuelle en PM10. Dans ce cas l'objectif actuel pour une moyenne annuelle de 40 µg/m³ serait probablement respecté dans tous les postes de mesure. Une moyenne annuelle de 20 µg/m³, l'objectif abandonné pour 2010, ne semble pas encore accessible.

Au poste de mesure de Haren, la concentration moyenne pendant le week-end est environ 15 à 20% inférieure à la concentration moyenne annuelle réelle. Dans les autres postes de mesure, les concentrations moyennes des week-ends des années 2006, 2007 et 2008 ne sont que faiblement inférieures aux moyennes annuelles réelles.

Tableau IV.24: **PM10 – CONCENTRATION MOYENNE ANNUELLE** [en µg/m³]

Concentration moyenne annuelle calculée sur base de tous les jours (alld) et
Concentration moyenne sur base des jours de week-end (wknd)

Année – Type de jours	R001	B011	R012	N043	MEU1	WOL1
2002 – alld	37	27	32	52	32	33
2002 – wknd	32	25	30	40	28	28
2003 – alld	44	29	33	53	36	33
2003 – wknd	36	27	30	37	30	28
2004 – alld	38	23	28	48	30	(29)
2004 – wknd	32	21	26	34	25	(27)
2005 – alld	31	26	27	36	(31)	28
2005 – wknd	28	24	26	28	(26)	25
2006 – alld	31	23	29	34		27
2006 – wknd	30	24	30	30		27
2007 – alld	34	25	29	34	34	27
2007 – wknd	31	24	28	29	33	25
2008 – alld	32	28	24	34	29	26
2008 – wknd	26	25	21	24	25	22

() : série incomplète de données – (re)mise en service

Le tableau IV.25 donne, d'une part le nombre réel (alld) de jours avec dépassement de la moyenne journalière de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, et d'autre part une simulation (wknd) du nombre de dépassements calculé sur base du nombre de dépassements constatés pendant les week-ends.

Avec une réduction des activités émettrices moyennes au niveau de celles des jours de week-end (diminution draconienne), le nombre de dépassements (moyenne journalière $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) dans certains postes et pour certaines années, resterait supérieur aux objectifs de l'année 2005 (maximum 35 jours de dépassement) et largement au dessus de l'objectif abandonné pour l'an 2010 (maximum 7 jours).

En 2008, il y a eu relativement peu de jours de dépassements les jours de week-ends. Par contre, en 2006, il y a eu proportionnellement beaucoup plus de dépassements les jours de week-end que les jours de semaine.

**Tableau IV.25: PM10 – NOMBRE de JOURS par AN avec DÉPASSEMENT
VALEUR JOURNALIÈRE $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$**

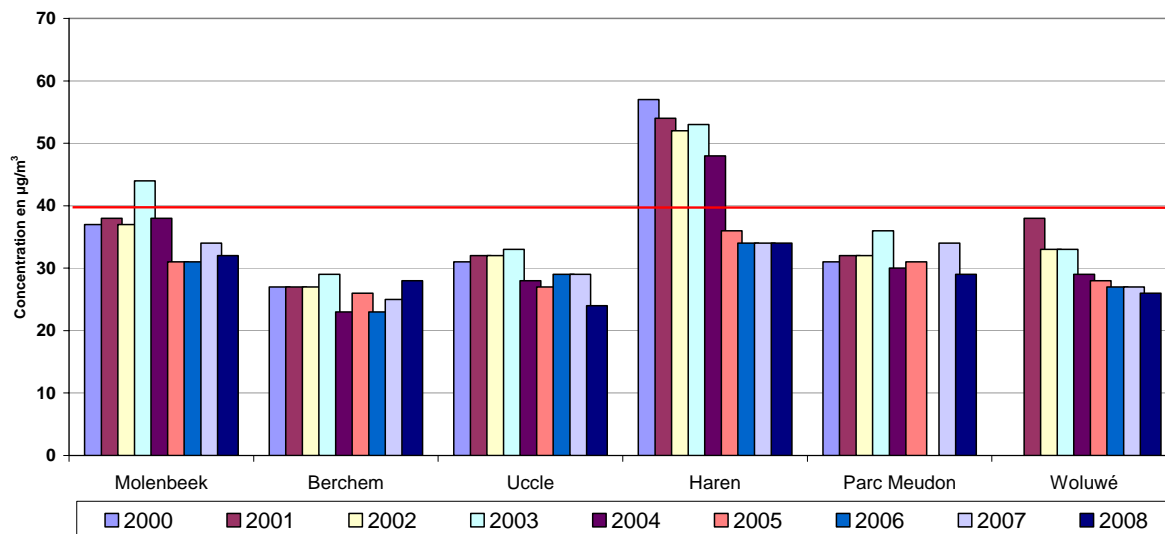
Nombre de jours en dépassement sur base des données de tous les jours (alld) et Simulation du nombre de dépassement sur base des jours de week-end (wknd)

nd-24h > 50	R001	B011	R012	N043	MEU1	WOL1	RÉGION
2002 - alld	74	19	39	152	43	35	155
2002 - wknd	46	7	25	67	28	18	70
2003 - alld	105	29	42	159	64	40	174
2003 - wknd	49	18	32	49	21	14	67
2004 - alld	69	5	18	125	25	(9)	133
2004 - wknd	32	0	11	35	4	(4)	46
2005 - alld	42	17	23	66	(21)	24	74
2005 - wknd	45	17	28	24	3	28	45
2006 - alld	40	17	25	56		29	58
2006 - wknd	45	28	42	52		45	52
2007 - alld	65	30	42	68	46	37	82
2007 - wknd	56	28	39	39	42	21	60
2008 - alld	44	25	15	66	33	23	80
2008 - wknd	28	4	7	14	14	4	32

() : série incomplète de données – (re)mise en service

PM10 : CONCENTRATION MOYENNE ANNUELLE - TOUS les JOURS

Période : 2000 - 2008



PM10 : CONCENTRATION MOYENNE - JOURS de WEEK-END

Période : 2000 - 2008

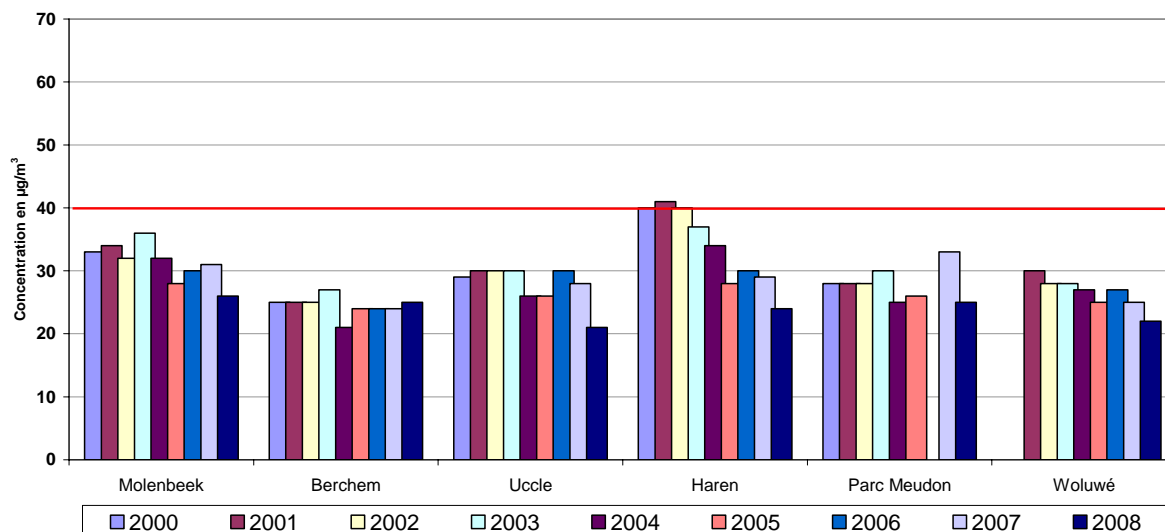
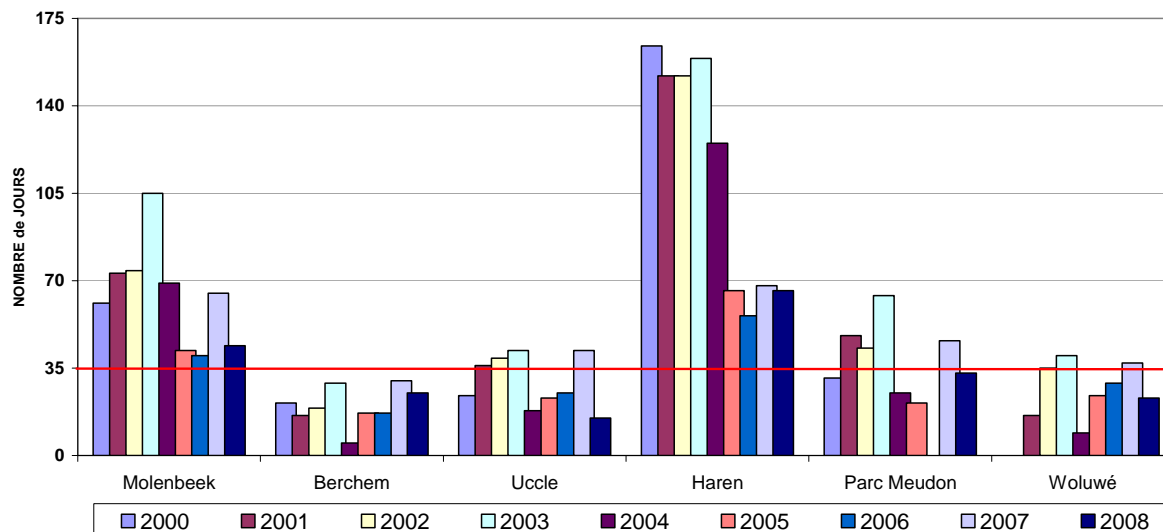


Fig. 4.45: PM10 – Évolution de la concentration moyenne annuelle. Période 2000-2008
Concentration moyenne annuelle calculée pour tous les jours (graphique du dessus) et
Concentration moyenne des jours de week-end (graphique du dessous)

PM10 : NOMBRE de JOURS avec VALEUR JOURNALIERE > 50 µg/m³
PERIODE : 2000 - 2008 - TOUS les JOURS



PM10 : Simulation NOMBRE JOURS de DEPASSEMENT (PM10 > 50 µg/m³)
BASE sur les JOURS de WEEK-END - PERIODE : 2000 - 2008

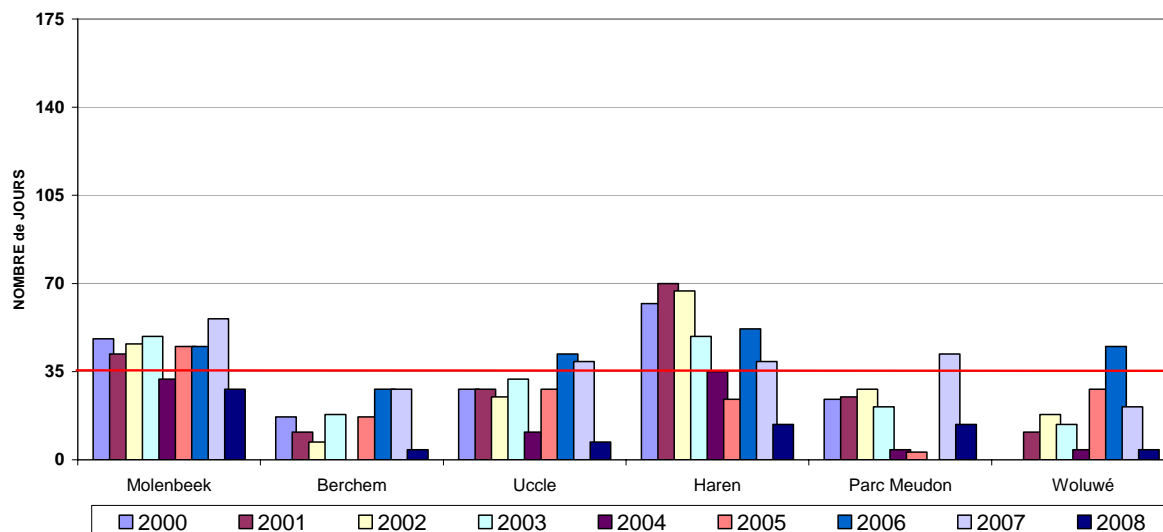


Fig. 4.46: PM10 – Valeur journalière > 50 µg/m³ – Évolution du nombre de dépassements
 Période 2000 – 2008

Nombre réel de dépassements sur base des données de tous les jours (graphique du dessus) et
Simulation du nombre de dépassements sur base des données des jours de week-end
 (graphique du dessous)

4.3.7 Évolution à long terme des concentrations PM10

La figure 4.47 reproduit l'évolution dans le temps de la pollution par les PM10, au moyen de la représentation graphique de la distribution de fréquences cumulées. Le graphique du dessus donne les résultats du poste de mesure de Molenbeek (41R001) et le graphique du dessous, ceux du poste de mesure de Haren (41N043). Il s'agit de la période couvrant les années civiles 1997 à 2008. Les résultats de Molenbeek indiquent une légère tendance à la baisse pour la moyenne annuelle et pour les centiles les plus élevés. Par contre, au poste de Haren, cette tendance à la baisse ne se remarque qu'à partir de 2003. Depuis 2005, les résultats rapportés sont les résultats PM10-FDMS. L'utilisation d'un facteur fixe de 1,47 pour la conversion des données brutes en PM10_EqRef au cours des années précédentes a probablement conduit à une surestimation des concentrations réelles dans les cas où une fraction plus importante de particules minérales était présente. Une tentative d'estimer l'évolution des concentrations PM10 sur une plus longue période (1981-2008) est donnée plus loin (voir 4.3.9) dans le texte.

Dans la figure 4.48, les roses de pollution, calculées sur la base des valeurs semi-horaires, sont cartographiées. La carte d'en haut reproduit la situation durant la période hivernale 'octobre 2007 – mars 2008' et la carte d'en bas, la situation durant la période estivale 'avril – septembre 2008'. La concentration moyenne est plus élevée pour le secteur Est.

Dans la figure 4.49, l'évolution hebdomadaire moyenne est reproduite graphiquement pour le poste de mesure de Molenbeek (R001). La concentration moyenne, la médiane (P50) et les centiles P10 et P90 sont donnés sous forme de graphique, par période horaire. Ces deux dernières valeurs délimitent approximativement la zone dans laquelle la concentration varie de jour en jour.

Le graphique du dessus représente la période hivernale 'octobre 2007 – mars 2008' et le graphique du dessous, la période estivale 'avril – septembre 2008'. La différence notable entre les deux périodes est la chute plus rapide des concentrations en fin d'après-midi pendant les périodes d'été. Cette image correspond assez bien avec le profil des concentrations de NO dans ce poste de mesure.

La figure 4.50 représente le profil hebdomadaire normalisé pour les paramètres PM10-FDMS, PM2,5-FDMS, NO et NO₂. Ce profil hebdomadaire normalisé est obtenu en calculant, pour chaque polluant, la concentration moyenne pour chaque jour de la semaine et en divisant la valeur obtenue par la concentration moyenne des jours ouvrables. Les résultats ainsi obtenus sont proches de 1,00 pour les jours ouvrables. Le pourcentage de réduction des concentrations pendant le weekend peut être lu directement sur le graphique.

Le graphiques du dessus présente les résultats obtenus en faisant la moyenne de cinq postes de mesure représentatifs des différents types de pollution urbaine: Molenbeek, Berchem, Uccle, le parc Meudon et Woluwé. Pour minimiser les éventuels effets d'une période spéciale, les moyennes ont été calculées sur 3 années consécutives, 2006, 2007 et 2008. Le graphique du dessous présente des résultats similaires mais uniquement pour le poste de mesure de Haren (N043).

Dans le graphique du dessus de la figure 4.50, la chute des concentrations de NO, un paramètre lié au trafic, atteint pratiquement 40% le samedi et 60% un dimanche moyen. Cette diminution est du même ordre de grandeur que la diminution des concentrations mesurées constatée dans les postes de mesure trafic (Arts-Loi et Avenue de la Couronne). La chute des concentrations de NO₂ pendant le week-end atteint respectivement environ 20% le samedi et environ 30 à 35% le dimanche. Le NO₂ est un polluant partiellement lié au trafic, mais aussi un polluant secondaire qui se forme dans l'atmosphère, principalement par l'oxydation du NO par l'ozone. De plus, le NO₂ est thermodynamiquement le composé le plus stable des oxydes d'azote, de sorte qu'une concentration minimale de NO₂ est présente partout et en permanence.

La chute des concentrations durant le week-end est d'environ de 15% pour les PM10 et de 5% pour les PM2,5. La diminution relativement importante du trafic pendant les week-ends (remarquablement moins de NO) n'induit manifestement pas une réduction équivalente des concentrations de NO₂, PM10 et PM2,5. La raison principale en est que la concentration de fond, déjà présente dans l'air qui arrive sur la ville, n'est pas négligeable par rapport à la concentration totale mesurée en ville.

Pour ces polluants, seulement une partie de la concentration localement mesurée peut être attribuée aux émissions locales de la Région. Ceci limite les possibilités de réduire les concentrations de façon importante en se basant uniquement sur des mesures de réduction locale des émissions.

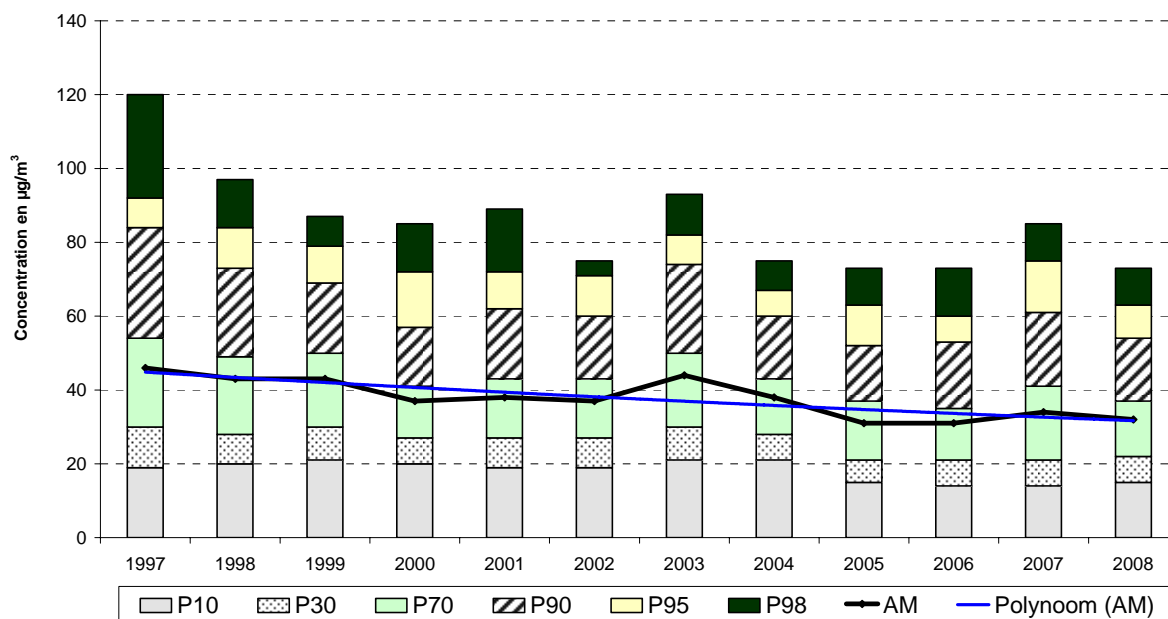
La chute des concentrations en PM10 semble moins intense que pour la période 2003-2005. Ceci s'explique en grande partie par la situation exceptionnelle de l'an 2006, où il y a eu proportionnellement beaucoup plus de jours de dépassements les jours de week-end que les jours de semaine.

Le graphique du dessous de la figure 4.50 démontre que la situation dans le poste de Haren est très différente de celles des autres postes. La concentration en PM10 à Haren diminue d'environ 20% les samedis et de 30% les dimanches. Pour les PM2,5, la diminution est de 10% et 15% respectivement.

La figure 4.51 reproduit l'évolution journalière moyenne pour les PM10 au poste de mesure de Haren (N043) durant la période hivernale 'octobre 2007 – mars 2008' et durant la période estivale 'avril – septembre 2008'. A cet égard, une distinction est faite entre les *jours ouvrables*, les *samedis* et les *dimanches*. En moyenne, la concentration de PM10 est supérieure les jours ouvrables. En période estivale, le pic du matin durant les jours ouvrables est plus élevé qu'en hiver.

Uniquement au poste de Haren, et dans une moindre mesure au poste de Molenbeek, une différence notable (pic matinal) est constatée entre le profil journalier des jours ouvrables et non ouvrables. Le profil journalier calculé dans les autres postes de mesure ne montre pas de différence aussi importante (voir *annexes F et G*).

PM10 à MOLENBEEK (R001) - EVOLUTION dans le TEMPS
DISTRIBUTION DES FREQUENCES CUMULEES - VALEURS JOURNALIERES
 1997-2004 : PM10_raw * 1,47 - 2005-... : PM10_FDMS



PM10 à HAREN (N043) - EVOLUTION dans le TEMPS
DISTRIBUTION DES FREQUENCES CUMULEES - VALEURS JOURNALIERES
 1998-2004 : PM10_raw * 1,47 - 2005-... : PM10_FDMS

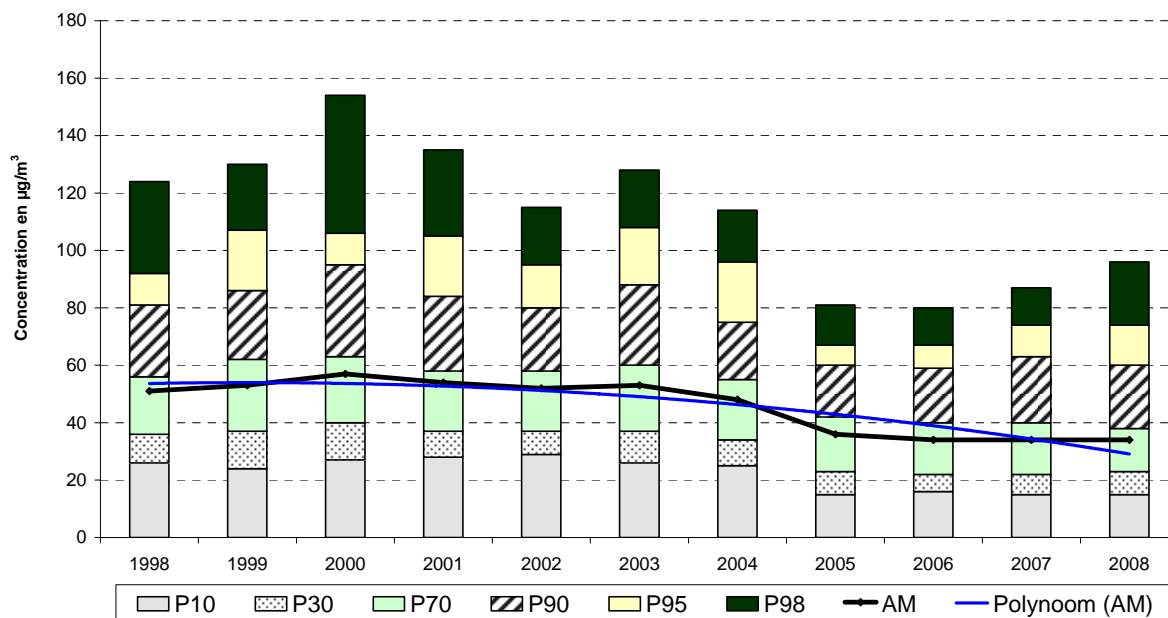


Fig. 4.47: PM10 – Évolution des concentrations PM10 à Molenbeek (R001) et Haren (N043)
 PM10_EqReg : 1997-2004 --- PM10_FDMS : 2005-2008

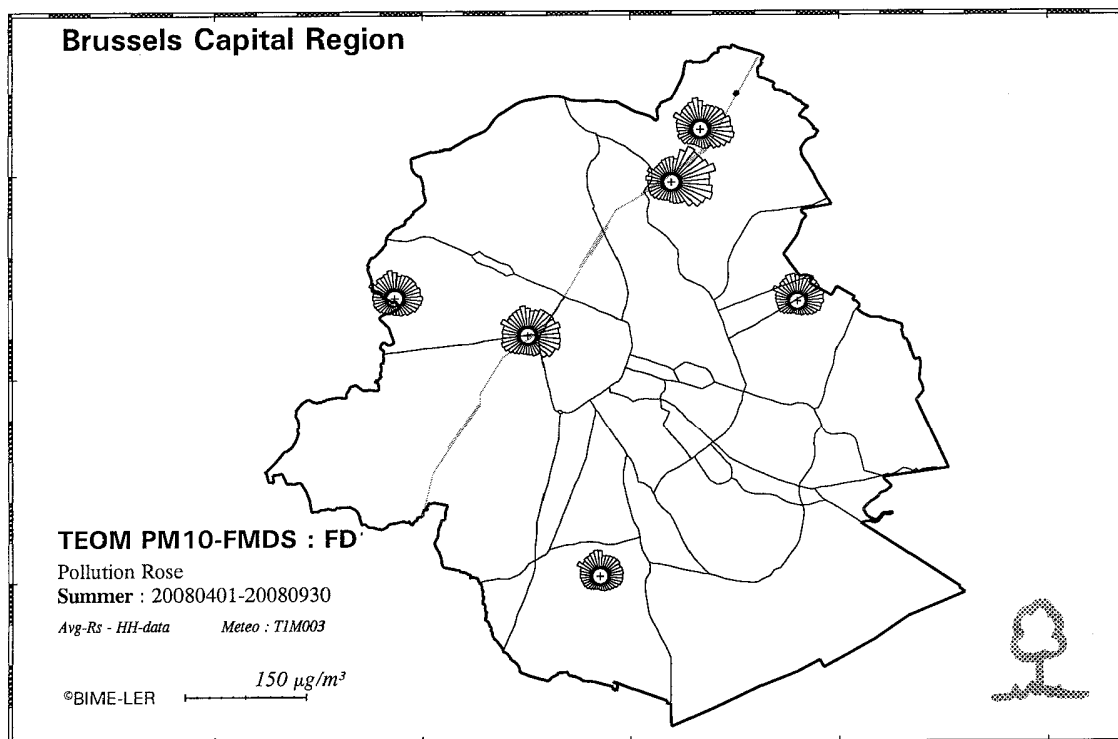
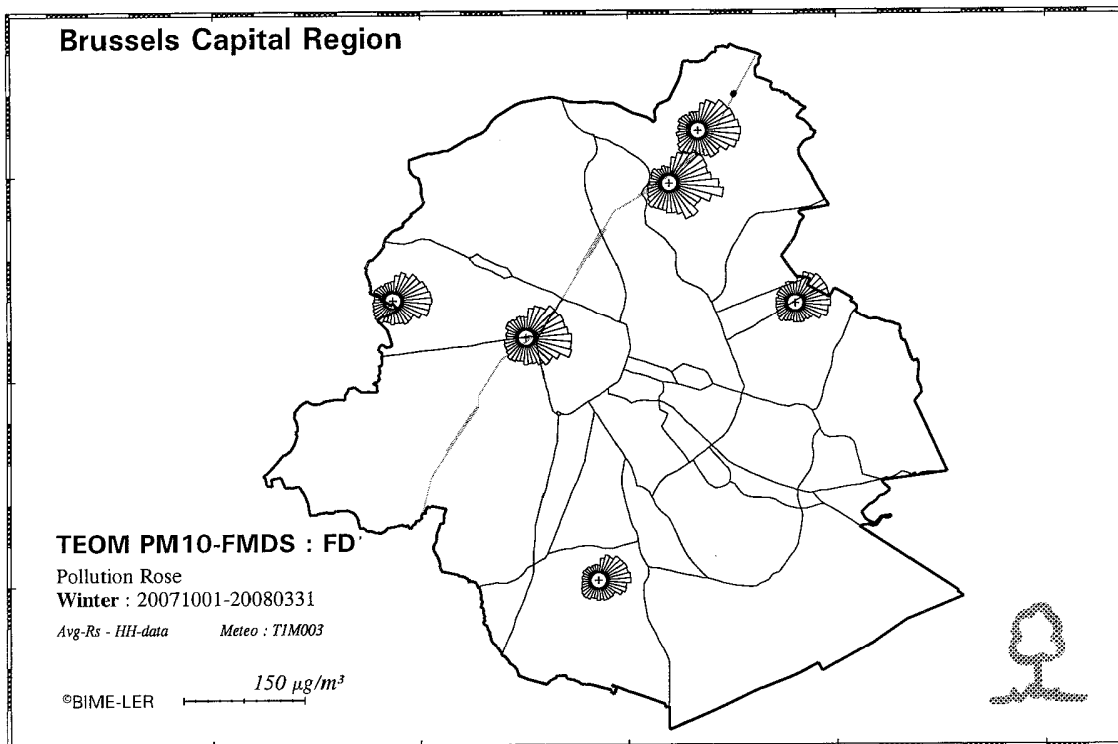
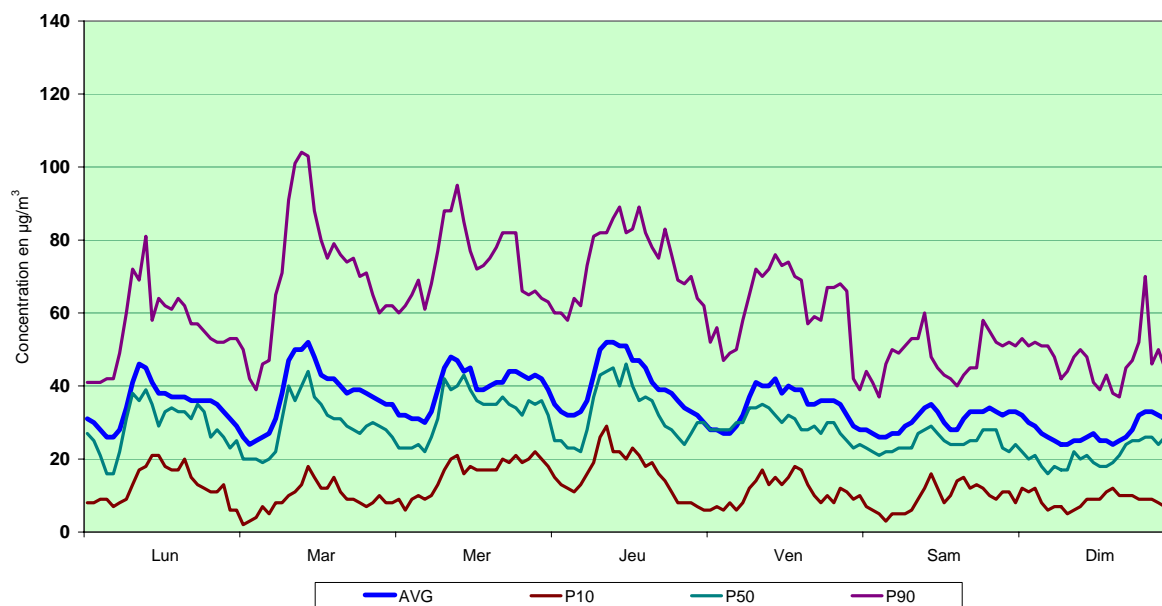


Fig. 4.48: PM10 - Roses de pollution pendant l'hiver et l'été
 Résultats PM10-FDMS

PM10_FDMS à MOLENBEEK (R001)
 EVOLUTION HEBDOMADAIRE MOYENNE
 Période HIVERNALE : OCTOBRE 2007 - MARS 2008



PM10_FDMS à MOLENBEEK (R001)
 EVOLUTION HEBDOMADAIRE MOYENNE
 Période ESTIVALE : AVRIL - SEPTEMBRE 2008

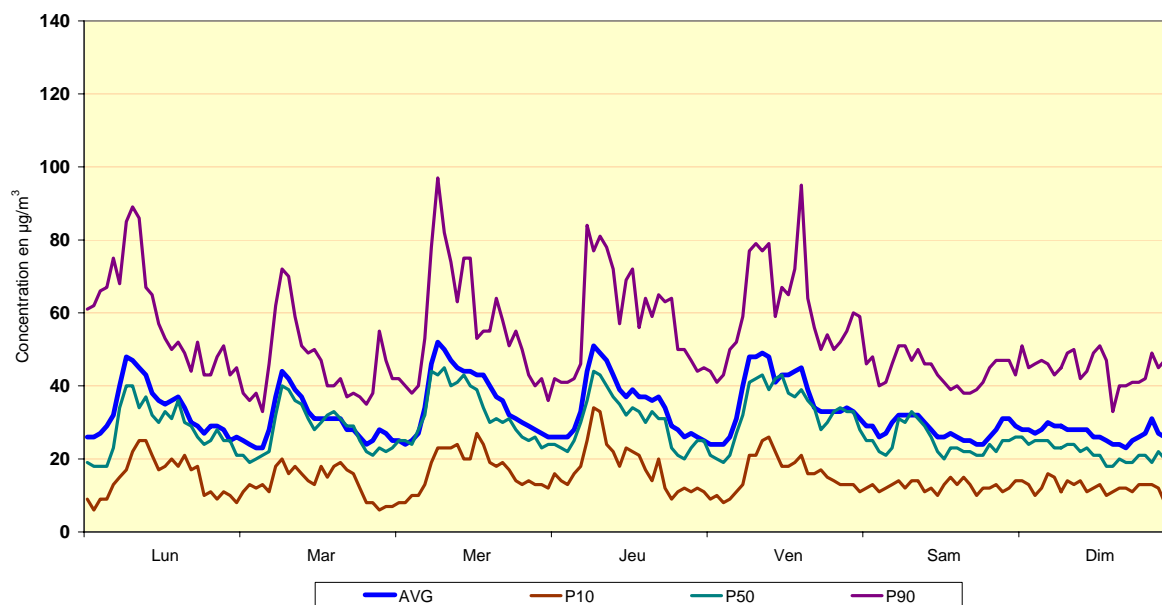
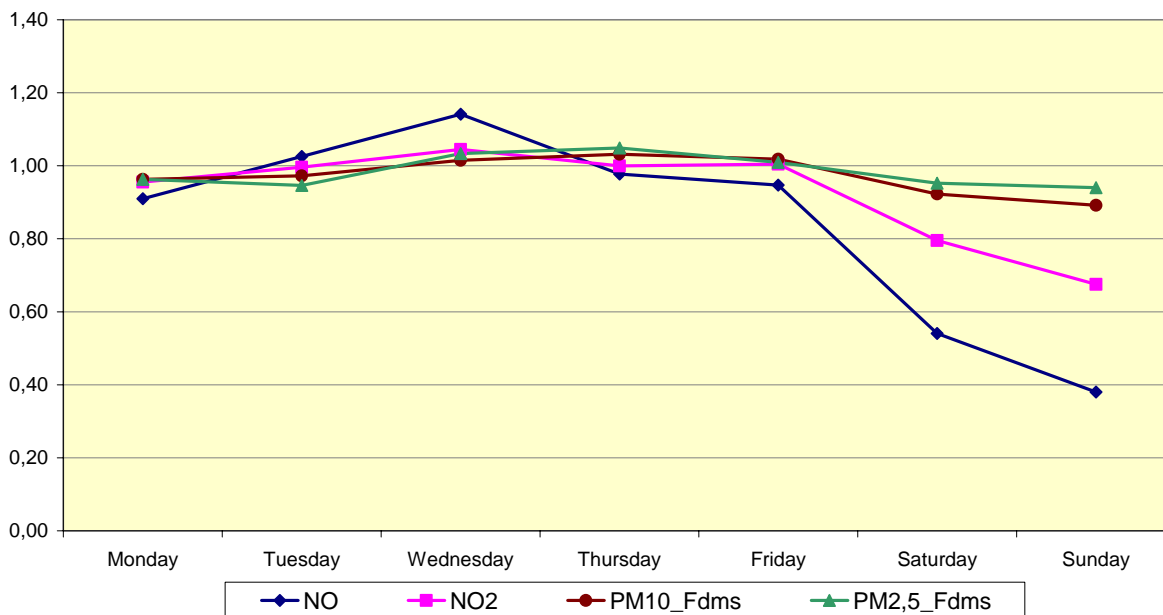


Fig. 4.49: PM10 à Molenbeek - Évolution hebdomadaire moyenne pendant l'hiver et l'été
 Concentration moyenne (AVG), la médiane (P50) et les centiles P10 et P90

Week Pattern for NO, NO₂, PM10 and PM2,5
 Period : 3_YEARS 2006 - 2007 - 2008 ::: 5 Sites



N043 - Week Pattern for NO, NO₂, PM10 and PM2,5
 Period : 3_YEARS 2006 - 2007 - 2008

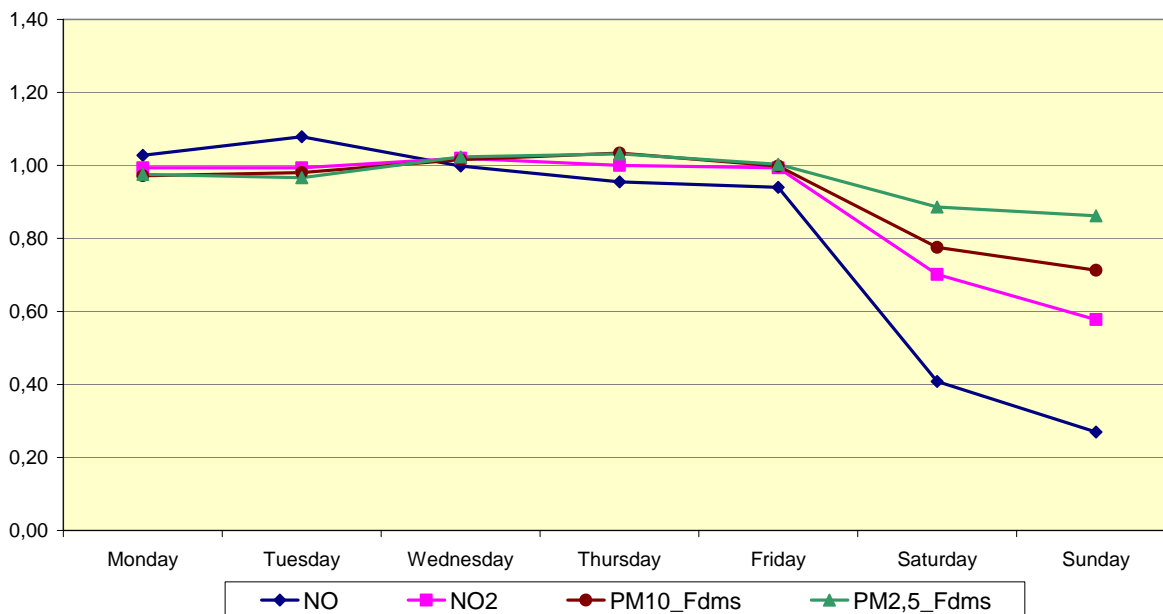
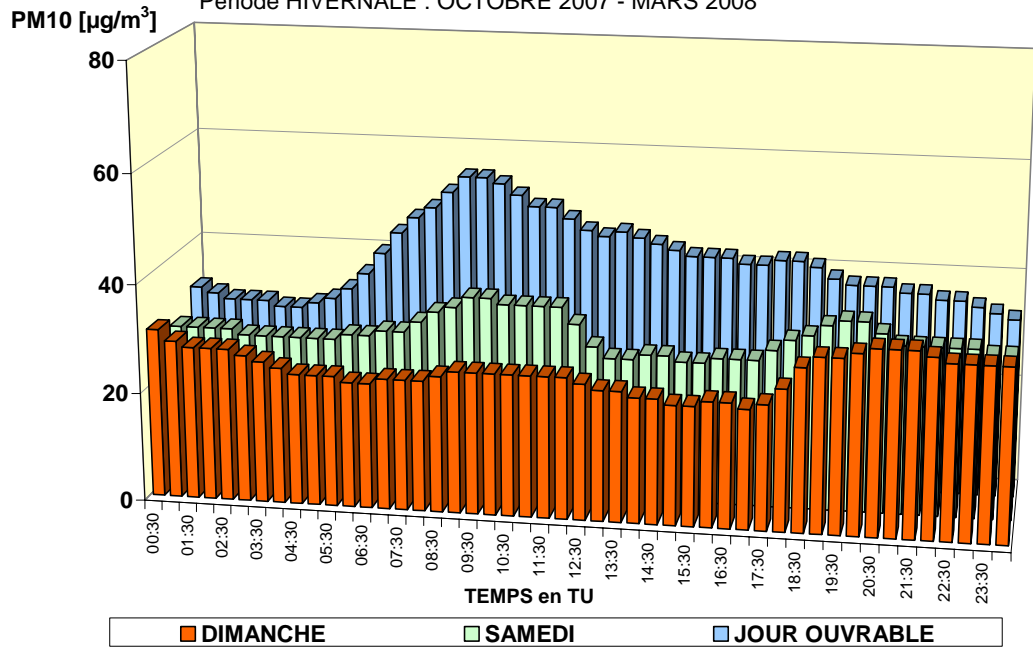


Fig. 4.50: PM10, PM2,5, NO₂ et NO – Évolution hebdomadaire moyenne normalisée
 Période : trois années successives 2006, 2007 et 2008
 Graphique du dessus : moyenne sur cinq postes de mesure (Haren excepté)
 Graphique du dessous : postes de mesure de Haren

**PM10-FDMS - HAREN (N043) - EVOLUTION JOURNALIERE MOYENNE
COMPARAISON DIMANCHE, SAMEDI et JOUR OUVRABLE MOYEN**

Période HIVERNALE : OCTOBRE 2007 - MARS 2008



**PM10-FDMS - HAREN (N043) - EVOLUTION JOURNALIERE MOYENNE
COMPARAISON DIMANCHE, SAMEDI et JOUR OUVRABLE MOYEN**

Période ESTIVALE : AVRIL - SEPTEMBRE 2008

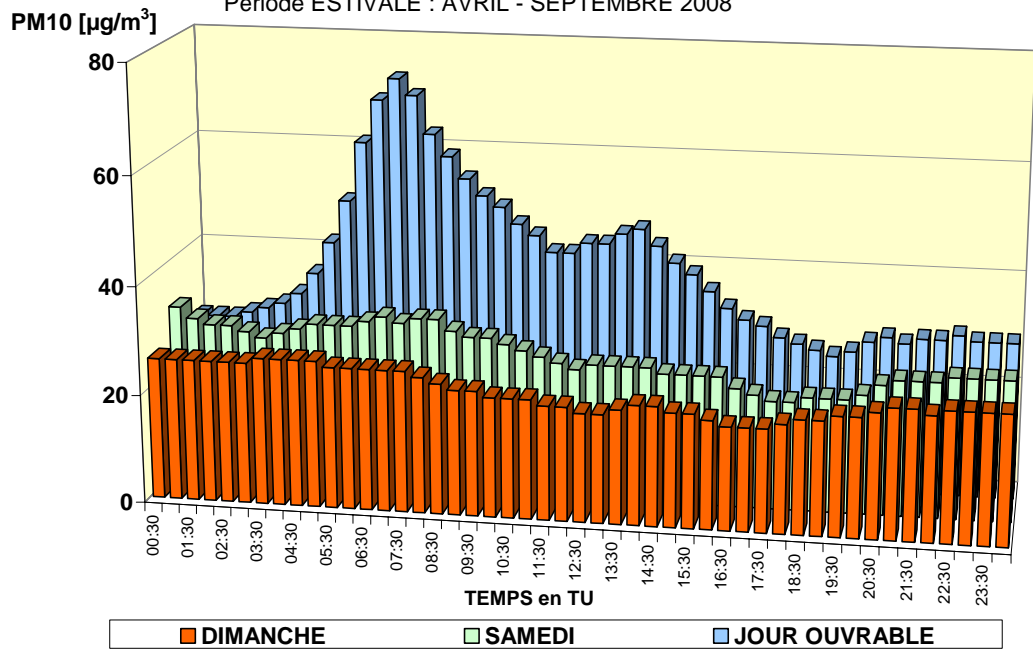


Fig. 4.51: PM10 – Évolution journalière moyenne (dimanche, samedi, jour ouvrable)
Poste de mesure Haren (N043) – PM10_FDMS

4.3.8 Influence de la direction du vent et de l'humidité de l'air sur les dépassements PM10

Lors des premières observations, il est apparu plus ou moins clairement qu'un certain nombre de dépassements PM10 (valeur journalière $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) se produisent par vent d'est et par temps sec. D'autres dépassements, avec parfois de très hautes concentrations en PM10, ont, de façon quelque peu étonnante, été constatés par température plutôt moyenne et par haute humidité relative de l'air (voir plus loin '*dimanche sans voiture 2006*'). Pour objectiver ces constatations, un tableau des fréquences (valeurs semi horaires) a été réalisé pour tous les jours de la période 2005-2008 (résultats PM10-Fdms) pour la direction de vent et l'humidité relative de l'air. L'humidité relative est certes un concept relatif, mais elle indique bien dans quelle mesure l'air est éloigné du point de rosée et, par conséquent, l'état de saturation de la masse d'air.

Le graphique de la figure 4.52 représente la distribution de fréquences des directions de vent, d'une part pour la sélection '*tous les jours*' (ligne bleu foncé - %Freq_for_Windsector) et d'autre part, pour chaque station où les PM10 sont mesurés, la distribution de fréquences des directions de vent pour la sélection '*jours avec dépassement PM10*' (valeur journalière PM10 $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$). On voit clairement que les secteurs 'Nord-Est' et 'Est' sont proportionnellement mieux représentés dans le nombre de jours avec dépassement que ce que l'on pourrait attendre sur base de leur occurrence moyenne. Ces secteurs arrivent en moyenne environ 12% (N-E) et 7% (E) du temps, mais représentent, selon le poste de mesure, entre 22 et 28% (N-E) et entre 13 et 18% (E) du temps des jours avec dépassement.

Les secteurs 'Sud' et 'Sud-Ouest' sont par contre sous représentés, par rapport à leur occurrence moyenne, dans le nombre de jours avec dépassement. Ces secteurs représentent environ 20% (S) et 30% (S-O) du temps, mais leur part du temps pendant les jours de dépassement se limite à 8 à 13% (S) et environ 15% (S-O).

Le graphique de la figure 4.53 représente la distribution de fréquences pour certaines classes d'humidité relative (RH), d'une part pour la sélection '*tous les jours*' (ligne bleu foncé - %Freq_for_RHClass) et d'autre part, pour chaque poste où les PM10 sont mesurés, la distribution de fréquences de ces classes RH pour la sélection '*jours avec dépassement PM10*'. Les périodes avec humidité relative limitée (< 36 à 52% RH) sont légèrement mieux représentées dans les jours avec dépassement que ce qu'on aurait pu attendre sur base de leur occurrence moyenne.

Un groupe intermédiaire (68 à 92% RH) est par contre légèrement sous-représenté par rapport à son occurrence moyenne. Le plus étonnant est certainement que la classe d'humidité relative la plus élevée (92 à 100%) représente environ 30% du temps des jours avec dépassement, alors que l'occurrence de cette classe ne représente guère plus que 20% du temps.

Le graphique de la figure 4.54 donne une approche quelque peu différente: pour chaque direction de vent est indiqué le pourcentage du temps durant lequel des dépassements PM10 sont constatés. Le graphique donne les résultats pour chaque poste de mesure et cela concerne tous les jours de la période 2005-2008, pour lesquels il y a des données disponibles. Dans ce graphique, on voit clairement que les postes de mesure de Haren et, dans une moindre mesure pour celui de Molenbeek, se distinguent des autres postes de mesure : un beaucoup plus grand pourcentage de temps au secteur Est élargi (N-E, E, S-E) est associé à des dépassements de PM10 dans ces postes de mesure.

Le graphique de la figure 4.55 présente des résultats identiques, mais à l'exclusion des jours où uniquement les postes de Molenbeek et/ou Haren présentent des dépassements. Avec cette restriction, les données des postes de mesure de Molenbeek et Haren correspondent mieux avec les résultats des autres postes de mesure, en particulier pour les secteurs de vent Est. Cela signifie qu'il y a un lien évident entre les secteurs de vent Est et le surplus de dépassements de PM10 dans ces deux postes de mesure.

Le graphique de la figure 4.56 représente pour chaque classe d'humidité relative de l'air (RH) à quel pourcentage de temps, appartenant à cette classe RH, correspondent les jours avec dépassement PM10. Cela concerne les résultats de la période 2005-2008 et tous les jours pour lesquels il y a des données disponibles. On constate également dans ce cas que les postes de mesure de Haren et Molenbeek, et dans une moindre mesure du Parc Meudon, se distinguent des autres postes de mesure.

Le graphique de la figure 4.57 donne des résultats identiques, mais à l'exclusion des jours où seuls les postes de mesure de Haren et/ou Molenbeek présentent un dépassement de PM10. Également dans ce cas, les résultats de tous les postes de mesure correspondent mieux, ce qui signifie qu'il y a un lien évident entre la présence d'air sec et le surplus de dépassements dans les postes de mesure de Haren et Molenbeek.

Le graphique de la figure 4.58 représente un exemple de période où seul le poste de Haren présente des dépassements en PM10. Le graphique donne l'évolution dynamique des concentrations en PM10 et PM2,5 (ligne courbe) et l'histogramme de l'évolution des concentrations moyennes journalières PM10 et PM2,5. Cela concerne les résultats de la période du lundi 15 au dimanche 21 septembre 2008. La ligne horizontale qui traverse tout le graphique représente la valeur limite de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les PM10. La valeur limite a été dépassée pendant 4 jours consécutifs : du mardi 16 au vendredi 19 septembre 2008 les valeurs moyennes journalières ont été respectivement de 69, 68, 92 et $92 \mu\text{g}/\text{m}^3$. On constate que les PM2,5 n'augmentent pas dans les mêmes proportions. Il s'agit donc ici principalement de grosses particules, de la fraction de 2,5 à $10 \mu\text{m}$.

Le graphique de la figure 4.59 donne, à titre de comparaison et pour la même période, les résultats au poste de mesure de Molenbeek. Dans ce poste de mesure, on ne constate pas de dépassement, bien que la valeur journalière en PM10 atteigne $49 \mu\text{g}/\text{m}^3$ le vendredi 19 septembre.

Les graphiques de la figure 4.60 représentent le profil hebdomadaire moyen pour PM10 et PM2,5 de la station de mesure de Haren, respectivement pour la période hivernale 'octobre 2007 – mars 2008' (graphique au dessus) et la période estivale 'avril - septembre 2008' (graphique en dessous). Pendant les jours ouvrables, on note une différence visiblement plus importante entre les PM10 et les PM2,5 que pendant les weekends. Cette différence est également plus importante en été qu'en hiver. La combinaison des vents d'Est et d'air sec, avec la présence d'une fraction de particules plus grosses, conduisent à une augmentation de la concentration massique dans l'air de cette fraction plus grosse (entre 2,5 et $10 \mu\text{m}$).

L'augmentation des concentrations en PM10 apparaissait déjà clairement dans les graphiques de la figure 4.51 qui représentent pour le poste de mesure de Haren le profil journalier pour les PM10, respectivement pour les dimanches, les samedis et les jours ouvrables, aussi bien pour la période hivernale (graphique du dessus) que pour la période estivale (graphique du dessous).

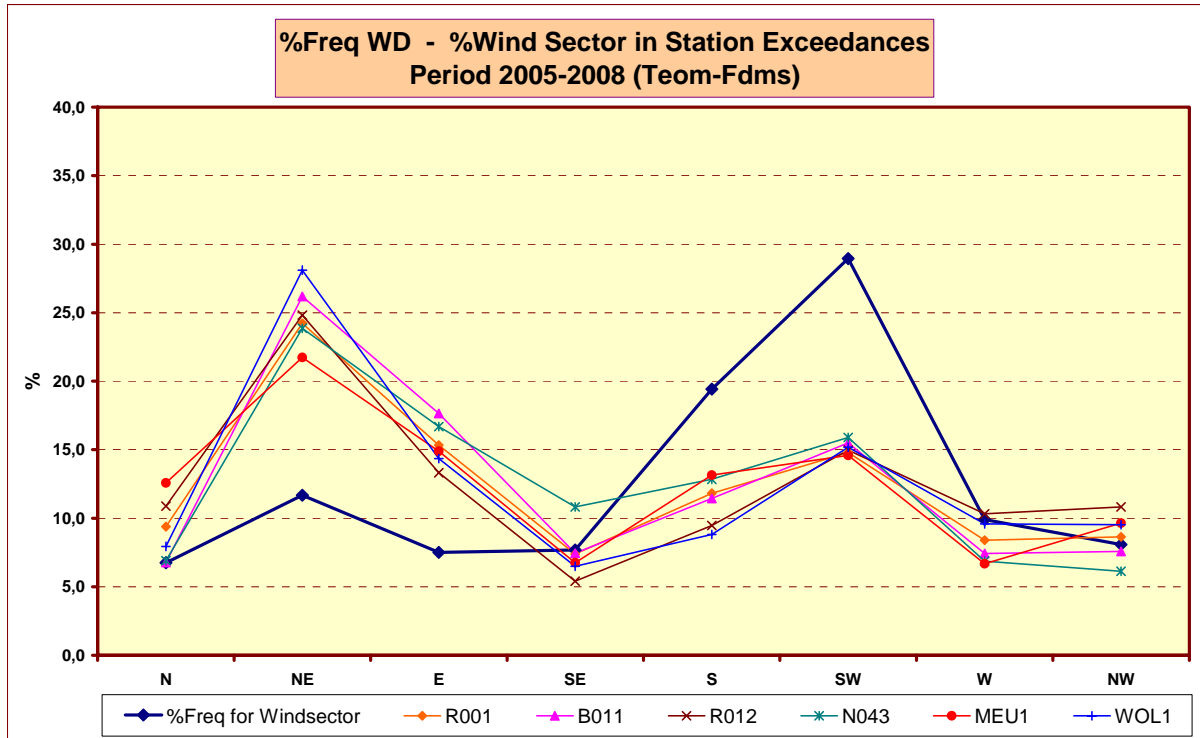


Fig. 4.52: Distribution de Fréquences de la Direction de Vent – Tous les Jours (%Freq_Windsector) Par Poste : Distr. Fréquences de la Direction de Vent pour les jours en dépassement PM10

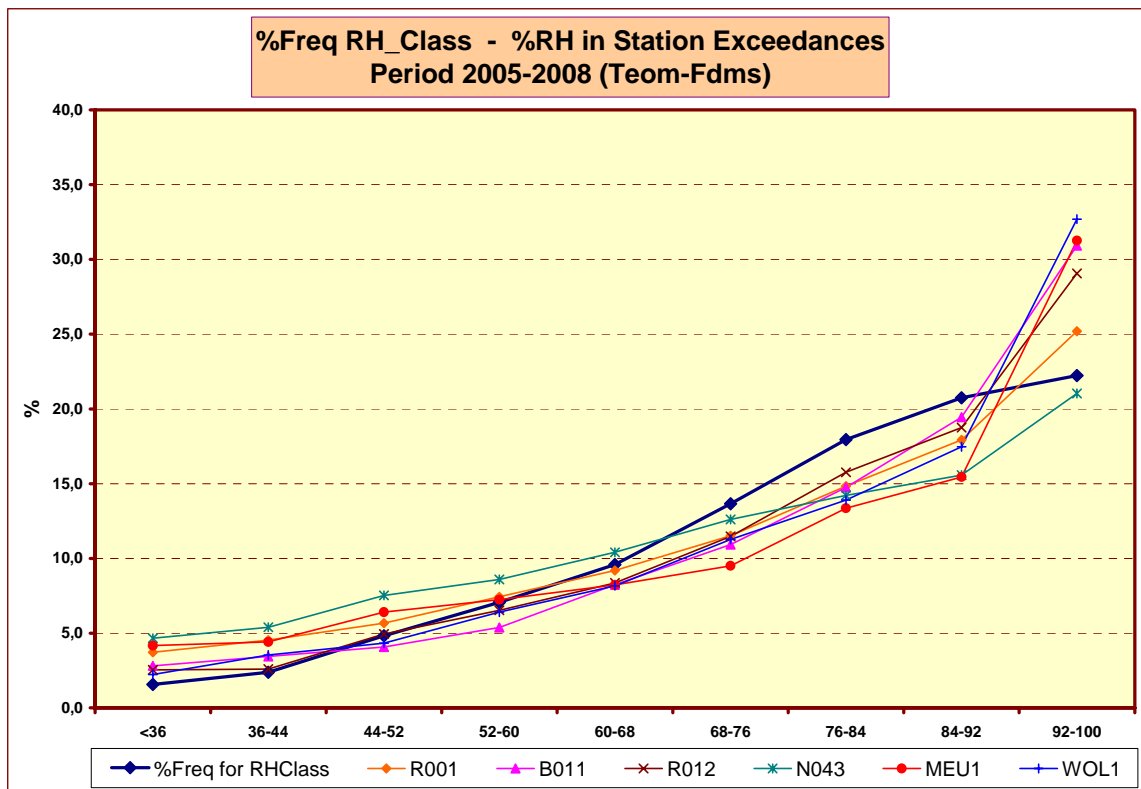


Fig. 4.53: Distr. Fréquences classes d'Humidité – Tous les Jours (%Freq_RHClass) Par Poste : Distr. Fréquences Humidité Relative pour les jours en dépassement PM10

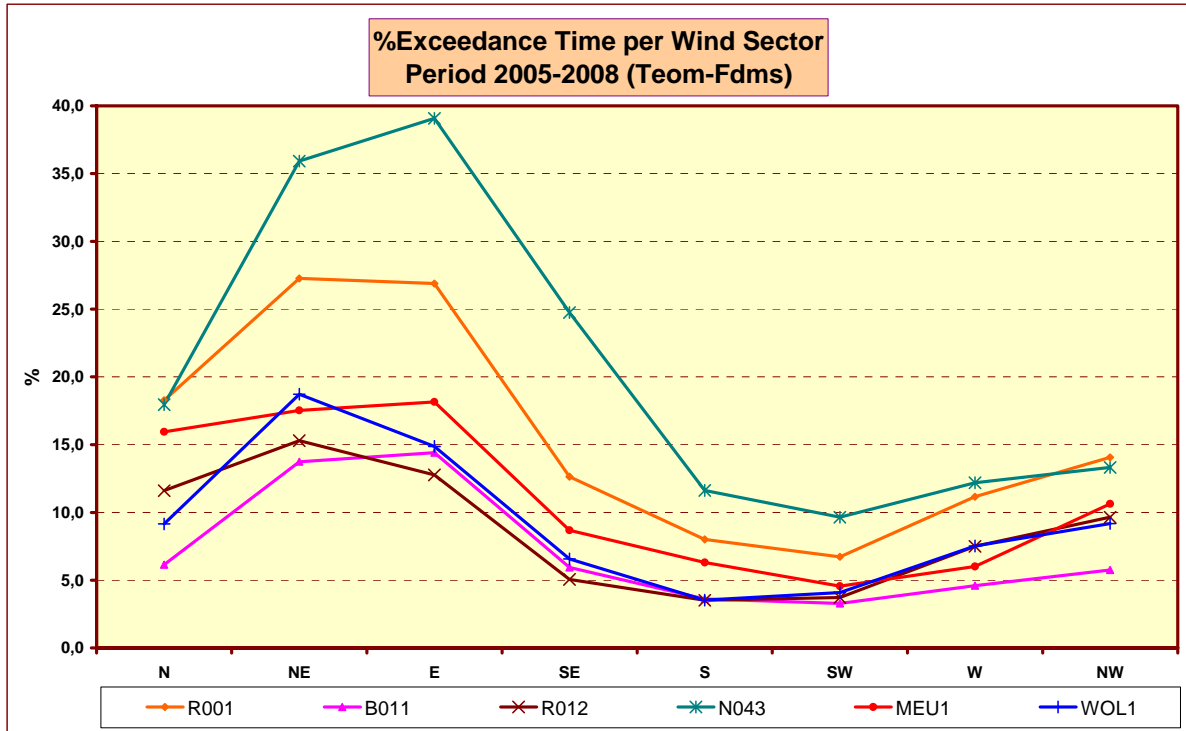


Fig. 4.54: Par Secteur de Vent le pourcentage du temps en dépassement PM10
Données : Tous les Jours

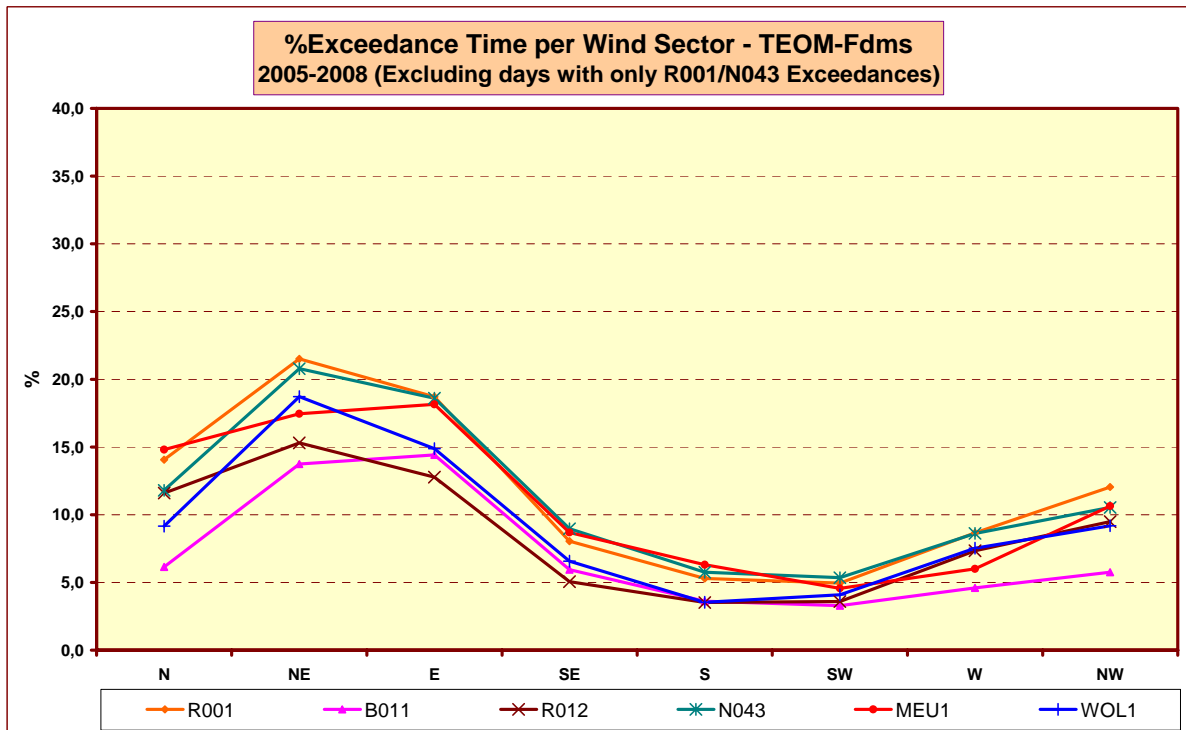


Fig. 4.55: Par Secteur de Vent le pourcentage du temps en dépassement PM10
Données: Tous les Jours, à l'exception des jours où seuls les postes de Haren et/ou Molenbeek sont en dépassement PM10

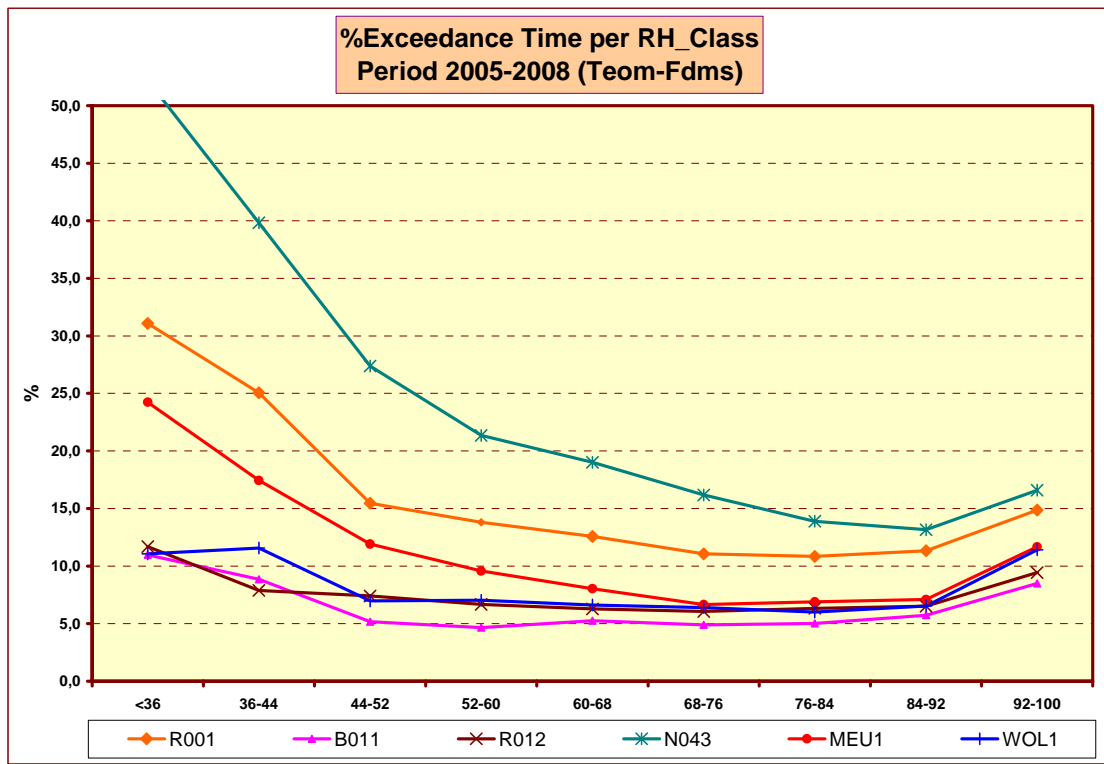


Fig. 4.56: Par classe RH le pourcentage du temps en dépassement PM10
Données : Tous les Jours

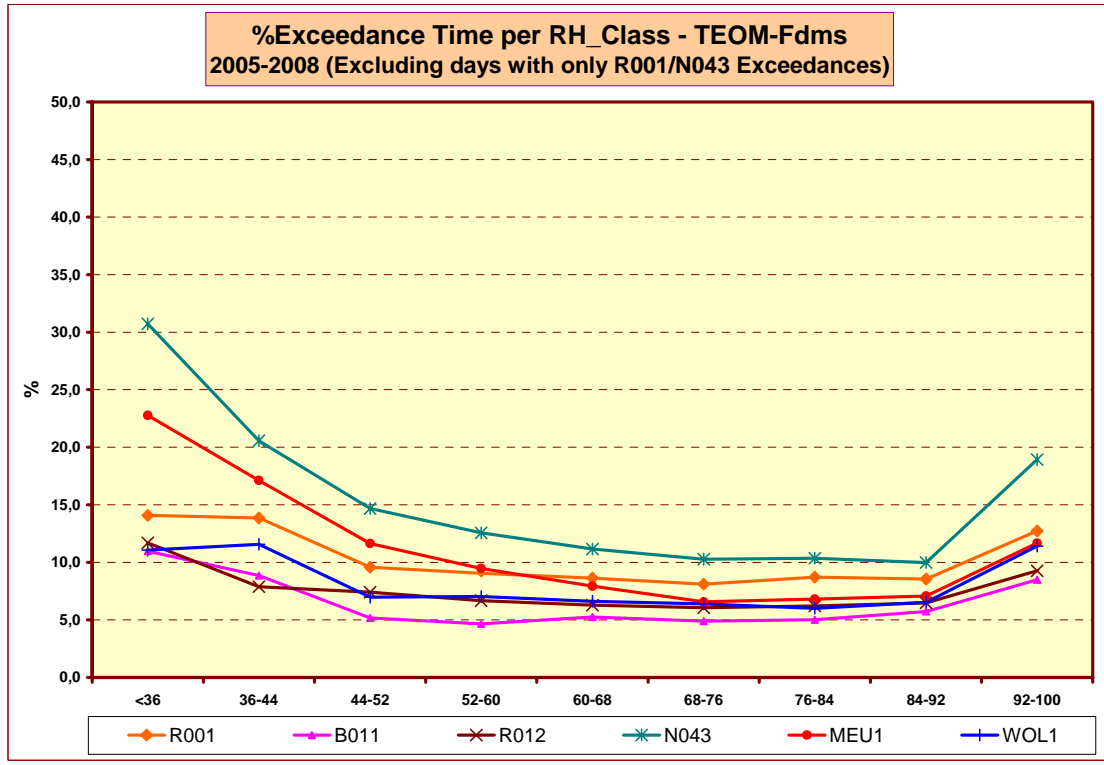


Fig. 4.57: Par classe RH le pourcentage du temps en dépassement PM10
Données: Tous les Jours, à l'exception des jours où seuls les postes de Haren et/ou Molenbeek sont en dépassement PM10

N043 - Evolution "PM10-FDMS" , "PM2,5-FDMS" and VOLATILE Fraction

Period : Monday 15 - Sunday 21 September 2008

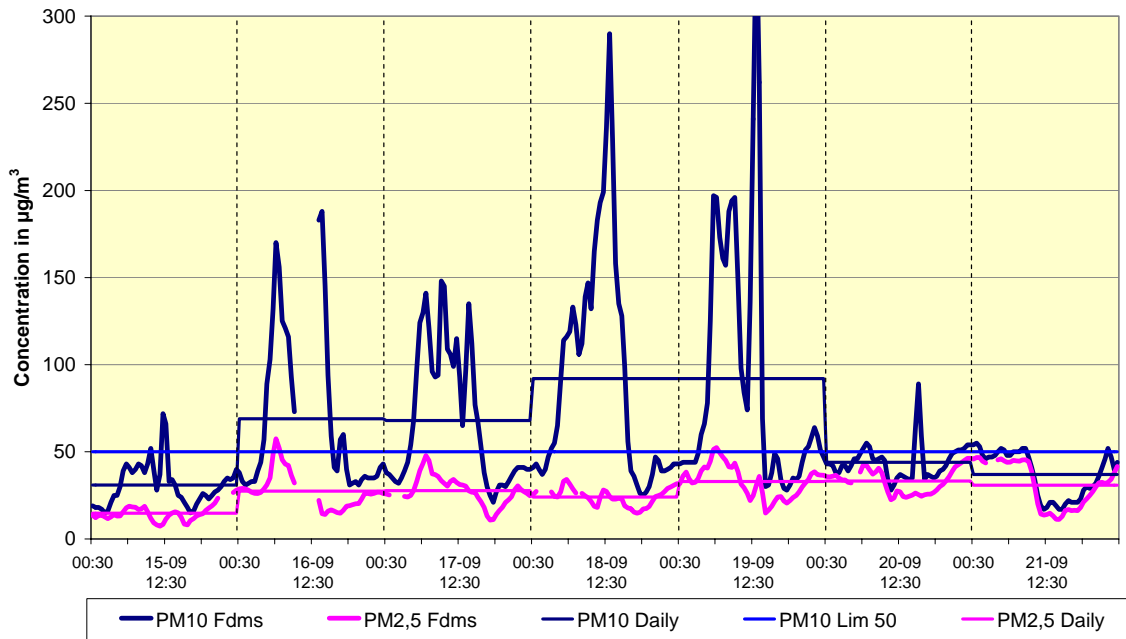


Fig. 4.58: Poste de mesure à Haren – Evolution des concentrations en PM10 et PM2,5
Période : Lundi 15 – Dimanche 21 Septembre 2008

R001 - Evolution "PM10-FDMS" , "PM2,5-FDMS" and VOLATILE Fraction

Period : Monday 15 - Sunday 21 September 2008

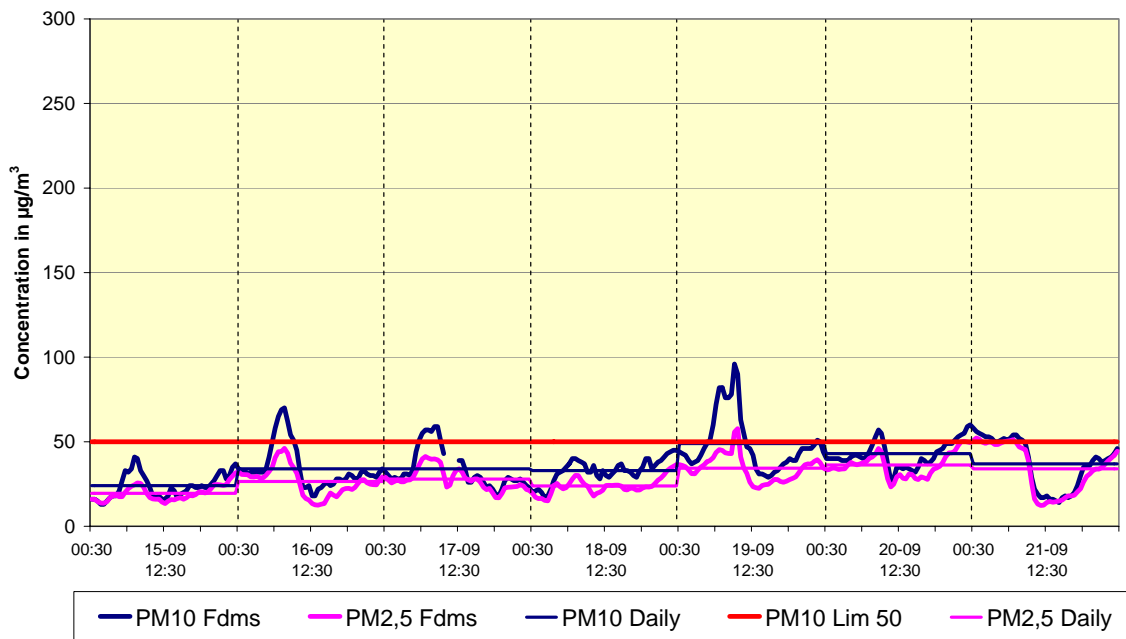
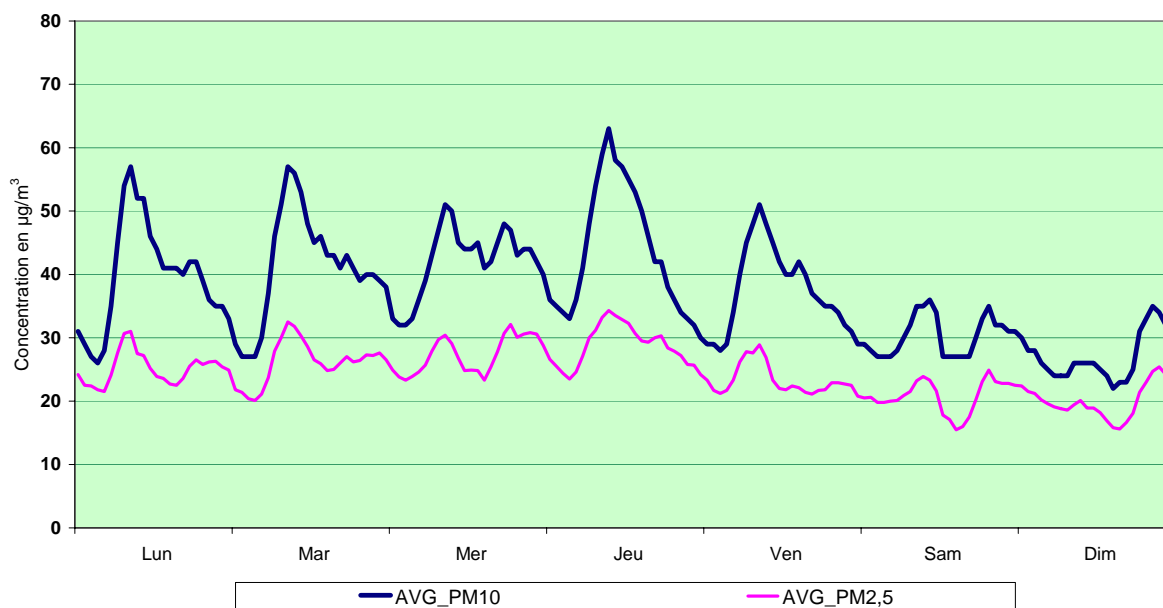


Fig. 4.59: Poste de mesure à Molenbeek – Evolution des concentrations en PM10 et PM2,5
Période : Lundi 15 – Dimanche 21 Septembre 2008

PM10_FDMS et PM2,5 à HAREN (N043)

EVOLUTION HEBDOMADAIRE MOYENNE

Période HIVERNALE : OCTOBRE 2007 - MARS 2008



PM10_FDMS et PM2,5_FDMS à HAREN (N043)

EVOLUTION HEBDOMADAIRE MOYENNE

Période ESTIVALE : AVRIL - SEPTEMBRE 2008

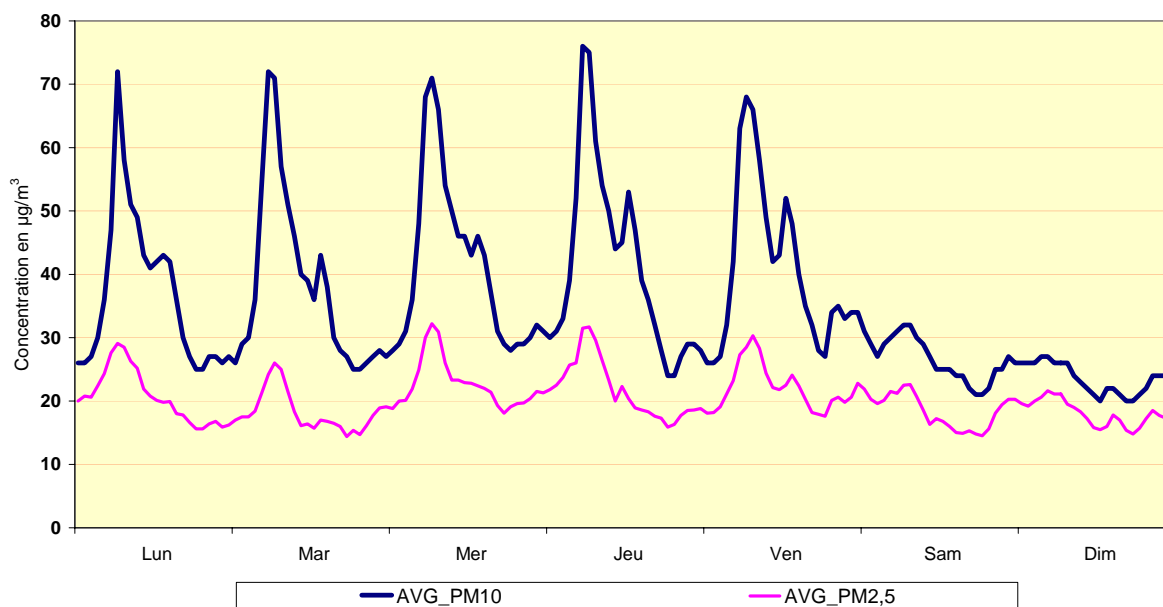


Fig. 4.60: PM10 et PM2,5 à Haren – évolution hebdomadaire moyenne en hiver et en été
Concentration moyenne en PM10 (AVG_PM10) et PM2,5 (AVG_PM2,5)

Le graphique de la figure 4.61 présente, pour les postes de mesure de Haren et Molenbeek, la composition de la fraction PM10 les jours de dépassement constatés en 2007 et 2008. Le graphique reprend les informations pour la part de la fraction volatile, la concentration massique de la fraction PM2,5 (dont la fraction volatile fait partie intégrale) et la différence entre les concentrations massiques de PM10 et PM2,5. Cette dernière est identifiée dans le graphique par PM(2,5-10).

La partie gauche du graphique correspond aux jours où les dépassements sont constatés uniquement dans les postes de mesure de Haren (N043) et /ou Molenbeek (R001). Ce sont principalement des jours avec importation d'air sec du secteur Est. La partie droite du graphique correspond aux jours où les dépassements sont constatés dans plusieurs postes de mesure. Ce sont principalement les jours où les conditions météorologiques sont défavorables à la dispersion de la pollution, et/ou des jours où la formation d'aérosols secondaires est importante.

Lors des jours de dépassement avec apport d'air sec de secteur Est, la concentration totale en PM10 est plus basse et la masse de la fraction volatile est plus faible. Par contre la concentration massique en grosses particules, c'est-à-dire la fraction entre 2,5 et 10 µm, est visiblement plus importante. Les jours où les dépassements sont constatés dans la plupart des postes de mesure, la masse de la fraction volatile est plus importante, ce qui se répercute sur la concentration massique totale en PM10 ainsi que sur la part des PM2,5 dans la concentration massique des PM10. Les jours de dépassement généralisé, la fraction PM2,5 représente à Haren et Molenbeek environ 70 à 80% des PM10, contre 50 à 65% durant les jours de dépassements avec apport d'air sec du secteur Est.

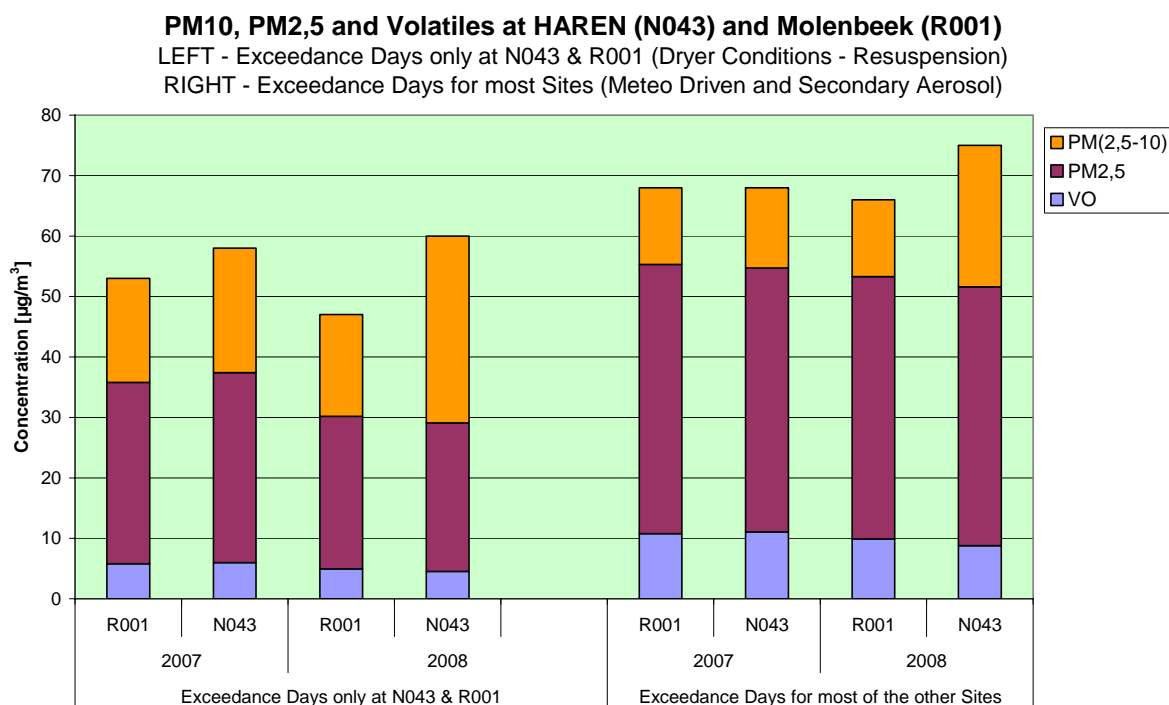


Fig. 4.61: PM10, PM2,5 et fraction volatile les jours de dépassement – situation à Haren et Molenbeek
 Différence entre jours avec dépassement uniquement à Haren et/ou Molenbeek (apport d'air sec du secteur Est) et jours avec dépassement généralisé (formation d'aérosol secondaire et/ou conditions météorologiques générales défavorables)

4.3.9 Concentrations élevées lors de jours avec peu de trafic

Dans le rapport tri-annuel précédent, traitant la qualité de l'air en Région de Bruxelles-Capitale durant la période 2003-2005, il était fait mention de situations, où des concentrations très élevées en PM10 ont été mesurées dans tous les postes de mesure de la Région et ce pour des jours avec peu de trafic. C'était entre autres le cas pour le lundi 7 et mardi 8 février 2005 (congé de carnaval) et pour le lundi de Pâques, le 28 mars 2005, un jour de congé officiel.

Le graphique de la figure 4.62 représente l'évolution des concentrations en PM10 et PM2,5 mesurées dans le poste situé au parc Meudon (*résultats avec facteur 1,47*), entre le samedi 5 et le jeudi 10 février 2005. Le graphique à la figure 4.63 reprend, pour le même poste, les résultats de la période du samedi 26 au mercredi 30 mars 2005.

Dans les deux cas, la situation météorologique était caractérisée par un vent plutôt faible, une température modérée (8-11 °C) et une humidité relative assez élevée (~90% RH). Le matin et l'avant midi il y avait également formation de brume.

Les profils des concentrations permettent de constater que 80 à 90% de la masse des PM10 concernent des particules PM2,5. Vu la contribution plutôt faible du trafic et une contribution du chauffage domestique qui n'est pas exceptionnelle (température pas anormalement froide), il est apparu qu'on se trouvait vraisemblablement en présence de conditions favorables au processus de nucléation.

Dans ces conditions, des concentrations en PM10 relativement élevées ont été constatées : 75 à 85 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les valeurs journalières (*de PM10-EqRef – facteur 1,47*), ce qui est largement supérieur à la valeur limite. Pourtant les concentrations des polluants gazeux tels que NO, NO₂, CO et CO₂, n'étaient pas anormalement élevées.

Journée sans voitures – dimanche 17 septembre 2006

Le dimanche 17 septembre 2006, dans le cadre d'une action européenne, la Région de Bruxelles-Capitale a organisé, pour la cinquième fois une journée sans voiture. De 09:00 à 19:00 h heure locale (07:00 à 17:00 h TU), le trafic motorisé privé a été pratiquement complètement interdit sur l'entièreté du territoire de la Région.

La situation météorologique était caractérisée par un vent faible, soufflant surtout de direction ouest à nord-ouest. La température était assez douce, environ 19°C en matinée et 22°C durant l'après-midi. L'humidité relative de l'air diminuait d'environ 90% le matin à 70% l'après-midi.

L'apport d'air de la Mer du Nord signifie normalement un apport d'air peu pollué et donc des concentrations assez basses. C'était effectivement le cas pour les polluants gazeux tels que NO, NO₂, CO et CO₂. Malgré cet apport d'air maritime, l'absence du trafic, une contribution minimale des émissions de chauffage domestique (température douce), une activité commerciale et industrielle bien réduite (dimanche), ainsi que la présence de concentrations très basses pour les polluants gazeux, des concentrations très élevées en PM10 et PM2,5 ont été constatées partout dans la Région : les valeurs journalières de PM10 et PM2,5 s'élevaient respectivement de 75 à 90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et de 70 à 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Sur l'ensemble de l'année 2006, il y a eu seulement un jour avec des concentrations encore plus élevées.

La figure 4.64 présente l'évolution des concentrations en PM10 et PM2,5 pour le poste de mesure de Molenbeek pendant la période allant du jeudi 14 au mardi 19 septembre 2006. Le graphique présente tant l'évolution dynamique des valeurs horaires (ligne continue) que l'évolution des moyennes journalières (histogramme) pour les PM10 et PM2,5, ainsi que l'évolution dynamique de la fraction volatile des particules PM10 et PM2,5 (VO10 et VO2,5). Les résultats sont les plus élevés le dimanche 17 septembre. La ligne horizontale sur toute la largeur du graphique représente le niveau de la valeur limite de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la moyenne journalière des PM10. Les résultats pour VO10 et VO2,5 sont quasi identiques, ce qui signifie que la masse volatile est entièrement liée à la fraction PM2,5 des particules. Les résultats VO ne représentent pas la quantité absolue de la masse volatile, mais ils donnent plutôt une indication qualitative de la présence d'une masse volatile et donc de l'aérosol secondaire.

L'évolution dynamique des concentrations de PM10 et PM2,5 révèle un accroissement progressif de la concentration et ce à partir de la soirée du jeudi 14 septembre jusqu'au samedi 16 septembre en fin de journée. Cette évolution ne montre aucune ressemblance avec l'évolution dynamique des polluants plus spécifiques au trafic, tels que NO et NO₂. L'évolution dynamique du NO et NO₂ dans les postes de mesure de Molenbeek et d'Ixelles est représentée à la figure 4.65. A la fin de la période (mardi 19 sept.), l'évolution dynamique des concentrations en PM se distingue à nouveau clairement de celle des NO_x.

Dans la figure 4.66, l'évolution dynamique des concentrations en PM10 dans quelques postes de mesures bruxellois est comparée à celle des postes de mesure d'Anvers (Borgerhout) et de Malines, où les PM10 sont mesurés de façon identique (PM10-FDMS). A quelques détails près, les concentrations en PM10 mesurées à Anvers (R801) et à Malines (ML01) sont pratiquement interchangeables avec les concentrations relevées à Bruxelles. Le phénomène des concentrations élevées semble donc s'être étendu sur un domaine spatialement beaucoup plus vaste que la Région de Bruxelles-Capitale.

Les graphiques des figures 4.67 et 4.68 montrent l'évolution dynamique, respectivement pour les concentrations en PM2,5 et les teneurs de la masse volatile (VO2,5), dans quelques postes bruxellois : Molenbeek, Uccle, Haren et le parc Meudon. Pour ces deux paramètres, on constate un profil quasi identique dans les différents postes de mesure.

Des mesures complémentaires effectuées au poste de mesure d'Uccle montrent une présence accrue en nitrates, sulfates et ammonium dans la fraction solide des particules. La masse totale en nitrates et sulfates représente environ un tiers de la masse totale des PM10. L'accroissement progressif des concentrations en PM10 et PM2,5, le comportement différent de l'évolution dynamique des PM comparé à celui des polluants gazeux, la présence de concentrations élevées en PM sur un domaine spatialement étendu ainsi que la présence de concentrations élevées de sels d'ammonium font apparaître clairement que les concentrations élevées en PM sont en grande partie liées à un tout autre phénomène que les émissions directes de particules du trafic ou d'autres sources.

Déjà dans le passé, notamment la période de carnaval 2005 (fig. 4.62) et le lundi de Pâques 2005 (fig. 4.63), des concentrations très élevées en PM10 et PM2,5 ont été constatées dans des conditions similaires : des contributions réduites du trafic (congé), une contribution minimale des chauffages domestiques (température douce) et une activité industrielle fort limitée. Dans chacun de ces cas les concentrations des polluants gazeux étaient plutôt faibles (NO, NO₂, CO en CO₂) et la concentration massique des PM2,5 représentait environ 80 à 90% de la concentration massique des PM10.

Les conditions météorologiques révèlent chaque fois une température douce et une assez forte humidité relative (~90%). Il s'agit probablement de conditions météorologiques qui favorisent le phénomène de nucléation. Dans une atmosphère humide se forment des nitrates et sulfates. Les propriétés hygroscopiques de certains de ces composés pourraient contribuer à accroître la masse totale des particules.

La journée sans voitures de 2006 a été précédée par un mois d'août plutôt froid et humide, ce qui n'a pas permis d'achever les récoltes avant fin août. La période d'épandage, qui se termine normalement vers fin août, a été prolongée exceptionnellement jusque mi-septembre. Durant les quelques jours qui ont précédé la journée sans voiture, il y avait donc une présence massive d'ammoniac venant des terres agricoles. Sous l'influence de conditions météorologiques spécifiques, ces émissions d'ammoniac ont conduit à une formation abondante de sels d'ammonium (aérosol secondaire) et, par conséquent, à des concentrations très élevées en PM10 et PM2,5.

Un phénomène semblable a été constaté plusieurs fois également au cours du mois d'avril 2007. Les activités agricoles étaient intenses fin mars et début avril 2007. Le temps en avril 2007 était exceptionnellement chaud, presque estival, avec des températures élevées pour la saison (> 25°C), ainsi que de fortes humidités relatives en matinée et en soirée.

En regardant à l'horizon, il était possible d'observer le niveau de pollution en estimant la visibilité ou la transparence de l'air. Durant les heures matinales et jusque l'heure de midi, la visibilité était réduite (atmosphère brumeuse – aérosol secondaire). La hausse de la température et la diminution de l'humidité relative au cours de l'après-midi rendait l'air quasiment transparent, particulièrement vers 16:00 l'heure locale (transition de l'aérosol en phase gazeuse). En fin d'après-midi (entre 19:00 et 20:00 en heure locale), avec la chute de la température et une humidité devenant plus forte, une visibilité plus réduite s'installait à nouveau (formation d'aérosol). Au cours de mois d'avril 2007, il y a eu, en Région de Bruxelles-Capitale, au total 16 jours de dépassement de la valeur limite (50 µg/m³) pour les valeurs journalières en PM10. Un nombre important de ces jours s'explique par la formation de l'aérosol secondaire.

