

1. NORMES : Directives CE

Dans le cadre de la CE, des normes de qualité de l'air ont été fixées par le passé (1982-1992) pour plusieurs polluants. Ce fut le cas notamment pour le dioxyde de soufre et les particules en suspension (fumées noires), 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) donnaient des **valeurs limites** et des **valeurs guides**. La directive 92/72/CE pour l'ozone donnait des **valeurs seuils**.

Les **valeurs limites** avaient (et 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'était pas* (et 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, les valeurs formulées sont des **valeurs seuils**. 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.

Depuis 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 nouvelle **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.

Les objectifs de cette directive cadre sont les suivants :

- définir et fixer des objectifs concernant la qualité de l'air ambiant dans la Communauté afin d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs pour la santé humaine et pour l'environnement dans son ensemble
- évaluer, sur la base de méthodes et de critères communs, la qualité de l'air ambiant dans les États membres
- disposer d'informations adéquates sur la qualité de l'air ambiant et faire en sorte que le public en soit informé, entre autres par des seuils d'alerte
- maintenir la qualité de l'air ambiant, lorsqu'elle est bonne et l'améliorer dans les autres cas

À 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, particules fines telles que les suies (y compris PM10), particules en suspension, plomb, ozone, benzène, monoxyde de carbone, hydrocarbures poly-aromatiques, 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 le 22 avril 1999 (*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*. La quatrième directive fille, fixant des objectifs pour les *métaux lourds* (mercure, cadmium, nickel et arsenic) et pour les *hydrocarbures poly-aromatiques* dans l'air ambiant, a été publiée le 15 décembre 2004.

Les objectifs des nouvelles directives doivent être atteints pour le 1^{er} janvier 2005, le 1^{er} janvier 2010 ou à partir du 1^{er} janvier 2013 (4^{ème} directive fille). Les valeurs limites des directives CE antérieures restent en vigueur jusqu'au 1^{er} janvier 2005.

Dès la deuxième année après l'apparition des directives filles, les données doivent toutefois être évaluées par rapport aux objectifs de celles-ci (objectifs qualité de l'air à atteindre en 2005 ou 2010). En attendant l'entrée en vigueur de la valeur limite (pour les PM10 entre 2001 et 2005) une *marge de dépassement* est prévue, qui est exprimée en pourcentage de la valeur limite ultime. Cette marge de dépassement diminue de façon linéaire d'année en année et doit être ramenée à zéro pour la date finale prévue (1^{er} janvier 2005 ou 2010 pour les PM10).

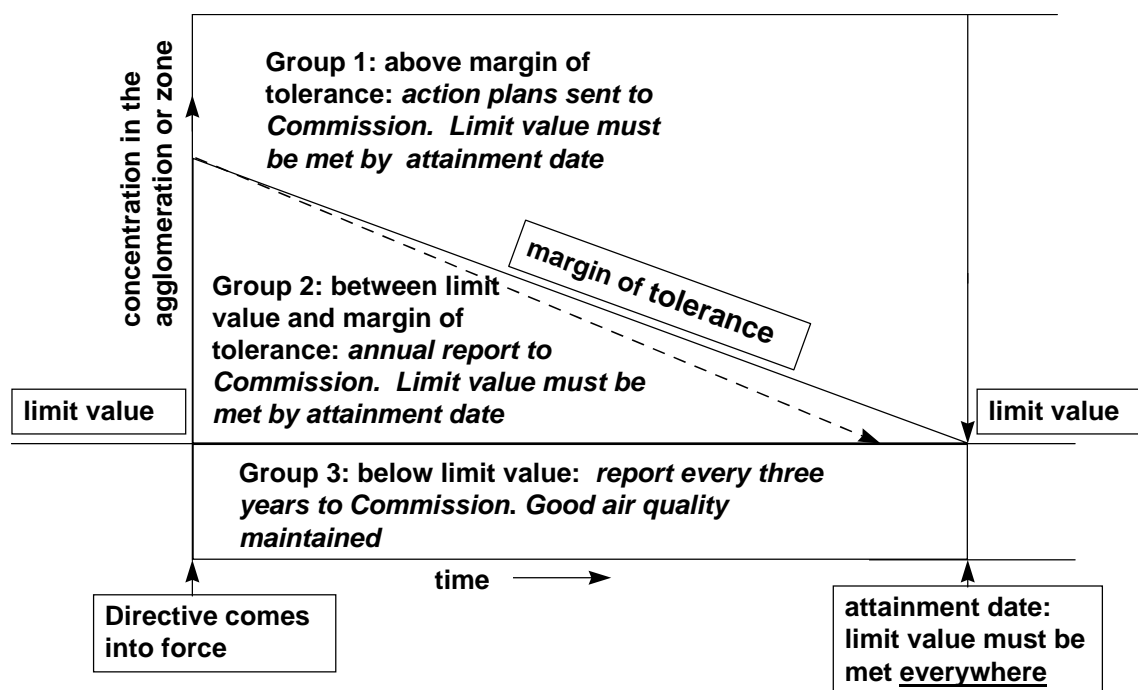


Fig.1 : Schéma du rapportage en fonction d'un dépassement de la valeur limite majorée de la marge de dépassement (*Guidance on Assessment under the EU Air Quality Directives*)

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 prévue (2005, 2010 ou 2013) et pas avant.

Le fait de prévoir une marge de dépassement sert 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.

Réglementation pour les PM10 - Directive CE 1999/30/CE

Date de publication CE : 22.04.1999

Date d'adoption par la Région de Bruxelles - Capitale : 28.06.2001

Cette directive est une 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* 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 de 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 et à partir duquel les États membres prennent immédiatement des mesures conformément à la directive 96/62/CE.*

Durant une période de transition, entre 2001 et 2005 (ou 2010), 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.

Dans la formulation des **objectifs pour les particules en suspension** (PM10), deux phases sont prévues. Les objectifs de la phase 1 doivent être atteints pour le 1^{er} janvier 2005. Les objectifs de la phase 2 (pour le 1^{er} janvier 2010) sont des valeurs limites indicatives, qui devront être revues à la lumière d'informations complémentaires sur 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 différents États membres. Les valeurs limites pour les deux phases figurent dans le *tableau I* à la page suivante.

Tableau I : 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
<i>PHASE 1</i>					
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%
<i>PHASE 2</i>					
Santé publique	24 heures	50 µg/m ³ PM ₁₀	7 par an	1 ^{er} janvier 2010	<i>à déterminer</i>
Santé publique	Année calendrier	20 µg/m ³ PM ₁₀		1 ^{er} janvier 2010	50%

Aucune valeur limite n'a encore été donnée pour les particules PM2.5. La directive recommande clairement de commencer les mesures pour les PM2.5. En cas de révision éventuelle de la directive dans l'avenir, les résultats qui, entre-temps, seront disponibles, seront utiles pour fixer éventuellement des valeurs limites pour les PM2.5.

2. Particules en Suspension et leur détection

Particules en suspension est un nom commun pour toutes les particules qui flottent librement dans l'air ambiant. Contrairement aux composés gazeux (p. ex. SO₂, NO₂, ...) 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.

La répartition et l'identification des particules en fonction de leur taille ont déjà été l'objet de plusieurs études au cours des années '70 et '80 du siècle dernier. Les figures 2 à 4 donnent quelques exemples de répartition et de composition de différentes fractions de particules dans un air urbain qui n'est pas chargé par des émissions d'industries lourdes. Le tableau de la figure 5 donne la taille de 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 (masse) 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 de suie, le plomb originaire du trafic, le carbone élémentaire et les sulfates appartiennent en grande partie à la fraction des particules fines (< 1 µm). La majorité des nitrates, par contre, est 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).