Dans la problématique de la pollution par les particules, les conditions météorologiques n'interviennent pas uniquement au niveau de la dispersion des polluants, mais également au niveau de la formation et de la stabilité de l'aérosol secondaire.

Le profil journalier des concentrations en PM10 et PM2,5 du dimanche sans voiture (17 sept. 2006) au poste de Molenbeek est représenté dans les figures 4.70 et 4.71. Ce profil est comparé au profil journalier d'un dimanche moyen et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2006'. Les concentrations du dimanche sans voiture sont jusqu'à trois fois plus élevées que pendant un dimanche ou un jour ouvrable moyen. Ce constat se confirme dans tous les postes de mesures de PM de la Région. De plus, contrairement aux constats pour les polluants gazeux, on n'a constaté, dans aucun poste de mesure, un changement significatif de la concentration PM, en particulier, pas de diminution au début de la période d'interdiction, ni de hausse à la fin de celle-ci.

Le graphique à la figure 4.69 présente le profil moyen en PM10 sur les sept dimanches sans trafic de la période 2002-2008. Ce profil est comparé à celui de la moyenne de tous les dimanches et de tous les jours ouvrables des périodes 'mai- septembre 2002-2008'.

Le profil moyen en PM10 des journées sans voiture est du même niveau que le profil moyen des dimanches et n'est que légèrement inférieur au profil moyen des jours ouvrables. Dans aucun poste, on ne note de changement significatif des concentrations, ni au début, ni à la fin de la période d'interdiction du trafic. Ceci marque également une différence nette avec les constatations établies pour les polluants gazeux.

Sable du Sahara: le graphique à la figure 4.72 représente l'évolution des concentrations en PM10 et PM2,5, allant du vendredi 23 au vendredi 30 mars 2007. On distingue clairement deux pics de concentration, un premier pic qui se partage entre le 24 et le 25 mars et un deuxième le jeudi 29 mars.

La nuit du samedi 24 au dimanche 25 mars 2007, des concentrations très élevées en PM10 ont été mesurées dans tous les postes bruxellois et les postes des régions avoisinantes. Un dépassement inattendu de la valeur limite de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en tant que concentration moyenne journalière des PM10 a été constaté pour ces deux jours. Dans le graphique, on peut observer que la concentration en PM2,5 est bien inférieure à celle de PM10 et qu'elle ne représente qu'environ 45% de la concentration totale de PM10. Le profil des paramètres VO10 et VO2,5 révèle qu'il n'y a pratiquement pas de masse volatile présente. Il s'agit ici d'un transport à longue distance du sable venant des déserts du Nord d'Afrique (cfr. étude des trajectoires par l'IRM, voir fig. 4.73).

Le deuxième pic, qui résulte également en un dépassement, se présente de façon totalement différente. La fraction PM2,5 représente environ 86% de la masse totale des PM10 et il y a clairement une présence de masse volatile. L'analyse de filtres supplémentaires échantillonnés à Uccle, montre une concentration de sels d'ammonium d'environ $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (surtout des nitrates) pour ce deuxième pic, à comparer à environ $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durant le premier pic. La présence de l'aérosol secondaire est la cause principale de ce dépassement.

Commentaire sur la relation 'particules fines' et trafic routier

La problématique des particules fines semble bien complexe et ne peut pas être réduite aux seules émissions de particules par le trafic routier local. Sur base d'une analyse profonde des résultats de mesure des niveaux de PM10 et PM2,5, plusieurs éléments indiquent que la concentration massique des PM n'est pas principalement déterminée par les émissions locales de particules venant du trafic:

- une différence limitée entre les concentrations en périphérie et au centre de la ville
- une différence notable dans le profil hebdomadaire des concentrations de PM10, PM2,5, NO et NO₂
- l'expérience avec les dimanches sans voiture du 21 septembre 2003 et du 17 septembre 2006, et d'autres jours de congé ou de week-end avec peu de trafic qui se sont soldés par des concentrations élevées en PM
- la différence dans l'évolution dynamique des concentrations de PM10, NO et NO₂
- les concentrations moyennes en PM10 des dimanches sans trafic sont du même niveau que celles des dimanches moyens
- l'absence d'un changement significatif des concentrations en PM10 et PM2,5 en début et en fin de la période d'interdiction du trafic lors des dimanches sans voiture
- une concentration assez uniforme sur un domaine spatialement étendu en cas de formation de l'aérosol secondaire
- même dans le cas de figure où les émissions de semaine seraient ramenées de façon permanente au niveau des émissions du week-end, le nombre de jours avec une concentration moyenne en PM10 supérieure à $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (moyenne journalière) dépasserait encore le nombre maximal autorisé (maximum 35 jours par an)

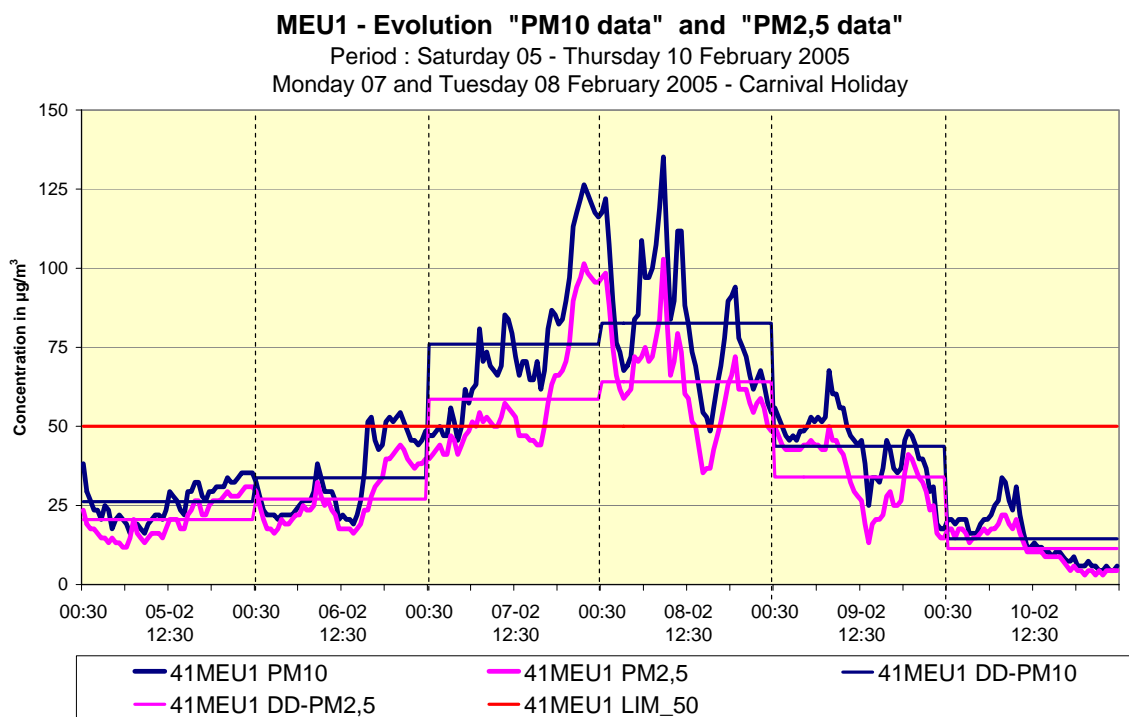


Fig. 4.62: Parc Meudon – Évolution des concentrations PM10 et PM2,5 (facteur de correction 1,47)
 Période : samedi 5 – jeudi 10 février 2005
 Congé de carnaval le lundi 7 en mardi 8 février 2005

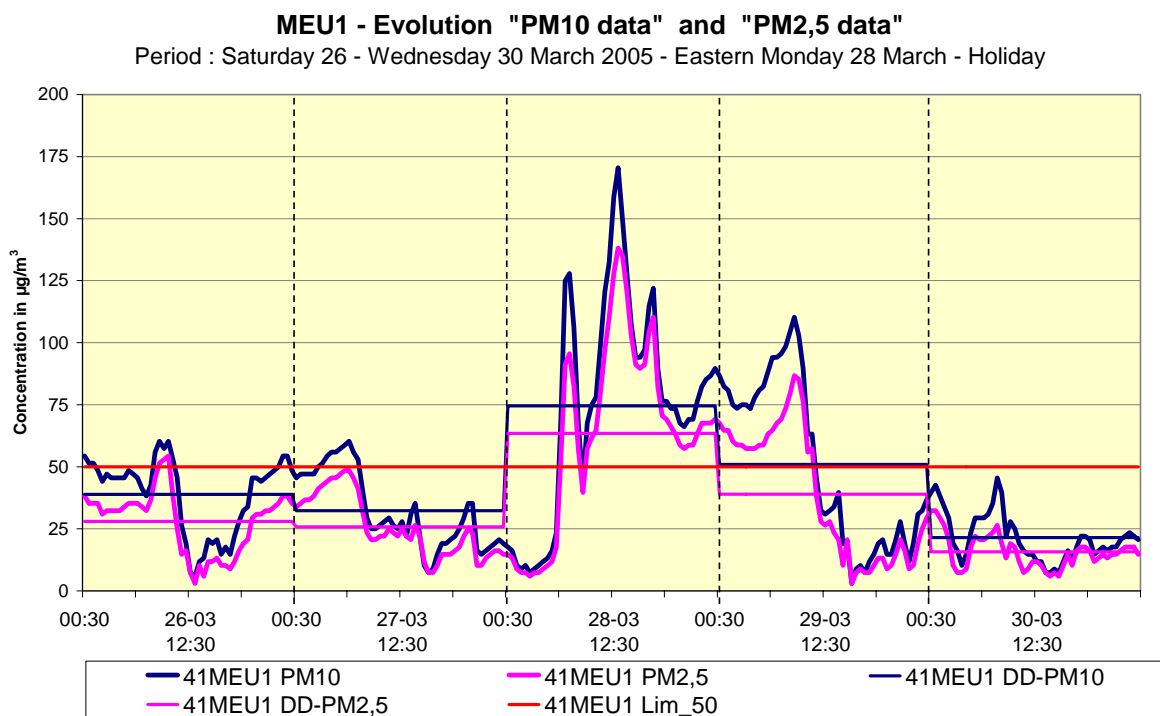


Fig. 4.63: Parc Meudon – Évolution des concentrations PM10 et PM2,5 (facteur de correction 1,47)
 Période : samedi 26 – mercredi 30 mars 2005 // Lundi de Pâques 28 mars

R001 - Evolution "PM10-FDMS" , "PM2,5-FDMS" and VOLATILE Fraction

Period : Thursday 14 - Tuesday 19 September 2006

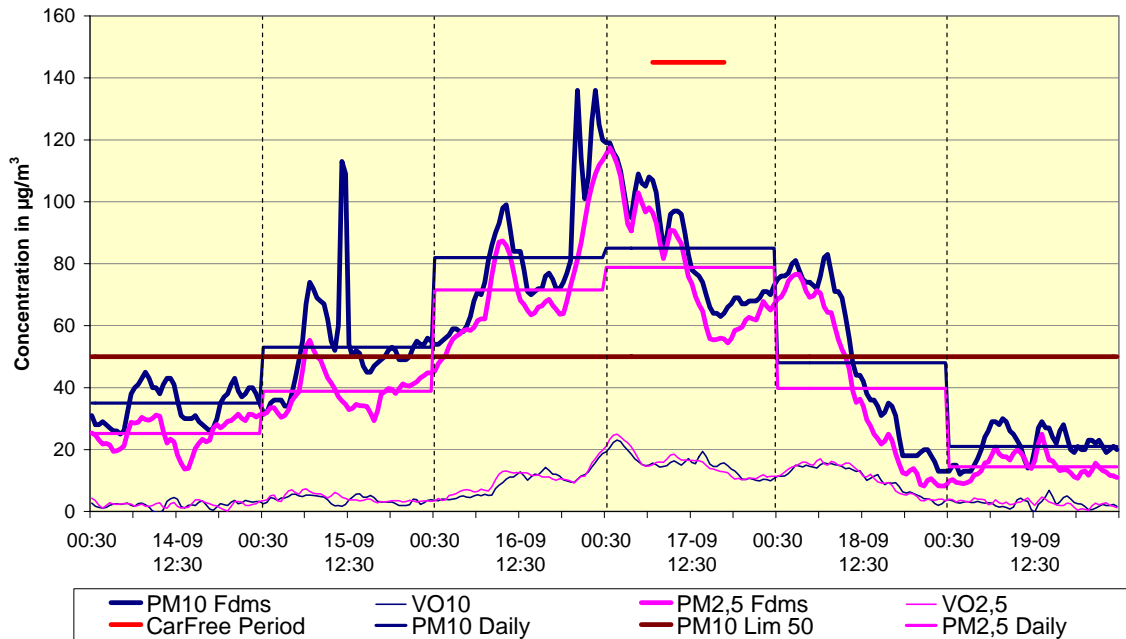


Fig. 4.64: Poste de mesure de Molenbeek (R001) – Évolution valeurs semi horaires en PM10, PM2,5 la massa volatile de deux fractions (VO10 et VO2,5) – Évolution valeurs journalières PM10 et PM2,5 Période: jeudi 14 – mardi 19 septembre 2006

R001 and R002 - Evolution NO and NO₂

Period : Thursday 14 - Tuesday 19 September 2006

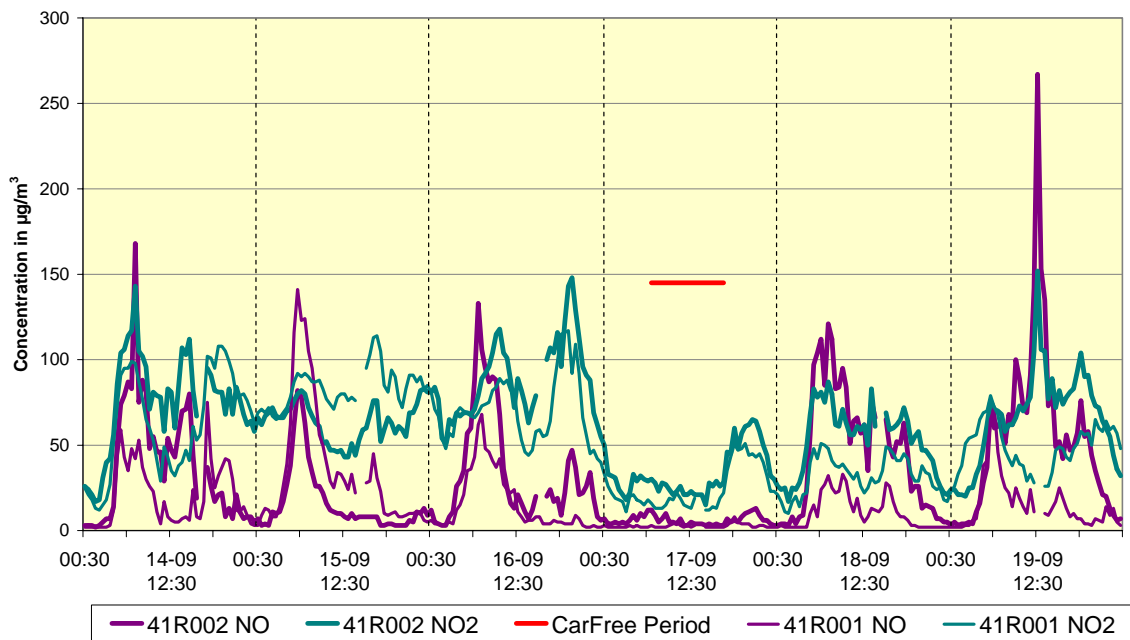


Fig. 4.65: Postes de mesure d'Ixelles et de Molenbeek (R001) – Évolution valeurs semi horaires en NO et NO₂ durant la période 'jeudi 14 – mardi 19 septembre 2006'

Evolution "PM10-FDMS" in BRUSSELS, MECHELEN and ANTWERP

Period : Thursday 14 - Tuesday 19 September 2006

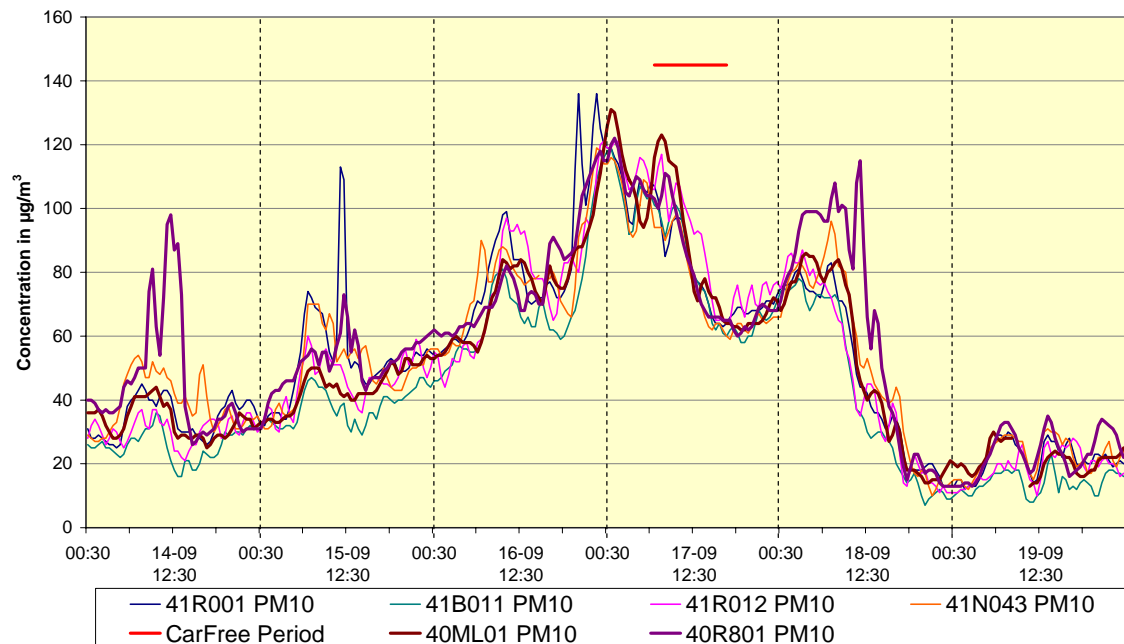


Fig. 4.66: Évolution des valeurs semi horaires en PM10 durant la période 14-19 septembre 2006
 Comparaison des niveaux PM10 dans différents postes de mesure à Bruxelles (Molenbeek, Berchem, Uccle et Haren) et les postes de mesure de Malines (40ML01) et Anvers – Borgerhout (40R801)

Evolution "PM2,5-FDMS" at different Measuring Sites

Period : Thursday 14 - Tuesday 19 September 2006

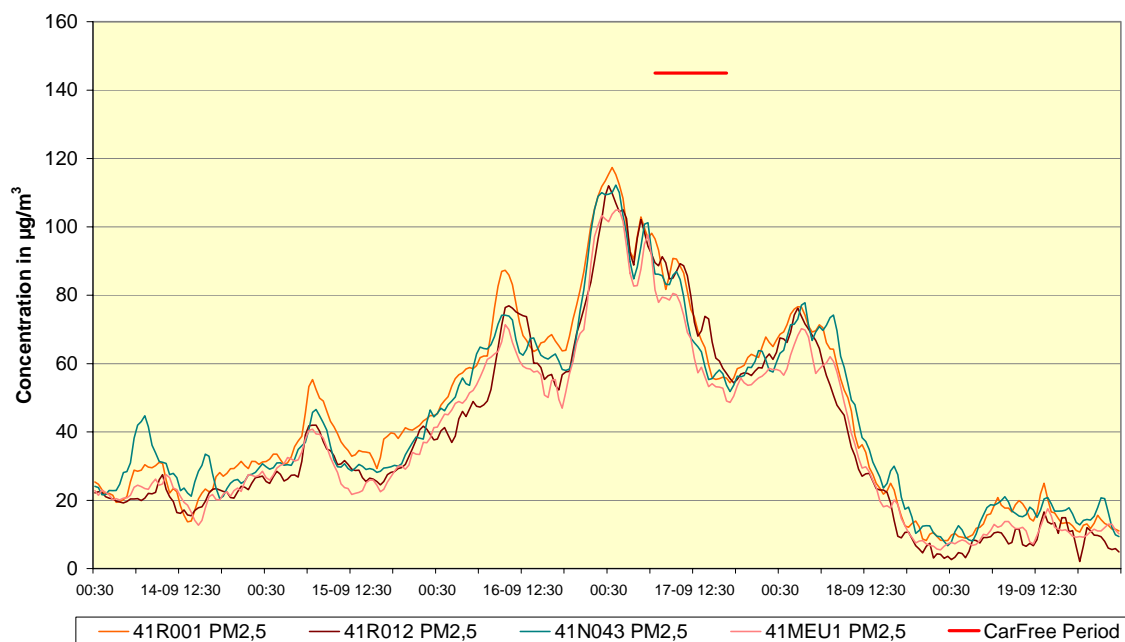


Fig. 4.67: Évolution des valeurs semi horaires en PM2,5 durant la période 14-19 septembre 2006
 Comparaison des niveaux PM2,5 à différents endroits (Molenbeek, Uccle, Haren et Meudon)

Evolution VOLATILE Fraction of PM_{2,5} at different Measuring Sites

Period : Thursday 14 - Tuesday 19 September 2006

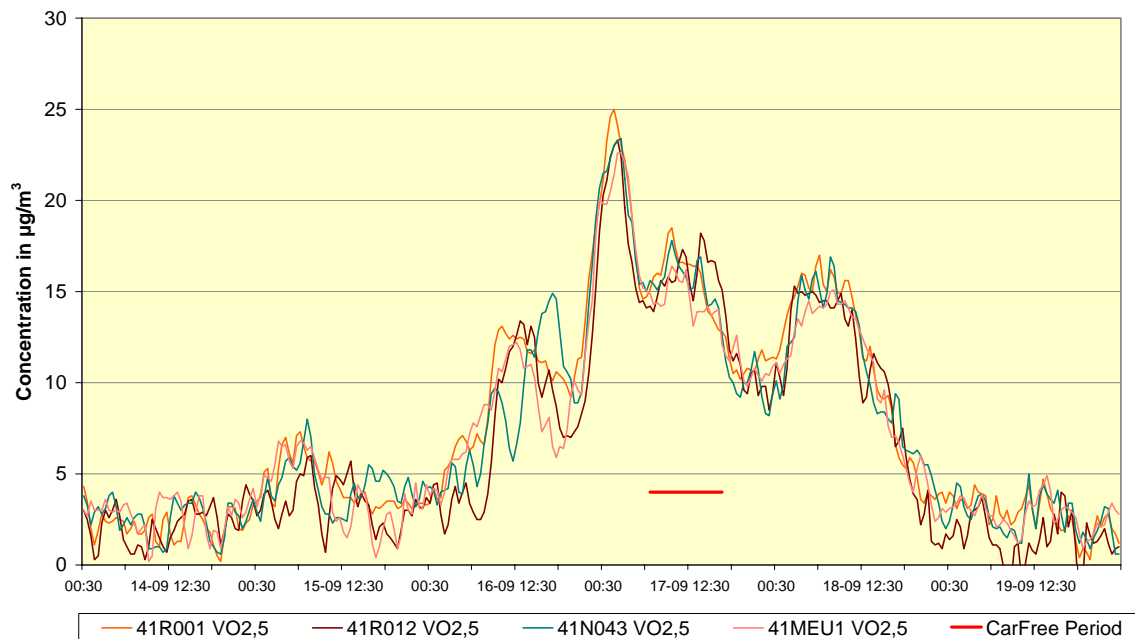


Fig. 4.68: Évolution de la masse volatile dans la fraction PM_{2,5} – Période 14-19 septembre 2006
 Comparaison des niveaux VO_{2,5} à différents endroits (Molenbeek, Uccle, Haren et Meudon)

R001 - MOLENBEEK

Average of CAR FREE Sundays, Mean Sundays and Mean Weekdays
 in the period 'May - September [2002-2008]'

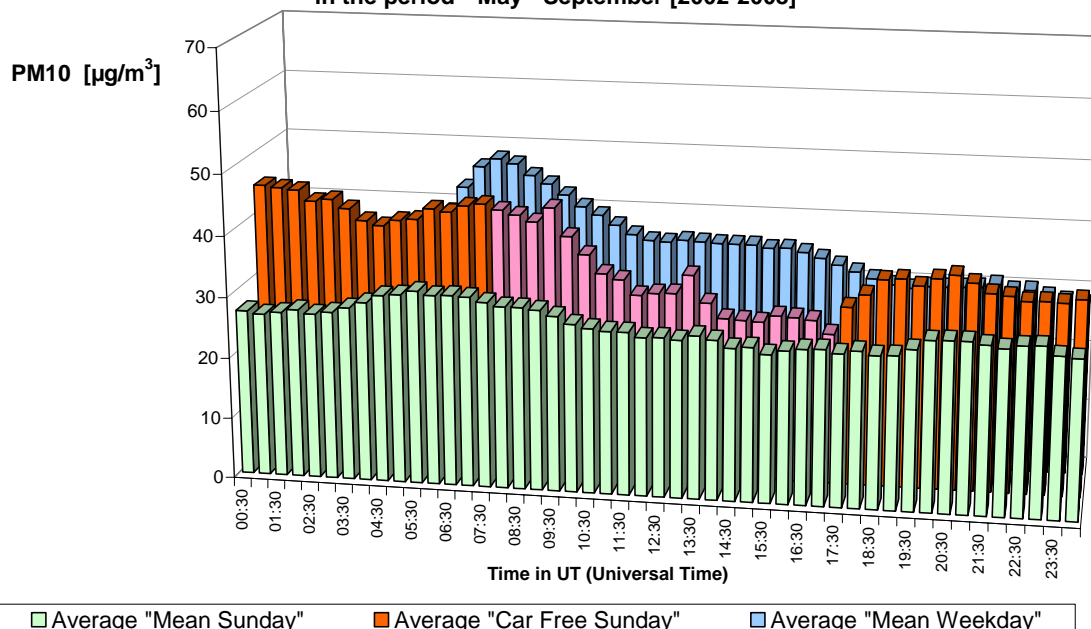


Fig. 4.69: PM₁₀ à Molenbeek – Profil journalier moyen sur les 7 dimanches sans voiture et sur tous les dimanches et jours ouvrables des périodes 'mai – septembre 2002-2008'

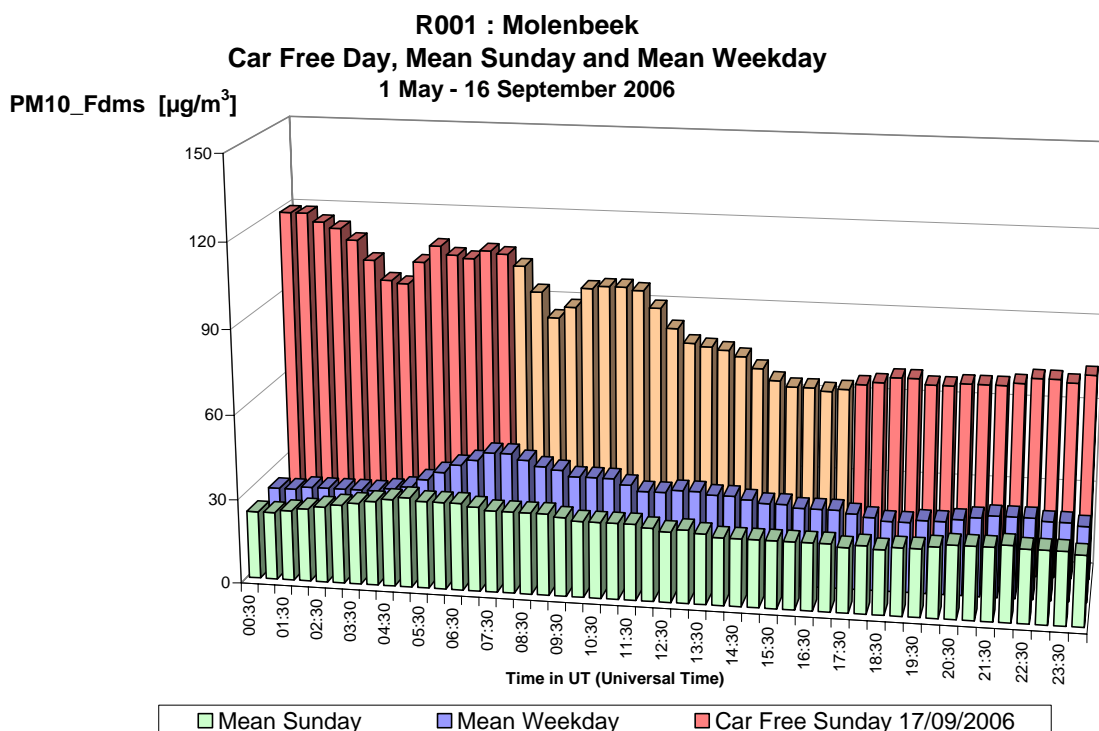


Fig. 4.70: PM10 à Molenbeek – Profil journalier d'un dimanche moyen et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2006' – Profil journalier du dimanche sans trafic 17-09-2006

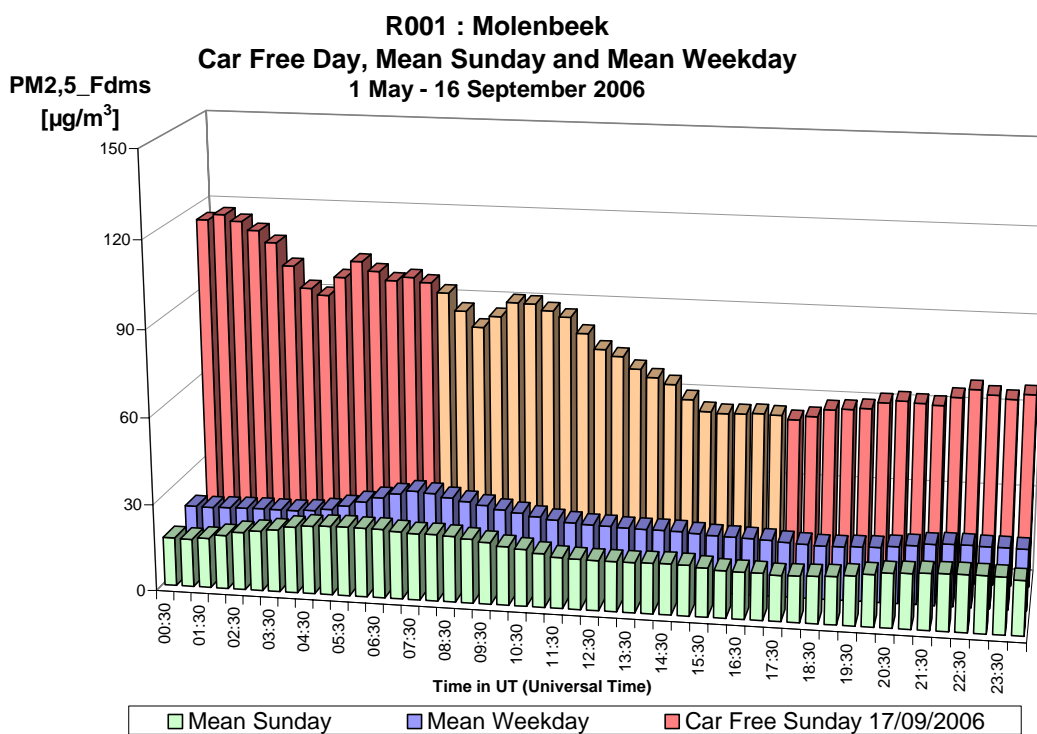


Fig. 4.71: PM2,5 à Molenbeek – Profil journalier d'un dimanche moyen et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2006' – Profil journalier du dimanche sans trafic 17-09-2006

R012 - Evolution "PM10-FDMS", "PM2,5-FDMS", VOLATILE Fraction
 Period : Friday 23 - Friday 30 March 2007

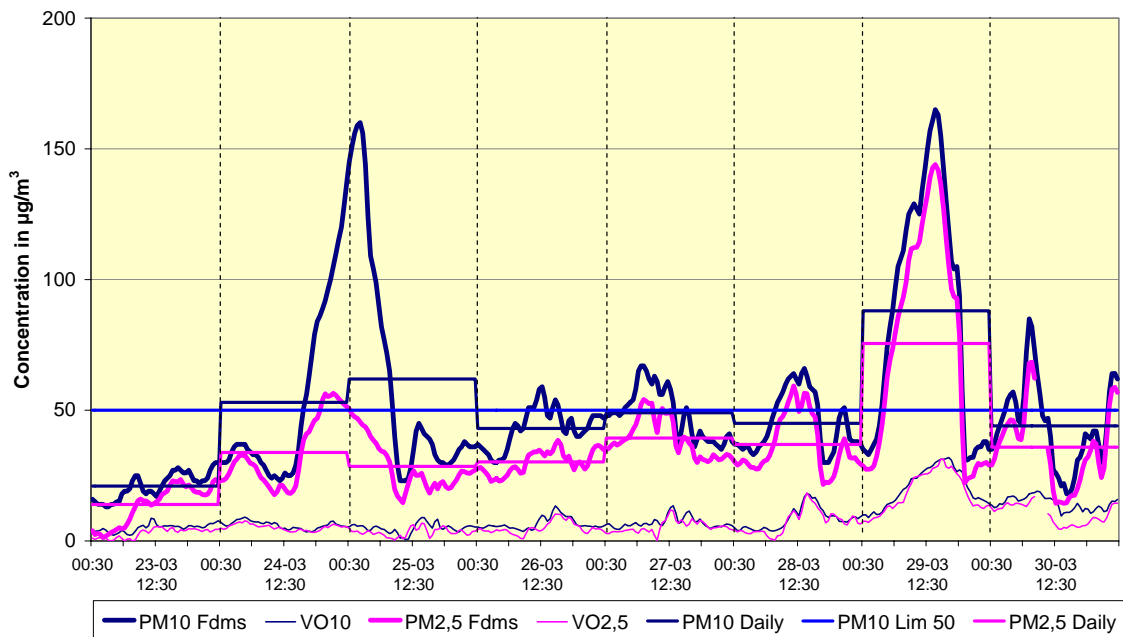


Fig. 4.72: Poste de mesure à Uccle – Évolution des concentrations en PM10 et PM2,5
 Période: vendredi 23 – vendredi 30 mars 2007
 Sable du Sahara dans la nuit du 24 au 25 mars – aérosol secondaire le jeudi 29 mars

(a) 4 day backwards trajectory, date: 20070325.06

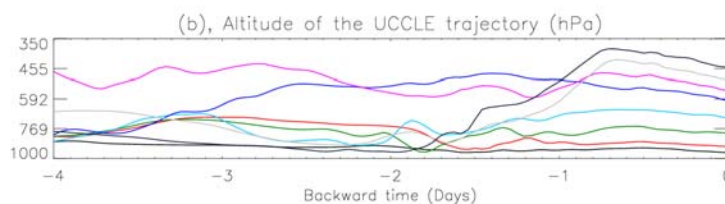
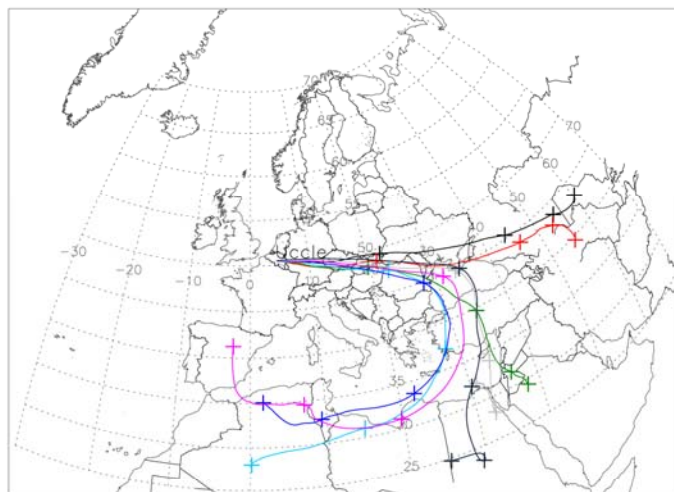


Fig. 4.73: Trajets de transport du sable du Sahara

4.3.10 Historique – Estimation de l'évolution PM10 à long terme (1981-2008)

Le début des mesures de PM10 en Région de Bruxelles-Capitale se situe entre 1996 et 2000. Durant la période précédente (1981-2000), la pollution par les particules en suspension était déterminée par une méthode optique (néphélométrie). Le signal optique mesuré, caractéristique pour la visibilité, était converti en concentration massique en utilisant un facteur de conversion. Les résultats étaient identifiés comme "DUST". Un historique détaillé avec les résultats des distributions de fréquences cumulées de ce polluant, calculées pour les différentes périodes annuelles figurent à l'annexe B.

Suivant l'installation des appareils de mesure PM10 dans les postes de mesure de Molenbeek et Haren, une étude comparative entre la méthode "DUST" (méthode optique) et PM10 (PM10-données brutes) a été réalisée pendant trois années consécutives (1998-2000). Les facteurs de conversion entre les deux méthodes ont été calculés (régression orthogonale pondérée) sur base des résultats de ces tests :

Molenbeek	$DUST = 2,3665 \cdot PM10_données\ brutes$
Haren	$DUST = 1,5143 \cdot PM10_données\ brutes$

Durant la période 'septembre 2003 – décembre 2005', des tests d'intercomparaison entre les résultats PM10_FDMS et PM10_données brutes ont été réalisés à Molenbeek. Des tests similaires à Haren ont été réalisés entre septembre 2004 et décembre 2005. Les facteurs suivants ont été calculés pour la conversion entre PM10_FDMS et PM10_données brutes:

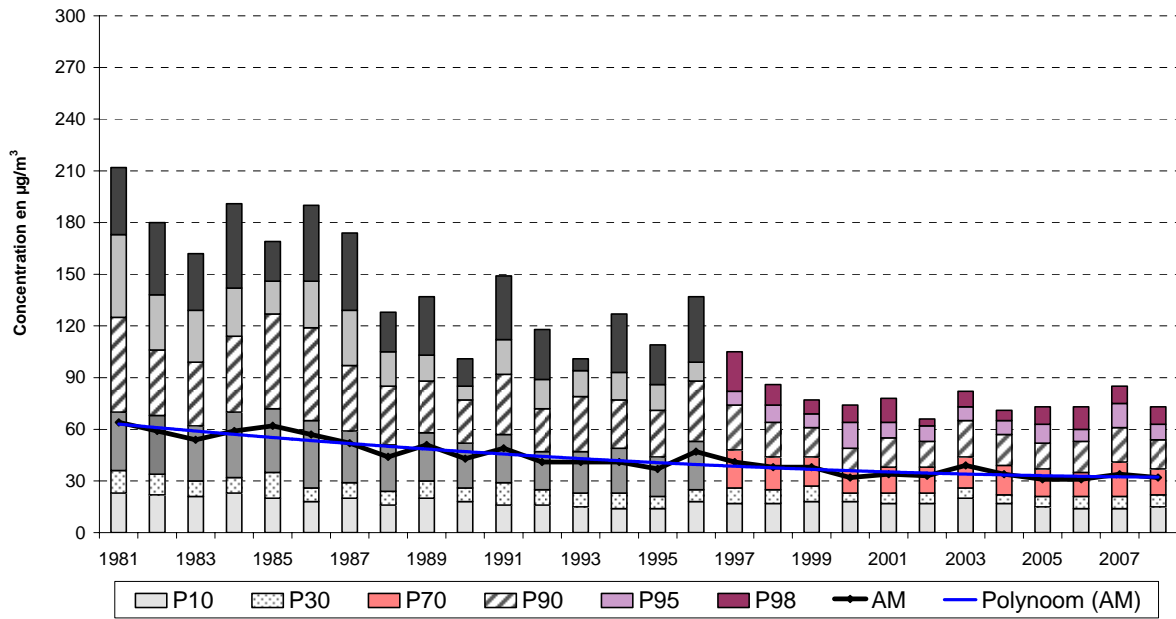
Molenbeek	$PM10_FDMS = 1,30 \cdot PM10_données\ brutes$
Haren	$PM10_FDMS = 1,20 \cdot PM10_données\ brutes$

À l'aide de ces facteurs de conversion, la série historique des données DUST (1981-1996) a été convertie en PM10_FDMS. La conversion des mesures introduit certainement une incertitude qui augmente au fur et à mesure que l'on remonte dans le temps. Il s'agit cependant de la seule méthode dont on dispose pour pouvoir estimer les concentrations PM10 du passé.

La figure 4.74 représente, à l'aide des résultats de la distribution des fréquences cumulées, l'évolution des concentrations PM10 estimées durant la période 1981-2008. Le graphique du dessus fait référence aux données du poste de mesure de Molenbeek et celui du dessous au poste de mesure de Haren. Les concentrations moyennes annuelles de PM10 de ces dernières années ne représentent qu'environ 50% de celles estimées pour le début des années 1980.

La figure 4.75 représente l'évolution de la concentration moyenne annuelle PM10 estimée. L'évolution du nombre estimé de jours de dépassement (valeur journalière PM10 > 50 µg/m³) est donnée à la figure 4.76. Dans les deux cas, le graphique du dessus renvoie aux données de Molenbeek et le graphique du dessous à celles du poste de mesure de Haren. Le tableau IV.26 établit les données numériques correspondantes.

PM10 à MOLENBEEK - EVOLUTION dans le TEMPS
DISTRIBUTION FREQUENCES CUMULEES - VALEURS JOURNALIERES (1981-2008)
 1981-1996 : DUST_to_PM10_{FDMS} - 1997-2003 : PM10_{Raw_to_PM10_{FDMS}} - 2004... : PM10_{FDMS}



PM10 à HAREN (N043) - EVOLUTION dans le TEMPS
DISTRIBUTION FREQUENCES CUMULEES - VALEURS JOURNALIERES (1981-2008)
 1981-1997 : DUST_to_PM10_{FDMS} - 1998-2004 : PM10_{Raw_to_PM10_{FDMS}} - 2005... : PM10_{FDMS}

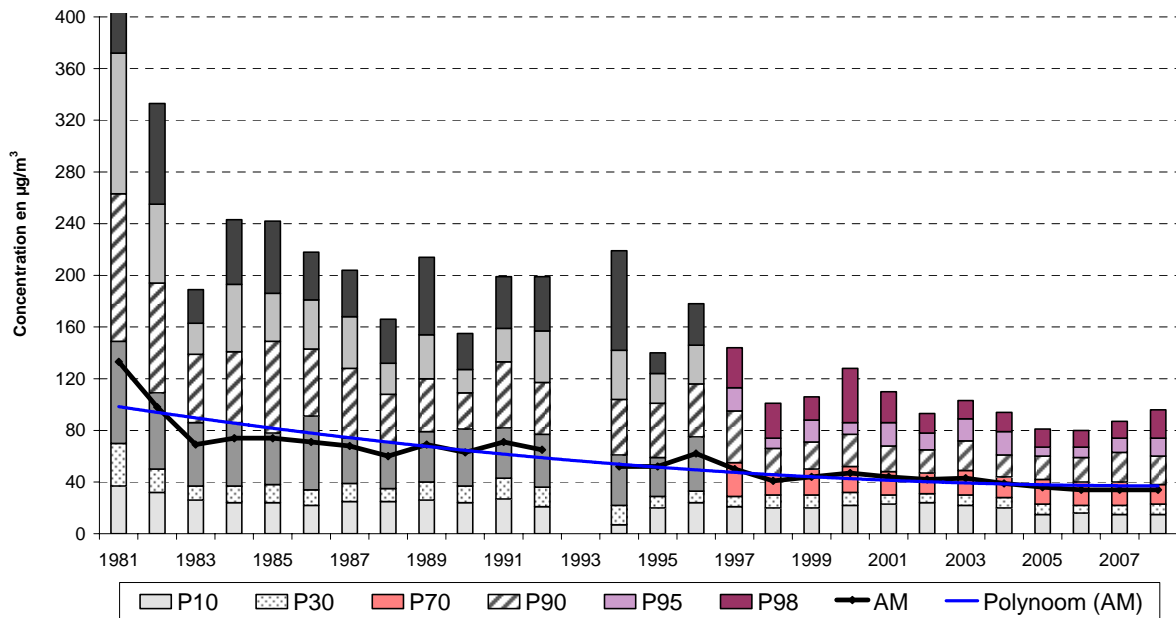
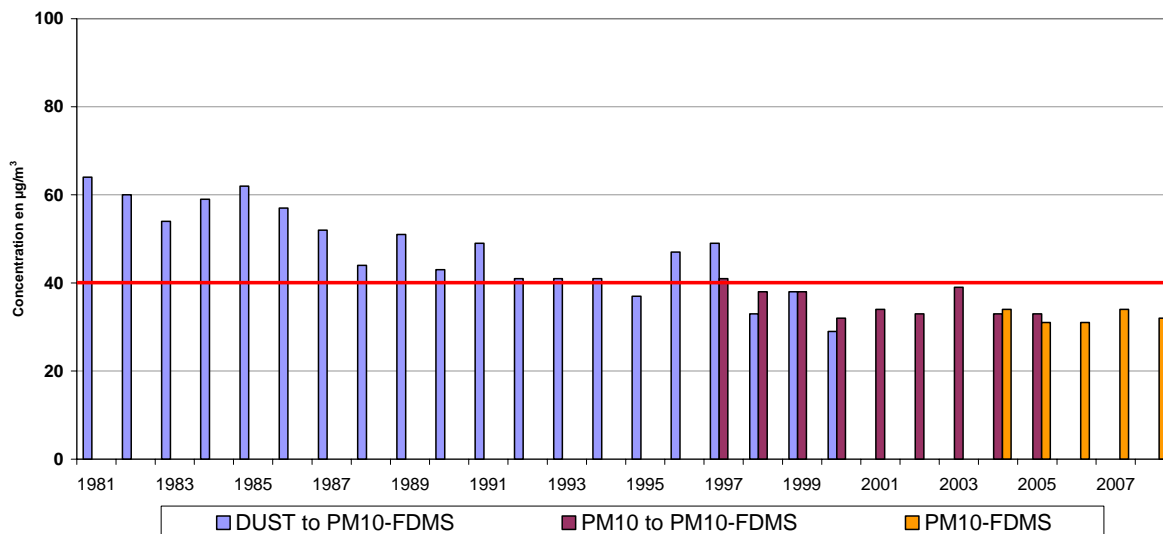


Fig. 4.74: PM10 – Postes de mesure de Molenbeek et Haren
 Estimation de l'évolution des concentrations à plus long terme (1981-2008)

1981-1997: conversion données DUST en PM10_{FDMS}
 1998 – 2004: conversion de PM10_{données brutes} en PM10_{FDMS}
 2004 – 2008 : résultats mesures PM10_{FDMS}

PM10 à MOLENBEEK : EVOLUTION CONC. MOYENNE ANNUELLE
PERIODE : 1981 - 2008



PM10 à HAREN : EVOLUTION CONCENTRATION MOYENNE ANNUELLE
PERIODE : 1981 - 2008

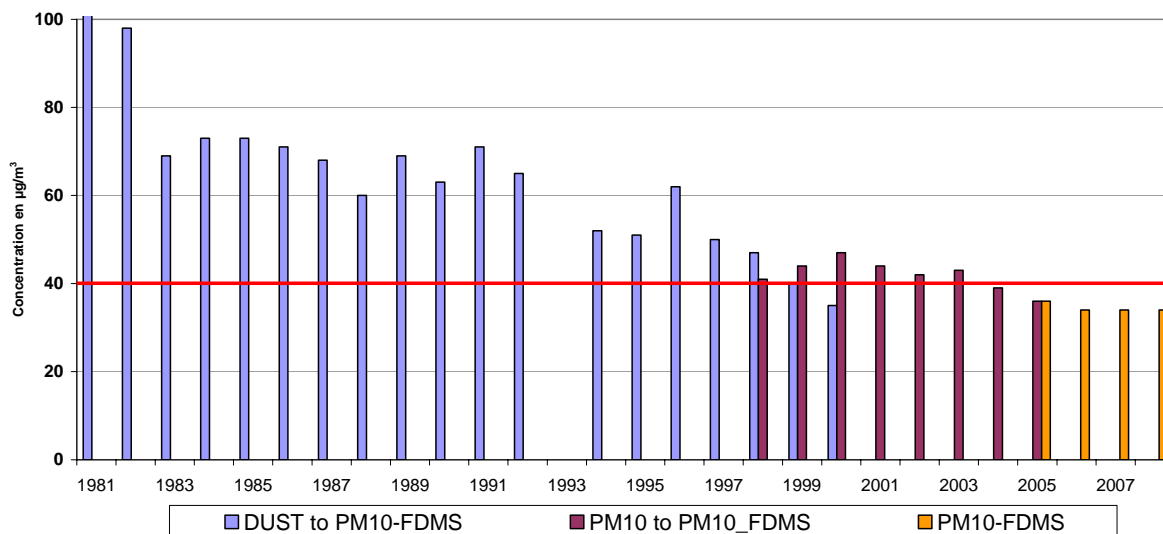


Fig. 4.75: PM10 – Postes de mesure de Molenbeek et Haren
 Estimation de l'évolution de la concentration moyenne annuelle (1981-2008)

1981-1997: conversion données DUST en PM10_FDMS
 1998 – 2004: conversion de PM10_données brutes en PM10_FDMS
 2004 – 2008 : résultats mesures PM10_FDMS

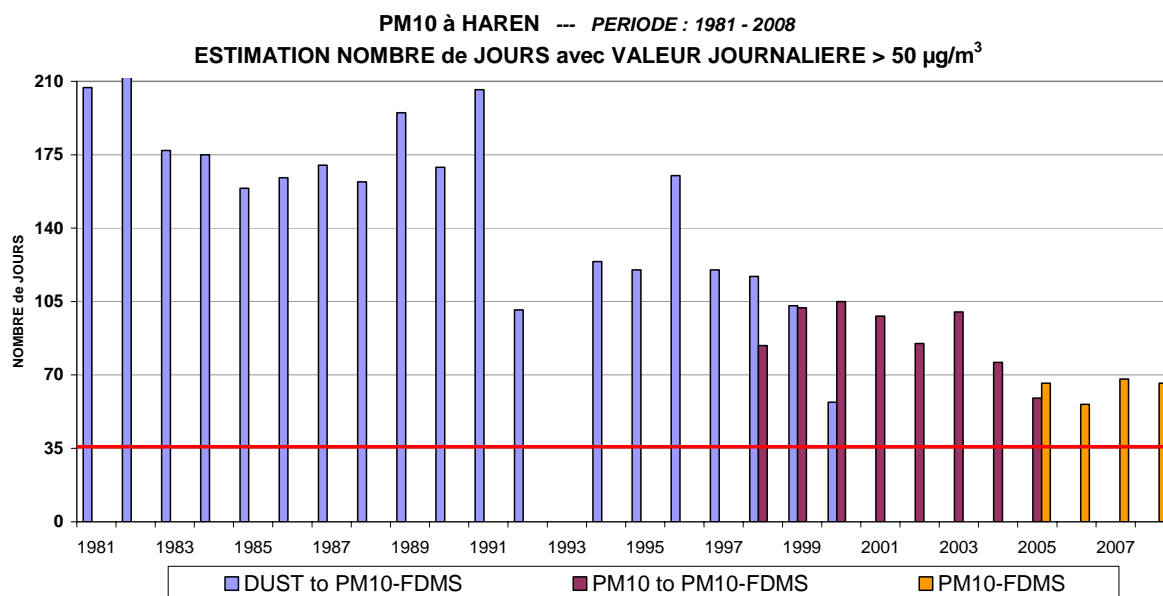
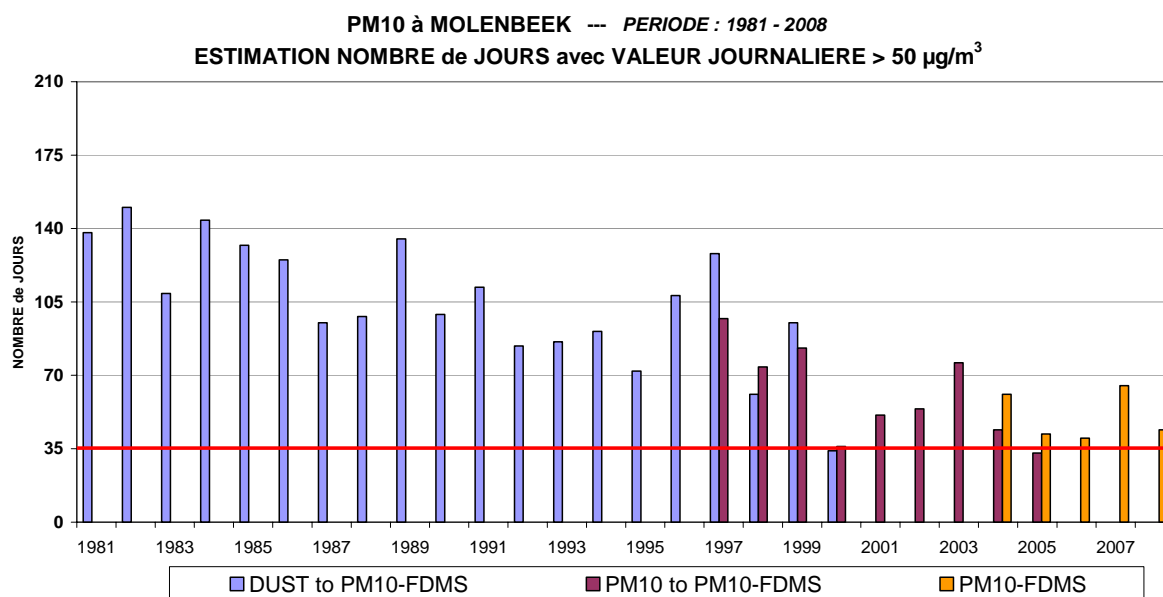


Fig. 4.76: PM10 – Postes de mesures de Molenbeek et Haren
 Estimation du nombre de jours de dépassement – Valeur journalière > 50 µg/m³
 Période 1981 – 2008

1981-1997: conversion données DUST en PM10_FDMS
 1998 – 2004: conversion PM10_données brutes en PM10_FDMS
 2004 – 2008 : résultats de mesures PM10_FDMS

Tableau IV.26: **PM10-ÉVOLUTION à LONG TERME - PÉRIODE 1981-2008**
ESTIMATION de l'évolution de la CONCENTRATION MOYENNE ANNUELLE
et du NOMBRE de JOURS de DÉPASSEMENT
VALEUR JOURNALIÈRE > 50 µg/m³

ANNÉE	CONCENTRATION MOYENNE ANNUELLE [µg/m ³]		DÉPASSEMENTS VALEUR JOURNALIÈRE [NOMBRE de JOURS]	
	Molenbeek	Haren	Molenbeek	Haren
1981	64	133	138	207
1982	60	98	150	218
1983	54	69	109	177
1984	59	73	144	175
1985	62	73	132	159
1986	57	71	125	164
1987	52	68	95	170
1988	44	60	98	162
1989	51	69	135	195
1990	43	63	99	169
1991	49	71	112	206
1992	41	65	84	101
1993	41	--	86	--
1994	41	52	91	124
1995	37	51	72	120
1996	47	62	108	165
1997	41	50	97	120
1998	38	41	74	84
1999	38	44	83	102
2000	32	47	36	105
2001	34	44	51	98
2002	33	42	54	85
2003	39	43	76	100
2004	34	39	61	76
2005	31	36	42	66
2006	31	34	40	56
2007	34	34	65	68
2008	32	34	44	66

Résultats "DUST" convertis en PM10_FDMS

Résultats PM10_données brutes convertis en PM10_FDMS

Résultats de mesure PM10_FDMS

4.3.11 Valeurs PM2,5: résultats et évolution

Les mesures visant à déterminer la teneur en particules de fraction PM2,5 dans l'air sont assez récentes. Depuis le 1^{er} octobre 1999, le poste de mesure du parc Meudon donne des résultats aussi bien pour les PM10 que pour les PM2,5. Ce poste de mesure fut le premier du pays où étaient effectuées des mesures systématiques des PM2,5. Dans la période avril – mai 2000 ont suivi les postes de mesure à Molenbeek (R001) et Haren (N043).

Les mesures de PM2,5 à Molenbeek ont été interrompues durant la période 'septembre 2003 – décembre 2005'. L'appareil de mesure a été utilisé pour les tests de comparaison entre PM10_FDMS et PM10_données brutes. Dans ce même but, les mesures PM2,5 à Haren ont été interrompues durant la période 'septembre 2004 – décembre 2005'.

Des tests de comparaison entre PM2,5_FDMS et PM2,5_données brutes au Parc Meudon ont été effectuées entre juillet 2005 et mars 2007. Les analyses PM10 y ont été interrompues temporairement. Pour des périodes de comparaison de 12 mois, le rapport entre les deux séries de données, PM2,5_FDMS et PM2,5_données brutes, est d'environ 1,57. Une méthode indirecte, se basant d'une part sur la comparaison des signaux PM2,5_données brutes et d'autre part sur les signaux PM2,5_FDMS avec ceux mesurés au Parc Meudon, et faisant référence à deux périodes annuelles différentes, indique un rapport de 1,60 pour les résultats du poste de Molenbeek et 1,47 pour ceux de Haren.

La figure 4.77 représente, pour le poste de mesure du Parc Meudon, l'évolution des valeurs statistiques annuelles (centiles de la distribution de fréquences cumulées) de la période 2000-2008. Un facteur de correction de 1,60 a été appliqué sur les données brutes de la période 2000-2005. A partir de 2006, les résultats PM2,5-FDMS sont repris dans le graphique.

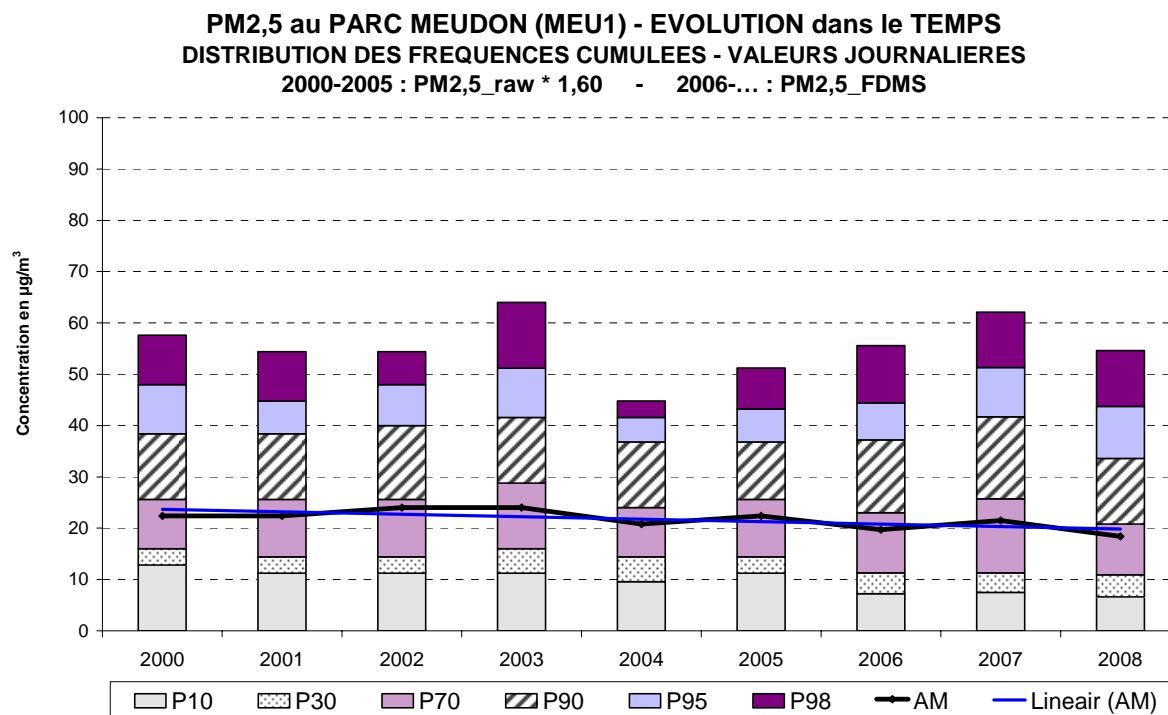


Fig. 4.77: PM2,5 – Évolution des concentrations au poste du Parc Meudon (MEU1)
 « PM2,5 * 1,60 » : 2000-2005 --- PM2,5_FDMS : 2006-2008

Le tableau IV.27 établit les résultats numériques de PM_{2,5} : pour la période 2000-2005, il s'agit des données PM_{2,5} brutes, ainsi que des données converties (facteur 1,60). A partir de l'année 2006, les résultats PM_{2,5}_FDMS sont communiqués. Le tableau reprend la concentration moyenne annuelle (MOY) et le centile 98 (P98).

La valeur cible de 25 µg/m³ PM_{2,5} en tant que concentration moyenne annuelle, à respecter à partir de 2010, qui se transforme en valeur limite à partir de 2015, sera probablement respectée. A l'heure actuelle, on ne peut pas encore se prononcer sur le respect éventuel de la valeur limite indicative de 20 µg/m³ prévue pour 2020.

Dans la figure 4.78, les roses de pollution de PM_{2,5}, calculées sur base des valeurs semi-horaires, sont cartographiées. La carte d'en haut reproduit la situation durant la période hivernale 'octobre 2007 – mars 2008' et la carte d'en bas, la situation durant la période estivale 'avril – septembre 2008'. La concentration moyenne est un peu plus élevée par vent de secteur Sud-Est.

Dans la figure 4.79, l'évolution hebdomadaire moyenne est reproduite pour le poste de mesure de Molenbeek. La concentration moyenne (AVG), la médiane (P50) et les centiles P10 et P90 sont donnés sous forme graphique, par période horaire. Ces deux dernières valeurs délimitent approximativement la zone dans laquelle la concentration varie de jour en jour. Le graphique de dessus renvoie à la période hivernale 'octobre 2007 – mars 2008' et le graphique du dessous à la période estivale 'avril – septembre 2008'. Pour les PM_{2,5}, on remarque un pic matinal les jours ouvrables. Les concentrations des samedis ne diffèrent guère de celles des jours ouvrables. C'est seulement pour les dimanches de la période hivernale que l'on constate des niveaux légèrement moins élevés.

La figure 4.80 reproduit l'évolution journalière moyenne pour les PM_{2,5} au poste de mesure de Haren durant la période hivernale 'octobre 2007 – mars 2008' et durant la période estivale 'avril – septembre 2008'. A cet égard, une distinction est faite entre les *jours ouvrables*, les *samedis* et les *dimanches*. Pour les PM_{2,5} il n'y a pas, contrairement aux autres polluants, de distinction évidente entre les jours ouvrables et non ouvrables. On note des concentrations légèrement plus élevées durant les heures de pointe matinales des jours ouvrables.

Tableau IV.27 : VALEURS JOURNALIÈRES PM2.5 – MOYENNE ANNUELLE et P98
 PÉRIODE ANNUELLE : 1 JANVIER – 31 DÉCEMBRE
 [Concentration en $\mu\text{g}/\text{m}^3$]

MOY	R001	B011	R012	N043	MEU1
2000	(14)			--	14
2001	16			20	14
2002	17			21	15
2003	(18)			19	15
2004	--			--	13
2005	--			--	14
2000	(22,4)			--	22,4
2001	25,6			32,0	22,4
2002	27,2			33,6	24,0
2003	(28,8)			30,4	24,0
2004	--				20,8
2005	--				22,4
2006	23,7		17,0	24,2	19,7
2007	24,6		20,7	26,2	21,5
2008	22,6	15,6	18,1	21,4	18,4

-- : moins de 50% de données sur base annuelles – (re)mise en service
 () : série incomplète de données

P98	R001	B011	R012	N043	MEU1
2000	(32)			--	36
2001	39			47	34
2002	37			43	34
2003	(44)			43	40
2004	--			--	28
2005	--			--	32
2000	(51,2)			--	57,6
2001	62,4			75,2	54,4
2002	59,2			68,8	54,4
2003	(70,4)			68,8	64,0
2004	--			--	44,8
2005	--			--	51,2
2006	65,5		48,5	62,0	55,6
2007	69,2		56,9	66,1	62,1
2008	60,9	50,6	49,6	59,5	54,5

PM2,5_données brutes
PM2,5 * 1,60
PM2,5_FDMS

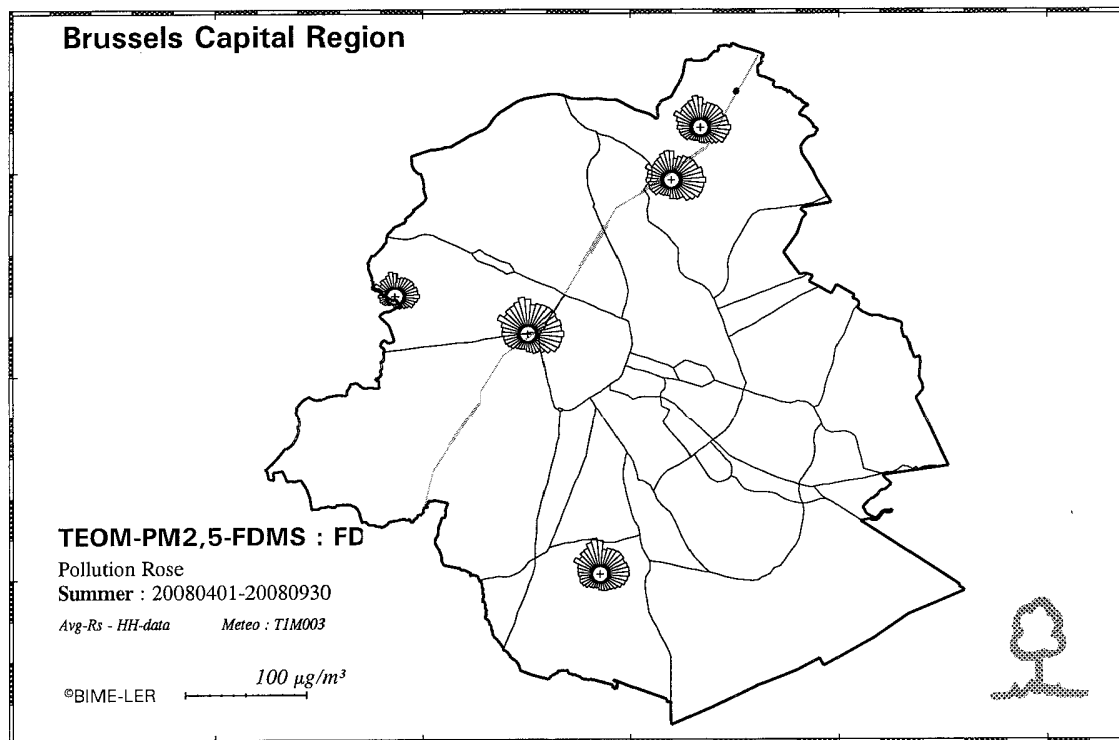
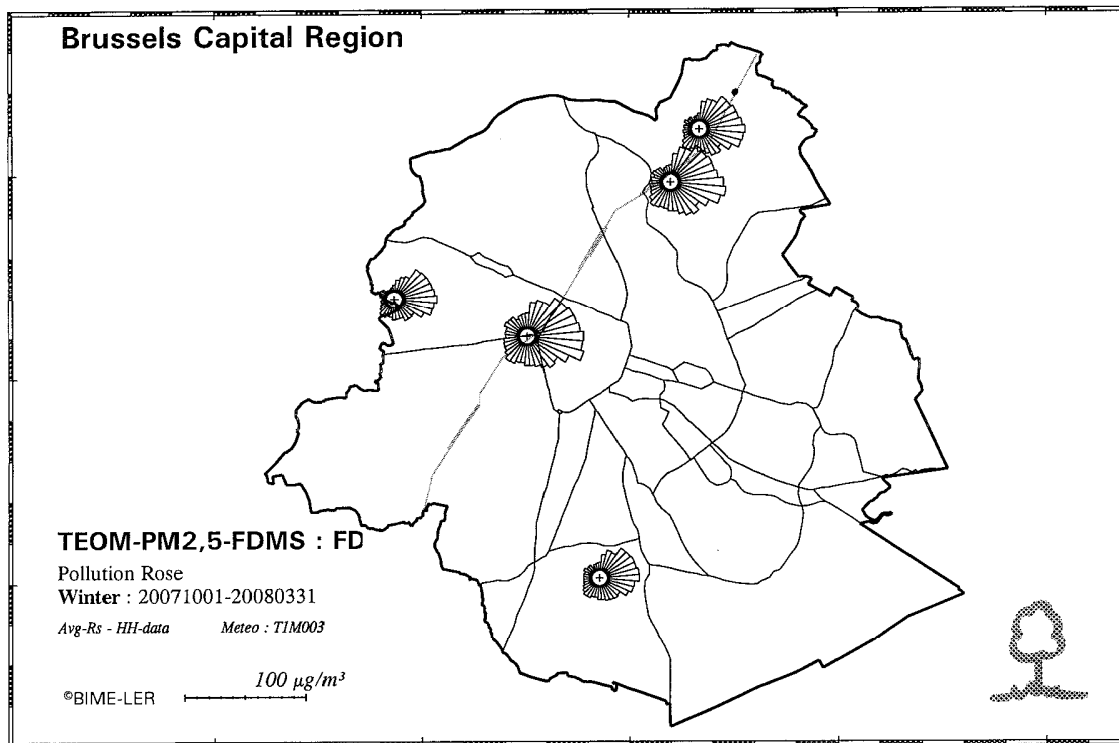
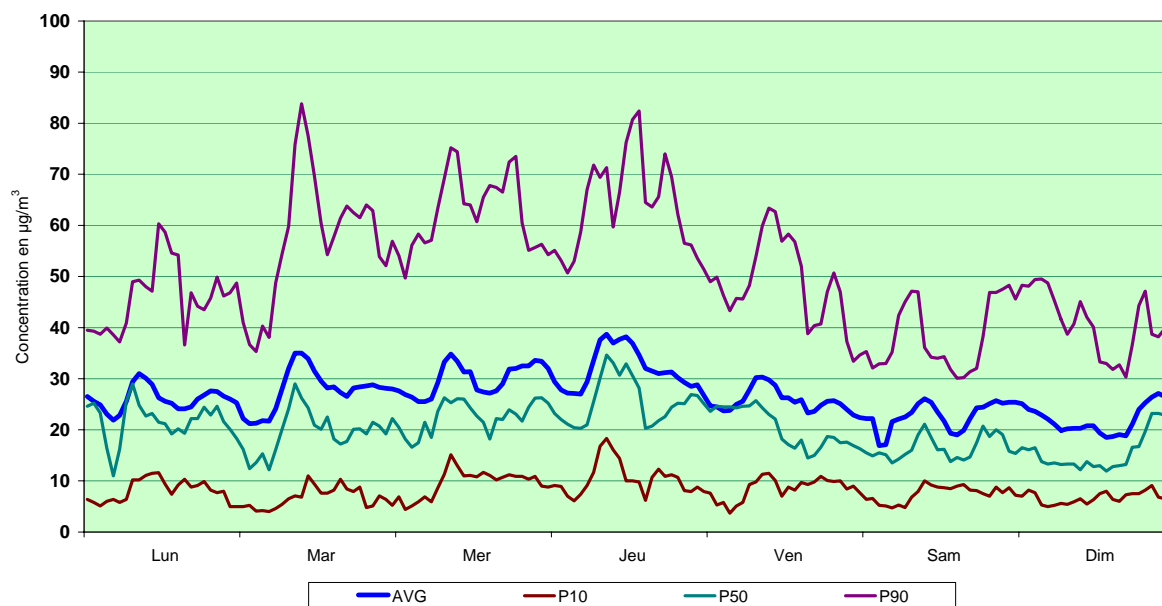


Fig. 4.78: PM2,5 - roses de pollution pendant l'hiver et l'été

PM2,5_FDMS à MOLENBEEK (R001)
 EVOLUTION HEBDOMADAIRE MOYENNE
 Période HIVERNALE : OCTOBRE 2007 - MARS 2008



PM2,5_FDMS à MOLENBEEK (R001)
 EVOLUTION HEBDOMADAIRE MOYENNE
 Période ESTIVALE : AVRIL - SEPTEMBRE 2008

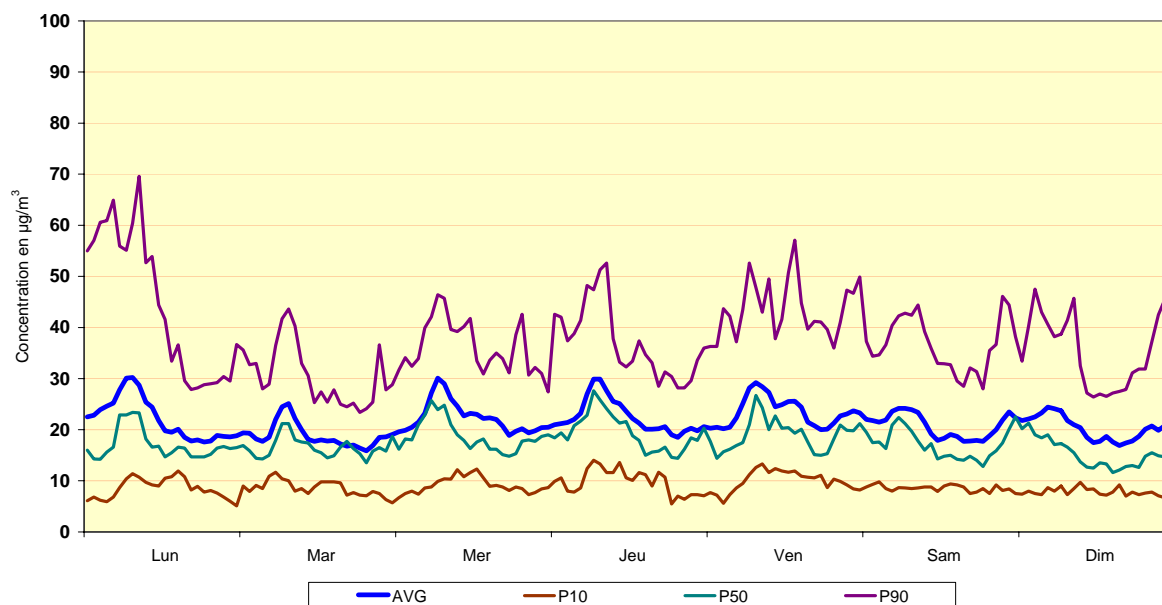
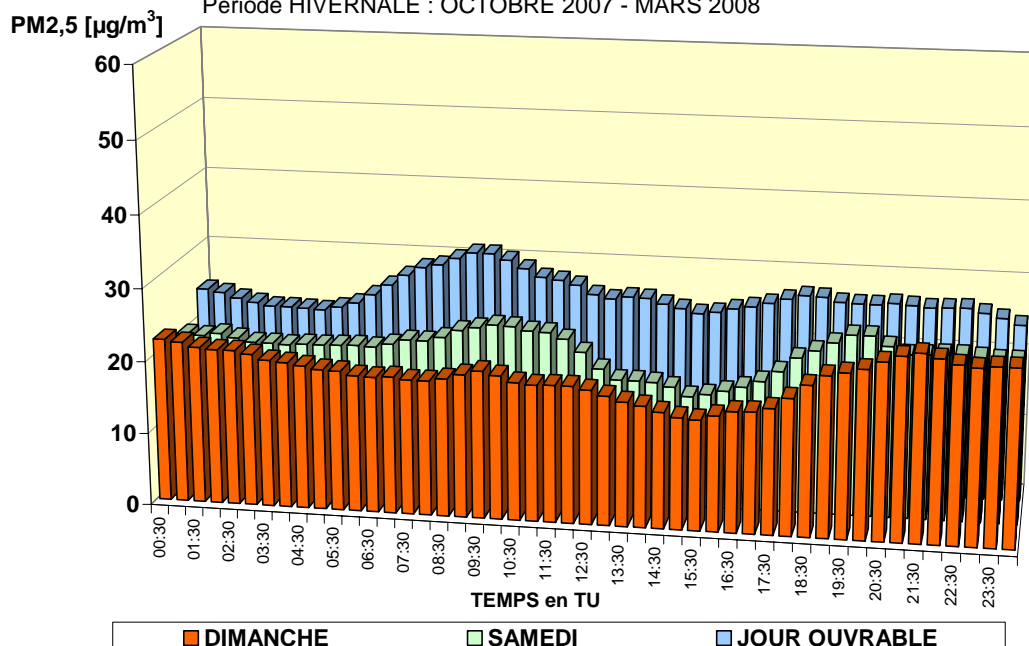


Fig. 4.79: PM2,5 – évolution hebdomadaire moyenne pendant l'hiver et l'été
 Poste de mesure à Molenbeek – Période hivernale 'octobre 2007 – mars 2008' et
 Période estivale 'avril – septembre 2008'

**PM2,5-FDMS - HAREN (N043) - EVOLUTION JOURNALIERE MOYENNE
COMPARAISON DIMANCHE, SAMEDI et JOUR OUVRABLE MOYEN**

Période HIVERNALE : OCTOBRE 2007 - MARS 2008



**PM2,5_FDMS - HAREN (N043) - EVOLUTION JOURNALIERE MOYENNE
COMPARAISON DIMANCHE, SAMEDI et JOUR OUVRABLE MOYEN**

Période ESTIVALE : AVRIL - SEPTEMBRE 2008

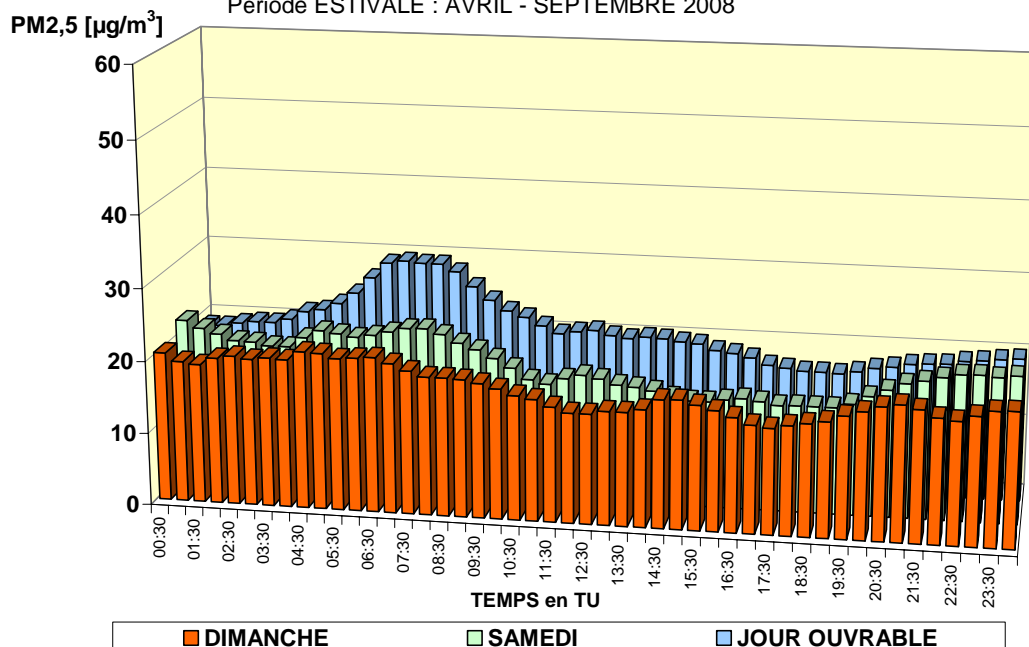


Fig. 4.80: PM2,5 – évolution journalière moyenne (dimanche, samedi, jour ouvrable) en hiver et en été. Poste de mesure à Haren
Période hivernale 'octobre 2007 – mars 2008' et estivale 'avril – septembre 2008'

Rapport PM2,5/PM10

Le tableau ci-dessous présente les résultats du rapport de masse en % (rapport masse/masse en %) entre les PM2,5 et les PM10. Les résultats sont calculés pour trois postes de mesure (Molenbeek, Haren et Uccle) et pour les années 2006, 2007 et 2008, pour lesquelles les données de mesures sont disponibles tant pour les PM10 que pour les PM2,5. Cela concerne les données pour trois différentes sélections de jours : *tous les jours*, *tous les jours avec une concentration en PM10 supérieure à 50 µg/m³* et *tous les jours non ouvrables avec une valeur journalière supérieure à 50 µg/m³*. Pour les PM10, il ne peut pas y avoir plus de 35 jours par an avec une concentration journalière supérieure à 50 µg/m³ (valeur limite).

Le poste de mesure de Molenbeek est caractéristique d'un environnement d'habitat, trafic intense et activité commerciale/industrielle. Le poste de mesure d'Uccle se trouve dans un environnement résidentiel éloigné du trafic et celui de Haren dans un environnement industriel avec trafic intense.

Pour les postes de mesure de Molenbeek et d'Uccle, on constate que le rapport PM2,5/PM10 durant les jours de dépassement PM10 est plus élevé que pour la moyenne de tous les jours et que ce rapport est encore plus élevé lorsqu'il s'agit de jours de dépassement qui ne sont pas des jours ouvrables. Ceci est une indication que la formation d'aérosols secondaires, et donc une fraction PM2,5 plus importante, n'est pas un facteur négligeable dans l'existence du grand nombre de jours de dépassements par PM10 dans la Région de Bruxelles-Capitale.

Pour le poste de mesure de Haren, on ne note pas de différence significative entre les rapports PM2,5/PM10 pour les sélections 'tous les jours' et 'tous les jours avec dépassement PM10'. Ceci est attribué au plus grand nombre de jours de dépassement dû à la présence d'une fraction plus grosse (entre 2,5 et 10 µm) en cas d'apport d'air sec du secteur Est. La sélection 'dépassements les jours non ouvrables', par contre, présente de nouveau un rapport PM2,5/PM10 plus élevé. Pendant le week-end et les jours fériés, il y a moins de particules soulevées à ce poste de mesure, d'où la part plus importante des PM2,5 et d'aérosols secondaires.

PM2,5/PM10	R001 - Molenbeek			R012 - Uccle			N043 - Haren		
	2006	2007	2008	2006	2007	2008	2006	2007	2008
%mass/mass									
All Days	76,5	72,4	70,6	58,6	71,4	75,4	71,2	77,1	62,9
All Excd Days	86,0	78,1	72,9	74,0	78,7	80,8	77,0	76,6	58,2
Nwrk Excd Days	90,2	82,6	78,9	80,2	79,1	87,5	88,5	83,4	76,9

4.3.12 Rendement résultats PM10 et PM2,5:

Les rendements (saisie de données en %) des résultats pour les particules PM10 et PM2,5 sont donnés dans les tableaux IV.28 et IV.29.

Tableau IV.28 : **VALEURS JOURNALIÈRES PM10 - RENDEMENT**

saisie de données en % = nombre valeurs journalières / nombre de jours

PÉRIODE ANNUELLE : 1 JANVIER – 31 DÉCEMBRE

PM10	R001	B011	R012	N043	MEU1	WOL1
1996	--		60,9			
1997	93,9		96,4	--		
1998	96,7		98,6	99,4		
1999	98,3	65,7	98,3	97,8	14,7	
2000	98,6	99,4	97,2	93,9	95,9	
2001	96,4	96,4	98,3	99,4	96,7	--
2002	98,6	92,6	97,8	99,7	99,7	90,9
2003	95,6	98,6	98,3	98,3	97,2	93,6
2004	97,8	98,6	93,2	97,5	98,6	--
2005	98,9	97,5	95,3	98,0	(51,7)	91,5
2006	98,9	98,6	99,1	98,0	--	94,2
2007	99,1	97,8	99,1	95,8	71,5	96,9
2008	99,1	93,4	99,9	97,5	96,4	98,0

-- : moins de 50% de données sur base annuelle – (re)mise en service
 () : série incomplète de données

PM10_EqRef (facteur 1,47)
Série mixte – PM10_EqRef & PM10_FDMS
PM10_FDMS

Tableau IV.29 : VALEURS JOURNALIÈRES PM2,5 - RENDEMENT

saisie de données en % = nombre valeurs journalières / nombre de jours

PÉRIODE ANNUELLE : 1 JANVIER – 31 DÉCEMBRE

PM2,5	R001	B011	R012	N043	MEU1
2000	(50,2)			--	96,1
2001	99,9			99,4	98,6
2002	98,9			99,9	96,4
2003	(64,1)			99,7	96,4
2004	--			--	98,9
2005	--			--	98,6
2006	92,6		78,0	89,5	98,6
2007	99,1	(22,1)	98,0	93,1	96,4
2008	99,1	93,7	98,6	92,0	96,7

-- : moins de 50% de données sur base annuelle – (re)mise en service
 () : série incomplète de données

PM2,5_données brutes
PM2,5_FDMS

Publications

Temporal Variations of Airborne Particles Concentration in the Brussels Environment.

P. Vanderstraeten, Y.Lénelle, A. Meurrens, D. Carati, L. Brenig and Z.Y. Offer
 Journal of Environmental Monitoring and Assessment. (2007) **132**:253-262
 DOI 10.1007/s10661-006-9531-z (16.12.2006)

Elevated PM10 concentrations and high PM2,5/PM10 ratio in the Brussels Urban area during the 2006 Car Free Sunday

P. Vanderstraeten, M. Forton, Y.Lénelle, A. Meurrens, D. Carati, L. Brenig, Z.Y. Offer and E. Zaady
 International Journal for Environment and Waste Management. Accepted for publication.
 Vol. No. 3, Issue Number 4, 2009 – Manuscript Number Assigned **IJEWM-07-0108**

Dust Storm Originate from Sahara Covering Western Europe – A case study

P. Vanderstraeten, Y.Lénelle, A. Meurrens, D. Carati, L. Brenig, A. Delcloo, Z.Y. Offer and E. Zaady
 Atmospheric Environment Vol. 42 (2008) pp 5489-5493, doi: 10.1016/j.atmosenv.2008.02.063

Airborne particulates and traffic related pollutants during Car-Free Days in the Brussels urban area

P. Vanderstraeten, Y. Lénelle, A. Meurrens, D. Carati, L. Brenig and Z.Y. Offer
 Proc. of the 6th Int. Conference on Urban Air Quality, Limassol, Cyprus, 27-29 March 2007

Evaluation of Car Free Days on Air Quality in the Brussels urban area

P. Vanderstraeten, M. Forton, Y. Lénelle, A. Meurrens, D. Carati, L. Brenig and Z.Y. Offer
 Proc. of Innovation for Sustainable Production *i-SUP* 2008, Bruges, Belgium, 22-25 April 2008

4.3.13 Nombre de Particules

Depuis début juillet 2008 un appareil Grimm GR187 du type néphélométrie laser est utilisé dans le poste de mesure de Woluwé afin de compter le nombre de particules : le nombre de particules est déterminé pour 31 différentes classes de taille dans la gamme de 0,25 µm à 32 µm.

Le tableau IV.30 représente, pour certaines classes de particules, les résultats de la distribution des fréquences cumulées du nombre de particules. Il s'agit des résultats de la période hivernale 'octobre 2008 – mars 2009'. Les résultats, exprimés en nombre de particules par litre d'air, sont donnés pour les centiles P10, P30, P50, P70, P90, P95 et P98, pour le maximum (MAX) et pour le nombre moyen des particules (AVG).

Tableau IV.30: **NOMBRE de PARTICULES – Distribution de Fréquences Cumulées**
[Nombre de particules par litre d'air]

PÉRIODE : OCTOBRE 2008 – MARS 2009

Classe	P10	P30	P50	P70	P90	P95	P98	MAX	AVG
> 0,25 µm	84.100	202.700	323.000	461.800	668.500	798.900	1.006.600	1.690.100	362.100
> 0,30 µm	24.750	64.390	123.930	210.760	352.010	422.170	493.700	750.130	159.690
> 0,40 µm	8.740	17.640	33.210	68.320	146.130	186.820	231.900	385.150	57.690
> 0,50 µm	4.120	7.120	11.000	20.830	53.440	75.820	94.510	194.250	20.710
> 0,65 µm	1.510	2.490	3.390	4.930	10.910	16.970	22.730	61.970	5.170
> 1,0 µm	448	789	1.139	1.568	2.553	3.188	4.227	12.293	1.373
> 1,6 µm	171	326	480	666	1.022	1.248	1.561	6.513	558
> 2,5 µm	39	81	124	175	266	325	407	3.413	145
> 10,0 µm	0	0	1	1	3	4	9	297	2
2,5<X<10,0	38	80	122	173	263	322	398	3.326	143

Les figures 4.81 et 4.82 représentent, pour une sélection de différentes classes de particules, l'évolution des résultats de comptage du nombre de particules, respectivement pour le mois de septembre et de décembre 2008. Les résultats sont donnés pour des classes relativement similaires à celles reprises dans le tableau ci-dessus. Vu la grande différence dans l'ordre de grandeur du nombre de particules (quelques uns à des centaines de milliers), les graphiques représentent le logarithme du nombre de particules : une échelle de 6 correspond à un million de particules.

Le plus grand nombre de particules du mois de septembre a été constaté le dimanche matin 21 septembre 2008 entre 02:00 et 06:00 h TU et dans la nuit du dimanche 28 au lundi 29 septembre, entre 21:00 et 06:00 h TU. Pendant ces périodes plutôt calmes, plus d'un million de particules par litre d'air ont été comptées. Pour le mois de décembre 2008 le plus grand nombre de particules a été constaté à la fin du mois. A partir du mardi 30 décembre vers 14:00 h TU et jusqu'au 1^{er} janvier 2009, dans les petites heures, plus d'un million et demi de particules sont comptées. On constate d'ailleurs une augmentation progressive du nombre de particules très fines entre le vendredi 26 et le mercredi 31 décembre 2008. Il s'agit ici probablement de conditions météorologiques qui favorisent d'une part l'accumulation (faible dispersion) et d'autre part le processus de nucléation.

Durant le mois de septembre 2008 et plus précisément du mardi 16 au vendredi 19 et du lundi 22 au vendredi 26 septembre, il y a eu plusieurs périodes où un accroissement important du nombre de particules plus grosses ($>5 \mu\text{m}$, $>7,5 \mu\text{m}$ et $>10 \mu\text{m}$) a été constaté. Il s'agit clairement d'une (re)mise en suspension de particules plus grosses par temps plus sec (humidité plus basse en fonction d'une température croissante), sous influence d'activités locales et/ou du trafic routier. En décembre 2008, on constate un accroissement important du nombre de particules plus grosses quelques heures avant et jusqu'au réveillon du Nouvel An. Ceci correspond probablement aux festivités traditionnelles (p.ex. feux d'artifices, ...).

Les graphiques des figures 4.83 à 4.86 représentent, pour un certain nombre de classes de particules, l'évolution journalière moyenne d'un dimanche, d'un samedi et d'un jour ouvrable moyen pour la période hivernale 'octobre 2008 – mars 2009'.

Le graphique de la figure 4.83 donne les résultats du nombre de particules qui sont plus grandes que $0,25 \mu\text{m}$. Pour la période considérée les résultats sont plus élevés le samedi moyen, suivi par un jour ouvrable et un dimanche moyen. Le dimanche moyen il y a plus de particules présentes durant les heures de nuit que durant la journée. Le graphique de la figure 4.84 donne les résultats pour le nombre de particules qui sont plus grandes que $0,50 \mu\text{m}$. Leur nombre est clairement inférieur les dimanches, mais bien comparable entre les samedis et les jours ouvrables. Les dimanches, le nombre de particules est le plus élevé durant la nuit.

Les graphiques des figures 4.85 et 4.86 donnent des résultats analogues, respectivement pour les particules plus grandes que $1,00 \mu\text{m}$ et $2,50 \mu\text{m}$. Le constat pour les particules plus grandes que $1,00 \mu\text{m}$ est identique à celui des particules plus grandes que $0,50 \mu\text{m}$. Par contre, pour les particules de plus grande taille (plus grand que $2,50 \mu\text{m}$), il n'y a pas de grande divergence à constater entre les différents types de jours. Le nombre de particules le samedi et les jours ouvrables est plus élevé au cours de la journée que pendant les heures de nuit.

La série de données doit sans doute être élargie avant de pouvoir arriver à des conclusions statistiquement significatives. Il est néanmoins clair que, jusqu'à présent, le comptage du nombre de particules apporte une information intéressante et complémentaire aux concentrations massiques. Ces informations confirment également la complexité de la problématique des 'fines particules'. Sous influence de certaines conditions météorologiques, on peut constater la formation de nombreuses particules très fines (processus de nucléation). Dans d'autres conditions, p.ex. une humidité relative plus basse, il y a une plus grande proportion de particules de plus grand diamètre qui sont (re)mises en suspension.

Il n'existe pas de corrélation univoque entre le nombre de particules et la concentration massique présente dans l'air ambiant. Un très grand nombre de particules peut être accompagné d'une concentration massique élevée, mais ceci n'est pas systématiquement le cas. Un nombre plus réduit de particules signifie souvent une concentration massique plus limitée, mais la présence de particules plus grosses fait parfois augmenter la concentration massique de façon importante. L'étude de la relation entre tous ces paramètres nécessitera plus de recherches dans l'avenir.