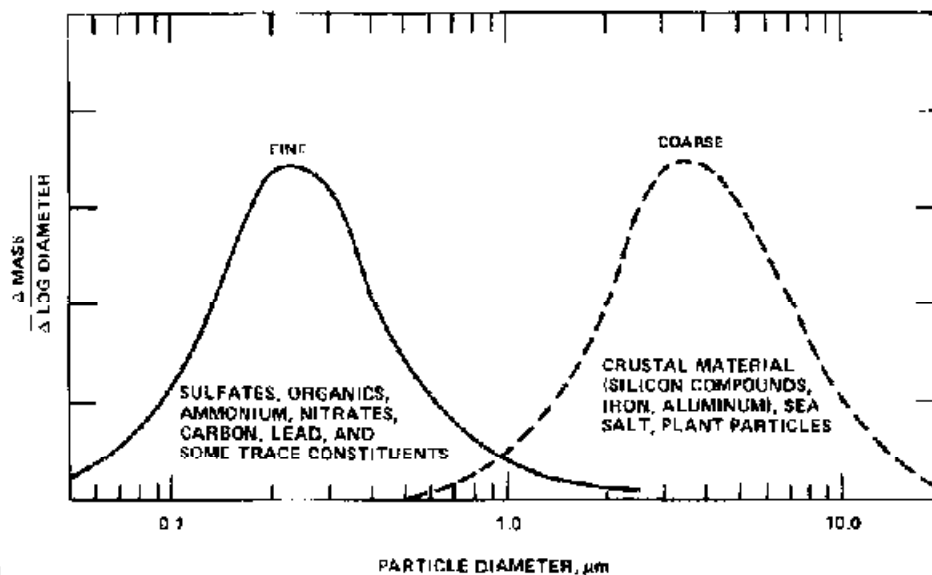


Fig. 2 : Répartition bi-modale de la taille des particules et indication du type
Aerosol Measurement, Willeke and Baron, 1993 - R&P Seminar – Antwerp 2002

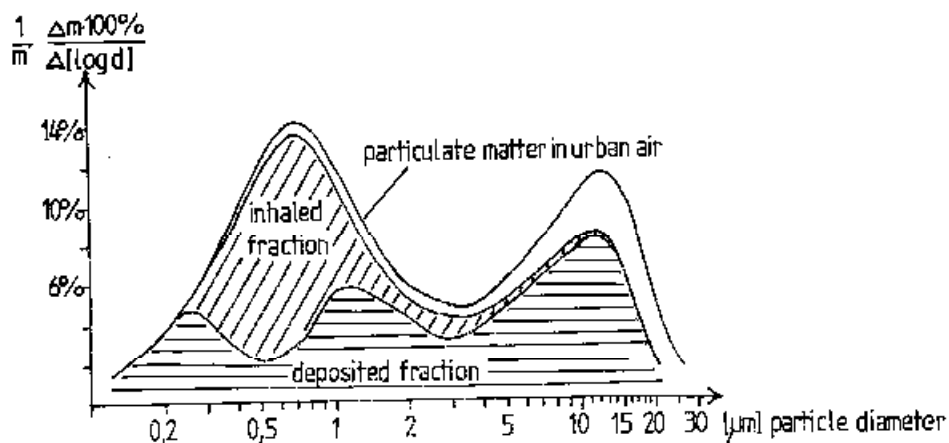


Fig. 3: Répartition bi-modale – fraction respirable suivant la taille des particules
Field Measurements of Suspended Particulates – report to CEC, J.Müller, Frankfurt 1984

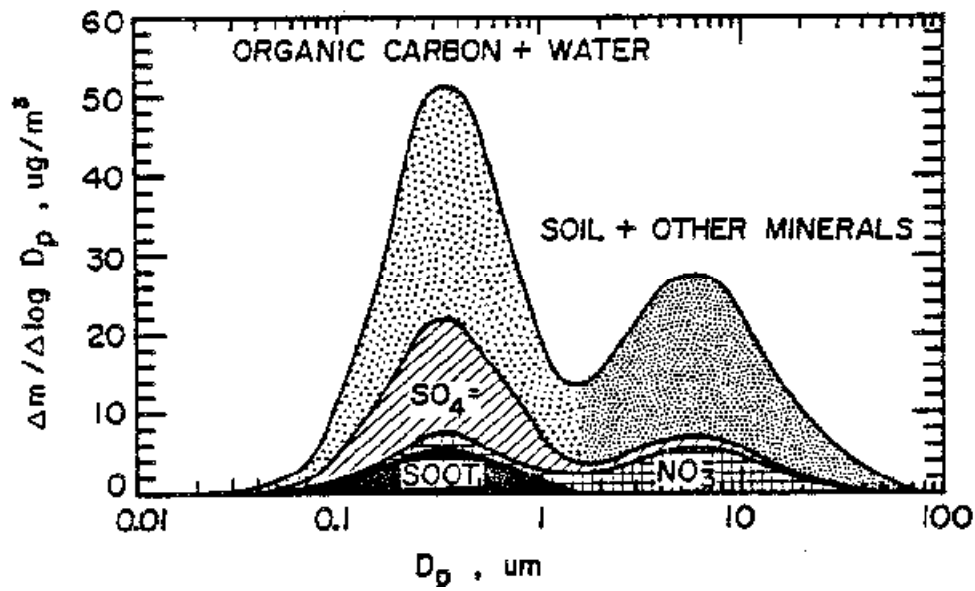


Fig. 4: Représentation bi-modale de la taille des particules avec indication du type
Aerosol Measurement, K. T. Whitby, University of Minnesota, 1978

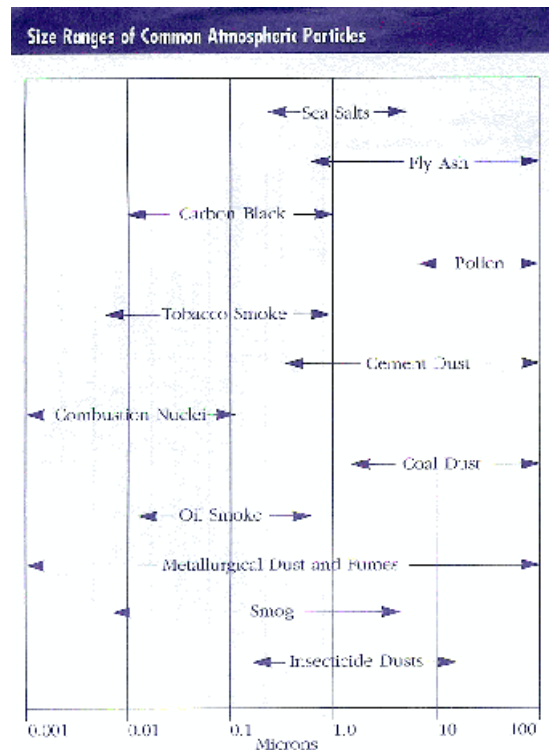


Fig. 5: Taille des particules très courantes
Environmental Tables & Information, 1999-2000

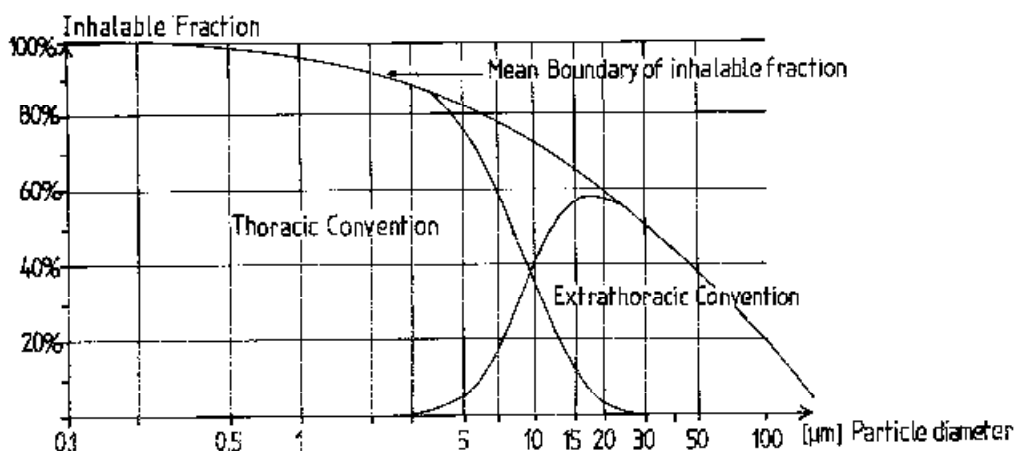


Fig. 6: Fraction respirable en fonction de la taille des particules
Field Measurements of Suspended Particulates – report to CEC, J.Müller, Frankfurt 1984

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: la trachée et ses divisions et jusque dans les alvéoles pulmonaires.

Lors de la fixation de la réglementation CE (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. La directive ne comprend pas d'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 µm) qui pénètre très profondément dans le système respiratoire, que les particules plus grosses (2,5 à 10 µm), dont une quantité non négligeable se dépose dans les voies respiratoires supérieures.

Les particules ne présentent pas toutes un danger équivalent pour la santé. Dû à leur caractère potentiellement mutagène et/ou cancérigène, la présence de suies, HPA et particules contenant du carbone dans la fraction des fines particules présente certainement un plus grand risque que la présence de sable et de particules d'argile qui appartiennent à la classe 2,5 à 10 µm. De plus la fraction des fines particules est transportée jusque dans les alvéoles pulmonaires, où le passage de substances dangereuses dans la circulation sanguine est possible.

Vu que la plus grande partie de la masse des PM10 se compose 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 observer l'évolution des concentrations de particules les plus dangereuses. Une diminution significative du nombre des particules dangereuses, p.ex. suite à une éventuelle obligation d'installation de filtres à particules sur les voitures diesel, induirait probablement une diminution minimale de la concentration massique des PM10.

2.1 Méthode de référence pour l'échantillonnage et la mesure des PM10

Avec les méthodes de mesure en continu des composés gazeux simples (p. ex. SO₂, NO₂, ...) il est possible d'obtenir des résultats relativement bien comparables, quelle que soit la méthode de détection physico-chimique utilisée, pour autant qu'elle soit suffisamment spécifique.

Pour la détermination de la teneur en particules en suspension dans l'air, la taille des particules échantillonnées n'est pas le seul paramètre important (particules totales, fraction PM10, fraction PM2,5, ...) pour obtenir de résultats comparables, mais également la méthode de détection utilisée.

Les résultats obtenus avec des méthodes de détection différentes ne sont suffisamment 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 perte 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.

La méthode de référence pour l'échantillonnage et la mesure des PM10 est décrite en annexe IX, point IV de la directive 1999/30/EG:

La méthode décrite dans la norme EN 12341 "Qualité de l'air – Procédure d'essai en grandeur réelle visant à démontrer que les méthodes d'échantillonnage de la fraction PM10 des particules ont valeur de référence". Le principe de la mesure est fondé sur la collecte de la fraction PM10 des particules ambiantes sur un filtre et la détermination gravimétrique de la masse.

Les États membres peuvent également utiliser toute autre méthode dont ils peuvent prouver qu'elle donne des résultats équivalents à ceux de la méthode susvisée, ou toute autre méthode dont l'État membre concerné peut prouver qu'elle présente un rapport constant avec la méthode de référence. Dans ce cas, les résultats obtenus par la méthode doivent être corrigés par un facteur approprié pour produire des résultats équivalents à ceux qui auraient été obtenus en utilisant la méthode de référence.

Les États membres informent la Commission de la méthode utilisée pour l'échantillonnage et la mesure des PM10. La Commission effectue dès que possible des exercices de comparaison des méthodes d'échantillonnage et de mesure des PM10, de manière à fournir des informations en vue du réexamen des dispositions de la présente directive conformément à l'article 10.

Dans la méthode de référence, la fraction 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).

Ensuite l'échantillonnage se fait sur filtre. La détermination de la masse se fait par gravimétrie. Le filtre est pesé avant et après échantillonnage. Le résultat est calculé à partir de l'augmentation de masse et du volume d'air échantillonné.

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 ± 3 %.

Contrairement aux méthodes pour la détermination des composés gazeux, il est impossible de tester les méthodes de mesures des particules d'une manière simple, car il n'existe pas d'étalon primaire.

La méthode de référence a été établie par convention. À un moment donné il y a eu un consensus pour adopter comme méthode des référence une méthode normalisée et largement utilisée. La méthode fournit des résultats reproductibles dans des conditions contrôlées, mais il n'y a pas de garantie absolu que cette méthode soit la meilleure approche pour fournir des résultats qui représentent le mieux la réalité physique.

Pendant l'échantillonnage sur filtre, il y a accroissement de masse dû à la collecte des particules, l'absorption d'humidité et d'une fraction volatile. La perte de masse est une conséquence de l'évaporation de l'humidité, de la volatilisation des composés gazeux et éventuellement de la dissociation de certains composés. Lors du conditionnement des filtres s'établit un équilibre qui est caractéristique pour la température et le degré d'humidité de référence. On arrive donc à un équilibre de masse qui est spécifique aux conditions de labo, mais qui ne reflète pas forcément la réalité physique lors 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.

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.

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 néphélogéométrie laser qui repose sur une combinaison de la détection optique par taille des particules et d'un facteur de conversion (masse/propriété optique) par taille de particules.

Les postes de mesure pour la détermination de la fraction PM10 en Région de Bruxelles-Capitale sont équipés d'appareils à « microbalance oscillante ». Dans le réseau de la Région Flamande on trouve aussi bien des appareils à « microbalance oscillante » que « absorption β » et les postes de mesure de la Région Wallonne sont uniquement équipés d'appareils « absorption β ».

Dans une plus large enquête sur la comparabilité des méthodes de mesure effectuée par les Régions Flamande et Wallonne, un « néphélogéométrie – laser » est également mis en test.

2.2 Mesures de PM10 en Région de Bruxelles-Capitale – microbalance à oscillation

Les mesures de PM10 dans la Région de Bruxelles-Capitale sont plus récentes que les mesures des polluants gazeux. En 1996, un premier appareil a été mis en service au poste de mesure d'Uccle (R012). Ensuite, durant la période 1997-2001, le réseau de mesure a été étendu par l'ajout de cinq systèmes de mesure de PM10. Les postes de mesure et leurs dates d'entrée en service sont indiqués ci-dessous :

R012	Uccle	01/05/1996
R001	Molenbeek	01/01/1997
N043	Haren	01/12/1997
B011	Berchem-Ste-Agathe	01/05/1999
MEU1	Parc Meudon	01/10/1999
WOL1	Woluwé-St-Lambert	01/12/2001

Les appareils de mesure PM10 sont du type « *microbalance à oscillation* », modèle TEOM-1400Ab (Rupprecht & Patashnick). L'air ambiant est aspiré par une tête de prélèvement PM10, du type impacteur, qui a été développée pour réaliser un prélèvement spécifique de la fraction PM10 avec un débit d'aspiration de 1 m³/heure ou 16,67 l/min. Par la suite, le débit d'air est séparé de façon isocinétique en un débit de 3 l/min pour la détermination de la masse PM10 et un débit dit « bypass » de 13,67 l/min. Les deux débits d'air sont réglés à l'aide de contrôleurs de débits massiques, ayant une précision de ~1% et une reproductibilité de ~0,1%.

Le débit total de 16,67 l/min est nécessaire pour le prélèvement sélectif de la fraction PM10. Suite à la sensibilité de la microbalance, seule une fraction du débit (3 l/min) est utilisée pour la détermination de la masse de la fraction PM10.

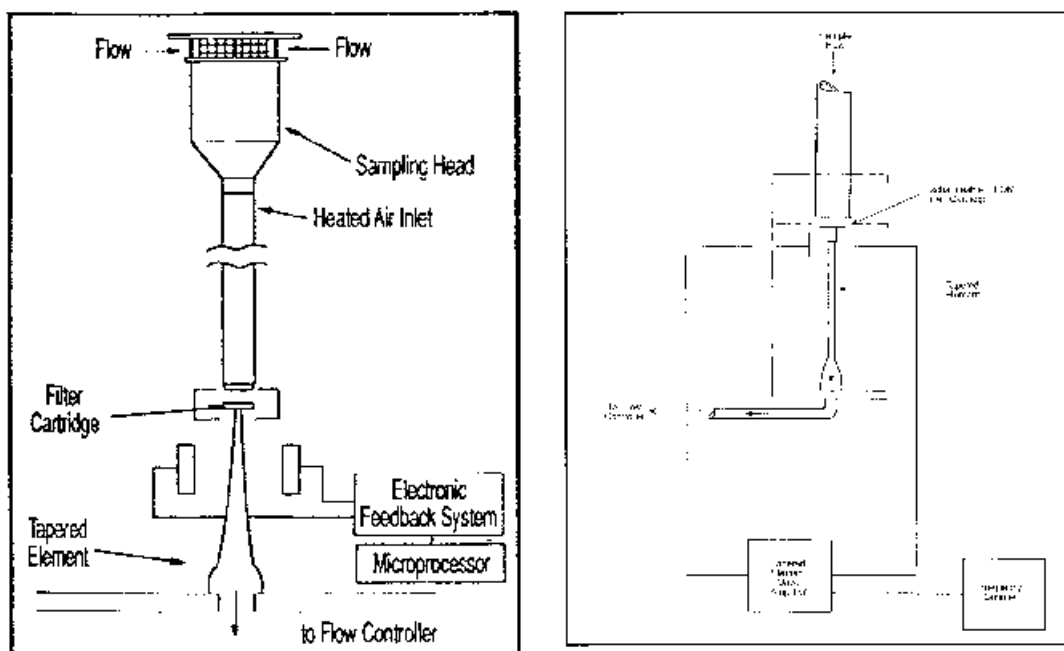


Fig. 7: schéma de la microbalance à oscillation – Tête de prélèvement PM10 et "tapered element"
Rupprecht & Patashnick – J. Air Waste Manage. Assoc 41 (1079-1083) et Mode d'emploi

Le débit d'échantillonnage de 3 l/min passe à travers un filtre interchangeable. Ce filtre est fabriqué en matériaux hydrophobe et est constitué d'une membrane en téflon sur un support de fibre de verre (solidité mécanique). Ce filtre interchangeable est monté au sommet d'un élément conique pointu et creux (*tapered element*), en quartz, dont seule la base est fixé sur un support. Le flux d'air débarrassé des particules par le filtre est évacué à travers l'élément creux vers le contrôleur de débit massique et la pompe.