WOL1 - GRIMM - COUNTING PARTICULATES
LOG10(Number of Particulates) - Half Hourly Values - SEPTEMBER 2008

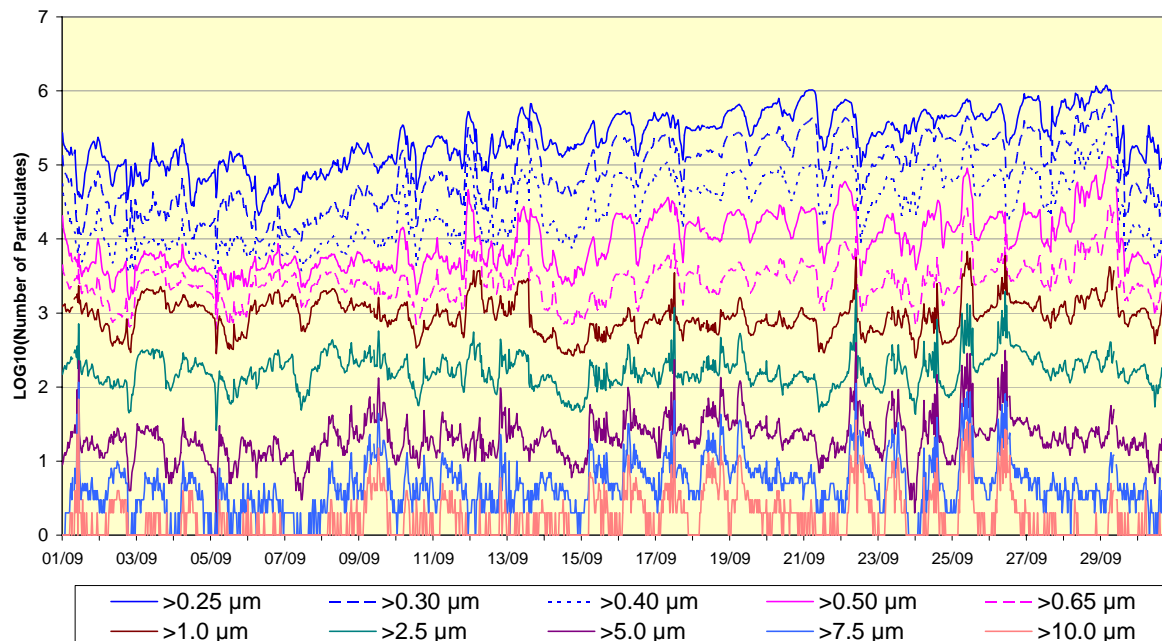


Fig. 4.81: Woluwé – Septembre 2008 – Logarithme du nombre de particules par taille

WOL1 - GRIMM - COUNTING PARTICULATES
LOG10(Number of Particulates) - Half Hourly Values - DECEMBER 2008

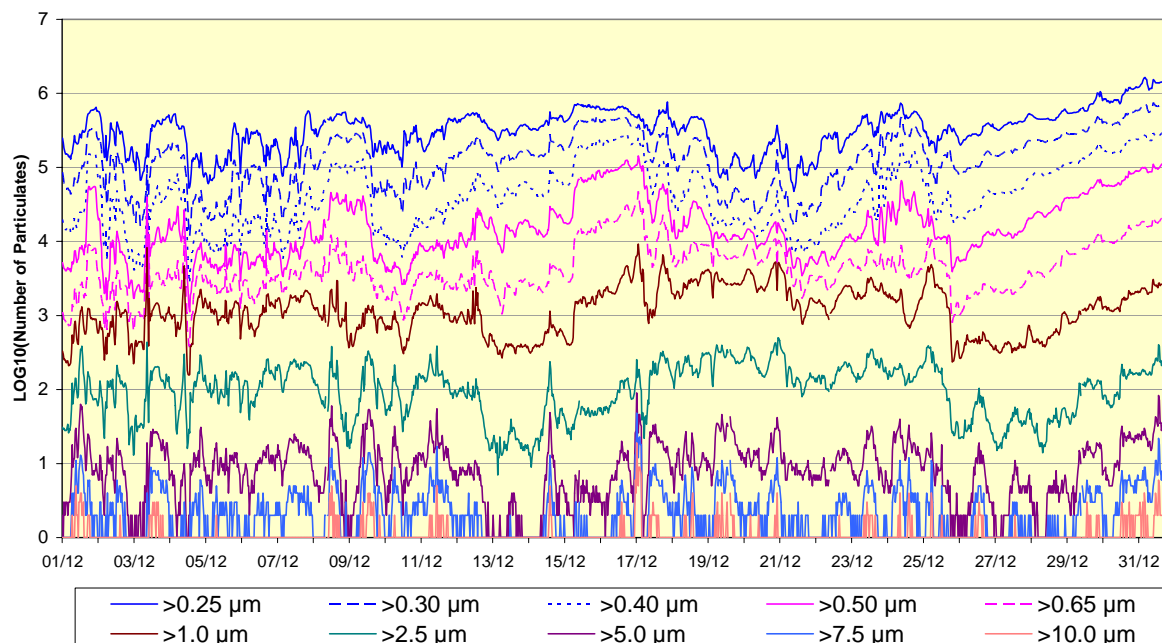


Fig. 4.82: Woluwé – Décembre 2008 – Logarithme du nombre de particules par taille

**Nbr_Part > 0,25 - WOLUWE (WOL1) - EVOL. JOURNALIERE MOYENNE
COMPARAISON DIMANCHE, SAMEDI et JOUR OUVRABLE MOYEN**

Période HIVERNALE : OCTOBRE 2008 - MARS 2009

Nombre Particules

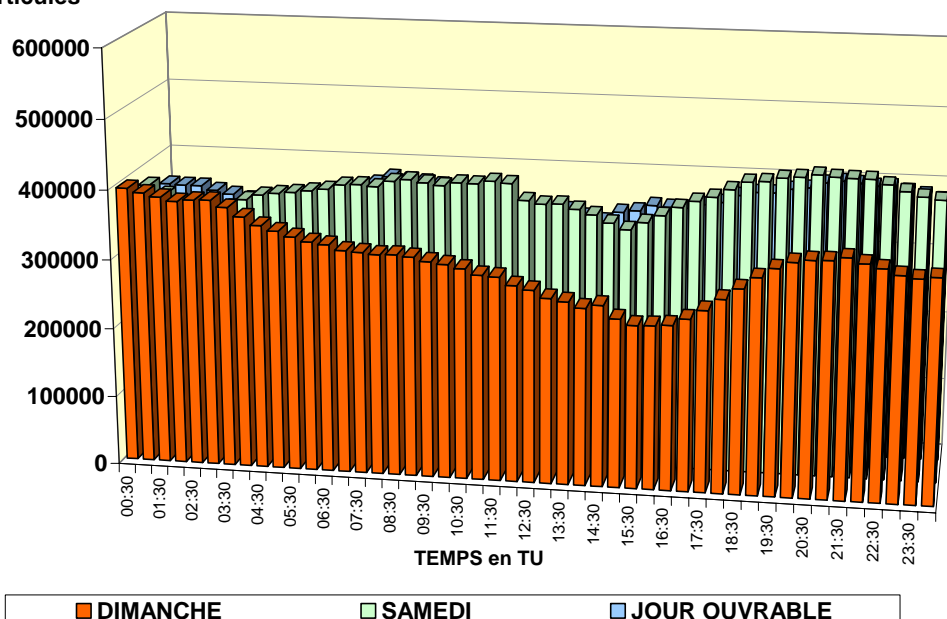


Fig. 4.83: Woluwé – Nombre de particules > 0,25 µm – Évolution journalière moyenne pour un dimanche, un samedi et un jour ouvrable moyen de la période 'octobre 2008 – mars 2009'

**Nbr_Part > 0,50 - WOLUWE (WOL1) - EVOL. JOURNALIERE MOYENNE
COMPARAISON DIMANCHE, SAMEDI et JOUR OUVRABLE MOYEN**

Période HIVERNALE : OCTOBRE 2008 - MARS 2009

Nombre Particules

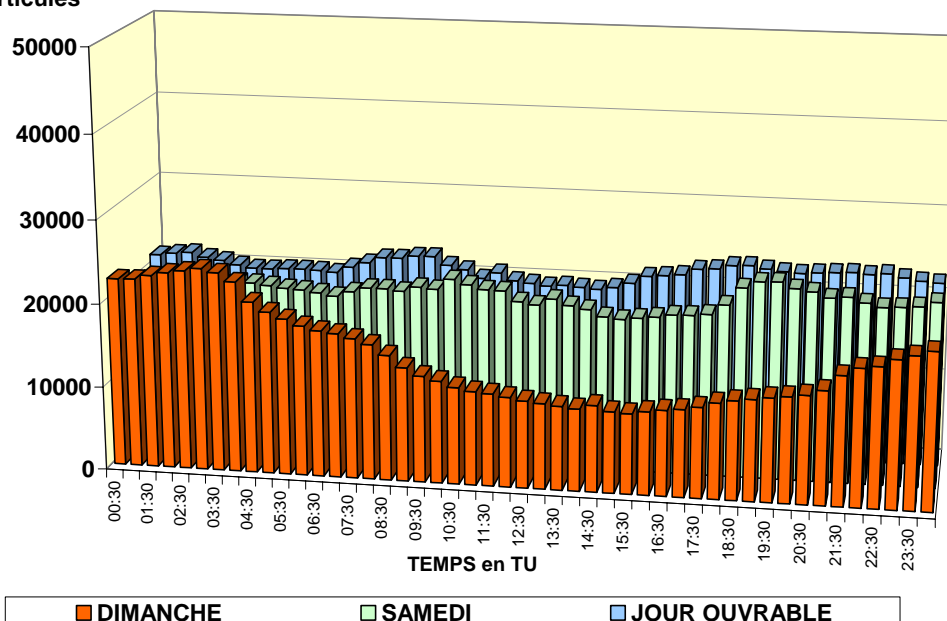


Fig. 4.84: Woluwé – Nombre de particules > 0,50 µm – Évolution journalière moyenne pour un dimanche, un samedi et un jour ouvrable moyen de la période 'octobre 2008 – mars 2009'

**Nbr_Part > 1,00 - WOLUWE (WOL1) - EVOL. JOURNALIERE MOYENNE
COMPARAISON DIMANCHE, SAMEDI et JOUR OUVRABLE MOYEN**

Période HIVERNALE : OCTOBRE 2008 - MARS 2009

Nombre Particules

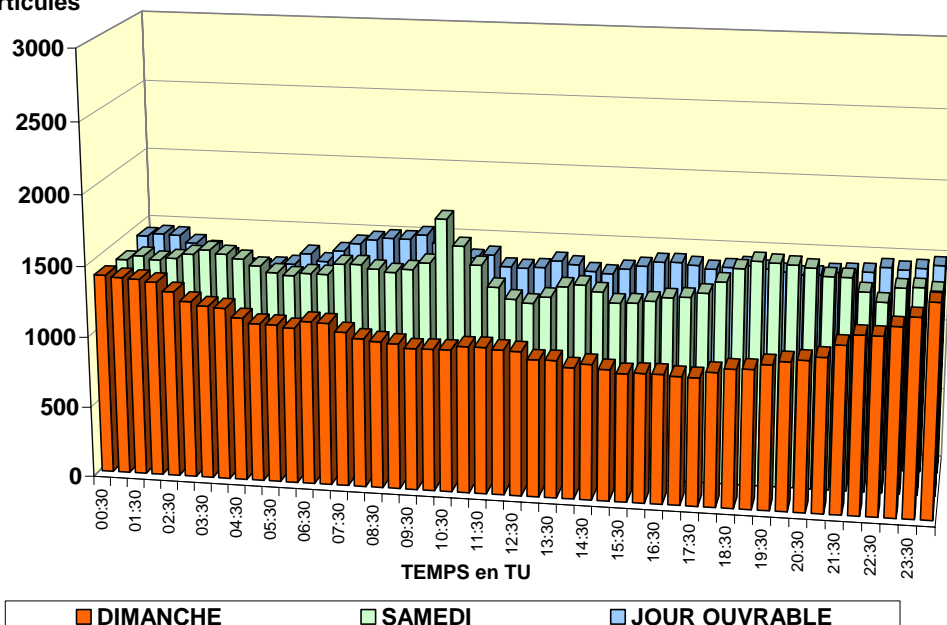


Fig. 4.85: Woluwé – Nombre de particules > 1,00 µm – Évolution journalière moyenne pour un dimanche, un samedi et un jour ouvrable moyen de la période 'octobre 2008 – mars 2009'

**Nbr_Part > 2,50 - WOLUWE (WOL1) - EVOL. JOURNALIERE MOYENNE
COMPARAISON DIMANCHE, SAMEDI et JOUR OUVRABLE MOYEN**

Période HIVERNALE : OCTOBRE 2008 - MARS 2009

Nombre Particules

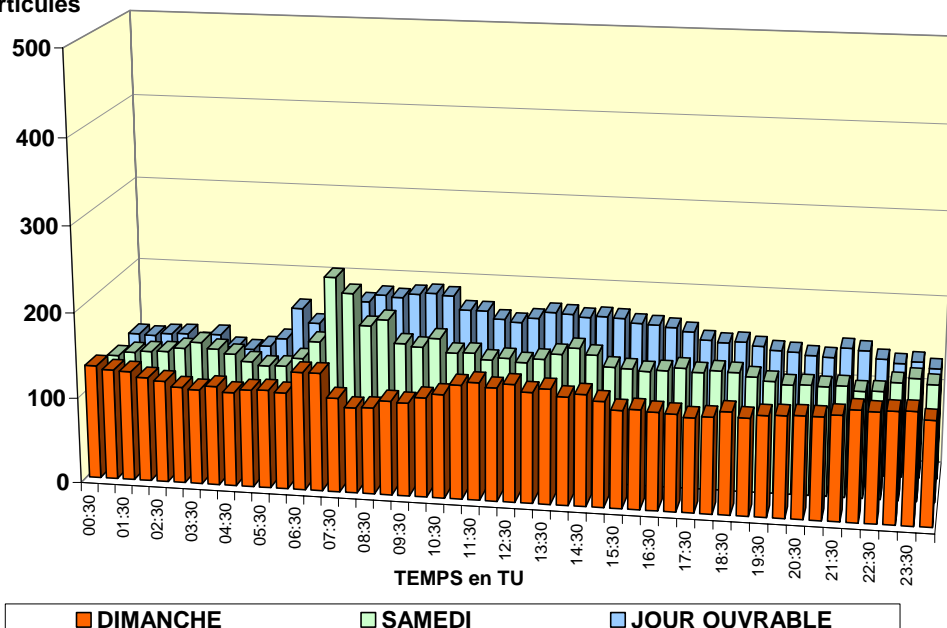


Fig. 4.86: Woluwé – Nombre de particules > 2,50 µm – Évolution journalière moyenne pour un dimanche, un samedi et un jour ouvrable moyen de la période 'octobre 2008 – mars 2009'

4.4 COMPOSES ORGANIQUES VOLATILS (C.O.V.)

La teneur en composés organiques volatils dans l'air ambiant est mesurée en 6 endroits différents dans la Région de Bruxelles-Capitale, à savoir Molenbeek (R001), Ixelles-Avenue de la Couronne (R002), Arts-Loi (B003), Uccle (R012), Woluwé-St-Lambert (WOL1-WOL2) et à la hauteur du Parlement Européen (B006).

Durant toute l'année, dans les cinq premiers points de mesure, l'air est échantillonné à l'aide de tubes absorbants Carbotrap. Aux quatre premiers points de mesure, un seul échantillon est pris sur une semaine complète (échantillon hebdomadaire), tandis qu'au dernier point de mesure, l'échantillonnage se fait sur une période de 24 heures (7 échantillons journaliers par semaine). Lors de l'analyse en laboratoire, la présence de 12 composés différents est examinée par chromatographie en phase gazeuse. Il s'agit des composés suivants :

aromatiques	: benzène, toluène, m+p-xylène, o-xylène et éthylbenzène
alifatiques	: n.pentane, n.hexane, 2-méthylhexane, n.heptane et n.octane
hydrocarbures chlorés	: 1,2-dichloroéthane et tétrachloroéthylène

Dans la détermination des C.O.V., l'attention va surtout aux BTX (benzène, toluène et les xylènes). Cette méthode a été complétée par des mesures de BTX basées sur des appareils en continu, qui donnent une image plus détaillée (par demi-heure) de la pollution. En octobre 1999, un premier appareil de mesure en continu des BTX a été mis en service au poste de mesure de Woluwé-St-Lambert (WOL2). Depuis décembre 2002 un deuxième appareil de ce type est opérationnel au poste de mesure du Parlement Européen (B006).

4.4.1 Réglementation benzène

Le benzène est une substance dont les propriétés cancérigènes sont reconnues. La teneur en benzène dans l'air ambiant n'était soumise, jusqu'il y a peu, à aucune valeur normative. Une directive européenne 2000/69/CE fixe, pour le benzène, une valeur limite de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ comme moyenne annuelle d'ici 2010. Une marge de dépassement de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est acceptée entre décembre 2000 et le 1^{er} janvier 2006. Par après cette marge de dépassement diminue tous les 12 mois de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et elle sera nulle le 1^{er} janvier 2010, date à partir de laquelle la valeur limite de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sera d'application.

4.4.2 Résultats et évolution

La moyenne annuelle est calculée pour chaque composé, sur base des résultats obtenus (valeur hebdomadaire, journalière ou semi-horaire). Le tableau IV.31 donne les concentrations moyennes de BTX pour les périodes annuelles passées. Des tableaux plus détaillés, avec les concentrations moyennes mensuelles des 12 C.O.V. mesurés, figurent en annexe J.

**Tableau IV.31 : HYDROCARBURES AROMATIQUES
CONCENTRATION MOYENNE ANNUELLE [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]**

<u>Benzène</u>	R001	R002	B003	R012	WOL1	WOL2	B006
1989		6.2					
1990		5.4					
1991		9.1					
1992		10.8					
1993		--					
1994		10.7					
1995	4.4	9.4	14.8	2.5			
1996	4.5	8.2	13.7	2.9			
1997	5.0	8.4	14.1	2.9	3.8		
1998	4.3	7.7	13.0	2.9	--		
1999	3.5	6.2	9.2	2.0	2.5	--	
2000	2.2	3.9	5.0	1.3	1.7	1.8	
2001	2.1	--	4.7	1.4	1.9	1.7	
2002	2.2	3.3	(4.2)	1.3	1.6	1.2	--
2003	1.9	3.2	3.4	1.4	1.6	1.7	1.9
2004	1.8	2.7	3.4	1.2	1.2	1.2	1.6
2005	1.4	2.3	2.5	1.0	1.2	1.5	1.5
2006	1.6	3.2	3.2	1.1	1.3	1.1	1.4
2007	1.4	3.7	2.6	0.9	1.1	0.9	0.9
2008	1.2	1.9	(2.1)	0.8	0.9	0.8	1.1

<u>Toluène</u>	R001	R002	B003	R012	WOL1	WOL2	B006
1989		26.7					
1990		22.1					
1991		35.4					
1992		39.4					
1993		--					
1994		29.3					
1995	16.2	32.0	48.7	8.4			
1996	15.3	26.4	41.5	8.8			
1997	22.0	33.3	55.4	10.4	13.3		
1998	17.3	31.1	42.7	8.6	--		
1999	14.6	24.2	33.9	8.1	9.6	--	
2000	11.7	19.9	23.6	6.0	8.2	7.5	
2001	11.6	--	22.5	6.6	7.9	6.5	
2002	10.3	14.0	(17.3)	5.1	6.3	4.1	--
2003	9.6	11.6	15.9	4.9	5.8	5.3	7.5
2004	7.4	9.1	13.9	4.8	4.6	4.4	5.3
2005	6.9	8.4	13.7	3.8	4.3	4.4	4.7
2006	6.2	7.7	10.3	3.9	3.7	4.1	4.1
2007	6.9	6.8	9.6	4.7	3.5	3.7	4.9
2008	5.0	5.6	(7.1)	3.1	2.8	3.1	4.3

<u>m+p-Xylène</u>	R001	R002	B003	R012	WOL1	WOL2	B006
1989		15.8					
1990		14.0					
1991		17.8					
1992		18.6					
1993		--					
1994		15.9					
1995	13.4	21.5	36.5	6.9			
1996	10.6	15.6	26.2	6.2			
1997	16.8	19.4	37.9	10.0	9.2		
1998	9.9	17.3	26.5	4.9	--		
1999	6.6	11.2	16.5	3.2	4.2	--	
2000	4.5	7.2	9.3	1.9	2.9	2.7	
2001	4.3	--	8.2	1.9	2.8	2.0	
2002	3.8	4.6	(6.4)	1.4	2.0	1.1	--
2003	3.5	5.5	8.4	1.5	2.1	2.5	3.0
2004	2.9	4.2	5.6	1.6	1.8	1.6	1.6
2005	2.5	3.5	4.8	1.1	1.6	1.3	1.3
2006	2.1	3.0	5.4	0.9	1.2	1.1	1.8
2007	2.4	2.5	3.0	1.0	1.0	1.0	0.8
2008	1.6	1.8	(2.3)	0.8	0.8	0.8	1.5

<u>o-Xylène</u>	R001	R002	B003	R012	WOL1	WOL2	B004
1989		5.7					
1990		5.3					
1991		6.7					
1992		6.7					
1993		--					
1994		7.1					
1995	6.0	11.0	18.9	2.9			
1996	4.7	7.5	13.3	2.9			
1997	7.5	9.3	18.2	3.8	4.2		
1998	4.3	7.4	11.4	2.0	--		
1999	2.5	4.4	6.7	1.2	1.6	--	
2000	1.7	2.8	3.7	0.7	1.2	1.2	
2001	1.8	--	3.2	0.8	1.1	0.9	
2002	1.5	1.8	(2.6)	0.5	0.8	0.4	--
2003	1.4	2.1	3.2	0.6	0.8	1.1	1.3
2004	1.2	1.8	2.2	0.7	0.8	0.7	1.4
2005	1.0	1.4	2.0	0.4	0.6	0.5	1.1
2006	0.7	1.1	2.0	0.3	0.4	0.5	0.9
2007	0.8	1.0	1.1	0.3	0.3	0.3	0.8
2008	0.5	0.7	(0.9)	0.3	0.3	0.3	0.3

-- : moins de 50% de données disponibles

() : série incomplète de données – (interruption des mesures)

A l'instar du NO et du CO, les concentrations sont maximales aux points de mesure situés à proximité du trafic et où l'espace environnant est plutôt fermé. Les valeurs les plus élevées sont enregistrées au carrefour Arts-Loi (B003), suivi par l'Avenue de la Couronne à Ixelles (R002). Les valeurs les plus basses sont observées au point de mesure d'Uccle (R012).

L'évolution de la concentration moyenne annuelle de benzène à plus long terme est représentée graphiquement à la figure 4.87. Après une augmentation de la moyenne annuelle entre 1989 et 1992, résultant de l'introduction de l'essence sans plomb, une tendance à la baisse est constatée à partir de 1997. Les changements dans la composition des carburants (auto-oil) et l'amélioration du parc de voitures ont contribué à améliorer la situation. Depuis 2001 l'objectif de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en tant que moyenne annuelle a été respecté dans tous les postes de mesures. Le respect de l'objectif de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à partir de 2010 peut donc être considérée comme quasiment certain.

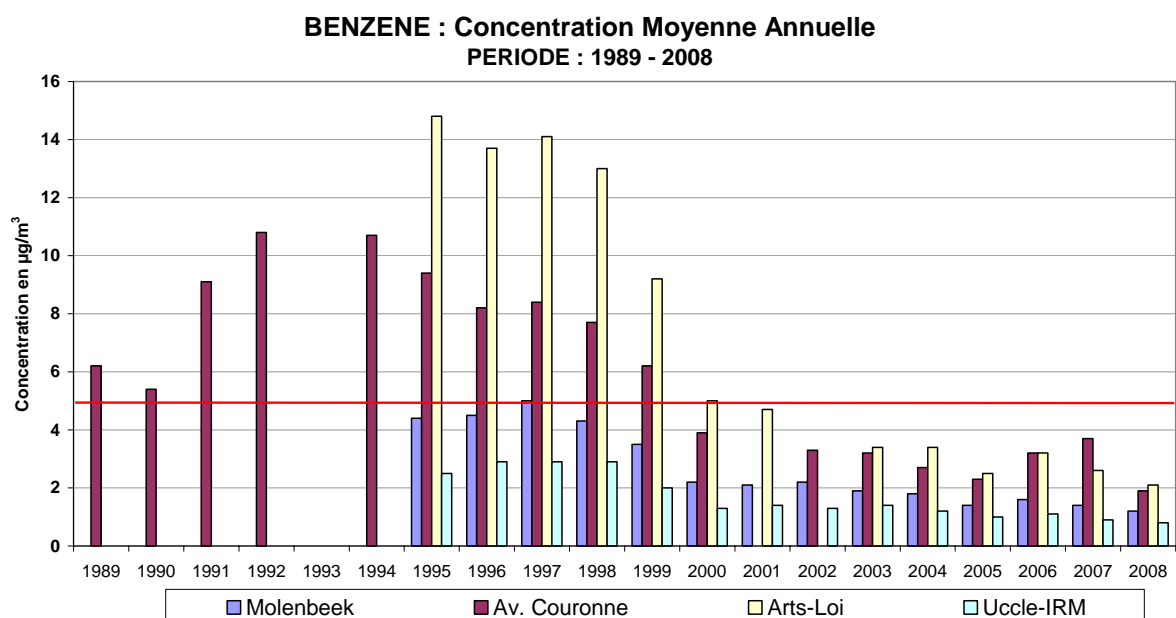


Fig. 4.87: Benzène - évolution de la concentration moyenne annuelle. Période 1989-2008

L'évolution de la concentration moyenne annuelle de toluène et de la concentration globale des différents xylènes, est représentée graphiquement aux figures 4.88 et 4.89. L'évolution présente certaines similitudes avec celle du benzène, notamment une augmentation des concentrations entre 1989 et 1992 et une tendance à la baisse à partir de 1997.

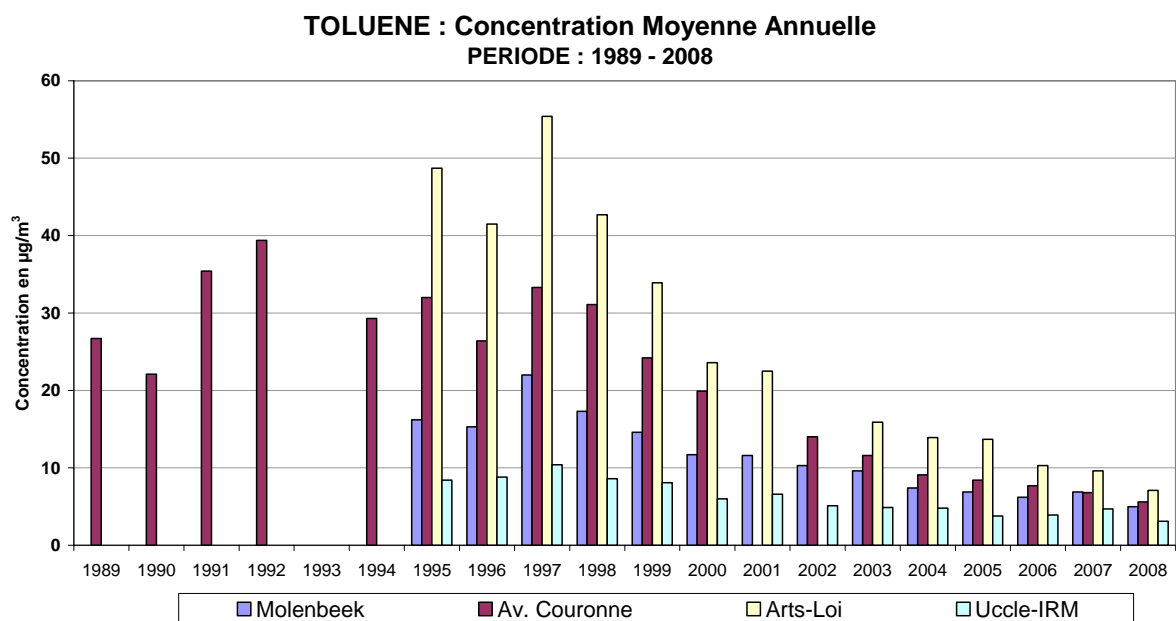


Fig. 4.88: Toluène - évolution de la concentration moyenne annuelle. Période 1989-2008

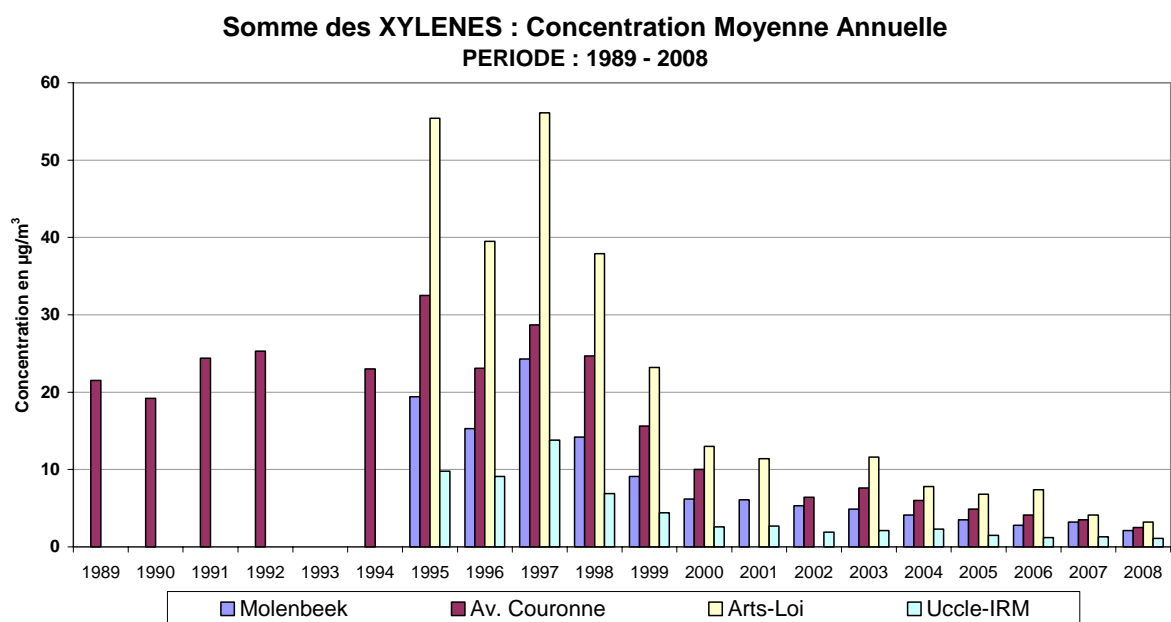


Fig. 4.89: Xylènes (meta+para+ortho) - évolution de la concentration moyenne annuelle Période 1989-2008

L'évolution de la concentration des différents composés est plus ou moins similaire dans tous les lieux de mesure. Une tendance à la baisse se dessine clairement à partir de l'année 1997.

4.4.3 Rendement et précision des résultats pour les C.O.V. :

Le Laboratoire de Recherche en Environnement de l'IBGE disposait entre 1998 et 2004 d'une accréditation EN45001 pour déterminer notamment la teneur en C.O.V. dans l'air ambiant. La reproductibilité et la précision des résultats est meilleure que 10%. Le rendement (saisie de données en %) des résultats de benzène est repris au tableau IV.32.

Tableau IV.32 : **BENZÈNE : rendement (saisie de données en %)**

PÉRIODE : 1 JANVIER – 31 DECEMBRE

Benzène	R001	R002	B003	R012	WOL1	WOL2	B006
1994		71.7		38.6			
1995	57.8	96.4	85.4	93.4			
1996	89.3	95.3	87.7	93.4			
1997	91.7	89.8	93.6	92.0	79.4		
1998	93.9	93.9	93.9	99.7	39.1		
1999	92.3	99.9	94.2	99.9	83.0		
2000	98.0	98.0	99.9	97.8	84.1	82.7	
2001	90.1	34.7	96.1	96.1	83.5	66.8	
2002	98.0	54.7	42.4	98.0	85.7	92.6	9.8
2003	98.0	85.7	70.9	95.8	92.8	78.0	74.5
2004	90.1	98.0	72.9	99.9	93.1	92.8	88.2
2005	96.1	92.3	83.8	94.2	92.8	86.5	87.6
2006	97.8	99.9	97.8	94.2	90.9	83.2	93.9
2007	94.2	61.3	98.0	99.9	94.7	89.3	74.7
2008	96.1	84.4	62.8	98.0	96.9	93.4	67.2

(): interruption temporaire des mesures

4.4.4 Réseau de mesure pour le Benzène

Dans le cadre de la directive concernant le benzène, un réseau comportant 20 points de prélèvements a été installé en 1998. Il a pour but de donner une représentation spatiale des niveaux de benzène dans la Région de Bruxelles-Capitale et de mettre en évidence les zones où la norme ne serait éventuellement pas respectée. Les emplacements sont choisis pour être représentatifs des différents cadres de vie de la population : parcs publiques, jardins privés, artères à circulation intense et "canyon street".

Les prélèvements sont réalisés au moyen de tubes à diffusion passive, exposés par période de 4 semaines. Les analyses des concentrations de benzène sont faites en laboratoire par chromatographie gazeuse après désorption thermique.

La figure 4.90 représente l'évolution des concentrations moyennes annuelles mesurées pour différents postes du réseau benzène. L'emplacement des postes de mesure avec en fond une carte de la Région est donné à la figure 4.91.

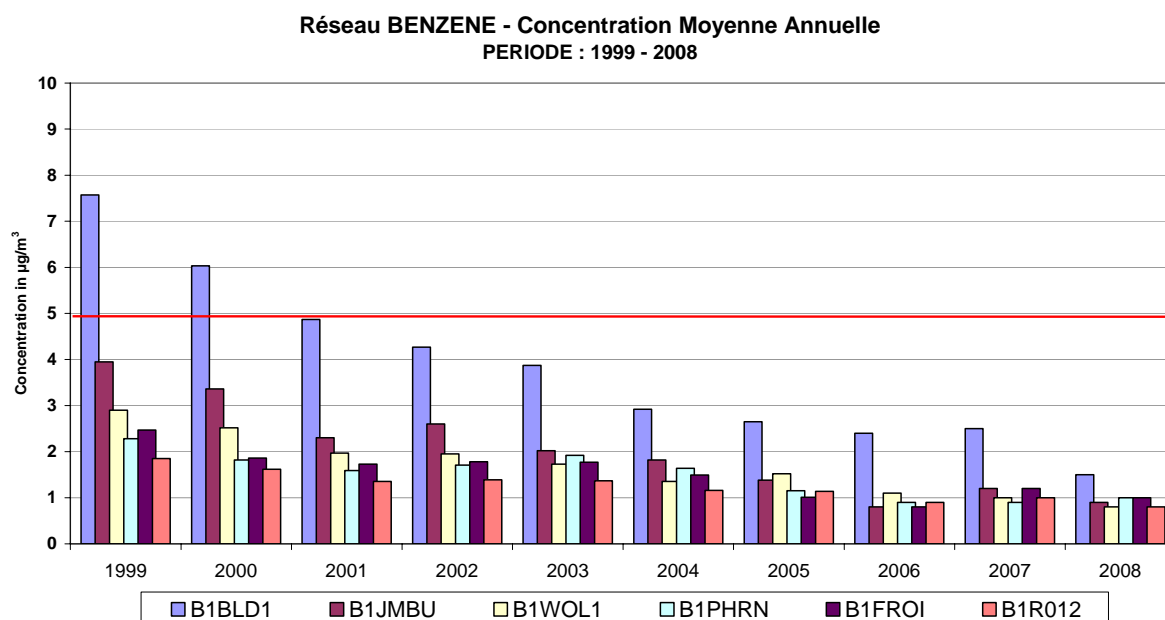


Fig. 4.90 : Benzène - évolution de la concentration (1998-2008)

Les résultats de ce réseau de mesure montrent également une diminution nette des concentrations en benzène à des endroits situés à proximité du trafic.

La figure 4.91 représente la distribution spatiale de la concentration moyenne annuelle obtenue en 2006, 2007 et 2008, ainsi que l'emplacement et l'identification des endroits de mesure. Il n'y a plus de dépassement de la valeur limite de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en tant que concentration moyenne annuelle.

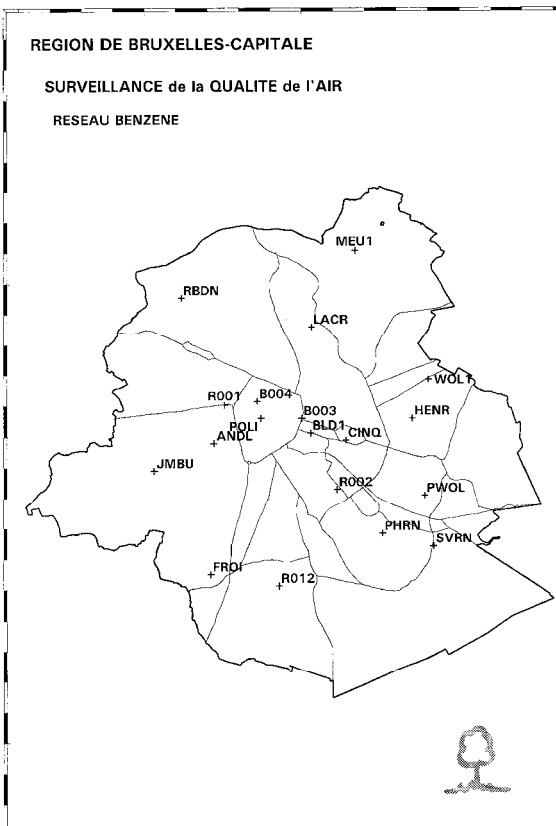
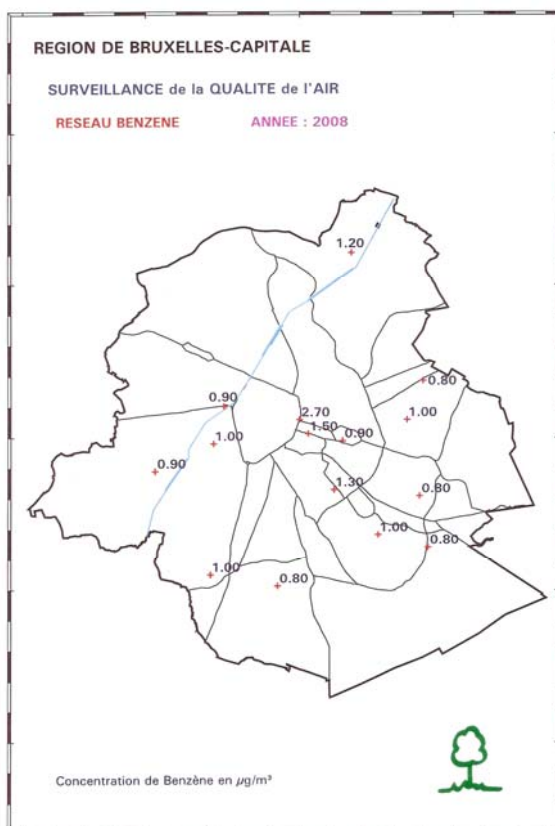
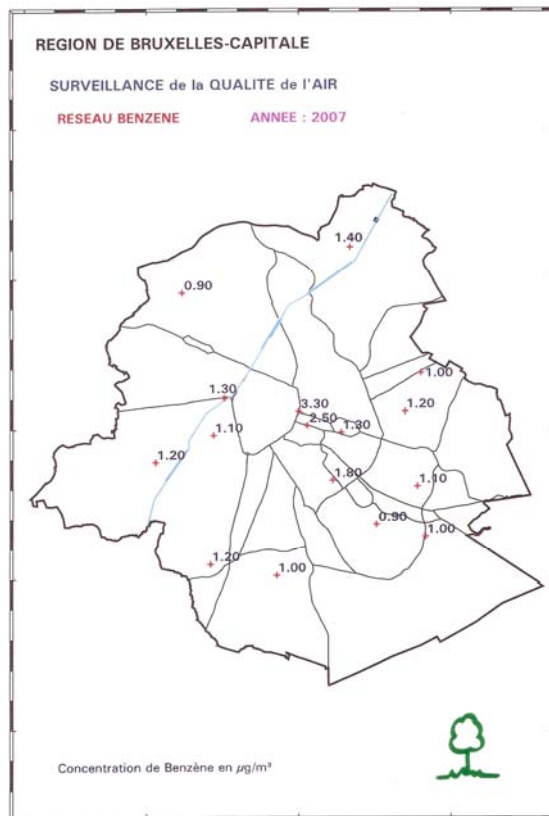
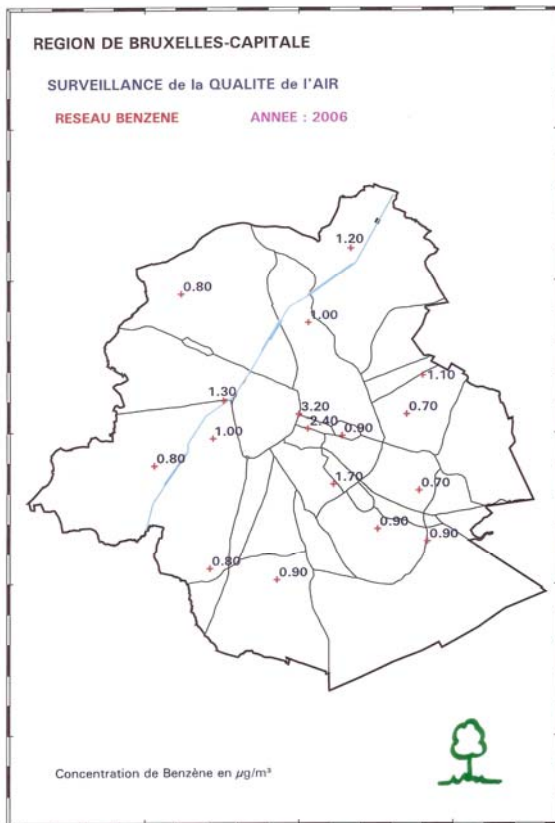


Fig. 4.91: Benzène - concentration moyenne annuelle en benzène en 2006, 2007 et 2008
Emplacement et identification des endroits de mesure

4.5 HYDROCARBURES POLYAROMATIQUES (H.P.A.)

Au cours de l'année 1997, une procédure a été mise au point pour déterminer la teneur en hydrocarbures polyaromatiques dans l'air. Entre fin 1997 et mi-1998, un échantillonnage permanent a ensuite été lancé à cinq points de mesure, à savoir dans l'Avenue de la Couronne à Ixelles (R002), à Uccle (R012), à Woluwé-St-Lambert (WOL1), dans la rue Belliard (BLD1) et au parc Meudon (MEU1). L'échantillonnage est basé sur les prélèvements hebdomadaires, via un échantillonnage continu sur sept jours consécutifs. L'analyse est ensuite réalisée en laboratoire. Des informations plus détaillées sur la méthode d'analyse sont présentées à l'annexe A.

Depuis 2006, 3 stations ont été équipées de système de prélèvement conformes à la nouvelle directive. Les échantillonnages se font via une tête PM10 et le volume prélevé quotidiennement est de 24 m³. Il s'agit des stations R001 (Molenbeek), R012 (IRM) et WOL2 (IBGE).

À l'origine, lors de l'analyse, la concentration en particules HPA de 8 composés différents, présents totalement en phase solide, était déterminée:

- Benzo e pyrène
- Benzo a pyrène
- Benzo b fluoranthène
- Benzo k fluoranthène
- Indénol(123cd)pyrène
- Benzo ghi pérylène
- Coronène
- Benzo(a)anthracène

La somme des concentrations de ces 8 composés est désignée ci-après "**Somme 8 H.P.A.**".

Entre 2001 et 2006 un sixième poste de mesure (IHE2) a été installé dans le jardin de l'Institut de Santé Publique (ISP). Ce poste, à proximité de celui de l'Avenue de la Couronne (R002), est protégé par les bâtiments de l'impact direct des émissions du trafic.

De plus en 2001, trois autres composés ont été ajoutés à la liste à analyser; il s'agit de:

- Fluoranthène
- Pyrène
- Dibenzo(a,h)anthracène

La somme des concentrations des 11 composés est désignée ci-après "**Somme 11 H.P.A.**".

4.5.1 Réglementation HPA

Étant donné que l'on reconnaît des propriétés cancérigènes ou mutagènes à certains H.P.A., on craint qu'une exposition excessive à ces substances n'ait éventuellement des impacts sur la santé. La teneur en HPA dans l'air ambiant n'était soumise, jusqu'il y a peu, à aucune valeur normative.

La directive européenne 2004/107/CE concernant l'arsenic, le cadmium, le mercure, le nickel et les hydrocarbures polycycliques aromatiques fixe, pour le Benzo(a)pyrène, une valeur cible de 1 ng/m³, en tant que concentration moyenne annuelle, à atteindre à partir du 1^{er} janvier 2013.

4.5.2 Résultats et évolution

Les concentrations moyennes sont calculées par mois et par année civile sur base des résultats hebdomadaires. Les concentrations moyennes de quelques composés, notamment le *benzo e pyrène*, le *beno a pyrène*, et la *somme de 8 composés HPA* et la *somme de 11 composés HPA* sont reproduits dans le tableau IV.33. Il s'agit des concentrations moyennes des années calendriers 1998 à 2008. L'unité de concentration est le nanogramme par mètre cube d'air [ng/m³].

Les résultats annuels des autres composés sont donnés à l'*annexe I*. Pour la période 1998 à 2008 les valeurs mensuelles de tous les composés figurent à l'*annexe J*.

Au cours du mois septembre 2004, le poste de mesure de la Rue Belliard (BLD1) a été mis à l'arrêt à cause des travaux de rénovation du bâtiment où le poste était installé. Le poste IHE2 a été mis à l'arrêt en 2006 pour des raisons similaires.

Tableau IV.33: H.P.A. - CONCENTRATION MOYENNE ANNUELLE [ng/m³]

PÉRIODE : 1 JANVIER – 31 DÉCEMBRE

Benzo e pyrène	R001	R002	R012	WOL1	WOL1	BLD1	MEU1	IHE2
1998		--	0.62	0.70		1.12	0.54	--
1999		1.19	0.47	0.58		0.87	0.52	--
2000		0.92	0.38	0.44		0.75	0.39	--
2001		0.62	0.31	0.40		0.56	0.39	0.26
2002		0.76	0.44	0.42		0.69	0.45	0.39
2003		0.53	0.32	0.33		0.49	0.35	0.37
2004		0.60	0.40	0.46		0.45	0.53	0.44
2005		0.38	0.26	0.40		#	0.39	0.32
2006	(0.23)	0.48	0.31	0.39	(0.18)		0.49	(0.54)
2007	0.47	0.43	0.29	0.37	0.38		0.58	#
2008	0.32	0.37	0.26	0.29	0.31		0.34	

Benzo a pyrène	R001	R002	R012	WOL1	WOL2	BLD1	MEU1	IHE2
1998		--	0.60	0.72		1.08	0.44	--
1999		1.01	0.37	0.50		0.71	0.40	--
2000		0.71	0.29	0.36		0.55	0.29	--
2001		0.59	0.31	0.41		0.51	0.39	0.24
2002		0.71	0.44	0.46		0.63	0.50	0.46
2003		0.53	0.30	0.33		0.45	0.33	0.37
2004		0.54	0.35	0.45		0.36	0.50	0.41
2005		0.32	0.20	0.35		#	0.33	0.27
2006	(0.20)	0.40	0.29	0.34	(0.17)		0.41	(0.46)
2007	0.47	0.34	0.28	0.29	0.39		0.45	#
2008	0.36	0.32	0.28	0.27	0.33		0.30	

Suite du Tableau IV.33: **H.P.A. - CONCENTRATION MOYENNE ANNUELLE**

Somme-8-H.P.A.	R001	R002	R012	WOL1	WOL2	BLD1	MEU1	IHE2
1998		--	4.74	5.22		9.34	3.81	--
1999		9.97	3.47	4.49		6.83	3.59	--
2000		7.46	2.79	3.31		5.58	2.81	--
2001		5.25	2.50	3.17		4.39	2.98	2.03
2002		6.34	3.50	3.60		5.49	3.74	3.43
2003		4.48	2.69	2.78		3.99	2.81	3.10
2004		4.88	3.27	3.67		3.46	4.22	3.46
2005		2.97	2.03	3.06		#	3.11	2.42
2006	(1.81)	3.61	2.54	3.00	(1.49)		3.76	(4.36)
2007	3.59	3.45	2.15	2.69	2.82		4.40	#
2008	2.44	2.66	2.05	2.11	2.37		2.45	

Somme-11-H.P.A.	R001	R002	R012	WOL1	WOL2	BLD1	MEU1	IHE2
2002		8.88	5.06	5.08		8.55	5.48	4.71
2003		7.32	4.26	4.01		7.92	4.25	4.36
2004		8.46	5.59	5.47		8.06	7.69	5.02
2005		5.15	3.37	4.60		#	5.72	3.30
2006	(2.59)	6.48	3.63	4.64	(2.24)		7.97	(6.49)
2007	5.33	6.27	3.26	4.07	4.40		7.77	#
2008	3.68	5.24	2.92	3.17	3.51		4.75	

Les concentrations moyennes les plus élevées sont enregistrées dans la rue Belliard (BLD1) et dans l'Avenue de la Couronne (R002). Ces deux points de mesure sont situés dans un environnement plutôt fermé, où le trafic est intense. Au point de mesure de Woluwé (WOL1 et WOL2), également situé dans un environnement à trafic intense mais plus ouvert, des concentrations plus faibles sont observées. La station R001 installée depuis 2006 est aussi dans un environnement industriel et à trafic dense.

Les concentrations moyennes sont les plus basses aux points de mesure d'Uccle (R012) et dans le jardin de l'ISP (IHE2). Ces postes sont situés dans un environnement plus ouvert où l'influence directe du trafic est assez limitée. La situation du point de mesure à Uccle, sur le terrain de l'IRM, situé en hauteur par rapport à la ville, est idéale pour déterminer la concentration de fond de la plupart des polluants dans la Région de Bruxelles-Capitale. Les résultats H.P.A. au poste IHE2 sont à peine supérieurs à ceux du poste d'Uccle.

L'évolution des concentrations moyennes annuelles du composé **benzo a pyrène** est représentée graphiquement à la figure 4.92. La valeur cible de 1 ng/m^3 est respectée dans tous les postes de mesure de la Région. L'évolution des concentrations moyennes annuelles de la somme de 8 composés HPA différents est représentée à la figure 4.93.

Benzo a PYRENE : CONCENTRATION MOYENNE ANNUELLE
PERIODE : 1998 - 2008

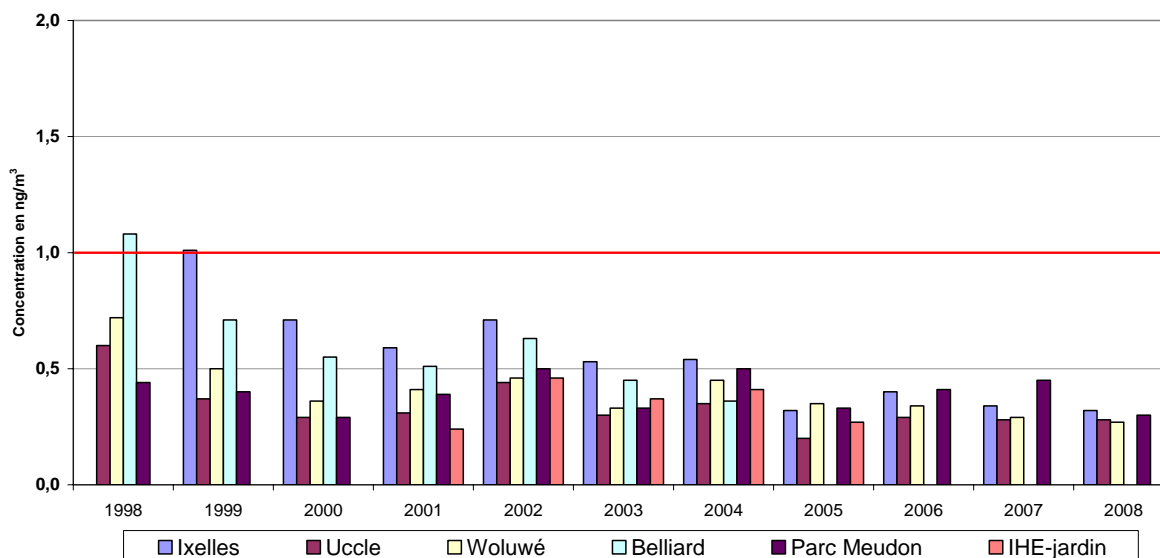


Fig. 4.92: Évolution de la concentration moyenne annuelle du **benzo a pyrène** (1998 – 2008)

Somme_8 HPA : CONCENTRATION MOYENNE ANNUELLE
PERIODE : 1998 - 2008

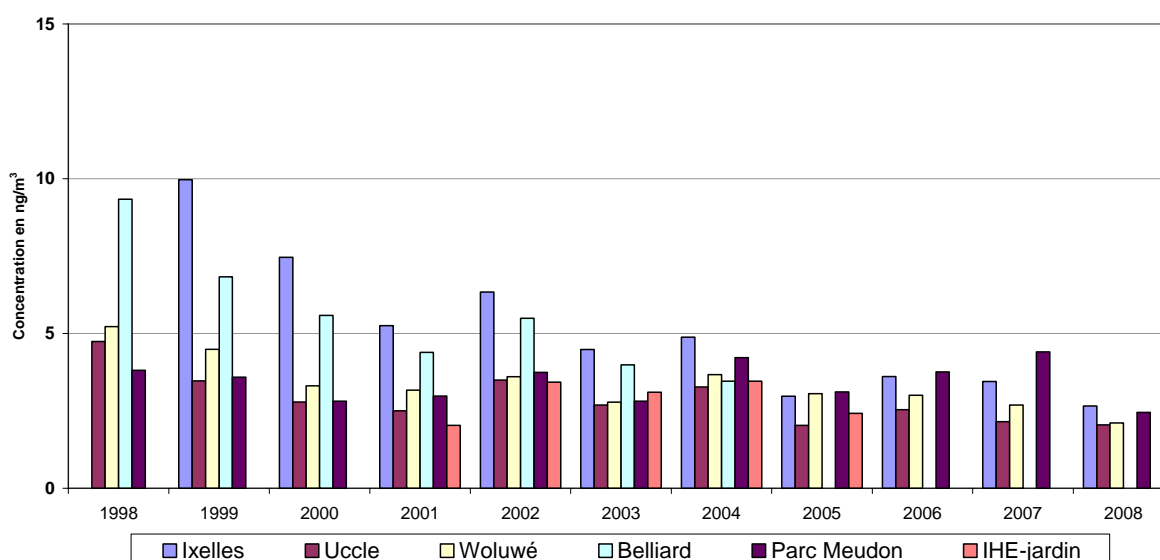


Fig. 4.93: Somme des concentrations moyennes annuelles de 8 composés HPA (1998 – 2008)

L'évolution des concentrations moyennes mensuelles du composé **benzo a pyrène** et de la somme des concentrations de 8 composés différents est représentée graphiquement aux figures 4.94 et 4.95. Il ressort de l'évolution qu'à tous les lieux de mesure, les concentrations sont manifestement maximales durant les mois d'hiver. Ceci est d'ailleurs le cas pour tous les composés H.P.A. mesurés. La part plus importante du chauffage dans les émissions totales, d'une part, et les conditions météorologiques, d'autre part, souvent moins favorables à la dispersion durant les mois d'hiver, en sont notamment responsables.

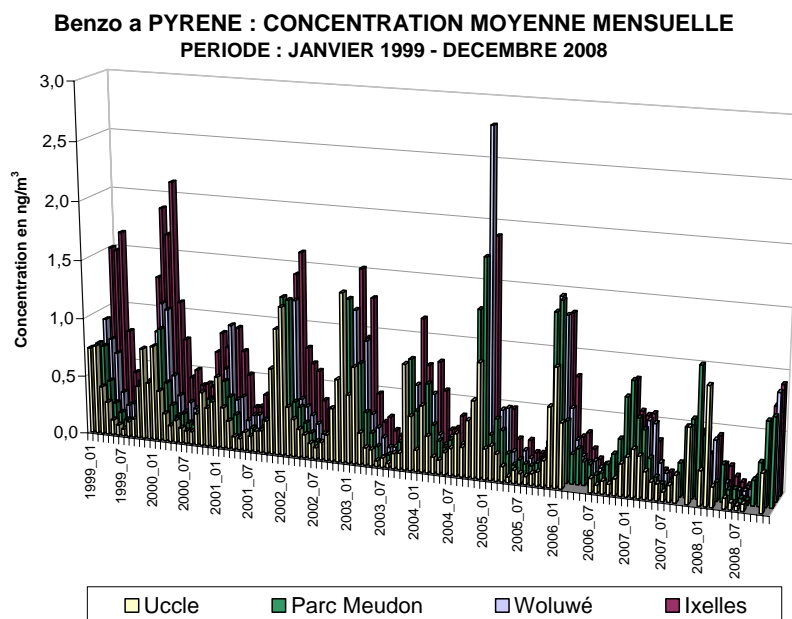


Fig. 4.94: Évolution de la concentration moyenne mensuelle du **benzo a pyrène** dans 4 postes de mesure. Période : janvier 1999 - décembre 2008

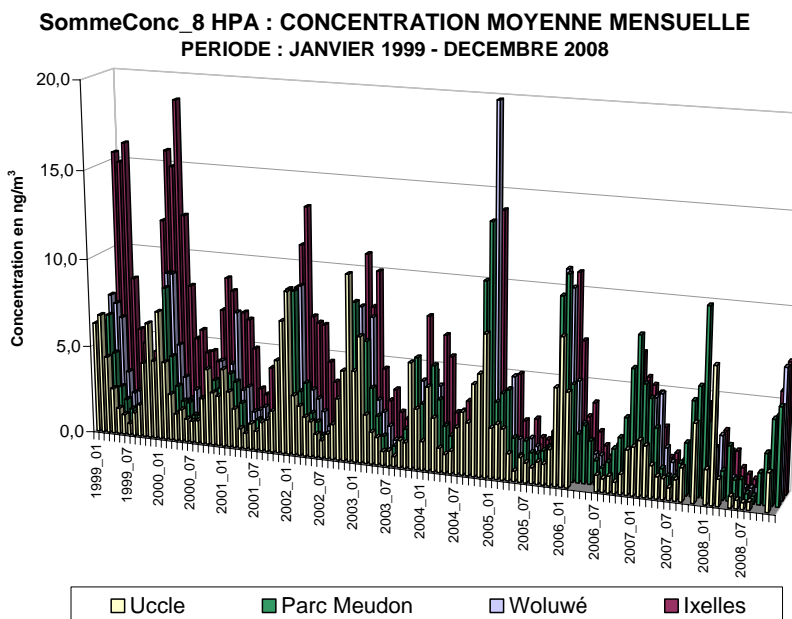


Fig. 4.95: Évolution de la somme des concentrations moyennes mensuelles de 8 composés dans 4 postes de mesure. Période : janvier 1999 - décembre 2008

4.5.3 Rendement et précision des résultats pour les H.P.A.

La reproductibilité et la précision des résultats est de l'ordre de 10%. Le rendement (saisie de données en %) des résultats pour la concentration de benzo a pyrène est donné dans le tableau IV.34.

Tableau IV.34: **H.P.A. - rendement (saisie de données en %)**

PÉRIODE : 1 JANVIER – 31 DÉCEMBRE

Benzo a pyrène.	R001	R002	R012	WOL1	WOL2	BLD1	MEU1	IHE2
1997			(15.8)	(15.8)		(15.8)		
1998		(16.7)	98.0	97.8		99.9	75.3	
1999		99.9	99.9	98.0		98.0	78.9	
2000		90.7	92.6	92.6		94.5	90.7	(26.5)
2001		90.1	91.6	95.6		91.7	84.1	80.2
2002		90.4	94.2	98.0		94.2	88.2	46.0
2003		88.4	98.0	99.9		96.1	86.5	65.2
2004		96.7	96.7	90.9		65.0	92.8	92.8
2005		98.0	98.0	98.0		#	96.1	69.5
2006	(46.5)	96.1	64.1	98.0	(49.3)		96.1	(35.3)
2007	87.9	89.5	80.8	95.3	87.3		97.2	#
2008	72.4	98.0	62.8	99.9	65.0		96.1	

() : début des mesures

: fin des mesures

4.5.4 Évaluation de l'origine des particules HPA

Les premiers résultats d'une étude sur l'évaluation de l'origine des particules HPA ont été présentés dans un des rapports précédents : « La qualité de l'air en Région de Bruxelles-Capitale 1997-1999 ».

La figure 4.96 représente, pour 4 postes de mesure différents et pour la période 2000-2008, l'évolution de la part des concentrations HAP d'origine « trafic » et « non trafic ». Il s'agit des postes de mesure de l'Avenue de la Couronne (Couronne), de Woluwé-St.-Lambert (IBGE), d'Uccle (IRM) et du Parc Meudon (Meudon).

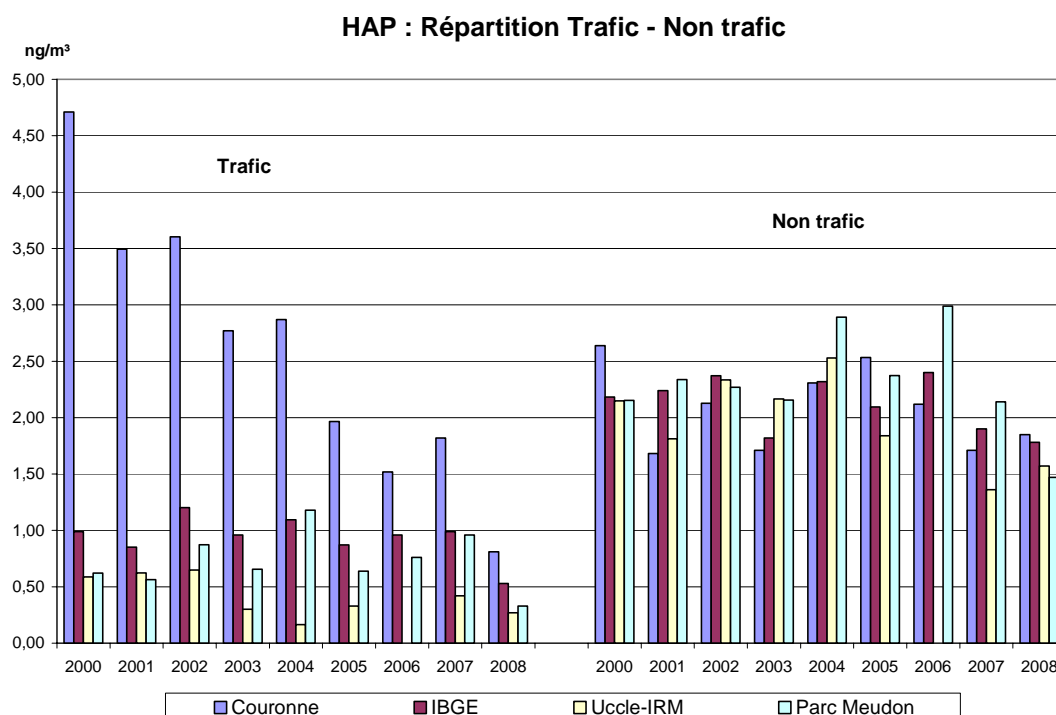


Fig. 4.96: Évolution de la somme des concentrations moyennes mensuelles de 8 composés dans 4 postes de mesure. Période : 2000 - 2008

On constate que les concentrations en HAP particulières dues au « non trafic », soit chauffage (fuel) et importation, sont restées relativement stables entre 2000 et 2008 pour les quatre stations.

Pour la partie émise par le trafic, elle est en diminution marquée à l'Avenue de la Couronne où elle était prépondérante ; pour les autres stations, il n'y a pas d'évolution marquée.

Sur le graphique de la figure 4.97 sont représentés les pourcentages de HAP dus au trafic. On constate que pour l'Avenue de la Couronne l'apport du trafic dans le total des HAP particuliers fortement diminué depuis 2000 et représente maintenant moins de 50%. Cette évolution est sans doute la conséquence de l'évolution technologique des moteurs diesel. Pour les autres stations qui sont moins sous l'influence directe du trafic, la diminution est faible ou nulle.

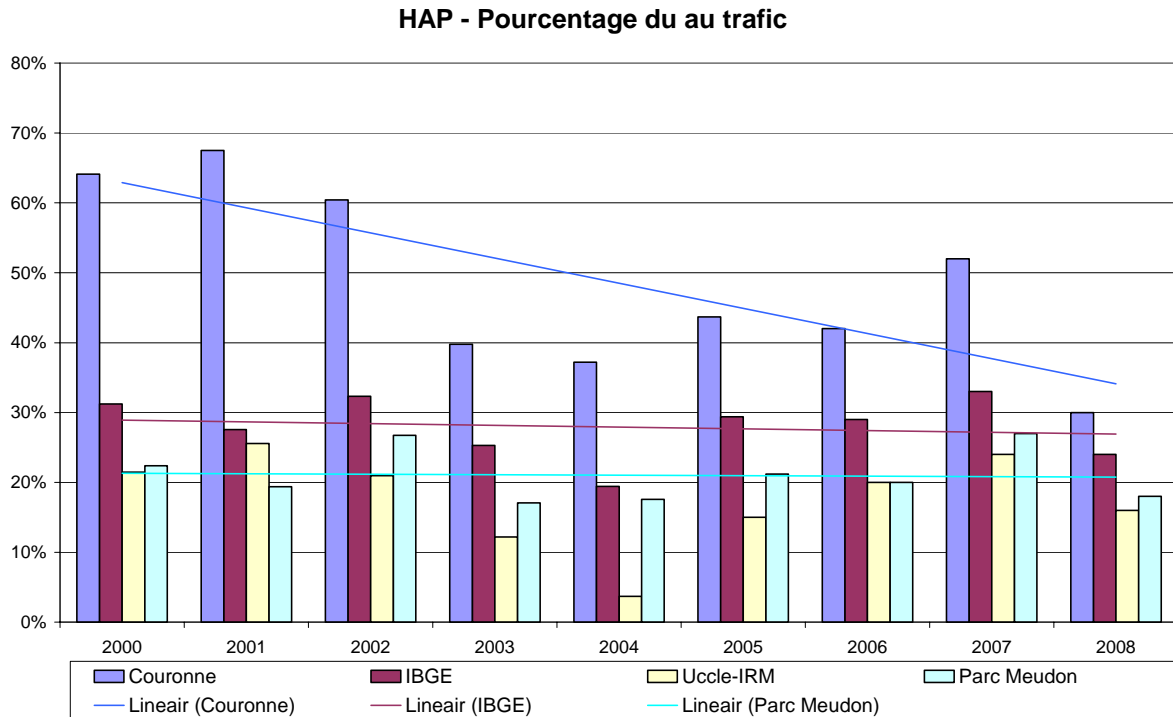


Fig. 4.97: Evolution des pourcentages des HAP dus au trafic.
Période : 2000 - 2008

4.6 MONOXYDE DE CARBONE (CO)

Le trafic routier est la principale source d'émissions de CO. Les concentrations maximales sont observées dans un environnement où le trafic est intense. Début 1997, le monoxyde de carbone faisait déjà l'objet de mesures dans la Région de Bruxelles-Capitale en trois endroits, Arts-Loi (B003), Ixelles-Avenue de la Couronne (R002) et Woluwé-St-Lambert (WOL1). En 1998, le réseau de mesure a été complété par deux appareils de mesure du CO. Le premier a été mis en service au poste R001 (Molenbeek) et le second au poste N043 (Haren). Le trafic est assez dense à proximité de ces deux postes de mesure, mais l'environnement y est plutôt ouvert.

Durant la période 2000-2002 trois nouveaux postes de mesure ont été installés et équipés d'un appareil de mesures pour le CO. Il s'agit des postes Ste-Catherine (B004 – décembre 2000), le Parlement Européen (B006 – septembre 2001) et Eastman-Belliard (B005 – octobre 2001).

4.6.1 Réglementation CO

Au cours de l'année 2000, une directive CE a été publiée, contenant des valeurs normatives pour le CO dans l'air ambiant.

La directive européenne 2000/69/CE du 16 novembre 2000 fixe comme valeur limite :

- **10 mg/m³** comme **le maximum journalier de la moyenne sur 8 heures**, à ne pas dépasser à partir du 1^{er} janvier 2005

Marge de tolérance: pour les années 2000 à 2002 une marge de tolérance de 6 mg/m³ peut être appliquée. À partir du 1^{er} janvier 2003 cette marge sera diminuée tous les 12 mois de 2 mg/m³ pour atteindre 0 mg/m³ à partir du 1^{er} janvier 2005.

4.6.2 Valeurs mesurées de CO

Le tableau IV.35 compare les niveaux de concentration obtenus aux différents postes de mesure. Les résultats de la concentration moyenne annuelle (MOY) et du 98^{ème} centile (P98) sont donnés pour les années civiles 1997 à 2008. Les concentrations sont maximales au point de mesure Arts-Loi (B003), suivi par l'Avenue de la Couronne (R002).

Aux postes de mesure de Molenbeek (R001), Haren (N043) et Woluwé-St.-Lambert (WOL1), les concentrations mesurées sont moins élevées (voir fig. 4.100). Des concentrations moins élevées encore ont été constatées à Ste-Catherine (B004), Eastman-Belliard (B005) et au Parlement Européen (B006).

Un trafic ralenti engendre plus d'émissions de CO qu'un trafic fluide. Dans un environnement ouvert, la dispersion de la pollution est meilleure que dans un environnement fermé.

Tableau IV.35 : **CO-VALEURS HORAIRES : MOYENNE ANUELLE et P98**

PÉRIODE ANNUELLE : 1 JANVIER – 31 DÉCEMBRE
[Concentration en mg/m³]

MOY	R001	R002	B003	B004	B005	B006	N043	WOL1
1997		1.15	1.92					0.52
1998	0.24	0.84	1.50				--	0.55
1999	0.51	0.76	1.39				0.50	0.43
2000	0.50	0.85	1.13	--			0.44	0.35
2001	0.56	--	1.11	0.44	--	--	0.47	--
2002	0.57	0.67	--	0.41	0.40	0.36	0.49	0.36
2003	0.53	0.66	0.67	0.47	0.42	0.38	0.46	0.41
2004	0.43	0.59	0.68	0.41	0.36	0.34	0.44	0.39
2005	0.40	0.51	0.75	0.37	0.35	0.34	0.40	0.37
2006	0.38	0.45	0.71	--	0.34	0.33	0.43	0.37
2007	0.36	0.40	0.58	--	0.35	0.32	0.39	0.33
2008	0.34	0.33	0.55	0.29	0.28	0.23	0.34	0.32

P98	R001	R002	B003	B004	B005	B006	N043	WOL1
1997		3.50	5.48					1.52
1998	0.88	2.68	4.31				--	1.46
1999	1.40	2.19	3.79				1.44	1.11
2000	1.29	2.21	2.80	--			1.22	1.04
2001	1.67	--	2.89	1.42	--	--	1.48	--
2002	1.36	1.82	--	1.13	0.97	0.92	1.39	1.03
2003	1.32	1.80	2.02	1.31	1.05	0.98	1.31	0.12
2004	1.10	1.47	1.88	1.04	0.88	0.78	1.15	0.95
2005	1.05	1.29	1.77	1.04	0.83	0.81	1.10	0.95
2006	0.94	1.13	1.61	--	0.81	0.79	0.92	0.91
2007	0.92	1.05	1.35	--	0.75	0.65	0.92	0.79
2008	0.97	0.89	1.27	0.73	0.68	0.59	0.84	0.78

-- : moins de 50% de données validées par an

Les résultats indiquent clairement une tendance à la baisse (voir également fig. 4.99). Cela ressort de l'évolution dans le temps, aussi bien du centile supérieur (P98) que de la valeur moyenne annuelle.

Des tableaux plus détaillés, avec les résultats calculés de la distribution de fréquences cumulées pour les années civiles, ainsi que les périodes hivernales et estivales, figurent aux *annexes B, C et D*.

4.6.3 Dépassements de la valeur limite CO

Le tableau IV.36 représente, par année civile, la valeur maximale sur 8 heures. A partir du 1^{er} janvier 2005 cette valeur doit être inférieure à 10 mg/m³. Actuellement cette condition est respectée partout dans la Région de Bruxelles-Capitale.

Tableau IV.36: **CO - VALEUR MAXIMALE sur 8 HEURES de l'ANNÉE**
 Période ANNUELLE : 1 JANVIER – 31 DÉCEMBRE
 [Concentration en mg/m^3]

CO-8HrMax	R001	R002	B003	B004	B005	B006	N043	WOL1
1997		7.28	9.22					2.08
1998	1.74	4.73	6.54				--	2.39
1999	2.35	3.12	4.56				2.94	1.90
2000	4.09	3.42	3.56	--			3.06	2.17
2001	2.96	--	7.63	2.90	--	--	3.04	--
2002	2.86	2.06	--	2.42	1.46	1.40	2.41	1.40
2003	2.42	2.84	2.68	2.23	2.08	1.67	2.26	1.80
2004	1.71	2.24	2.28	1.61	1.70	1.76	1.92	2.38
2005	1.84	2.07	2.35	7.89	1.61	1.72	1.82	1.66
2006	1.87	2.09	2.60	(1.64)	1.81	1.64	2.05	1.77
2007	2.48	2.39	2.93	--	2.15	2.21	2.54	2.38
2008	1.94	1.73	(2.08)	(1.40)	1.30	1.26	1.32	1.26

-- : moins de 50% de données validées par an

La valeur limite est déjà respectée sans problème depuis plusieurs années, même à “Arts-Loi”, situé au cœur d’un des carrefours les plus importants de la Région. La figure 4.98 donne l’évolution des maxima sur 8 heures de l’année.

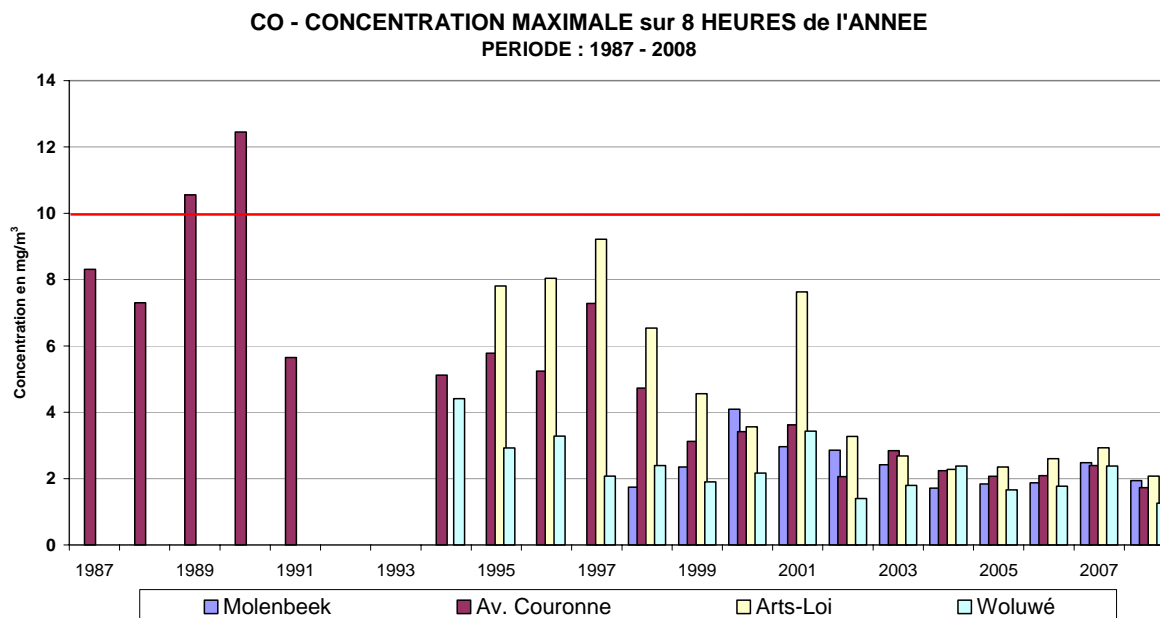


Fig. 4.98 : CO – Évolution de la concentration maximale sur 8 heures. Période 1987 – 2008

4.6.4 Évolution à long terme des concentrations de CO

La figure 4.99 reproduit l'évolution de la pollution de CO dans le temps par un graphique de la distribution de fréquences cumulées. Le graphique du haut donne les statistiques annuelles pour le poste de mesure de l'Avenue de la Couronne à Ixelles (R002) et le graphique du dessous, celles pour le poste de mesure Arts-Loi (B003). La période couvre les années civiles 1987 à 2008 pour le poste R002 et 1995 à 2008 pour B003.

Les résultats des deux postes de mesure révèlent une baisse notable, ces dernières années, des différents paramètres statistiques (P30 à P98, médiane et moyenne arithmétique). Tout comme la baisse des concentrations de monoxyde d'azote (fig. 4.11), cette baisse est due notamment à l'introduction du catalyseur à trois voies. Pour les années 2001 et 2002, les séries de données sont incomplètes à cause du déménagement forcé du poste de mesure R002 et à une transformation importante du poste de mesure B003. Les résultats disponibles à partir de 2002 donnent à penser que la tendance à la diminution des années '90 devient plus faible.

Depuis 1989, le catalyseur est obligatoire sur les nouvelles voitures à essence d'une cylindrée supérieure à 2000 cc et depuis 1993, sur toutes les nouvelles voitures à essence. La nouvelle valeur limite, fixée à 10 mg/m³ en tant que valeur maximale sur 8 heures, pourra être respectée sans aucun problème à l'avenir.

La figure 4.100 donne une comparaison entre les niveaux CO des différents postes de mesure. Le graphique au-dessus représente les résultats de la période hivernale « *octobre 2007 – mars 2008* » et le graphique en dessous ceux de la période estivale « *avril – septembre 2008* ». Les niveaux les plus élevés sont observés dans les postes de mesures à proximité du trafic et les niveaux les plus faibles en zone résidentielle. Il y a une différence notable entre les concentrations mesurées en période hivernale et estivale.

La figure 4.101 donne un aperçu de la distribution spatiale de la concentration de CO. Les roses de pollution par le CO sont dessinées avec, en fond, une carte de la Région. La carte d'en haut illustre la situation durant la période hivernale '*octobre 2007 – mars 2008*' et la carte d'en bas renvoie à la période estivale '*avril – septembre 2008*'. Dans les deux cas, il y a une nette différence dans la pollution moyenne aux divers points de mesure.

La figure 4.102 reproduit graphiquement l'évolution hebdomadaire moyenne pour le poste de mesure situé à l'Avenue de la Couronne à Ixelles (R002). La concentration moyenne (AVG), la médiane (P50) et les centiles P10 et P90 sont représentés sous forme de graphique, par période horaire. Ces deux dernières valeurs délimitent approximativement la zone dans laquelle la concentration fluctue de jour en jour.

Le graphique du dessus renvoie à la période hivernale '*octobre 2007 – mars 2008*' et le graphique du dessous à la période estivale '*avril – septembre 2008*'. Le profil hebdomadaire suit l'intensité du trafic. Les concentrations moyennes sont manifestement plus élevées les jours ouvrables que les samedis et dimanches. Au poste R002, le pic du matin est plus élevé que celui du soir. Le pic du soir de la période estivale est plus faible que celui de la période hivernale.

Les figures 4.103 et 4.104 reproduisent graphiquement le *profil journalier moyen* pour le CO, respectivement pour les postes Arts-Loi (B003) et Ixelles-Avenue de la Couronne (R002). Le graphique d'en haut renvoie chaque fois à la période hivernale 'octobre 2007 – mars 2008' et le graphique d'en bas, à la période estivale 'avril – septembre 2008'. À cet égard, une distinction est faite entre les jours ouvrables, les samedis et les dimanches.

Aux postes de mesure axés sur le trafic, les concentrations de CO sont en moyenne plus élevées les jours ouvrables, et plus élevées le samedi que le dimanche. Entre un jour ouvrable, un samedi et un dimanche, le profil journalier opère en outre un glissement dans le temps. Le samedi, le pic matinal est fortement réduit et se produit plus tard dans la journée. La nuit du samedi au dimanche, on observe une légère augmentation de la concentration de CO. Le dimanche, le pic matinal est encore plus faible et le pic du soir est largement étendu de l'après-midi à la fin de soirée. Les concentrations pendant les heures nocturnes du dimanche au lundi sont moindres par rapport aux autres nuits.

Les jours ouvrables, on observe manifestement au point de mesure Arts-Loi (B003) un pic matinal et un pic du soir. En hiver le pic du soir est plus large que celui du matin. De plus, le pic du soir en hiver est plus élevé que le pic du soir en été. En période estivale, les pics du matin et du soir sont pratiquement équivalents. En période hivernale les concentrations les plus élevées à B003 sont constatées au pic du soir.

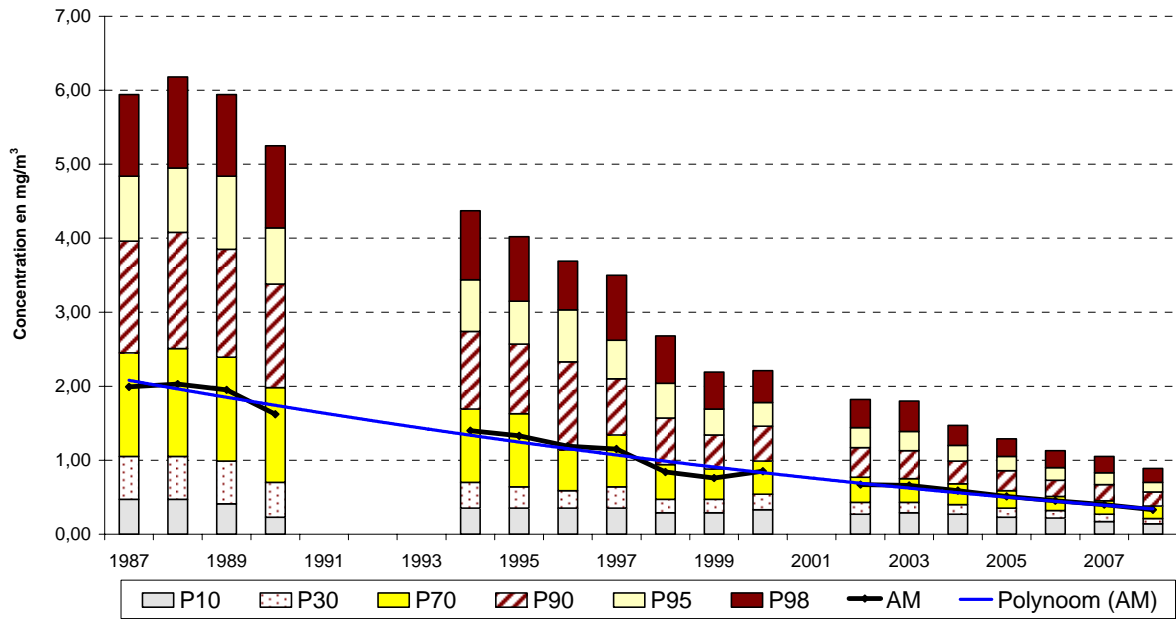
Lors du pic du soir en hiver, il passe au point de mesure B003 beaucoup plus de voitures avec un moteur encore relativement froid, qui émettent donc davantage de CO, que durant le pic matinal. Bon nombre de voitures qui quittent la ville en passant par cet endroit ont sans doute le moteur allumé depuis quelques minutes seulement et le catalyseur n'est donc probablement pas encore assez chaud. En période hivernale, il y a peut-être aussi davantage d'embouteillages inclus dans le pic du soir. En outre, durant cette période, les conditions météorologiques sont souvent peu favorables à une bonne dispersion de la pollution.

Comparées à l'évolution journalière pour le NO (figures 4.16), il est à noter que les concentrations de CO durant les heures creuses sont proportionnellement plus faibles par rapport aux concentrations que l'on observe durant les pics. Ceci est peut-être dû à une certaine augmentation des émissions de CO lorsque le trafic est fortement ralenti aux heures de pointe.

Au poste de mesure d'Ixelles les niveaux des pics du soir sont plus faibles que ceux du pic matinal. Les niveaux du pic du soir de la période estivale sont inférieurs à ceux de la période hivernale.

La figure 4.106 donne, pour le poste de mesure d'Ixelles, une comparaison entre les niveaux observés en 1989 et 2008. Pour ces deux périodes est représentée l'évolution moyenne journalière d'un 'dimanche moyen' et d'un 'jour ouvrable moyen'. Le graphique du dessus se réfère aux périodes hivernales 'octobre 2007 – mars 2008' et 'octobre 1988 – mars 1989'. Le graphique du dessous se réfère aux périodes estivales 2008 (avril – septembre) et 1989. Les concentrations mesurées en 2007/08 sont sensiblement plus faibles que celles mesurées pendant la période 1989/90.

CO à IXELLES (R002) - EVOLUTION dans le TEMPS
DISTRIBUTION DES FREQUENCES CUMULEES - VALEURS HORAIRES
 Période "JANVIER - DECEMBRE"



CO à ARTS-LOI (B003) - EVOLUTION dans le TEMPS
DISTRIBUTION DES FREQUENCES CUMULEES - VALEURS HORAIRES
 Période "JANVIER - DECEMBRE"

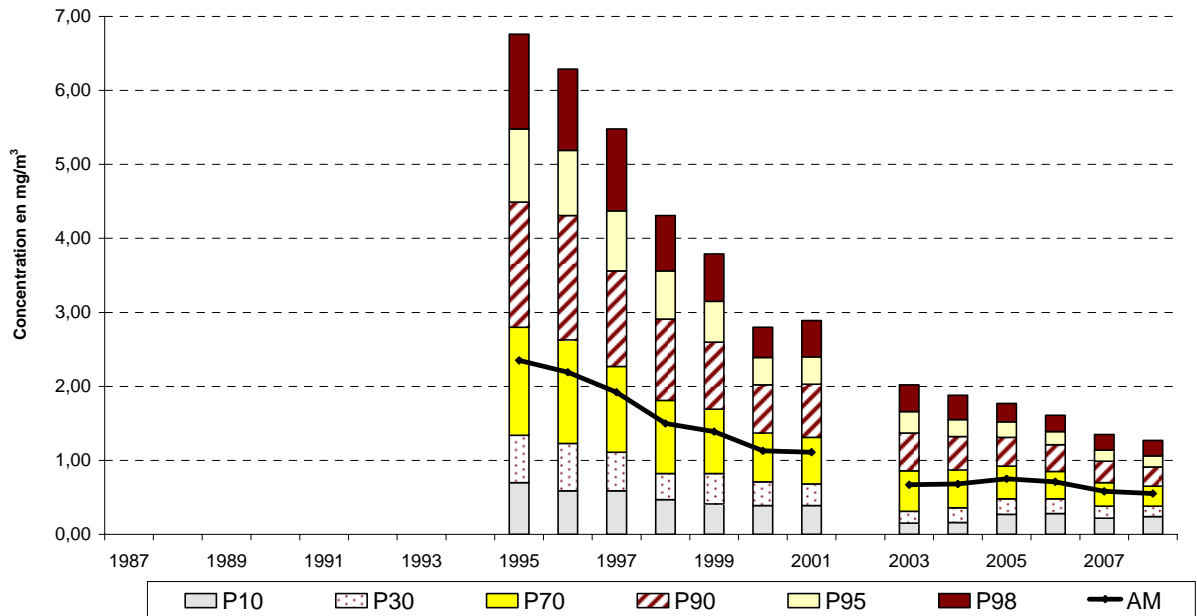
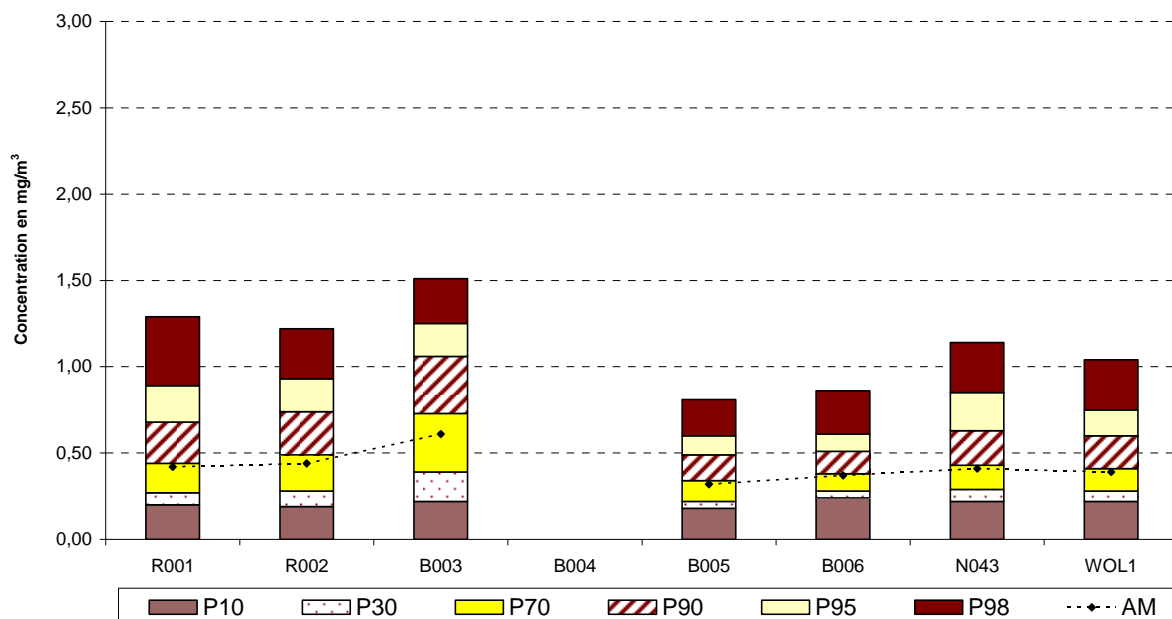


Fig. 4.99: CO : Évolution de la concentration à Ixelles (R002) et à Arts-Loi (B003)
 Période 1987 - 2008

CO - COMPARAISON POSTES de MESURE
DISTRIBUTION DES FREQUENCES CUMULEES - VALEURS HORAIRES
 Période HIVERNALE "OCTOBRE 2007 - MARS 2008"



CO - COMPARAISON POSTES de MESURE
DISTRIBUTION DES FREQUENCES CUMULEES - VALEURS HORAIRES
 Période ESTIVALE "AVRIL - SEPTEMBRE 2008"

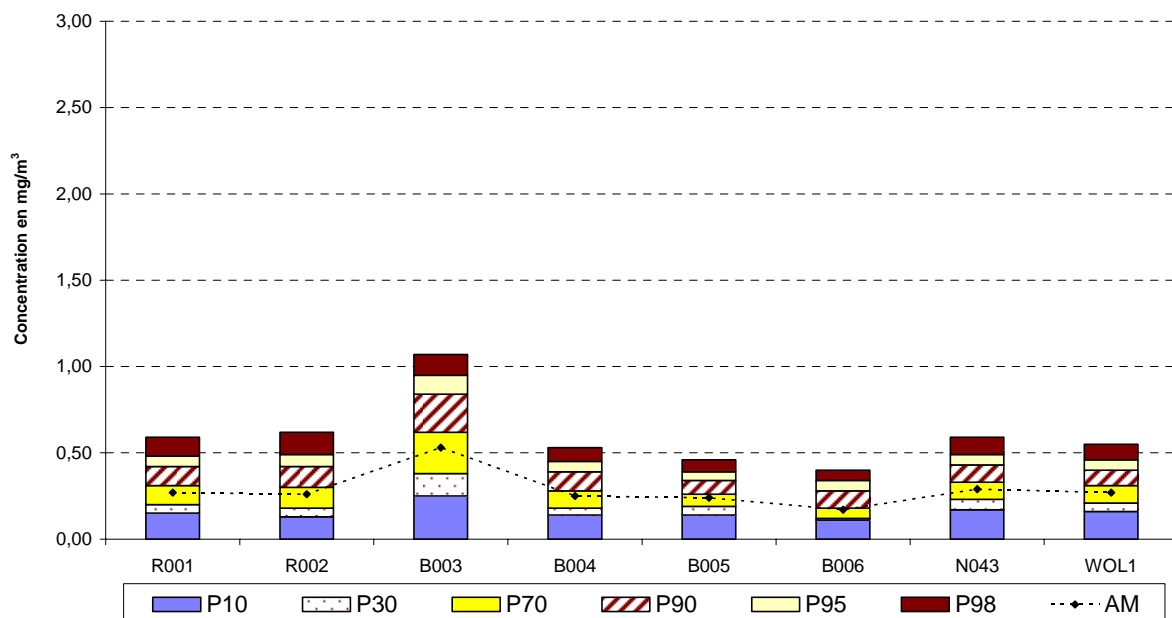


Fig. 4.100: Comparaison des concentrations en CO aux différents postes de mesure Période hivernale 'octobre 2007 – mars 2008' et estivale 'avril – septembre 2008'

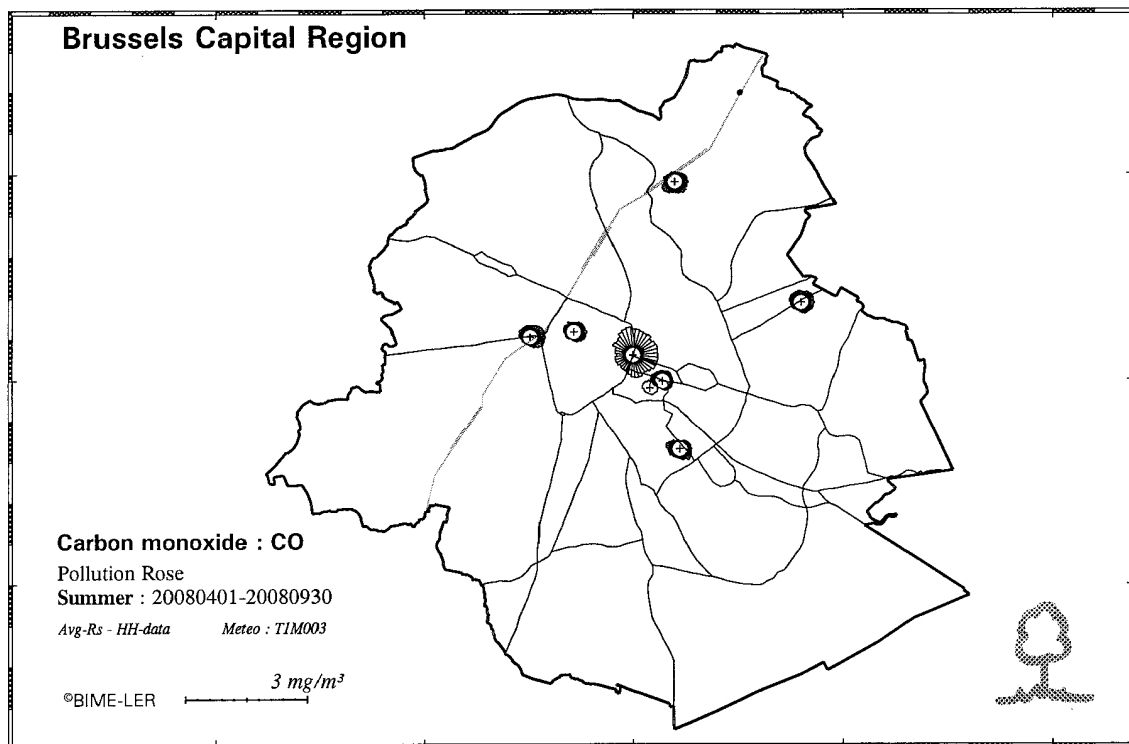
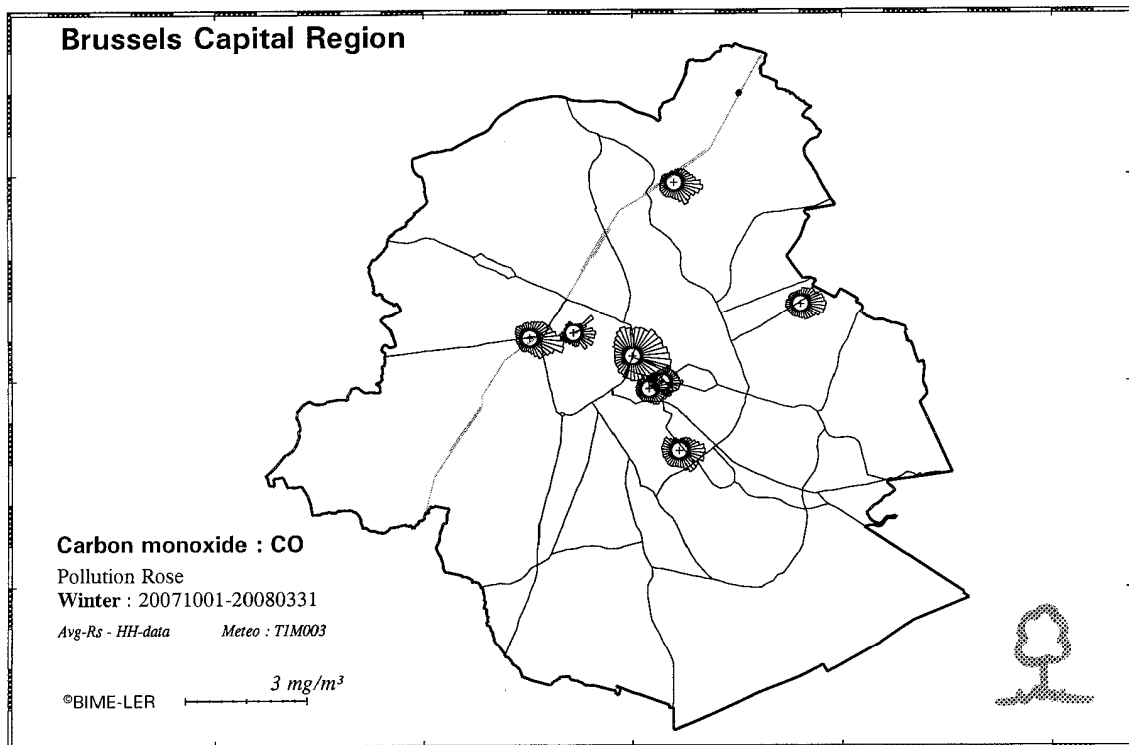
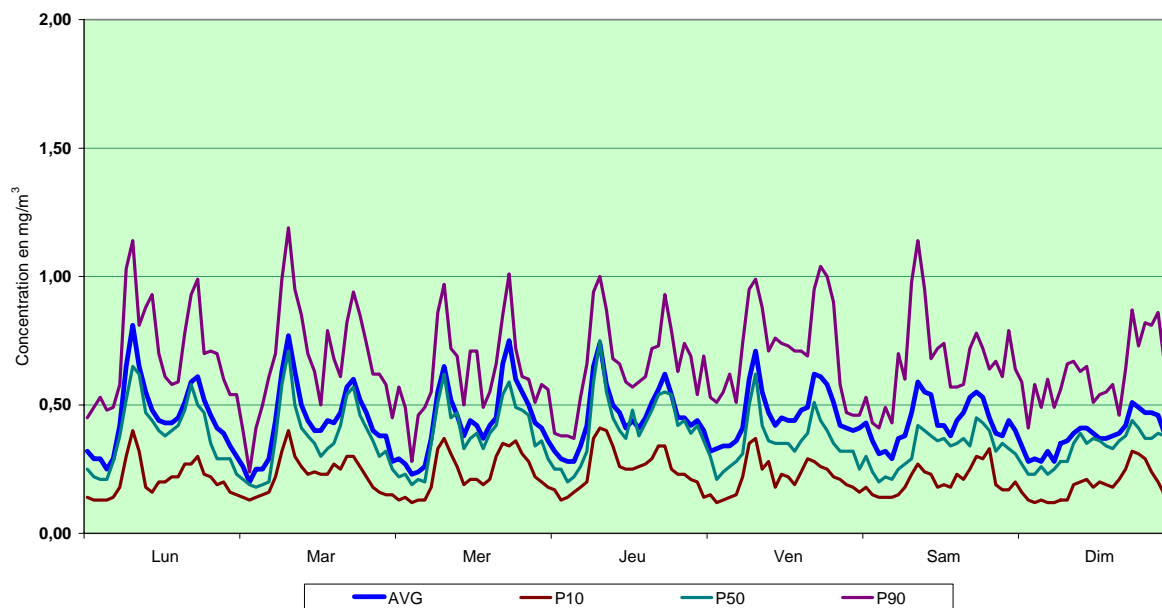


Fig. 4.101: Roses de pollution CO : dispersion spatiale de la concentration pendant l'hiver et l'été

CO à IXELLES (R002) - CANYON STREET

ÉVOLUTION HEBDOMADAIRE MOYENNE

Période HIVERNALE : OCTOBRE 2007 - MARS 2008



CO à IXELLES (R001) - CANYON STREET

ÉVOLUTION HEBDOMADAIRE MOYENNE

Période ESTIVALE : AVRIL - SEPTEMBRE 2008

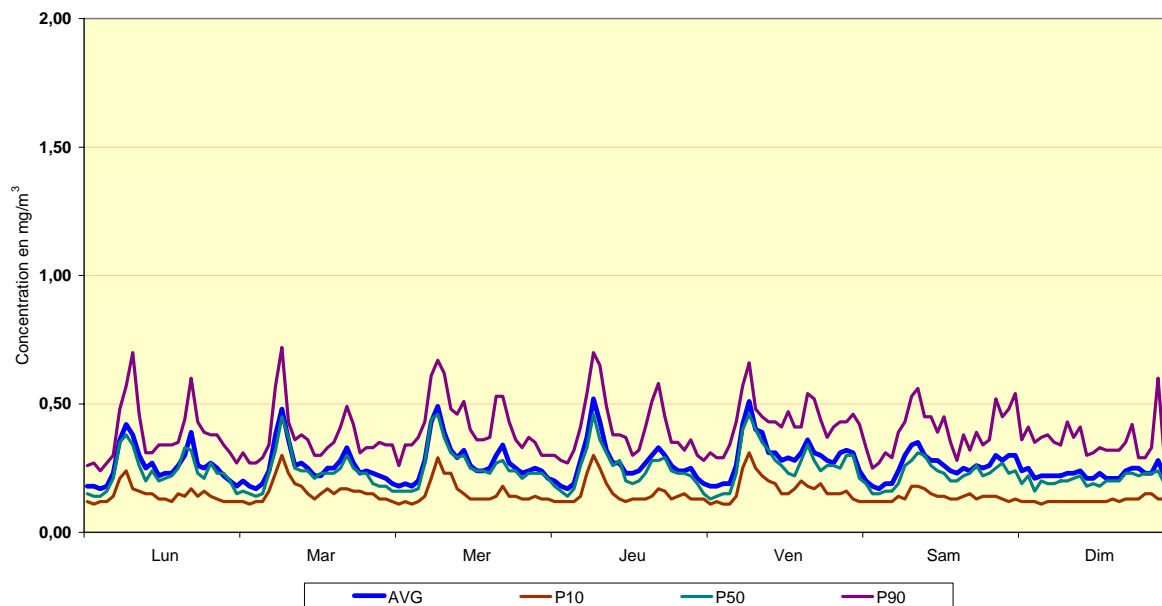
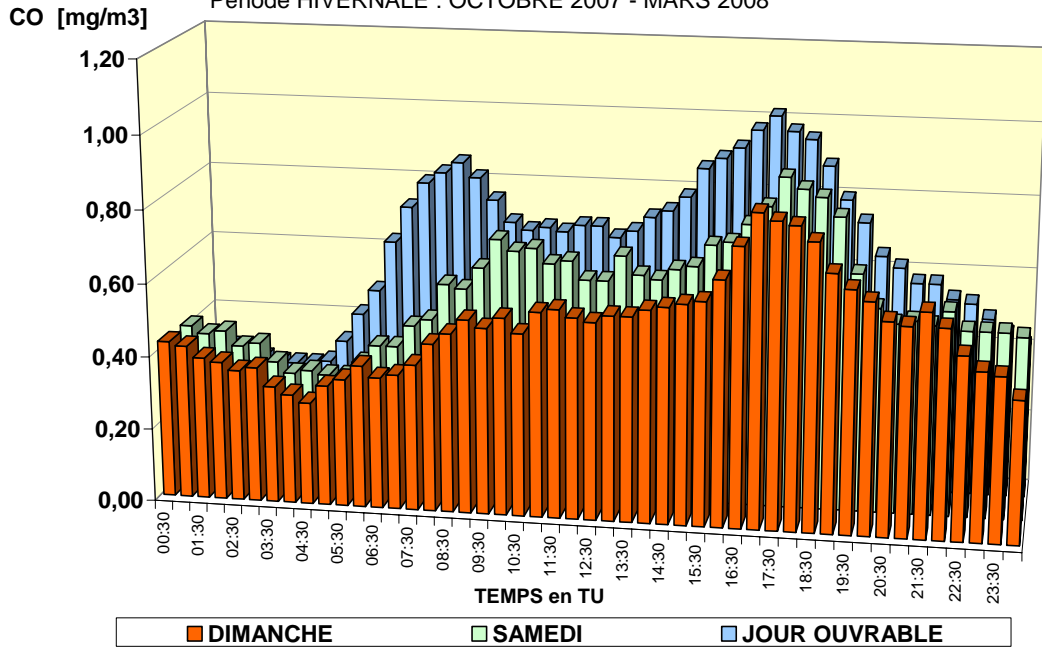


Fig. 4.102: Évolution hebdomadaire moyenne de la concentration en CO pendant l'hiver et l'été
Concentration moyenne (AVG), P10, la médiane (P50) et P90

**CO - ARTS-LOI (B003) - EVOLUTION JOURNALIERE MOYENNE
COMPARAISON DIMANCHE, SAMEDI et JOUR OUVRABLE MOYEN**

Période HIVERNALE : OCTOBRE 2007 - MARS 2008



**CO - ARTS-LOI (B003) - EVOLUTION JOURNALIERE MOYENNE
COMPARAISON DIMANCHE, SAMEDI et JOUR OUVRABLE MOYEN**

Période ESTIVALE : AVRIL - SEPTEMBRE 2008

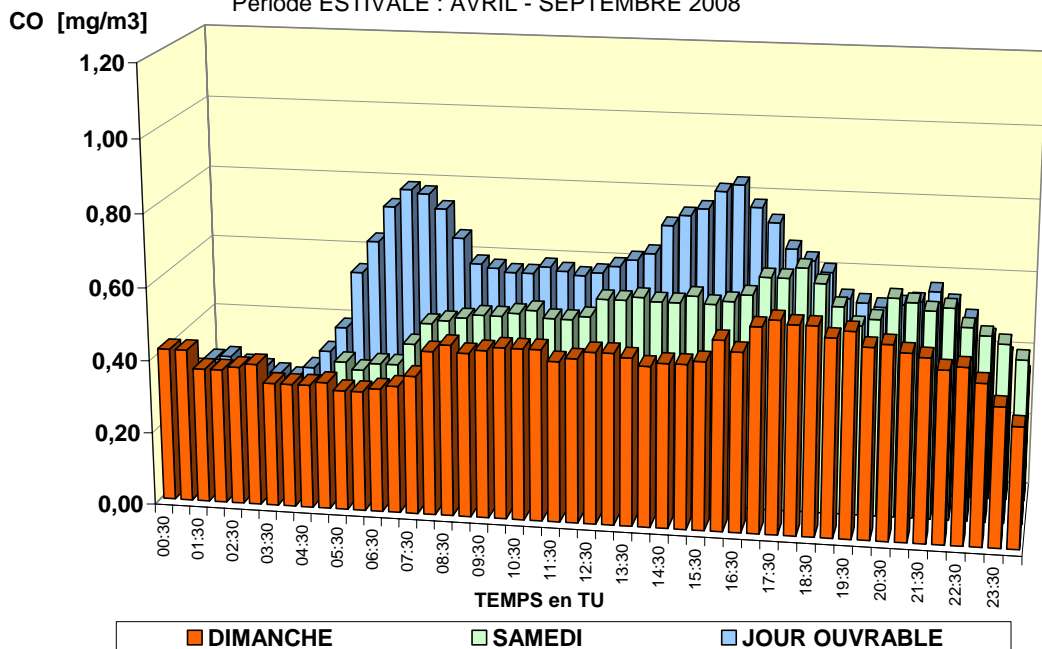
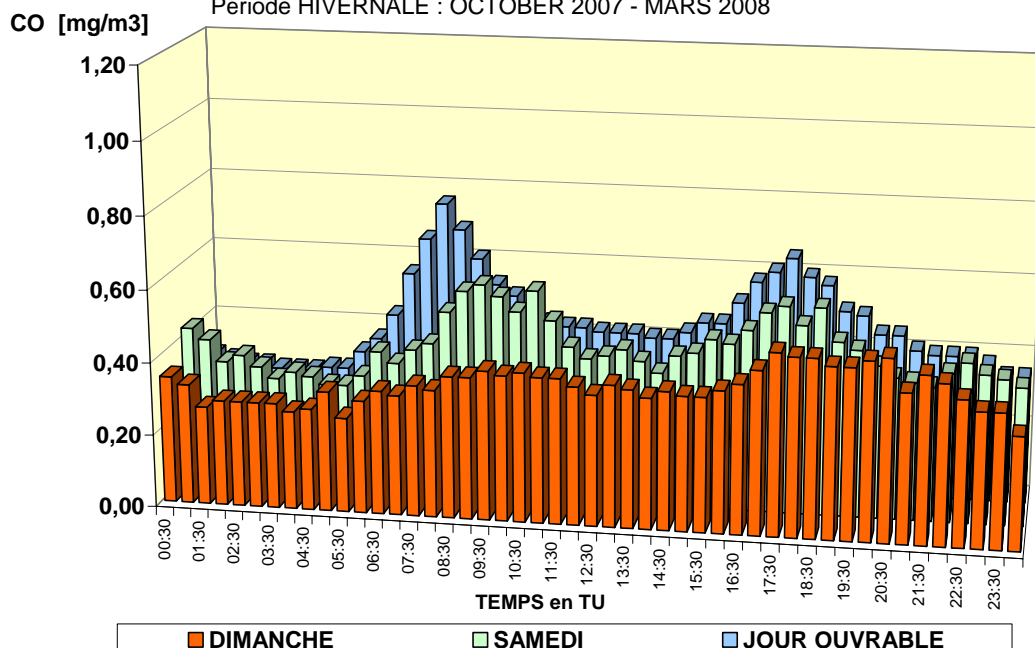


Fig. 4.103: Évolution journalière moyenne en CO pendant l'hiver et l'été (dimanche, samedi et jour ouvrable) - Poste de mesure Arts-Loi (B003)

**CO - IXELLES (R002) - EVOLUTION JOURNALIERE MOYENNE
COMPARAISON DIMANCHE, SAMEDI et JOUR OUVRABLE MOYEN**

Période HIVERNALE : OCTOBER 2007 - MARS 2008



**CO - IXELLES (R002) - EVOLUTION JOURNALIERE MOYENNE
COMPARAISON DIMANCHE, SAMEDI et JOUR OUVRABLE MOYEN**

Période ESTIVALE : AVRIL - SEPTEMBRE 2008

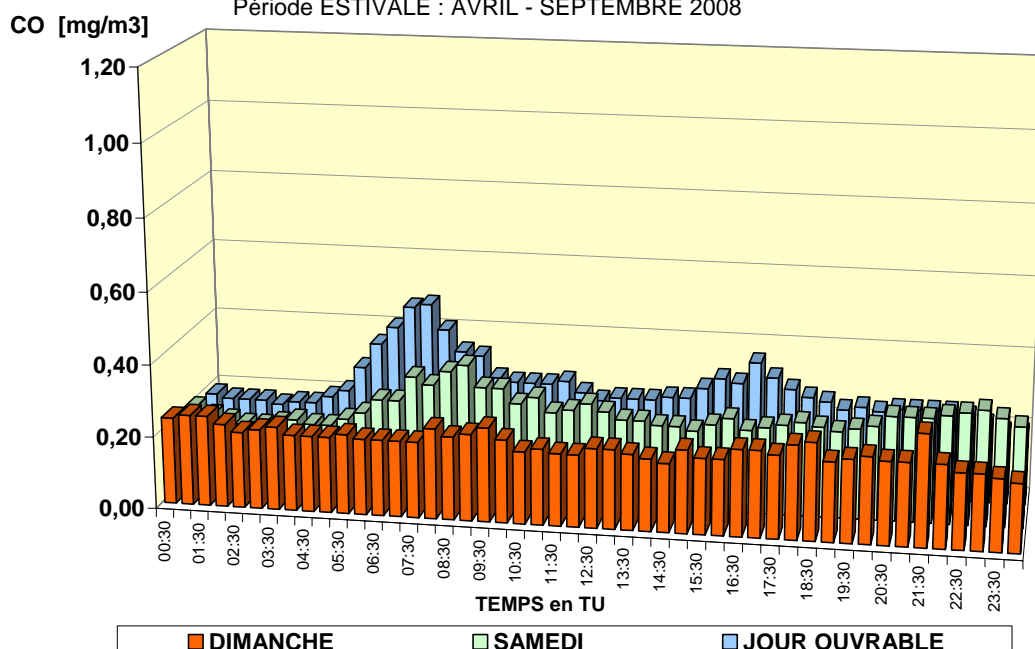


Fig. 4.104: Évolution journalière moyenne en CO pendant l'hiver et l'été (dimanche, samedi et jour ouvrable) - Poste de mesure Ixelles – Avenue de la Couronne (R002)

4.6.5 ÉVOLUTION du CO à l'Avenue de la Couronne à Ixelles

Les premières mesures systématiques du CO en Belgique ont été effectuées en 1973 par la division "Air" de l'IHE (Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie) dans l'Avenue de la Couronne, à Bruxelles. Les résultats de ces mesures n'ont pas été conservés en détail. En raison des dimanches sans voiture de l'époque (première crise pétrolière), le profil journalier moyen pour le CO, calculé pour toute l'année civile 1973 et pour les dimanches sans voiture, a toutefois été conservé.

La figure 4.105 compare le profil journalier moyen pour le CO de 1973 au profil journalier pour le CO, calculé pour les années civiles 1989, 1999, 2002, 2005 et 2008. En 1973, les mesures ont été effectuées au même endroit que l'actuel point de mesure de l'Avenue de la Couronne. Ce point de mesure est typique d'une rue à grand trafic, avec un bâti ininterrompu de part et d'autre de la route (*canyon-street*).

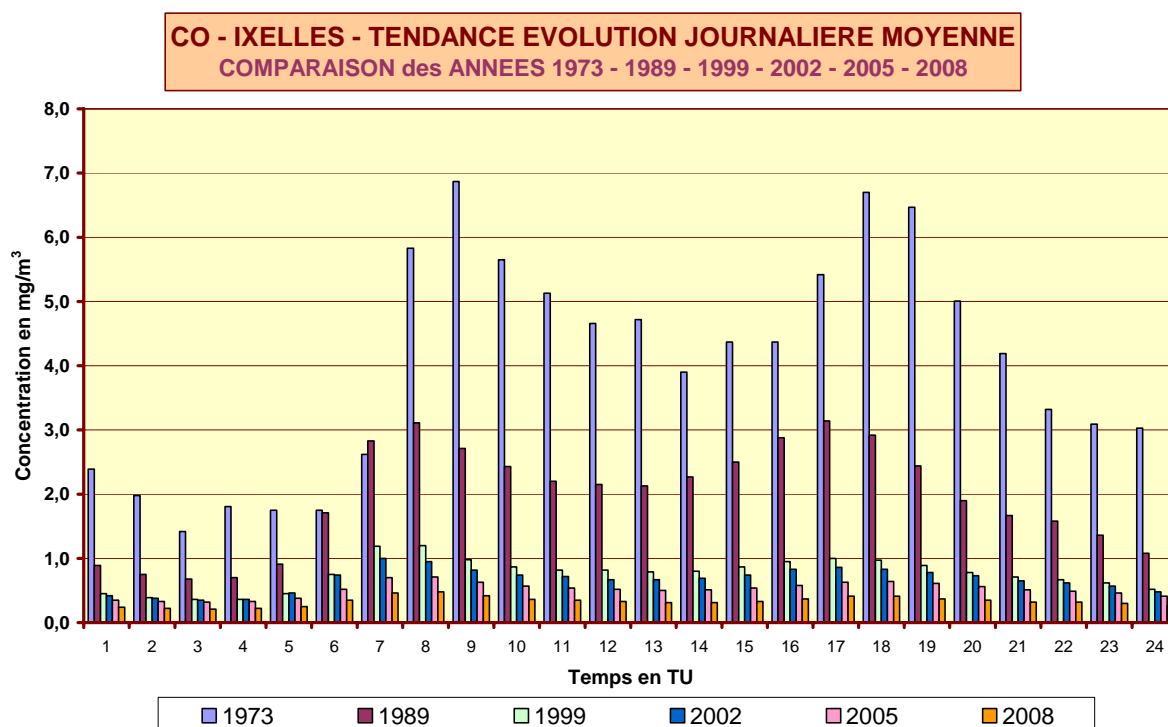
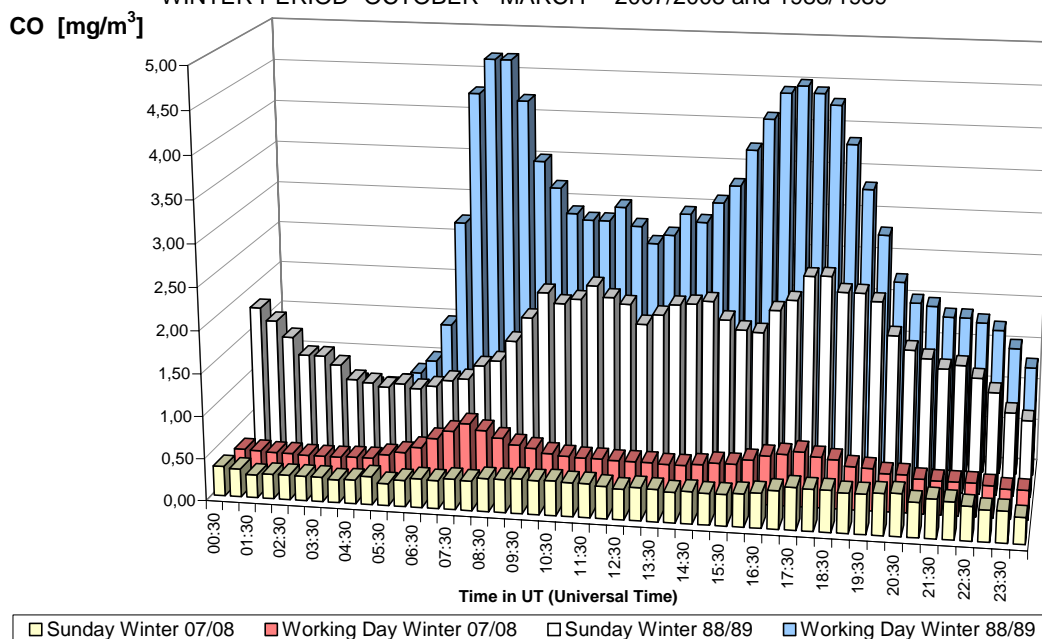


Fig. 4.105: Évolution journalière moyenne en CO en 1973, 1989, 1999, 2002, 2005 et 2008

Entre 1973 et 1986, le CO n'a pas fait l'objet de mesures permanentes et les résultats éventuels n'ont pas été conservés systématiquement. Durant cette période, les concentrations de CO ont cependant diminué sensiblement, alors que durant la même période, les concentrations de NO_x ont nettement augmenté, suite à l'augmentation du trafic. Très tôt, il y a eu, en Belgique (contrôle technique) et chez certains de nos voisins, un contrôle sur les émissions de CO dues aux voitures. Le développement de nouveaux moteurs à essence d'un meilleur rendement et le nombre croissant de véhicules au diesel ont fortement contribué, à l'époque, à la diminution manifeste des émissions de CO.

Le fait que la situation ait continué de s'améliorer après 1989 est dû notamment à l'introduction du catalyseur à trois voies et à la part toujours croissante de véhicules au diesel dans le parc de voitures total.

CO - IXELLES - ELSENE
Comparison MEAN SUNDAY and AVERAGE WORKING DAY
 WINTER PERIOD "OCTOBER - MARCH" - 2007/2008 and 1988/1989



CO - IXELLES - ELSENE
Comparison MEAN SUNDAY and AVERAGE WORKING DAY
 SUMMER PERIOD "APRIL - SEPTEMBER" - 2008 and 1989

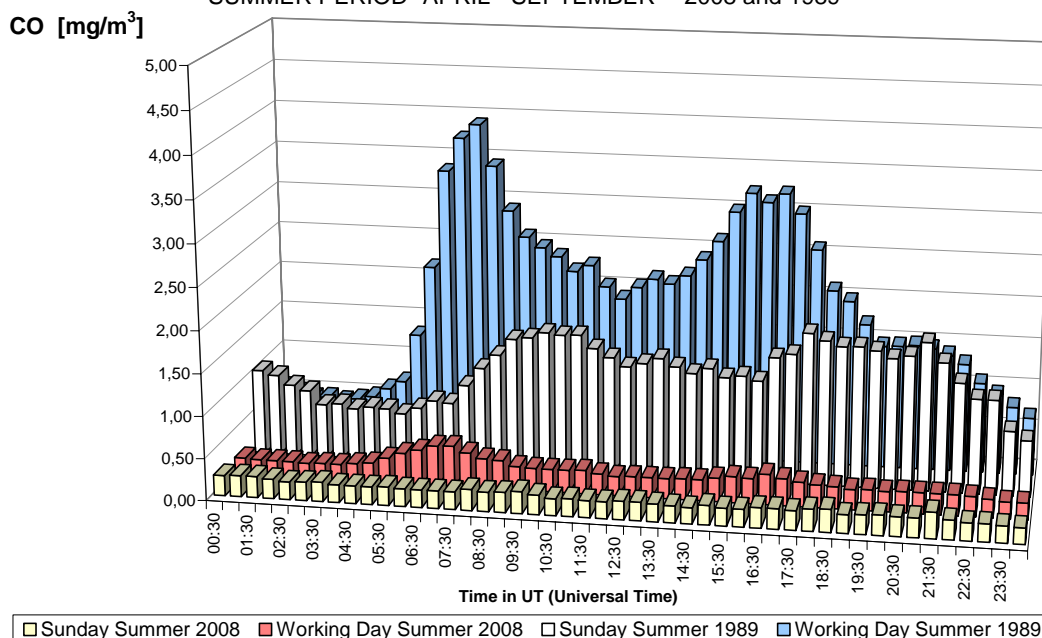


Fig. 4.106: CO - Évolution journalière moyenne – ‘dimanche moyen’ et ‘jour ouvrable moyen’ Ixelles (R002) – Comparaison périodes hivernales 1988-1989 et 2007-2008 (graphique du dessus) et périodes estivales 1989 et 2008 (graphique du dessous)

4.6.6 Rendement et précision des résultats pour le CO :

Les tolérances applicables aux tests de contrôle réguliers (tous les trois jours) du réseau de mesure télémétrique sont de 5%. Le rendement (saisie de données en %) des résultats pour le CO est donné dans le tableau IV.37.

Tableau IV.37 : VALEURS HORAIRES en CO – Saisie de données

Rendement en % = nombre de valeurs horaires validées / nombre de périodes horaires

PÉRIODE ANNUELLE : 1 JANVIER – 31 DÉCEMBRE

CO	R001	R002	B003	B004	B005	B006	N043	WOL1
1986		38.5						
1987		94.3						
1988		95.3						
1989		93.1						
1990		91.1						
1991		44.8						
1992								
1993								
1994		77.6						77.3
1995		95.6	80.2					84.5
1996		97.0	94.5					90.9
1997		91.6	96.5					84.4
1998	79.9	96.2	95.7				20.9	90.1
1999	96.8	95.6	95.1				97.6	88.7
2000	95.1	94.9	93.9	5.9			92.9	91.2
2001	96.1	36.9	96.7	95.5	19.5	29.2	97.7	24.2
2002	97.2	65.1	43.6	97.9	97.3	96.7	73.1	92.1
2003	87.2	98.4	82.5	97.1	98.3	98.0	97.9	90.8
2004	84.8	98.0	97.7	96.7	90.1	98.4	96.4	92.9
2005	97.4	91.9	93.9	91.2	97.0	98.2	94.9	90.7
2006	96.4	98.3	95.6	16.2	97.9	98.3	96.2	91.2
2007	92.1	90.0	98.2		93.8	98.1	95.6	93.7
2008	89.6	89.5	61.4	75.7	94.3	92.4	86.6	96.0

Série incomplète de données – (re)mise en service

Plus de 90% de données disponibles

4.7 DIOXYDE DE SOUFRE (SO₂)

Le dioxyde de soufre est mesuré en «temps réel» dans 8 des 11 postes du réseau téléométrique, ainsi que dans le poste situé à Forest (47E013) et exploité par Electrabel. Un échantillonnage sur 24 heures est de plus effectué à 3 points de mesure. Dans ce cas, la détermination du SO₂ se fait ensuite en laboratoire, par le biais d'une analyse chimique humide.

Les points de mesure de SO₂ du réseau téléométrique se situent à Molenbeek (41R001), Ixelles-Avenue de la Couronne (41R002), Arts-Loi (41B003), Eastman-Belliard (B005), Uccle (41R012), Haren (41N043), Woluwé-St-Lambert (41WOL1) et au parc Meudon (41MEU1). Les valeurs journalières pour le SO₂ sont calculées sur la base des concentrations moyennes semi-horaires. Les mesures du SO₂ dans les poste de Berchem-Ste-Agathe et Forest (Electrabel) ont été mises à l'arrêt respectivement en février et avril 2005.

Les points de mesure à échantillonnage sur 24 heures se situent à Uccle (21R012), à Bruxelles-ville (21B004) et au parc Meudon (21MEU1). Fin 2003, le poste de mesure situé auprès de la police Bruxelles (21POLI) a été transféré à la station de métro Ste-Catherine (21B004). Suite à des travaux d'aménagement de la station métro ce poste a été mis à l'arrêt entre mars 2006 et mars 2008.

4.7.1 Réglementation SO₂

Les directives européennes 1999/30/CE et 2008/50/CE donnent les valeurs limites pour la concentration de SO₂ dans l'atmosphère. Ces directives formulent des objectifs pour la qualité de l'air qui, dans le cas du SO₂, doivent être respectés dès 2005. Jusqu'en 2005, une marge de dépassement, qui diminue d'année en année, est autorisée. Les dispositions relatives à la qualité de l'air de l'ancienne directive 80/779/CE restaient en vigueur jusque 2005.

La *directive 1999/30/CE* du 22 avril 1999 fixe les valeurs limites pour le SO₂ qui doivent être respectées à partir du 1^{er} janvier 2005 :

- **350 µg/m³** comme **valeur horaire** à ne pas dépasser plus de **24 fois par année calendrier**. Lors de l'entrée en vigueur une marge de tolérance de 150 µg/m³, qui sera réduite à 0 µg/m³ en 2005, peut être appliquée.
- **125 µg/m³** comme **valeur journalière** à ne pas dépasser plus de **3 fois par année calendrier**. Pour cette valeur limite aucune tolérance temporaire n'est prévue.

Les valeurs limites pour le SO₂, issues de l'ancienne *directive 80/779/CE*, étaient liées à la concentration de particules, mesurée selon la méthode des "fumées noires". Les dispositions suivantes constituaient les valeurs limites les plus strictes pour le SO₂:

- **250 µg/m³** comme **98^{ème} centile** des valeurs journalières sur l'année
- **80 µg/m³** comme **50^{ème} centile** des valeurs journalières sur l'année
- **130 µg/m³** comme **50^{ème} centile** des valeurs journalières pendant la période d'hiver (octobre - mars)

Les dispositions de cette directive ne sont plus d'application à partir de 2005

4.7.2 Valeurs de SO₂ mesurées

Le tableau IV.38 reproduit les principaux paramètres statistiques par lieu de mesure, calculés sur la base des valeurs journalières disponibles sur l'année. Le tableau indique la moyenne arithmétique (MOY) et le 98^{ème} centile (P98).

Les résultats indiquent que les valeurs limites, valables pour une période annuelle, sont respectées à tous les points de mesure. Sur la période 2006-2008, il n'y a eu aucune valeur journalière pour le SO₂ supérieure à 125 µg/m³ (nouvelle directive) ou supérieure à 250 µg/m³ (ancienne directive). Il n'y a d'ailleurs eu aucune valeur journalière supérieure à 80 µg/m³ (ancienne directive).

Tableau IV.38: **SO₂-VALEURS JOURNALIÈRES – MOYENNE et P98 [µg/m³]**
PÉRIODE ANNUELLE : 1 JANVIER – 31 DÉCEMBRE

MOY	R001	R002	B003	B005	B011	R012	N043	MEU1	WOL1	E013
1996	25	17	24		13	14	16		14	19
1997	18	11	17		13	12	12		11	15
1998	15	9	14		10	10	13		7	11
1999	12	9	13		9	9	11	--	5	9
2000	10	8	10		7	7	9	8	4	9
2001	10	--	11	--	8	8	8	9	--	9
2002	9	6	--	7	6	7	6	6	6	7
2003	10	7	9	8	6	7	7	7	7	8
2004	9	5	9	7	5	7	6	6	4	7
2005	6	4	8	5	#	6	6	5	6	#
2006	6	5	7	5		6	6	5	6	
2007	5	4	6	4		7	6	4	5	
2008	4	5	5	4		5	5	3	3	

P98	R001	R002	B003	B005	B011	R012	N043	MEU1	WOL1	E013
1996	71	58	67		47	56	47		52	70
1997	65	49	67		64	51	44		60	72
1998	43	32	40		33	30	37		26	36
1999	34	20	36		22	26	30	--	21	30
2000	27	19	28		21	22	21	20	18	27
2001	31	--	28	--	25	23	22	23	--	31
2002	26	14	--	23	26	23	17	20	13	29
2003	30	24	29	29	23	28	23	22	21	30
2004	22	14	24	17	16	20	14	18	15	19
2005	18	13	18	14	#	19	15	12	13	#
2006	19	14	22	16		19	17	15	15	
2007	15	12	18	14		20	15	14	13	
2008	12	13	18	10		12	11	10	8	

-- : moins de 50% de données validées sur base annuelle

Dans la Région de Bruxelles-Capitale, les concentrations de SO₂ sont relativement basses depuis assez longtemps et les différences de niveaux de concentration entre les jours ouvrables et les jours non ouvrables, et entre les périodes estivales et hivernales sont donc assez limitées. Des tableaux détaillés, avec la répartition de fréquences cumulées pour les valeurs horaires et journalières du SO₂, figurent aux *annexes B, C et D*. Des résultats sont présentés pour les périodes annuelles, hivernales (*octobre - mars*) et estivales (*avril - septembre*).

Suite du tableau IV.38: **SO₂-VALEURS JOURNALIÈRES – Réseau NON-TÉLÉMÉTRIQUE**

CONCENTRATION MOYENNE ANNUELLE et P98 [µg/m³]

MOY	21MEU1	21R012	21B004	21POLI	21LAEK	21ANDE
1996		11.1		--	10.8	--
1997		9.1		17.2	10.8	13.7
1998	6.2	7.6		13.2	7.5	8.7
1999	6.0	6.4		10.6	6.2	8.7
2000	4.8	5.4		10.0	5.0	6.7
2001	4.5	5.3		9.2		
2002	4.5	4.9		7.7		
2003	6.0	5.6	--	9.5		
2004	4.5	3.6	5.2			
2005	3.6	3.5	5.1			
2006	3.1	3.4	--			
2007	3.0	3.2	--			
2008	2.1	3.4	2.6			

P98	21MEU1	21R012	21B004	21POLI	21LAEK	21ANDE
1996		34.8		--	44.1	--
1997		44.9		78.5	53.4	68.2
1998	19.9	26.1		40.4	28.5	26.7
1999	16.4	18.7		33.0	17.8	29.3
2000	13.5	16.1		27.9	19.9	20.8
2001	12.7	16.1		24.9		
2002	14.7	15.7		23.7		
2003	17.4	18.8	--	26.1		
2004	12.4	9.4	13.9			
2005	10.2	8.7	12.8			
2006	10.6	10.2	--			
2007	9.2	10.4	--			
2008	7.0	14.0	7.7			

-- : moins de 50% de données sur base annuelle

Le tableau IV.39 donne le 50^{ème} centile des valeurs journalières durant les périodes hivernales successives “octobre – mars”. La valeur limite la plus stricte pour la période hivernale, à savoir 130 µg/m³ pour le 50^{ème} centile des valeurs journalières, est respectée à tous les points de mesure.

Tableau IV.39 : **SO₂-VALEURS JOURNALIÈRES – P50 – Période HIVERNALE [µg/m³]**
PÉRIODE HIVERNALE : 1 OCTOBRE – 31 MARS

Réseau TÉLÉMÉTRIQUE

P50	R001	R002	B003	B005	B011	R012	N043	MEU1	WOL1	E013
H95-96	28	22	36		14	18	18		15	--
H96-97	19	14	18		11	14	14		15	18
H97-98	19	8	17		12	12	13		5	12
H98-99	15	9	18		10	10	15		4	11
H99-00	13	9	10		8	9	10	10	3	10
H00-01	9	7	10		6	7	7	8	--	7
H01-02	10	--	12	10	7	7	7	8	3	9
H02-03	11	6	--	9	6	8	6	7	7	8
H03-04	11	6	7	8	6	7	7	7	7	8
H04-05	9	5	9	5	5	8	8	6	4	7
H05-06	7	5	9	5	#	7	7	5	6	#
H06-07	4	4	5	4		5	6	4	4	
H07-08	5	5	4	4		6	6	2	4	

Réseau NON-TÉLÉMÉTRIQUE

P50	21MEU1	21R012	21B004	21POLI	21LAEK	21ANDE
H95-96		12.9			--	
H96-97		9.7		21.2	9.6	12.9
H97-98		7.9		17.3	9.0	11.6
H98-99	8.1	7.4		13.9	6.6	10.0
H99-00	5.5	6.8		11.5	5.0	8.0
H00-01	4.3	4.6		10.8		
H01-02	5.3	6.5		8.2		
H02-03	4.7	5.2		10.7		
H03-04	5.8	4.9	8.3	--		
H04-05	3.9	3.5	6.1			
H05-06	4.0	4.8	6.0			
H06-07	2.2	3.1	--			
H07-08	2.3	2.7	--			

-- : moins de 50% de données sur base annuelle

4.7.3 Dépassements des valeurs limites SO₂ (1999/30/CE)

Le tableau IV.40 donne pour les dernières années le nombre des valeurs horaires avec dépassement. C'est en 1997 que l'on a constaté les derniers dépassements consécutifs à une brève, et probablement accidentelle émission de SO₂, accompagné de composants interférents. Durant la période 2006-2008 il n'y a pas eu de dépassements

Tableau IV.40: **SO₂ - NOMBRE de VALEURS HORAIRES > 350 µg/m³**
Période ANNUELLE – Réseau Télémétrique

> 350	R001	R002	B003	B004	B011	R012	N043	MEU1	WOL1	E013
1997	0	0	0		0	0	0		5	0
1998	0	0	0		0	0	0		0	0
1999	0	0	0		0	0	0	(0)	0	0
2000	0	0	0	(0)	0	0	0	0	0	0
2001	0	(0)	0	0	0	0	0	0	(0)	0
2002	0	0	(0)	0	0	0	0	0	0	0
2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2005	0	0	0	0	#	0	0	0	0	0
2006	0	0	0	0		0	0	0	0	#
2007	0	0	0	0		0	0	0	0	
2008	0	0	0	0		0	0	0	0	

Le tableau IV.41 donne le nombre de jours avec dépassement du seuil de 125 µg/m³ SO₂. Il n'y a pas de marge de tolérance admissible pour ce seuil. Cette valeur limite est également déjà respectée depuis plusieurs années sans problème.

Tableau IV.41 : **SO₂ – NOMBRE de VALEURS JOURNALIÈRES > 125 µg/m³**
Période ANNUELLE – Réseau Télémétrique

> 125	R001	R002	B003	B004	B011	R012	N043	MEU1	WOL1	E013
1997	0	0	0		0	0	0		0	0
1998	0	0	0		0	0	0		0	0
1999	0	0	0		0	0	0	(0)	0	0
2000	0	0	0	(0)	0	0	0	0	0	0
2001	0	(0)	0	0	0	0	0	0	(0)	0
2002	0	0	(0)	0	0	0	0	0	0	0
2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2005	0	0	0	0	#	0	0	0	0	0
2006	0	0	0	0		0	0	0	0	#
2007	0	0	0	0		0	0	0	0	
2008	0	0	0	0		0	0	0	0	

() : série incomplète de données

4.7.4 Évolution à long terme des concentrations de SO₂

La figure 4.107 reproduit l'*évolution* de la concentration de SO₂ à *plus long terme* (1968-2008). La baisse constatée durant les années '70 jusqu'au début des années '80, est la conséquence de divers facteurs : une succession de limitations légales concernant la teneur maximale autorisée en soufre dans les combustibles de chauffage et de production d'énergie, le remplacement de combustibles solides et liquides par le gaz naturel comme source d'énergie pour le chauffage domestique et la mise en service de centrales nucléaires. Le taux de soufre dans le diesel, qui a été ramené à 0,2% (masse/masse) durant les années '80, a été diminué par après vers 0,05%. Depuis 2000 les taux admissibles de S sont de 350 ppm (0.035%) pour le diesel et de 150 ppm pour l'essence. Les concentrations moyennes actuelles en SO₂ sont environ 15 à 20 fois plus faibles que celles mesurées au début des années '70.

La figure 4.108 reproduit la *dispersion spatiale* de la pollution par le SO₂ sous la forme de roses de pollution, représentées sur une carte de la Région. La carte d'en haut représente la période hivernale 'octobre 2007 – mars 2008' et la carte d'en bas, la période estivale 'avril – septembre 2008'. Aux postes de mesure qui ont une situation plus centrale, des concentrations légèrement supérieures sont constatées par rapport à la périphérie. En moyenne, les concentrations sont également un rien plus élevées l'hiver que l'été.

Le dioxyde de soufre n'est pas un polluant typique du trafic routier. Vu l'absence de sources industrielles importantes de SO₂ dans la Région, la part du trafic routier dans les émissions totales de SO₂ n'est toutefois pas à négliger.

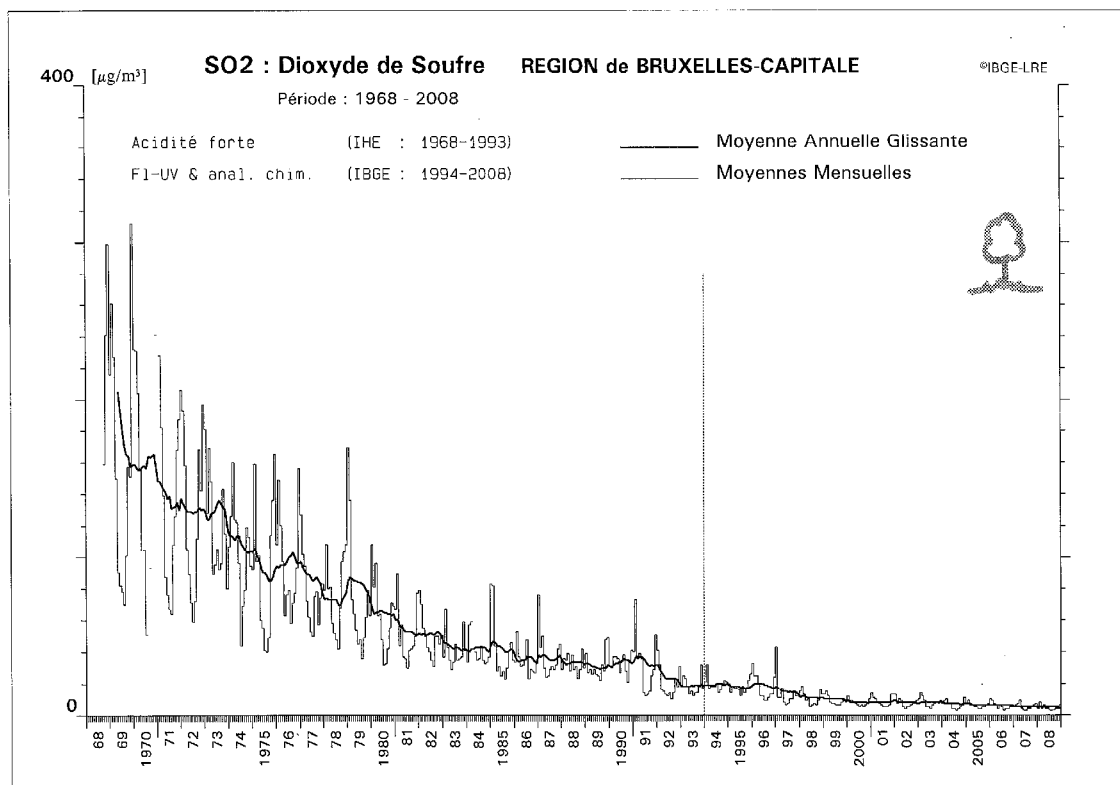


Fig. 4.107: SO₂ - évolution de la concentration à long terme (1968-2008)

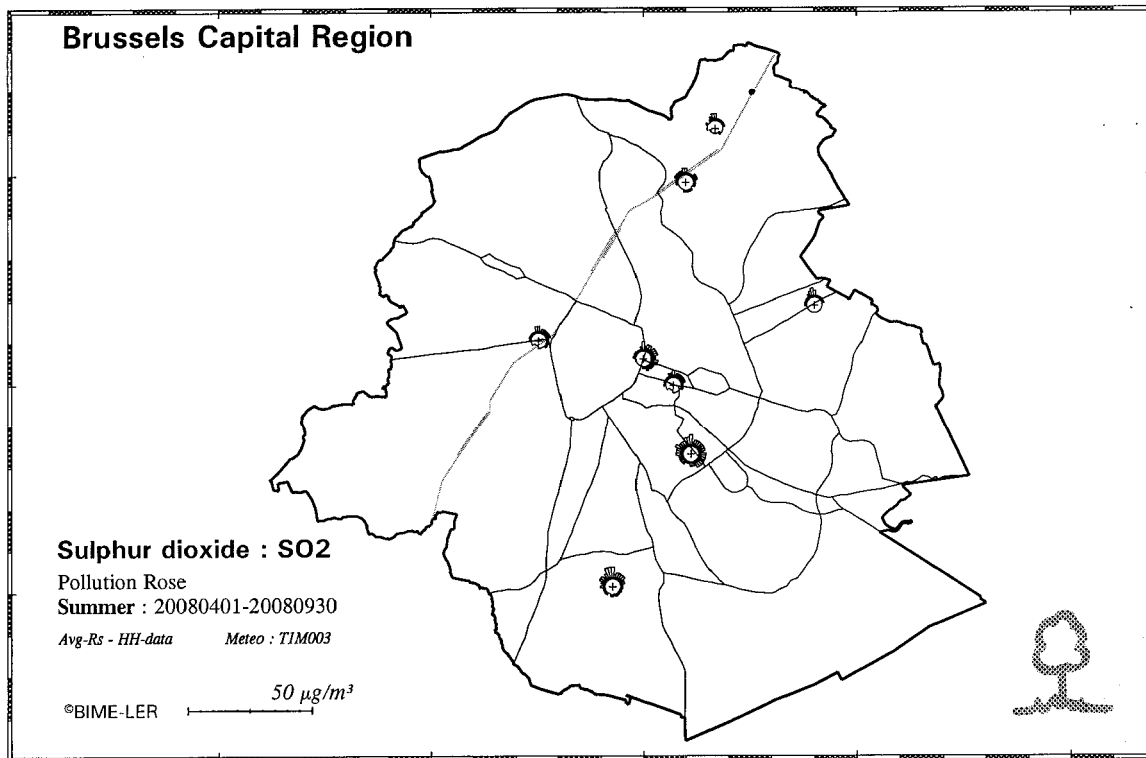
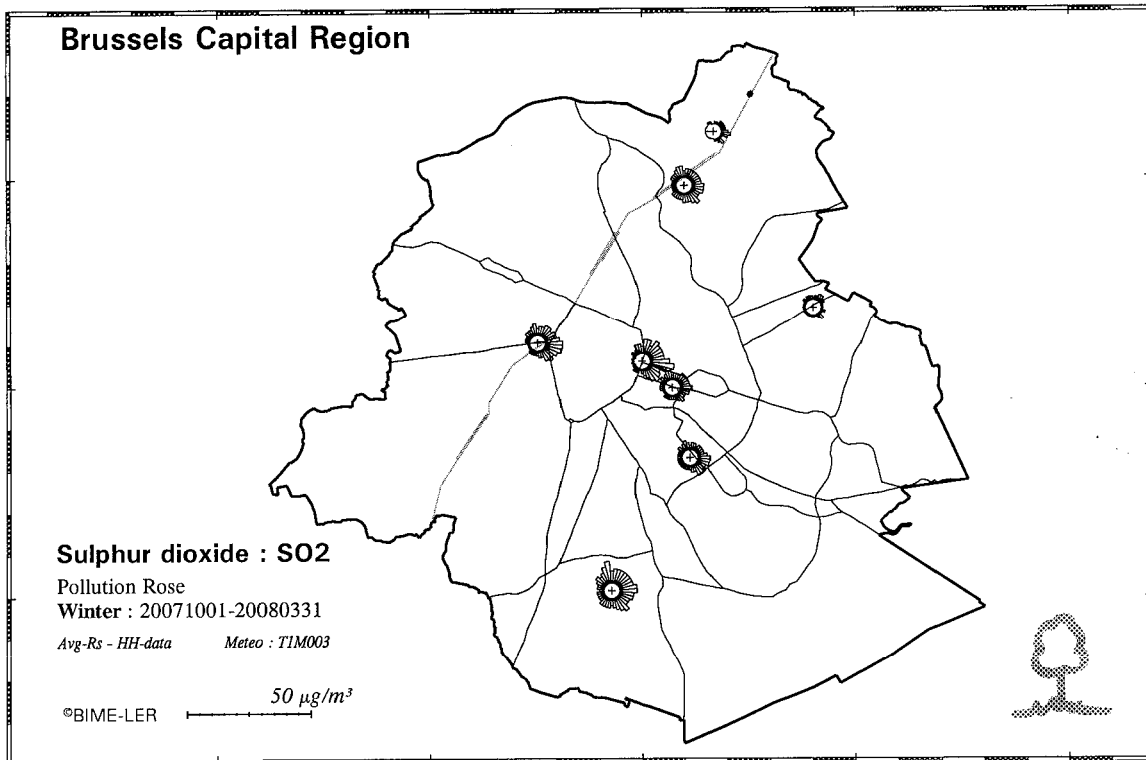


Fig. 4.108: SO₂ roses de pollution - dispersion spatiale de la concentration pendant l'hiver et l'été

4.7.5 Rendement et précision des mesures du SO₂

L'annexe VIII de la directive 1999/30/CE et l'annexe I de la directive 2008/50/CE formulent des objectifs relatifs à la qualité des données de mesure et à la collecte des résultats en vue d'évaluer la qualité de l'air. Pour les mesures en continu, une précision de 15% et un enregistrement minimal de données de 90% sont requis.

La qualité des résultats de mesure du réseau téléométrique est déterminée notamment par la précision du standard de référence et du standard de transfert (environ 2%), la reproductibilité du test interne de chaque poste de mesure (environ 1%) et l'écart autorisé lors de la réalisation des tests de contrôle réguliers (6%).

La fiabilité du standard de référence (banc d'étalonnage CELINE) est régulièrement contrôlée par la participation à des tests comparatifs internationaux, dans le cadre de programmes de qualité organisés par la CE ou l'OMS.

Le Laboratoire de Recherche en Environnement de l'IBGE a depuis 1998 une accréditation EN45001, pour déterminer notamment le taux de SO₂ dans l'air ambiant par le biais d'un échantillonnage sur 24 heures, suivi d'une analyse chimique en milieu humide (chromatographie ionique). La reproductibilité et la précision des résultats sont meilleures que 5%.

La majorité des mesures ont une précision nettement meilleure que la tolérance de 15 % imposée. Grâce aux progrès techniques de ces dernières années, tout le système de mesure est devenu plus stable dans le temps.

Les concentrations de SO₂ dans la Région de Bruxelles-Capitale sont cependant très faibles. Vu la proximité de la limite de détection, la marge d'erreur des résultats les plus bas (1 à 3 fois la limite de détection) peut être proportionnellement supérieure à 15%. Dans cet environnement, la précision est de toute façon limitée par la procédure analytique. La plus petite valeur détectable est d'environ 2,6 µg/m³ (1 ppb) pour le réseau de mesure téléométrique et d'environ 1 µg/m³ pour la méthode chimique en milieu humide.

Le tableau IV.42 donne un aperçu des rendements (saisie de données en %) des mesures du SO₂. Actuellement, l'enregistrement de données est supérieur à 90% sur base annuelle et ce, à plusieurs points de mesure. Les rendements plus faibles à R002 en 2001 et B003 en 2002 et 2008 sont dus au déménagement ou à la réinstallation/aménagement du poste de mesure.

Tableau IV.42 : **SO₂-VALEURS JOURNALIÈRES – RENDEMENTS**

saisie de données (en %) = nombre de valeurs journalières validées / nombre de jours

RÉSEAU TÉLÉMÉTRIQUE
PÉRIODE ANNUELLE : 1 JANVIER – 31 DÉCEMBRE

Année	R001	R002	B003	B004	B011	R012	N043	MEU1	WOL1	E013
1981	68.2					75.0	67.6			
1982	61.9					84.3	79.4			
1983	70.6					83.0	92.8			
1984	64.2					84.9	86.6			
1985	83.0					79.1	83.8			
1986	81.9	35.6				86.5	92.0			
1987	84.3	86.0				77.5	83.2			
1988	77.3	95.9				85.2	84.9			
1989	82.1	94.5				93.9	80.8			
1990	75.0	70.6				69.0	79.4			
1991	48.2	53.4				93.9	85.2			
1992	86.0	61.7				79.7	92.8			
1993	92.3	19.4	93.1		94.5	91.2	95.0			
1994	87.1	70.6	75.8		89.8	83.5	87.3		74.7	
1995	90.9	89.3	79.4		93.9	61.3	90.1		84.6	
1996	89.8	90.7	82.5		93.1	90.7	93.4		96.4	77.0
1997	84.6	90.6	81.0		74.7	80.8	78.0		89.0	66.8
1998	93.4	96.9	82.1		94.5	97.2	97.8		95.6	91.5
1999	95.3	96.4	93.1		96.7	98.6	97.5	9.5	86.8	94.5
2000	96.7	95.9	97.5		97.8	96.4	90.7	89.8	73.7	80.6
2001	91.5	38.6	93.6	18.9	96.9	95.3	93.4	99.1	5.7	85.7
2002	98.3	66.5	40.2	94.2	94.2	98.6	97.5	99.9	92.0	86.5
2003	97.5	97.2	76.9	98.9	95.3	98.3	92.3	98.3	92.8	85.2
2004	98.6	95.6	98.9	98.3	92.6	98.9	96.7	98.3	92.8	92.6
2005	98.9	99.9	92.8	97.2	8.7	97.8	98.0	90.1	94.2	31.5
2006	98.3	99.9	98.0	98.9		98.0	96.9	95.8	95.0	
2007	99.1	99.9	97.5	96.7		99.4	92.8	95.6	96.9	
2008	99.4	99.9	60.3	99.9		95.9	94.2	98.3	98.0	

Série de données incomplète – (re)mise en service/interruption des mesures

Plus de 90% de données disponibles

Suite du tableau IV.42 : **SO₂-VALEURS JOURNALIÈRES – RENDEMENTS**

RÉSEAU NON-TÉLÉMÉTRIQUE : ÉCHANTILLONNAGE sur 24-HEURES
PÉRIODE ANNUELLE : 1 JANVIER – 31 DÉCEMBRE

Année	21MEU1	21R012	21B004	21POLI	21LAEK	21ANDE
1995		96.4				
1996		92.6		46.9	93.7	48.0
1997		97.8		86.3	98.3	81.6
1998	61.3	83.0		86.3	94.7	74.2
1999	92.0	95.3		96.7	99.1	96.4
2000	93.9	86.6		91.2	65.8	61.2
2001	92.6	90.1		91.2		
2002	93.4	94.2		93.1		
2003	93.9	93.4	7.3	71.5		
2004	94.5	85.2	92.0			
2005	96.7	91.2	93.1			
2006	95.8	94.2	14.5			
2007	99.4	90.9				
2008	99.4	95.3	67.7			

4.8 PLOMB (Pb)

La teneur en plomb dans l'air est actuellement mesurée dans 4 postes de mesures : l'Avenue de la Couronne à Ixelles (0IHE03), le Parc Meudon (01MEU1), le site de l'IRM à Uccle (01R012) et à proximité de la société FMM à Anderlecht (01AND3).

La station de l'Avenue de la Couronne se situe dans une "canyon street" où le trafic est intense. Des mesures sur le niveau de fond sont effectuées sur les terrains de l'IRM à Uccle.

Jusqu'en 2003 l'échantillonnage se faisait sur 24 heures. Depuis l'échantillonnage se fait par période de 7 jours.

4.8.1 Réglementation Pb

La *directive 1999/30/CE* du 22 avril 1999 fixe comme valeur limite à respecter à partir du 1^{er} janvier 2005 :

- **0,5 µg/m³** comme **concentration moyenne annuelle**. Lors de l'entrée en vigueur (2001) est admise une marge de tolérance de 100% (0,5 µg/m³) qui doit descendre à 0% pour le 1^{er} janvier 2005.

Pour des zones à problème spécifique bien définies, par exemple l'environnement immédiat de certaines industries non ferreuses, une réglementation plus souple pouvait être appliquée (1,0 µg/m³ pour le 1^{er} janvier 2010), pour autant que la Commission Européenne ait été mise au courant en temps voulu.

La directive européenne précédente 82/884/CE pour le plomb fixait à 2,0 µg/m³ la concentration moyenne annuelle à ne pas dépasser. Cette valeur normative restait en vigueur jusqu'au 1^{er} janvier 2005.

4.8.2 Valeurs plomb mesurées

Le tableau IV.43 reproduit les concentrations moyennes annuelles obtenues aux différents postes de mesure durant les années calendrier 1997 à 2008. Les valeurs sont exprimées en **nanogramme par mètre cube** et doivent donc être comparées à la valeur normative de 500 ng/m³ (0.5 µg/m³).

La valeur limite de 500 ng/m³ (0.5 µg/m³) n'a été dépassée à aucun poste de mesure. La valeur limite a également été respectée au poste 01AND3, situé à proximité d'une société de traitement du Pb (FMM) à Anderlecht. Suite à une pollution importante de mercure fin janvier 2008, l'arrêt de la production y a été imposé durant plusieurs mois en 2008. En conséquence, la concentration moyenne annuelle de Pb, mesurée au poste de mesure à Anderlecht, était nettement plus faible en 2008 qu'aux années précédentes.

Tableau IV.43 : **PLOMB : CONCENTRATION MOYENNE ANNUELLE**PÉRIODE ANNUELLE : 1 JANVIER – 31 DÉCEMBRE
Concentration en ng/m³ [*nanogramme par mètre cube*]

Année	0IHE02	0IHE03	01BLD1	01R012	01AND2	01MEU1	01AND3
1994	77	172	(195)				
1995	75	165	159	(77)			
1996	76	137	142	58			
1997	62	129	118	46			
1998	49	114	116	44		60	
1999	28	62	76	31	164	38	
2000	30	43	50	25	167	27	
2001	#	50	52	32	135	41	(90)
2002		41	44	25	128	32	91
2003		44	46	21	(125)	45	88
2004		38	31	32	#	30	74
2005		28	#	21		30	94
2006		26		23		24	64
2007		23		19		19	72
2008		20		13		12	21

: fin des mesures

() : moins de 50% de données validées sur base annuelle

4.8.3 Évolution à long terme des concentrations de Pb

La figure 4.109 reproduit l'*évolution* de la *concentration de Pb* à *plus long terme*. Le graphique donne pour certains postes de mesure, la progression de la moyenne annuelle pour la période 1973-2008. La concentration moyenne est ainsi représentée par mois, pour les douze mois écoulés. La concentration de plomb dans l'air baisse depuis quelque temps, en raison de limitations légales successives de la teneur maximale en Pb autorisée dans l'essence. Comparé au début des mesures, les concentrations moyennes aux postes fortement soumis à l'influence du trafic ne sont plus que très légèrement supérieures par rapport à la périphérie.

Depuis début 1989, de l'essence sans plomb est disponible sur le marché belge et la baisse plus douce de la concentration de Pb dans les rues à fort trafic qui y a succédé est un indicateur de la part de marché croissante du carburant sans Pb. Entre-temps, la production et la distribution d'essence avec Pb pour le trafic routier normal ont cessé. Les différences minimales dans la concentration de Pb aux endroits avec peu et beaucoup de trafic, sont probablement dues à la quantité résiduelle minimale de Pb (quelques ppm) encore présente dans l'essence sans plomb.

Dans le voisinage de l'entreprise de traitement de plomb FMM, les valeurs mesurées sont plus élevées que dans les autres postes de mesure. L'objectif en matière de qualité de l'air pour l'an 2005, à savoir une moyenne annuelle maximale de 0,5 µg/m³ (ou 500 ng/m³), est respecté sans problème dans tous les postes de mesure. La figure 4.110 reproduit, pour la période 1996-2008, l'évolution de la concentration moyenne annuelle dans les 4 stations qui sont encore actuellement opérationnelles

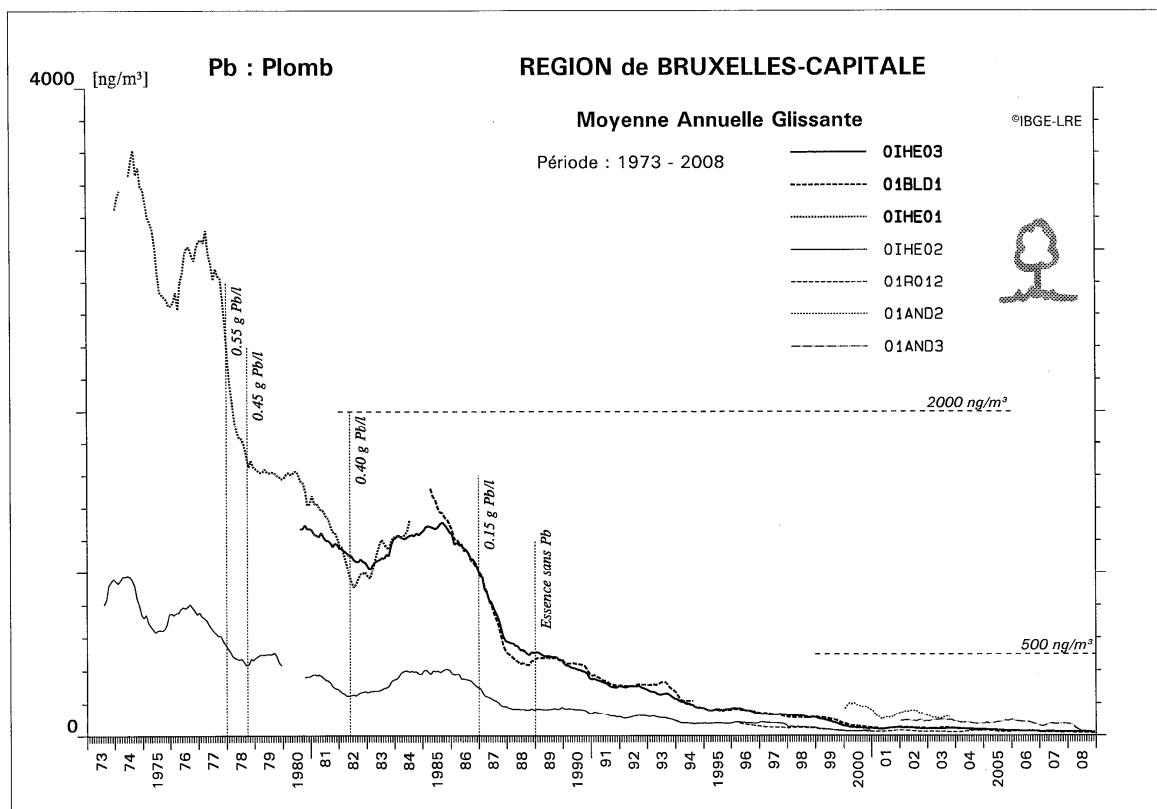


Fig. 4.109: Évolution à long terme de la teneur en plomb dans l'air (1973-2008)

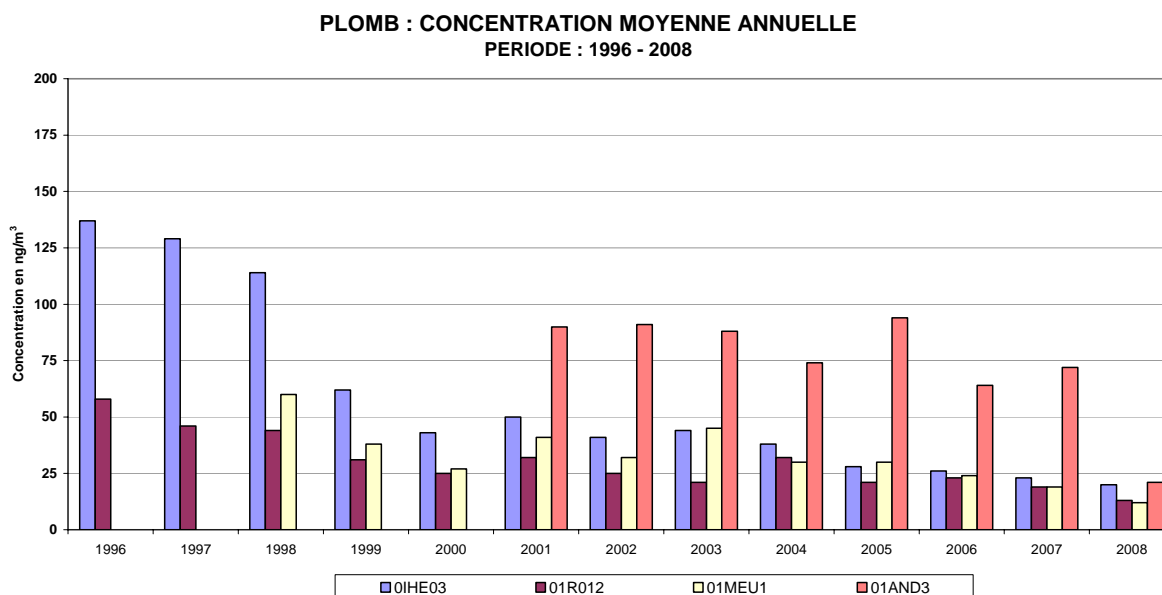


Fig. 4.110: Plomb - Concentration moyenne annuelle pendant la période 1996-2008

4.8.4 Rendement et précision des mesures de Pb

Le Laboratoire de Recherche en Environnement de l'IBGE possédait, entre 1998 et 2004, une accréditation EN45001 pour déterminer notamment la teneur en plomb dans l'air ambiant. L'incertitude et la reproductibilité des résultats sont d'environ 6%.

La directive CE 1999/30/CE exige une précision d'au moins 25% et un enregistrement de données de 90% sur l'année. La certitude sur les données relatives au Pb est nettement meilleure que ce qui est imposé par la directive CE récente.

Le rendement des mesures du plomb (saisie de données en %) est reproduit dans le tableau IV.44. A tous les postes de mesure, le rendement est d'environ 90% ou plus.

Tableau IV.44 : **PLOMB : RENDEMENT (saisie de données en %)**

PERIODE ANNUELLE : 1 JANVIER – 31 DECEMBRE

Année	0IHE02	0IHE03	01BLD1	01R012	01AND2	01MEU1	01AND3
1994	86.8	86.0	(42.7)				
1995	95.0	93.4	98.3	(33.1)			
1996	96.7	90.9	99.1	99.4			
1997	83.2	89.3	99.4	95.3			
1998	94.7	93.4	98.0	95.3		76.1	
1999	87.6	92.0	98.6	95.0	52.3	89.8	
2000	63.1	92.0	93.1	93.1	87.1	97.5	
2001	#	93.9	90.4	88.7	90.9	94.7	58.6
2002		99.1	99.4	91.2	94.7	98.6	97.2
2003		92.3	99.9	99.9	46.8	99.9	96.9
2004		96.4	67.2	80.8	#	99.9	99.9
2005		98.0	#	97.2		95.8	98.0
2006		99.9		96.9		99.9	98.0
2007		99.9		96.1		99.9	98.0
2008		98.0		94.5		99.9	99.9

4.9 FUMÉES NOIRES (BSM)

Les postes de mesure des “fumées noires” dans la Région de Bruxelles-Capitale se situent dans l’Avenue de la Couronne à Ixelles (2FR002), à Uccle (2FR012) et à la station de métro Ste-Catherine (2FB004). Ce dernier poste remplace celui de Bruxelles-ville (2FR100) qui était devenu moins accessible. Suite à des travaux d’aménagement de la station de métro Ste-Catherine le poste 2FB004 a été mis à l’arrêt en mars 2006. En avril 2008 un système d’échantillonnage des « fumées noires » a été installé au poste de Molenbeek (2FR001).

4.9.1 Réglementation Fumées Noires

Actuellement, pour les « Fumées Noires », il n’y a plus de normes européennes en vigueur.

La directive européenne 80/779/CE fixait les valeurs limites et les valeurs guides pour les particules en suspension dans l’air ambiant, mesurées selon la méthode des “Fumées Noires”. Ces dispositions restaient en vigueur jusque 2005. À partir du 1^{er} janvier 2005 les particules en suspension sont soumises aux valeurs limites des PM10, telles que prévues par la directive 1999/30/CE (voir le chapitre 4.3).

La directive 80/779/CE fixait comme valeurs limites pour les valeurs journalières:

- **80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** en tant que **50^{ème} centile** des valeurs journalières sur l’année
- **250 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** en tant que **98^{ème} centile** des valeurs journalières sur l’année
- **130 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** en tant que **50^{ème} centile** des valeurs journalières durant la période hivernale (octobre–mars)

4.9.2 Valeurs Fumées Noires mesurées

Le tableau IV.45 donne un aperçu des principaux paramètres statistiques (valeur moyenne annuelle et P98) des valeurs pour les “Fumées Noires”, obtenues pour les différentes années calendrier de la période 1996-2008. Le tableau IV.46 indique les valeurs du centile P50 pour les périodes hivernales envisagées (octobre – mars).

Durant la période 2006-2008, aucun dépassement des anciennes valeurs limites n’a été constaté.

Tableau IV.45 : VALEURS JOURNALIÈRES « FUMÉES NOIRES »
CONCENTRATION MOYENNE ANNUELLE et CENTILE P98 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

PÉRIODE ANNUELLE : JANVIER - DÉCEMBRE

MOY	2FR001	2FR002	2FR012	2FB004	2FB011	2FR100
1996		37			22	22
1997		37			21	27
1998		24			14	19
1999		23			12	14
2000		22	--		12	13
2001		--	10			13
2002		--	12			13
2003		19	12	--		13
2004		21	11	12		
2005		21	11	13		
2006		17	11	--		
2007		13	9			
2008	14	16	8			

P98	2FR001	2FR002	2FR012	2FB004	2FB011	2FR100
1996		96			62	55
1997		76			58	87
1998		61			42	50
1999		40			27	29
2000		40	--		27	30
2001		--	24			33
2002		--	28			28
2003		49	28	--		28
2004		51	29	40		
2005		49	27	39		
2006		40	31	--		
2007		29	18			
2008	34	39	17			

-- : moins de 50% de données validées sur base annuelle

Tableau IV.46 : « FUMÉES NOIRES » – P50 – Période HIVERNALE [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
PÉRIODE HIVERNALE : 1 OCTOBRE – 31 MARS

P50	2FR001	2FR002	2FR012	2FB004	2FB011	2FR100
H95-96		44			23	--
H96-97		38			22	24
H97-98		28			18	24
H98-99		18			10	15
H99-00		23			11	14
H00-01		19	--			12
H01-02		--	10			13
H02-03		19	10			13
H03-04		20	9	9		
H04-05		19	9	10		
H05-06		15	11	12		
H06-07		15	9			
H07-08	--	10	7			

-- : moins de 50% de données validées

4.9.3 Évolution à long terme

La figure 4.111 reproduit l'évolution hebdomadaire moyenne des valeurs journalières pour les « Fumées Noires ». Les valeurs les plus élevées sont observées au poste de mesure 2FR002, situé dans un environnement à fort trafic (Av. de la Couronne à Ixelles). Les concentrations y sont en moyenne légèrement plus élevées les jours ouvrables que les week-end.

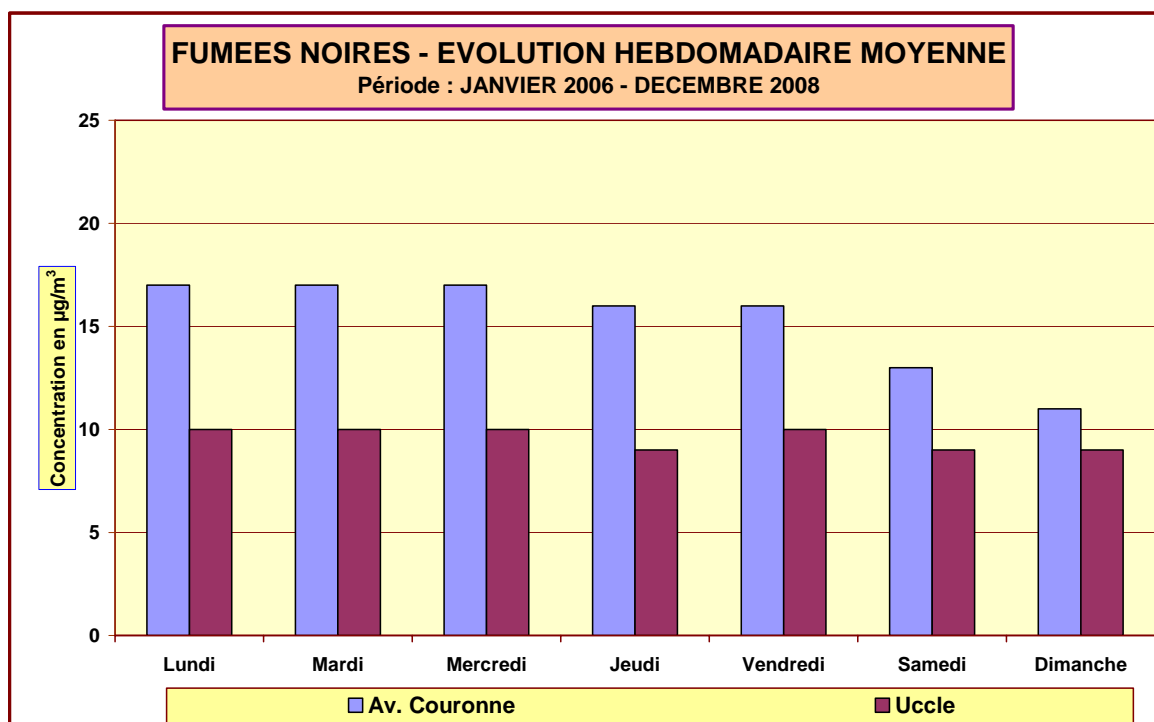


Fig. 4.111: Fumées Noires – Evolution hebdomadaire moyenne durant la période 2006-2008

Au poste à proximité du trafic la concentration moyenne des « fumées noires » diminue d'environ $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ le samedi (~21%) et d'environ $5,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ le dimanche (~33%).

L'évolution à plus long terme, au cours de la période 1968-2008, est représentée graphiquement à la figure 4.112. On note une tendance à la baisse jusque dans les années '70 (baisse de la consommation de charbon et de mazout). A partir du milieu des années '80, on assiste à une légère augmentation des "fumées noires". Elle est liée à la part croissante du diesel comme carburant pour le trafic routier. L'interprétation du graphique doit cependant se faire avec une certaine réserve. Jusqu'en 1993, la moyenne de "l'Agglomération bruxelloise" était calculée sur la base d'un plus grand nombre de postes de mesure (IHE). A partir de 1994, la moyenne a été obtenue sur la base d'un nombre restreint de postes de mesure (trois seulement), situés dans la Région de Bruxelles-Capitale. En raison du nombre restreint de postes de mesure, le poids de chacun, donc y compris le(s) les poste(s) situé(s) dans un environnement à fort trafic, est donc plus lourd dans le calcul de la moyenne qu'auparavant.

L'influence d'événements locaux mais temporaires est donc aussi plus importante que jadis. La démolition de l'Hôpital militaire à l'Avenue de la Couronne à Ixelles (1995-1997) a engendré une production de très fines poussières dans l'environnement. Il en a résulté une nette augmentation des concentrations de «Fumées Noires» mesurées au poste de mesure situé à proximité (2FR002). Etant donné le poids relativement important de chacun de ces trois postes de mesure, cette augmentation locale et temporaire s'est également répercutée dans la concentration moyenne de "fumées noires" de la Région. À partir de 1999 les niveaux sont de nouveau plus bas et ils rejoignent ceux de la fin des années '80.

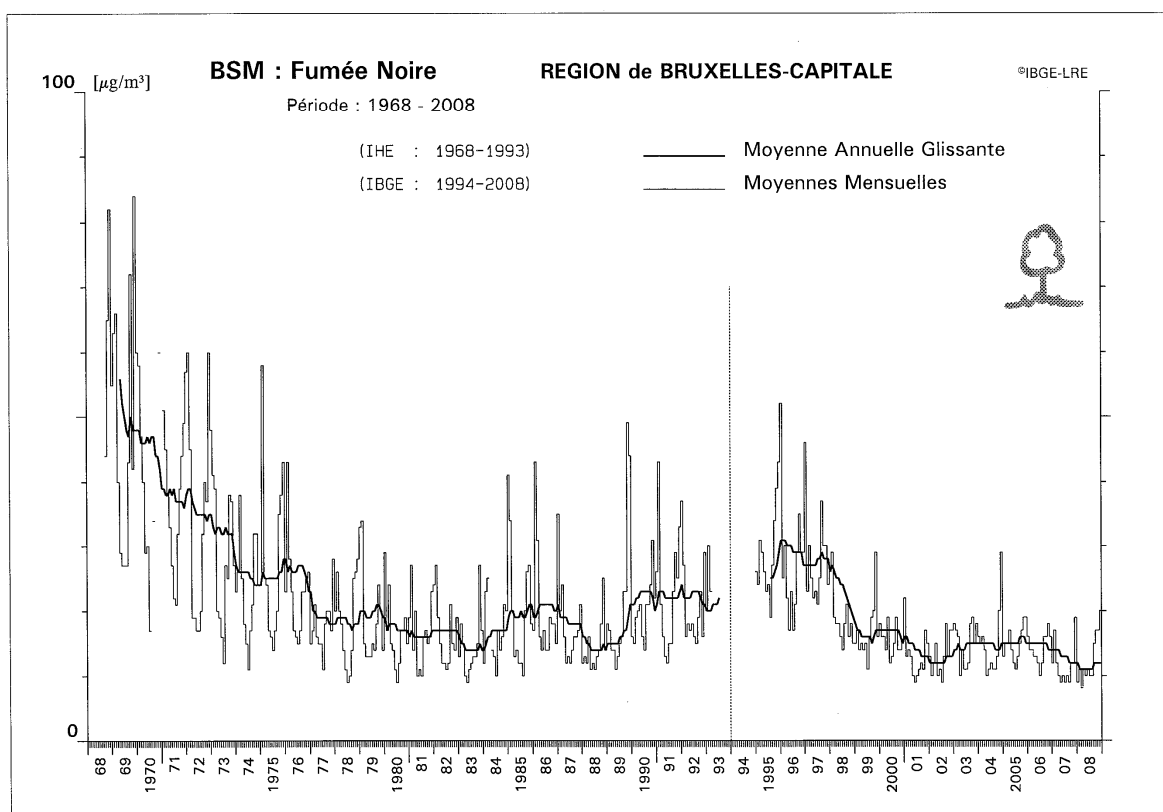


Fig. 4.112: Évolution "fumée noire" à long terme (1968 – 2008)

4.9.4 Rendement des mesures de Fumées Noires

Le rendement des mesures (saisie de données en %) selon la méthode des “fumées noires” est donné dans le tableau ci-dessous.

Tableau IV.47 : **VALEURS JOURNALIÈRES « FUMÉES NOIRES »**
saisie de données en % = Nombre de données validées / nombre de jours
PÉRIODE ANNUELLE : 1 JANVIER – 31 DÉCEMBRE

ANNÉE	2FR001	2FR002	2FR012	2FB004	2FB011	2FR100
1994		67.9			(6.5)	
1995		91.5			83.8	
1996		89.8			86.3	69.6
1997		86.8			92.3	85.2
1998		69.3			91.7	97.2
1999		80.5			97.5	98.3
2000		92.0	(16.6)		62.2	96.7
2001		(26.3)	78.0			92.8
2002		(16.9)	80.5			89.8
2003		83.8	70.9	(7.3)		68.7
2004		90.1	89.6	83.6		
2005		91.5	83.8	87.3		
2006		72.3	93.6	(12.6)		
2007		79.4	90.1			
2008	74.3	93.9	71.3			

() : moins de 50% de données validées sur base annuelle

4.10 AMMONIAC (NH₃)

L'ammoniac gazeux ne fait pas partie des 13 substances prioritaires mentionnées à l'annexe I de la directive CE 96/62/CE. Cependant, les émissions de NH₃ dans l'atmosphère contribuent de façon non négligeable au problème général de "l'acidification". L'importance relative des émissions de NH₃ augmente suite à la tendance à la baisse des émissions de SO₂. Exprimée en quantités équivalentes, la contribution du NH₃ dépasse celle du SO₂ dans certaines régions.

Par la formation de sels d'ammonium (d'aérosol secondaire) les émissions d'ammoniac jouent également un rôle important dans la problématique des « fines particules ».

Dans la Région de Bruxelles-Capitale, l'échantillonnage du NH₃ gazeux se fait simultanément à l'échantillonnage de SO₂ pour l'analyse chimique en milieu humide. Jusqu'en 2000 la présence de gaz NH₃ a été mesurée à 5 endroits différents. Depuis le NH₃ n'est plus mesuré qu'à 3 endroits, notamment au Parc Meudon (21MEU1), à l'IRM à Uccle (21R012) et à la station de métro Ste-Catherine (21B004). Ce dernier poste remplace celui de Bruxelles-ville (21POLI) qui est devenu moins accessible. Suite aux travaux d'aménagement de la station de métro Ste-Catherine le poste 21B004 était hors service entre mars 2006 et mars 2008.

L'analyse se fait par chromatographie ionique. Le gaz NH₃ initialement présent dans l'air est analysé comme ion ammoniac et le gaz SO₂ comme ion sulfate. Étant donné que la période d'échantillonnage couvre 24 heures, les résultats obtenus sont des valeurs journalières.

L'ammoniac est un polluant typique de l'activité agricole (p.ex. élevage intensif). Le NH₃ présent dans l'air de la ville provient probablement de l'utilisation de détergents contenant du NH₃ et de processus de putréfaction (notamment dans les égouts). Une faible partie est peut-être due aux gaz d'échappement de voitures équipées d'un catalyseur, en raison d'une éventuelle réduction trop importante des oxydes d'azote.

Le tableau IV.48 donne un aperçu des principaux paramètres statistiques (concentration moyenne annuelle et P98) des concentrations d'ammoniac, obtenues lors des différentes années calendrier. Les résultats indiquent que les concentrations de NH₃ sont en moyenne plus élevées aux points de mesure situés dans un environnement à forte densité de population. C'est notamment le cas à Bruxelles-ville (21B004 et 21POLI) comme dans le passé à Anderlecht (21ANDE) et à Laeken (21LAEK).

En moyenne, la pollution par le NH₃ est supérieure en été. Lorsque la température est plus élevée, le processus de putréfaction se fait plus rapidement. Un temps sec et chaud favorise une bonne dispersion du gaz NH₃. Par temps de pluie ou en présence d'air humide, le gaz NH₃ disparaît très rapidement de l'atmosphère.

**Tableau IV.48: VALEURS JOURNALIÈRES en NH₃
MOYENNE ANNUELLE (MOY) et P98 [µg/m³]**

PÉRIODE ANNUELLE : JANVIER - DÉCEMBRE

MOY	21MEU1	21R012	21B004	21POLI	21LAEK	21ANDE
1996		2.01		--	4.98	--
1997		2.02		5.86	5.18	4.93
1998	3.00	1.67		5.59	4.54	5.04
1999	3.24	1.93		5.40	4.77	5.09
2000	3.71	2.08		5.15	4.48	5.30
2001	3.46	2.00		5.81		
2002	3.84	2.04		6.09		
2003	3.96	1.91	--	6.90		
2004	2.79	0.84	4.36			
2005	2.74	0.64	5.22			
2006	3.54	1.14	--			
2007	2.92	0.85	--			
2008	3.28	1.04	5.07			

P98	21MEU1	21R012	21B004	21POLI	21LAEK	21ANDE
1996		5.02		--	10.45	--
1997		5.55		12.09	9.91	11.51
1998	8.16	4.56		12.55	9.44	10.29
1999	7.75	5.27		10.97	10.40	10.66
2000	8.92	5.36		10.12	9.23	11.84
2001	7.70	4.73		12.00		
2002	8.50	5.00		11.86		
2003	10.33	4.88	--	13.76		
2004	6.83	3.27	10.13			
2005	7.70	2.18	10.75			
2006	8.86	4.84	--			
2007	8.45	2.88	--			
2008	7.14	4.93	9.85			

-- : moins de 50% de données validées sur base annuelle

La figure 4.113 reproduit l'*évolution hebdomadaire moyenne* pour les valeurs journalières du NH₃, obtenues durant la période 2006-2008. Contrairement à la plupart des autres polluants, un schéma hebdomadaire clair ne peut pas être dégagé pour le NH₃. Des différences de concentration sont constatées entre les différents postes de mesure, mais pour chaque poste individuel, la concentration journalière moyenne reste pratiquement constante pendant toute la semaine. Il n'y a pas de différence notable entre les résultats des jours ouvrables et le week-end ou entre les samedis et les dimanches. Ce phénomène souligne le caractère permanent et plutôt diffus des émissions de NH₃. A aucun point de mesure il n'est possible d'établir un lien avec les variations de l'intensité du trafic ou avec celles d'autres activités.

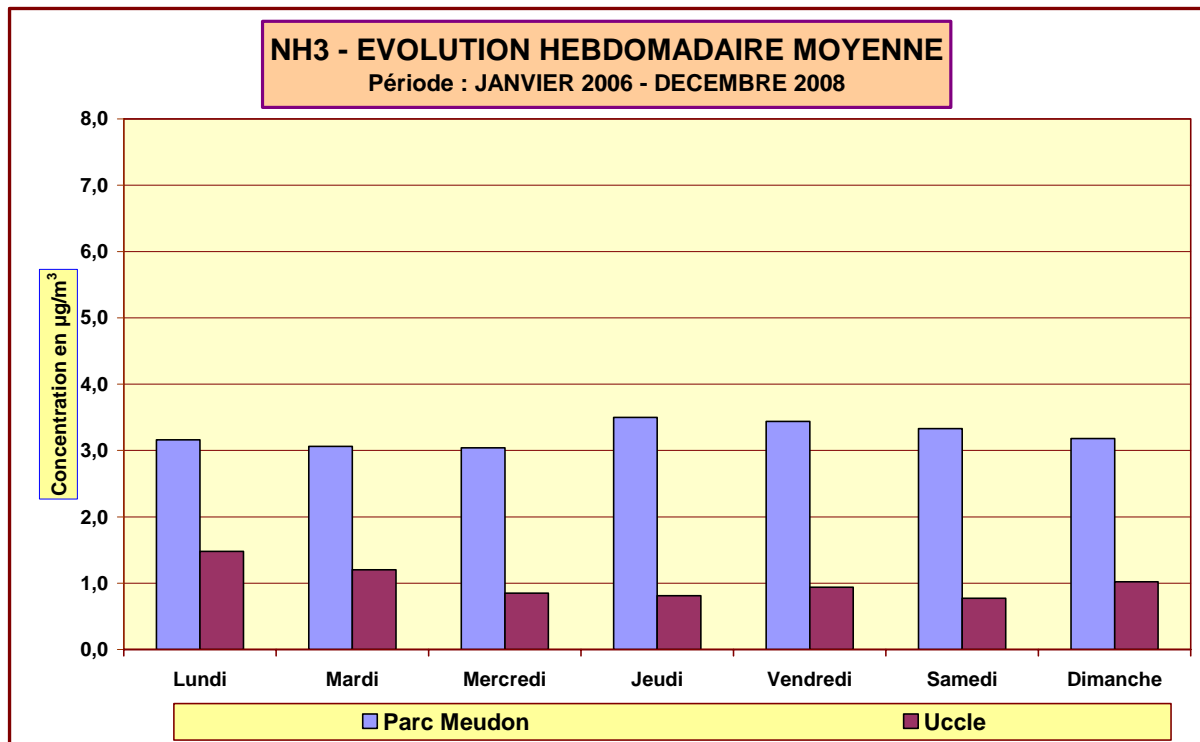


Fig. 4.113: Évolution hebdomadaire moyenne des valeurs en NH₃ (période 2006-2008)

4.11 CHLORURES (HCl)

Ce polluant ne fait pas non plus partie du groupe des 13 substances prioritaires mentionnées à l'annexe I de la directive-cadre CE 1996/62/CE. Les émissions de HCl sont généralement liées à une activité industrielle spécifique et, précédemment, à l'incinération de déchets PVC. La présence de ce polluant dans l'air ambiant ne constitue donc pas un problème général. Cependant, à proximité de sources spécifiques, on mesure (mesurait) parfois localement des valeurs assez importantes de HCl. Ce composé contribue également à "l'acidification de l'environnement".