La partie supérieure du 'tapered element' n'est pas fixé et peut osciller librement. La fréquence d'oscillation diminue en fonction de l'augmentation de la masse collectée sur le filtre. Il y a un rapport direct entre l'augmentation de la masse et le changement de fréquence.



Fig. 8: "Tapered element" avec filtre
Documentation Rupprecht & Patashnick

Dans la version originale de l'appareil TEOM, le système d'aspiration et de détection était chauffé à 50°C. De cette manière l'influence de la température ambiante et de l'humidité était relativement bien neutralisée. La température de 50°C était choisie entre autres avec l'arrière pensée que l'humidité et les composés volatils présents dans les particules ne pouvaient pas être considérés comme de la masse particulaire. Les résultats obtenus à une température de fonctionnement de 50°C sont identifiés dans ce rapport comme **PM10_données brutes** (ruwe data, raw data).

Naturellement, les résultats des PM10_données brutes diffèrent des résultats obtenus avec la méthode gravimétrique de référence. L'écart est, entre autre, dépendant de la composition de l'aérosol, de la température ambiante et de l'humidité. Il faut également mentionner qu'une température de fonctionnement de 50°C était depuis pas mal de temps de pratique courante dans la période qui a précédé l'imposition de la méthode de référence.

Une étude de la VMM (2002) sur la comparaison entre la méthode de référence 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, obtenus avec les appareils TEOM à une température de fonctionnement de 50 °C 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 (entre autres le 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*). Un schéma d'un appareil TEOM équipé d'un système FDMS est représenté à la figure 9.

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. Pendant la première période l'air passe à travers le filtre interchangeable où les particules sont collectées. L'air passe préalablement à travers un sécheur à membrane. 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 l'air est passé 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 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.

Ensuite la perte de masse 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**.

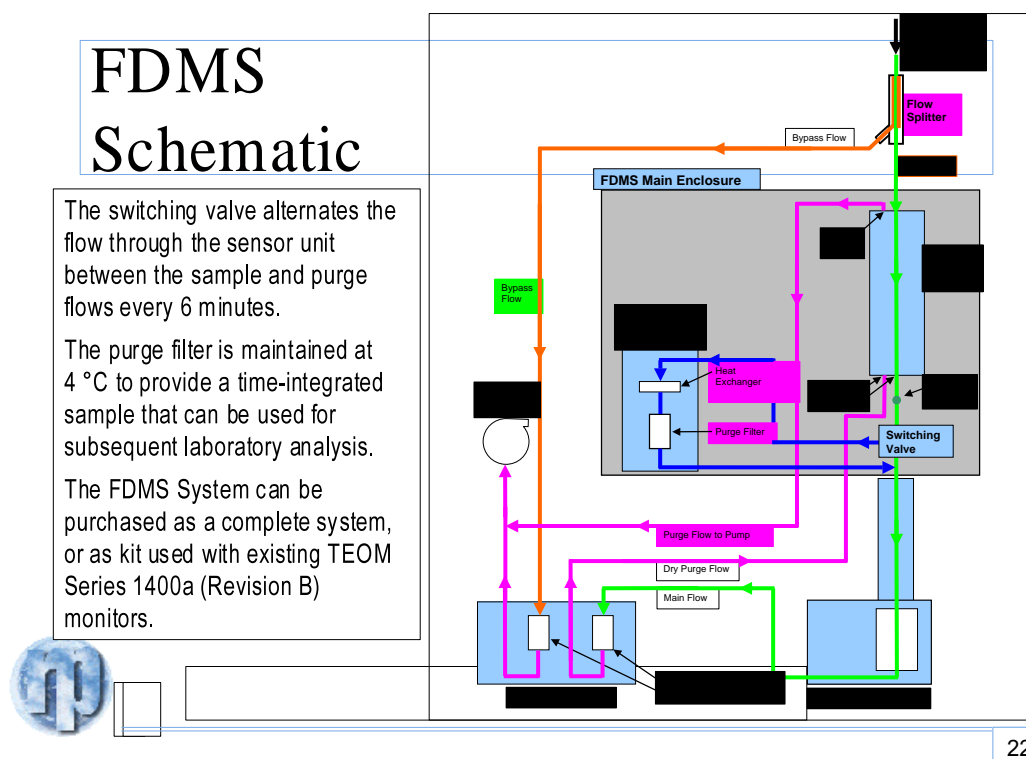


Fig. 9 : Schéma de principe d'un système FDMS
Rupprecht & Patashnick Documentation

Début septembre 2003 l'appareil PM_{2,5} du poste de mesure de Molenbeek (R001) a été transformé en PM₁₀-FDMS. Jusque fin septembre (éventuellement décembre) 2005 des mesures de PM₁₀ (à 50 °C) et de PM₁₀-FDMS (à 30 °C) seront effectuées en parallèle. Les mesures PM_{2,5} ont été momentanément interrompues et reprendront au plus tard début 2006.

Dans le courant du mois de mai 2004, l'appareil PM_{2,5} du poste de Haren (N043) a été transformé en PM₁₀-FDMS à 30 °C. Après quelques difficultés de mise en route, des mesures PM₁₀-FDMS valables sont effectuées depuis septembre 2004 et seront menées en parallèle avec les mesures PM₁₀ à 50 °C, probablement jusque fin 2005. Au début du mois de mai 2004 l'appareil PM₁₀ du poste de mesure d'Uccle (R012) a également été transformé en PM₁₀-FDMS à 30 °C. Depuis le début 2005, les résultats des PM₁₀-FDMS, là où ils sont disponibles, sont transmis à la Commission Européenne.

Pour les postes de mesure de Molenbeek et Haren, il y a une possibilité de comparaison directe entre **PM₁₀-FDMS** et **PM₁₀-données brutes**. Pour le poste de mesure d'Uccle, une comparaison indirecte est utilisée. Pour une première période annuelle, les résultats de **PM₁₀-données brutes** à Uccle sont comparés avec les résultats **PM₁₀-données brutes** de Berchem-Ste-Agathe. Pour une seconde période annuelle, les résultats de **PM₁₀-FDMS** à Uccle sont comparés avec les résultats de **PM₁₀-données brutes** à Berchem.

Les rapports obtenus pour ces deux périodes permettent de calculer de façon indirecte le rapport entre **PM₁₀-FDMS à Uccle** et **PM₁₀-données brutes à Uccle**. Afin d'obtenir des résultats suffisamment significatifs, les périodes d'observation doivent être au moins d'un an.

Les comparaisons entre **PM10-FDMS** et **PM10-données brutes** ont donné jusqu'ici les rapports suivants (calculés par la méthode de régression orthogonale pondérée):

Molenbeek	un facteur ~1,3
Uccle	un facteur ~1,4
Haren	un facteur ~1,1

Une analyse jour par jour des rapports entre les résultats des deux méthodes 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. Dans un nouveau programme commun entre les Régions Flamande et Wallonne sur la comparaison entre les méthodes de mesure PM10, la méthode FDMS est également testée en profondeur. Dans les annexes, les résultats des mesures parallèles (PM10-FDMS et PM10-données brutes) et les rapports entre les résultats des deux méthodes sont commentés de façon approfondie.

Dans le courant de l'année 2005 l'appareil PM10 (à 50 °C) de Berchem (B011) sera converti en PM10-FDMS (à 30 °C). Dans le poste de mesure du Parc Meudon (MEU1) l'appareil PM10 (à 50 °C) sera converti en PM2,5-FDMS (à 30 °C). Dans ce poste de mesure seront donc effectuées en parallèle des mesures comparatives entre PM2,5-données brutes (à 50 °C) et PM2,5-FDMS (à 30 °C).

2.3 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 sont jusqu'à ce jour déterminés à 50 °C (PM2,5-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.

À la fin des mesures en parallèle (PM10-FDMS et PM10-données brutes), et au plus tard début 2006 les appareils PM10-FDMS continueront à mesurer en mode PM10-FDMS. Les appareils PM10 standard (50 °C) seront convertis pour mesurer la fraction PM2,5, en première instance par la mesure des PM2,5-données brutes (à 50 °C) ; le but étant d'équiper ces deux appareils dans une phase ultérieure (2006 ou 2007) avec des systèmes FDMS afin de pouvoir effectuer les mesures de la fraction PM2,5 dans des conditions contrôlées (température et humidité relative).