L'échantillonnage de HCl dans la Région de Bruxelles-Capitale se fait simultanément à l'échantillonnage de SO₂ et NH₃, destiné à l'analyse chimique humide. La présence de HCl dans l'air ambiant est donc également suivie à 3 points de mesure différents (5 en 2000). Tout comme pour l'analyse chimique des échantillons journaliers de SO₂ et NH₃, l'analyse se fait par chromatographie ionique.

Le tableau IV.49 donne un aperçu des principaux paramètres statistiques (concentration moyenne annuelle et P98) des concentrations de HCl. Les résultats sont en moyenne plus élevés au poste de mesure de Bruxelles-ville (21B004 et 21POLI) et Uccle (21R012). Les valeurs les plus basses sont mesurées au parc Meudon (21MEU1). La concentration moyenne est assez basse à tous les points de mesure.

La figure 4.114 reproduit l'*évolution hebdomadaire moyenne* pour les valeurs journalières du HCl, obtenues au cours de la période 2006-2008. Pour aucun des postes de mesure le schéma hebdomadaire ne permet d'établir un lien avec les variations de l'intensité du trafic ou avec celles d'autres activités.

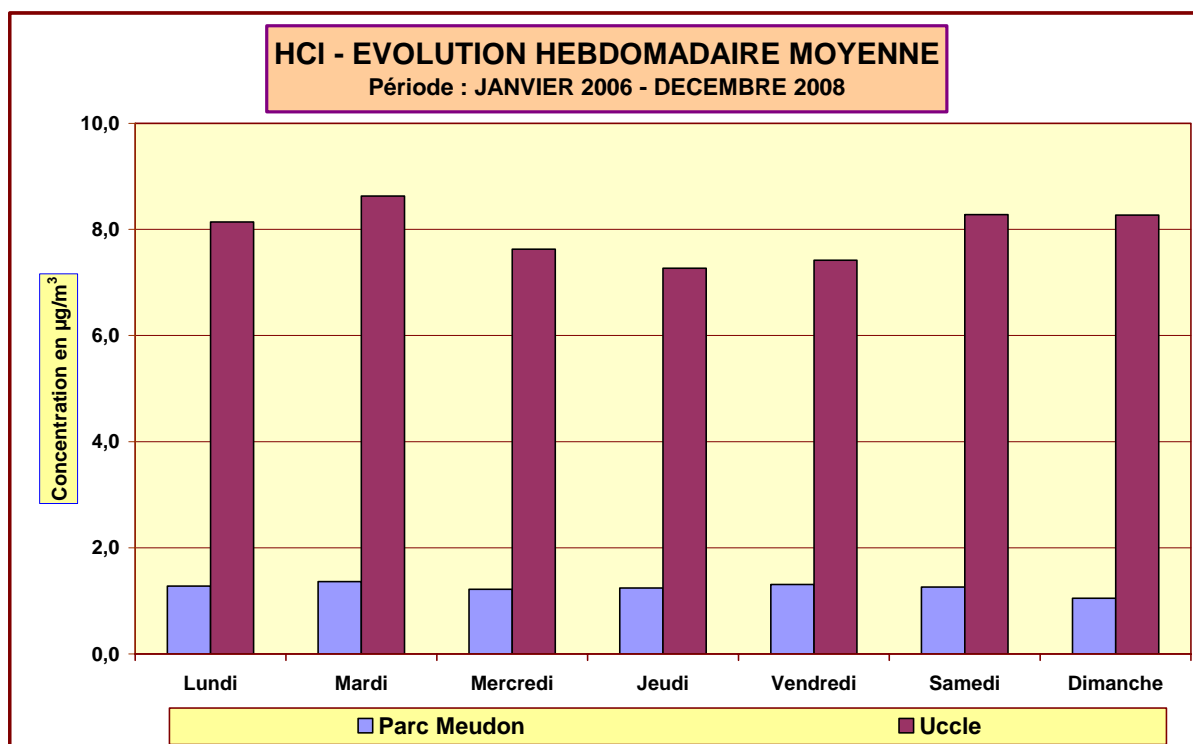


Fig. 4.114 : Évolution hebdomadaire moyenne des valeurs journalières en HCl (2006 - 2008)

**Tableau IV.49: VALEURS JOURNALIÈRES en HCl
MOYENNE ANNUELLE et P98 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]**

PÉRIODE ANNUELLE : JANVIER – DECEMBRE

MOY	21MEU1	21R012	21B004	21POLI	21LAEK	21ANDE
1998	1.67				--	
1999	1.86	3.00		3.70	1.65	1.60
2000	1.40	1.45		3.39	2.03	1.48
2001	0.73	1.95		3.37		
2002	0.58	2.03		3.38		
2003	0.65	2.21	--	2.45		
2004	0.50	3.10	2.07			
2005	0.46	4.23	2.12			
2006	1.51	7.45	--			
2007	1.27	7.48	--			
2008	0.97	8.85	2.81			

P98	21MEU1	21R012	21B004	21POLI	21LAEK	21ANDE
1998	5.10				--	
1999	7.33	10.97		17.25	5.93	5.46
2000	7.83	6.48		13.05	9.37	7.10
2001	3.58	7.39		16.69		
2002	1.91	8.83		15.49		
2003	2.89	7.33	--	7.48		
2004	2.41	14.52	10.19			
2005	2.68	16.23	8.31			
2006	3.85	26.14	--			
2007	2.89	22.60	--			
2008	3.05	29.79	10.17			

--: moins de 50% de données validées sur base annuelle

4.12 VAPEUR DE MERCURE (Hg)

Le mercure est l'un des 13 paramètres prioritaires mentionnés à l'annexe I de la directive-cadre CE 1996/62/CE. La qualité de l'air doit obligatoirement être évaluée pour les paramètres figurant dans la liste des 13 substances prioritaires. La directive 2004/107/CE concernant As, Cd, Hg, Ni et les hydrocarbures polycycliques aromatiques dans l'air ambiant rend obligatoire l'évaluation de la présence de Hg, mais ne prévoit pas de valeur limite ou cible pour ce composant. L'idée était que les concentrations actuelles de Hg dans l'air ambiant sont nettement plus faibles que les niveaux toxiques et que la fixation ne donnerait pas nécessairement plus de protection mais pourrait éventuellement encourager à émettre plus de Hg dans l'atmosphère. D'autre part l'exposition au Hg via la chaîne alimentaire dépasse probablement plusieurs fois celle par l'air ambiant.

Un appareil de mesure en continu des vapeurs de mercure a été mis en service en mai 1999, au poste de mesure du parc Meudon (41MEU1). Ce poste n'est pas exposé directement aux émissions du trafic, mais sa situation est idéale du point de vue de la distance et de l'orientation, pour détecter une pollution éventuelle provenant de l'incinérateur de Nederover-Heembeek. Les données de base pour le stockage dans la base de données des immissions de la Région de Bruxelles-Capitale sont des valeurs moyennes semi-horaires. Les concentrations obtenues sont exprimées en **nanogramme par mètre cube**.

Le tableau IV.50 donne un aperçu des principaux paramètres statistiques (P50, P98, maximum et moyenne) des valeurs horaires du Hg, obtenues durant la période 1999-2008.

Tableau IV.50 : **VALEURS HORAIRES en Hg - P50 – P98 – MAXIMUM – MOYENNE**

Poste de mesure MEUDON (41MEU1)
[Concentration en ng/m³]

41MEU1	P50	P98	MAX	MOY
1999	--	--	--	--
2000	2.53	6.48	294.51	3.05
2001	2.20	5.50	27.15	2.46
2002	1.92	5.40	45.30	2.24
2003	1.96	4.97	>999	2.68
2004	1.66	5.62	50.00	1.93
2005	2.14	6.05	32.52	2.48
2006	1.86	5.11	22.16	2.10
2007	2.02	5.36	35.66	2.15
2008	1.18	3.68	791.70	1.62

-- : moins de 50% de données validées sur base annuelle

Durant la période de test qui a précédé l'installation dans le réseau de mesure, quelques 6 ng/m³ ont été mesurés en moyenne dans l'air extérieur à l'IBGE (Woluwé) et environ 30 ng/m³ dans le laboratoire. Dans ce laboratoire se trouvent notamment un baromètre au mercure (ouvert à l'atmosphère) et plusieurs appareils, équipés de pistons à joint de mercure (frottement nul), pour l'étalonnage ou le contrôle de débits d'air. Lorsqu'un de ces appareils est enclenché, on atteint dans le labo une concentration de 60 à 70 ng/m³.

A la figure 4.115, les roses de pollution des vapeurs de mercure sont mises sur carte. La carte d'en haut représente la période hivernale 'octobre 2007 – mars 2008' et la carte d'en bas, la période estivale 'avril – septembre 2008'. Sur la carte du dessus, on remarque une contribution légèrement accrue du secteur sud-ouest (SSO à SO). Cette direction correspond à la situation de l'incinérateur de Neder-over-Heembeek et à l'axe industriel du canal. Sur la carte du dessous on remarque, comme c'était déjà le cas dans le passé, une contribution du secteur sud-est (SE). L'origine exacte de celle-ci n'est pas connu.

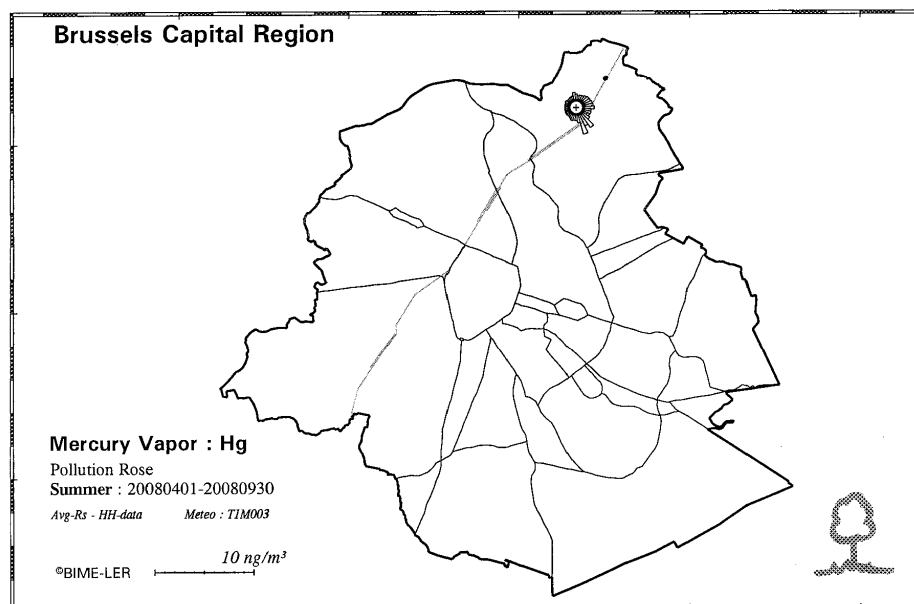
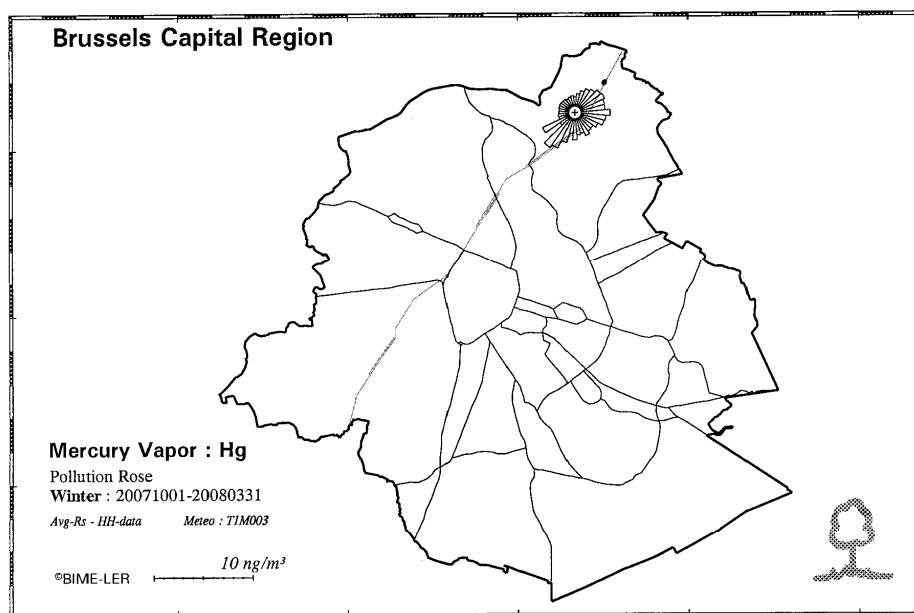


Fig. 4.115: Vapeur de mercure : roses de pollution pendant l'hiver et l'été

Pollution par le Mercure – Fin Janvier 2008

Entre le 21 et le 25 janvier 2008 de très hautes concentrations de mercure ont été constatées au poste de mesure du parc Meudon, situé dans le nord de la Région. Cela fut le cas pendant trois nuits consécutives: la nuit du mardi 22 au mercredi 23 janvier, la nuit du mercredi 23 au jeudi 24 et du jeudi 24 au vendredi 25 janvier 2008. L'évolution des valeurs semi horaires du vapeur de mercure pour la période du dimanche 20 au samedi 26 janvier 2008 est présentée à la figure 4.116.

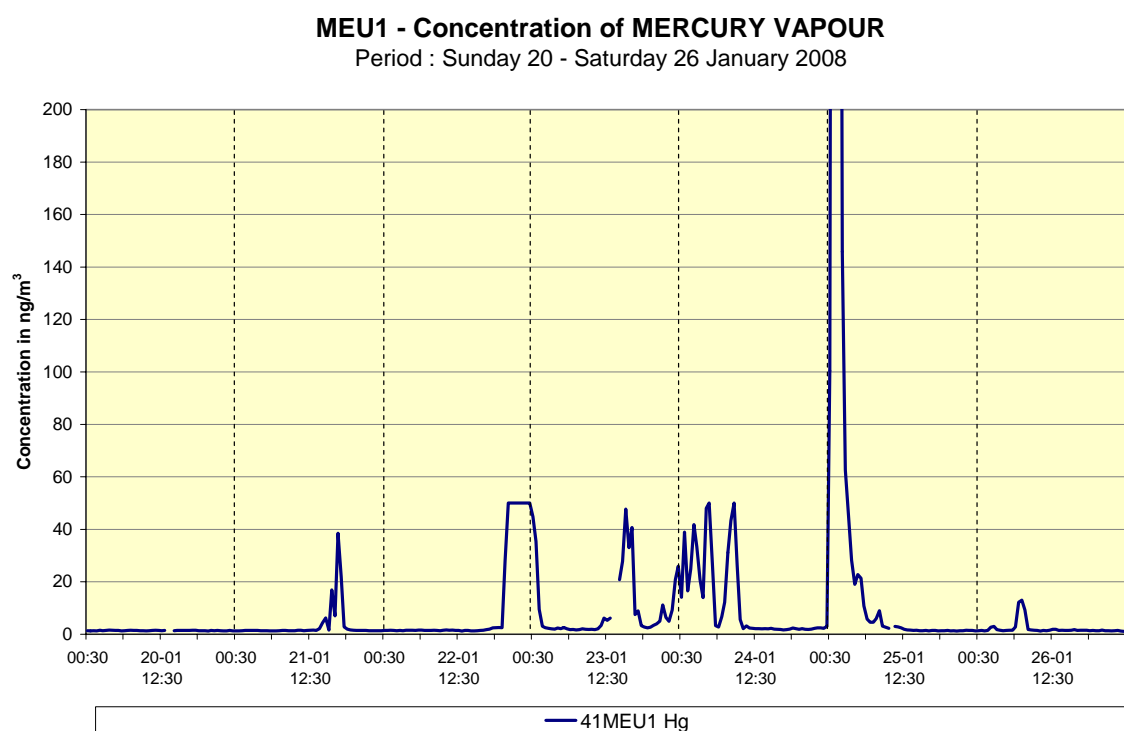


Fig. 4.116: Vapeur de mercure au poste du parc Meudon
Évolution des valeurs semi horaires du dimanche 20 au samedi 26 janvier 2008

Les hautes valeurs de mercure la nuit étaient accompagnées par des valeurs anormalement élevées pour l'ozone, mesurées dans différents postes de mesure de la Région. C'était le cas durant la nuit du 22 au 23 (jusqu'à $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$ d'ozone ??) et durant la nuit du 24 au 25 janvier 2008 (jusqu'à $1.200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ d'ozone ??). Des valeurs tellement élevées en ozone sont déjà très invraisemblables pendant les épisodes de pollution en été et elles sont encore plus incroyables en plein hiver, au milieu de la nuit.

La détection de l'ozone dans les appareils qui fonctionnent selon la méthode de référence est basée sur l'absorption de l'UV par l'ozone à la longueur d'onde de 253,7 nanomètre. La détection du mercure dans l'appareil installé au poste de mesure du parc Meudon est basée sur la fluorescence UV à la même longueur d'onde. Une interférence sur la détection de l'ozone, suite à la présence de mercure est possible et peut être démontrée au labo. La présence de quelques centaines de nanogrammes de mercure par mètre cube d'air peut entraîner un signal de mesure de l'ordre de quelques centaines de microgrammes d'ozone. Une interférence éventuelle de l'ozone sur la détection du mercure est exclue car le mercure est absorbé exclusivement sur un filtre d'or avant de passer au détecteur.

Il s'agissait ici de fausses mesures d'ozone et les données ont été invalidées en tant que résultats d'ozone. Leur présence à différents postes de mesures a pourtant permis d'indiquer, avec haute précision la direction et le lieu d'origine de cette pollution. Le graphique de la figure 4.117 représente les roses de pollution de l'ozone faux (roses du centile 95), calculées pour la période du lundi 21 au vendredi 25 janvier 2008.

Le graphique à la figure 4.118 présente la rose de pollution du mercure (95^{ème} centile par direction) du lundi 21 au vendredi 25 janvier 2008. La source de la pollution par le mercure se trouvait à la société FMM à Anderlecht, active au niveau de la récupération du plomb. La production y a été arrêtée par le pouvoir public pendant plusieurs mois en 2008.

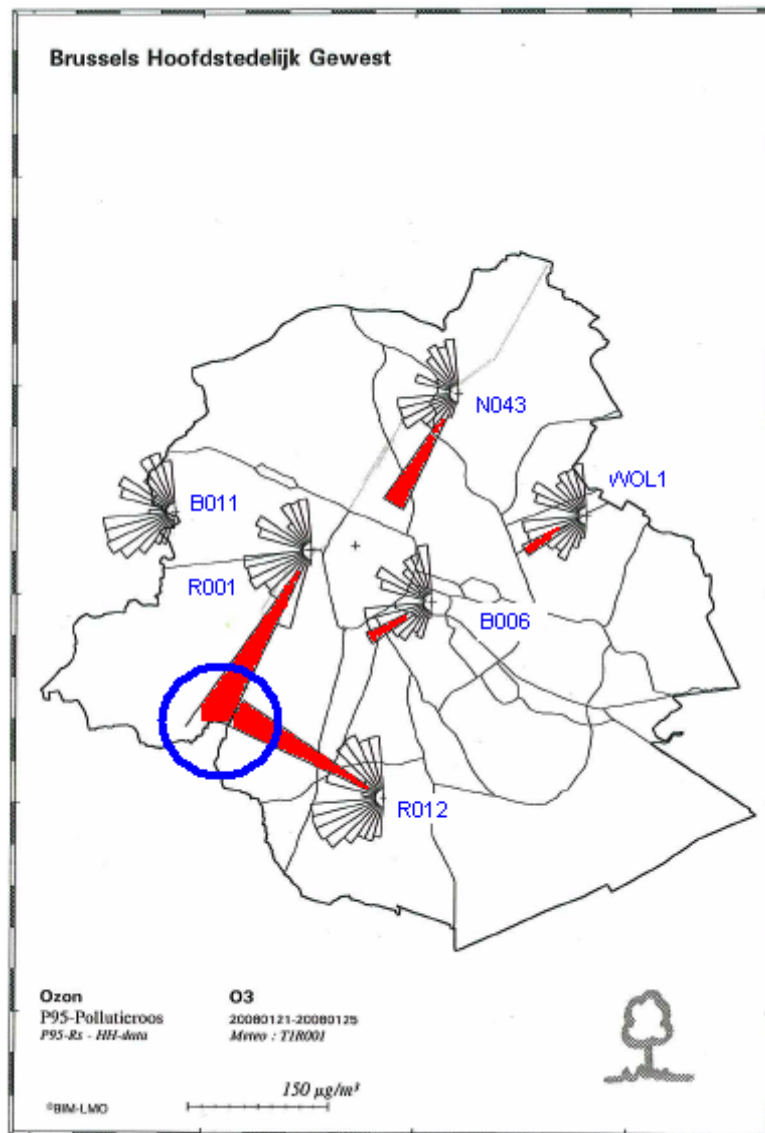


Fig. 4.117: Roses de pollution d'ozone et interférents. Lundi 21 au vendredi 25 janvier 2008
Indication de la direction et du lieu d'origine de la pollution

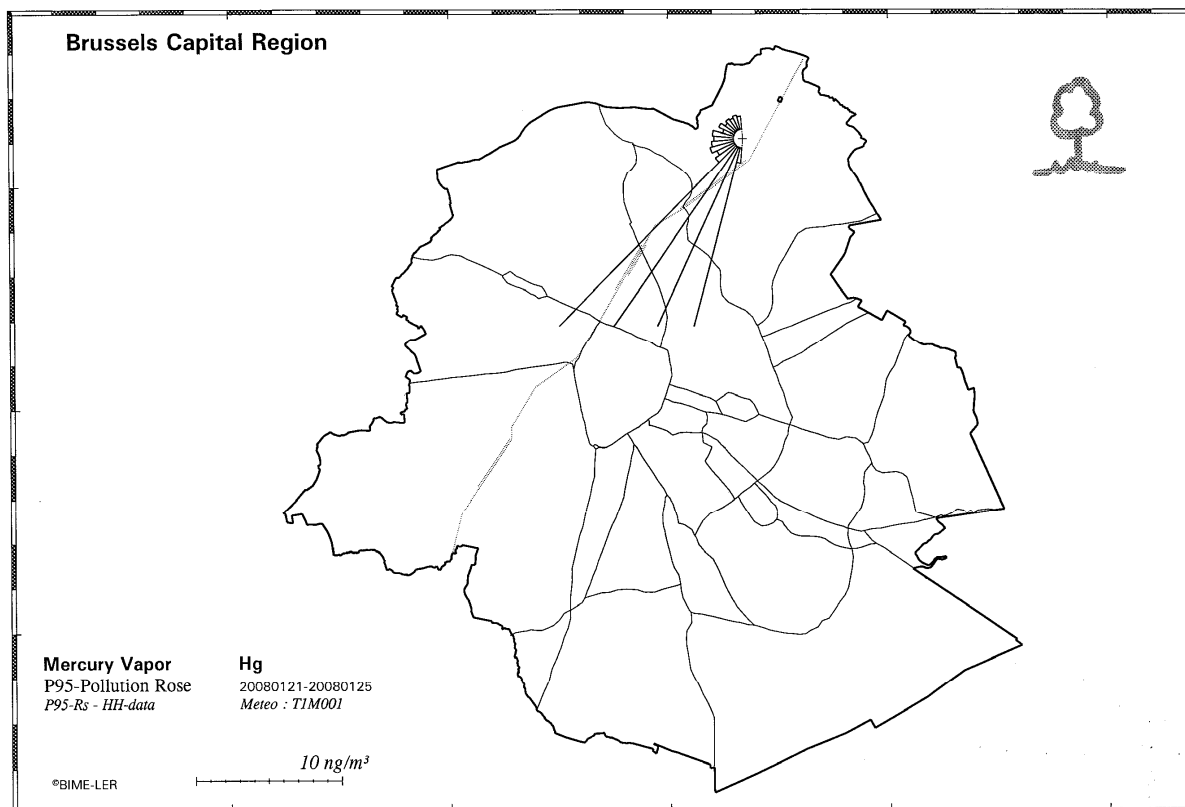


Fig. 4.118: Rose de pollution du vapeur mercure du lundi 21 au vendredi 25 janvier 2008

4.13 MÉTAUX LOURDS (As, Ni, Cd)

La liste des substances prioritaires de l'annexe I de la directive CE 96/62/CE comprend, outre le *plomb* (Pb) et le *mercure* (Hg), les métaux lourds : *cadmium* (Cd), *nickel* (Ni) et *arsenic* (As). La directive 2004/1007/CE fixe comme valeur cible pour la **concentration moyenne annuelle** pour l'arsenic, le cadmium et le nickel présent dans la fraction PM10 de l'air ambiant :

As	6 ng/m ³
Cd	5 ng/m ³
Ni	20 ng/m ³

Ces valeurs cibles doivent être respectées à partir du 31 décembre 2012.

Les résultats du réseau de mesure national "métaux lourds", opérationnel entre 1980 et 1993, indiquaient l'absence d'une pollution élevée par ces polluants à Bruxelles. La présence de substances telles que le Cd, le Ni et l'As dans l'air est du reste généralement liée à la présence d'installations de production de l'industrie non ferreuse. Après la régionalisation des réseaux de mesure "air" et le démantèlement des labos (depuis le 01.01.1994), il a fallu attendre pour que les métaux lourds, à l'exception du plomb, fassent à nouveau l'objet de mesures. L'absence de sources industrielles importantes dans la Région de Bruxelles-Capitale, les faibles valeurs du passé (inférieures à la limite de détection) et les moyens limités (trop peu de personnel laborantin) ont contribué à ce retard.

Depuis l'année 1998 les « métaux lourds », autres que le plomb, sont à nouveau mesurés dans la Région de Bruxelles-Capitale. En avril 1998, l'échantillonnage de métaux lourds a commencé au poste de mesure du parc Meudon (MEU1), situé à environ 1 km au nord-est de l'incinérateur de Neder-over-Heembeek. En mai 2001 un poste supplémentaire a été mis en service à proximité de la société FMM à Anderlecht (01AND3). La durée de l'échantillonnage est de 24 heures (échantillons journaliers). L'analyse des échantillons de ces 2 postes est sous-traitée à l'ISSEP, à Liège.

Le tableau IV.51 donne les valeurs moyennes annuelles pour la période 1998-2008.

Tableau IV.51: MÉTAUX LOURDS - MOYENNE ANNUELLE

Poste de mesure MEUDON (41MEU1)
[Concentration en ng/m³]

01MEU1	Cu	Tl	As	Ni	Cr	Mn	Sb	Cd
1998	16	≤10	≤10	≤10	≤10	23	31	11
1999	14	≤10	≤10	≤10	≤10	17	31	≤10
2000	15	≤5	≤5	≤3	≤4	14	≤26	≤7
2001	24	7	6	5	7	22	37	9
2002	19	≤5	≤5	5	7	17	27	8
2003	28	4	4	6	9	28	20	4
2004	18	≤3	≤3	5	5	18	≤13	≤3
2005	17	≤3	≤3	5	5	16	≤13	≤3
2006	16	≤3	≤3	5	6	15	≤13	≤3
2007	14	≤3	≤3	5	5	12	≤13	≤3
2008	17	≤3	≤3	3	4	13	≤13	≤3

01AND3	Cu	Tl	As	Ni	Cr	Mn	Sb	Cd
2001	38	6	≤5	5	7	28	41	≤7
2002	36	≤5	≤5	6	8	26	32	8
2003	41	≤3	4	6	8	30	22	4
2004	42	≤3	≤3	5	7	23	16	≤3
2005	40	≤3	≤3	5	7	23	15	≤3
2006	36	≤3	≤3	5	7	21	≤13	≤3
2007	39	≤3	≤3	4	7	20	≤13	≤3
2008	37	≤3	≤3	3	5	17	≤13	≤3

≤ : ≤ limite de détection

Pour le thallium (Tl), l'arsenic (As), le nickel (Ni), le chrome (Cr) et le cadmium (Cd), la plupart des résultats obtenus (valeurs journalières) sont inférieurs à la limite de détection. Pour le cuivre (Cu), le manganèse (Mn) et l'antimoine (Sb), les valeurs mesurées sont aussi très faibles. Environ 50% des valeurs journalières sont inférieures à la limite de détection.

Les concentrations observées pour As, Cd et Ni sont déjà maintenant inférieures aux valeurs cibles, à respecter à partir du 31 décembre 2012.

4.14 DIOXYDE DE CARBONE (CO₂)

Le dioxyde de carbone n'a pas d'effets négatifs immédiats sur la santé publique. La concentration de CO₂ dans l'atmosphère augmente en raison de l'utilisation massive de combustibles fossiles. Ce phénomène peut engendrer un lent réchauffement de l'atmosphère terrestre (effet de serre). De par la présence d'émissions locales importantes de CO₂, les concentrations mesurées, à Bruxelles ou dans d'autres zones de source, **ne sont pas** une bonne indication de la concentration moyenne mondiale de CO₂. A plus long terme, la concentration de CO₂ à Bruxelles suivra pourtant la tendance mondiale.

Le niveau de concentration de CO₂ est par contre *un très bon indicateur* pour l'évaluation de la pollution de l'air. A l'occasion d'une évaluation de fiabilité du modèle de prévision *Aladin* (voir chapitre 2) il est apparu que tous les épisodes d'augmentation de pollution, sans exception, étaient caractérisés par des concentrations élevées de CO₂.

La concentration minimale de CO₂ à Bruxelles est d'environ 350 à 360 ppm. C'est notamment le cas lorsque des vents forts amènent de l'air non pollué de l'océan. Pendant 80% du temps environ, les concentrations de CO₂ enregistrées se situent entre 370 et 420 ppm. Lorsque les conditions météorologiques sont peu favorables à une dispersion, des valeurs plus élevées sont enregistrées (420 à 500 ppm). La présence d'une inversion à faible altitude engendre exceptionnellement des valeurs situées entre 500 et 650 à 700 ppm de CO₂.

Dans la Région de Bruxelles-Capitale, le dioxyde de carbone dans l'air est mesuré à Ixelles (41R002), Arts-Loi (B003), Uccle (41R012) et Woluwé-St-Lambert (41WOL1).

Le tableau IV.52 reproduit les principaux paramètres statistiques de la distribution des moyennes horaires de CO₂. Des tableaux plus détaillés, avec les résultats de la distribution de fréquences cumulées pour les périodes annuelles, hivernales et estivales, figurent dans les *annexes B, C et D*.

La figure 4.119 présente la distribution des fréquences cumulées. Le graphique du dessus montre les résultats pour le poste de mesure d'Uccle et le graphique du dessous ceux du poste de mesure de Woluwé.

La figure 4.120 représente graphiquement l'*évolution hebdomadaire moyenne* de la concentration en CO₂ dans le poste de mesure d'Ixelles (R002). Le graphique du dessus représente la période hivernale 'octobre 2007 – mars 2008' et le graphiques du dessous, la période estivale 'avril – septembre 2008'. Chaque graphique donne, par période horaire, la concentration moyenne (AVG) et la médiane (P50), ainsi qu'un les centiles P90 et P10.

La figure 4.121 reproduit graphiquement, pour le poste de mesure R002, l'*évolution journalière moyenne* durant l'hiver (2007/08) et l'été (2008). A cet égard, une distinction est faite entre un dimanche, un samedi et un jour ouvrable.

On remarque dans les deux figures une nette différence entre la période hivernale et estivale. Durant la période estivale, l'effet de la photosynthèse se traduit particulièrement bien par la baisse de la concentration de CO₂ pendant les heures de clarté.

Tableau IV.52: VALEURS HORAIRES pour CO₂ : MOYENNE et P98 [ppm]

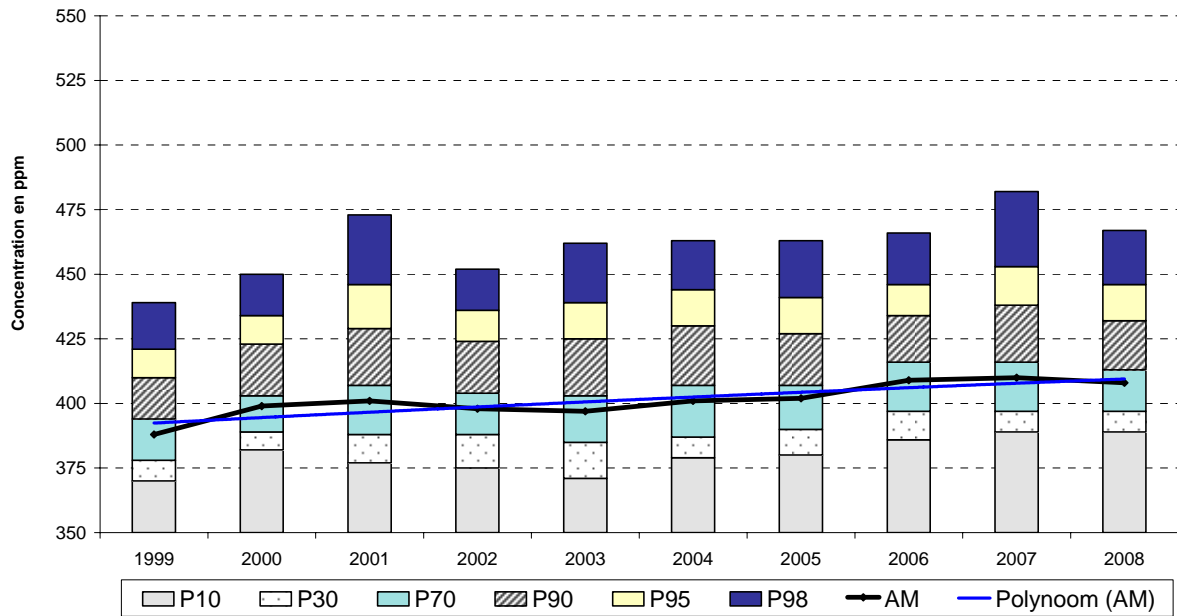
PÉRIODE ANNUELLE : JANVIER – DÉCEMBRE

MOY	R002	B003	R012	WOL1
1997	392			388
1998	--			391
1999	401		388	394
2000	406		399	395
2001	--		401	--
2002	413		398	412
2003	419	408	397	413
2004	418	420	401	404
2005	423	431	402	406
2006	425	438	409	409
2007	425	426	410	412
2008	419	415	408	408

P98	R002	B003	R012	WOL1
1997	465			458
1998	--			441
1999	457		439	446
2000	459		450	453
2001	--		473	--
2002	474		452	470
2003	494	498	462	479
2004	478	516	463	467
2005	490	517	463	464
2006	489	527	466	467
2007	495	413	482	473
2008	490	491	467	471

() : série de données incomplète – début ou interruption des mesures

CO₂ à UCCLE (R012) - EVOLUTION dans le TEMPS
DISTRIBUTION DES FREQUENCES CUMULEES - VALEURS HORAIRES
 Période "JANVIER - DECEMBRE"



CO₂ à WOLUWE-St-Lambert (WOL1) - EVOLUTION dans le TEMPS
DISTRIBUTION DES FREQUENCES CUMULEES - VALEURS HORAIRES
 Période "JANVIER - DECEMBRE"

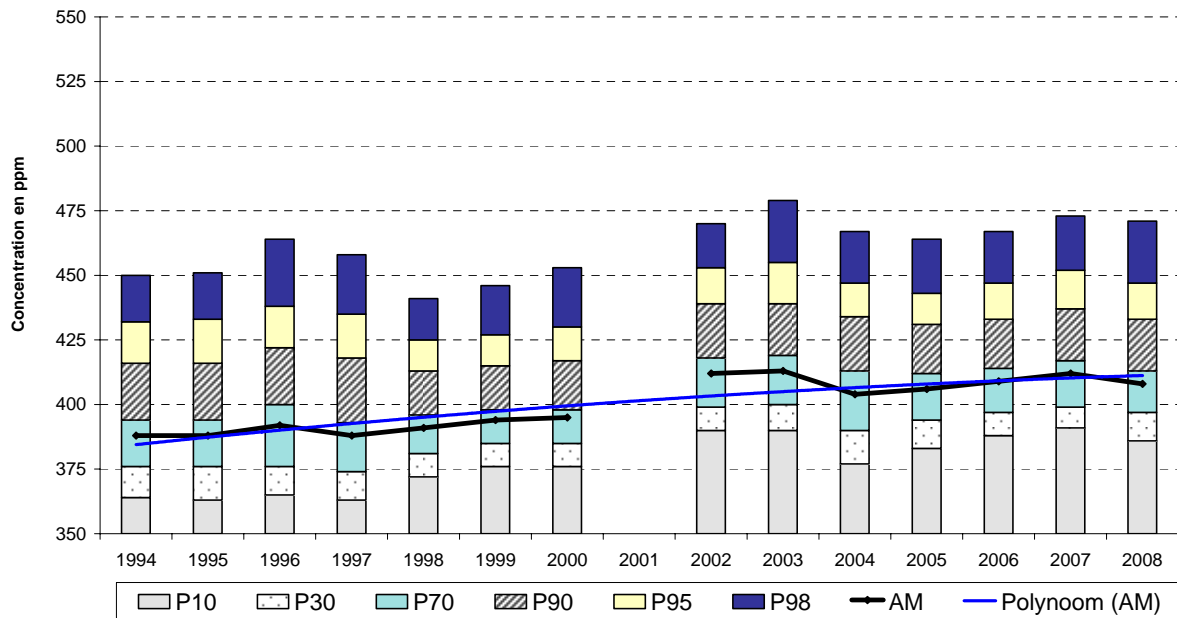
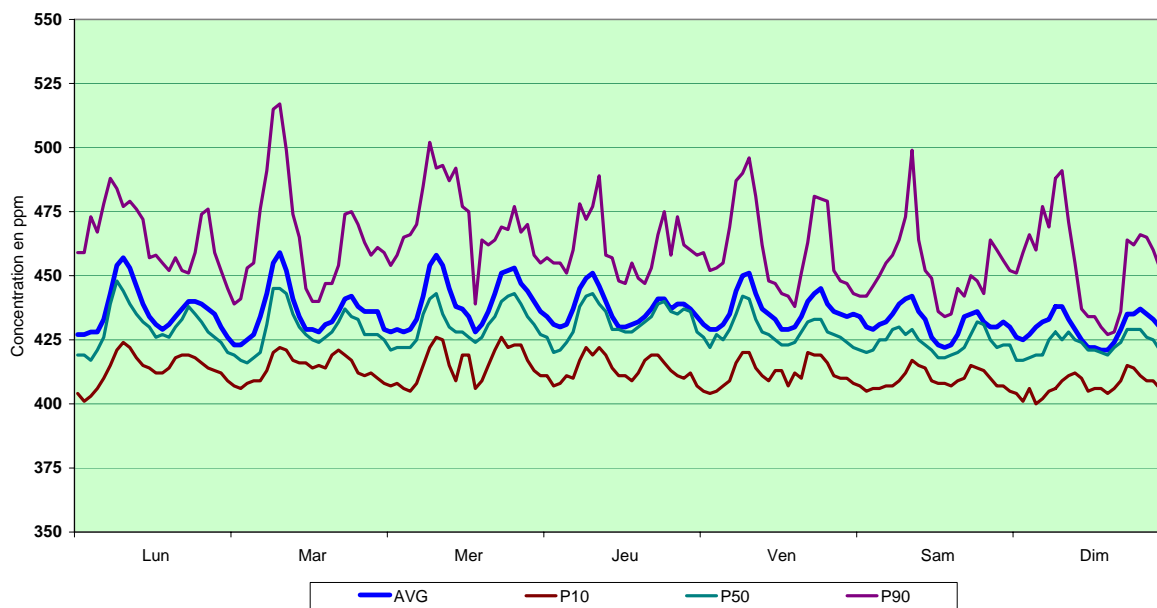


Fig. 4.11: CO₂ : Évolution de la concentration à Uccle (R012) et Woluwé (WOL1)
 Période 1994 - 2008

CO₂ à IXELLES (R002) - CANYON STREET

EVOLUTION HEBDOMADAIRE MOYENNE

Période HIVERNALE : OCTOBRE 2007 - MARS 2008



CO₂ à IXELLES (R001) - CANYON STREET

EVOLUTION HEBDOMADAIRE MOYENNE

Période ESTIVALE : AVRIL - SEPTEMBRE 2008

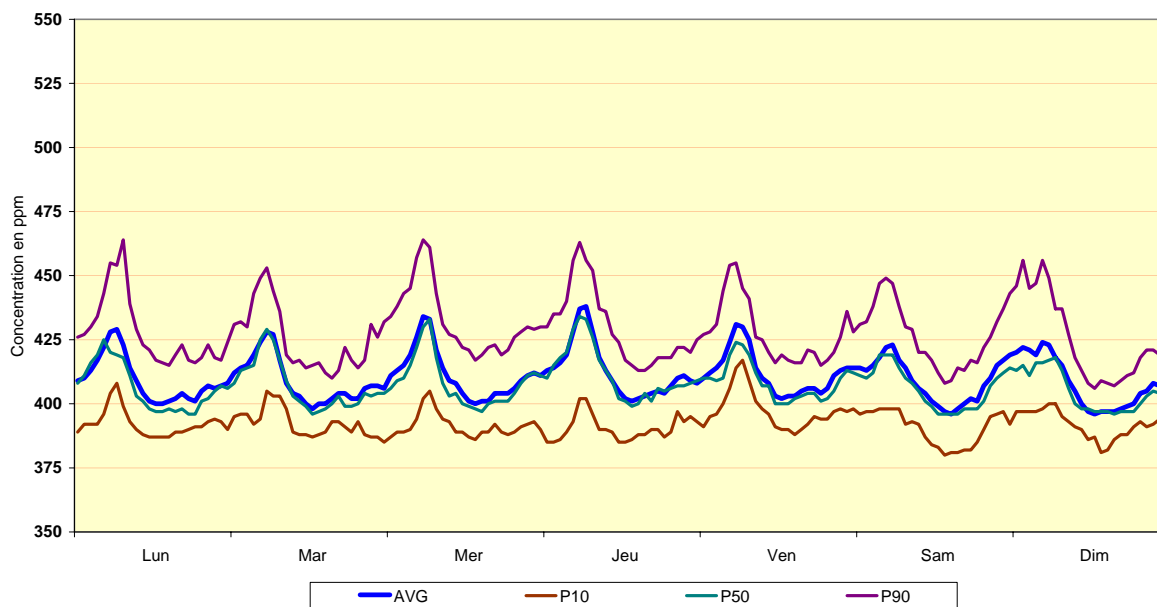


Fig. 4.120: Évolution hebdomadaire moyenne de la concentration en CO₂ pendant l'hiver et l'été

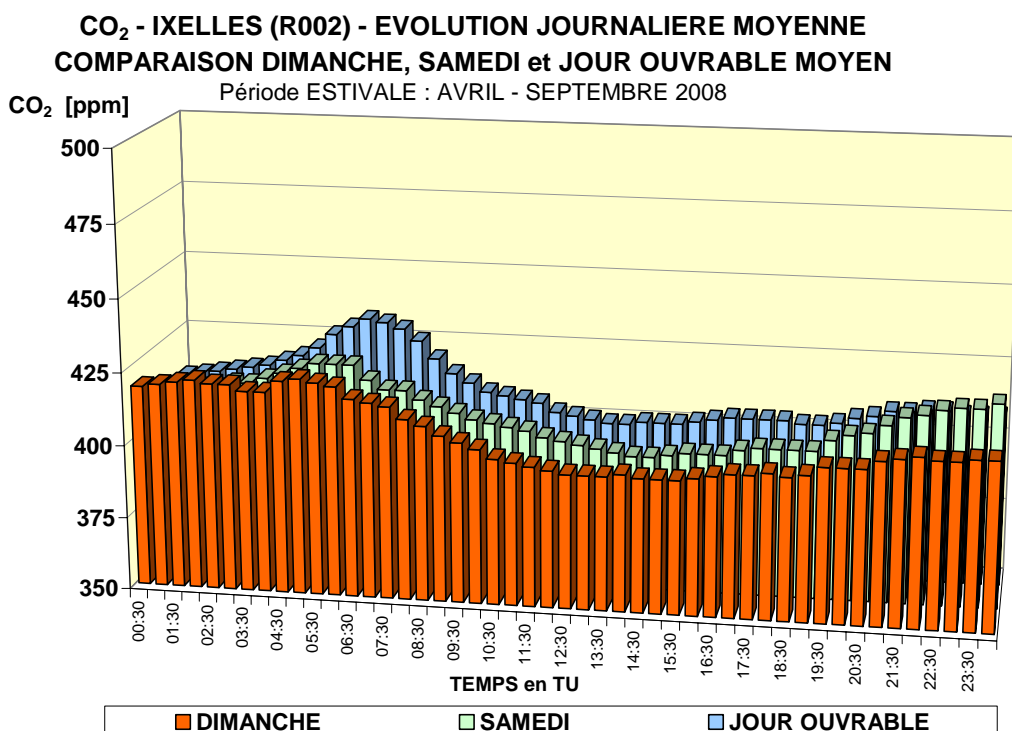
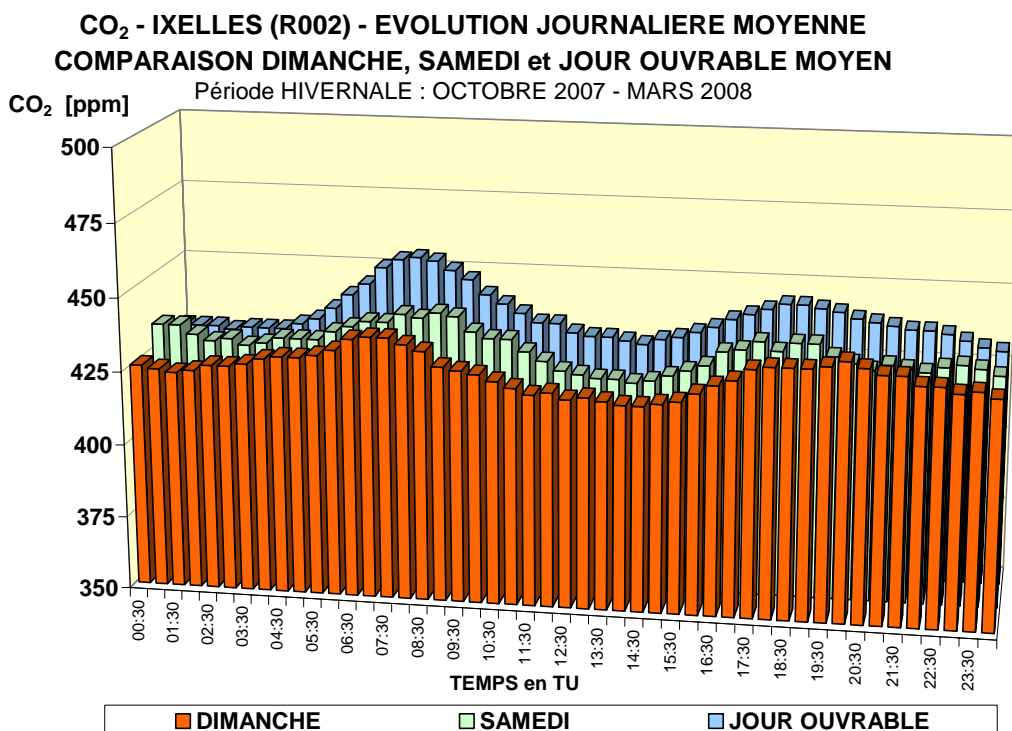


Fig. 4.121: Évolution journalière moyenne de la concentration en CO₂ pendant l'hiver et l'été

Le tableau IV.53 reprend les rendements des résultats de CO₂.

Tableau IV.53: **VALEURS HORAIRES en CO₂ - RENDEMENT**

saisie de données en % = nombre de valeurs horaires valides / nombre d'heures

PÉRIODE ANNUELLE : 1 JANVIER – 31 DÉCEMBRE

CO ₂	41R002	41B003	41R012	41WOL1
1997	89.3			89.0
1998	(20.7)			83.1
1999	95.9		83.3	87.4
2000	96.0		95.1	91.4
2001	(38.1)		94.4	(24.5)
2002	65.5		92.9	92.2
2003	97.8	77.1	93.1	93.1
2004	97.8	97.2	97.9	93.4
2005	97.4	95.1	94.0	93.0
2006	93.4	97.2	97.7	92.2
2007	94.7	95.7	97.8	96.0
2008	93.9	(62.5)	97.0	96.3

() : série de données incomplète – début ou interruption des mesures

5. Calcul de l'INDICE de la QUALITÉ de l'AIR

5.1 INDICE GÉNÉRAL de la QUALITÉ de l'AIR

Depuis la période estivale de 1996, un *indice général de la qualité de l'air* a été instauré par analogie avec d'autres grandes villes comme Paris. Cet indice est un « *indice journalier* »: il est calculé chaque jour et à chaque jour calendrier n'est attribué qu'une valeur de l'indice de la qualité de l'air, celle-ci étant indiquée par un seul chiffre dans une échelle de 1 à 10 et par l'appréciation qualitative qui y correspond :

Indice général	Appréciation qualitative “la qualité de l'air est”
1	excellente
2	très bonne
3	bonne
4	assez bonne
5	moyenne
6	médiocre
7	très médiocre
8	mauvaise
9	très mauvaise
10	exécrable

L'indice général de la qualité de l'air est basé sur les concentrations des polluants SO₂, NO₂, O₃ et PM10. Vu les effets possibles sur la santé, il y avait déjà dans le passé, pour ces polluants, une directive CE dans laquelle les valeurs limites, les valeurs-guides ou les valeurs seuils qui y sont indiquées se réfèrent à une période d'exposition relativement courte (valeur horaire, valeur sur 8 heures, valeur journalière). Les polluants sont mesurés en plusieurs emplacements dont l'environnement est parfois très différent. L'attribution d'un indice général est alors une tentative d'obtenir une image suffisamment représentative, sur base de données disponibles immédiatement.

!!! De commun accord avec la cellule interrégionale CELINE, il a été décidé d'adapter, à partir du 1^{er} janvier 2001, le calcul de l'indice aux valeurs limites des directives récentes 1999/30/CE (SO₂, NO₂ et PM10) et 2002/3/CE (O₃). Les points de départ sont les suivants: il y a pour chaque polluant un lien évident avec la valeur limite ou cible pour *la santé*, du *temps d'intégration correspondant* ainsi que du *nombre de dépassements autorisés*.

Une “*valeur caractéristique*” est calculée chaque jour pour ces quatre polluants, laquelle est comparée à une échelle de concentration. La correspondance entre l'indice et l'échelle de concentration (tableau ci-dessous) est conçue de manière à ce que les concentrations proches de la valeur limite indiquent un indice de 6, 7 ou 8. L'attribution de l'indice (6, 7 ou 8) est surtout déterminée par la sévérité de la valeur limite considérée. Plus le nombre de dépassements autorisés est faible, plus l'indice est élevé.

Les nouvelles valeurs limites ont une influence sensible sur les sous-indices SO₂ et PM10. Le calcul du sous-indice PM10 fait appel à des valeurs corrigées PM10-EqRef ou les valeurs PM10-FDMS, équivalentes à la méthode de référence.

Rapport Indice-Concentrations (nouvelles échelles depuis le 1/1/2001)

Pol/Indice		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
SO ₂	µg/m ³	0	15	30	45	60	80	100	125	165	250	>250
NO ₂	µg/m ³	0	25	45	60	80	110	150	200	270	400	>400
O ₃	µg/m ³	0	30	45	60	80	100	120	150	200	270	>270
PM10	µg/m ³	0	10	20	30	40	50	70	100	150	200	>200

Le calcul de "*la valeur caractéristique*" fait appel à la concentration d'un poste de mesure imaginaire "Xmean". Par période semi-horaire, ce poste "Xmean" reçoit la concentration moyenne de tous les postes de mesure de la Région, où les résultats du polluant considéré sont disponibles en temps réel. Une valeur semi-horaire pour le poste "Xmean" n'est validée que si au moins la moitié des postes de mesure présentent une valeur semi-horaire validée.

Pour calculer les concentrations de "Xmean", les postes de mesure suivants sont pris en considération, par polluant :

SO ₂	R001-R002-B003-B005-R012-N043-MEU1-WOL1	Xmean_SO ₂
NO ₂	R001-R002-B003-B004-B005-B006-B011-R012-N043-MEU1-WOL1	Xmean_NO ₂
O ₃	R001-B004-B006-B011-R012-N043-WOL1	Xmean_O ₃
PM10	R001-B011-R012-N043-MEU1-WOL1	Xmean_PM10

Par ailleurs, pour le calcul de la "*valeur caractéristique*", il est tenu compte de la période d'intégration mentionnée dans la directive CE correspondante. Pour le SO₂ et les PM10 la "*valeur caractéristique*" calculée est la concentration moyenne sur 24 heures du poste de mesure imaginaire "Xmean". Pour le NO₂ la "*valeur caractéristique*" est la valeur horaire maximale de la journée et pour l'O₃ la valeur maximale sur 8 heures, constatée dans le poste de mesure imaginaire « Xmean ».

Les "*valeurs caractéristiques*" obtenues sont prises en compte dans le tableau ci-dessus, à partir duquel les quatre sous-indices I-SO₂, I-PM10, I-NO₂ et I-O₃ sont déduits: par ex. pour le NO₂ une valeur horaire maximale allant de 61 à 80 µg/m³ donne la valeur 4 pour le sous-indice I-NO₂ et une moyenne sur 8 heures pour l'O₃ comprise entre 121 à 150 µg/m³ donne la valeur 7 pour le sous-indice I-O₃.

Le **plus élevé** de ces **quatre sous-indices** constitue l'**indice général de la qualité de l'air**. La figure 5.1 donne, pour l'année 2008, une représentation graphique des résultats des 4 sous-indices (I-SO₂, I-NO₂, I-O₃ et I-PM10). Les résultats de l'indice général de la qualité de l'air des années 2006, 2007 et 2008 sont représentés à la figure 5.2.

Vu le mode de calcul, l'indice journalier signale si oui ou non la pollution atmosphérique de la Région approche (au moins pour un polluant) la valeur de référence (valeur limite, valeur cible). L'appréciation qualitative qui se rapporte à l'échelle (1-10) permet d'apporter des nuances qui étaient impossibles auparavant (faible, moyen, élevé). Un large public peut désormais mieux situer la qualité de l'air d'un jour par rapport aux jours précédents.

Un grand nombre d'informations sont toutefois perdues pour l'utilisateur plus intéressé. L'indice *ne* révèle *pas* le *polluant* qui est à la base de la pollution ni la *durée* du phénomène. Il n'est bien entendu **pas** davantage **approprié** à une **interprétation scientifique** du phénomène de la pollution atmosphérique. L'indice proposé est uniquement un indice d'information.

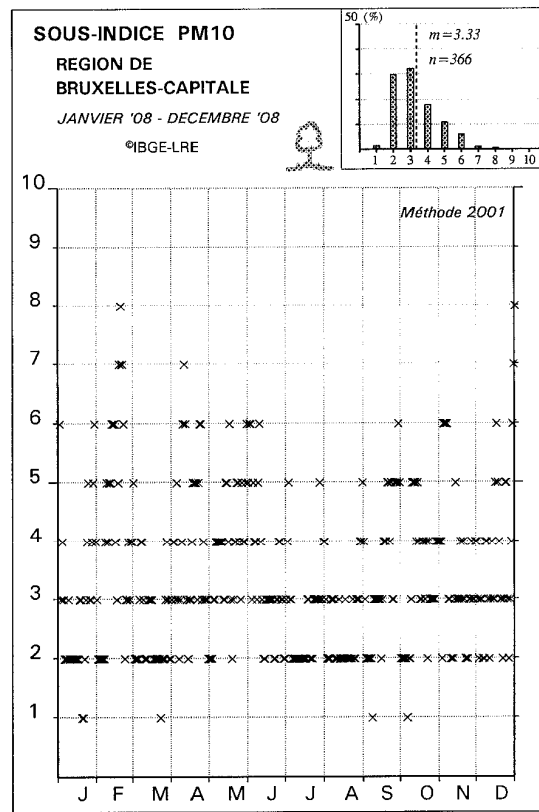
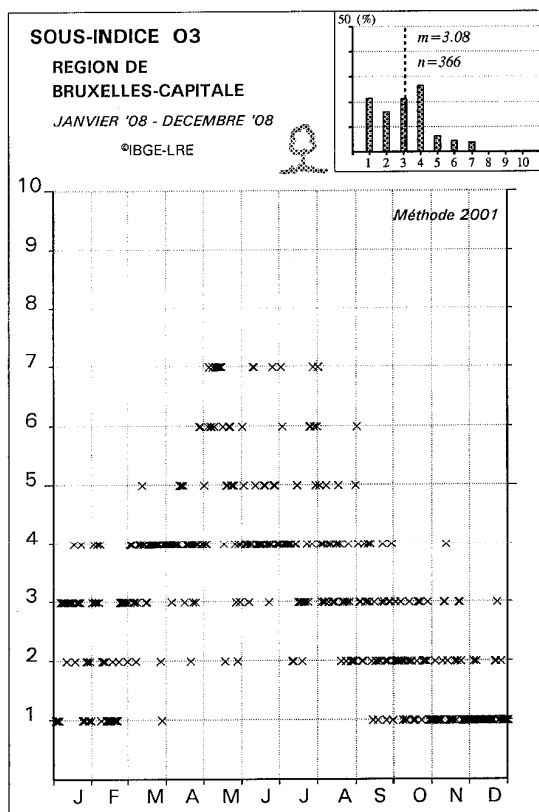
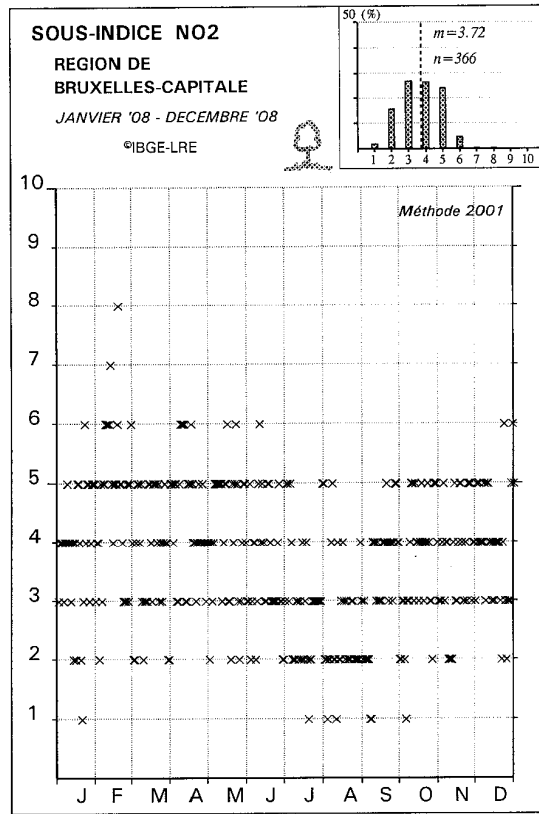
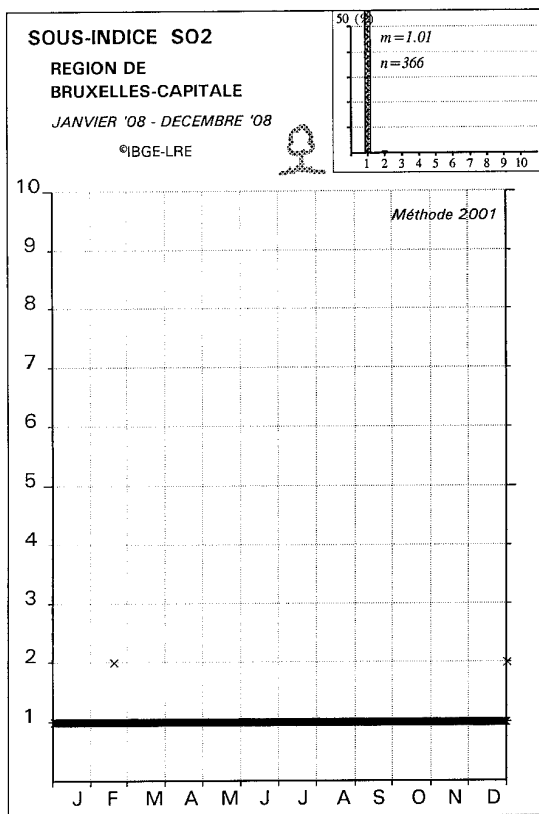


Fig. 5.1: Les sous indices pour SO₂, NO₂, O₃ et PM10 – Période annuelle 2008

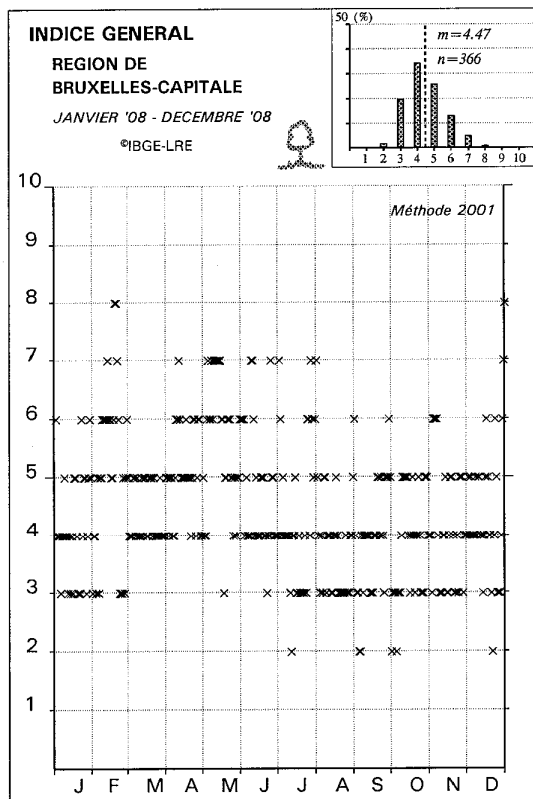
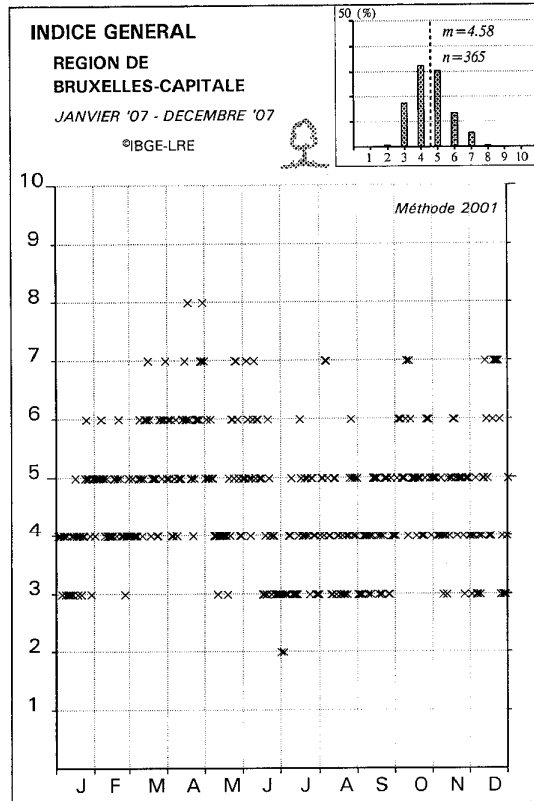
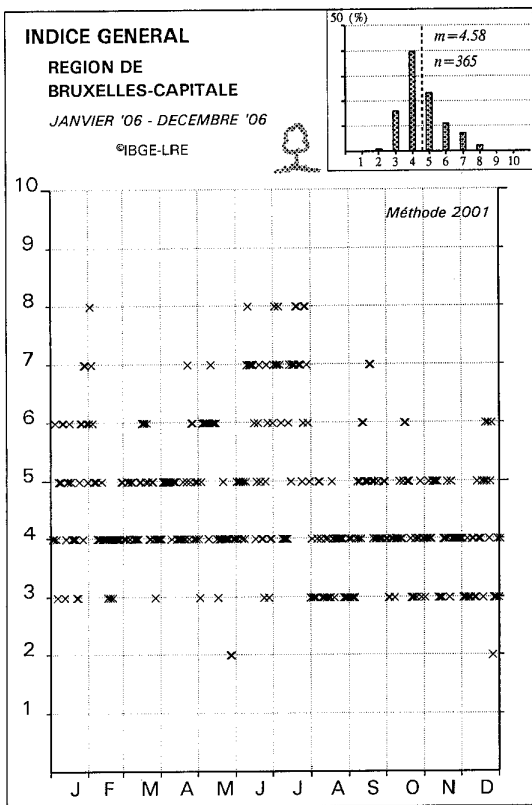


Fig. 5.2: Indice général de la qualité de l'air – Périodes annuelles 2006, 2007 et 2008

5.2 INDICE TRAFIC – indice de la qualité de l'air dans un environnement à forte densité de circulation

Une des principales sources de la pollution de l'air, surtout en milieu urbain, est le trafic routier. Or, l'indice général de la qualité de l'air n'exprime pas convenablement l'influence directe du trafic routier sur la qualité de l'air. Les émissions dues à la circulation contiennent surtout (mais pourtant de moins en moins) du CO, du NO (± 80 à 90% des émissions en oxydes d'azote sont constitués de NO, le reste de NO₂) et des C.O.V.

C'est pourquoi, outre l'indice général de la qualité de l'air, un deuxième indice a été instauré, nommé l'indice de la qualité dans un environnement à forte densité de circulation. Le mode de calcul est analogue à celui de l'indice général. Le calcul du poste de mesure "Xmean" est toutefois limité aux deux postes de mesure situés dans un environnement spécifique à trafic intense : Ixelles-Avenue de la Couronne (R002) et Arts-Loi (B003).

Comme polluants, les paramètres liés spécifiquement à la circulation sont pris en considération, leurs données étant disponibles en temps réel : CO et NO_x (addition de NO et NO₂, exprimés en concentration de masse équivalente NO₂). Une valeur semi-horaire pour le poste de mesure imaginaire "Xmean" n'est validée que si les valeurs semi-horaires des deux postes de mesure réels sont validés. La valeur semi-horaire maximale du poste de mesure "Xmean" est calculée en tant que "valeur caractéristique" et intégrée dans le tableau suivant :

Rapport Indice-Concentrations

Pol/Indice	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
NO _x µg/m ³	0	70	125	225	325	400	475	650	950	1750	>1750
CO mg/m ³	0	1.39	2.09	2.79	3.61	4.54	5.24	6.64	8.38	13.74	>13.74

A défaut des valeurs de référence appropriées ce tableau a été dressé (en 1996) suivant une autre méthode. Pour le poste de mesure "Xmean", les valeurs de CO et NO_x ont été sélectionnées durant les heures de pointe du matin et du soir des jours ouvrables uniquement l'année calendrier 1995. La distribution des fréquences cumulées a été calculée d'après ces données. L'échelle de concentration a été choisie de manière à ce que les centiles les plus élevés du passé donnent un indice 8 à 9, tandis que le P₃₀ donne un indice 1.

Un sous-indice est calculé pour les deux paramètres, (I-NO_x et I-CO), leur maximum déterminant l'indice de la qualité de l'air dans un environnement à forte densité de circulation. La figure 5.3 donne la représentation graphique des résultats des deux sous indices et de l'indice trafic de l'an 2007. Les résultats de l'indice trafic des années 2006, 2007 et 2008 sont représentés à la figure 5.4.

Suite à des travaux d'aménagement de la station de métro « Arts-Loi » le poste de mesure B003 a été temporairement mis à l'arrêt vers fin août 2008. A partir de ce moment il n'y a plus de données disponibles pour pouvoir calculer l'indice trafic.

Le message téléphonique journalier ne mentionne aucun chiffre à cause de la confusion possible avec l'indice général de la qualité de l'air, et l'appréciation qualitative n'est mentionnée qu'à partir de l'indice 7.

Indice trafic	Appréciation qualitative
< (7)	situation normale
(7)	forte pollution par le trafic
(8)	très forte pollution par le trafic
(9)	pollution très élevée par le trafic
(10)	pollution exceptionnellement élevée par le trafic

Le schéma de calcul de l'indice *global de la qualité de l'air* est, sauf présence dans l'environnement immédiat de sources industrielles de SO₂, NO₂ et PM10, transposable à d'autres régions. Le calcul de *l'indice de la qualité de l'air* dans un *environnement à trafic intense* n'est pas transposable de manière simple à d'autres situations. Les niveaux de concentrations en CO en NO_x sont trop directement influencés par *l'importance* et la *proximité* des émissions.

Indice dynamique : depuis la période estivale de 2004 le site web de l'IBGE et deux panneaux d'information situés en ville présentent un indice de qualité de l'air qui est mis à jour à chaque heure. Le mode de calcul et les correspondances entre les niveaux de concentration et les valeurs des sous-indices sont analogues au schéma de calcul d'application pour le calcul de l'indice journalier.

La « *valeur caractéristique* » pour chaque polluant est basé sur les concentrations obtenues durant la période des dernières 24 heures (SO₂ et PM10), la dernière période de 8 heures (O₃) ou la dernière heure (NO₂, NO_x et CO).

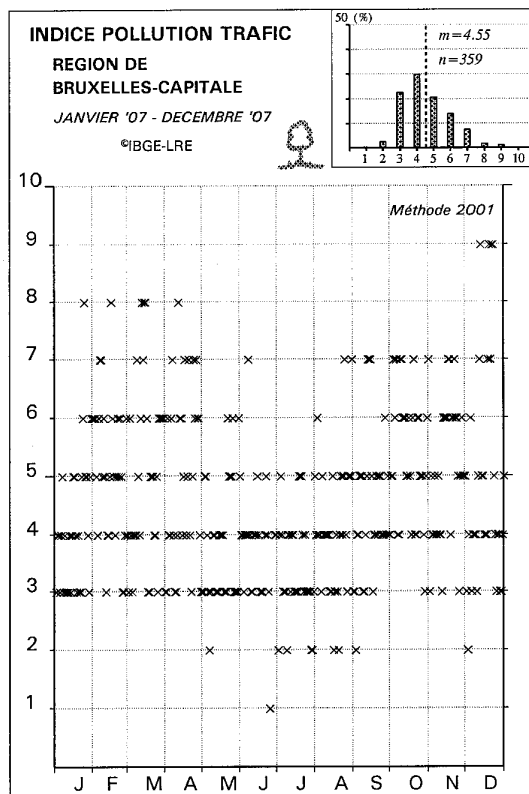
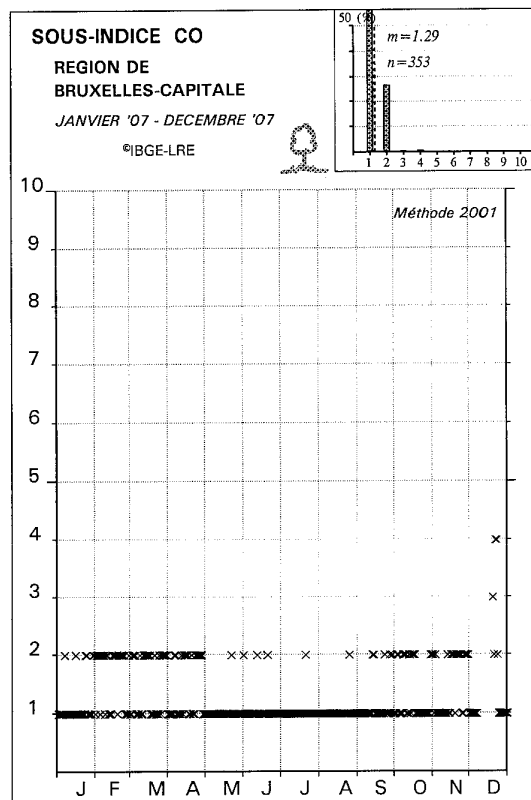
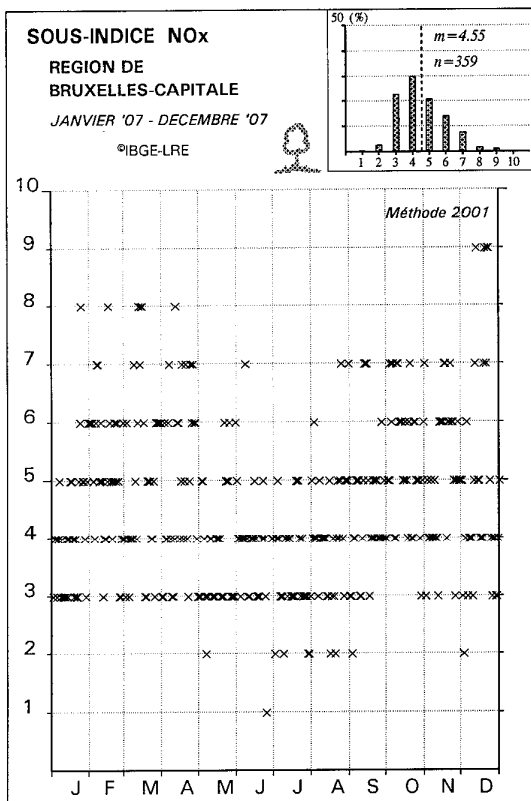


Fig. 5.3: Les sous indices NO_x et CO et l'indice trafic – Période annuelle 2007

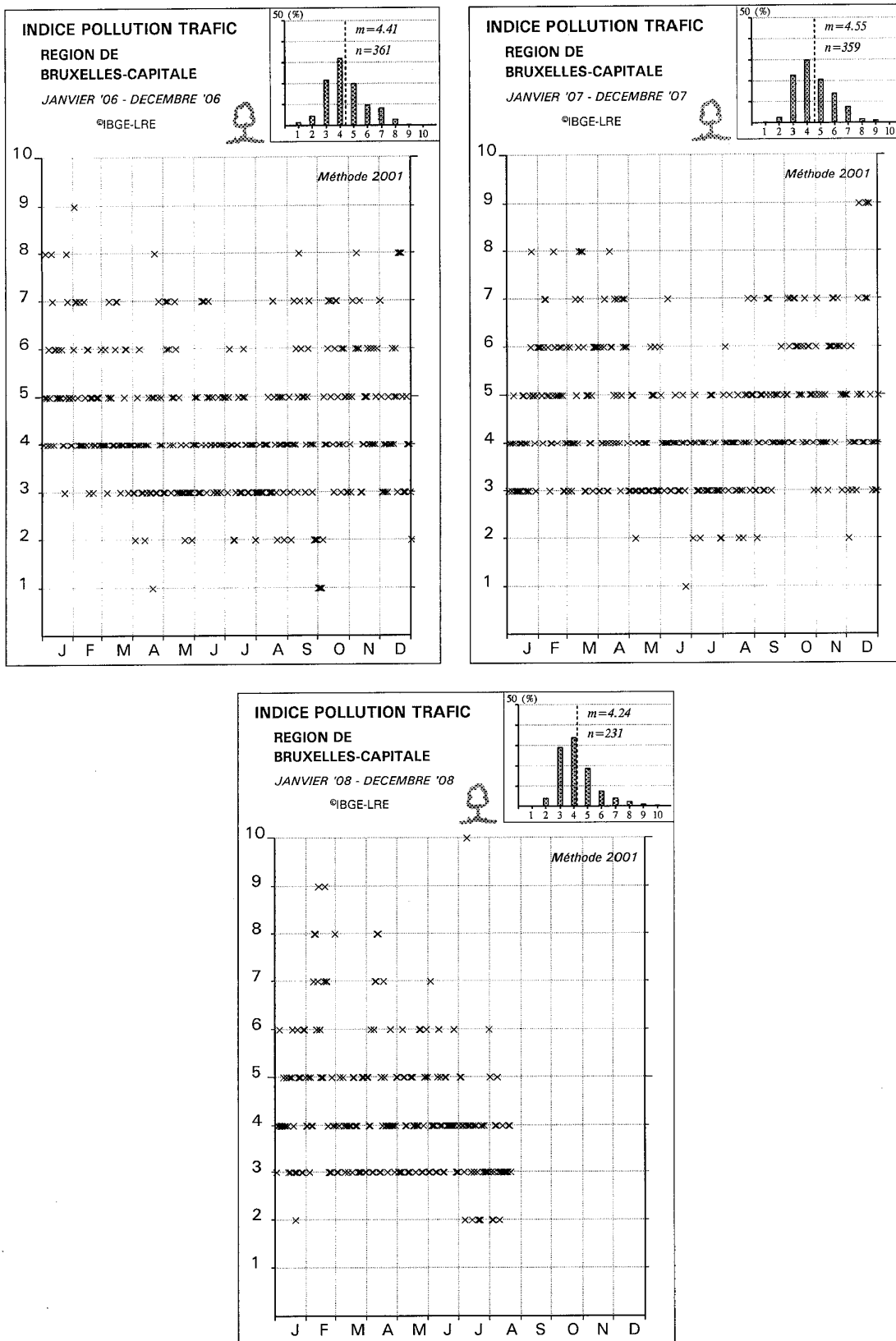


Fig. 5.4: L'Indice trafic – Périodes annuelles 2006, 2007 et 2008

6. Résultats des Journées sans voiture

Dans le cadre d'une action européenne, la Région de Bruxelles-Capitale a organisé des journées sans voiture les dimanches 17 septembre 2006, 23 septembre 2007 et 21 septembre 2008. La Région participe à cette action déjà depuis 2002 et organise chaque fois un dimanche sans trafic dans la deuxième moitié du mois de septembre. De 9 à 19 h, heure locale, le trafic motorisé privé a été pratiquement complètement interdit sur l'entièreté du territoire de la Région. Grâce au « Réseau télémétrique de contrôle de la qualité de l'air » quelques constatations dignes d'intérêt ont été notées durant ces expériences.

Les figures 6.1 et 6.2 donnent l'évolution journalière des concentrations de NO dans les postes de mesures « Arts-Loi » (B003) et « Avenue de la Couronne à Ixelles » (R002). Des résultats analogues pour le NO₂ sont représentés aux figures 6.3 et 6.4 et pour le CO aux figures 6.5 et 6.6. Chaque figure présente quatre graphiques partagés sur deux pages: le graphique 6.n.a du dessus de la première page fait référence à la journée sans voiture de l'année 2006, le graphique 6.n.b du dessous de cette page à celle de 2007 et le graphique 6.n.c du dessus de la deuxième page à celle de 2008. Le graphique 6.n.d du dessous de la deuxième page fait référence à la situation moyenne des 7 jours sans voitures organisés jusqu'à présent.

Les graphiques 6.n.a, 6.n.b et 6.n.c représentent l'évolution de trois séries de données : devant dans le graphique figurent les valeurs semi horaires du dimanche sans trafic, la série du milieu représente le profil journalier d'un dimanche moyen de la période du 1^{er} mai à mi-septembre de l'année en question et la dernière série concerne le profil journalier moyen d'un jour ouvrable de la même période. Le graphique 6.n.d représente l'évolution moyenne calculée sur les 7 dimanches sans trafic (2002-2008) et l'évolution moyenne de tous les dimanches et de tous les jours ouvrables des périodes 'mai – septembre' des années 2002 à 2008.

Paramètres Météorologiques : les informations concernant la situation météorologique des journées sans voitures sont représentées à la figure 6.17 (dimanche 17 septembre 2006), 6.18 (dimanche 23 septembre 2007) en 6.19 (dimanche 21 septembre 2008). Chaque figure est composée de trois graphiques : le graphique du dessus représente l'évolution de la température ambiante de la journée sans voiture, le graphique du milieu représente l'évolution de l'humidité relative et le graphique du dessous celle de la vitesse de vent. Le profil de la différence de température entre 3 m et 30 m [T3 – T30] est donné dans les graphiques de la figure 6.20. Une valeur négative indique la présence d'une inversion proche du sol. Le graphique du dessus concerne la journée sans voiture de l'année 2006, le graphique du milieu celle de 2007 et le graphique du dessous celle de 2008.

17 septembre 2006 : les conditions météorologiques étaient assez douces. La température s'élevait à 19 °C pendant les heures matinales, à 22°C durant l'après-midi et retombait à 16°C durant la nuit. Il n'y a pas eu d'inversion de température dans les couches basses proches au sol, ni le matin ni le soir.

Le vent était faible le matin et la vitesse montait de 2 à 4 m/s l'après-midi. Le vent soufflait surtout de direction ouest à nord-ouest ce qui signifie normalement un apport d'air peu pollué. Il y avait une couverture de nuages pendant toute la journée. L'humidité relative de l'air diminuait d'environ 90% le matin vers 70% l'après-midi.

Cette situation n'a certainement pas donné lieu à une éventuelle accumulation des polluants classiques dans l'air. Avant le début de la période sans trafic, les concentrations en NO, NO₂, CO et CO₂ étaient déjà moins élevées qu'un dimanche moyen ou un jour ouvrable moyen. Par contre, les concentrations en PM10 et PM2,5 étaient exceptionnellement élevées pendant les heures précédentes à l'interdiction du trafic.

23 septembre 2007 : les conditions météorologiques étaient assez douces. La température s'élevait à 13 °C pendant les heures matinales, à 23°C durant l'après-midi et retombait à 16°C durant la nuit. Tôt le matin il y eut une inversion de température dans les couches basses proches au sol : à Uccle la différence de température entre 0 et 30 m variait de -3,9°C à -0,7°C entre 0:00 h et 6:00 h UT.

Le vent était faible le matin, la vitesse montait de 2 à 4 m/s à l'heure de midi et entre 3 et 4 m/s l'après-midi et le soir. Le vent soufflait surtout de direction sud. La journée était bien ensoleillée et bien agréable. Il n'y avait pratiquement pas de nuages ni de précipitation. L'humidité relative de l'air diminuait d'environ 85% le matin vers 65% l'après-midi.

Suite à l'inversion de température, cette situation a donné lieu à une accumulation des polluants classiques (NO, NO₂, CO et CO₂) et à des concentrations relativement élevées de PM10 et PM2,5 dans l'air avant le début de la période sans trafic.

21 septembre 2008 : les conditions météorologiques étaient assez douces. La température s'élevait à 9 °C pendant les heures matinales, à 19°C durant l'après-midi et retombait à 14°C durant la nuit.

Tôt le matin il y a eu une inversion de température dans les couches basses proches au sol : à Uccle la différence de température [$dT = T_3 - T_{30}$] entre 0 et 30 m variait de -2,2°C à -0,2°C entre 0:00 h et 7:30 h TU. L'inversion de température était donc encore présente en début de la période sans trafic. Entre 17:30 h et 19:30 h TU, immédiatement après le retour du trafic, une différence de température entre -0,2 et -0,9°C a été constatée.

Le vent était faible le matin, la vitesse montait de 2 à 4 m/s à l'heure de midi et restait entre ces valeurs l'après-midi et le soir. Le vent soufflait surtout de direction Nord-Est. L'après-midi était bien ensoleillé et bien agréable. Il n'y avait pratiquement pas de nuages ni de précipitation. L'humidité relative de l'air diminuait d'environ 90% le matin vers 45% l'après-midi pour remonter vers 85% la nuit suivante.

Suite à l'inversion de température les concentrations des polluants classiques (NO, NO₂, CO et CO₂) étaient relativement élevées avant le début de la période sans trafic. Les concentrations en PM10 et PM2,5 étaient légèrement élevées pendant les heures préalables à l'interdiction du trafic.

NO et NO₂: les graphiques des figures 6.1 et 6.2 permettent de constater que les dimanches sans voiture de 2006, 2007 et 2008, entre 7 et 17 h TU (9 et 19 h locales), les concentrations de **NO** sont nettement plus basses qu'un dimanche moyen. Les concentrations les plus élevées correspondent à un jour ouvrable moyen. Dès le retour du trafic la concentration en NO augmente directement. Les journées sans trafic de 2007 et 2008, vers la fin de la période sans trafic, des conditions météo stables défavorables à une bonne dispersion des polluants faisaient augmenter davantage les concentrations.

Pour la journée sans voiture de 2008 il n'y a pas de résultats disponibles pour le poste B003. Suite à des travaux d'aménagement de la station de métro et du complexe « Arts-Loi » le poste de mesure a été mis à l'arrêt provisoirement vers la fin d'août 2008.

Pour le NO₂ (figures 6.3 et 6.4) on constate également des concentrations plus faibles pendant la période d'application de la journée sans voiture. Pour le NO₂ les différences de niveau de concentrations sont plus marquées les dimanches sans voiture de 2007 en 2008.

Pour chaque dimanche sans voiture les concentrations sont plus faibles durant la période d'interdiction du trafic que durant la même période le dimanche moyen ou le jour ouvrable moyen. A chaque fois il y a un changement de niveau de la concentration : une diminution de la concentration en début de la période sans trafic et une augmentation à la fin de cette période. L'intensité du changement dépend des conditions météorologiques spécifiques du jour même. En présence de couches d'air stables les niveaux de concentrations pendant les heures avant et après la période d'interdiction sont plus élevés qu'en présence des couches instables.

La situation calculée pour la moyenne des tous les dimanches sans trafic (graphique 6.n.d) indique des concentrations en NO en NO₂ plus faibles durant la période d'interdiction, comparées aux mêmes périodes le dimanche moyen ou le jour ouvrable moyen. Il y a clairement une diminution des concentrations en début de la période sans trafic et une nette augmentation de la concentration après la fin de la période sans trafic. La situation moyenne a l'avantage de filtrer quelque part les événements à caractère fortuit liés à une condition météorologique quelconque.

Les graphiques de la figure 6.7 donnent, pour les trois journées sans voiture et pour la situation moyenne de tous les dimanches sans trafic, une comparaison des profils journaliers de NO₂ dans quatre postes de mesure différents. Pour le NO₂ on remarque assez vite une diminution des concentrations dans tous les postes de mesure, même dans les endroits qui ne sont pas soumis à un environnement de trafic important.

Ceci est une constatation fondamentale. Il existe bien une marge pour une éventuelle diminution des concentrations de NO₂. Si on pouvait réaliser à moyen terme, et de façon permanente, des réductions considérables des émissions de NO_x, (p.ex. des systèmes « dé-NO_x » sur les voitures diesel ou un parc automobile sans émissions NO_x), la concentration générale de NO₂ baisserait, ce qui permettrait de respecter la sévère norme NO₂ (moyenne annuelle < 40 µg/m³) également dans les centres urbains à trafic intense. Une baisse significative des concentrations en NO₂ peut de plus induire moins de pollution photochimique (problématique de l'ozone) et éventuellement moins de formation d'aérosol secondaire (nitrate d'ammonium dans les PM_{2,5} et PM₁₀).

CO: les graphiques de la figure 6.5 et 6.6 représentent l'évolution des concentrations de CO dans les deux mêmes postes de mesure (B003 et R002). Les concentrations lors des dimanches sans voiture sont plus basses que les dimanches moyens et beaucoup plus basses que les jours ouvrables moyens. Le profil des concentrations de CO suit le profil des concentrations de NO. Malgré la diminution des émissions du trafic, les deux paramètres sont toujours spécifiques pour le trafic.

Les journées sans voiture on note pour le CO une diminution évidente de la concentration en début et une augmentation à la fin de la période d'interdiction. On peut faire les mêmes observations pour la situation moyenne de tous les dimanches sans trafic : une concentration plus faible pendant les heures d'interdiction et un changement de la concentration en début (diminution) et à la fin (augmentation) de la période de l'arrêt du trafic.

O₃: pour les postes de mesure d'Uccle (R012) et Berchem (B011), le profil journalier des concentrations d'O₃ des dimanches sans voiture est représenté par les graphiques des figures 6.8 et 6.9. Les graphiques renvoient aux journées sans trafic des années 2006, 2007 et 2008 et à la situation moyenne sur tous les dimanches sans trafic des années 2002 à 2008. De 09.00 à 17.00 h TU (11 à 19 heure locale) on remarque une augmentation des concentrations d'ozone. Cette augmentation est généralement constatée dans tous les postes de mesure de la Région. Pendant la période d'arrêt du trafic, il y a moins de NO émis dans l'air, ce qui diminue la destruction d'ozone. Cette augmentation est la plus évidente pour les journées sans voiture de 2007 et 2008. Le dimanche sans trafic les concentrations en ozone sont plus élevées que, ou au moins égales à celles d'un dimanche moyen de la période estivale.

Lors de la journée sans trafic de 2007, le niveau général de pollution est assez élevé le matin à cause d'une inversion proche au sol. La concentration correspondante d'ozone part alors d'un niveau très bas et commence à grimper dès que l'inversion matinale disparaît. Le niveau d'ozone baisse brusquement (2007 et 2008) dès le retour du trafic (et des émissions en NO).

Des observations identiques peuvent se faire pour la situation moyenne de tous les dimanches sans trafic. Les concentrations en ozone sont plus élevées durant les heures d'interdiction et on constate respectivement une augmentation et une diminution de la concentration en début et à la fin de la période sans trafic.

Conjugué avec l'effet week-end, ces expériences apportent une preuve supplémentaire qu'une mesure telle que l'arrêt du trafic, en vue d'une diminution de la concentrations en ozone, est contre productive dans les conditions actuelles et dans notre situation.

À la fin de la période sans trafic la concentration en ozone chute assez brusquement. Ce constat est générale pour tous les postes de mesure de la Région (voir figures 6.10 et 6.11). Ces figures présentent, pour les dimanches sans voiture de 2006, 2007 et 2008 et pour la moyenne de tous les dimanches sans trafic des années 2002 à 2008, le profil journalier en O₃ dans 4 postes de mesure différents (graphiques 6.10.x) et le profil journalier de la somme des concentrations [O₃ + NO₂] (graphiques 6.11.x), exprimée en quantités équivalentes d'ozone. La destruction d'ozone est à l'origine de l'oxydation du NO en NO₂. L'évolution de la somme des concentrations [O₃ + NO₂] montre clairement la complémentarité entre O₃ et NO₂ : la chute des concentrations en O₃ est compensé par une augmentation équivalente de la concentration en NO₂. D'autre part l'absence du NO durant les heures d'interdiction permet de constater que la concentration en ozone est plus uniformément répartie sur tous les postes de mesure de la Région.

PM10: les graphiques de la figure 6.12 et 6.13 représentent, pour les journées sans trafic de 2006, 2007 et 2008 et pour la situation moyenne de tous les dimanches sans trafic entre 2002 et 2008, le profil des concentrations de PM10 pour les postes de mesure de Molenbeek (R001) et de Haren (N043).

Le dimanche sans voiture du 17 septembre 2006, avec des conditions environnementales très favorables, pas de trafic et pas de chauffage domestique (température extérieure entre 19 et 22°C) et peu d'activité économique, on a cependant constaté des concentrations PM10 exceptionnellement élevées et jusque trois fois plus élevées qu'un dimanche moyen ou un jour ouvrable moyen. Malgré l'absence de sources locales (pas de trafic, pas de chauffage et peu d'activité économique) les concentrations en PM10 constatées lors de la journée sans trafic étaient de 75 à 92 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, bien supérieures à la valeur limite de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ fixée pour la concentration moyenne journalière. La valeur limite a été dépassée dans tous les postes de mesure de la Région et en 2006 il y a eu seulement un jour avec des concentrations encore plus élevées que ce dimanche sans trafic. Plus d'explication est donnée dans le chapitre 4.3 sur les particules en suspension (voir point 4.3.9 *Concentrations élevées lors de jours avec peu de trafic*).

Durant cette journée sans trafic on ne remarque pas non plus un changement brusque de la concentration : pas de diminution brusque en début et pas d'augmentation soudaine de la concentration à la fin de la période d'arrêt de trafic. Vu le niveau élevé des concentrations en PM10 le profil journalier du dimanche sans trafic (16 septembre 2006) se trouve au fond des graphiques 6.12.a et 6.13.a.

Le pic matinal constaté les jours ouvrables à Haren, est lié au trafic et aux activités locales. Il concerne surtout la fraction de particules plus grosses, entre 2,5 et 10 μm , qui sont (ré)mis en suspension (voir point 4.3.8 *Influence de la direction du vent et de l'humidité de l'air sur les dépassements PM10*).

Les particules suspectes et potentiellement dangereuses, en provenance directe des échappements du trafic, se situent dans l'ordre de grandeur de 0,01 à 0,1 μm et la masse totale de ces particules ne contribue que faiblement à la masse totale de la fraction PM10.

La journée sans voiture du 23 septembre 2007 et du 21 septembre 2008 donnent une image différente. Il y a une diminution claire et nette de la concentration en PM10 qui coïncide pratiquement avec la période d'arrêt du trafic (7:00-17:00 h UT). La baisse des concentrations de PM10 commence pourtant avec un retard d'une heure et demi à deux heures par rapport à la période d'arrêt du trafic. Le moment de la diminution de la concentration coïncide plutôt avec la disparition de l'inversion de température.

La situation moyenne de tous les dimanches sans trafic entre 2002 et 2008 indique que la concentration en PM10 n'est pas plus faible durant les heures sans trafic, comparée à la concentration de la même période les dimanches moyens ou les jours ouvrables moyens. De plus on ne constate pas de changement brusque de la concentration : pas de diminution claire et nette en début, ni d'augmentation significative à la fin de la période sans trafic.

Ces diverses constatations montrent que la problématique des particules PM10 (et donc l'interprétation du phénomène) est de nature plus complexe que la problématique des polluants gazeux.

PM2,5: les graphiques de la figure 6.14 et 6.15 représentent, pour les journées sans trafic de 2006, 2007 et 2008 et pour la situation moyenne de tous les dimanches sans trafic entre 2002 et 2008, le profil des concentrations de PM2,5 pour les postes de mesure de Molenbeek (R001) et de Haren (N043).

Le dimanche sans voiture du 17 septembre 2006, avec des conditions environnementales très favorables, pas de trafic et pas de chauffage domestique (température extérieure entre 19 et 22°C) et peu d'activité économique, on a cependant constaté des concentrations PM2,5 exceptionnellement élevées et jusque trois fois plus élevées qu'un dimanche moyen ou un jour ouvrable moyen. Malgré l'absence de sources locales (pas de trafic, pas de chauffage et peu d'activité économique) les concentrations en PM2,5 constatées lors de la journée sans trafic s'élevaient entre 70 à 78 µg/m³. Les concentrations massiques des PM2,5 représentaient environ 80 à 90% des concentrations massiques des PM10. Plus d'explication est donnée dans le chapitre 4.3 sur les particules en suspension (voir point 4.3.9 *Concentrations élevées lors de jours avec peu de trafic*).

Durant cette journée sans trafic on ne remarque pas non plus un changement brusque de la concentration : pas de diminution brusque en début et pas d'augmentation soudaine de la concentration à la fin de la période d'arrêt de trafic. Vu le niveau élevé des concentrations en PM10 le profil journalier du dimanche sans trafic (16 septembre 2006) se trouve au fond des graphiques 6.14.a et 6.15.a.

La journée sans voiture du 23 septembre 2007 et du 21 septembre 2008 donnent une image différente. Il y a une diminution claire et nette de la concentration en PM2,5 qui coïncide plus ou moins avec la période d'arrêt du trafic (7:00-17:00 h UT). La baisse des concentrations de PM2,5 commence pourtant avec un retard d'une heure et demi à deux heures par rapport à la période d'arrêt du trafic. Le moment de la diminution de la concentration coïncide plutôt avec la disparition de l'inversion de température.

La situation moyenne de tous les dimanches sans trafic entre 2006 et 2008 indique que la concentration en PM2,5 n'est pas plus faible durant les heures sans trafic, comparée à la concentration de la même période les dimanches moyens ou les jours ouvrables moyens. De plus on ne constate pas de changement brusque de la concentration : pas de diminution claire et nette en début, ni d'augmentation significative à la fin de la période sans trafic. Pour les PM2,5 on ne dispose jusqu'à présent que de données de trois jours sans trafic et la situation de la journée sans voiture en 2006 était bien exceptionnelle. La représentativité statistique de ces constats doit encore être confirmée dans l'avenir.

CO₂: pour le poste de mesure de l'Avenue de la Couronne, le profil journalier des dimanches sans voiture est donné par les graphiques de la figure 6.16. Pendant la période d'arrêt du trafic, principalement entre 09.00 et 17.00 h TU, on note une légère diminution (quelques ppm) du niveau de CO₂. Le niveau de fond de CO₂ à Bruxelles est normalement compris entre 370 et 380 ppm. Dans des circonstances normales, les niveaux sont d'environ 400 à 420 ppm. Des concentrations plus élevées sont une indication de conditions météorologiques défavorables à une bonne dispersion de la pollution. Dans ce cadre, la diminution relativement faible (quelques ppm) de la concentration due à l'absence de trafic doit être comparée à l'écart entre le niveau du matin et le niveau de base.

Pour les trois journées sans trafic, une augmentation de la concentration en CO₂ est constatée dès la fin de la période d'arrêt du trafic.

Une comparaison avec d'autres résultats de la période estivale n'est pas indiquée. En raison du phénomène de photosynthèse les concentrations de CO₂ les jours d'été, principalement l'après-midi, ont toujours une tendance à la baisse.

En ce qui concerne la situation moyenne de tous les dimanches sans trafic entre 2002 et 2008, on observe des niveaux en CO₂ légèrement plus faibles durant les heures sans trafic, une légère diminution de la concentration en début et une légère augmentation à la fin de cette période. Durant les heures sans trafic les concentrations sont plus faibles qu'aux mêmes heures les dimanches moyens et les jours ouvrables moyens.

Plusieurs journées sans trafic: La situation d'une seule journée est fortement influencée par la situation météorologique du moment. C'est pourquoi il n'est pas possible de tirer des conclusions définitives pour tous les polluants étudiés, même pas sur base des résultats de quelques journées sans trafic. En septembre 2008, déjà une septième journée sans voiture a été organisée. Pour les polluants gazeux, associés au trafic, il y a une bonne concordance entre les observations pour la moyenne des sept dimanches sans trafic et les observations pour chacun de ces dimanches sans trafic. Pour les fractions PM10 et spécialement la fraction PM2,5 des informations supplémentaires de nouvelles journées sans voiture seront nécessaires pour mieux valider la représentativité statistique des constats sur la situation moyenne.

Néanmoins déjà maintenant il est clair que, durant les différentes périodes d'arrêt du trafic, les concentrations en NO₂ diminuent partout dans la Région ce qui est un constat très prometteur pour l'avenir.

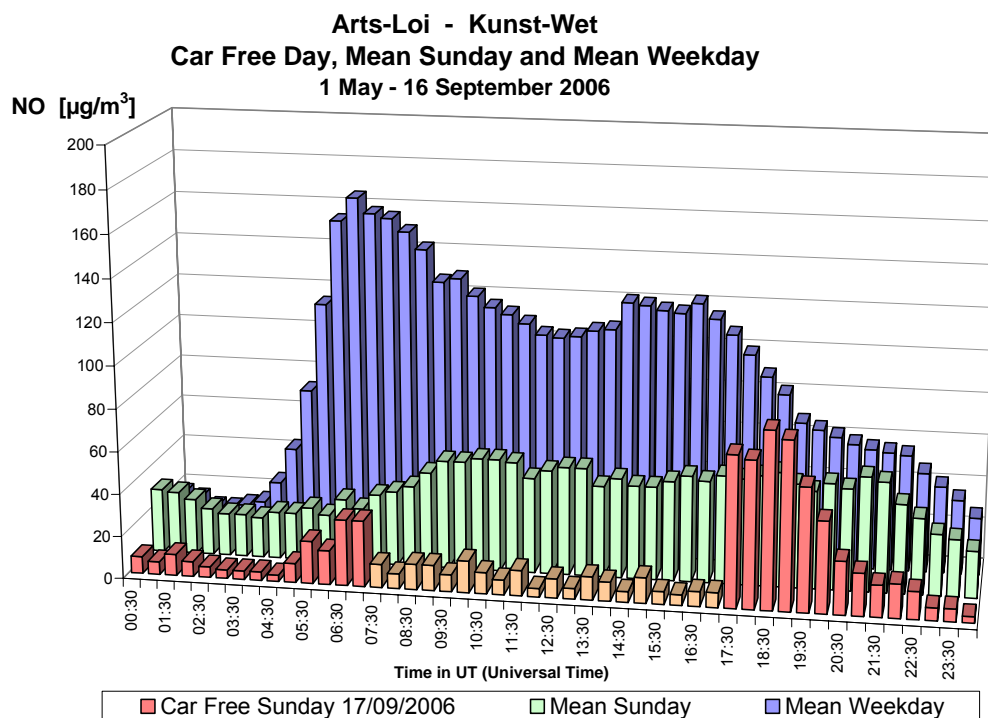


Fig. 6.1.a: “Arts-Loi” – NO – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2006 et d’un dimanche et d’un jour ouvrable moyen de la période ‘mai – septembre 2006’

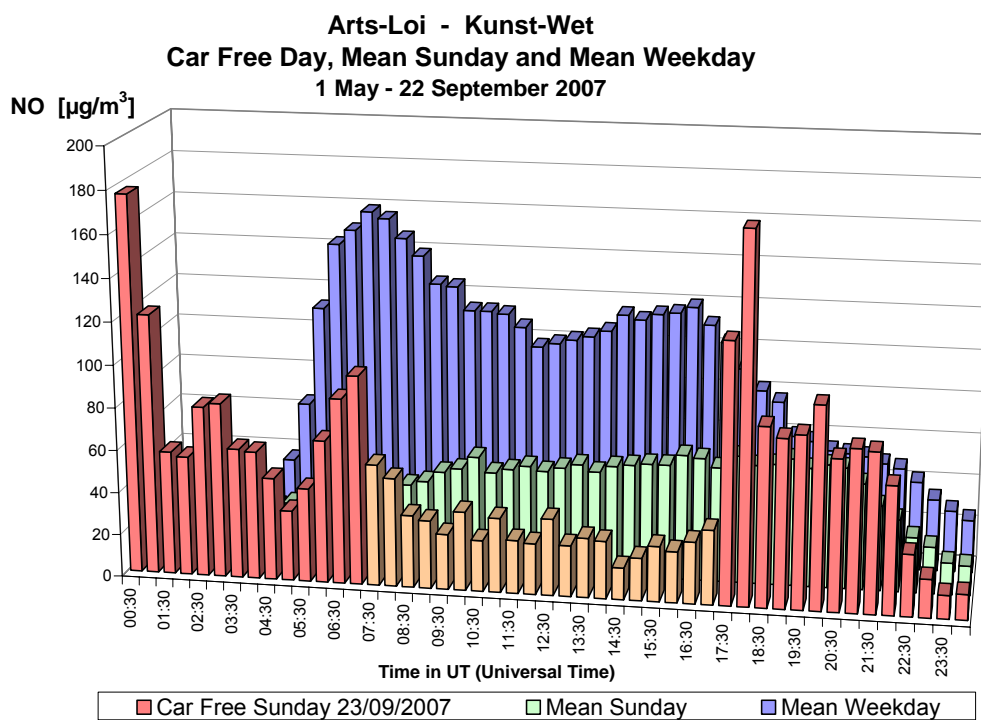


Fig. 6.1.b: “Arts-Loi” – NO – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2007 et d’un dimanche et d’un jour ouvrable moyen de la période ‘mai – septembre 2007’

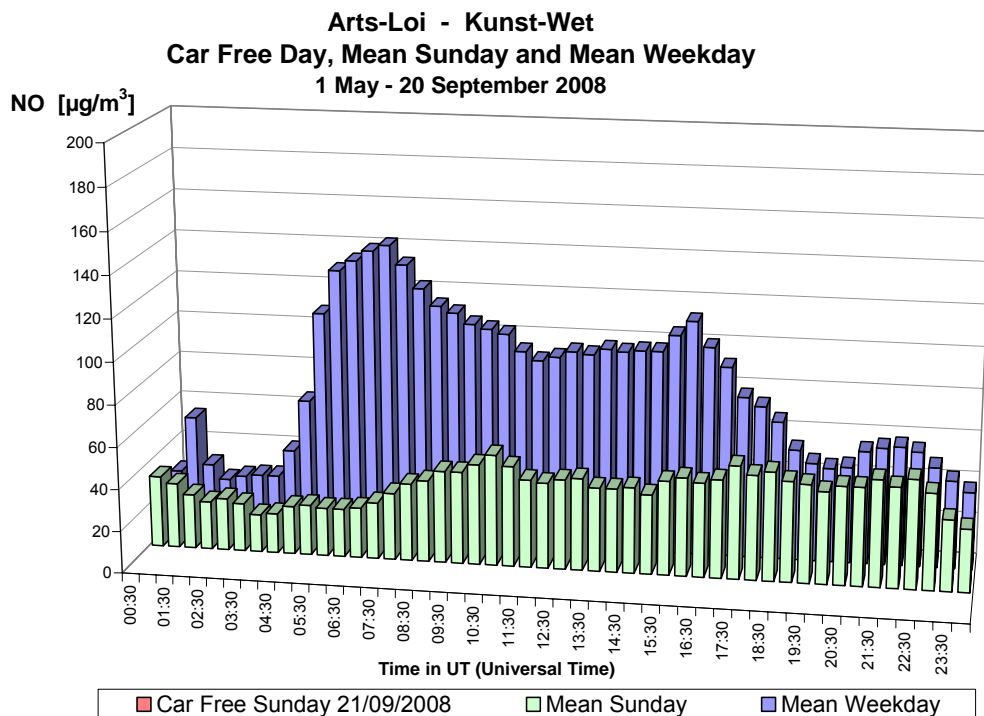


Fig. 6.1.c: “Arts-Loi” – NO – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2008 et d’un dimanche et d’un jour ouvrable moyen de la période ‘mai – septembre 2008’

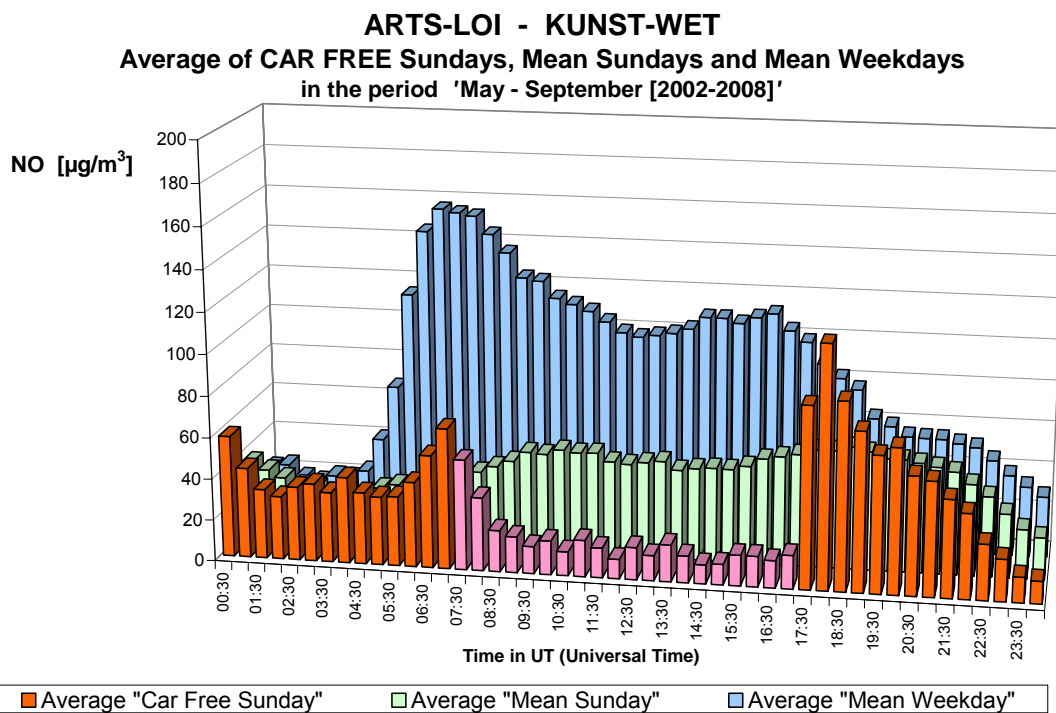


Fig. 6.1.d: “Arts-Loi” – NO – Évolution moyenne journalière des dimanches sans voiture [2002-2008] et des dimanches et des jours ouvrables moyens des périodes ‘mai – septembre [2002-2008]’

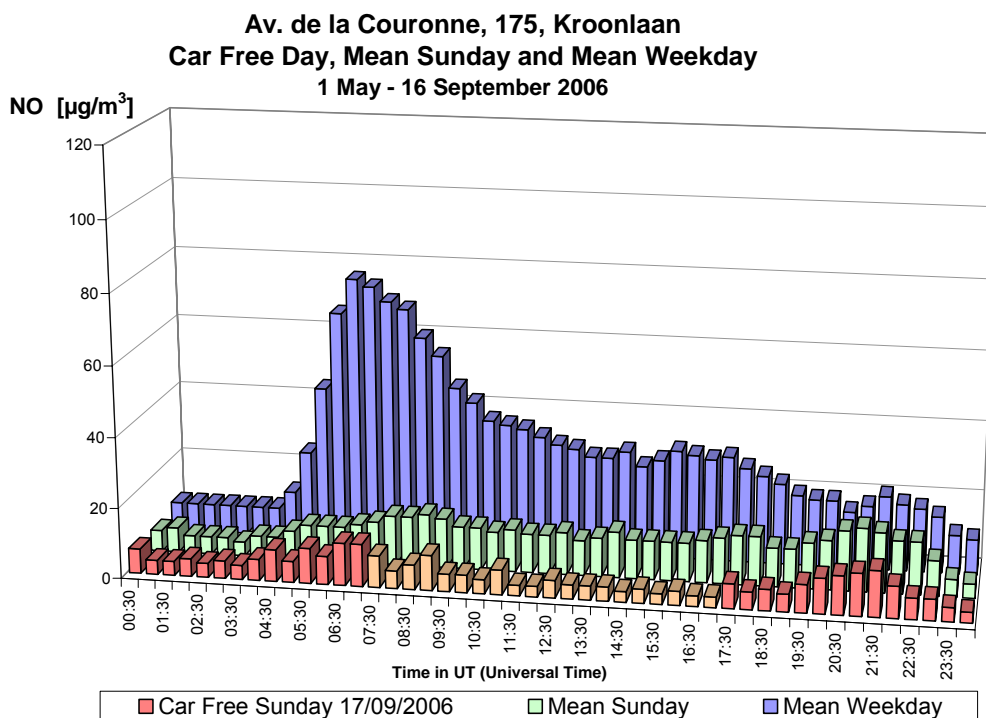


Fig. 6.2.a: Ixelles - Av. Couronne – NO – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2006 et d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2006'

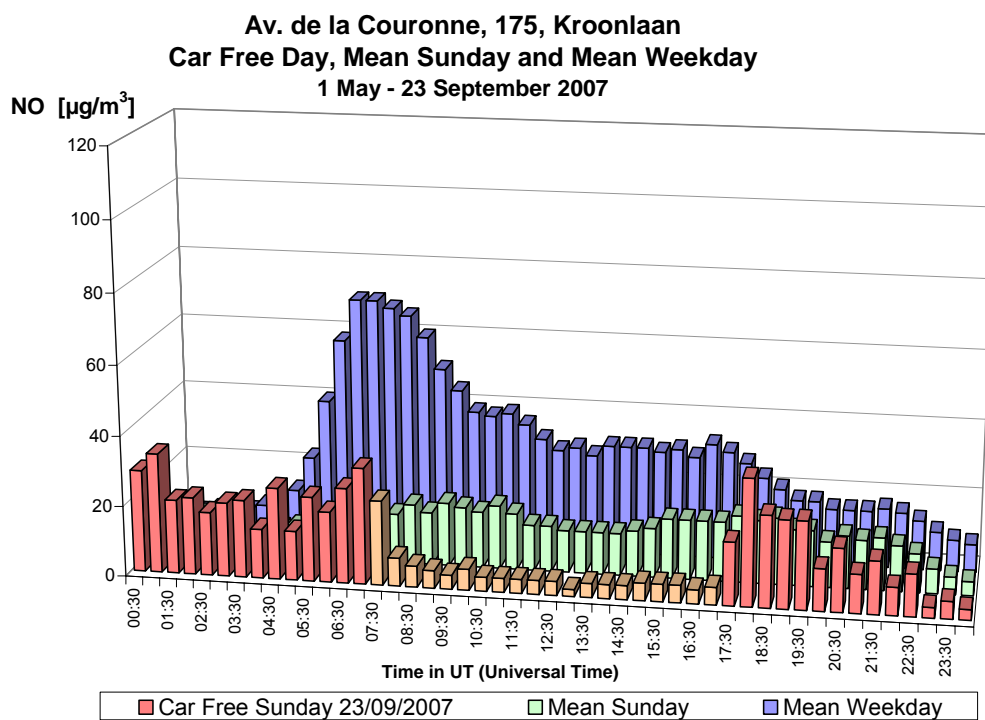


Fig. 6.2.b: Ixelles - Av. Couronne – NO – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2007 et d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2007'

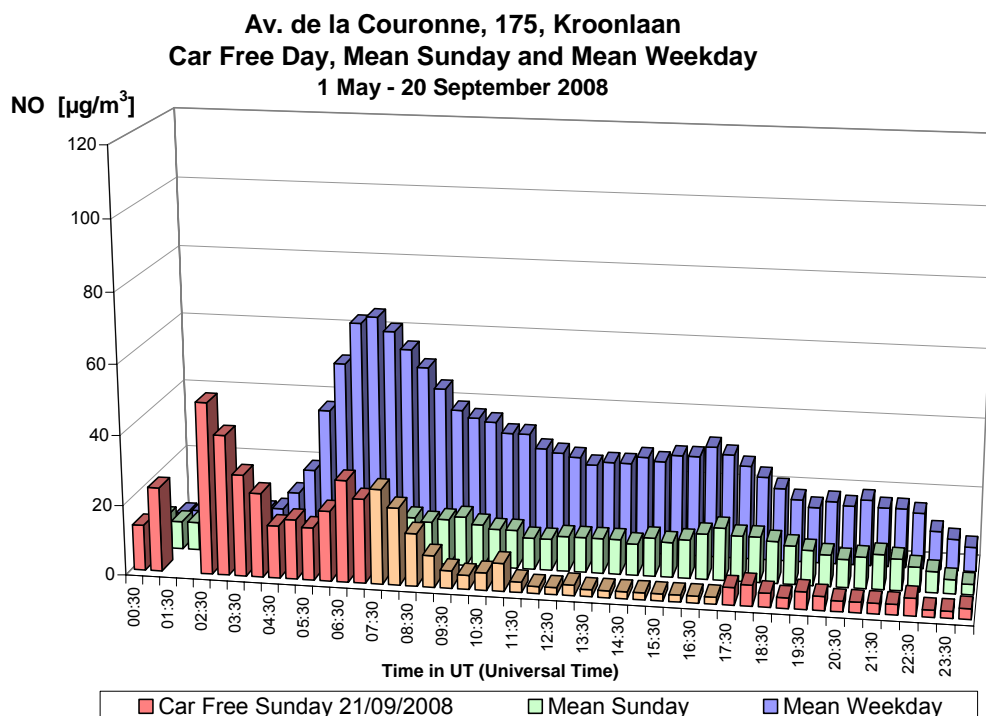


Fig. 6.2.c: Ixelles - Av. Couronne – NO – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2008 et d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2008'

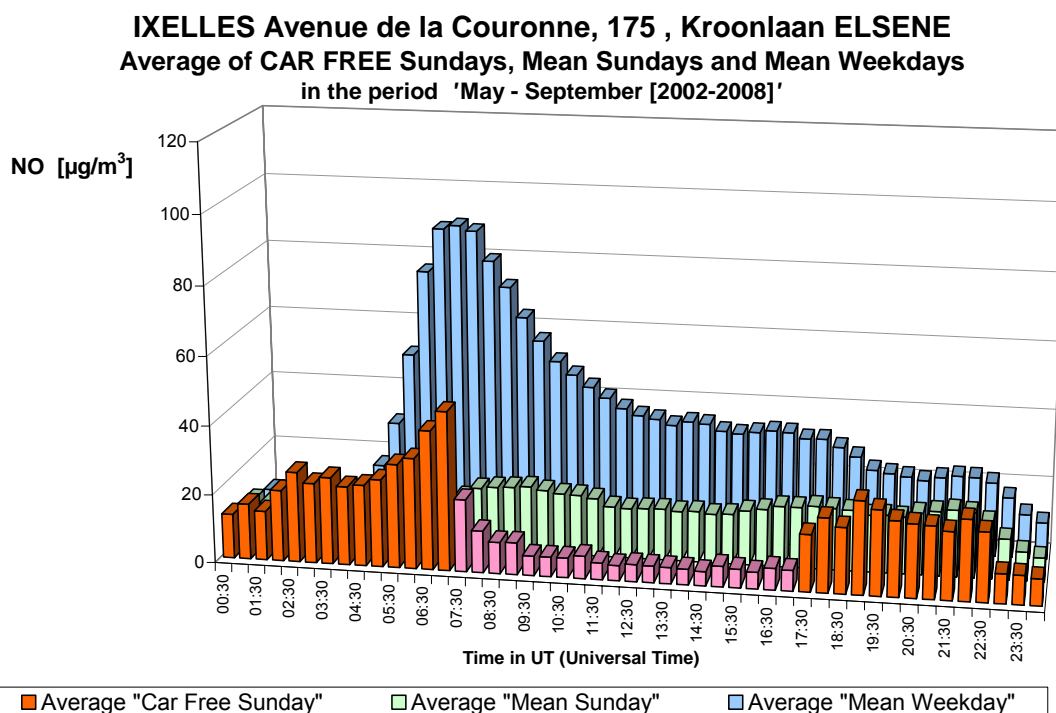


Fig. 6.2.d: Ixelles - Av. Couronne – NO – Évolution moyenne journalière des dimanches sans voiture [2002-2008] et des dimanches et des jours ouvrables moyens des périodes 'mai – septembre [02-08]'

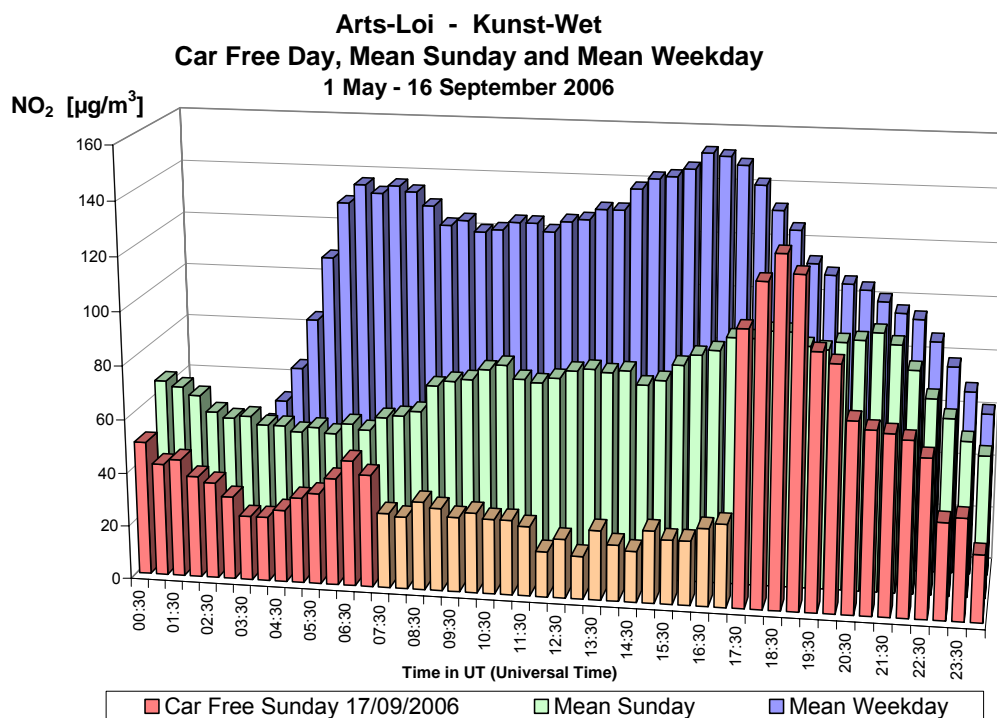


Fig. 6.3.a: “Arts-Loi” – NO₂ – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2006 et d’un dimanche et d’un jour ouvrable moyen de la période ‘mai – septembre 2006’

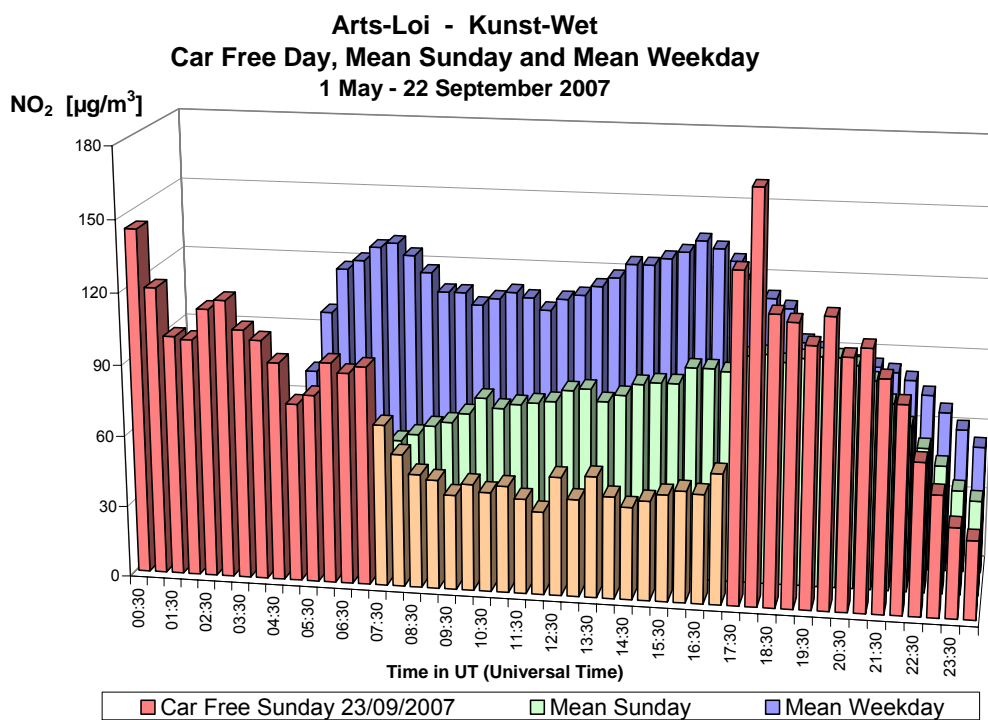


Fig. 6.3.b: “Arts-Loi” – NO₂ – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2007 et d’un dimanche et d’un jour ouvrable moyen de la période ‘mai – septembre 2007’

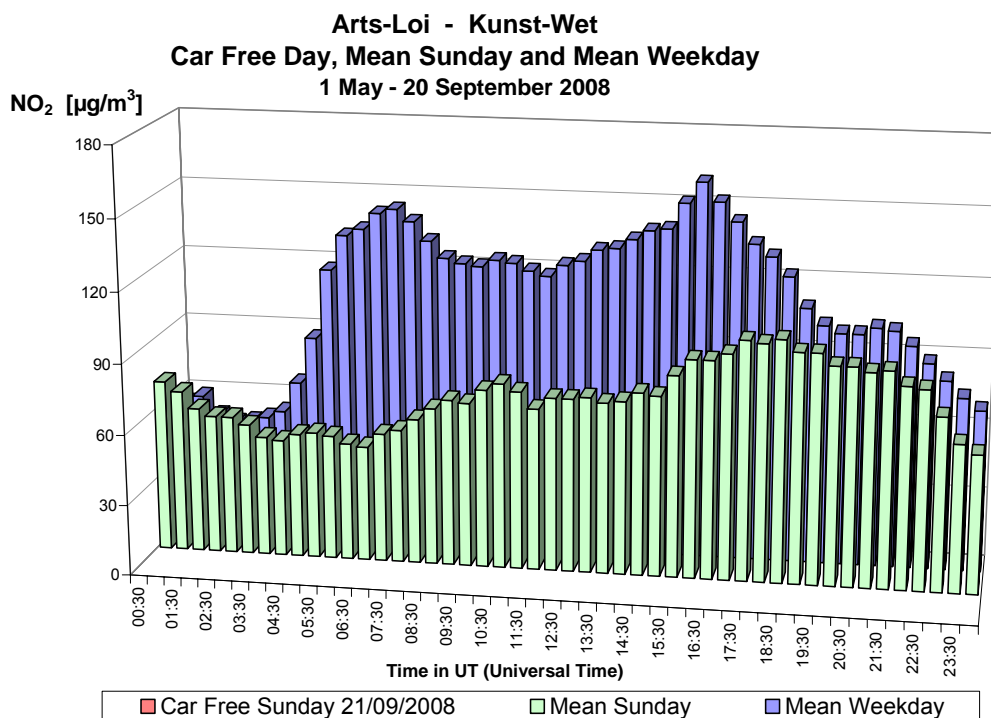


Fig. 6.3.c: "Arts-Loi" – NO₂ – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2008 et d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2008'

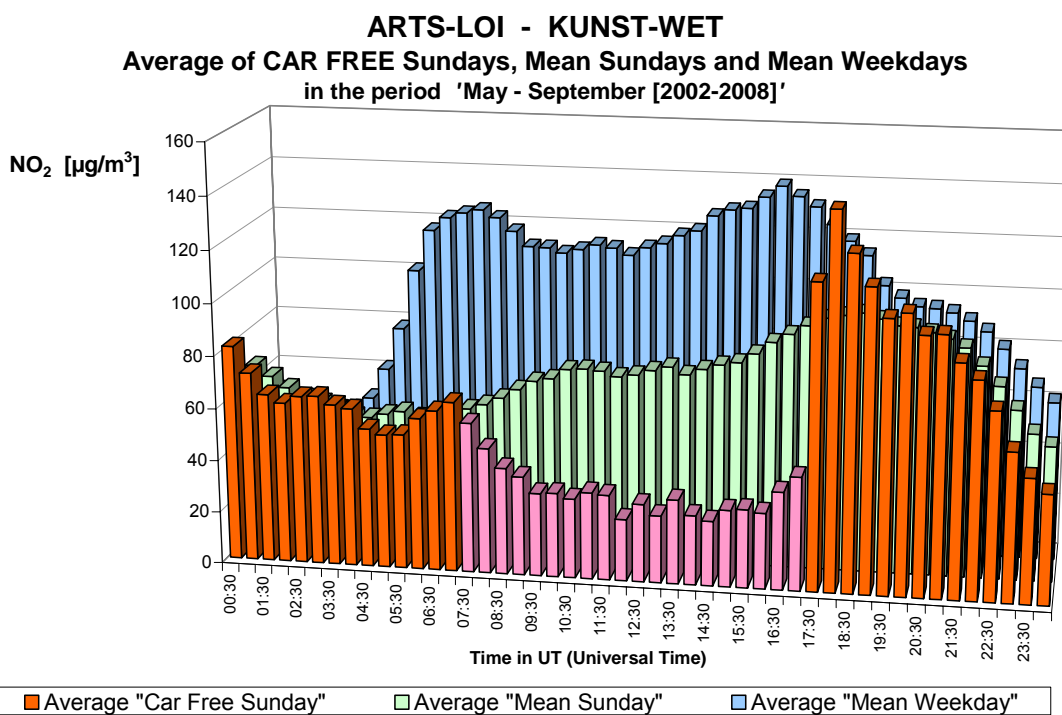


Fig. 6.3.d: "Arts-Loi" – NO₂ – Évolution moyenne journalière des dimanches sans voiture [2002-2008] et des dimanches et des jours ouvrables moyens des périodes 'mai – septembre [2002-2008]'

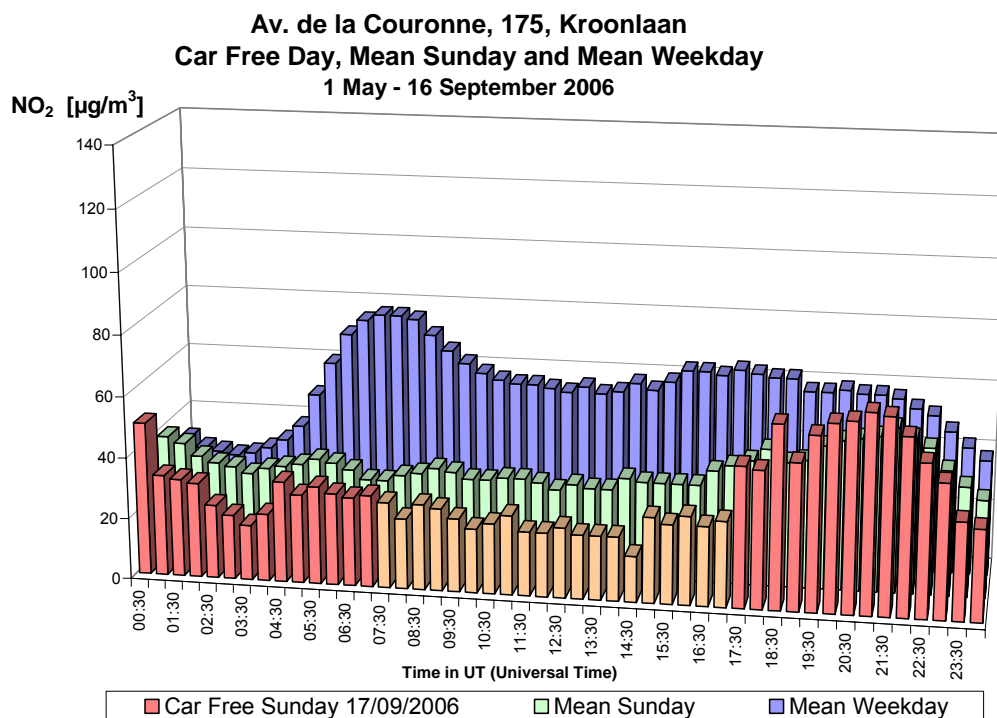


Fig. 6.4.a: Ixelles - Av. Couronne – NO₂ – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2006 et d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2006'

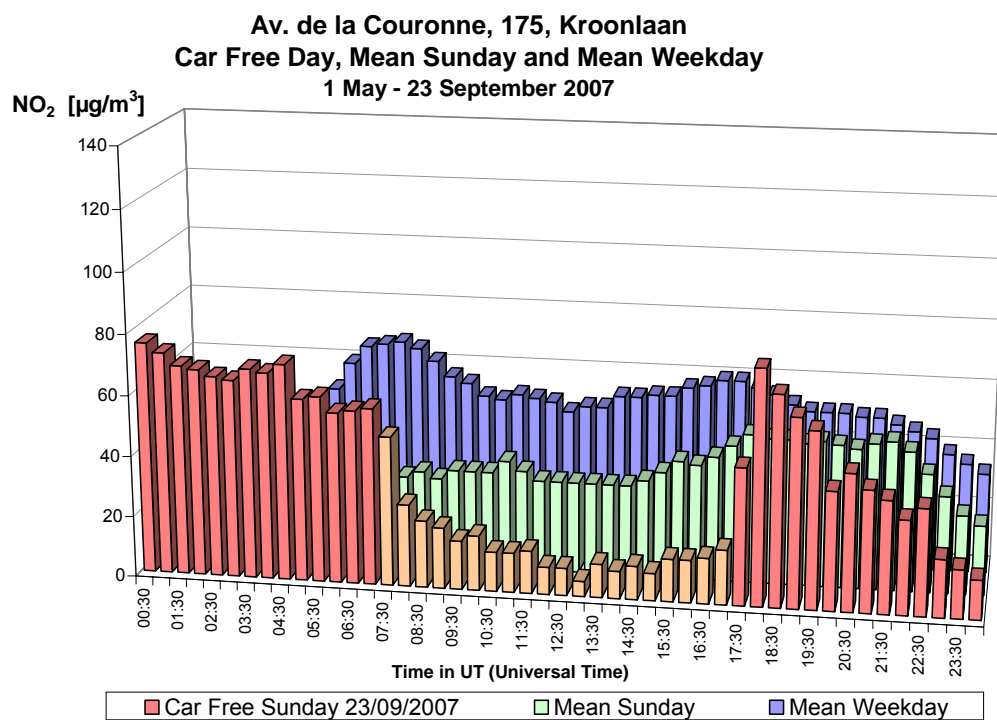


Fig. 6.4.b: Ixelles - Av. Couronne – NO₂ – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2007 et d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2007'

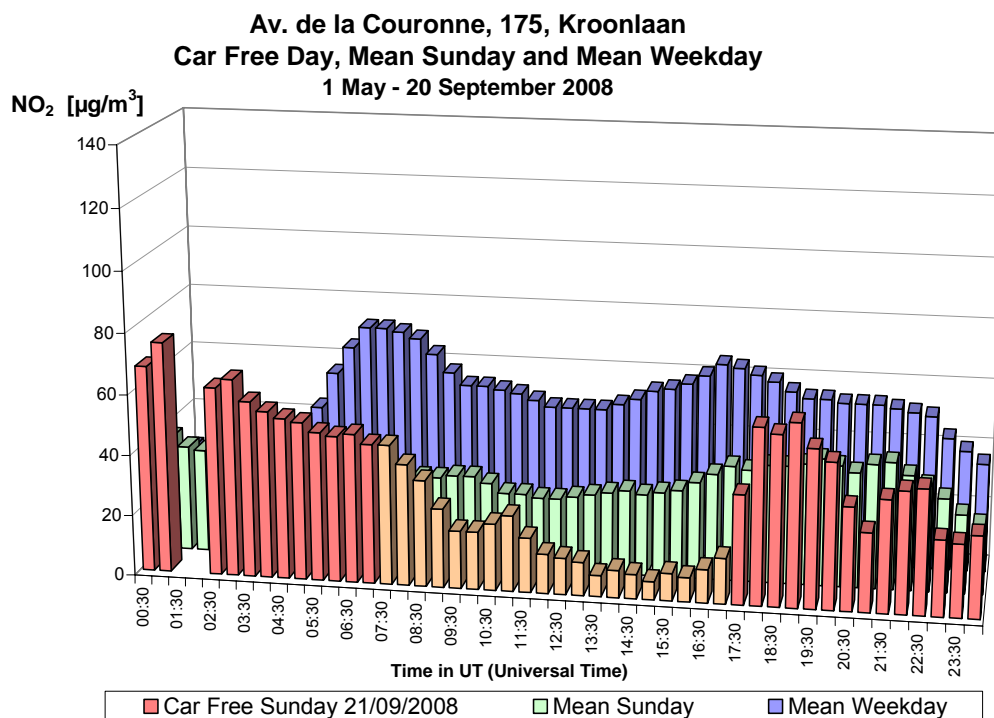


Fig. 6.4.c: Ixelles - Av. Couronne – NO₂ – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2008 et d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2008'

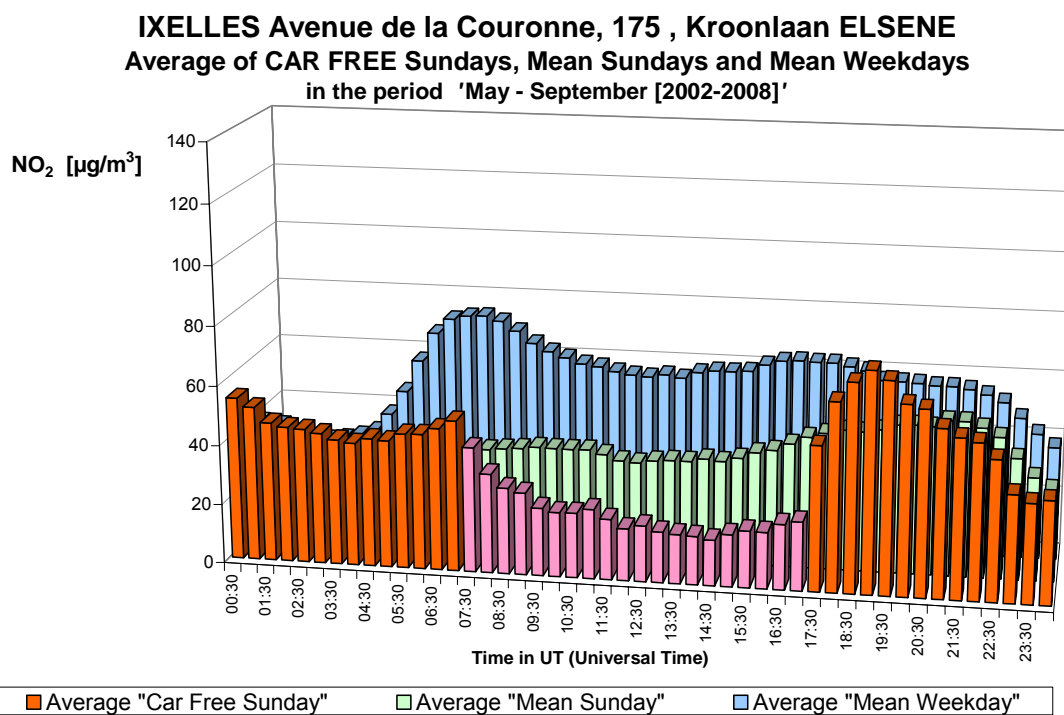


Fig. 6.4.d: Ixelles - Av. Couronne – NO₂ – Évolution moyenne journalière des dimanches sans voiture [2002-2008] et des dimanches et des jours ouvrables moyens des périodes 'mai – septembre [02-08]'

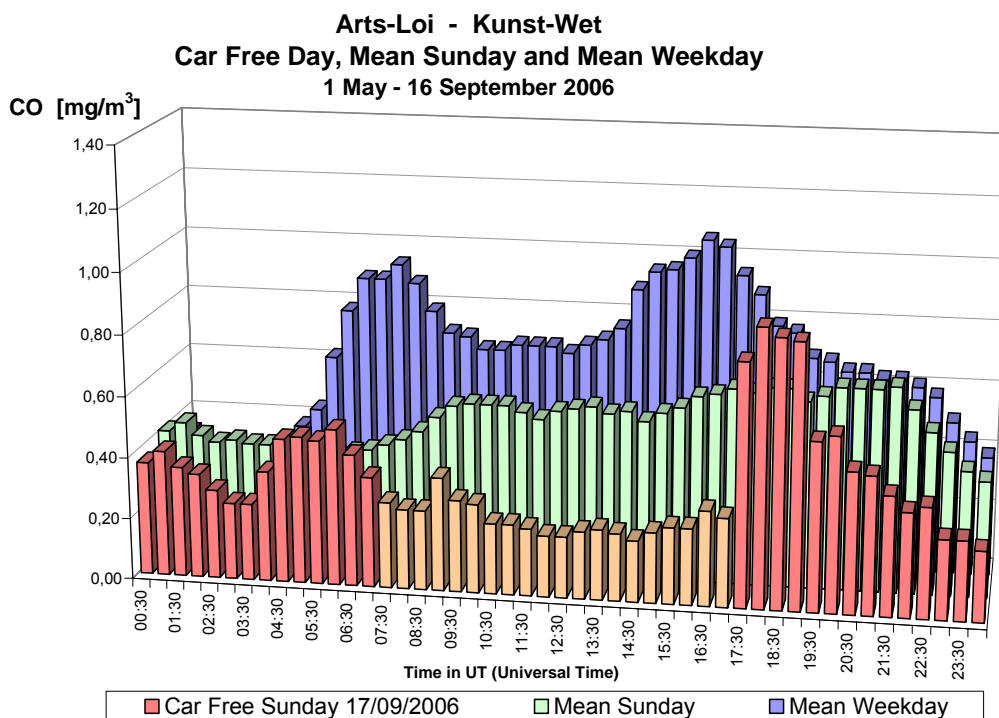


Fig. 6.5.a: “Arts-Loi” – CO – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2006 et d’un dimanche et d’un jour ouvrable moyen de la période ‘mai – septembre 2006’

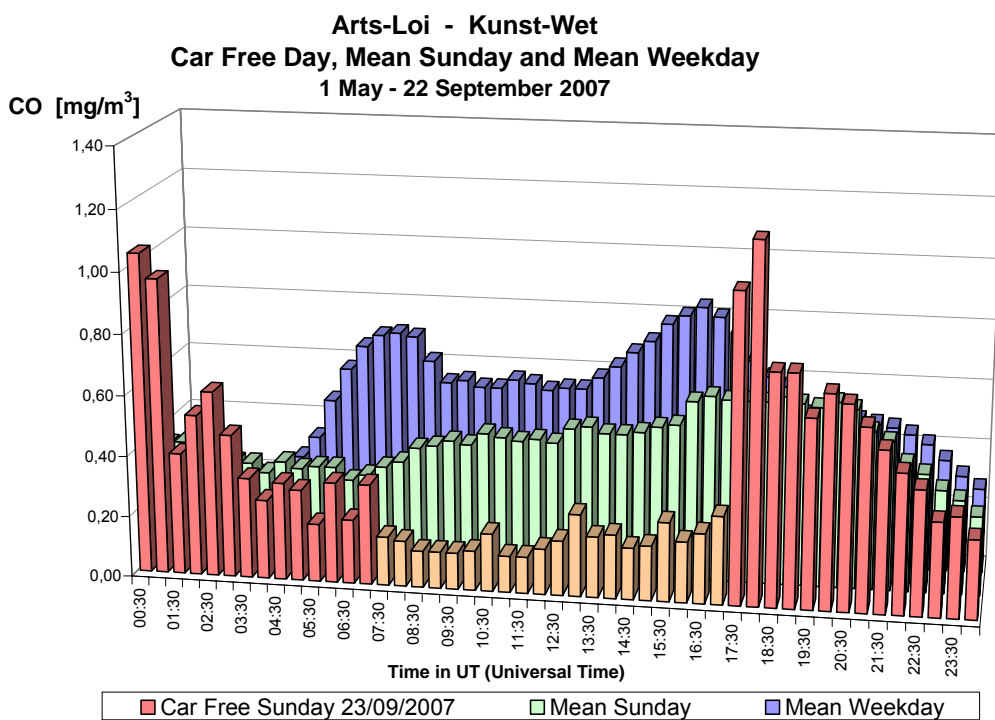


Fig. 6.5.b: “Arts-Loi” – CO – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2007 et d’un dimanche et d’un jour ouvrable moyen de la période ‘mai – septembre 2007’

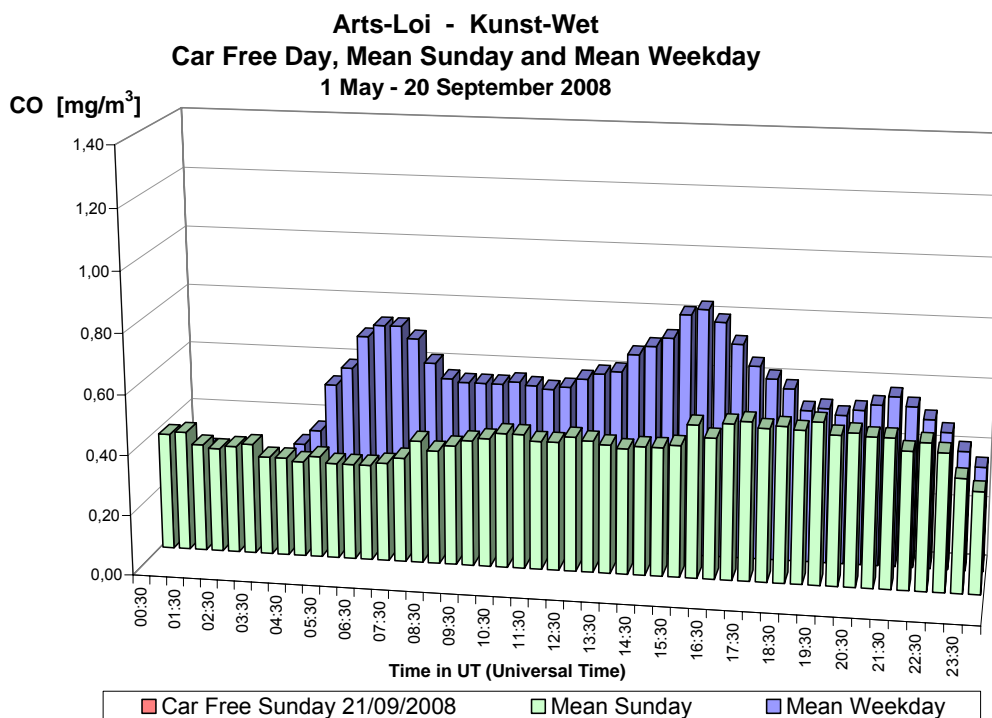


Fig. 6.5.c: “Arts-Loi” – CO – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2008 et d’un dimanche et d’un jour ouvrable moyen de la période ‘mai – septembre 2008’

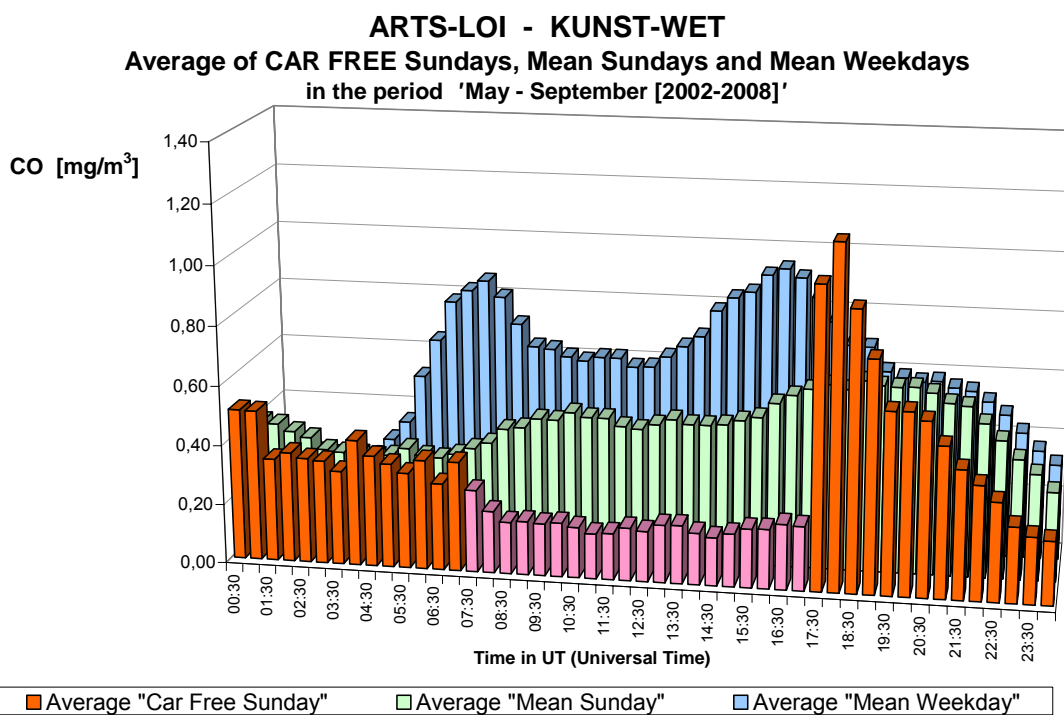


Fig. 6.5.d: “Arts-Loi” – CO – Évolution moyenne journalière des dimanches sans voiture [2002-2008] et des dimanches et des jours ouvrables moyens des périodes ‘mai – septembre [2002-2008]’

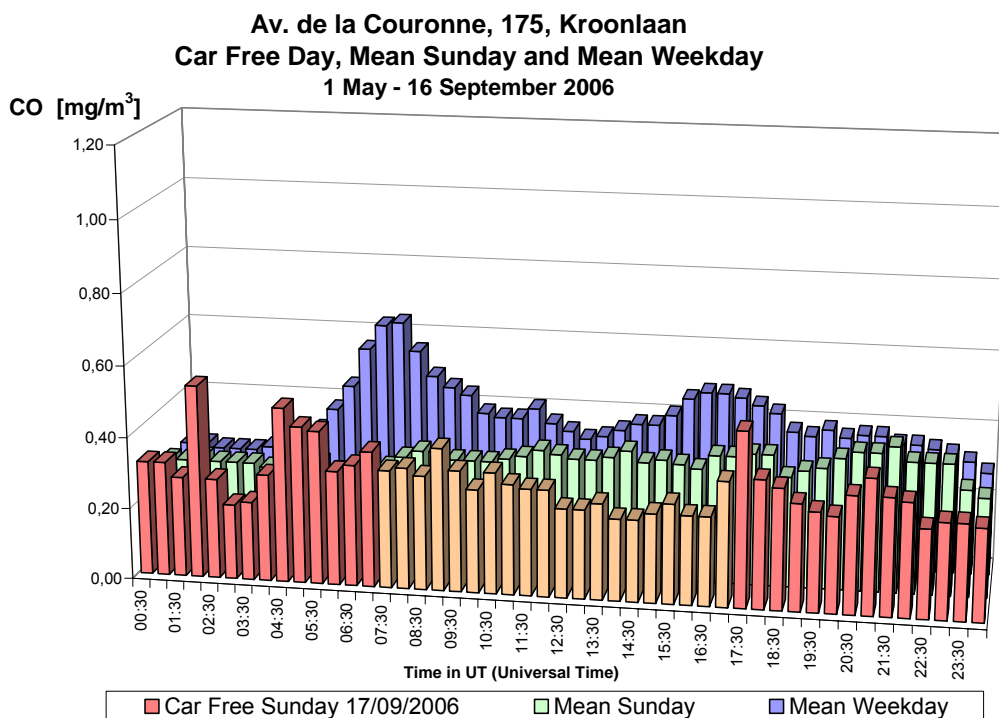


Fig. 6.6.a: Ixelles - Av. Couronne – CO – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2006 et d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2006'

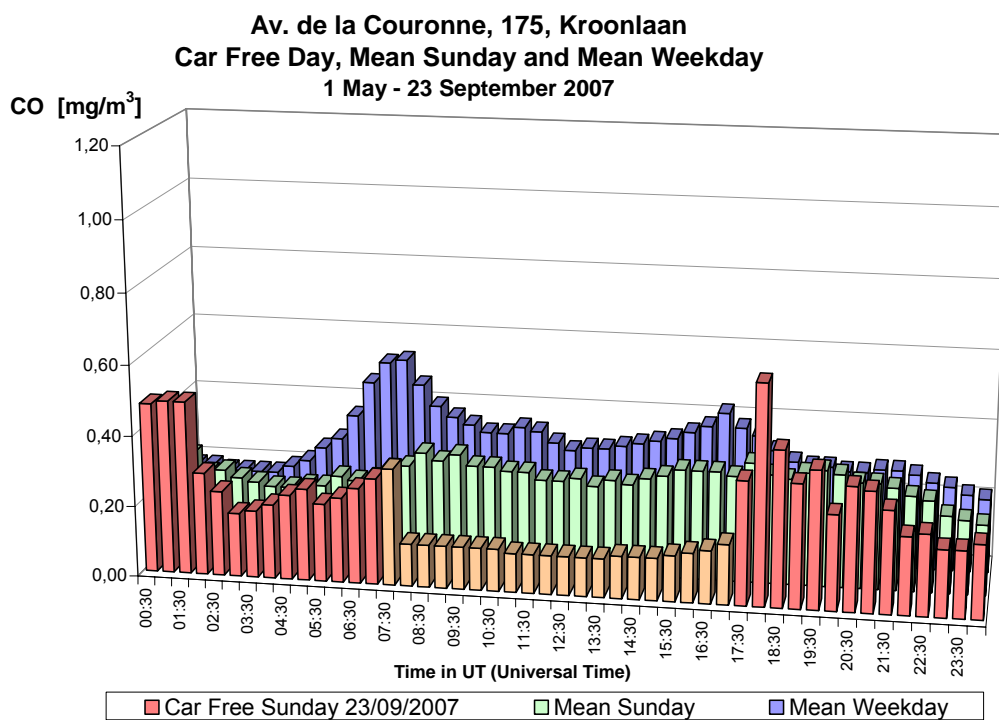


Fig. 6.6.b Ixelles - Av. Couronne – CO – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2007 et d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2007'

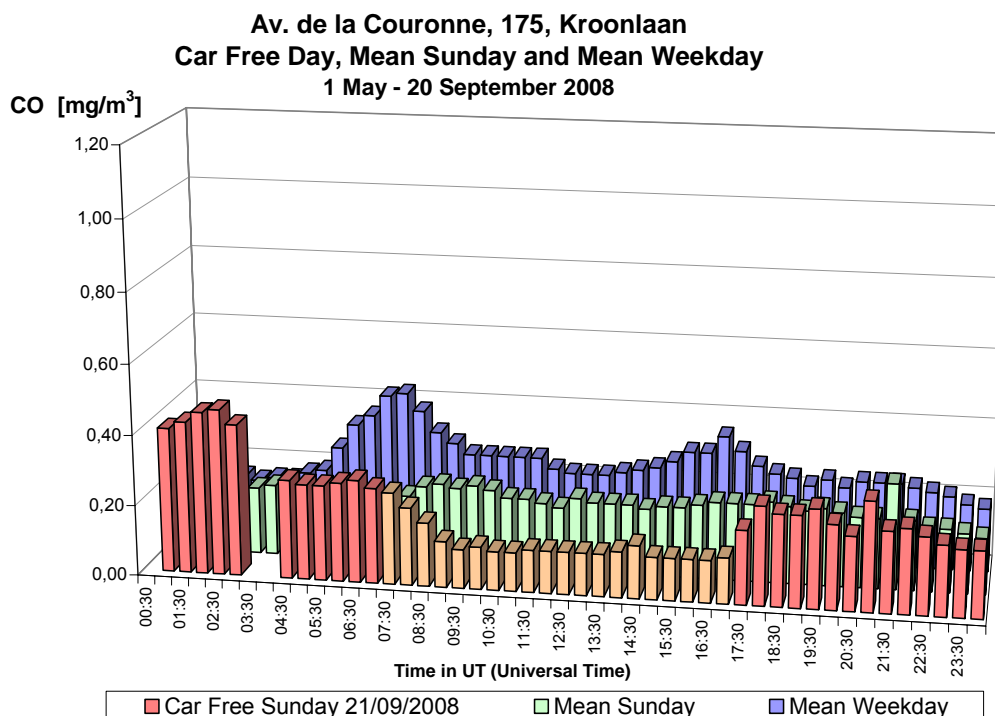


Fig. 6.6.c: Ixelles - Av. Couronne – CO – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2008 et d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2008'

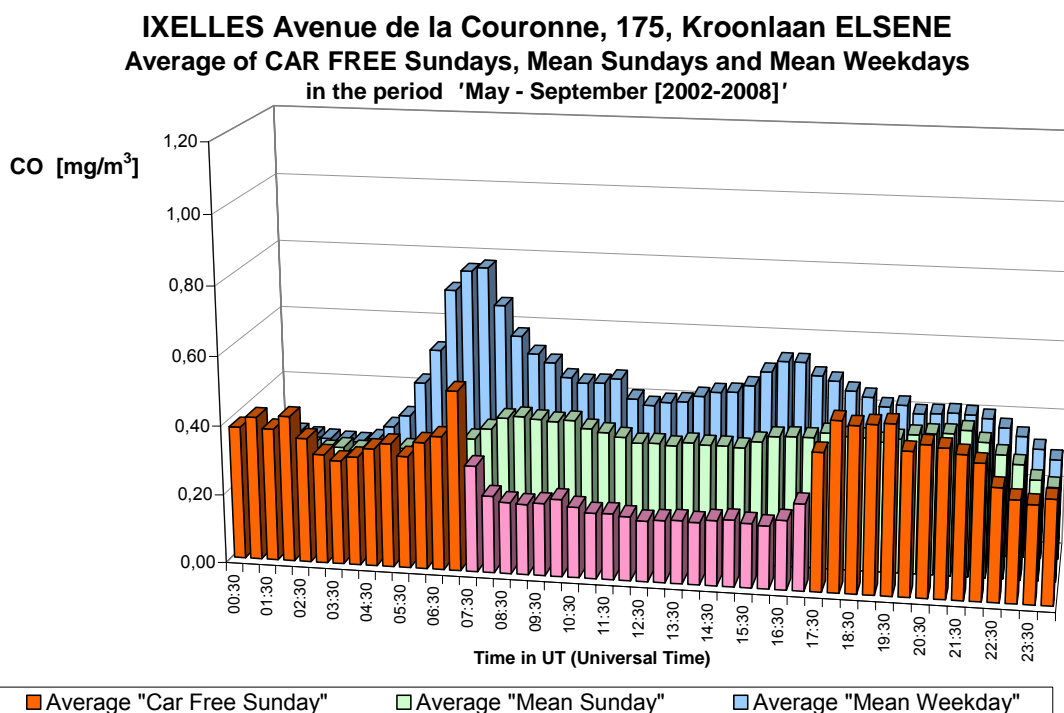


Fig. 6.6.d: Ixelles - Av. Couronne – CO – Évolution moyenne journalière des dimanches sans voiture [2002-2008] et des dimanches et des jours ouvrables moyens des périodes 'mai – septembre [02-08]'

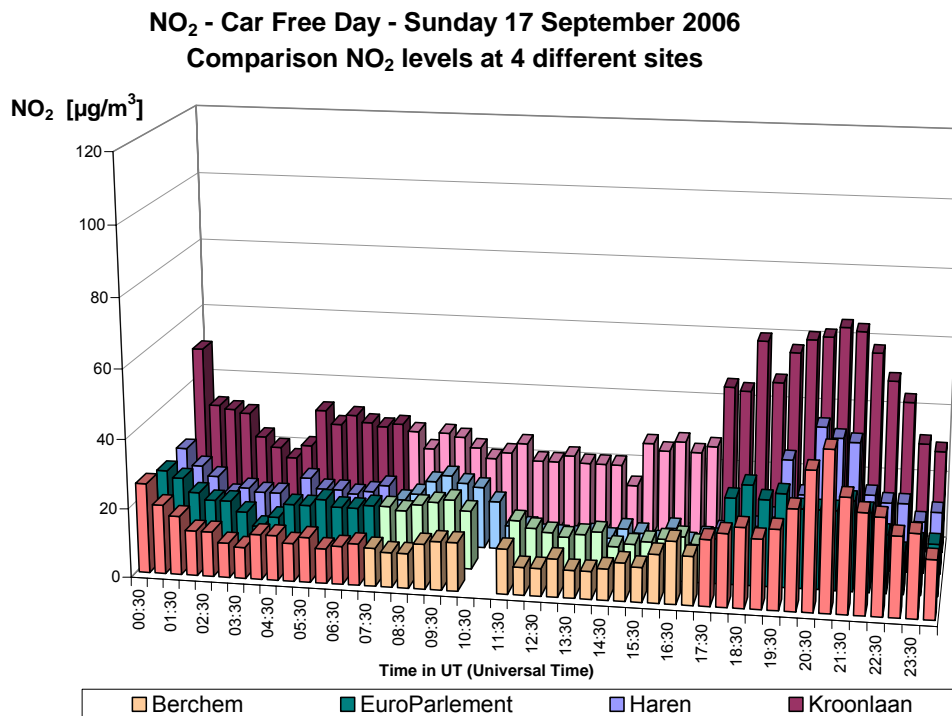


Fig. 6.7.a: Dimanche sans voiture 2006 – Évolution de la concentration en NO₂ dans 4 postes différents du réseau télémétrique

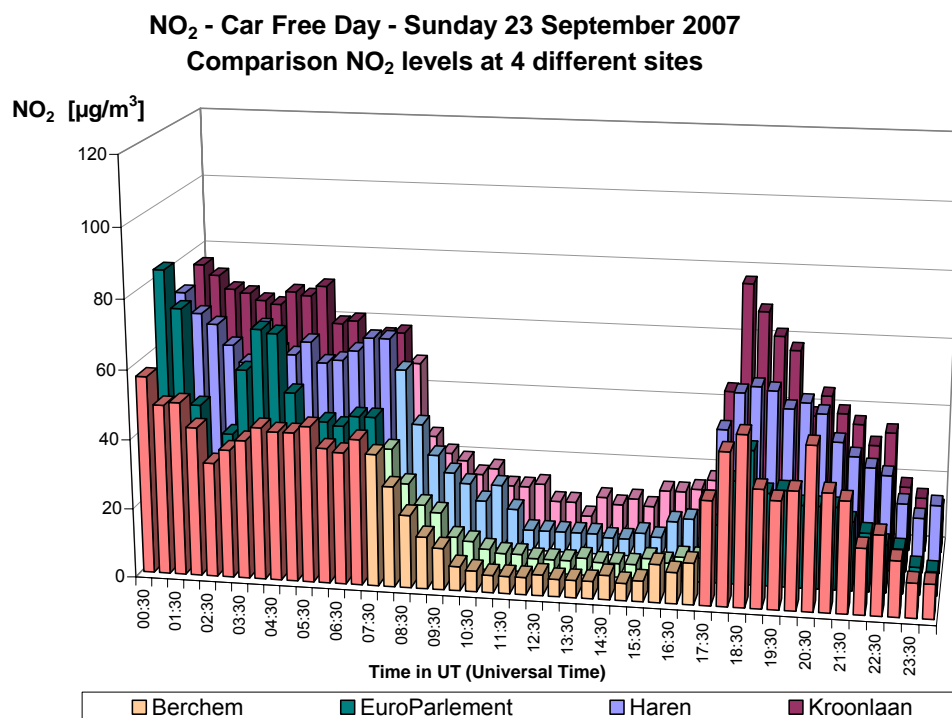


Fig. 6.7.b: Dimanche sans voiture 2007 - Évolution de la concentration en NO₂ dans 4 postes différents du réseau télémétrique

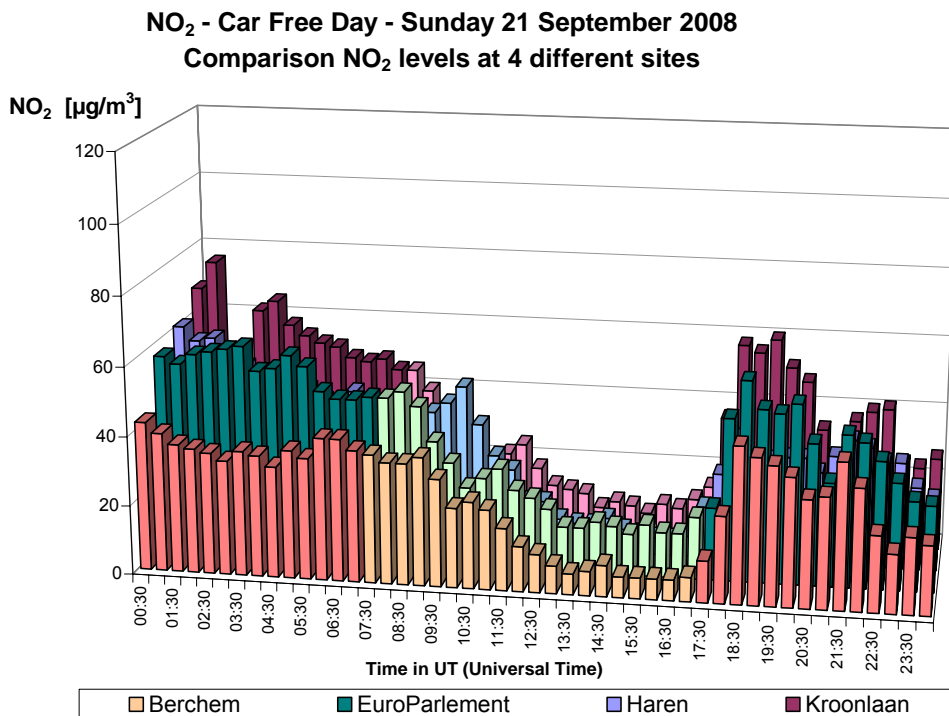


Fig. 6.7.c: Dimanche sans voiture 2008 - Évolution de la concentration en NO₂ dans 4 postes différents du réseau télémétrique

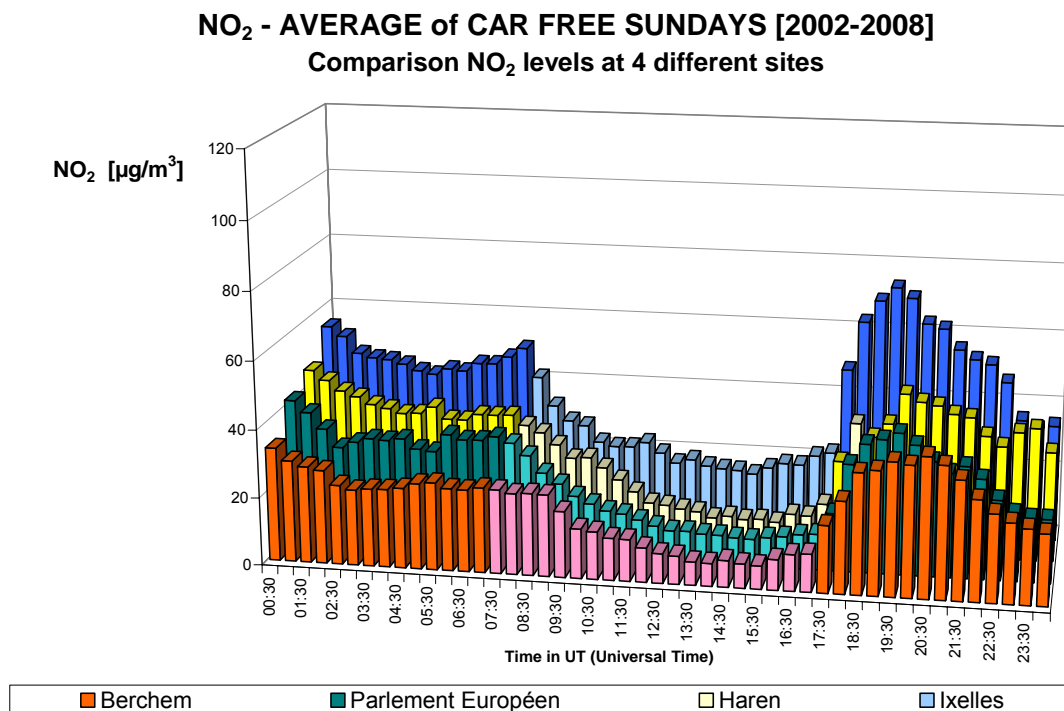


Fig. 6.7.d: Moyenne de 7 dimanches sans voiture [2002-2008] - Évolution de la concentration en NO₂ dans 4 postes différents du réseau télémétrique

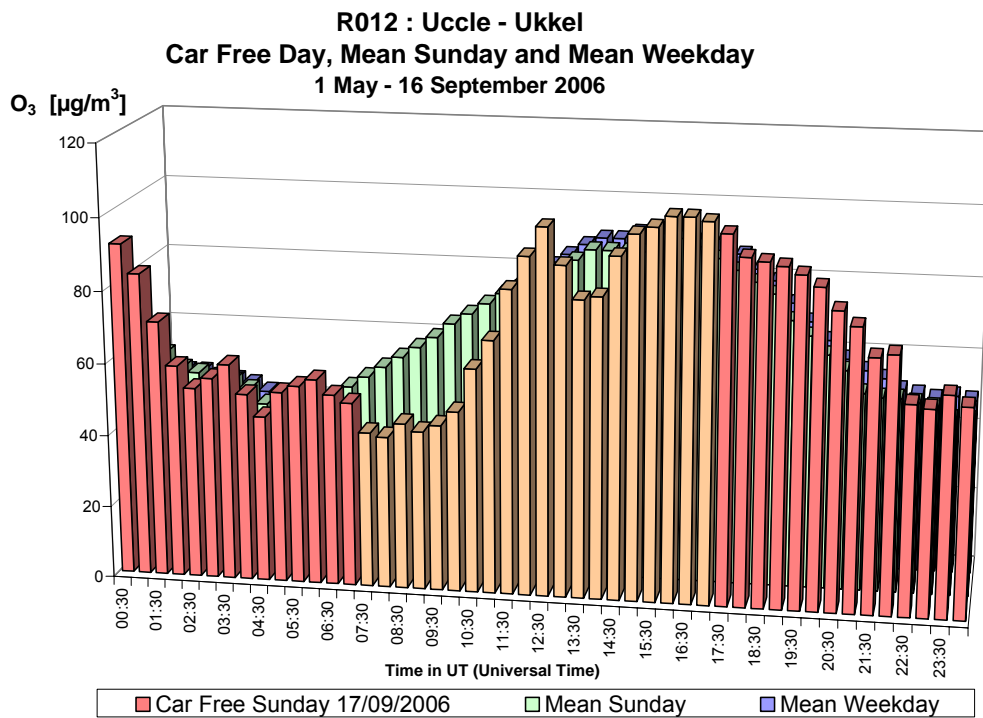


Fig. 6.8.a: Uccle – O_3 – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2006 et d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2006'

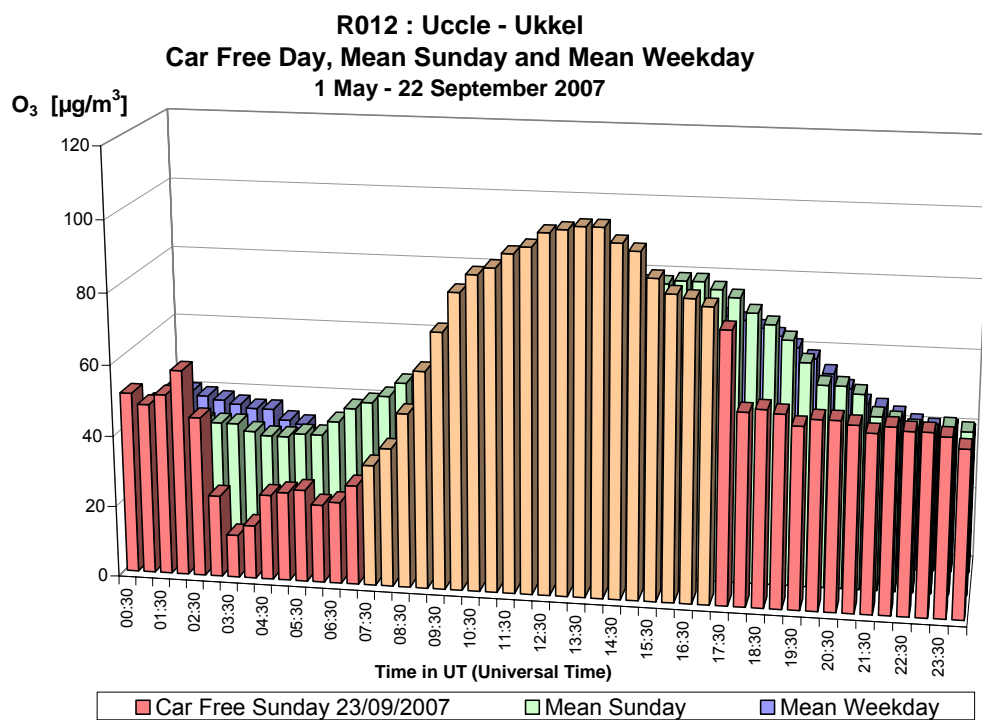


Fig. 6.8.b: Uccle – O_3 – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2007 et d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2007'

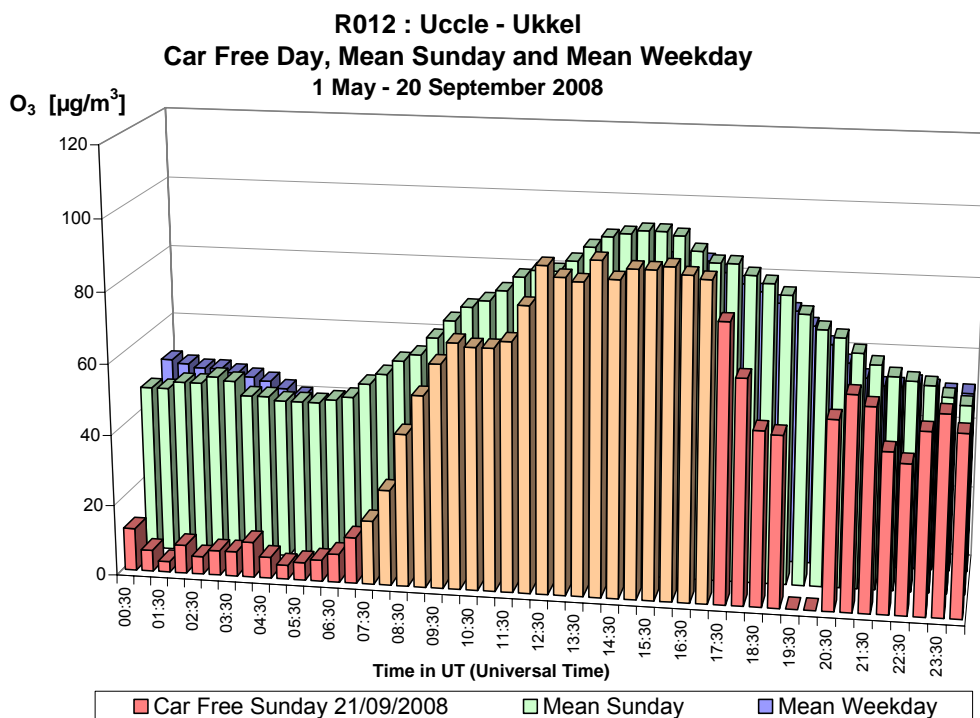


Fig. 6.8.c: Uccle – O₃ – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2008 et d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2008'

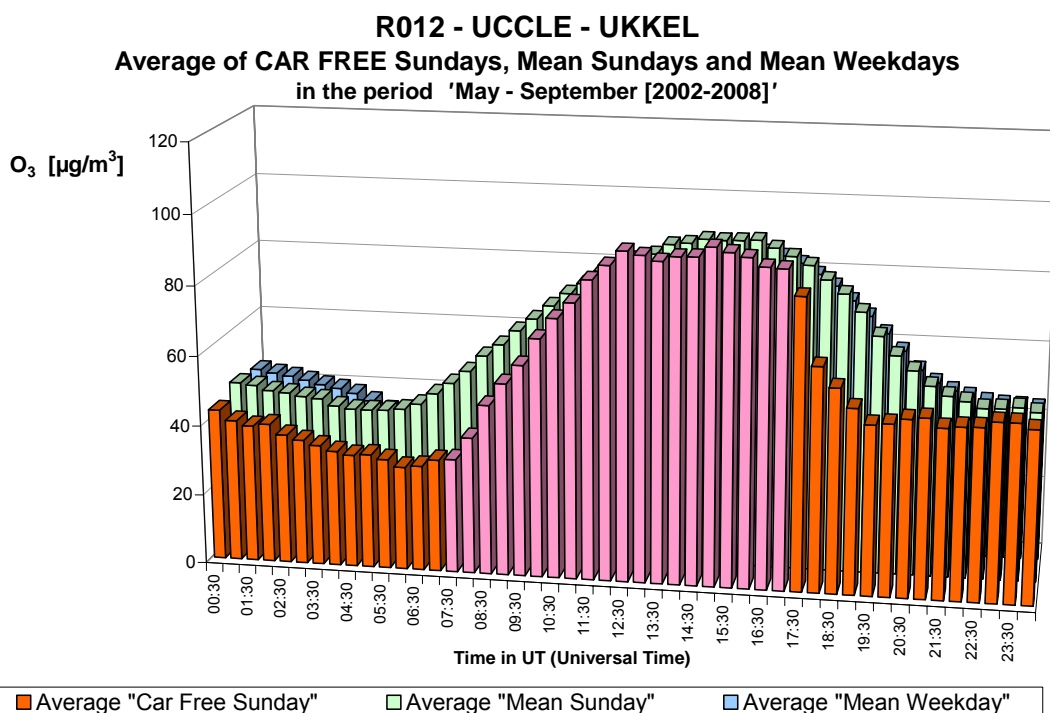


Fig. 6.8.d: Uccle – O₃ – Évolution moyenne journalière des dimanches sans voiture [2002-2008] et des dimanches et des jours ouvrables moyens des périodes 'mai – septembre [2002-2008]'

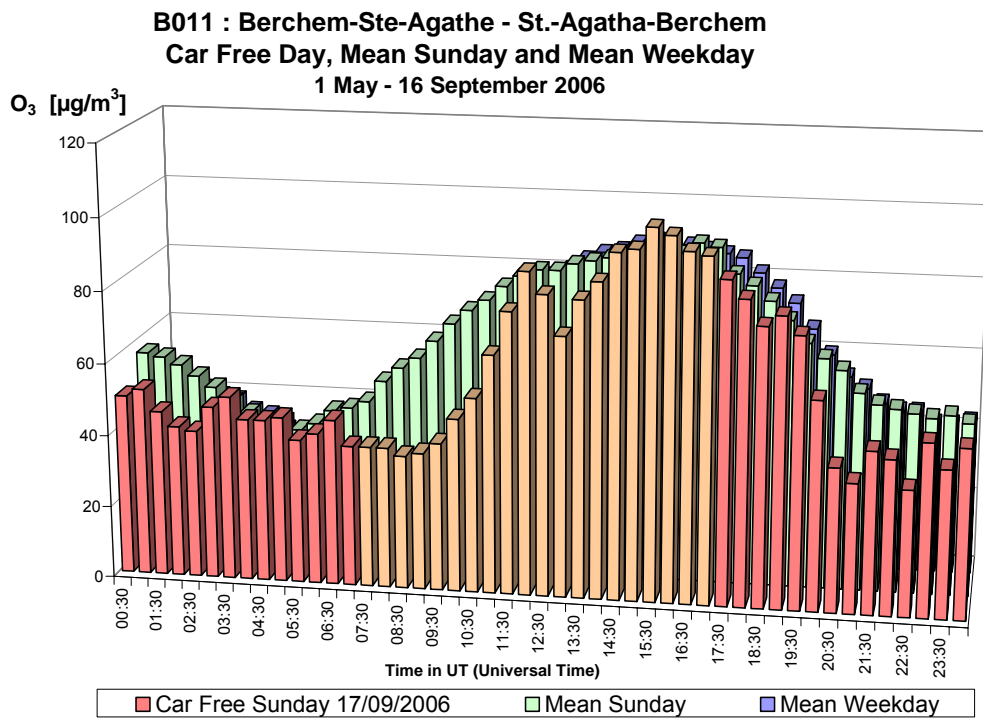


Fig. 6.9.a: Berchem – O₃ – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2006 et d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2006'

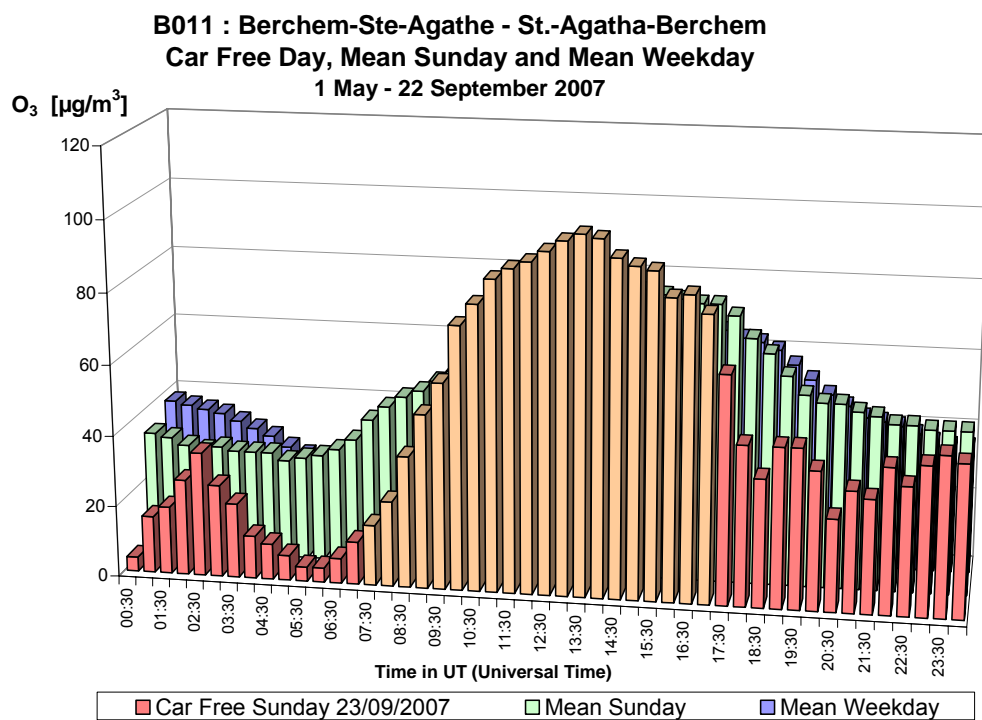


Fig. 6.9.b: Berchem – O₃ – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2007 et d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2007'

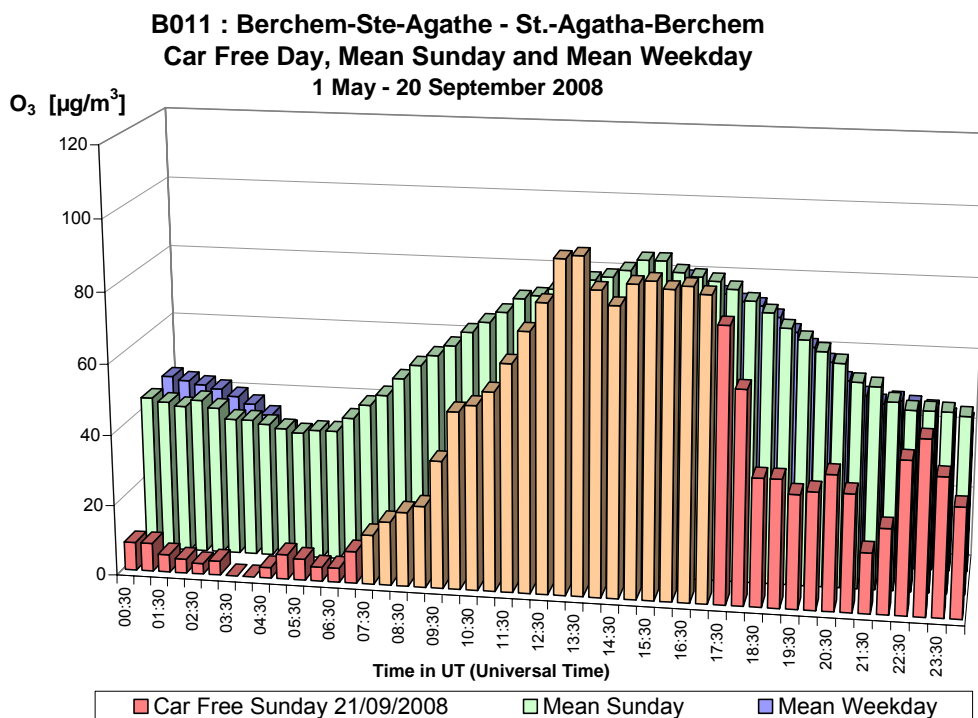


Fig. 6.9.c: Berchem – O₃ – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2008 et d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2008'

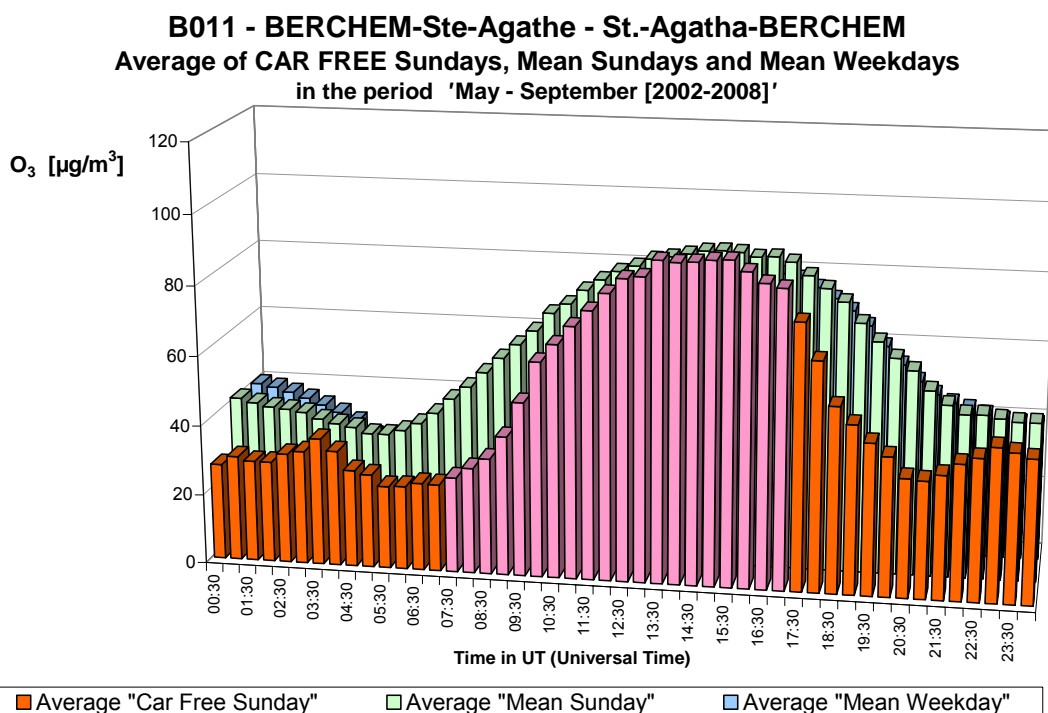


Fig. 6.9.d: Berchem – O₃ – Évolution moyenne journalière des dimanches sans voiture [2002-2008] et des dimanches et des jours ouvrables moyens des périodes 'mai – septembre [2002-2008]'