2.4 Composition des particules

Dans le cadre du projet “*Research in Brussels Actions*”, une étude sur la composition physique et chimique des particules en suspension dans l’air Bruxellois a été réalisée en collaboration avec l’ULB. Des prises d’échantillons sur 24 heures ont été réalisées au moyen de “low volume samplers” pendant un an à trois emplacements différents (Uccle, Woluwé-St-Lambert et l’ULB). Les résultats de cette étude ont été présentés en septembre 2002: *Airborne particle dynamics in the Brussels Environment – ULB*.

Lors de l’analyse de la taille des particules, l’attention a été portée sur les fractions suivantes: $< 1 \mu\text{m}$, $1-3 \mu\text{m}$, $3-10 \mu\text{m}$ et $> 10\mu\text{m}$. Bien que pour une date donnée on puisse constater parfois des variations importantes des concentrations entre les trois postes de mesure, la distribution de la taille des particules semble rester pratiquement identique dans les trois emplacements. Pour chaque mois, les filtres d’au moins deux jours ont été analysés, à savoir les jours avec les concentrations maximale et minimale. Ensuite les filtres d’un certain nombre de jours choisis au hasard ont également été analysés. On a de nouveau constaté que la composition des particules est pratiquement identique dans les trois postes de mesure. Cela tend à prouver une origine commune pour les particules. L’analyse chimique semble également montrer que la majeure partie de la masse de la fraction PM10 mesurée est liée à la présence de particules d’origine naturelle (argile).

3. Résultats des Mesures PM10

3.1 Distribution des Fréquences Cumulées de PM10

Le tableau II donne, pour la période 1997-2004, un aperçu des concentrations (corrigées) de **PM10-EqRef** aux différents postes de mesure. Il comprend plusieurs valeurs statistiques (P50 à P98), ainsi que la moyenne annuelle (MA). Les résultats sont calculés sur la base des valeurs sur 24 heures disponibles pour l'année.

**Tableau II: Valeurs Journalières PM10-EqRef
P50 à P98 et Concentration Moyenne Annuelle (MA)**

PÉRIODE ANNUELLE : 1 JANVIER – 31 DÉCEMBRE
[Concentration en $\mu\text{g}/\text{m}^3$]

R001	P50	P70	P80	P90	P95	P98	MA
1997	41	54	63	84	92	120	46
1998	37	49	57	73	84	97	43
1999	39	50	59	69	79	87	43
2000	33	41	48	57	72	85	37
2001	34	43	51	62	72	89	38
2002	35	43	51	60	71	75	37
2003	42	50	58	74	82	93	44
2004	35	43	49	60	67	75	38

B011	P50	P70	P80	P90	P95	P98	MA
1997	#	#	#	#	#	#	#
1998	#	#	#	#	#	#	#
1999	26	34	40	45	52	59	29
2000	24	29	35	44	52	63	27
2001	24	31	37	45	50	59	27
2002	25	31	35	45	52	59	27
2003	26	32	37	47	60	71	29
2004	21	26	31	36	39	46	23

N043	P50	P70	P80	P90	P95	P98	MA
1997	--	--	--	--	--	--	--
1998	46	56	67	81	92	124	51
1999	47	62	73	86	107	130	53
2000	49	63	73	95	106	154	57
2001	46	58	70	84	105	135	54
2002	46	58	66	80	95	115	52
2003	47	60	70	88	108	128	53
2004	42	55	65	75	96	114	48

: pas de mesures
-- : série de données incomplète – début des mesures

**Suite du Tableau II: Valeurs Journalières PM10-EqRef
P50 à P98 et Concentration Moyenne Annuelle (MA)**

PÉRIODE ANNUELLE : 1 JANVIER – 31 DÉCEMBRE
[Concentration en $\mu\text{g}/\text{m}^3$]

MEU1	P50	P70	P80	P90	P95	P98	MA
1997	#	#	#	#	#	#	#
1998	#	#	#	#	#	#	#
1999	--	--	--	--	--	--	--
2000	28	33	39	49	59	68	31
2001	27	37	43	55	60	68	32
2002	28	36	43	53	64	71	32
2003	33	41	48	61	69	81	36
2004	26	34	40	48	54	63	30

R012	P50	P70	P80	P90	P95	P98	MA
1996	36	42	47	56	72	79	38
1997	36	44	51	63	75	96	40
1998	30	39	45	58	68	78	35
1999	28	37	42	48	55	60	31
2000	28	34	39	46	53	67	31
2001	29	36	42	49	59	65	32
2002	29	36	42	51	59	66	32
2003	29	36	42	52	62	74	33
2004	--	--	--	--	--	--	--

WOL1	P50	P70	P80	P90	P95	P98	MA
2001	--	--	--	--	--	--	--
2002	30	37	42	51	59	65	33
2003	30	38	43	52	67	75	33
2004	--	--	--	--	--	--	--

: pas de mesures
-- : série de données incomplète – début des mesures

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) et au Parc Meudon (MEU1) sont clairement inférieures. Les valeurs à Berchem sont encore légèrement plus basses qu'à Uccle, où le point de mesure se situe quasi idéalement pour déterminer la concentration de fond dans la Région de Bruxelles-Capitale.

3.2 Valeurs Limites PM10

Concentration Moyenne Annuelle et Marge de Dépassement:

À l'exception du poste de mesure de Haren (N043) et de celui de Molenbeek (R001) pour les années 1997, 1998, 1999 et 2003, la moyenne annuelle calculée est partout inférieure à $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, l'objectif pour l'an 2005. Dans tous les postes de mesures, même les postes pour mesurer les niveaux de fond (R012-Uccle et B011-Berchem), la concentration moyenne annuelle est supérieure à $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, l'objectif pour l'an 2010.

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'an 2000 doit être comparée à la valeur de $48 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3 + 20\%$). Les moyennes annuelles des années suivantes 2001, 2002, 2003 en 2004 doivent être comparées respectivement à 46, 45, 43 et $42 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Le tableau III fait apparaître que la valeur limite pour la moyenne annuelle, majorée de la marge de dépassement admise, est systématiquement dépassée 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 beaucoup de trafic. Pour le poste de mesure de Molenbeek (R001), on observe un dépassement pour l'année 2003. D'ailleurs la concentration moyenne annuelle de l'an 2003, avec son été exceptionnellement chaud et sec, est plus élevée dans tous les postes de mesures.

Tableau III: **PM10-EqRef – Concentration Moyenne Annuelle
Et l'objectif pour la qualité de l'air
Valeur limite majorée de la marge de dépassement**

PÉRIODE ANNUELLE : 1 JANVIER – 31 DÉCEMBRE

Année	Valeur Limite + Marge de dépassement	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	--	<u>48</u>	30	--

: pas de mesures
-- : série de données incomplète – début des mesures

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 objectivement pas tenable. 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 parties de la Flandre ou de Wallonie sont d'ailleurs fréquemment plus élevées qu'à Bruxelles.

Etant donné qu'une partie des particules PM10 vient parfois de loin et qu'une grande partie est formée dans l'atmosphère, il ne semble pas évident de respecter la condition stricte prévue pour 2010. Cela posera d'ailleurs problème dans une grande partie de l'Europe et pas seulement dans la Région de Bruxelles-Capitale ou dans les autres Régions du pays. La concentration moyenne annuelle dans les endroits les moins pollués de la Région atteint en effet 27 à 30 µg/m³. Ceci est largement supérieure à l'objectif général pour tous les postes de mesures en l'an 2010.

Concentration Moyenne Journalière et Marge de Dépassement:

Le critère pour 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 en V.

Le tableau IV 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 l'an 2005 (35 jours par an) ou 2010 (7 jours par an).

Pour l'an 2003, avec son été exceptionnellement chaud et sec, on note plus de 35 jours en dépassement (> 50 µg/m³) dans tous les postes de mesures, sauf celui de Berchem (B011).

Tableau IV: **PM10-EqRef – Nombre de jours par an où la Concentration journalière > 50 µg/m³**

PÉRIODE ANNUELLE : 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	8	125	25	(9)	133

: pas de mesures
 () : série de données incomplète – début des données

Pour l'an 2000 une marge de 50% peut être appliquée à l'objectif pour les valeurs journalières. Cette marge retombe à 0% en l'an 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 µg/m³, 65, 60 et 55 µg/m³. Le nombre de jours avec une valeur journalière supérieure à la valeur limite, majorée de la marge de dépassement admise, est donné au tableau V.