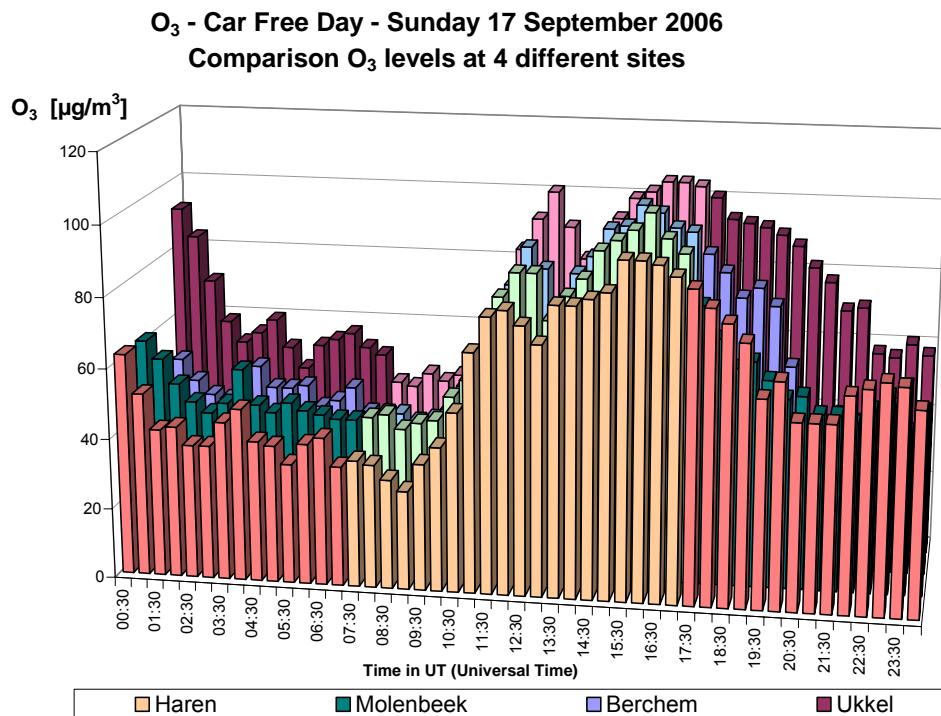


Fig. 6.10.a: Dimanche sans voiture 2006 - Évolution de la concentration en O₃ dans 4 postes différents du réseau télémétrique

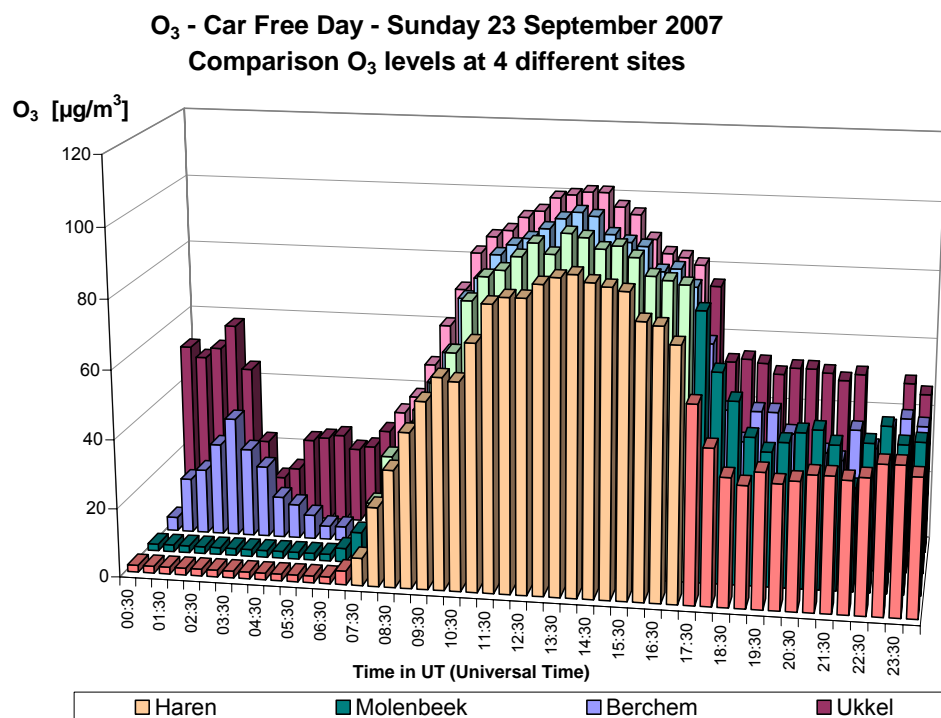


Fig. 6.10.b: Dimanche sans voiture 2007 - Évolution de la concentration en O₃ dans 4 postes différents du réseau télémétrique

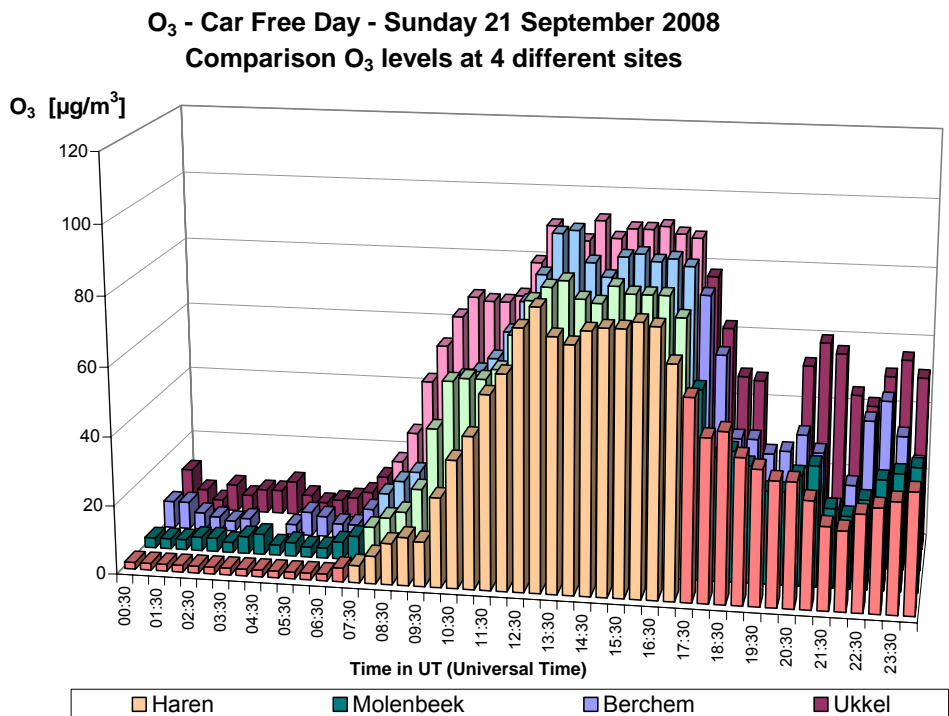


Fig. 6.10.c: Dimanche sans voiture 2008 - Évolution de la concentration en O₃ dans 4 postes différents du réseau télémétrique

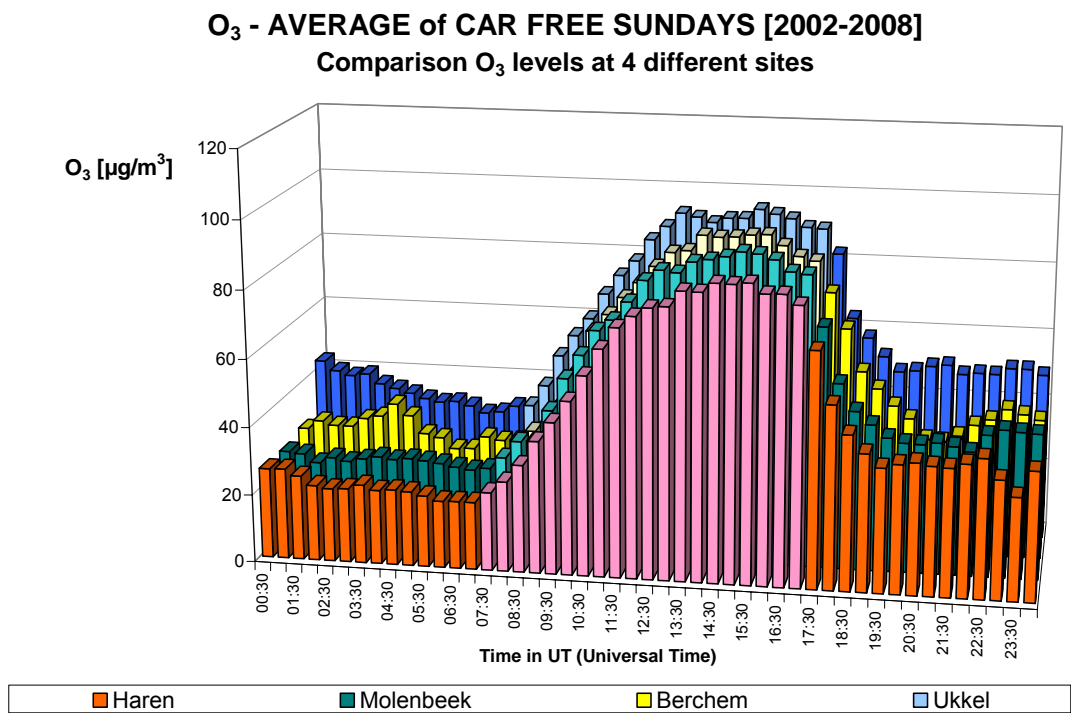


Fig. 6.10.d: Moyenne de 7 dimanches sans voiture [2002-2008] - Évolution de la concentration en O₃ dans 4 postes différents du réseau télémétrique

[O₃ + NO₂] - Car Free Day - Sunday 17 September 2006
Comparison Phox levels at 4 different sites

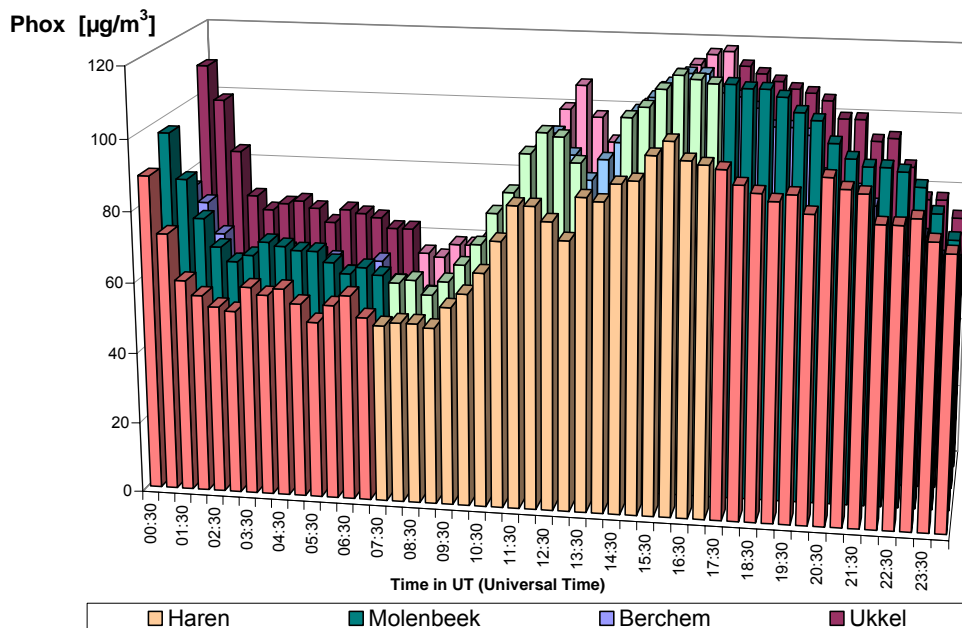


Fig. 6.11.a: Dimanche sans voiture 2006 - Évolution de la concentration [O₃ + NO₂] dans quatre postes différents du réseau téléométrique

[O₃ + NO₂] - Car Free Day - Sunday 23 September 2007
Comparison Phox levels at 4 different sites

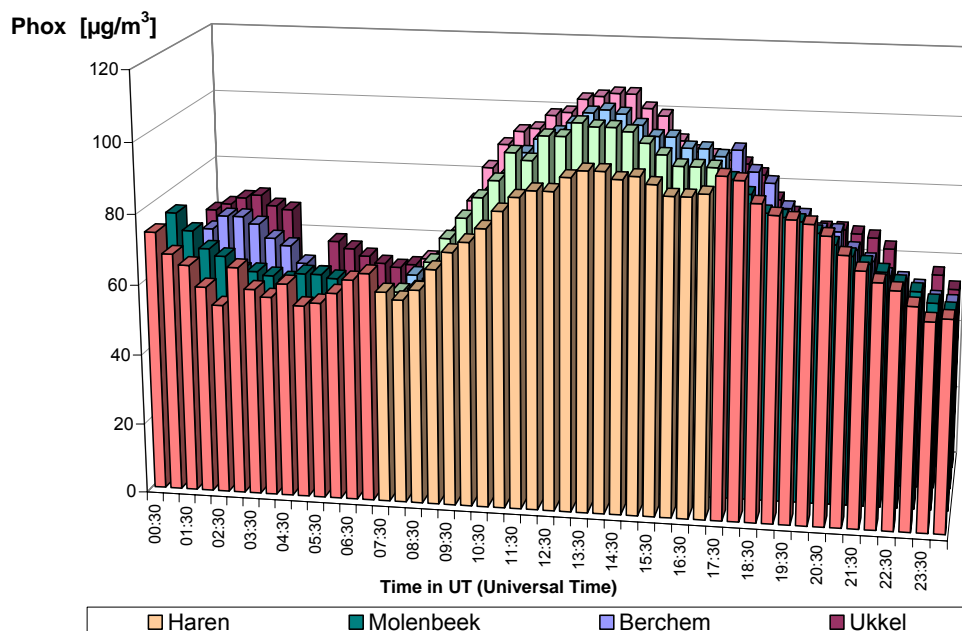


Fig. 6.11.b: Dimanche sans voiture 2007 - Évolution de la concentration [O₃ + NO₂] dans quatre postes différents du réseau téléométrique

[O₃ + NO₂] - Car Free Day - Sunday 21 September 2008
Comparison Phox levels at 4 different sites

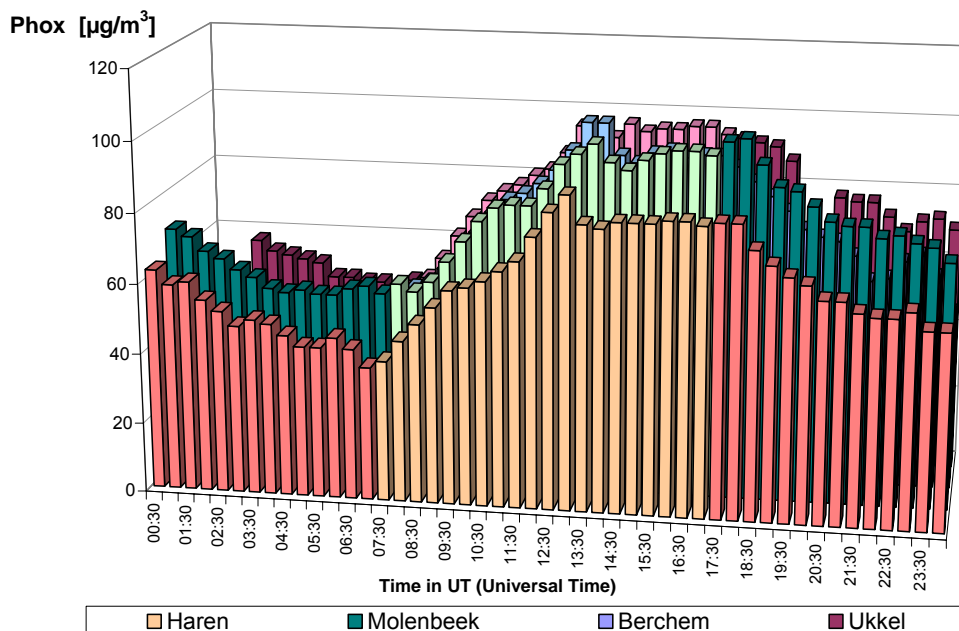


Fig. 6.11.c: Dimanche sans voiture 2008 - Évolution de la concentration [O₃ + NO₂] dans quatre postes différents du réseau télémétrique

[O₃ + NO₂] - AVERAGE of CAR FREE SUNDAYS [2002-2008]
Comparison Phox levels at 4 different sites

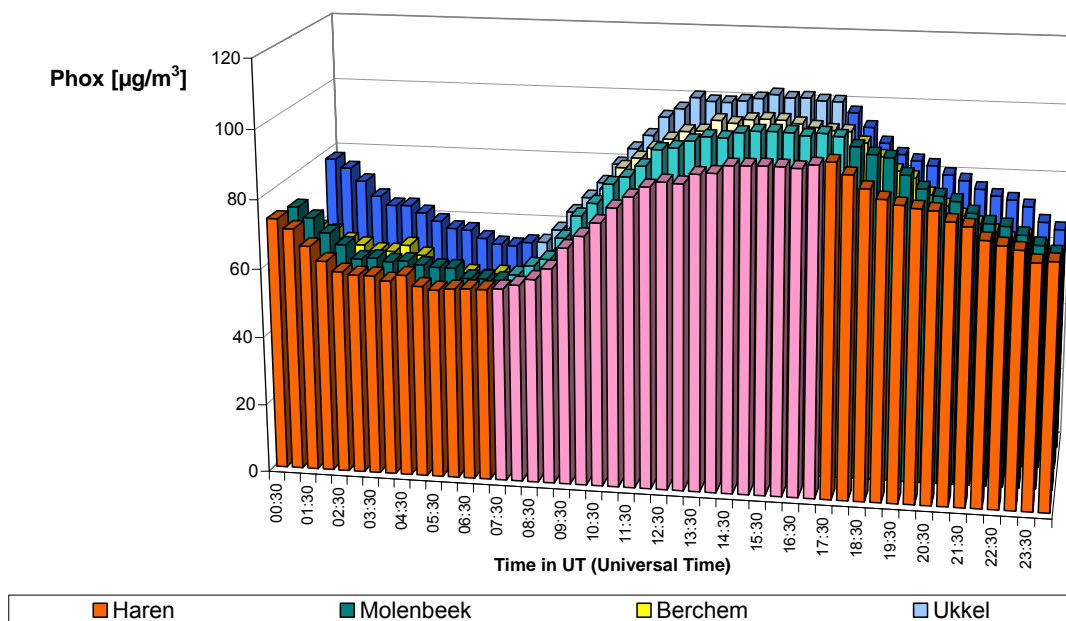


Fig. 6.11.d: Moyenne sur 7 dimanches sans voiture [2002-2008] - Évolution de la concentration [O₃ + NO₂] dans quatre postes différents du réseau télémétrique

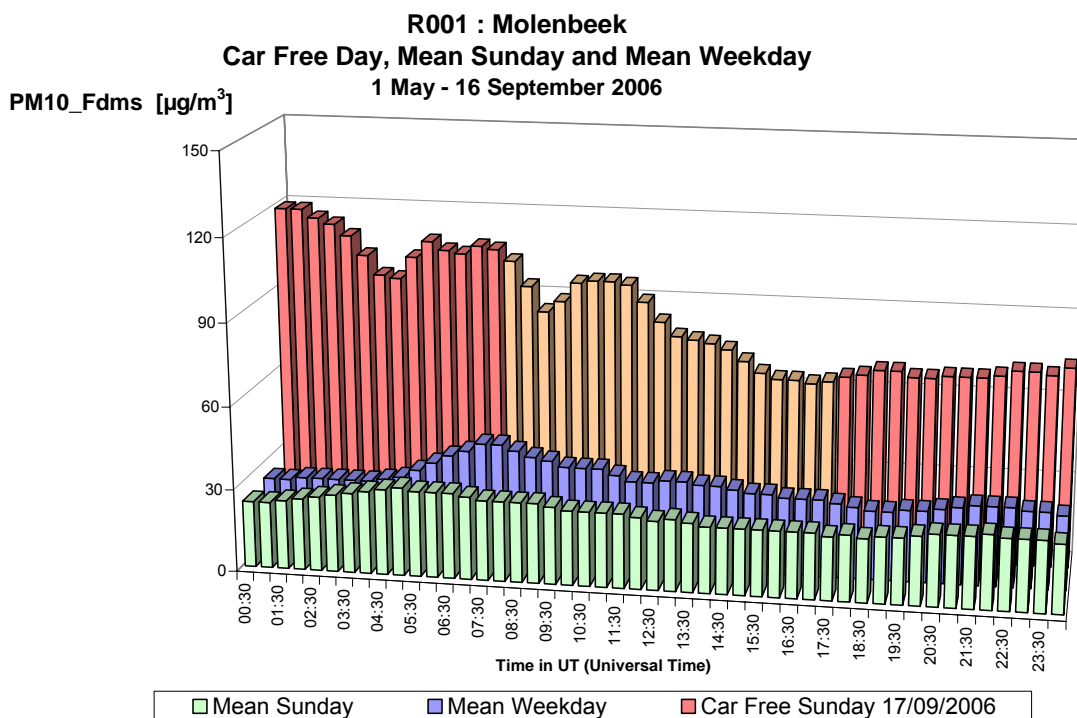


Fig. 6.12.a: Molenbeek – PM10_Fdms – Évolution moyenne journalière d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2006' et du dimanche sans voiture 2006

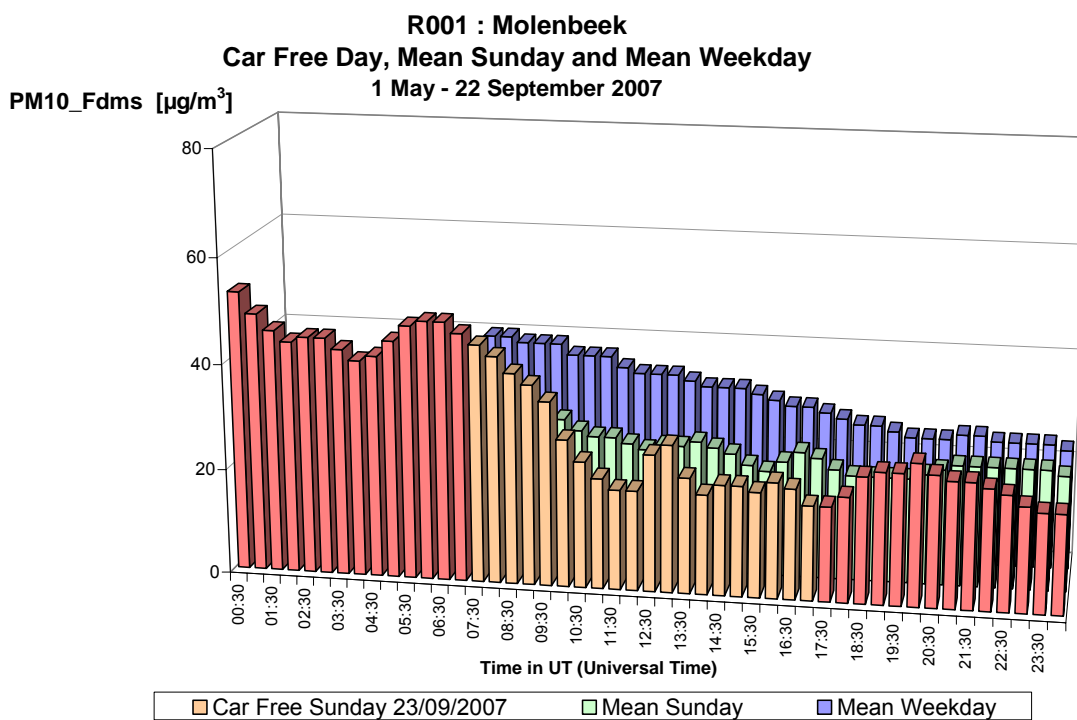


Fig. 6.12.b: Molenbeek – PM10_Fdms – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2007 et d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2007'

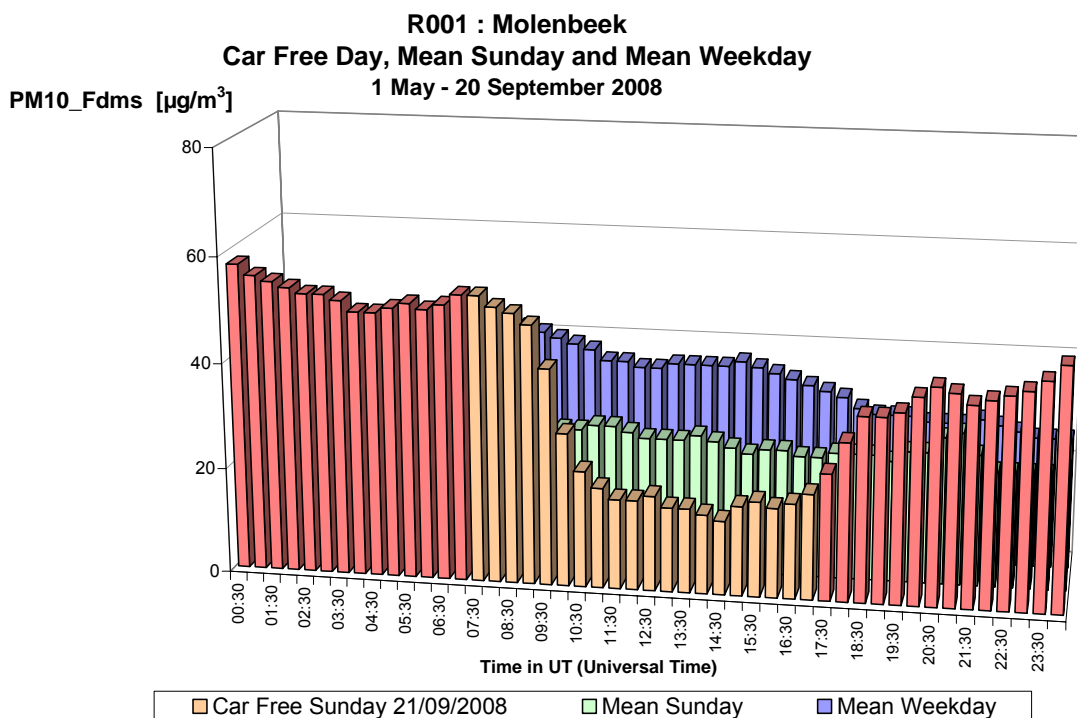


Fig. 6.12.c: Molenbeek – PM10_Fdms – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2008 et d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2008'

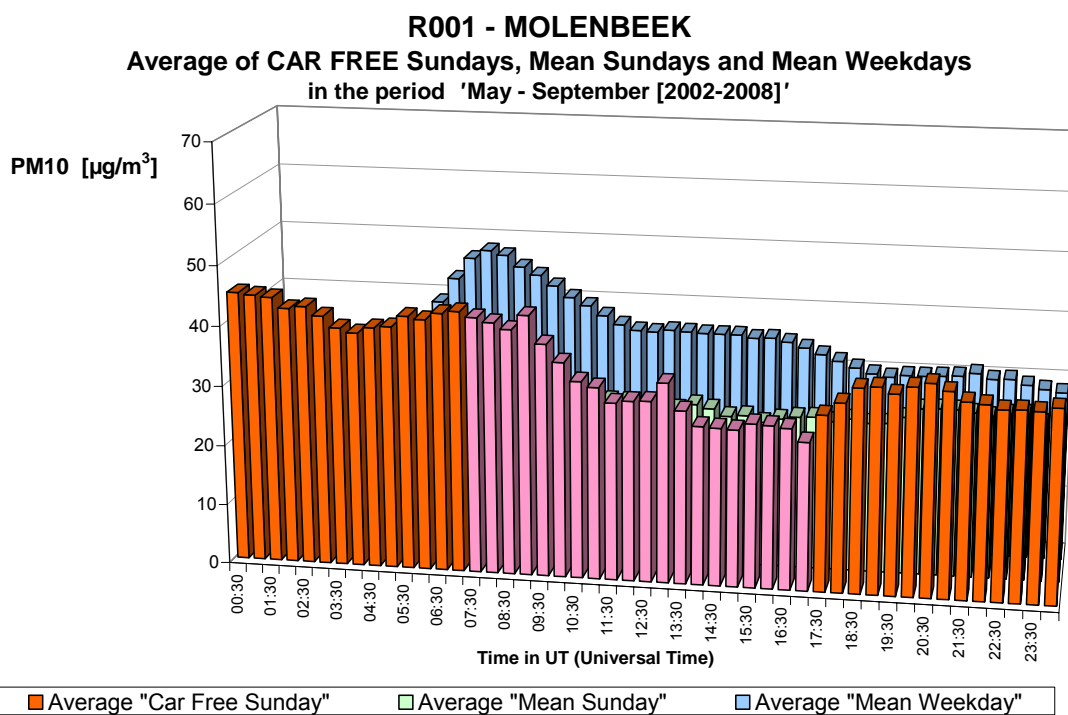


Fig. 6.12.d: Molenbeek – PM10_Fdms – Évolution moyenne journalière des dimanches sans voiture [2002-2008] et des dimanches et des jours ouvrables moyens des périodes 'mai – septembre [02-08]'

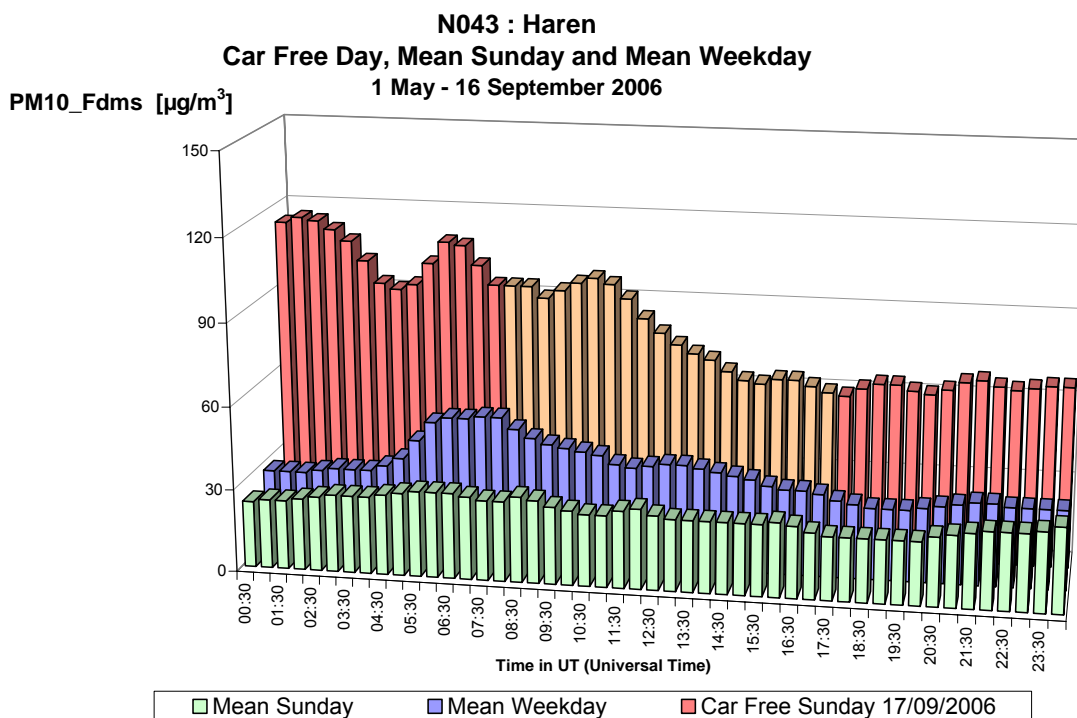


Fig. 6.13.a: Haren – PM10_Fdms – Évolution moyenne journalière d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2006' et du dimanche sans voiture 2006

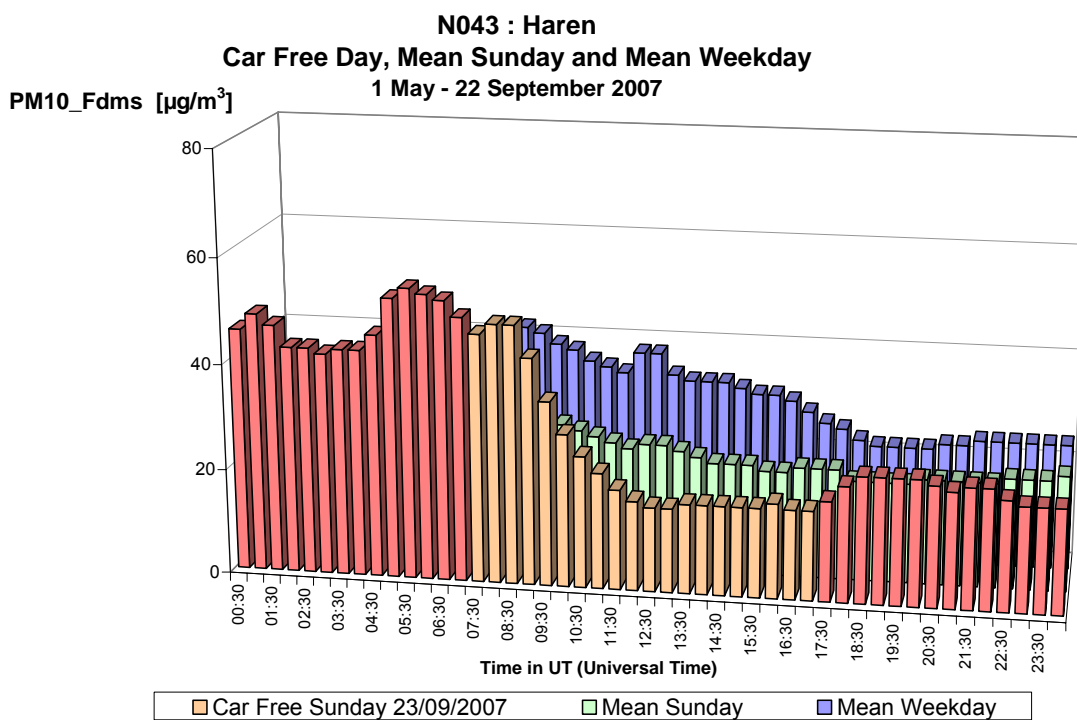


Fig. 6.13.b: Haren – PM10_Fdms – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2007 et d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2007'

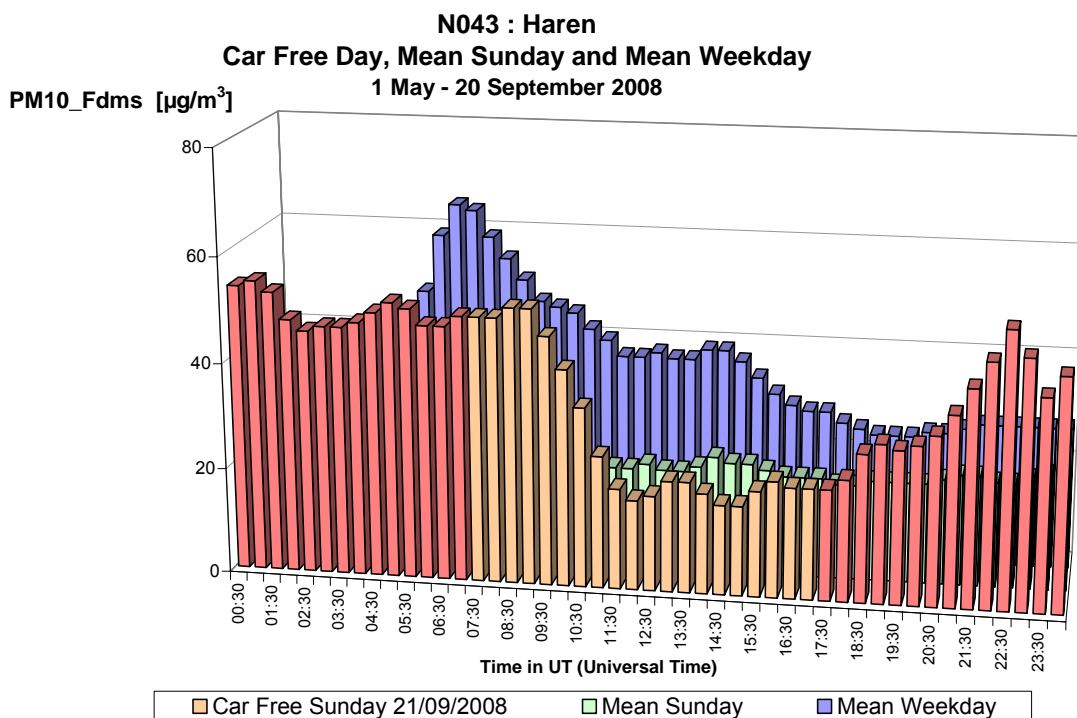


Fig. 6.13.c: Haren – PM10_Fdms – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2008 et d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2008'

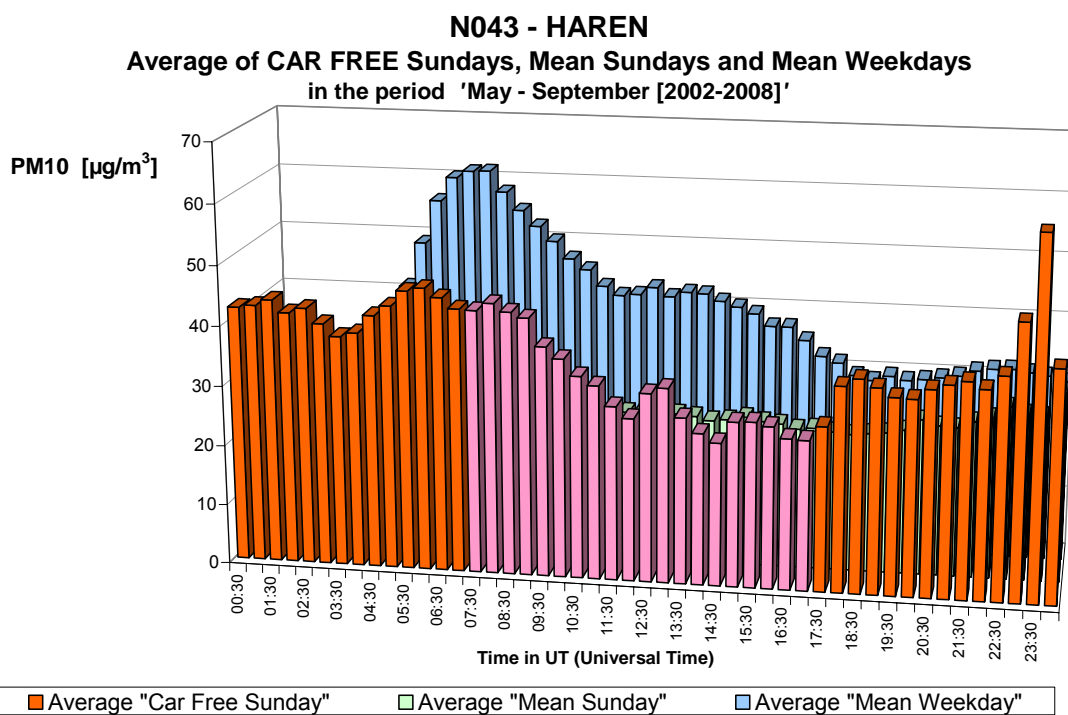


Fig. 6.13.d: Haren – PM10_Fdms – Évolution moyenne journalière des dimanches sans voiture [2002-2008] et des dimanches et des jours ouvrables moyens des périodes 'mai – septembre [2002-2008]'

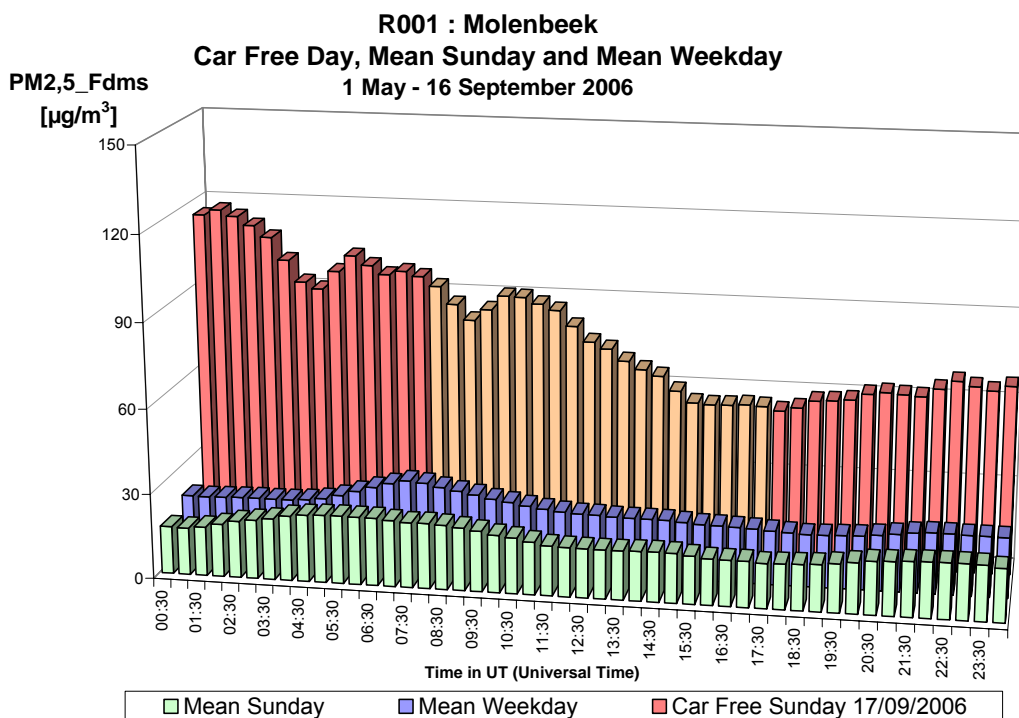


Fig. 6.14.a: Molenbeek – PM2,5_Fdms – Évolution moyenne journalière d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2006' et du dimanche sans voiture 2006

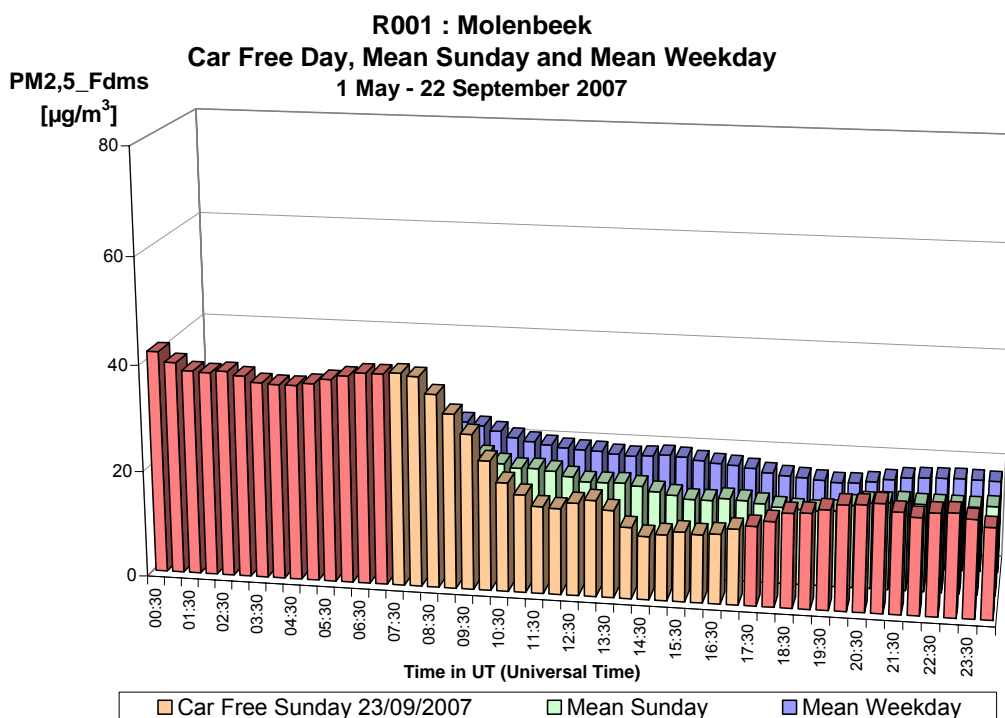


Fig. 6.14.b: Molenbeek – PM2,5_Fdms – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2007 et d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2007'

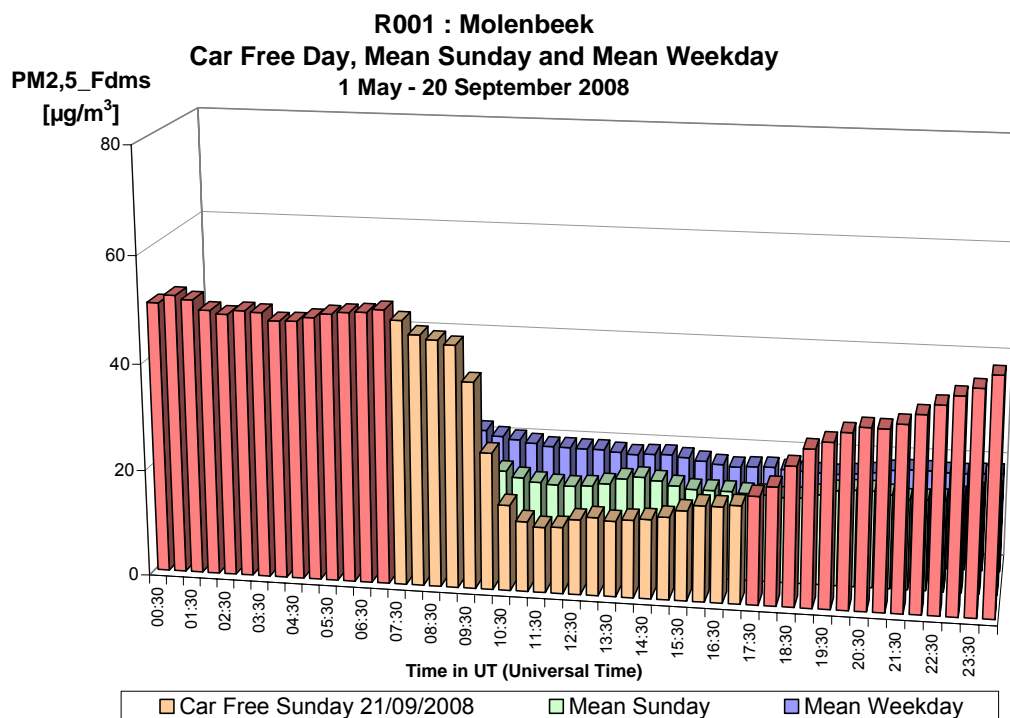


Fig. 6.14.c: Molenbeek – PM2,5_Fdms – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2008 et d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2008'

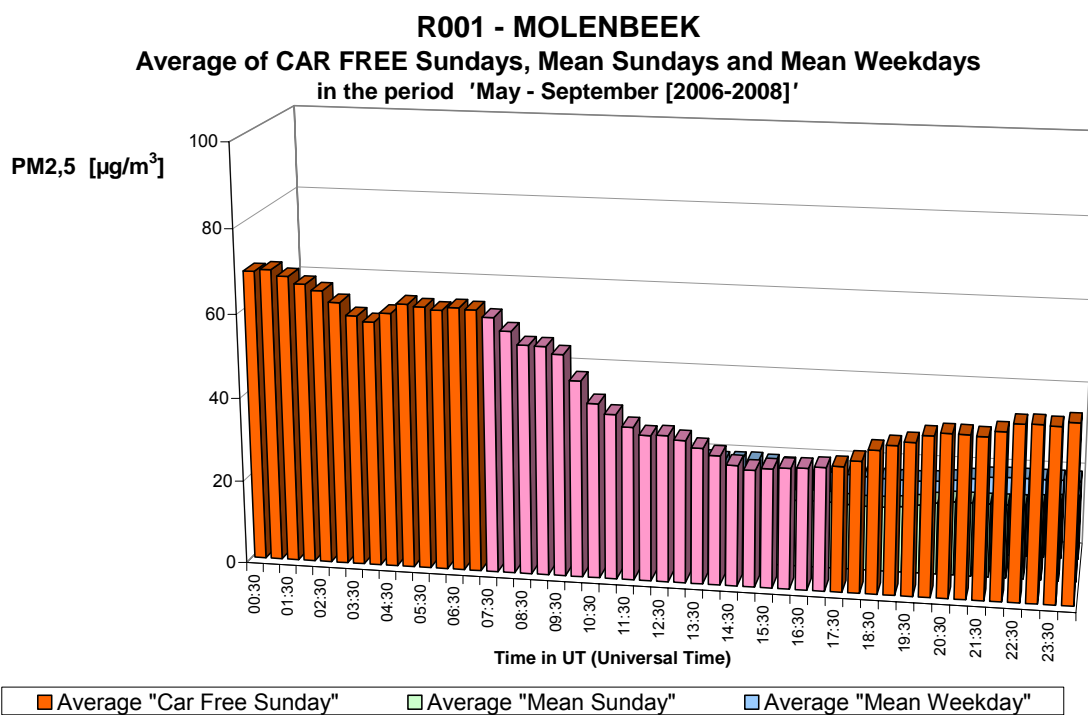


Fig. 6.14.d: Molenbeek – PM2,5_Fdms – Évolution moyenne journalière des dimanches sans voiture [2006-2008] et des dimanches et des jours ouvrables moyens des périodes 'mai – septembre [06-08]'

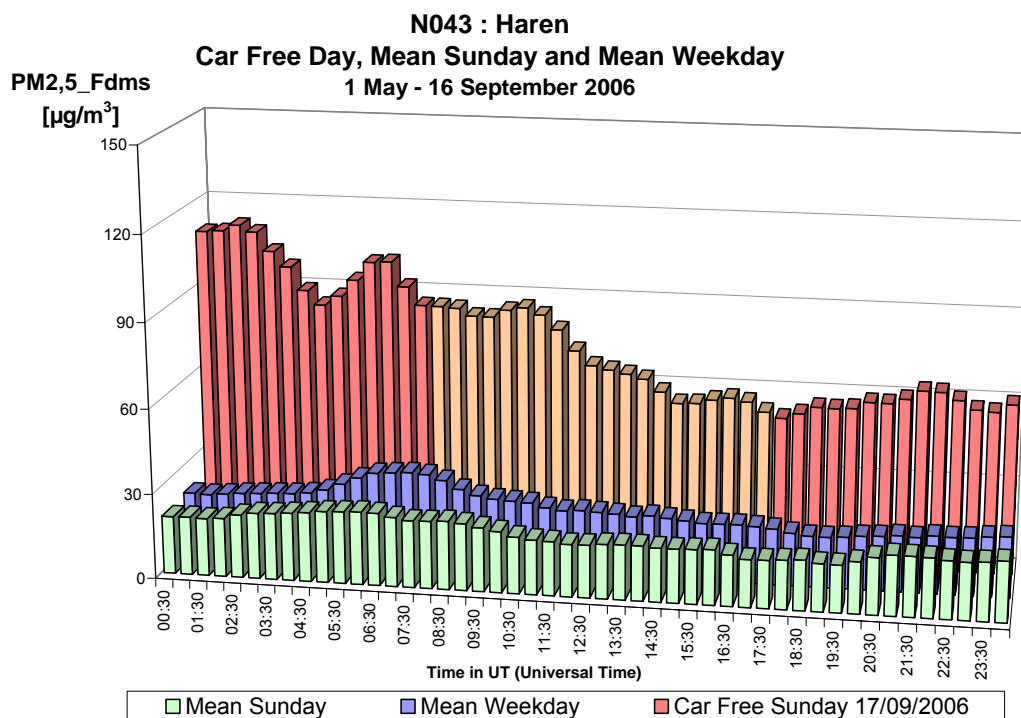


Fig. 6.15.a: Haren – PM2,5_Fdms – Évolution moyenne journalière d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2006' et du dimanche sans voiture 2006

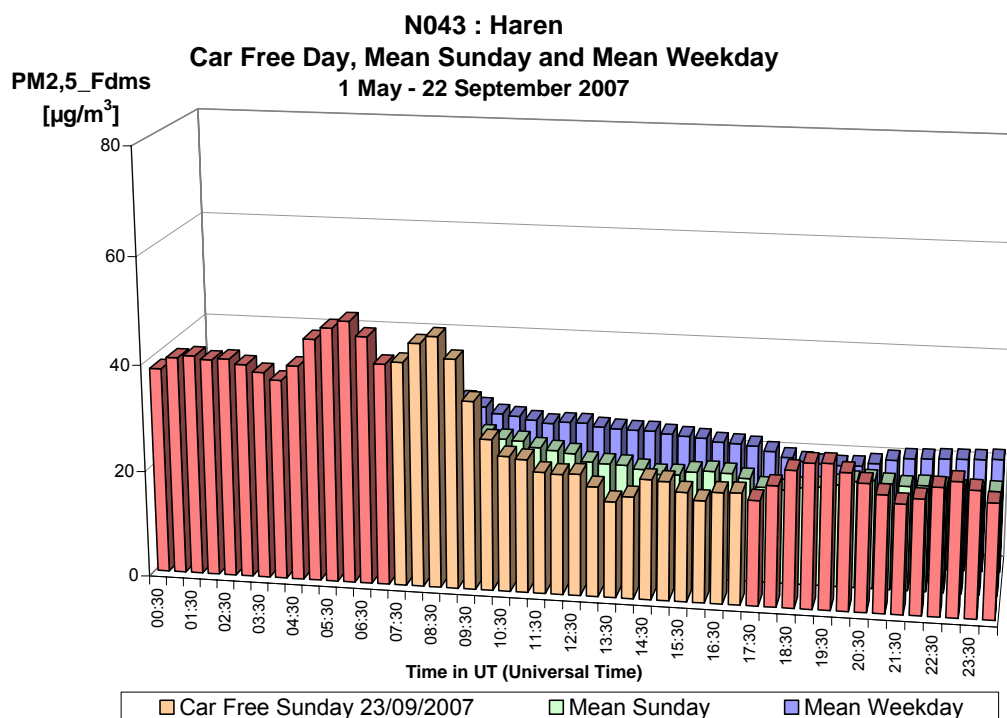


Fig. 6.15.b: Haren – PM2,5_Fdms – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2007 et d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2007'

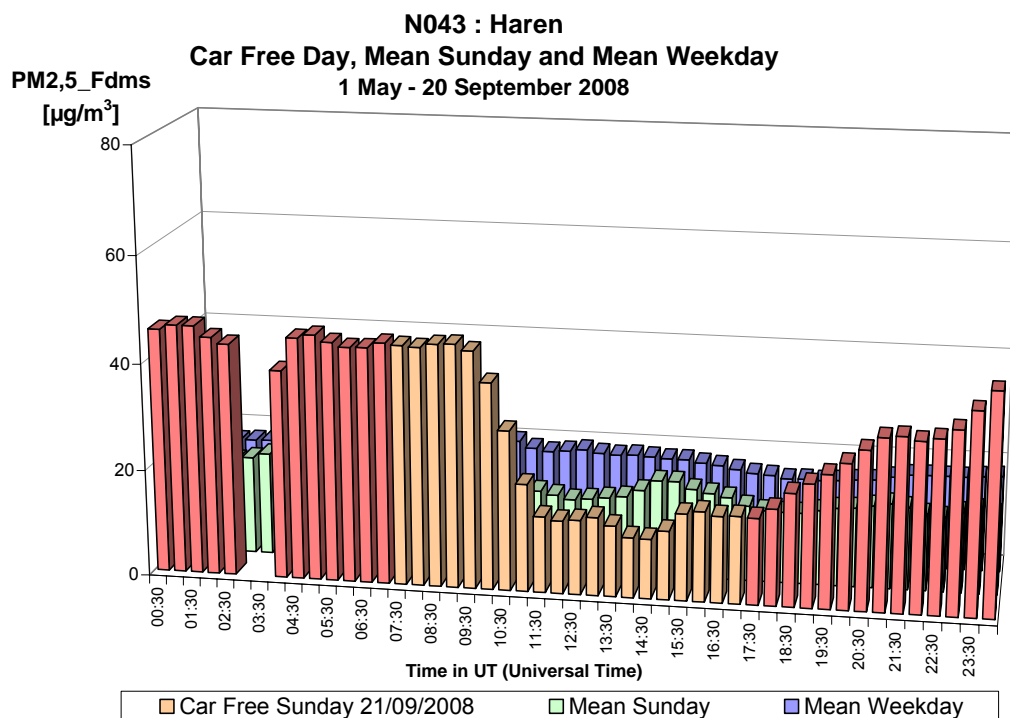


Fig. 6.15.c: Haren – PM2,5_Fdms – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2008 et d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2008'

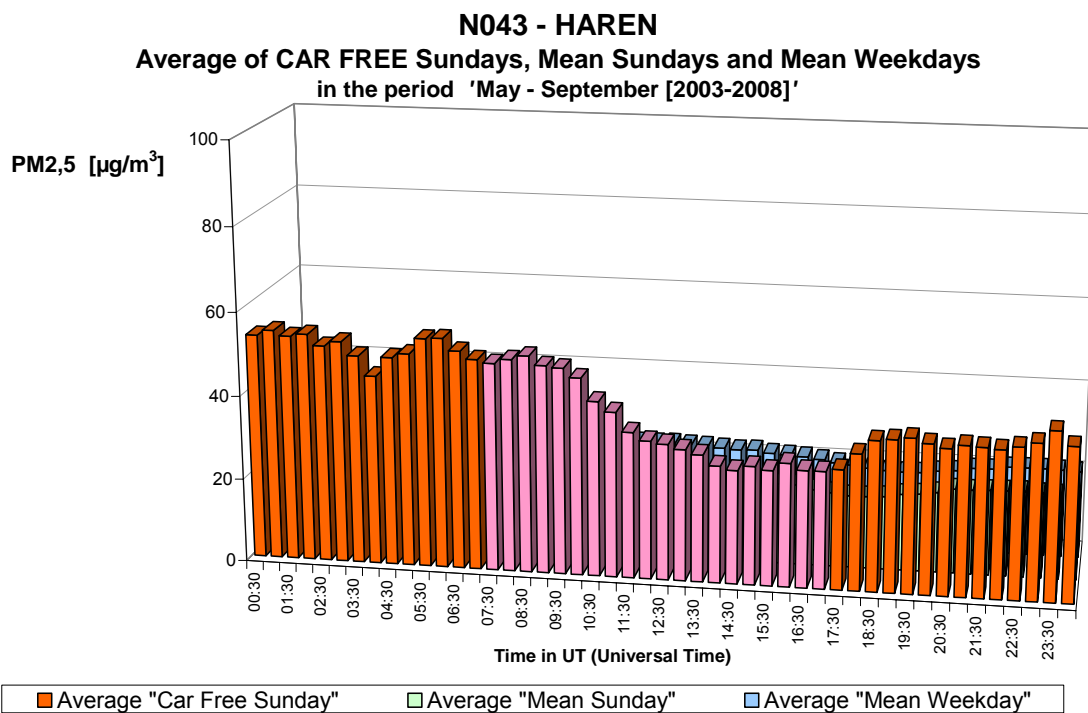


Fig. 6.15.d: Haren – PM2,5_Fdms – Évolution moyenne journalière des dimanches sans voiture [2006-2008] et des dimanches et des jours ouvrables moyens des périodes 'mai – septembre [06-08]'

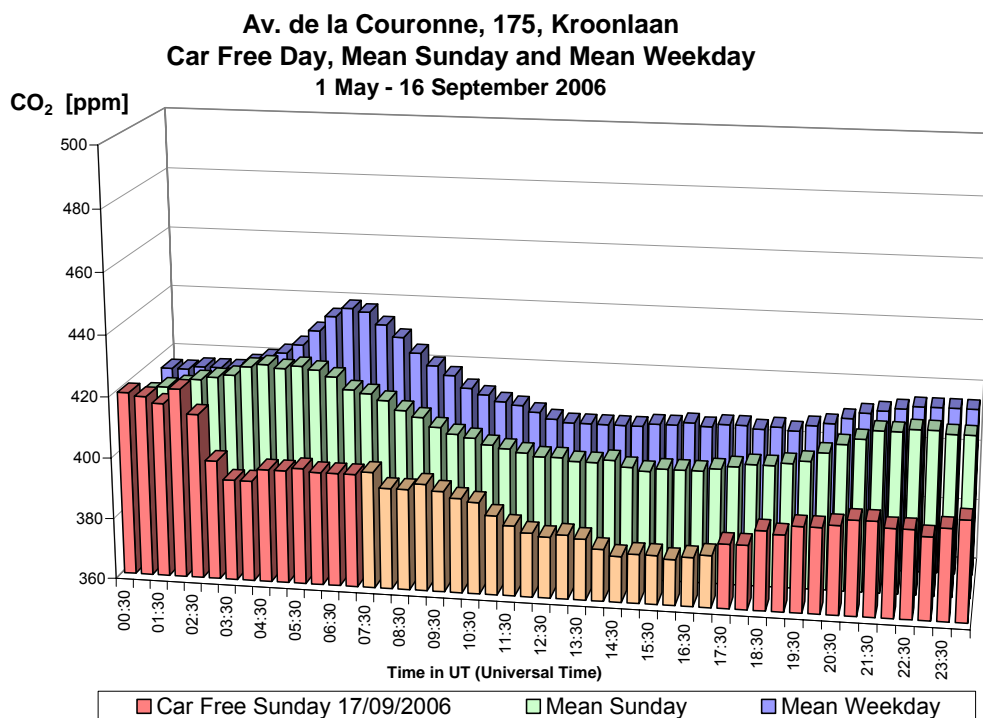


Fig. 6.16.a: Ixelles - Av. Couronne – CO₂ – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2006 et d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2006'

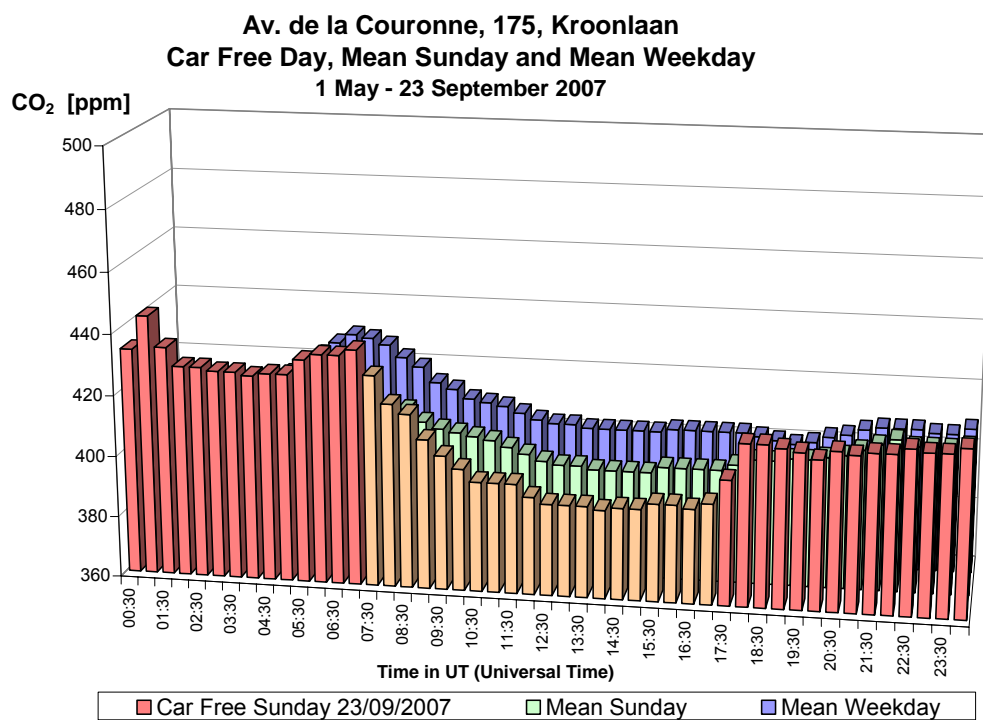


Fig. 6.16.b: Ixelles - Av. Couronne – CO₂ – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2007 et d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2007'

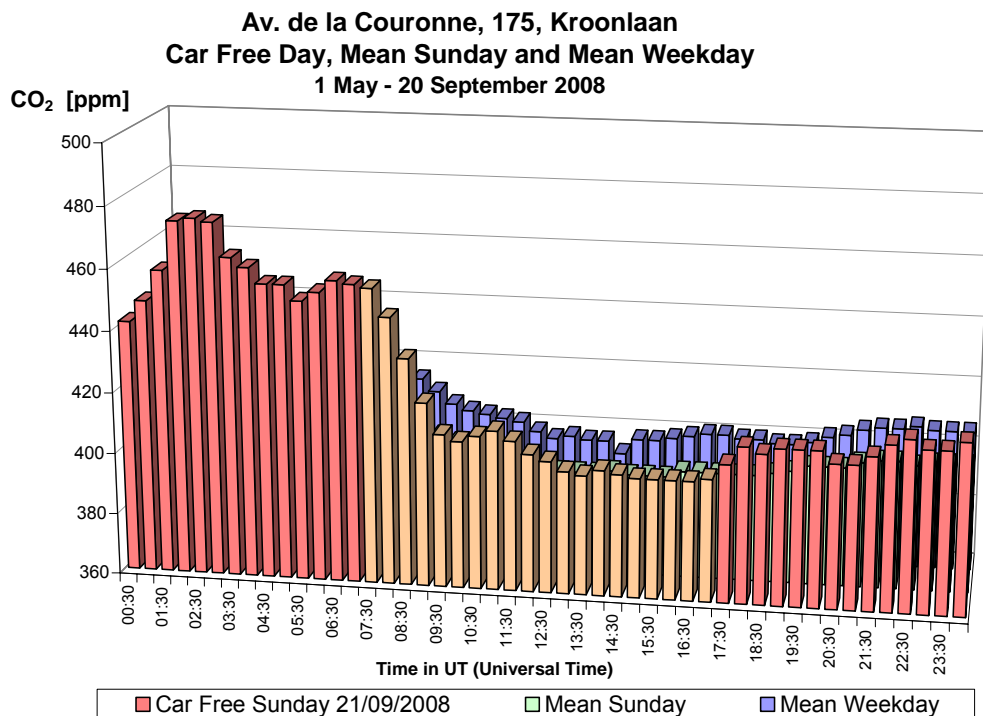


Fig. 6.16.c: Ixelles - Av. Couronne – CO₂ – Évolution moyenne journalière du dimanche sans voiture 2008 et d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyen de la période 'mai – septembre 2008'

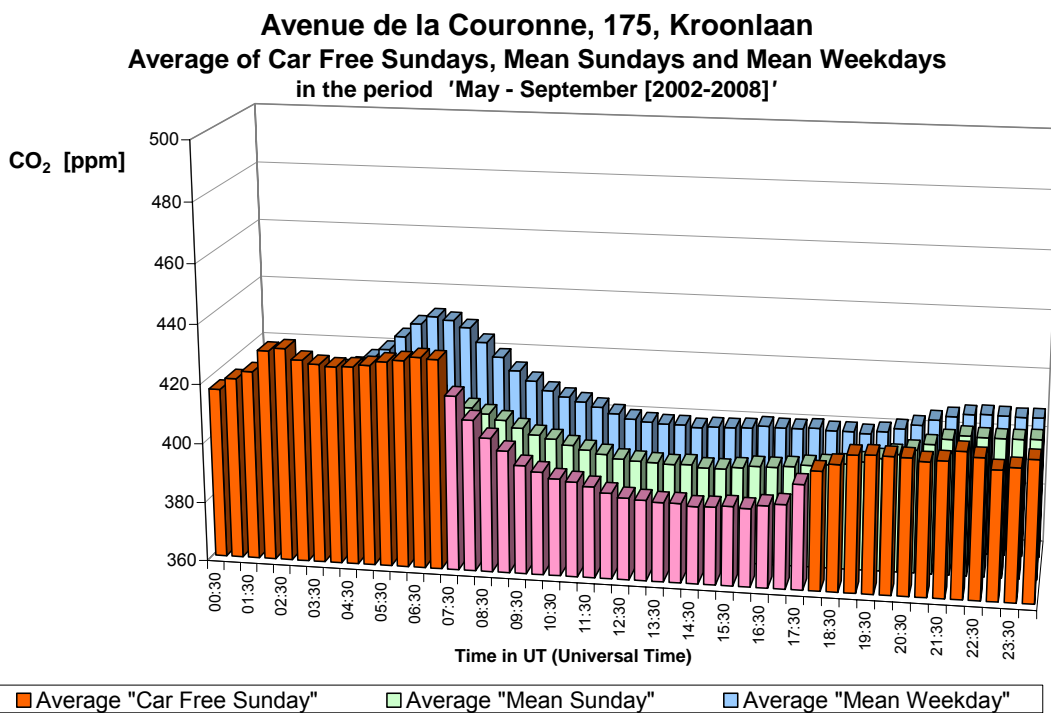


Fig. 6.16.d: Ixelles - Av. Couronne – CO₂ – Évolution moyenne journalière des dimanches sans voiture [2002-2008] et des dimanches et des jours ouvrables moyens des périodes 'mai – septembre [02-08]'

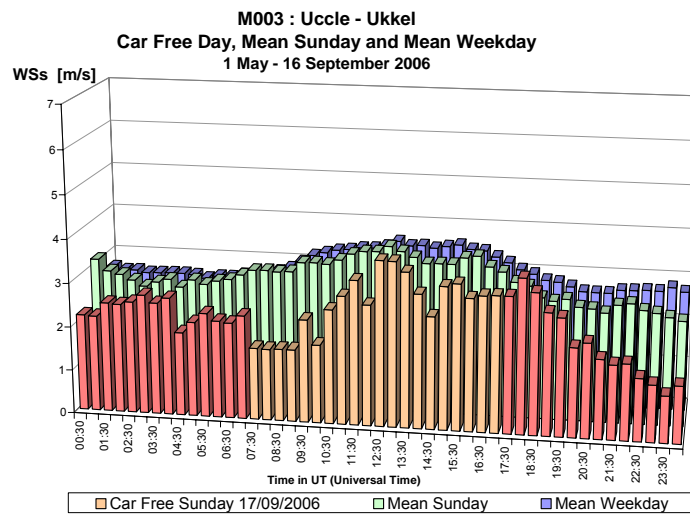
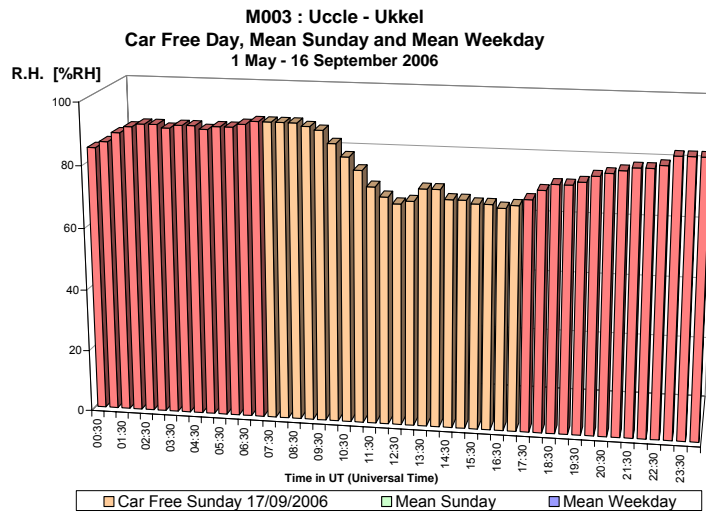
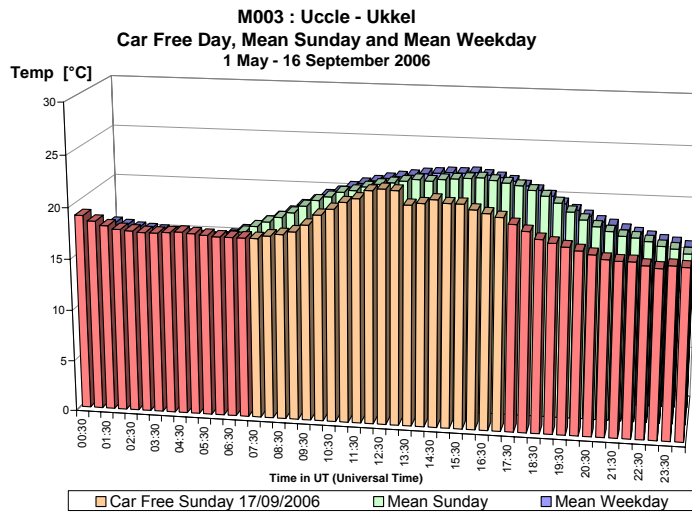


Fig. 6.17: Dimanche sans voiture 17 septembre 2006 – Évolution de la température, de l'humidité relative et de la vitesse du vent

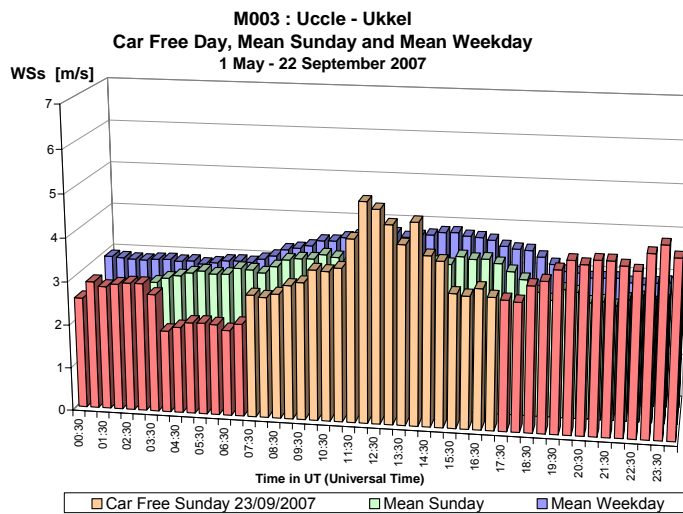
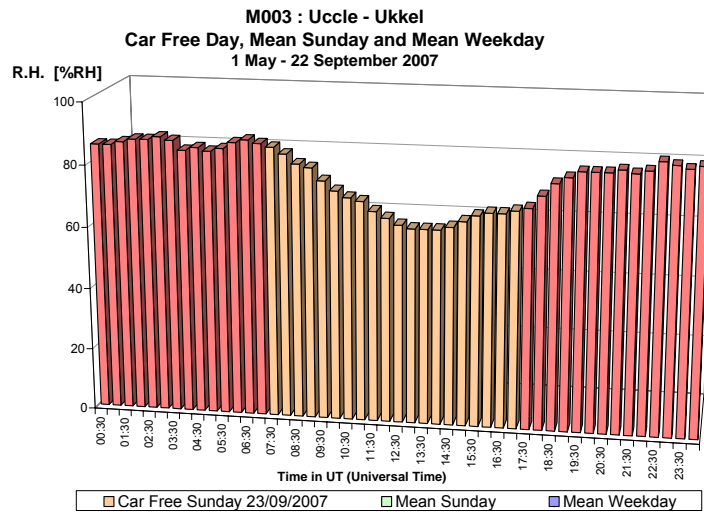
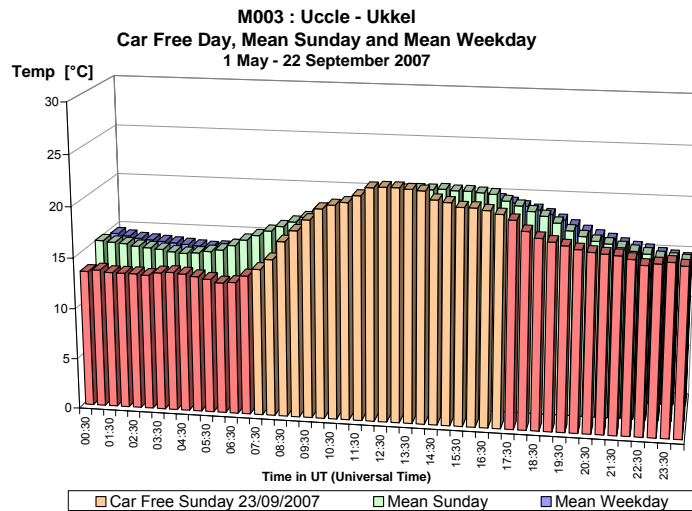


Fig. 6.18: Dimanche sans voiture 23 septembre 2007 – Évolution de la température, de l'humidité relative et de la vitesse du vent

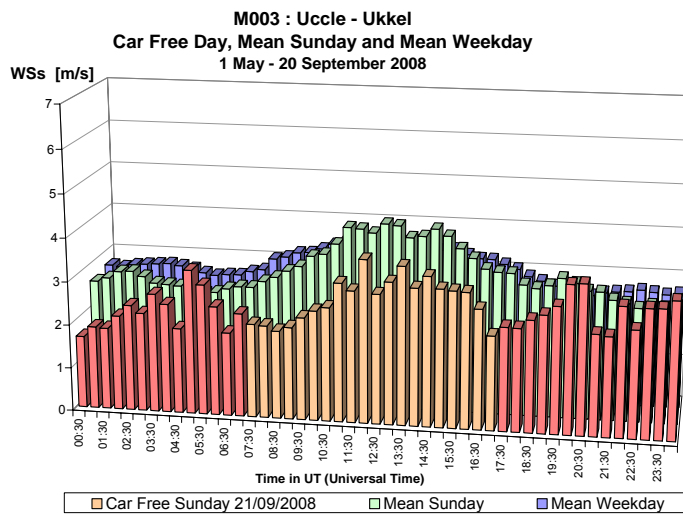
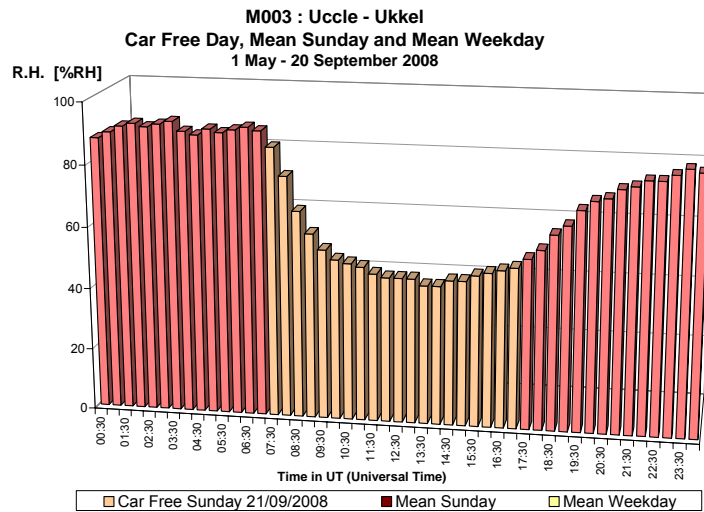
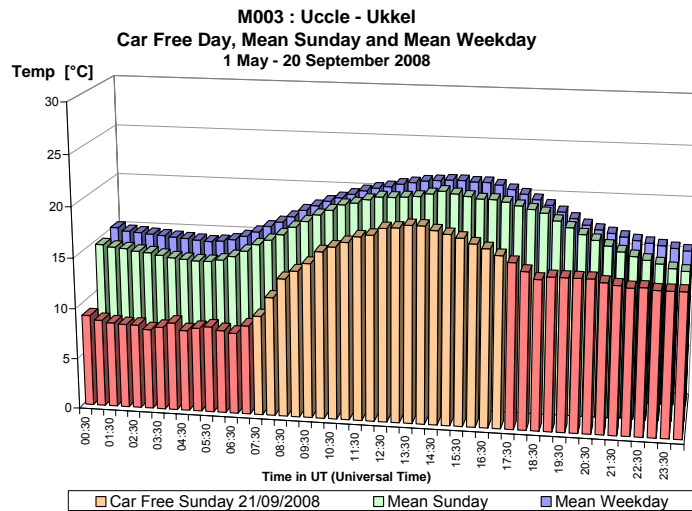


Fig. 6.19: Dimanche sans voiture 21 septembre 2008 – Évolution de la température, de l'humidité relative et de la vitesse du vent

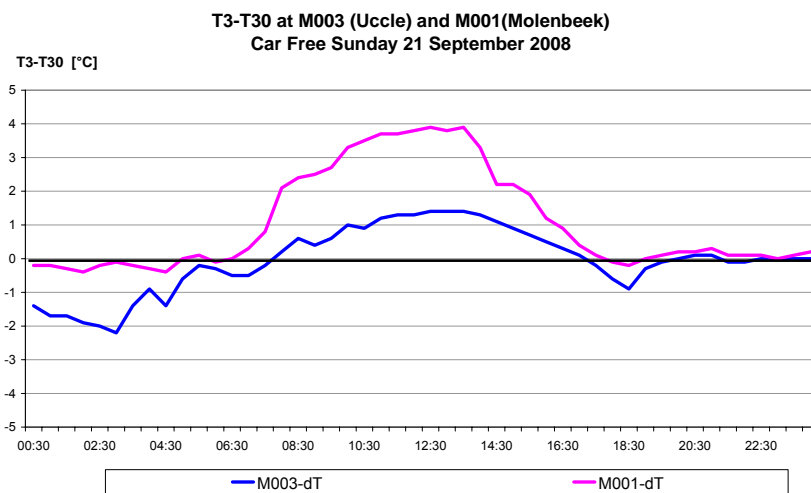
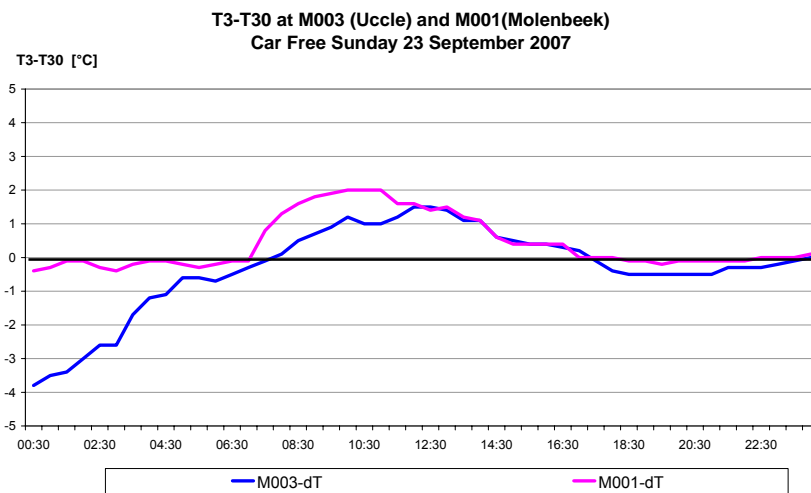
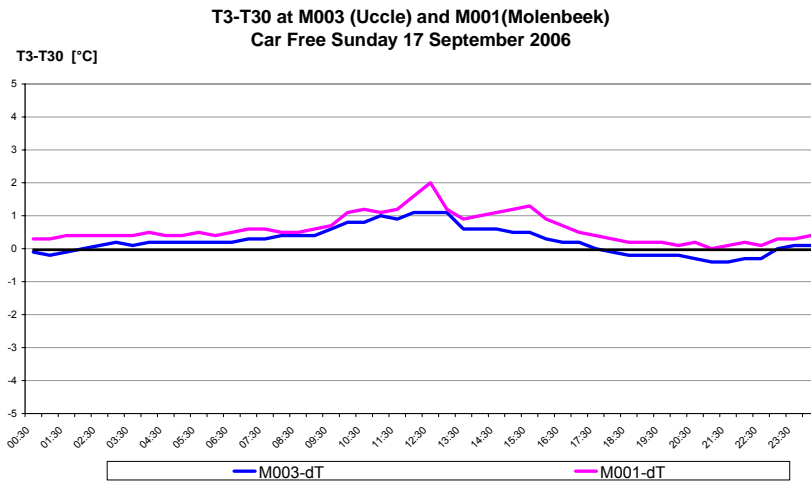


Fig. 6.20: Uccle et Molenbeek – Différence de la température entre 3 et 30 m d'altitude (T3-T30)
Dimanches sans voiture 2006, 2007 et 2008 – [valeur négative ≡ inversion proche au sol]

A. SYSTEMES DE MESURE DE LA POLLUTION DE L'AIR

A.1 Systèmes de mesures

A.1.1 Systèmes en temps réel

Les mesures en temps réel sont possibles grâce aux appareils d'analyse en continu qui peuvent déterminer, de façon spécifique, la présence d'un ou plusieurs polluants déterminés. De tels appareils existent, entre autres, pour SO₂, NO_x [NO et NO₂], O₃, CO, CO₂, particules en suspension [PM10 et PM2,5], etc.

La détection, dans les appareils, est basée sur une propriété physico-chimique du polluant. Les appareils d'analyse aspirent, en continu, l'air à travers une chambre de réaction et délivrent en permanence un signal de mesure représentatif de la concentration instantanée. Cependant certains appareils (analyse Hg) ne donnent qu'une valeur moyenne pour une durée minimale de quelques minutes. Dans la plage de mesure de l'appareil, le signal de mesure varie de façon linéaire avec la concentration présentée. Ce type d'appareillage est utilisé dans les "*réseaux téléométriques*" pour suivre, à distance, la qualité de l'air.

Pour les Btex (benzène, toluène, ethylbenzène et xylènes) il existe des chromatographes spécifiques. Ces appareils ont un cycle d'opération de 15 à 30 minutes. Les résultats sont alors « quasi » continus.

Dans la pratique, le "Réseau Air" de la Région de Bruxelles-Capitale se compose de onze postes des mesures. Chaque poste de mesure est géré par un ordinateur local qui est chargé de l'acquisition des valeurs de mesure, de la validation technique des données et de la commande des tests de contrôle quotidiens des appareils de mesure (ZERO et SPAN).

Les valeurs de mesure instantanées (toutes les 10 secondes) sont converties sur place en valeurs semi-horaires. A certains moments donnés, ces valeurs semi-horaires, ainsi que les états de validation et les résultats de tests de contrôle quotidien sont envoyés à l'ordinateur de gestion du réseau. Après traitement statistique, les valeurs semi-horaires reçoivent leur validation définitive et sont introduites dans la banque de données de la qualité de l'air de la Région de Bruxelles-Capitale.

Les réseaux basés sur des mesures en temps réel permettent la mise en image de l'aspect dynamique du phénomène de la pollution de l'air. La population peut être informée rapidement de l'évolution de la qualité de l'air (par exemple, les concentrations d'ozone en été) et on peut immédiatement suivre l'effet des mesures prises.

A.1.2 Systèmes de mesure avec analyse différée

Les systèmes de mesure en temps réel n'existent pas pour tous les polluants, et les technologies les plus récentes ne sont pas toujours au point ou accessibles financièrement. Dans ces cas, on fait appel à des techniques éprouvées pour lesquelles la prise d'échantillons sur site est automatisée et l'analyse est effectuée ensuite en laboratoire, après récolte des échantillons.

Lors de la prise d'échantillon, l'air est aspiré avec un débit constant à travers un "piège" où le polluant est retenu. Le *volume total échantillonné* est calculé à partir de la durée d'échantillonnage et du débit ; l'analyse donne *la masse totale de polluant prélevée* et à partir de ces deux grandeurs, on peut calculer la concentration moyenne pendant la période d'échantillonnage.

L'analyse de l'aspect dynamique de la pollution n'est pas possible. De plus, les résultats des mesures sont connus avec un délai de une à deux semaines, ce qui rend la fonction d'avertissement impossible. Les résultats sont cependant du plus grand intérêt pour *l'interprétation statistique et pour l'étude de la pollution de l'air*.

Ces méthodes demandent généralement moins d'investissement. Les développements techniques et le surcroît d'intérêt pour certaines formes de pollution de l'air peuvent conduire, à moyen terme, au passage à des systèmes de mesure en temps réel. L'assainissement de la situation, dans un domaine de pollution déterminé, pourrait éventuellement constituer un point de départ pour un changement en sens inverse.

En Région de Bruxelles-Capitale sont ainsi effectuées les mesures de « *métaux lourds (Pb)* », « *composés organiques volatils (C.O.V.)* », « *agents acidifiants (SO₂, NH₃)* », « *fumées noires* » et « *hydrocarbures poly-aromatiques (H.P.A.)* ».

Pour les métaux lourds, la prise d'échantillon a lieu sur une membrane filtrante, et l'analyse se fait au moyen d'un spectromètre d'absorption atomique (SAA). Les composés organiques volatils sont absorbés sur un support solide (tubes Carbotrap), et subissent ensuite une analyse par chromatographie en phase gazeuse et spectrométrie de masse (GC-MS) après désorption thermique.

Les agents acidifiants sont absorbés par barbotage dans une solution légèrement acidifiée et diluée d'H₂O₂ et sont analysés par chromatographie ionique. Les hydrocarbures poly-aromatiques sont adsorbés sur filtres en fibres de verre ou des membranes téflon et la méthode d'analyse est la chromatographie gazeuse après mise en solution.

A.2 PROCEDURE D'ETALONNAGE

A.2.1 Procédure d'étalonnage du réseau télémétrique

Le réseau est régulièrement soumis à un contrôle strict. Tous les appareils de mesure d'un même polluant se réfèrent à un standard commun : le banc d'étalonnage interrégional (CELINE) est installé au Laboratoire de Recherche en Environnement de l'IBGE où l'on peut préparer, de façon reproductible, des mélanges exactement connus ($\pm 2\%$) qui sont appelés standards primaires. Leur précision est déterminée, là où il est possible, à partir de mesures physiques. Dans d'autres cas, on se base sur le certificat d'étalonnage du fournisseur.

Pour les dilutions on prépare un air exempt de polluants à l'aide d'un système d'«Air-Zéro» où, après séchage, les polluants SO₂, NO, NO₂, O₃, CO et hydrocarbures volatils sont éliminés de l'air. La dilution des concentrations de base vers un étalon à concentration utilisable (située dans la plage de mesure de l'appareil) se fait par des contrôleurs de débit massiques avec une précision de 1% et une reproductibilité de 0,1%.

A partir de ces étalons primaires, les appareils de mesure du banc d'étalonnage sont réglés avec précision et leur linéarité contrôlée. Ces appareils restent en permanence au banc d'étalonnage et sont contrôlés toutes les deux semaines à partir des étalons primaires. Ces appareils, régulièrement contrôlés, sont les analyseurs de référence du banc d'étalonnage.

En plus de cela, le laboratoire dispose des systèmes transportables, appelés standards de transfert avec lesquels on peut préparer, de façon reproductible, des concentrations de polluants. Les concentrations délivrées par ces systèmes ne sont pas déterminées par des mesures physiques ou des certificats d'étalonnage, comme pour les étalons primaires. Les concentrations exactes sont déterminées très régulièrement à l'aide des analyseurs de référence du banc d'étalonnage.

A l'aide de ces standards de transfert, les analyseurs des différents postes de mesure sont vérifiés et réglés, si nécessaire. Dans ce but, les postes de mesure du réseau télémétrique sont visités au moins une fois tous les trois mois, et plus souvent si nécessaire. Comme tous les appareils de mesure sont réglés par rapport aux mêmes standards de transfert, on évite des divergences de résultats de mesure entre les différents postes de mesure. Puisque les régions Flamande et Wallonne participent aux procédures d'étalonnage du banc d'étalonnage et contrôlent également leurs standards de transfert sur les analyseurs de référence, il subsiste, grâce à cette référence aux standards primaires communs, une grande concordance entre les résultats des réseaux régionaux de mesure de la pollution de l'air.

Chaque poste de mesure dispose de systèmes de test local, à partir duquel des gaz de contrôle peuvent être générés de façon reproductible. La valeur de contrôle du système de test local est déterminée immédiatement après réglage de l'appareil du poste de mesure sur le standard de transfert. Cette valeur de test locale est introduite, ainsi qu'une fourchette de tolérance, dans l'ordinateur du poste de mesure. En fonction de la stabilité des appareils de mesure et de la reproductibilité de la concentration du gaz local de test, la fourchette de tolérance est fixée entre 6 et 10%.

Chaque jour, parfois tous les deux ou trois jours, l'ordinateur du poste de mesure commande un cycle de test pendant lequel l'appareil de mesure aspire successivement de l' « Air-Zéro » et du « gaz Étalon », chaque fois pendant 30 minutes. Si les valeurs de mesure pour l'air zéro et pour le gaz étalon tombent à l'intérieur des valeurs de tolérance fixées, les valeurs de mesure sont « *validées techniquement* ». Si ce n'est pas le cas, les valeurs de mesure sont, déjà à ce niveau, définitivement rejetées. Il faut dès lors intervenir pour déterminer s'il y a un problème au niveau de l'appareil de mesure ou du générateur local de gaz de test.

Les valeurs rejetées ne sont jamais validées à posteriori, même s'il est établi que la faute ne se trouvait pas au niveau de l'appareil de mesure, mais au niveau du système local de test. La stricte application des limites de tolérance lors des tests de routine quotidiens et un contrôle régulier du réglage correct des appareils de mesures sont les garants de la qualité des résultats de mesure. Il n'y a pas non plus de facteur de correction qui serait appliqué aux valeurs "techniquement" valides.