Tableau V: **PM10-EqRef – Nombre de jours par an où la concentration journalière dépasse la valeur limite majorée de la marge de dépassement**

PÉRIODE ANNUELLE : 1 JANVIER – 31 DÉCEMBRE

Année	Valeur Limite + Marge de Dépassement	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	4	<u>105</u>	14	7	113

: pas de mesures

() : série de données incomplète – début des mesures

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 n'est certainement pas tenable.

Pour chaque poste de mesure, le nombre de dépassements le plus élevé a été constaté pour l'an 2003, avec son été exceptionnellement chaud et sec. On constate également plus de 35 jours en dépassement à Molenbeek (R001) et au Parc Meudon (MEU1).

En 2010 il ne pourra plus y avoir que 7 jours par an avec une moyenne journalière supérieure à 50 µg/m³. La réalisation de cet objectif ne semble pas non plus évidente.

3.3 Évolution des valeurs PM10 à plus long terme

Les figures 10 et 11 reproduisent l'évolution dans le temps de la pollution par les PM10, au moyen de la représentation graphique de la distribution des fréquences cumulées. Il s'agit de la période couvrant les années civiles 1997 à 2004. À la figure 10, le graphique du dessus donne les résultats du poste de mesure de Molenbeek (R001) et le graphique du dessous, ceux du poste de mesure de Haren (N043). Les résultats des poste de mesure à Uccle (R012) en du Parc Meudon (MEU1) sont donnés à la figure 11.

Les valeurs relativement élevées du poste de mesure de Haren dans les années 2000 et 2001 étaient dues au stockage, en plein air, de tas de sable et autres matériaux de construction à proximité de poste de mesure (à quelques dizaines de mètres de distance) amenés pour l'aménagement du port.

La légère tendance à la baisse, initialement constatée (1997-1999) dans les postes de mesure de Molenbeek (R001) et Uccle (R012) ne se confirme pas. À tous les postes de mesure les concentrations les plus élevées ont été observées en l'an 2003, avec son été exceptionnellement chaud et sec (l'été le plus chaud depuis 1976). Des périodes sèches de longue durée entraînent certainement des concentrations élevées. Dans ces circonstances, une partie non négligeable de la fraction PM10 peut être remise en suspension (p.ex. par les turbulences dues au trafic) et peut éventuellement rester plus longtemps en suspension.

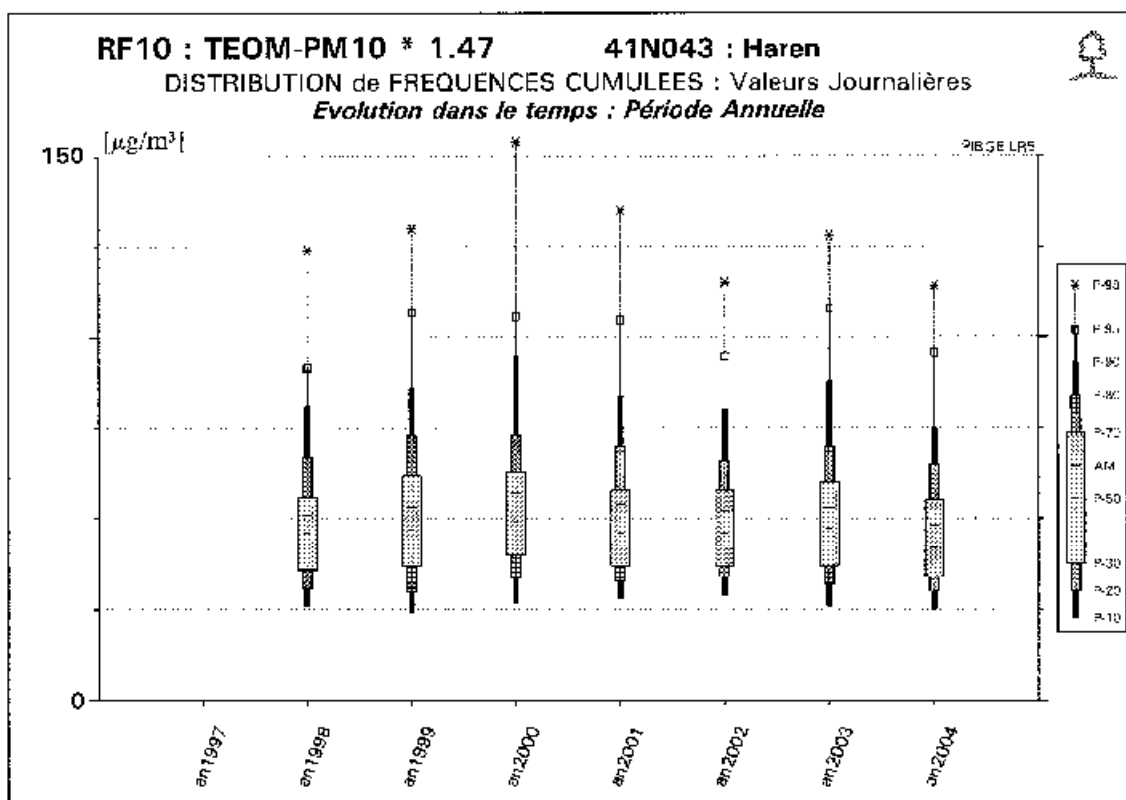
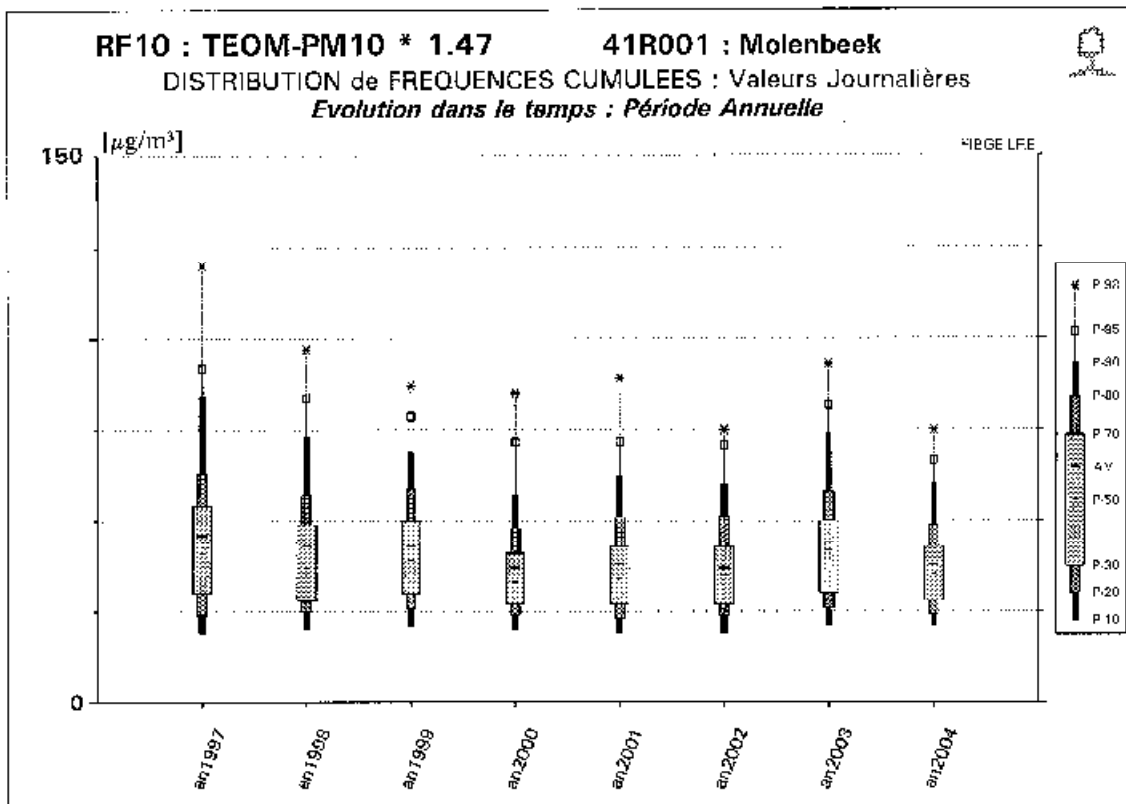


Fig. 10: PM10-EqRef – évolution des valeurs PM10-EqRef à Molenbeek (R001) et Haren (N043)
Période: 1997-2004

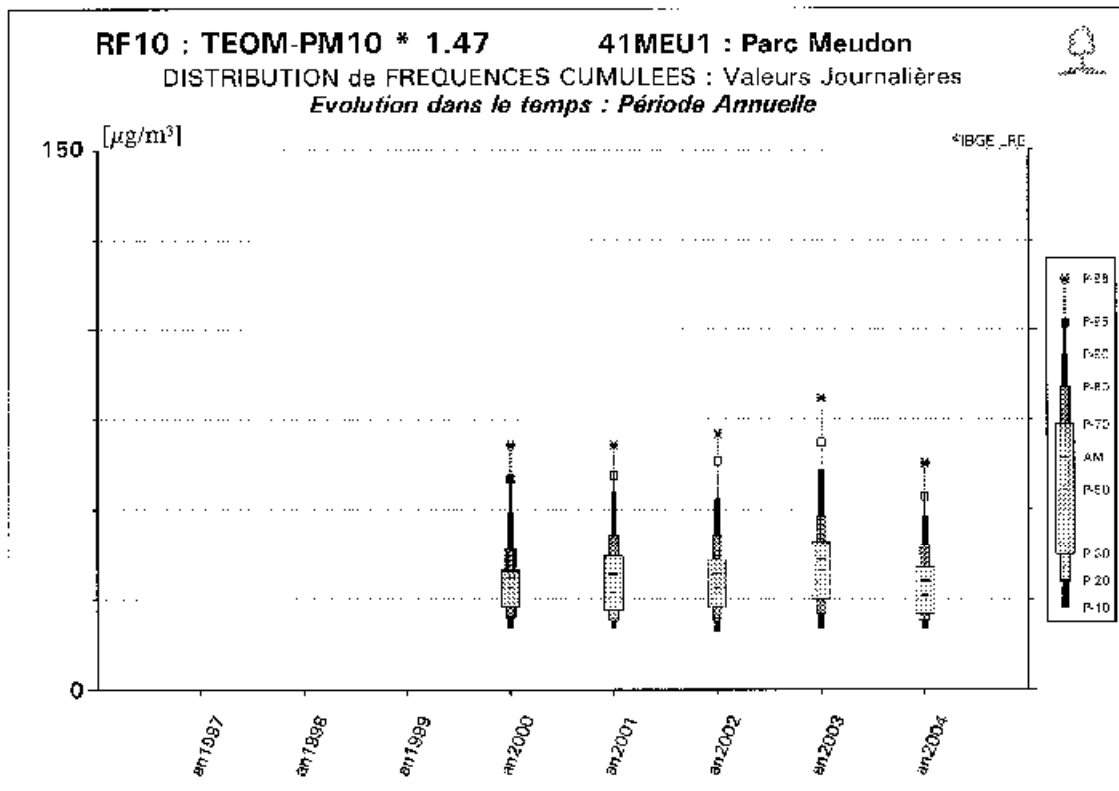
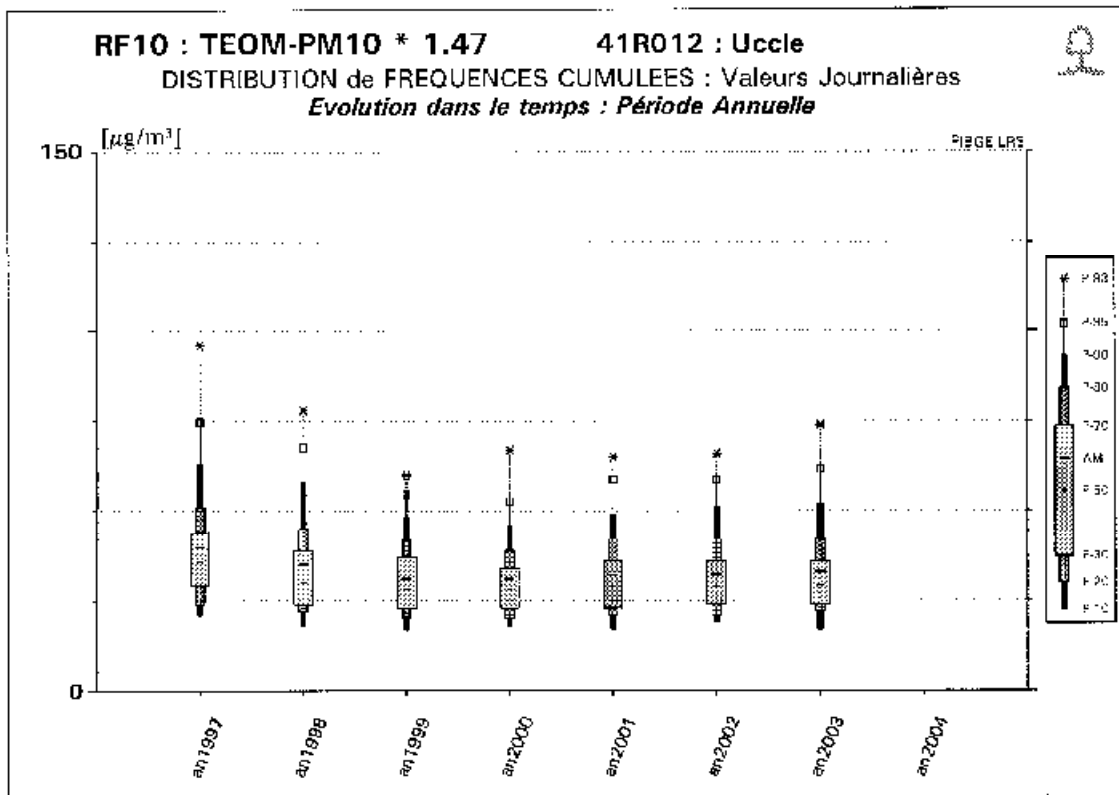


Fig. 11: PM10-EqRef – évolution des valeurs PM10-EqRef à Uccle (R012) et au Parc Meudon (MEU1)
Période: 1997-2004

3.4 Évolution Hebdomadaire Moyenne

Dans les figures 12 et 13, l'évolution hebdomadaire moyenne est reproduite graphiquement. Les graphiques de gauche dans les figures représentent la *période estivale 2003* (avril – septembre 2003) et les graphiques de droite, la *période hivernale 2003/2004* (octobre 2003 – mars 2004).

Les graphiques à la figure 12 représentent les résultats des postes de mesure de Molenbeek (R001), Haren (N043) et Uccle (R012) et les graphiques à la figure 13 ceux des postes de mesure de Berchem (B011), du Parc Meudon (MEU1) et de Woluwé-St-Lambert (WOL1).

La 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. Seulement 10% des valeurs observées sont encore plus élevées que le niveau P90 et un autre 10% des valeurs sont plus basses que le niveau P10.

Uniquement dans le poste de mesure de Haren (N043) constate-t-on une augmentation claire des concentrations les jours ouvrables, durant les heures de pointe matinales. Pour les postes de mesure de Molenbeek, du Parc Meudon et de Woluwé l'accroissement de la concentration à ces moments est nettement moins prononcée. Dans les postes pour la mesure de la concentration de fond (Uccle et Berchem), la concentration reste pratiquement inchangée.

Dans le poste de mesure de Haren (N043) une diminution importante de la concentration est observée durant le week-end. Dans les postes de mesure de Molenbeek, du Parc Meudon et de Woluwé la diminution de la concentration durant le week-end est nettement moins prononcée. À Uccle et Berchem les concentrations du week-end ne sont guère plus basses qu'en semaine.

Les concentrations PM10 de Haren semblent bien corrélées avec les concentrations de NO observées au même endroit (voir fig. 18), et donc le trafic. L'intensité du trafic, plus importante durant les heures matinales, provoque probablement cet accroissement de la concentration. Pourtant cette hausse du niveau est probablement principalement due à la remise en suspension des particules minérales (plus lourdes), qui localement sont présentes en grand nombre, et probablement beaucoup moins à l'émission directe. Si la hausse de la concentration était réellement provoquée par l'émission directe du trafic, les différences de niveaux entre les périodes à trafic intense et les heures creuses devraient être beaucoup plus importantes à d'autres endroits également soumis à l'influence directe du trafic (Molenbeek et Woluwé).

Le facteur relativement faible ($\sim 1,1$), exprimant le rapport entre les données PM10-FDMS et PM10-données brutes au poste de mesure de Haren (N043), était déjà une indication que, à cet endroit, la quantité massique de la fraction PM10 est surtout déterminée par la présence de particules minérales.