La validation définitive des données semi-horaires se fait sur base d'une série de tests statistiques qui sont effectués après transfert des données techniquement valides, de l'ordinateur du poste de mesure vers l'ordinateur de gestion du réseau. Les valeurs sont ensuite placées dans les fichiers de la banque de données de la qualité de l'air de la Région de Bruxelles-Capitale.

A.2.2 Procédure d'étalonnage pour les systèmes discontinus

Le Laboratoire de Recherche en Environnement a mis en place [1998-2004] un système d'assurance de qualité, basé sur la norme EN 45000, pour l'ensemble des analyses qu'il effectue.

Cette assurance de qualité se base sur la compétence du personnel et sur la standardisation de toutes les opérations faisant partie de la chaîne analytique (du prélèvement de l'échantillon à l'introduction dans la banque de données de la valeur de mesure.)

Le principe de base est le traçage des résultats, c'est-à-dire que tous les résultats doivent être reliés à des étalons nationaux et internationaux.

Toutes les étapes importantes de la chaîne analytique sont aussi consignées de façon à ce qu'un résultat puisse être reconstitué pour en vérifier son exactitude.

Des contrôles de quantité sont effectués à différents stades de la procédure (prélèvement, analyse, traitement des résultats) : témoin, échantillon en aveugle, duplicata...

Les performances des différents appareillages utilisés ainsi que celles des logiciels font aussi régulièrement l'objet de tests spécifiques.

Enfin, les résultats sont soumis à divers traitements statistiques (évolution des données, comparaisons entre stations ou entre paramètres, comparaisons entre méthodes différentes) avant d'être validés dans la banque de données.

A.3 METHODES DE MESURE DU RESEAU TELEMETRIQUE

Pour l'échantillonnage, il y a dans chaque poste de mesure une canalisation centrale et une pompe d'aspiration. La ligne d'aspiration se compose en partie de verre et en partie de téflon. Le débit d'aspiration atteint environ 100 l/ min, de sorte que les concentrations instantanées soient les mêmes qu'à l'extérieur. Chaque appareil d'analyse est relié à la ligne centrale par une ligne en téflon d' 1/4 ou 1/8 de pouce de diamètre extérieur et un porte-filtre en téflon, avec membrane filtrante en téflon également. Chaque appareil est équipé d'une pompe qui aspire la quantité d'air nécessaire. La membrane filtrante protège la ligne d'aspiration et l'appareil d'analyse contre la salissure interne. Le temps de séjour de l'air dans le système de prise d'échantillon est d'au maximum une dizaine de secondes.

A.3.1 Oxydes d'azote

Les teneurs en oxydes d'azote dans l'air ambiant de la Région de Bruxelles-Capitale sont mesurées à Molenbeek (41R001), à l'Avenue de la Couronne à Ixelles (41R002), à Arts-Loi (41B003), à Ste-Catherine (41B004), à Eastman-Belliard (41B005), au Parlement Européen (41B006), à Berchem-Ste-Agathe (41B011), Uccle (41R012), Haren (41N043), Woluwé-St.-Lambert (41WOL1) et au Parc Meudon (41MEU1).

Par oxydes d'azote, il faut entendre aussi bien le monoxyde d'azote (NO) que le dioxyde d'azote (NO₂). La somme des deux est désignée par NO_x : [NO_x] = [NO] + [NO₂]. La détection des oxydes d'azote se base sur la réaction de chimiluminescence entre le monoxyde d'azote (NO) et l'ozone (O₃).

L'air aspiré à l'intérieur de l'appareil est divisé en deux courants égaux. Le premier courant est conduit directement dans la chambre de réaction, où une quantité d'ozone en excès est ajoutée ; le NO présent dans l'air est ainsi détecté. Le deuxième courant passe d'abord par un convertisseur où le NO₂ présent est réduit en NO, alors que le NO déjà présent reste inchangé. Après avoir ajouté de l'ozone, le NO_x est détecté dans ce courant. La différence des deux signaux (NO_x moins NO) donne la teneur en NO₂. Les analyseurs de NO_x disposent d'un générateur d'O₃ interne pour la production de l'ozone nécessaire à la réaction.

La méthode d'étalonnage de référence des analyseurs NO_x, est basée sur des standards d'étalonnage primaires du NO et du NO₂. Le standard d'étalonnage primaire du NO consiste en une bouteille de gaz étalon certifiée ayant une concentration de 100 ppm en NO sous atmosphère d'azote. Des dilutions sont réalisées dans le laboratoire d'étalonnage à l'aide "d'air zéro", c'est à dire de l'air séché et épuré (élimination du SO₂, NO, NO₂, de l'ozone, du CO et des hydrocarbures), jusqu'à une concentration d'environ 400 à 1000 ppb de NO dans l'air pur. Les débits du gaz étalon NO primaire et de l'air pur sont réglés à l'aide de régulateurs de débit massiques avec une précision de 1% et une reproductibilité de 0.1%.

Les deux canaux (NO et NO_x) de l'analyseur NO_x de référence sont réglés dans le laboratoire d'étalonnage à l'aide de ces concentrations de gaz étalon NO. La linéarité de l'appareil de référence est également contrôlée.

Le standard NO₂ primaire consiste en un tube à perméation rempli de NO₂ liquide. Un tube à perméation est un tube fermé en matière synthétique (p.ex. téflon) ou en acier inoxydable pourvu d'une paroi perméable. Ce tube est placé dans un petit four dont la température est réglée avec une précision de 0.1 °C. Le NO₂ diffuse à travers la paroi perméable. Une fois la forme et le matériau du tube fixés, le débit de perméation est entièrement dépendant de la température. Si la température est constante (p.ex. 40 °C), l'émission du tube sera constante dans le temps. Un débit constant d'air pur est amené dans le four de manière à pouvoir disposer d'un gaz d'étalonnage à concentration constante. L'émission du tube à perméation est déterminée par gravimétrie. Avec un intervalle régulier d'environ 1 mois, la perte massique du tube est déterminée à l'aide d'une balance analytique (résolution 0,01 mg). La concentration est calculée à partir du débit d'air et du taux de perméation.

Le gaz étalon NO₂ est ensuite mesuré à l'aide de l'analyseur NO_x de référence, lequel a été préalablement réglé au moyen du gaz étalon NO. L'écart entre la concentration de NO₂ mesurée et celle calculée ne peut dépasser 2%.

Après un bon déroulement de ces tests d'étalonnage, les valeurs des standards de transfert de NO- et NO₂ doivent être fixés à l'aide de l'analyseur NO_x de référence.

Le standard de transfert du NO est une bonbonne de gaz étalon non certifiée, avec une concentration de ca. 400 ppb NO dans l'azote. La concentration exacte (\pm 3%) est déterminée au banc d'étalonnage sur le moniteur NO_x de référence correctement étalonné.

Le standard de transfert du NO₂ consiste en un tube à perméation de NO₂ placé dans un système de perméation portable. La concentration de NO₂ générée par ce système est également déterminée dans le laboratoire d'étalonnage à l'aide de l'analyseur de référence. Les tests de NO₂ permettent en outre de contrôler le rendement de la conversion de NO₂ (réduction de NO₂ en NO).

Tous les deux à trois mois, les moniteurs NO_x du réseau de mesure sont réglés à l'aide des standards de transfert. Le rendement du convertisseur NO₂ est également vérifié dans l'appareil de mesure. Comme le même standard de transfert est employé dans tous les postes de mesure, chaque appareil de mesure de NO_x du réseau est référencé à un standard primaire commun.

Dans les postes de mesure se trouve également un système de test avec lequel est effectué un contrôle de routine régulier (tous les 2 jours). La concentration délivrée par le système local est déterminée immédiatement après le réglage de l'appareil de mesure. La valeur de test locale, ainsi que les tolérances correspondantes sont alors introduites dans le système de gestion du réseau de mesure. Les tolérances sont actuellement fixées à 6%.

Lors du renouvellement des appareils de mesure du NO_x, le type d'appareil a été sélectionné en fonction d'un encrassement minimal de la chambre de détection. Ceci devrait garantir une meilleure stabilité à long terme des résultats de mesure. La stabilité des systèmes d'étalonnage locaux (dilution dynamique) est également progressivement améliorée (1,5 à 2%).

A.3.2 Ozone

Les appareils de mesure pour l'ozone en Région de Bruxelles-Capitale se trouvent dans les postes de mesure à Molenbeek (41R001), à Ste-Catherine (41B004), au Parlement Européen (41B006), à Berchem-Ste-Agathe (41B011), Uccle (41R012), Haren (41N043) et Woluwé-St.-Lambert (41WOL1).

Les moniteurs d'ozone utilisés dans les postes de mesure sont des appareils utilisant le principe de mesure par absorption UV. Dans un appareil de mesure par absorption UV se trouve une chambre de mesure constituée d'un tube d'aluminium d'environ un centimètre de diamètre, dont l'intérieur est parfaitement poli (surface réfléchissante) ou d'un tube en verre de quartz. A l'entrée du tube se trouve une source UV dont l'intensité est maintenue constante. La lumière UV est filtrée par un revêtement spécial de la lampe, de sorte que seules les longueurs d'onde sensibles à l'absorption par l'O₃ pénètrent dans la chambre de mesure. Les longueurs d'onde interférentes (générant de l'O₃ à partir d'oxygène) sont filtrées. A la sortie de la chambre de réaction se trouve un détecteur UV. En cas d'accroissement de la concentration en O₃, il y a davantage d'absorption des rayons UV dans la chambre de mesure. Le détecteur mesure alors une plus faible intensité d'UV.

L'absorption des rayons UV par l'ozone suit la loi d'absorption de Beer-Lambert :

$$\frac{I_1}{I_0} = \exp (- \alpha \cdot l \cdot C)$$

I ₀	:	intensité des UV dans une atmosphère sans ozone
I ₁	:	intensité des UV dans une atmosphère contenant de l'ozone
α	:	coefficient d'absorption
l	:	longueur du trajet optique entre la source et le détecteur des UV
C	:	concentration en ozone

Dans la pratique, l'appareil de mesure fonctionne en deux phases se succédant rapidement. Durant quelques secondes, l'air ambiant est aspiré directement à travers la chambre de mesure (détermination I₁). Ensuite l'air est aspiré à travers un filtre sélectif qui absorbe totalement et uniquement l'O₃ (détermination I₀).

Le coefficient d'absorption pour l'O₃ est connu, le parcours optique est déterminé pour chaque appareil de mesure et la mesure de I₀ en I₁ peut être réalisée de manière assez précise. La relation concentration/rapport des intensités des UV est donc fixée de manière précise. Les appareils de mesure fonctionnant selon ce principe restent très longtemps stables, ce qui est constaté dans la pratique. A condition d'éviter la pénétration de poussières dans la chambre de mesure, le réglage de l'appareil ne nécessite aucune modification, même pas après plusieurs mois de fonctionnement.

La pénétration de poussières est évitée en équipant la conduite d'échantillonnage d'un filtre en téflon, placé dans un porte filtre lui-même en téflon. La membrane en téflon doit être remplacée régulièrement pour éviter toute absorption d'ozone sur les poussières collectées par le filtre. Le tuyau de prise d'échantillon et les raccords doivent être, en outre, fermés hermétiquement et être de préférence en téflon et/ou en verre de borosilicate.

Avant et après chaque campagne d'été, les appareils de mesure d'O₃ sont transférés du réseau au laboratoire d'étalonnage de l'IBGE (p. ex. en avril et octobre 2008). A l'arrivée au labo, les performances des appareils de mesure sont rigoureusement contrôlées (sensibilité, étalonnage, stabilité, linéarité...) à l'aide d'une source d'O₃ de référence. Ensuite, un entretien préventif approfondi de l'appareil est effectué. Cet entretien comprend, entre autres, le nettoyage des chambres de mesure, le remplacement du scrubber spécifique O₃, le nettoyage de la vanne électromagnétique et un test d'étanchéité du système de mesure. Enfin, les performances des appareils sont à nouveau vérifiées au moyen de la source de référence O₃ du labo.

La valeur exacte de la source d'étalonnage de référence O₃ est établie (par titrage en phase gazeuse) sur la source d'étalonnage de référence pour le NO_x et est connue avec une précision de 2%. Un photomètre U.V. de référence a également été installé depuis la période estivale '99 dans le laboratoire d'étalonnage CELINE. Sur base de ces 2 systèmes de référence, les différences d'étalonnage sont limitées à 2 ou 3% seulement dans la gamme de concentrations de quelques dizaines à quelques centaines de µg/m³. Le réglage des appareils du réseau n'avait pas changé de façon sensible (< 2%) par rapport aux contrôles d'étalonnage précédents (avril/novembre 1994, 1995, 1996, ..., 2000, ..., 2006, 2007 et 2008).

Un point très important pour le bon fonctionnement de l'appareil de mesure est la parfaite étanchéité de la vanne électromagnétique qui commute lors de chaque phase de mesure.

Il ne peut pas y avoir de mélange entre l'échantillon et l'air zéro (les deux phases de mesure) et le scrubber O₃ doit être suffisamment efficace et pur.

Des problèmes apparaissent plutôt rarement, mais peuvent conduire à de grandes erreurs de mesure. Un manque de fiabilité (qualité, spécificité) des scrubbers O₃ et des lampes UV livrées en pièces d'origine a conduit dans le passé à des pertes de résultats (de mesure).

Les appareils de mesure disposent également d'une source O₃ interne permettant un contrôle de routine régulier. Une fois réglée sur la source d'étalonnage de référence, la valeur de test interne des appareils est notée. Régulièrement, après un apport d'air sans ozone (ZERO) durant une demi-heure dans le réseau de mesure, le contrôle de routine (SPAN) se fait pendant une demi-heure également.

La tolérance sur la valeur ZERO atteint environ 4 µg/m³. Sur la valeur SPAN la tolérance s'élève à 10% de la valeur fixée. La fixation d'une tolérance relativement large (10%) provient de la grande différence entre, d'une part la très bonne reproductibilité et stabilité de la détection (meilleure que 2% sur 6 mois) et d'autre part une reproductibilité plutôt faible du test interne. La formation d'ozone, dans le générateur interne, dépend du spectre UV de la source et de l'humidité de l'air. La précision de la mesure est confirmée par la précision relevée lors des étalonnages (2 à 3 %), avec la source de référence O₃ du labo d'étalonnage.

A.3.3 Monoxyde de carbone – Dioxyde de carbone

Le monoxyde de carbone et le dioxyde de carbone sont mesurés avec des appareils fonctionnant sur base de l'absorption Infra-Rouge et la Corrélation par Filtre gazeux (GFC-IR). Le monoxyde de carbone est mesuré à Molenbeek (41R001), Ixelles(41R002), Arts-Loi (41B003), Ste-Catherine (41B004), Eastman-Belliard (41B005), au Parlement Européen (41B006), à Haren (41N043) et Woluwé-St.-Lambert (41WOL1). Le dioxyde de carbone est mesuré à Ixelles (41R002), Uccle (41R012), Woluwé-St.-Lambert (41WOL1) et à Arts-Loi.

Dans les appareils se trouvent une source IR, une chambre de mesure et un détecteur. Entre la source IR et la chambre de mesure se trouve un disque en rotation qui est pourvu de deux cellules transparentes. Une cellule est remplie d'azote et l'autre du gaz à mesurer (CO ou CO₂). Le rayonnement IR qui entre dans la chambre subit quelques réflexions par des miroirs. On atteint ainsi une longueur suffisante pour avoir une absorption mesurable. A la sortie de la chambre se trouve un filtre IR à bande étroite, suivi par le détecteur IR qui est refroidi.

Moniteur CO : le rayonnement IR, sensible pour l'absorption par le CO, est entièrement absorbé par la cellule remplie de CO. Dans la chambre de mesure, il peut y avoir absorption de rayonnement par des éventuels interférents à d'autres longueurs d'onde. Quand le rayonnement passe à travers la cellule remplie de N₂, il n'y a pas d'absorption des longueurs d'onde auxquelles le CO est sensible. Dans la chambre de mesure il y a donc une absorption due au CO présent, et une absorption due aux interférents éventuellement présents.

Le détecteur IR reçoit alternativement deux signaux ; un système de synchronisation en assure la bonne interprétation. La différence de niveau est la plus grande quand la concentration en CO dans la chambre de mesure est nulle et diminue au fur et à mesure que la concentration augmente. Le système peut être étalonné au moyen de bouteilles à concentration de CO connue. Les interférences de la vapeur d'eau et du CO₂ (qui absorbent également dans l'IR), ainsi que l'influence de la température sur le signal de détection sont réduites au minimum.

Ce principe permet de mesurer de façon précise les faibles concentrations. La dérive du zéro est corrigée en effectuant régulièrement un "zéro reset" automatique sur base d'air exempt de CO, obtenu en faisant passer l'air ambiant à travers un catalyseur qui convertit le CO en CO₂.

Moniteur CO₂ : le fonctionnement de l'analyseur CO₂ est tout à fait analogue à la description précédente. Une cellule remplie de CO₂ remplace la cellule CO. Comme les concentrations en CO₂ sont relativement élevées (360 à 420 ppm CO₂ par rapport à 0.2 à 5 ppm CO) le chemin optique dans la chambre d'absorption peut être plus court et les interférences sont moins importantes que pour le CO.

Les standards primaires utilisés sont des bouteilles de gaz avec des concentrations respectives de 500 ppm CO dans l'azote et 6000 ppm CO₂ dans l'air synthétique. Des dilutions par de l'"Air-Zéro" sont effectuées au laboratoire ; le réglage des débits se fait par des débitmètres massiques.

Pour le CO, les concentrations sont réalisées dans le domaine de 2 à 20 ppm. Pour le CO₂, une attention particulière est apportée au domaine entre 300 à 600 ppm. C'est sur base des différentes dilutions que les appareils sont réglés et leur linéarité contrôlée.

Comme standard de transfert, on utilise des bouteilles non certifiées avec des concentrations de 10 ou 20 ppm dans l'azote pour le CO, et de 400 ou 500 ppm dans l'air synthétique pour le CO₂. Ces concentrations sont précisées sur les analyseurs de référence.

A.3.4 Dioxyde de soufre

Le dioxyde de soufre est mesuré par la technique de Fluorescence UV. Les analyseurs se trouvent dans les postes suivants : Molenbeek (41R001), Ixelles (41R002), Arts-Loi (41B003), Eastman-Belliard (41B005), Uccle (41R012), Haren (41N043), Woluwé (41WOL) et au Parc Meudon (41MEU1).

Dans un appareil à fluorescence UV, la lumière d'une lampe UV est filtrée de façon à ce que pratiquement seules les longueurs d'onde qui engendrent la fluorescence SO_2 pénètrent dans la chambre de détection. Les molécules de SO_2 présentes sont excitées. Lorsque les électrons retombent à leur niveau de base, un rayonnement UV de faible intensité, et de longueur d'onde différente, est émis. A la sortie de la chambre de réaction se trouve un filtre optique, à bande passante étroite, qui permet le passage sélectif de la lumière de fluorescence SO_2 . Le rayonnement UV est détecté par un TPM (Tube Photo Multiplicateur). L'intensité du rayonnement de fluorescence est proportionnelle à la concentration en SO_2 .

Les hydrocarbures avec une double liaison peuvent créer une interférence sur le signal de mesure. Ils sont éliminés par l'installation d'un système de tuyaux concentriques, avant l'entrée dans la chambre de réaction. Le tuyau central est fait d'un silicone spécial qui laisse passer les hydrocarbures mais pas le SO_2 . En provoquant une différence de pression entre l'intérieur et l'extérieur du tube central, et en générant, entre le tube central et le tube extérieur, un contre courant d'air épuré, on crée un processus de diffusion des interférents à travers la paroi du tube central. Ces composés sont évacués, tandis que le SO_2 atteint la chambre de réaction inchangé.

Une interférence existe en présence de NO dans l'air ambiant. Grâce au placement de filtres UV sélectifs en sortie de la chambre de réaction, l'interférence est limitée à environ 0,3% de la concentration en NO : p. ex. une concentration en NO de 600 ppb NO induit un signal de mesure de 2 ppb (env. $5 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{SO}_2$) sur un analyseur SO_2 à Fluorescence UV.

La méthode par Fluorescence UV est, depuis la fin des années '80, la méthode de référence pour la détermination du SO_2 dans l'air ambiant et est largement répandue dans les réseaux de mesure de la pollution de l'air.

Le standard primaire pour le SO_2 est un tube de perméation, rempli de SO_2 liquide. L'emploi, la détermination du taux de perméation du tube et le calcul des concentrations est entièrement analogue au NO_2 (voir A.3.1).

Sur base de la concentration connue du gaz d'étalonnage et de plusieurs dilutions avec "l'air zéro", les appareils de référence du labo sont réglés et leur linéarité contrôlée. Les contrôles se font toutes les deux semaines.

Le standard de transfert pour le SO_2 est également un tube de perméation qui est installé dans une valise d'étalonnage portable.

A.3.5 Particules en suspension (PM10 et PM2,5)

Pour déterminer la teneur en particules PM10 et PM2,5 dans le réseau de mesure de la Région de Bruxelles-Capitale, on utilise une « *microbalance oscillante* ».

Dans les appareils fonctionnant selon ce principe, à savoir le TEOM 1400Ab avec contrôle de débit dynamique, il y a un lien clair et linéaire entre le signal de détection et la masse des particules en suspension recueillies. L'utilisation de ce système de mesure permet de suivre la concentration de particules en suspension avec une résolution temporelle convenable.

La ligne d'échantillonnage peut être équipée de différents types de têtes d'aspiration selon la taille des particules que l'on veut mesurer :

- TSP : particules totales en suspension (total suspended particulates)
- PM10 : fraction de particules jusqu'à 10 µm de diamètre équivalent
- PM2,5 : fraction de particules jusqu'à 2,5 µm
- PM1 : fraction de particules jusqu'à 1 µm

L'air aspiré entre dans l'appareil par la tête d'aspiration sélectionnée. La directive CE pour les particules en suspension prévoit l'obligation de contrôler les fractions PM10 et PM2,5.

Échantillonnage : la tête d'aspiration pour la mesure PM10 est du type "impacteur". Pour respecter les conditions spécifiques de la sélectivité voulue (teneur en PM10), l'air doit entrer dans la tête d'aspiration à une vitesse donnée. La tête aspirante courante pour PM10 (R&P ou Anderson) requiert un débit d'aspiration de 1 m³/h ou 16.67 l/min pour une séparation correcte de la fraction PM10 dans l'impacteur. Pour l'échantillonnage de la fraction PM2,5, l'impacteur PM10 est suivi d'un cyclone PM2,5. La spécificité pour le PM10 ou le PM2,5 est telle qu'au moins 50% de la fraction considérée (PM10 ou PM2,5) doit être échantillonnée.

Étant donné que le système de détection est très sensible, une petite fraction du débit d'aspiration suffit. Après la tête aspirante, il y a une scission iso cinétique en deux débits partiels. Une petite fraction sert à déterminer la concentration de particules et une plus grande partie est simplement un "by-pass".

Le débit destiné à la mesure peut être réglé au choix sur 1, 2 ou 3 l/min. Le choix du débit de mesure est notamment déterminé par la limite de détection voulue, la concentration de particules moyenne et l'autonomie souhaitée pour l'appareil. Le choix du débit de mesure contraint d'installer un "flow-splitter" iso cinétique adéquat. Lorsque le flux est réduit, le filtre d'échantillonnage doit être remplacé moins fréquemment, ce qui augmente l'autonomie du système de mesure.

Réglage du débit : pour que des conditions d'aspiration correctes restent assurées, la modification du débit de mesure de 3 à 2 ou à 1 l/min a également des conséquences sur le débit "by-pass". Ce dernier doit être égal au complément du débit de mesure par rapport au débit d'aspiration 16.67 l/min, soit 13.67, 14.67 ou 15.67 l/min. Sur l'appareil de mesure, ces deux débits sont réglés avec des débitmètres massiques.

Les appareils munis d'un contrôle actif du flux sont équipés, au niveau de la tête aspirante, d'un capteur de température et de pression. Les régulateurs de débit de masse sont commandés, via le microprocesseur, de telle manière que la tête aspirante aspire toujours 1 m³/h (selon les conditions ambiantes) et, selon le choix, qu'il passe toujours 1, 2 ou 3 l/min par le filtre d'échantillonnage de la microbalance. Les concentrations reproduites sont converties dans les conditions de pression et de température standard voulues.

Détection : le système de détection se compose d'un élément conique (tapered element) au-dessus duquel est placé un filtre en fibre de verre recouvert de téflon. Le "tapered element" est fixé par le bas, tandis que le haut peut bouger tout à fait librement. Cet élément est amené à vibrer par l'apport d'une quantité d'énergie contrôlée. Lorsque la charge est fixe, la fréquence reste constante et lorsque le dépôt sur le filtre augmente, l'élément chargé se met à vibrer selon une autre fréquence. Il y a un lien direct entre le changement de fréquence et l'augmentation de la masse sur le filtre.

Le changement de fréquence, et donc l'augmentation de la masse, peut être suivi avec une grande précision. Le réglage du débit de mesure avec un régulateur de débit de masse, permet de calculer très précisément la concentration de masse.

La température du filtre avait [période 1996-2004] été réglée sur 50 °C. Le choix de la température du filtre est essentiel pour obtenir des résultats reproductibles. Selon la température, certaines particules absorbent ou relâchent éventuellement de l'humidité ou des composés organiques volatils ; il arrive que les particules soient même dissociées (p. ex. sels d'ammoniaque). L'absorption/désorption d'humidité et de composés organiques se produit à la fois dans l'atmosphère et dans la matière collectée. Ceci pose un problème important lorsque l'on veut déterminer exactement la teneur en particules. Le phénomène est très différent pour les Etats membres situés plus au nord ou plus au sud de la Communauté européenne. Les situations sont en outre différentes selon qu'il s'agit d'une région urbaine, rurale ou côtière.

Selon la directive CE les résultats PM10 doivent être convertis en valeurs équivalentes aux résultats de la méthode de référence (gravimétrie après échantillonnage sur filtre pendant 24 heures). La directive propose un facteur 1.3 pour multiplier les résultats de mesure. Il ressort de différentes études que ce facteur est variable en temps et dans l'espace.

Des études de la part de la VMM, dans lesquelles les deux méthodes ont été comparées à différents endroits sur de différentes périodes, proposent un facteur 1.47 pour la conversion des résultats obtenus avec les appareils du type TEOM 1400Ab.

Pour la période 1996-2004 l'évaluation de la qualité de l'air (normes CE, concentration moyenne, nombre de dépassements) a été réalisée sur base de ces données corrigées :

$$\text{PM10_EqRef} = 1,47 * \text{PM10_données brutes}$$

Systeme FDMS

Dans la directive CE, l'emploi d'un facteur fixe est imposé. Les phénomènes physiques qui conduisent à la divergence des résultats sont en fait dépendants de la composition des aérosols, de la température et de l'humidité. Cela signifie que le facteur de conversion n'est pas stable, mais qu'il peut varier en fonction du temps et du lieu de mesure.

Dans la recherche d'une méthode qui donne des *résultats équivalents* par *mesure*, la Région de Bruxelles-Capitale a choisi, en 2003, d'équiper un appareil TEOM existant avec un système FDMS (*Filter Dynamics Measurement System*). D'après un certain nombre de résultats publiés dans la littérature, il semble y avoir une bonne corrélation entre les résultats de la méthode de référence et ceux d'un TEOM-FDMS. Le débit de mesure dans les analyseurs équipés se système FDMS est de 3 l/min et le débit de « by-pass » de 13.67 l/min.

Un appareil TEOM équipé d'un FDMS fonctionne en deux phases de 6 minutes. L'air passe préalablement à travers un sécheur à membrane, puis pendant la première période l'air passe à travers le filtre interchangeable où les particules sont collectées. L'air qui est passé sur le filtre a donc un degré d'humidité relativement constant et assez bas. La température de fonctionnement est réglée à 30 °C. Ces conditions se rapprochent mieux de celles de la méthode de référence et collent plus étroitement à la réalité physique.

Pendant la deuxième période de 6 minutes, après le sécheur, l'air passe d'abord à travers un filtre "absolu" maintenu à ± 4 °C où il est débarrassé de toutes les particules et des composés volatils. Cet air « pur » et sans particules passe ensuite à travers le filtre de mesure interchangeable. La perte de masse causée par la dissociation de certaines matières et la volatilisation de composés gazeux, qui se produit également dans la phase de collecte des particules sur filtre, est déterminée dans cette deuxième phase et elle est utilisée pour corriger le signal de mesure PM10.

Les résultats sont intégrés sur une période d'une heure en supposant que la composition de l'aérosol ne varie pas trop brusquement. Le résultat final est identifié comme **PM10-FDMS**.

À partir de 2005 l'évaluation de la qualité de l'air se fait sur base des données PM10-FDMS.

Des mesures parallèles entre TEOM-PM10-FDMS et TEOM-PM10 ont été effectuées à deux endroits, Molenbeek et Haren. Les périodes considérées étaient respectivement 'septembre 2003 – décembre 2005' et 'septembre 2004 – décembre 2005'. Au cours de l'an 2005 les appareils PM10 dans les postes de mesure d'Uccle, Berchem et Woluwé ont tous été convertis en PM10-FDMS.

Les comparaisons entre **PM10-FDMS** et **PM10-données brutes** ont donné les rapports suivants (voir plus loin):

Molenbeek	un facteur ~1,30	(24 mois)
Haren	un facteur ~1,20	(16 mois)
Uccle	un facteur ~1,42	(12 mois)
Woluwé	un facteur ~1,46	(12 mois)
Berchem	un facteur ~1,51	(9 mois)

Les rapports entre PM10-FDMS et PM10-données brutes, calculés à Molenbeek (~1,30) et Haren (~1,20), sont inférieurs au facteur fixe de 1,47 utilisé pour la conversion des données brutes en valeurs équivalentes à la méthode de référence (PM10_EqRef). Dans les autres postes de mesure on constate une meilleure correspondance entre les résultats PM10-FDMS (facteur 1,42 à 1,51 par rapport aux données brutes) et les résultats PM10_EqRef (=1,47 * données brutes).

Une plus grande quantité de particules d'origine minérale, présente à des endroits ou des moments spécifiques, induit probablement une surestimation des concentrations réelles, comme à Molenbeek et Haren.

Une analyse jour par jour des rapports entre les résultats des deux méthodes (PM10-FDMS et données brutes) fait apparaître que ceux-ci varient à Molenbeek entre ~0,8 et ~2,7 et à Haren entre ~0,6 et ~2,0. Si les études ultérieures venaient à montrer qu'il y a jour par jour une bonne corrélation entre la méthode de référence et la méthode FDMS, l'emploi d'un facteur fixe de correction sur les données brutes serait pour le moins mis en question.

Une étude de la VMM, comparant PM10-FDMS et la méthode de référence dans une situation de proximité (trafic) en ville, conduit à un facteur proche de ~1,00. Dans un programme commun entre la Région Flamande, la Région Wallonne et Bruxelles-Capitale pour comparer différentes techniques de mesure PM10, le facteur entre l'appareil TEOM-FDMS de l'IBGE et la méthode de référence était également proche de 1,00.

Contrôle de l'étalonnage: le contrôle de l'étalonnage revient à déterminer une grandeur physico-mécanique. Le rapport entre la masse totale et la fréquence est obtenu par l'équation suivante : $M = K_0/f^2$. La grandeur K_0 (la valeur est propre à chaque appareil) peut être déterminée en mesurant le changement de fréquence du système de détection sans filtre et avec filtre, dont la masse est connue avec exactitude.

Mesures de la fraction PM2,5

Depuis le démarrage du poste de mesure du Parc Meudon (MEU1) le 01/10/1999, des mesures de PM10 et PM2,5 ont été effectuées simultanément. L'appareil de mesure PM2,5 est du même type que l'appareil PM10, avec une détection par microbalance oscillante. L'échantillonnage sélectif de la fraction PM2,5 est obtenu en faisant suivre la tête d'aspiration PM10 du système d'échantillonnage par un cyclone PM2,5. Les résultats rapportés pour la période 1999 à 2005 sont les données brutes.

Dans le courant de l'année 2000, le réseau a été élargi avec deux appareils PM2,5 supplémentaires. Un appareil se trouve dans le poste de mesure de Molenbeek (R001 – avril 2000) et l'autre dans le poste de mesure de Haren (N043 – mai 2000). Ces deux appareils ont été temporairement transformés en PM10-FDMS, respectivement depuis septembre 2003 et mai 2004, en raison des tests de comparaison entre PM10-FDMS et PM10_données brutes.

Depuis janvier 2006 la fraction PM2,5 est à nouveau déterminée à trois endroits : Molenbeek, Haren et le parc Meudon. Les trois appareils ont été convertis en PM2,5-FDMS. Au cours du mois de mars 2006 un quatrième appareil PM2,5-FDMS a été installé à Uccle et en octobre 2007 un cinquième à Berchem. L'installation de systèmes FDMS permet d'effectuer les mesures de la fraction PM2,5 dans des conditions contrôlées de température et d'humidité relative.

Au parc Meudon la mesure de PM10 a été arrêtée temporairement. Entre juillet 2005 et mars 2007 une étude de comparaison entre TEOM-PM2,5-FDMS et TEOM-PM2,5 a été tenue au poste du parc Meudon. A ce but, la mesure de PM10 a été arrêtée temporairement. Pour des périodes de comparaison de 12 mois un facteur de ~1,57 est obtenu pour le rapport entre ces deux méthodes.

Le rapport entre **PM2,5_FDMS** et **PM2,5_données brutes** peut également être obtenu de façon *indirecte*. Les résultats de deux périodes annuelles sont comparées avec ceux d'un poste de mesure (41MEU1) pour lequel le rapport entre **PM2,5_FDMS** et **PM2,5_données brutes** a été déterminé de façon *directe*. Pour la première période annuelle les résultats de **PM2,5_données brutes** sont comparées et pour la seconde période annuelle les résultats **PM2,5_FDMS**.

Les comparaisons entre **PM2,5-FDMS** et **PM2,5-données brutes** ont donné les rapports suivants (voir plus loin):

Parc Meudon	un facteur ~1,57	(17 mois)
Molenbeek	un facteur ~1,60	(12 mois)
Haren	un facteur ~1,47	(12 mois)

A.4 METHODES d'ANALYSE après échantillonnage

A.4.1 Détermination de la teneur en substances organiques volatiles

La teneur en COV est déterminée en un certain nombre d'endroits. La détermination à Uccle, Molenbeek, Ixelles et Arts-Loi s'établit sur base hebdomadaire. Au poste de mesure de Woluwé-St.-Lambert, la prise d'échantillons s'étale sur 24 heures. Entre 1998 et 2004, l'IBGE-LRE disposait d'une accréditation NBN-EN 45001 (Beltest N° 122-T) pour ce genre de détermination.

L'air ambiant est aspiré à travers un tube Carbograph_1TD avec un débit constant d'environ 2 Nml/min., réglé par un débitmètre massique. Les composés volatils sont absorbés sur le tube. L'analyse quantitative se fait ultérieurement au laboratoire.

Après une désorption thermique (Markes Unity) à 250 °C des composés absorbés, suit une phase cryogénique à -10 °C. Les composés sont ensuite chauffés et transférés vers un chromatographe (Trace GC Ultra), équipé d'une colonne capillaire de 60 m de long et de 0.32 mm de diamètre interne. Le film d'une épaisseur de 3.0 µm est composé de diméthylpolysiloxane. La programmation de température de la colonne va de 35 à 180 °C avec un gradient de 4°C/min. L'hélium en tant que gaz porteur a un débit de 1.9 ml/min.

Le détecteur est un spectromètre de masse (Trace 250MS de Fisons) qui permet d'identifier les COV non plus manuellement à partir des temps de rétention, mais au moyen des ions caractéristiques. La quantification de ces composés est proportionnelle à l'intensité des ions détectés suivant une courbe d'étalonnage réalisée au moyen de standards. La détermination est automatisée au moyen du programme "Xcalibur".

Jusqu'à présent, les teneurs des composés suivants sont déterminées régulièrement:

aliphatiques:

- ✓ n.pentane
- ✓ n.hexane
- ✓ 2-méthylhexane
- ✓ n.heptane
- ✓ n.octane

aromatiques:

- ✓ benzène
- ✓ toluène
- ✓ m+p-xylène
- ✓ o-xylène
- ✓ ethylbenzène

hydrocarbures chlorés:

- ✓ 1,2-dichloroéthane
- ✓ tetrachloroéthylène

A.4.2 Fumées noires

La première méthode standardisée pour la détermination des particules en suspension dans l'air fut la méthode réflectométrique, développée en Grande Bretagne en 1939. Les particules étaient collectées sur un filtre, et un rapport fut recherché entre la noirceur de la tache sur le filtre et la concentration des particules dans l'air.

Les particules collectées ainsi étaient "smoke" ou "fumée". Avant 1960 on se chauffait principalement au charbon, et dans les grandes villes, il y avait un rapport direct entre la noirceur de la tache et la concentration massique des particules. C'est de là que vient la dénomination "black smoke - fumées noires".

Il apparut très rapidement que toutes les particules de poussière n'étaient pas de la même noirceur ; la validité de la méthode n'est donc pas universelle. Le rapport entre l'indice de noircissement et la concentration massique dépend, entre autres de la couleur et de la composition des particules, et de la situation du poste de mesure. Des variations de ce rapport dans le temps, p. ex. entre les différentes saisons, ne sont pas à exclure.

Depuis 1960 la proportion de poussières de couleur noire dans la concentration totale en particules en suspension a évolué. La plus grande proportion du gaz naturel comme combustible, aussi bien dans le chauffage domestique qu'en production d'énergie industrielle, a conduit à une diminution importante des émissions de particules noires. L'augmentation du trafic routier, avec une augmentation importante de la part du trafic diesel, a pour conséquence une augmentation des émissions de fumées noires dans les zones à trafic intense.

L'OCDE a proposé dans cette période une procédure standard pour arriver à une technique d'échantillonnage et une courbe d'étalonnage acceptée internationalement. La courbe d'étalonnage qui donne le rapport entre l'indice de noircissement et la concentration superficielle de la tache du filtre, est le résultat d'un compromis entre les courbes d'étalonnage utilisées en France et en Grande Bretagne. L'échelle de cette courbe est standardisée pour une valeur de réflexion 75 (indice de noircissement 25) correspondant à une concentration superficielle de $20 \mu\text{g}/\text{cm}^2$, avec l'emploi de papier filtre Whatman N° 1 et un réflectomètre EEL-smoke stain, modèle 43.

Sur base de cette échelle, on calcule la concentration d'un polluant qui peut être considéré comme "fumée standard". La concentration en "fumées" est calculée à partir de la concentration superficielle, la surface de la tache sur le filtre, et du débit total échantillonné. Les valeurs de mesure peuvent être comparées aux valeurs normes pour les "fumées noires" mentionnées dans la directive CE/80/779 pour le SO_2 et les particules en suspension.

La procédure donne, en plus des indications strictes sur le débit d'échantillonnage, la longueur et le matériau de la ligne d'échantillonnage, le diamètre du porte filtre, la grandeur de la surface du filtre et la vitesse du flux d'air au-dessus de la surface du filtre. La méthode est simple, a une bonne reproductibilité, et ne demande pas d'investissements importants.

Des mesures de la teneur des "fumées noires" sont effectuées à Ixelles (Avenue de la Couronne), Uccle et à Bruxelles ville.

A.4.3 Plomb

Le but du "Réseau Plomb" est de contrôler la teneur en Pb, dans l'air ambiant, dans les particules respirables, c'est-à-dire de dimensions inférieures à 10 µm.

En Région de Bruxelles-Capitale, le trafic est la principale source de la pollution par le plomb. Le réseau comprend 4 postes de mesures, dont deux ont été démarrés au cours de l'année 1999. Le poste de mesure 0IHE03 se trouve à l'Avenue de la Couronne à Ixelles, une avenue du type canyon street, avec beaucoup de trafic. Le poste 01R012 se trouve dans le domaine de l'IRM à Uccle, dans une zone résidentielle et éloigné du trafic. Les deux postes de mesure plus récents sont mis en marche pour la surveillance d'un incinérateur (01MEU1) et d'une entreprise spécifique de traitement de plomb (01AND3).

Entre 1998 et 2004 l'IBGE-LRE disposait d'une accréditation NBN-EN 45001 (Beltest N° 122-T) pour la mesure de la teneur du plomb dans l'air ambiant.

Le prélèvement se fait à une hauteur de 1.6 m, ce qui correspond à la hauteur moyenne des voies respiratoires supérieures. L'air est aspiré par période de 24 h. (00 à 24 h TU) au travers d'un filtre en nitrate de cellulose d'une porosité de 0.45 µm et dont une surface de 40 mm de diamètre est exposée ; le débit est de 15 l/min (± 2 l/min).

La station de prélèvement ayant une autonomie de 7 jours, les filtres sont relevés une fois par semaine et analysés au laboratoire.

L'analyse est faite par spectrométrie d'absorption atomique (A.A.S.) au moyen d'un spectrophotomètre Perkin-Elmer type 4100 équipé d'un four à graphite et d'un système de correction à effet Zeeman ; la source utilisée est une lampe à cathode creuse.

Les filtres sont mis en solution dans 20 ml de HNO₃ 0.1 M et passés au bain à ultrasons durant 15 minutes ; le filtrat est alors analysé directement.

L'étalonnage est fait sur un blanc (0.1 M HNO₃) et trois standards (25, 50 et 75 ppb). Avant l'analyse des échantillons, un standard de contrôle de 50 ppb préparé à partir d'une solution certifiée est analysé. Le résultat final est la moyenne de 3 mesures successives.

Le volume d'air prélevé étant introduit avec l'identification de l'échantillon ; les résultats sont exprimés en µg ou en µg Pb/m³ air.

L'analyse des filtres échantillonnés au Parc Meudon (01MEU1) et à Anderlecht (01AND3) se font à l'Issep à Liège. La présence de plusieurs métaux lourds est examinée : Ni, Cd, As, Cu, Mn, Sb, Th, Pb et Cr.

A.4.4 Analyse chimique par voie humide de SO₂, NH₃ et HCl

Les stations de prélèvement ont une autonomie d'une semaine et effectuent des prélèvements quotidiens (de 0 à 24 h. TU). Le système de prélèvement se compose successivement d'un filtre en téflon (qui a pour but de retenir les particules jusqu'à 0.01 µm, soit celles contenant les sulfates, les chlorures et les sels d'ammonium atmosphériques), d'un flacon barboteur contenant une solution absorbante oxydante (0.02% H₂O₂), d'une pompe à membrane, d'un régulateur de débit qui maintient celui-ci à 1000 ml/min ± 200 ml/min. Uniquement les composés gazeux sont absorbés dans la solution. Le SO₂ absorbé est oxydé en SO₄²⁻ qui est ensuite dosé par chromatographie ionique.

Vu la grande solubilité de l'ammoniac gazeux et d'HCl dans l'eau, le même échantillon peut être utilisé pour la détermination de l'ammoniac atmosphérique et le HCl dans l'air ambiant. L'ammoniac absorbé est transformé en ammonium (NH₄⁺) qui peut également être analysé spécifiquement par chromatographie ionique.

Entre 1998 et 2004 l'IBGE-LRE disposait d'une accréditation NBN-EN 45001 (Beltest N° 122-T) pour les mesures de SO₂ et d'ammoniac atmosphérique (NH₃) par cette méthode.

L'analyse est faite sur un chromatographe Dionex DX120 à doubles canaux (un anionique et un cationique) équipé de suppresseurs électro-chimiques autorégénérants (ASRS-300 et CSRS-300) et d'une cellule de mesure de conductivité. L'identification des composés est faite sur base du temps de rétention et la qualification par intégration de la surface des pics au moyen d'un intégrateur CHROMELEON Version 6.70 de la firme Dionex. L'étalonnage est fait par étalons externes (à 3 concentrations différentes) préparés à partir de solutions certifiées. Les conditions analytiques standards sont les suivantes:

Anions :

- colonnes AG14 + AS14
- éluant : 3.5 mM Na₂CO₃ / 0.1 mM NaHCO₃
- débit d'éluant : 1.0 ml/min
- boucle d'injection : 100 µL
- étalons : 0.45, 0.75 et 1.05 ppm SO₄²⁻
- étalons : 0.3, 0.5 et 0.7 ppm Cl⁻

Cations:

- colonnes : CG12A + CS12A
- éluant : 25 mM H₂SO₄
- débit d'éluant : 1.0 ml/min
- boucle d'injection : 100 µL
- étalons : 0.1, 0.2 et 0.3 ppm NH₄⁺

Les résultats finaux sont exprimés en µg SO₂/m³, µg NH₃/m³ et µg HCl/m³.

A.4.5 Mesure de la teneur en hydrocarbures poly aromatiques (HPA)

Le prélèvement de la fraction solide des HPA a lieu sur base hebdomadaire et est du type «low volume». L'air est aspiré à un débit de l'ordre de 10 L/min à travers un filtre à membrane en téflon.

Les HPA contenus dans les particules collectées sont extraits au dichlorométhane dans un système ASE (Accelerated Solvent Extractor de Dionex). Après évaporation, l'extrait est remis en solution dans du n-hexane. Avant l'extraction, le standard interne (50 ng de pérylène d12) est ajouté sur le filtre.

L'analyse est faite par GC-MS (chromatographie gazeuse-spectrométrie de masse) en mode Sim (single ion). Le Trace GC Ultra de la marque Thermo est couplé à un spectromètre de masse DSQ II. La colonne analytique est une colonne DB-XLB de 30m, d'un diamètre de 0.25 mm pourvue d'un film de 0.25 µm d'épaisseur. L'injection est de type grand volume (40µl) « cold on column ».

Dès le début des mesures, les composés suivants ont été analysés : *benzo(a)pyrène*, *benzo(e)pyrène*, *benzo(b)fluoranthène*, *benzo(k)fluoranthène*, *indénol (1,2,3 cd)pyrène*, *benzo(g,h,i)pérylène*, *coronène* et *benzo(a)anthracène*. Le standard interne est le pérylène d12.

En 2001, 3 autres composés ont été ajoutés : *fluoranthène*, *pyrène* et *dibenzo(a,h)anthracène*.

Le GC-MS est étalonné au moyen du mélange de référence M-610 (Accustandard) qui comprend les 16 composés de l'EPA auxquels sont ajoutées une solution standard de BeP et une de coronène.

A.5 RAPPORT « PM10-FDMS » et « PM10-données brutes »

Le rapport entre les résultats des “PM10-FDMS” et des “PM10-données brutes” est déterminé de trois façons différentes:

- pente de la droite par l'origine, calculée par une régression orthogonale pondérée
- le rapport des valeurs moyennes des deux séries de mesures
- la valeur moyenne du rapport entre les deux valeurs de mesures calculé jour par jour

A.5.1 Régression Orthogonale Pondérée – Droite par l'Origine

Le rapport entre les résultats des deux méthodes de mesure peut être calculé via une régression linéaire. Vu que des erreurs de mesures affectent les deux méthodes, la régression orthogonale a été choisie. Pour réduire l'influence d'éventuels points fortement écartés, des facteurs de pondération ont été introduits. Nous avons également opté pour une droite passant par l'origine. Cette dernière n'est pas évidente du point de vue statistique, mais ce choix plutôt pragmatique répond à quelques raisons pratiques:

- un facteur fixe est recherché pour exprimer le rapport entre les deux méthodes
- l'incertitude sur les mesures devient plus importante dans le domaine de la limite de détection
- logiquement un résultat “nul” doit se retrouver dans les deux méthodes s'il existe pour une des méthodes

Le choix du type de régression (*linéaire classique ou orthogonale*) et le calcul des facteurs de pondération est exposé dans “*Application of linear regressions to the comparison of analytical procedures for the determination of SO₂ in ambient air*”, P. Vanderstraeten et alii, *The Science of the Total Environment*, 71 (1988) 201-208.

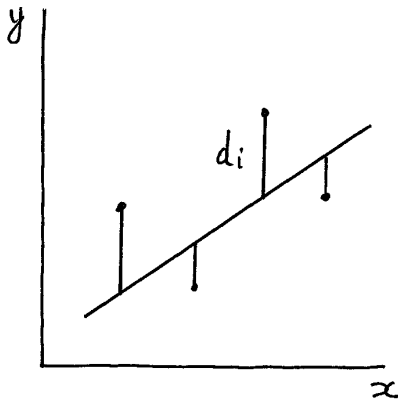
Le choix du type de régression, le mode de calcul des facteurs de pondération et le schéma du calcul itératif de régression sont illustrés à la figure 1. Les formules de calcul des paramètres de la droite (et leur variance) sont données dans les figures 2 et 3. Dans la figure 2 sont données les formules pour le calcul d'une droite par l'origine ($Y = b.X$), et dans la figure 3 celles pour le calcul d'une droite qui ne passe pas par l'origine ($Y = a + b.X$). Les résultats mentionnés dans cette annexe concernent une droite par l'origine calculée selon la méthode de régression orthogonale pondérée (formules de droite de la figure 2).

Dans une première étape on calcule les paramètres et leur variances suivant une régression non pondérée (tous les $w_i = 1$) en fonction de la technique de régression choisie (linéaire classique ou orthogonale). Ensuite on calcule les distances des points de mesure à cette droite (d_i). En fonction de la distance moyenne (D^2) on calcule et normalise les facteurs de pondération de façon que la somme des facteurs de pondération = n (nombre de points de mesure).

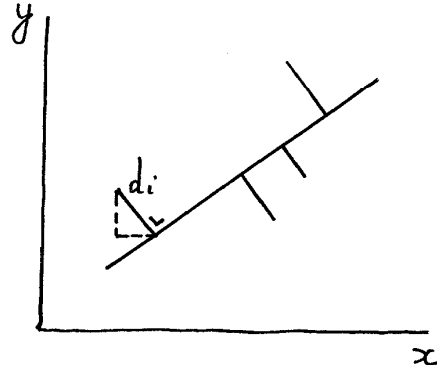
Dans une troisième étape sont calculés les nouveaux paramètres (a, b) suivant la régression pondérée. Sur base de ces nouveaux paramètres les distances des points de mesure à la nouvelle droite sont recalculées, ainsi que de nouveaux facteurs de pondération et une nouvelle droite de régression etc., jusqu'à ce qu'une convergence suffisante soit atteinte.

$$\sigma_{y_i}^2 \gg b^2 \sigma_{x_i}^2$$

$$\sigma_{y_i}^2 \cong b^2 \sigma_{x_i}^2$$



Least Squares



Orthogonal Regression

weighting factors

① $SS = \sum d_i^2 = \text{Minimum} \rightarrow (a, b)$

② $w_i ?$

$$D^2 = \frac{\sum d_i^2}{n} \rightarrow w'_i = \frac{D^2}{D^2 + d_i^2}$$

$$k = \frac{n}{\sum w'_i} \rightarrow w_i = k w'_i$$

③ $WSS = \sum w_i \cdot d_i^2 = \text{Minimum} \rightarrow (a, b)$

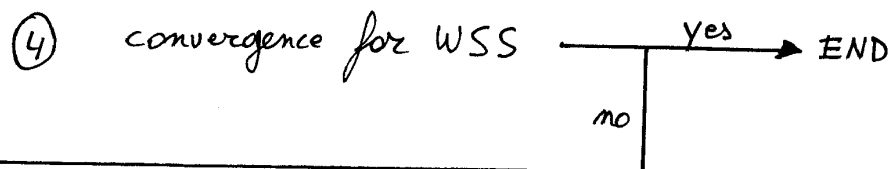


Fig. 1 : Calcul des facteurs de pondération (w_i) et le schéma du calcul itératif de la droite de régression

$$Y = b X$$

Least Squares

$$b = \frac{S_{xy}}{S_{xx}}$$

$$\sigma_b^2 = \sum \sigma_{y_i}^2 \left(\frac{\partial b}{\partial y_i} \right)^2$$

Orthogonal Regression

$$b = \frac{-(S_{xx} - S_{yy}) + \sqrt{(S_{xx} - S_{yy})^2 + 4 \cdot S_{xy}^2}}{2 \cdot S_{xy}}$$

$$\sigma_b^2 = \sum \left\{ \sigma_{y_i}^2 \left(\frac{\partial b}{\partial y_i} \right)^2 + \sigma_{x_i}^2 \left(\frac{\partial b}{\partial x_i} \right)^2 + 2 \sigma_{x_i y_i} \left(\frac{\partial b}{\partial x_i} \right) \left(\frac{\partial b}{\partial y_i} \right) \right\}$$

$$S_{xx} = \sum w_i \cdot x_i^2$$

$$S_{yy} = \sum w_i \cdot y_i^2$$

$$S_{xy} = \sum w_i \cdot x_i \cdot y_i$$

Fig. 2 : Formules de calcul de la droite de régression qui passe par l'origine [$Y = b \cdot X$]

$$Y = a + b.X$$

Least Squares

$$b = \frac{S_{xy}}{S_{xx}}$$

$$a = \bar{y} - b\bar{x}$$

$$\sigma_b^2 = \sum \sigma_{y_i}^2 \left(\frac{\partial b}{\partial y_i} \right)^2$$

$$\sigma_a^2 = \sum \sigma_{y_i}^2 \left(\frac{\partial a}{\partial y_i} \right)^2$$

Orthogonal Regression

$$b = \frac{-(S_{xx} - S_{yy}) + \sqrt{(S_{xx} - S_{yy})^2 + 4.S_{xy}^2}}{2.S_{xy}}$$

$$a = \bar{y} - b\bar{x}$$

$$\sigma_b^2 = \sum \left\{ \sigma_{y_i}^2 \left(\frac{\partial b}{\partial y_i} \right)^2 + \sigma_{x_i}^2 \left(\frac{\partial b}{\partial x_i} \right)^2 + 2 \sigma_{x_i y_i} \left(\frac{\partial b}{\partial y_i} \right) \left(\frac{\partial b}{\partial x_i} \right) \right\}$$

$$\sigma_a^2 = \sum \left\{ \sigma_{y_i}^2 \left(\frac{\partial a}{\partial y_i} \right)^2 + \sigma_{x_i}^2 \left(\frac{\partial a}{\partial x_i} \right)^2 + 2 \sigma_{x_i y_i} \left(\frac{\partial a}{\partial y_i} \right) \left(\frac{\partial a}{\partial x_i} \right) \right\}$$

$$S_{xx} = \sum w_i \cdot (x_i - \bar{x})^2$$

$$S_{yy} = \sum w_i \cdot (y_i - \bar{y})^2$$

$$S_{xy} = \sum w_i \cdot (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})$$

$$\bar{y} = \frac{\sum w_i y_i}{\sum w_i}$$

$$\bar{x} = \frac{\sum w_i x_i}{\sum w_i}$$

Fig. 3 : Formules de calcul de la droite de régression qui ne passe pas par l'origine [$Y = a + b.X$]

A.5.2 Rapport des Valeurs Moyennes

Le rapport des valeurs moyennes des deux séries de mesures, **PM10-FDMS** et **PM10-données brutes**, donne une seconde évaluation du rapport entre les deux méthodes de mesure:

$$\text{Factor} = \text{AM}_{\text{PM10-FDMS}} / \text{AM}_{\text{PM10-ruwe data}}$$

A.5.3 Valeur Moyenne des Rapports calculés jour par jour

Pour chaque jour on calcule le rapport entre les résultats des deux méthodes de mesure, **PM10-FDMS** et **PM10-données brutes**. La valeur moyenne de ces rapports calculés jour après jour donne une troisième évaluation du rapport entre les deux méthodes de mesure.

A.5.4 Résultats à Molenbeek (PM10-FDMS versus PM10-brut)

Entre septembre 2003 et janvier 2006, une comparaison directe entre **TEOM-PM10-FDMS** et **TEOM-PM10-données brutes** a été effectuée dans le poste de mesure de Molenbeek.

Les rapports entre les deux méthodes sont calculés de trois façons différentes:

- la pente de la droite par l'origine suivant une régression orthogonale pondérée
- le rapport des valeurs moyennes (AM) des deux séries de données
- la valeur moyenne des rapports calculés jour par jour (AM - rapport journalier)

Dans le tableau I sont repris les rapports entre les deux méthodes, "**PM10-FDMS**" et "**PM10-données brutes**", calculés pour des périodes de maximum 12 mois. Les calculs sont effectués pour les périodes de *septembre à décembre 2003 (4 mois)*, *septembre 2003 – janvier 2004 (5 mois)*, ..., *septembre 2003 - août 2004 (12 mois)* et ensuite pour chaque période d'une année entière jusque la période février 2005 – janvier 2006.

Le tableau II donne des résultats analogues à ceux du tableau I, mais pour des périodes de 12 mois ou plus (chaque période commençant au début des mesures en septembre 2003).

La première colonne des tableaux I et II indique la période, les deuxième, troisième et quatrième colonnes donnent respectivement la pente ["**b**"] de la droite de régression calculée, l'écart type ["**s(b)**"] de la pente et le nombre de paires de données ["**Ndata**"]. La cinquième colonne donne le "*rapport des moyennes arithmétiques (AM) des deux séries de mesures*" et la sixième colonne "*la moyenne des rapports **PM10-FDMS/PM10-données brutes** calculés jour par jour*".

Les résultats de la dernière colonne sont fournis de façon plus détaillée dans la figure 4, où sont repris les centiles de la série des rapports calculés jour par jour.

Pour le poste de mesure de Molenbeek, le rapport moyen entre **PM10-FDMS** et **PM10-données brutes** est d'environ **1,30** [1,26 à 1,32].

Les résultats de la figure 4 permettent de constater qu'en réalité, de jour en jour, ce facteur varie dans un large domaine, d'environ 0,7 à 2,7 et donc n'est aucunement constant. Si les résultats PM10-FDMS correspondent bien avec la méthode de référence, il en ressort que le choix d'un facteur constant ne peut pas être retenu pour la conversion des résultats PM10-données brutes en PM10-EqRef, des valeurs équivalentes à la méthode de référence.

Périodes de maximum 12 mois – Évolution depuis Septembre 2003

Tableau I : MOLENBEEK – Rapport « PM10-FDMS » et « PM10-données brutes »
Plusieurs mois et **PÉRIODES de maximum 12 mois**

Période	b	s{b}	Ndata	Ratio for AM PM10_FDMS/PM10_stand	AM-DagRatio
2003.09 – 2003.12	1.3183	0.0189	110		
2003.09 – 2004.01	1.3576	0.0189	141	1.37	
2003.09 – 2004.02	1.3858	0.0188	165	1.39	1.43
2003.09 – 2004.03	1.4004	0.0180	196	1.43	1.43
2003.09 – 2004.04	1.3936	0.0159	226	1.39	1.41
2003.09 – 2004.05	1.3862	0.0153	257	1.39	1.41
2003.09 – 2004.06	1.3595	0.0146	287	1.37	1.38
2003.09 – 2004.07	1.3514	0.0139	315	1.33	1.36
2003.09 – 2004.08	1.3346	0.0137	342	1.33	1.34
2003.10 – 2004.09	1.3260	0.0137	352	1.35	1.33
2003.11 – 2004.10	1.2888	0.0132	352	1.27	1.29
2003.12 – 2004.11	1.2899	0.0134	352	1.27	1.29
2004.01 – 2004.12	1.3155	0.0140	352	1.31	1.29
2004.02 – 2005.01	1.2909	0.0139	352	1.27	1.26
2004.03 – 2005.02	1.2811	0.0135	356	1.27	1.25
2004.04 – 2005.03	1.2752	0.0127	356	1.28	1.24
2004.05 – 2005.04	1.2722	0.0121	356	1.23	1.24
2004.06 – 2005.05	1.2586	0.0120	354	1.24	1.22
2004.07 – 2005.06	1.2637	0.0117	354	1.28	1.23
2004.08 – 2005.07	1.2618	0.0118	357	1.28	1.22
2004.09 – 2005.08	1.2643	0.0114	359	1.28	1.23
2004.10 – 2005.09	1.2726	0.0115	361	1.28	1.23
2004.11 – 2005.10	1.2861	0.0110	361	1.27	1.24
2004.12 – 2005.11	1.2705	0.0113	361	1.23	1.22
2005.01 – 2005.12	1.2557	0.0107	361	1.24	1.21
2005.02 – 2006.01	1.2603	0.0110	341	1.27	1.22

Calcul de régression:

Y-ordonnée : R001_PM10_FDMS
X-abcisse : R001_PM10_donnés brutes

Périodes plus longues: 12, 13, ..., 28, 29 mois - Évolution depuis Septembre 2003

**Tableau II : MOLENBEEK – Rapport « PM10-FDMS sur PM10-données brutes »
Périodes de 12 à 29 mois**

Période	b	s{b}	Ndata	Ratio for AM PM10_FDMS/PM10_stand	AM-DagRatio
2003.09 – 2004.08	1.3346	0.0137	342	1.33	1.34
2003.09 – 2004.09	1.3177	0.0130	370	1.30	1.33
2003.09 – 2004.10	1.2978	0.0125	401	1.31	1.31
2003.09 – 2004.11	1.3022	0.0119	431	1.31	1.31
2003.09 – 2004.12	1.3165	0.0113	462	1.30	1.31
2003.09 – 2005.01	1.3150	0.0110	493	1.31	1.31
2003.09 – 2005.02	1.3195	0.0106	521	1.35	1.31
2003.09 – 2005.03	1.3258	0.0101	552	1.35	1.31
2003.09 – 2005.04	1.3239	0.0095	582	1.30	1.31
2003.09 – 2005.05	1.3173	0.0093	611	1.31	1.30
2003.09 – 2005.06	1.3091	0.0091	641	1.31	1.29
2003.09 – 2005.07	1.3060	0.0090	672	1.31	1.29
2003.09 – 2005.08	1.2987	0.0088	701	1.31	1.28
2003.09 – 2005.09	1.2952	0.0086	731	1.31	1.28
2003.09 – 2005.10	1.2915	0.0084	762	1.31	1.27
2003.09 – 2005.11	1.2873	0.0082	792	1.27	1.27
2003.09 – 2005.12	1.2866	0.0078	823	1.27	1.27
2003.09 – 2006.01	1.2902	0.0078	834	1.31	1.27

Calcul de régression:

Y-ordonnée : R001_PM10_FDMS
X-abcisse : R001_PM10_données brutes

Long Term Evolution of Daily Ratio "R001_PM10_FDMS / E001_PM10_Raw"																							
Cumulative Frequency Distribution of the Daily Ratios "R001_PM10_FDMS / R001_PM10_raw"																							
Period	200309-200601	200309-200512	200309-200511	200309-200510	200309-200509	200309-200508	200309-200507	200309-200506	200309-200505	200309-200504	200309-200503	200309-200502	200309-200501	200309-200412	200309-200411	200309-200410							
Min	0,73	0,73	0,73	0,73	0,73	0,73	0,73	0,73	0,73	0,73	0,73	0,73	0,78	0,79	0,79	0,81							
P2	0,84	0,84	0,84	0,84	0,84	0,83	0,84	0,83	0,83	0,83	0,84	0,84	0,85	0,85	0,86	0,86							
P5	0,89	0,89	0,89	0,89	0,89	0,88	0,89	0,89	0,88	0,89	0,89	0,88	0,90	0,91	0,91	0,90							
P10	0,95	0,95	0,95	0,95	0,95	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96	0,96							
P20	1,04	1,03	1,03	1,04	1,04	1,04	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,04	1,05	1,05	1,05	1,04							
P30	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	1,11	1,12	1,12	1,13	1,12	1,11	1,11	1,12	1,12	1,11							
P40	1,17	1,17	1,17	1,17	1,17	1,18	1,18	1,20	1,20	1,20	1,20	1,20	1,20	1,20	1,19	1,19							
P50	1,24	1,24	1,23	1,23	1,24	1,24	1,25	1,26	1,27	1,27	1,27	1,27	1,27	1,27	1,26	1,25							
P60	1,30	1,30	1,30	1,31	1,31	1,32	1,33	1,33	1,35	1,35	1,35	1,35	1,35	1,35	1,34	1,33							
P70	1,38	1,38	1,38	1,39	1,40	1,41	1,42	1,42	1,43	1,44	1,44	1,44	1,44	1,44	1,43	1,43							
P80	1,48	1,48	1,48	1,49	1,50	1,50	1,51	1,52	1,53	1,54	1,55	1,56	1,56	1,56	1,55	1,57							
P90	1,63	1,63	1,63	1,64	1,64	1,65	1,67	1,67	1,67	1,68	1,69	1,69	1,69	1,69	1,69	1,70							
P95	1,77	1,75	1,76	1,77	1,78	1,79	1,79	1,80	1,82	1,83	1,84	1,83	1,85	1,88	1,89	1,89							
P98	2,00	1,95	1,96	1,97	1,98	2,00	2,00	2,00	2,00	2,02	2,05	2,07	2,08	2,10	2,11	2,12							
P99	2,12	2,12	2,12	2,12	2,12	2,12	2,12	2,12	2,12	2,13	2,14	2,15	2,16	2,17	2,18	2,19							
Max	2,68	2,68	2,68	2,68	2,68	2,68	2,68	2,68	2,68	2,68	2,68	2,68	2,68	2,68	2,68	2,68							
AM	1,27	1,27	1,27	1,27	1,28	1,28	1,29	1,29	1,30	1,31	1,31	1,31	1,31	1,31	1,31	1,31							
ASD	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,29	0,29	0,29	0,29	0,29	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,31							
GM	1,24	1,24	1,24	1,24	1,25	1,25	1,26	1,26	1,27	1,28	1,28	1,27	1,28	1,28	1,28	1,27							
GSD	1,24	1,23	1,23	1,24	1,24	1,24	1,24	1,24	1,24	1,24	1,25	1,25	1,25	1,25	1,25	1,25							

Fig. 4 : Molenbeek - Distribution de Fréquences Cumulées des rapports journaliers « PM10-FDMS sur PM10-données brutes » calculés jour par jour. Périodes de 12 à 29 mois

A.5.5 Résultats à Haren (PM10-FDMS versus PM10-brut)

Des mesures de “TEOM-PM10-FDMS” et “TEOM-PM10-données brutes” ont été effectuées simultanément à partir de septembre 2004 dans le poste de mesure de Haren.

Les rapports “PM10-FDMS” entre “PM10-données brutes” de cette comparaison directe sont calculés de trois façons différentes:

- la pente de la droite par l’origine suivant une régression orthogonale pondérée
- le rapport des valeurs moyennes (AM) des deux séries de données
- la valeur moyenne des rapports calculés jour par jour (AM - rapport journalier)

Le tableau III reprend les résultats des calculs les périodes de quelques mois à maximum 12 mois : *septembre – novembre 2004 (3 mois)*, *septembre – décembre 2004 (4 mois)*, ..., *février 2005 – janvier 2006 (12 mois)*. Le tableau IV représente les résultats pour des périodes de plus de 12 mois (chaque période commençant au début des mesures en septembre 2004)..

Périodes de maximum 12 mois – Évolution depuis Septembre 2004

Tableau III: HAREN - Rapport « PM10-FDMS sur PM10-données brutes »
Périodes de 3 à 12 mois

Periode	b	s{b}	Ndata	Ratio for AM PM10_FDMS/PM10_stand	AM-DagRatio
2004.09 – 2004.11	0.9901	0.0136	73	0.94	0.97
2004.09 – 2004.12	1.0458	0.0160	103	1.00	1.01
2004.09 – 2005.01	1.0517	0.0145	134	1.00	1.03
2004.09 – 2005.02	1.0805	0.0140	162	1.03	1.06
2004.09 – 2005.03	1.1003	0.0135	193	1.09	1.09
2004.09 – 2005.04	1.1092	0.0123	223	1.09	1.10
2004.09 – 2005.05	1.1119	0.0117	250	1.09	1.10
2004.09 – 2005.06	1.1310	0.0113	280	1.12	1.12
2004.09 – 2005.07	1.1411	0.0110	311	1.12	1.14
2004.09 – 2005.08	1.1483	0.0105	342	1.13	1.14
2004.10 – 2005.09	1.1677	0.0102	349	1.16	1.16
2004.11 – 2005.10	1.1859	0.0100	350	1.19	1.18
2004.12 – 2005.11	1.1850	0.0101	357	1.19	1.18
2005.01 – 2005.12	1.1925	0.0100	358	1.20	1.19
2005.02 – 2006.01	1.2098	0.0098	345	1.23	1.21

Calcul de régression:

Y-ordonnée : N043_PM10_FDMS

X-abcisse : N043_PM10_données brutes

Périodes plus longues: 12, 13, ..., 16, 17 mois - Évolution depuis Septembre 2004

Tableau IV : HAREN – Rapport « PM10-FDMS sur PM10-données brutes »
Périodes de 12 à 17 mois

Periode	b	s{b}	Ndata	Ratio for AM PM10_FDMS/PM10_stand	AM-DagRatio
2004.09 – 2005.08	1.1483	0.0105	342	1.13	1.14
2004.09 – 2005.09	1.1522	0.0103	369	1.13	1.15
2004.09 – 2005.10	1.1500	0.0100	400	1.16	1.15
2004.09 – 2005.11	1.1435	0.0096	430	1.13	1.14
2004.09 – 2005.12	1.1547	0.0092	461	1.13	1.15
2004.09 – 2006.01	1.1658	0.0090	479	1.16	1.16

Calcul de régression:

Y-ordonnée : N043_PM10_FDMS

X-abcisse : N043_PM10_données brutes

Pour le poste de mesure de Haren, situé dans un environnement industriel sous l'influence de zones de stockage de matériaux de démolition et de matières premières (sable, etc. ...) pour la construction, le rapport **PM10-FDMS** sur **PM10-données brutes** atteint environ **1,20** [1,16 à 1,23].

Les résultats de la figure 5 font apparaître que ce facteur varie dans un large domaine (0,5 à 2) et donc n'est absolument pas constant.

Cumulative Frequency Distribution of the Daily Ratios "N043_PM10_FDMS / N043_PM10_raw"																							
Period	200502- 200601	200501- 200511	200412- 200511	200411- 200510	200410- 200509	200409- 200508	200409- 200507	200409- 200506	200409- 200505	200409- 200504	200409- 200503	200409- 200502	200409- 200501	200409- 200412	200409- 200411								
	Min	0,67	0,67	0,55	0,55	0,55	0,55	0,55	0,55	0,55	0,55	0,55	0,55	0,55	0,55	0,55							
P2	0,79	0,77	0,76	0,73	0,73	0,73	0,73	0,73	0,72	0,72	0,70	0,63	0,60	0,59	0,66								
P5	0,86	0,85	0,83	0,83	0,83	0,78	0,78	0,77	0,77	0,77	0,77	0,75	0,74	0,74	0,74								
P10	0,92	0,91	0,90	0,91	0,88	0,87	0,87	0,85	0,83	0,82	0,81	0,78	0,78	0,77	0,78								
P20	1,02	1,00	0,97	1,00	0,96	0,95	0,94	0,93	0,92	0,91	0,89	0,88	0,88	0,87	0,85								
P30	1,09	1,07	1,06	1,06	1,03	1,00	1,00	1,00	0,97	0,96	0,96	0,94	0,93	0,92	0,89								
P40	1,14	1,11	1,10	1,10	1,09	1,07	1,07	1,05	1,02	1,00	1,00	0,99	0,97	0,96	0,94								
P50	1,18	1,17	1,16	1,17	1,15	1,12	1,12	1,10	1,08	1,07	1,06	1,03	1,00	1,00	0,97								
P60	1,24	1,22	1,22	1,22	1,20	1,18	1,18	1,17	1,14	1,13	1,10	1,09	1,06	1,04	1,00								
P70	1,30	1,28	1,28	1,28	1,26	1,25	1,24	1,22	1,21	1,20	1,18	1,15	1,10	1,09	1,03								
P80	1,38	1,35	1,35	1,35	1,33	1,31	1,31	1,30	1,30	1,30	1,29	1,24	1,20	1,18	1,08								
P90	1,47	1,46	1,46	1,46	1,44	1,43	1,43	1,41	1,39	1,40	1,41	1,36	1,33	1,29	1,18								
P95	1,62	1,57	1,58	1,58	1,56	1,51	1,52	1,50	1,48	1,48	1,49	1,43	1,36	1,35	1,23								
P98	1,88	1,87	1,87	1,88	1,88	1,76	1,81	1,75	1,63	1,65	1,64	1,57	1,49	1,36	1,27								
P99	1,93	1,93	1,93	1,93	1,93	1,93	1,93	1,93	1,78	1,82	1,71	1,64	1,56	1,42	1,31								
Max	2,04	2,04	2,04	2,04	2,04	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	1,86	1,67	1,58	1,36								
AM	1,21	1,19	1,18	1,18	1,16	1,14	1,14	1,12	1,10	1,10	1,09	1,06	1,03	1,01	0,97								
ASD	0,24	0,23	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,23	0,24	0,24	0,23	0,21	0,20	0,15								
GM	1,18	1,16	1,15	1,15	1,14	1,12	1,11	1,10	1,08	1,07	1,06	1,04	1,01	1,00	0,96								
GSD	1,21	1,21	1,22	1,23	1,23	1,23	1,24	1,24	1,24	1,24	1,25	1,24	1,23	1,22	1,18								

Fig. 5 : Haren - Distribution de Fréquences Cumulées des rapports journaliers rapports **PM10-FDMS** sur **PM10-données brutes** calculés jour par jour. Périodes de 12 mois

A.5.6 Résultats à Uccle (PM10-FDMS versus PM10-brut)

Des mesures simultanées de **PM10-FDMS** et **PM10-données brutes** n'ont pas été effectuées dans le poste de mesure d'Uccle. Le rapport entre les deux méthodes a été déduit de façon indirecte en comparant les valeurs PM10-FDMS d'Uccle (R012) avec les valeurs PM10-données brutes de Berchem-Ste-Agathe (B011).

D'une part le rapport entre **R012_PM10_données brutes** et **B011_PM10_données brutes** a été établi pour une période d'un an "1 mai 2003 – 30 avril 2004". Ce rapport est environ 1.20 (valeur de 1.1958 en haut du tableau V).

D'autre part, le rapport entre **R012_PM10_FDMS** et **B011_PM10_données brutes** a été établi pour des périodes d'un an : "1 mai 2004 – 30 avril 2005" , "1 juin 2004 – 31 mai 2005" et "1 juillet 2004 – 30 juin 2005". Ce rapport est d' l'ordre de 1.70. Pour les périodes mentionnées le rapport calculé est respectivement 1.7265, 1.6996 et 1.6944.

Le rapport de comparaison entre les deux périodes annuelles permet d'estimer le rapport entre **R012_PM10_FDMS** et **R012_PM10_données brutes** (résultats en gras dans le tableau V):

Tableau V: **UCCLE - Rapport « PM10-FDMS sur PM10-données brutes »**
Période de 12 mois

	Période	Régression Orthogonale $Y = b.X$	Rapport AM des deux séries de données	AM – Rapport journalier
1	R012_raw / B011_raw 2003.05 – 2004.04	1.1958	1.24	1.26
9	R012_Fdms / B011_raw 2004.05 – 2005.04	1.7265	1.75	1.69
9/1	R012_Fdms/R012_raw	1.444	1.41	1.34
10	R012_Fdms / B011_raw 2004.06 – 2005.05	1.6996	1.69	1.66
10/1	R012_Fdms/R012_raw	1.421	1.36	1.32
11	R012_Fdms / B011_raw 2004.07 – 2005.06	1.6944	1.65	1.66
11/1	R012_Fdms/R012_raw	1.417	1.33	1.32

Le rapport **PM10-FDMS** sur **PM10-données brutes** à Uccle atteint environ **1,42**.

A.5.7 Résultats à Woluwé (PM10-FDMS versus PM10-Raw)

Le rapport entre **WOL1-PM10-FDMS** et **WOL1-PM10-Données brutes** a été obtenu de façon indirecte. Les séries de données ont été comparées à celles de trois autres postes de mesure dont le rapport PM10-FDMS/PM10-Données brutes a été déterminé de façon directe.

D'une part le rapport **WOL1_PM10_Données brutes** et **XXXX_PM10_Données brutes** (XXXX = code d'un autre poste de mesure) a été établi pour une période d'un an "1 janvier – 31 décembre 2003". D'autre part le rapport entre **WOL1_PM10_FDMS** et **XXXX_PM10_FDMS** a été calculé pour une période de:

- 7 mois *1 mars 2005 – 30 septembre 2005*
- 8 mois *1 mars 2005 – 31 octobre 2005*
- 9 mois *1 mars 2005 – 30 novembre 2005*
- 10 mois *1 mars 2005 – 31 décembre 2005*
- 11 mois *1 mars 2005 – 31 janvier 2006*
- 12 mois *1 mars 2005 – 28 février 2006*

Avec **K_{2w,x}** = **WOL1_PM10_FDMS / XXXX_PM10_FDMS**

et **K_{1w,x}** = **WOL1_PM10_ruwe data / XXXX_PM10_ruwe data**

et **K_{3x,x}** = **XXXX_PM10_FDMS / XXXX_PM10_ruwe data**
 connu de la comparaison directe

Dans l'hypothèse qu'une période d'un an (plusieurs mois) soit suffisamment longue pour déterminer les rapports mutuels, le rapport WOL1-PM10-FDMS sur WOL1-PM10-Données brutes pour le poste WOL1 est donné par:

$$\begin{aligned} R_{\text{FDMS,RAW}} &= \text{WOL1_PM10_FDMS} / \text{WOL1_PM10_ruwe data} \\ &= K_{2w,x} * K_{3x,x} / K_{1w,x} \end{aligned}$$

Le tableau VI représente les résultats (valeur de la pente de la régression orthogonale pondérée, droite par l'origine), calculés sur base de comparaison avec les séries de données de trois postes de mesure différents (R001, R012 en N043).

Tableau VI: **WOLUWÉ - Rapport PM10-FDMS sur PM10-données brutes**
 Calcul sur base de comparaison avec les séries de données
 des postes de mesure de Molenbeek, Uccle et Woluwé

W_Ort_Regr (b)		Ratio	WOL1/R001 K3 ≈ 1,30	WOL1/R012 K3 ≈ 1,42	WOL1/N043 K3 ≈ 1,16
1	K1	WOL1_raw / XXXX_raw 2003.01 – 2003.12	0.7533	1.0269	0.6395
2	K2	WOL1_fdms/XXXX_fdms 2005.03 – 2005.09	0.8872	1.0411	0.7602
	K3		1.30	1.42	1.16
2/1	K2*K3/K1	WOL1_Fdms/WOL1_raw	1.53	1.44	1.38
3	K2	WOL1_fdms/XXXX_fdms 2005.03 – 2005.10	0.8883	1.0363	0.7681
	K3		1.29	1.42	1.18
3/1	K2*K3/K1	WOL1_Fdms/WOL1_raw	1.52	1.43	1.42
4	K2	WOL1_fdms/XXXX_fdms 2005.03 – 2005.11	0.8895	1.0319	0.7666
	K3		1.27	1.42	1.19
4/1	K2*K3/K1	WOL1_Fdms/WOL1_raw	1.50	1.43	1.43
5	K2	WOL1_fdms/XXXX_fdms 2005.03 – 2005.12	0.8832	1.0256	0.7767
	K3		1.26	1.42	1.19
5/1	K2*K3/K1	WOL1_Fdms/WOL1_raw	1.48	1.42	1.45
6	K2	WOL1_fdms/XXXX_fdms 2005.03 – 2006.01	0.8940	1.0104	0.7920
	K3		1.26	1.42	1.20
6/1	K2*K3/K1	WOL1_Fdms/WOL1_raw	1.50	1.40	1.49
7	K2	WOL1_fdms/XXXX_fdms 2005.03 – 2006.02	0.9003	1.0077	0.8046
	K3		1.26	1.42	1.20
7/1	K2*K3/K1	WOL1_Fdms/WOL1_raw	1.51	1.39	1.51
8	K2	WOL1_fdms/XXXX_fdms 2005.04 – 2006.03	0.8958	1.0017	0.7977
	K3		1.26	1.42	1.20
8/1	K2*K3/K1	WOL1_Fdms/WOL1_raw	1.50	1.39	1.50
9	K2	WOL1_fdms/XXXX_fdms 2005.05 – 2006.04	0.8975	0.9933	0.8029
	K3		1.26	1.42	1.20
9/1	K2*K3/K1	WOL1_Fdms/WOL1_raw	1.50	1.37	1.51
10	K2	WOL1_fdms/XXXX_fdms 2005.06 – 2006.05	0.8975	0.9875	0.8066
	K3		1.26	1.42	1.20
10/1	K2*K3/K1	WOL1_Fdms/WOL1_raw	1.50	1.37	1.51

A.5.8 Résultats à Berchem-Ste-Agathe (PM10-FDMS versus PM10-Raw)

Le rapport entre **B011-PM10-FDMS** et **B011-PM10-Données brutes** est obtenu de façon indirecte. Les séries de données ont été comparées à celles de trois autres postes de mesure dont le rapport PM10-FDMS/PM10-Données brutes a été déterminé de façon directe. La méthode est identique à celle décrite sous le point A.5.7. Les résultats du poste de mesure de Berchem-Ste-Agathe sont donnés dans le tableau VII.

Tableau VII: **BERCHEM-Ste-Agathe - Rapport PM10-FDMS sur PM10-données brutes**
Calcul sur base de comparaison avec les séries de données
des postes de mesure de Molenbeek, Uccle et Woluwé

W_Ort_Regr (b)		Ratio	B011/R001 K3 ≈ 1,30	B011/R012 K3 ≈ 1,42	B011/N043 K3 ≈ 1,19
1	K1	B011_raw / XXXX_raw 2003.01 – 2003.12	0.6788	0.9201	0.5570
2	K2	B011_fdms/XXXX_fdms 2005.07 – 2006.01	0.8247	0.9236	0.7381
	K3		1.26	1.42	1.20
2/1	K2*K3/K1	B011_Fdms/B011_raw	1.53	1.43	1.59
3	K2	B011_fdms/XXXX_fdms 2005.07 – 2006.02	0.8244	0.9091	0.7445
	K3		1.26	1.42	1.20
3/1	K2*K3/K1	B011_Fdms/B011_raw	1.53	1.40	1.60
4	K2	B011_fdms/XXXX_fdms 2005.07 – 2006.03	0.8218	0.9032	0.7383
	K3		1.26	1.42	1.20
4/1	K2*K3/K1	B011_Fdms/B011_raw	1.53	1.39	1.59
5	K2	B011_fdms/XXXX_fdms 2005.07 – 2006.04	0.8182	0.8960	0.7306
	K3		1.26	1.42	1.20
5/1	K2*K3/K1	B011_Fdms/B011_raw	1.52	1.38	1.57
6	K2	B011_fdms/XXXX_fdms 2005.07 – 2006.05	0.8192	0.8908	0.7319
	K3		1.26	1.42	1.20
6/1	K2*K3/K1	B011_Fdms/B011_raw	1.52	1.37	1.58
7	K2	B011_fdms/XXXX_fdms 2005.07 – 2006.06			
	K3				
7/1	K2*K3/K1	B011_Fdms/B011_raw			

A.5.9 Résultats du Parc Meudon (PM2,5-FDMS versus PM2,5-Raw)

Une comparaison directe entre **TEOM-PM2,5-FDMS** et **TEOM-PM2,5-Données brutes** a été effectué entre juillet 2005 et mars 2007.

Le rapport entre “**PM2,5-FDMS**” et “**PM2,5-ruwe data**” est calculé de trois manières différentes:

- la pente de la droite par l’origine suivant une régression orthogonale pondérée
- le rapport des valeurs moyennes (AM) des deux séries de données
- la valeur moyenne des rapports calculés jour par jour (AM - rapport journalier)

Périodes de maximum 12 mois- Évolution depuis juillet 2005

Tableau VIII: Parc MEUDON – Rapport PM2,5-FDMS sur PM2,5-données brutes
Quelques mois jusque **MAXIMUM 12 MOIS**

Période	b	s{b}	Ndata	Ratio for AM PM10_FDMS/PM10_stand	AM-DagRatio
2005.07 – 2005.10	1.2316	0.0378	94	1.19	1.08
2005.07 – 2005.11	1.2572	0.0299	124	1.18	1.09
2005.07 – 2005.12	1.3136	0.0234	155	1.21	1.14
2005.07 – 2006.01	1.4109	0.0213	186	1.31	1.21
2005.07 – 2006.02	1.4348	0.0202	213	1.33	1.25
2005.07 – 2006.03	1.4525	0.0191	242	1.33	1.25
2005.07 – 2006.04	1.4679	0.0187	271	1.41	1.28
2005.07 – 2006.05	1.4871	0.0186	302	1.41	1.29
2005.07 – 2006.06	1.5005	0.0181	329	1.41	1.32
2005.08 – 2006.07	1.5134	0.0170	355	1.41	1.35
2005.09 – 2006.08	1.5198	0.0165	355	1.41	1.37
2005.10 – 2006.09	1.5201	0.0157	358	1.44	1.40
2005.11 – 2006.10	1.5331	0.0156	358	1.52	1.42
2005.12 – 2006.11	1.5567	0.0153	358	1.51	1.44
2006.01 – 2006.12	1.5662	0.0151	358	1.52	1.46
2006.02 – 2007.01	1.5557	0.0163	359	1.50	1.45
2006.03 – 2007.02	1.5691	0.0174	360	1.49	1.46
2006.04 – 2007.03	1.5785	0.0191	362	1.53	1.49

Calcul de régression:

Y-ordonnée : MEU1_PM2,5_FDMS
X-abcisse : MEU1_PM2,5_données brutes

Périodes plus longues: 12, 13, ..., 20, 21 mois – Évolution depuis juillet 2005

**Tabel IX: Parc MEUDON – Rapport PM2,5-FDMS sur PM2,5-ruwe data
Périodes de 12 à 21 mois**

Période	b	s{b}	Ndata	Ratio for AM PM10_FDMS/PM10_stand	AM-DagRatio
2005.07 – 2006.06	1.5005	0.0181	329	1.41	1.32
2005.07 – 2006.07	1.5097	0.0170	360	1.41	1.35
2005.07 – 2006.08	1.4947	0.0165	391	1.47	1.34
2005.07 – 2006.09	1.4832	0.0159	421	1.38	1.34
2005.07 – 2006.10	1.4913	0.0151	452	1.47	1.35
2005.07 – 2006.11	1.4941	0.0148	482	1.45	1.35
2005.07 – 2006.12	1.4968	0.0139	513	1.45	1.36
2005.07 – 2007.01	1.5019	0.0136	544	1.42	1.37
2005.07 – 2007.02	1.5137	0.0135	572	1.43	1.38
2005.07 – 2007.03	1.5200	0.0134	603	1.45	1.39

A.5.10 Résultats à Molenbeek (PM2.5-FDMS versus PM2.5-Raw)

Le rapport entre **R001_PM2,5_FDMS** en **R001_PM2,5_données brutes** a été obtenu de façon indirecte. La série de données a été comparée à celle du poste de mesure MEU1 dont le rapport **PM2,5-FDMS/PM2,5_données brutes** a été déterminé de façon directe.

D'une part le rapport **R001_PM2,5_données brutes** et **MEU1_PM2,5_données brutes** a été établi pour une période d'un an (juillet 2002 – juin 2003). D'autre part le rapport entre **R001_PM2,5_FDMS** et **MEU1_PM2,5_FDMS** a été calculé pour une période de :

- 6 mois *1 janvier 2006 – 30 juin 2006*
- 7 mois *1 janvier 2006 – 31 juillet 2006*
- 8 mois *1 janvier 2006 – 31 août 2006*
- 9 mois *1 janvier 2006 – 30 septembre 2006*
- 10 mois *1 janvier 2006 – 31 octobre 2006*
- 11 mois *1 janvier 2006 – 30 novembre 2006*
- 12 mois *1 janvier 2006 – 31 décembre 2006*
- 12 mois *1 février 2006 – 31 janvier 2007*
- 12 mois *1 mars 2006 – 28 février 2007*

Avec $K_{2,R,M} = R001_PM2,5_FDMS / MEU1_PM2,5_FDMS$

et $K_{1,R,M} = R001_PM2,5_ruwe\ data / MEU1_PM2,5_ruwe\ data$

et $K_{3,M,M} = MEU1_PM2,5_FDMS / MEU1_PM2,5_ruwe\ data$
connu de la comparaison directe

Dan l'hypothèse qu'une période d'un an (plusieurs mois) soit suffisamment longue pour déterminer les rapports mutuels, le rapport **R001_PM2,5_FDMS** sur **R001_PM2,5_données brutes** pour le poste R001 est donné par:

$$\begin{aligned} R_{FDMS/RAW} &= R001_PM2,5_FDMS / R001_PM2,5_ruwe\ data \\ &= K_{2,R,M} * K_{3,M,M} / K_{1,R,M} \end{aligned}$$

Tableau X: **MOLENBEEK - Rapport PM2,5-FDMS sur PM2,5-données brutes**
Calcul sur base d'une comparaison avec le poste au Parc Meudon

W_Ort_Regr (b)		Ratio – PM2,5	R001/MEU1 K3 ≈ 1,50		
1	K1	R001_raw / MEU1_raw 2002.07 – 2003.06	1.1839		
2	K2	R001_fdms/MEU1_fdms 2006.01 – 2006.06	1.1970		
	K3		1.50		
2/1	K2*K3/K1	R001_Fdms/R001_raw	1.52		
3	K2	R001_fdms/MEU1_fdms 2006.01 – 2006.07	1.1970		
	K3		1.51		
3/1	K2*K3/K1	R001_Fdms/R001_raw	1.53		
4	K2	R001_fdms/MEU1_fdms 2006.01 – 2006.08	1.1997		
	K3		1.52		
4/1	K2*K3/K1	R001_Fdms/R001_raw	1.54		
5	K2	R001_fdms/MEU1_fdms 2006.01 – 2006.09	1.1997		
	K3		1.52		
5/1	K2*K3/K1	R001_Fdms/R001_raw	1.54		
6	K2	R001_fdms/MEU1_fdms 2006.01 – 2006.10	1.2025		
	K3		1.53		
6/1	K2*K3/K1	R001_Fdms/R001_raw	1.55		
7	K2	R001_fdms/MEU1_fdms 2006.01 – 2006.11	1.2052		
	K3		1.55		
7/1	K2*K3/K1	R001_Fdms/R001_raw	1.58		
8	K2	R001_fdms/MEU1_fdms 2006.01 – 2006.12	1.2047		
	K3		1.56		
8/1	K2*K3/K1	R001_Fdms/R001_raw	1.59		
9	K2	R001_fdms/MEU1_fdms 2006.02 – 2007.01	1.2125		
	K3		1.56		
9/1	K2*K3/K1	R001_Fdms/R001_raw	1.60		
10	K2	R001_fdms/MEU1_fdms 2006.01 – 2007.02	1.2073		
			1.57		
10/1	K2*K3/K1	R001_Fdms/R001_raw	1.60		

A.5.11 Résultats de Haren (PM2,5-FDMS versus PM2,5-Raw)

Le rapport entre **N043_PM2,5_FDMS** et **N043_PM2,5 données brutes** a également été obtenu de façon indirecte. La méthode est identique à celle décrite sous le point A.5.10.

Tableau XI: **HAREN - Rapport PM2,5-FDMS sur PM2,5-données brutes**
Calcul sur base de données de comparaison du poste au Parc Meudon

W_Ort_Regr (b)		Ratio – PM2,5	N043/MEU1 K3 ≈ 1,50		
1	K1	N043_raw / MEU1_raw 2002.07 – 2003.06	1.3413		
2	K2	N043_fdms/MEU1_fdms 2006.01 – 2006.06	1.2066		
	K3		1.50		
2/1	K2*K3/K1	N043_Fdms/N043_raw	1.35		
3	K2	N043_fdms/MEU1_fdms 2006.01 – 2006.07	1.2067		
	K3		1.51		
3/1	K2*K3/K1	N043_Fdms/N043_raw	1.36		
4	K2	N043_fdms/MEU1_fdms 2006.01 – 2006.08	1.2125		
	K3		1.52		
4/1	K2*K3/K1	N043_Fdms/N043_raw	1.37		
5	K2	N043_fdms/MEU1_fdms 2006.01 – 2006.09	1.2194		
	K3		1.52		
5/1	K2*K3/K1	N043_Fdms/N043_raw	1.38		
6	K2	N043_fdms/MEU1_fdms 2006.01 – 2006.10	1.2324		
	K3		1.53		
6/1	K2*K3/K1	N043_Fdms/N043_raw	1.41		
7	K2	N043_fdms/MEU1_fdms 2006.01 – 2006.11	1.2410		
	K3		1.55		
7/1	K2*K3/K1	N043_Fdms/N043_raw	1.43		
8	K2	N043_fdms/MEU1_fdms 2006.01 – 2006.12	1.2401		
	K3		1.56		
8/1	K2*K3/K1	N043_Fdms/N043_raw	1.44		
9	K2	N043_fdms/MEU1_fdms 2006.02 – 2007.01	1.2493		
	K3		1.56		
9/1	K2*K3/K1	N043_Fdms/N043_raw	1.45		
10	K2	N043_fdms/MEU1_fdms 2006.03 – 2007.02	1.2584		
			1.57		
10/1	K2*K3/K1	N043_Fdms/N043_raw	1.47		