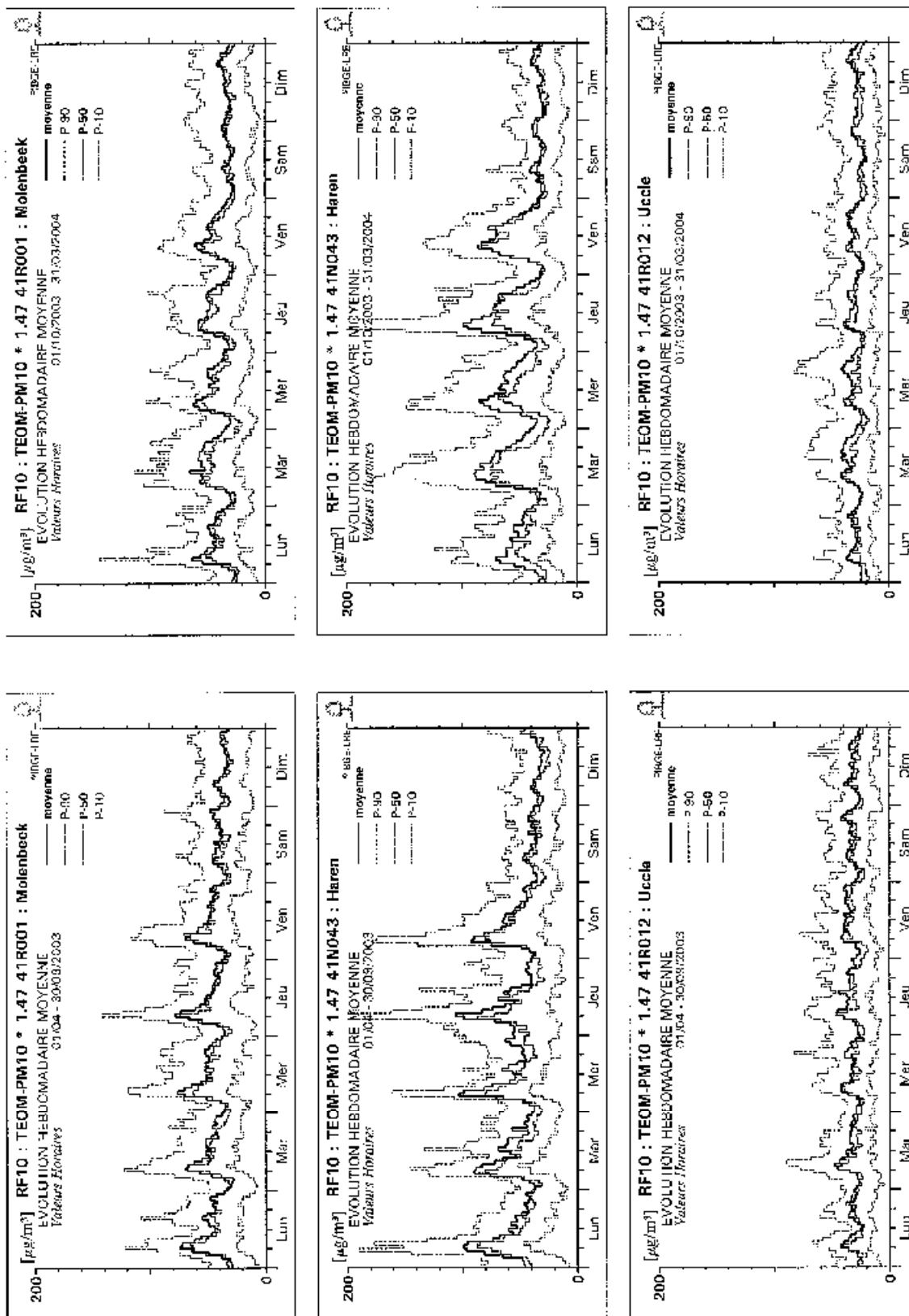


Fig. 12 :PM10-EqRef – évolution hebdomadaire moyenne en été (2003) et en hiver (2003/2004)
 Résultats des postes de mesure de Molenbeek, Haren et Uccle

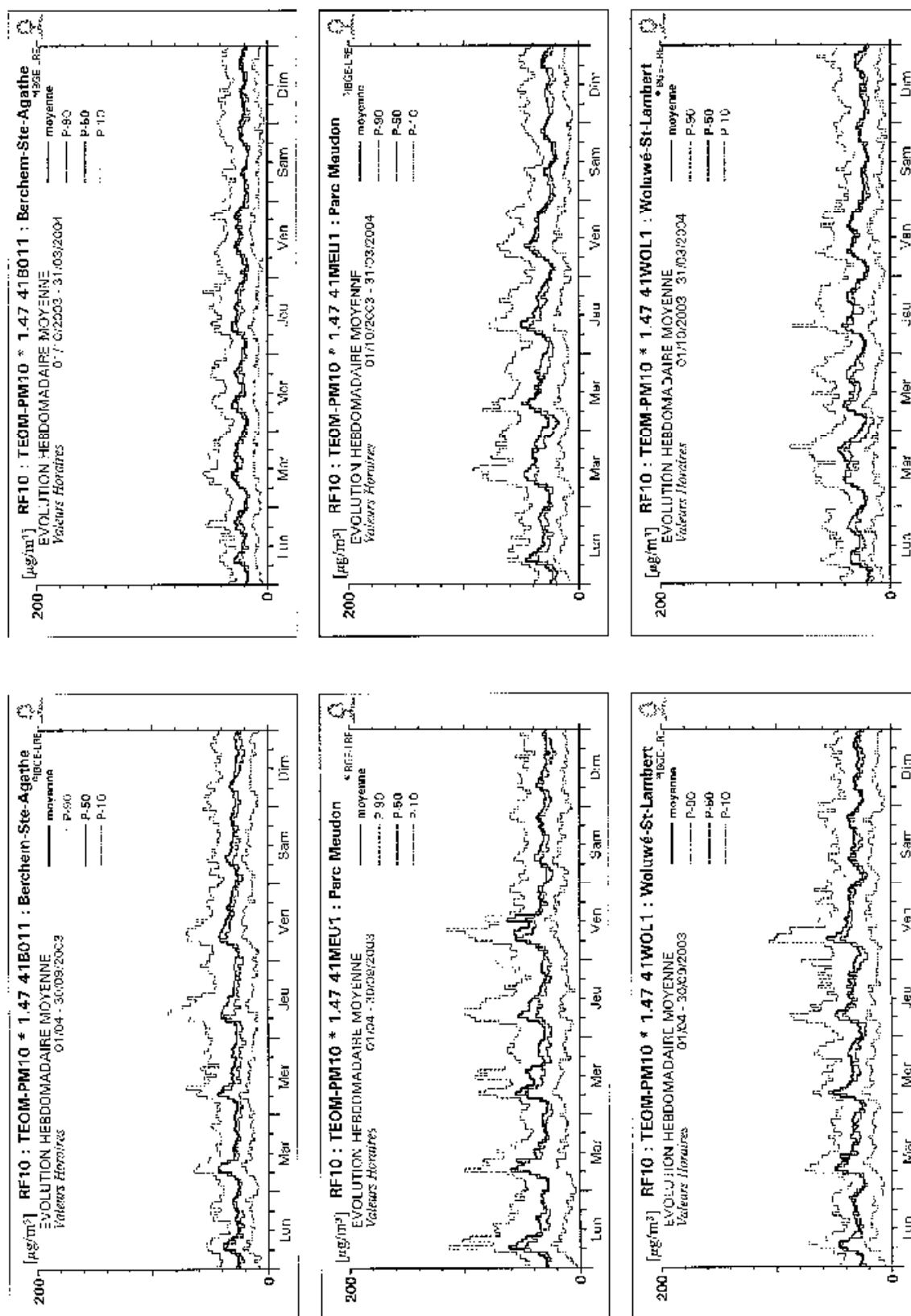


Fig. 13 :PM10-EqRef – évolution hebdomadaire moyenne en été (2003) et en hiver (2003/2004)
Résultats des postes de mesure de Berchem, du Parc Meudon et de Woluwé

Dans les figures 14 à 17 est présenté un profil hebdomadaire (normalisé) des paramètres NO, NO₂ et PM10-EqRef calculé sur base de données journalières. Pour chaque polluant, le profil hebdomadaire normalisé est obtenu en calculant la moyenne de chaque jour de la semaine et en divisant cette valeur par la moyenne de tous les jours ouvrables. Les résultats ainsi obtenus sont environ 1 pour les jours ouvrables. Le pourcentage de chute des concentrations pendant le week-end peut être lu directement sur les graphiques.

Les figures 14 et 15 donnent les résultats moyennés sur trois postes de mesure qui subissent l'influence de différents types de pollution urbaine (trafic, industrie, agglomération) : Molenbeek, Woluwé et Parc Meudon. Pour minimaliser l'influence éventuelle d'une période spéciale, les moyennes ont été calculées sur plusieurs périodes hivernales ou estivales: les résultats de la figure 14 ont été calculés sur 4 périodes hivernales consécutives (octobre – mars) et ceux de la figure 15 représentent la moyenne de trois été consécutifs (avril – septembre).

La chute des concentrations de NO, un polluant lié au trafic, atteint presque 40% le samedi et environ 60% le dimanche. Cette diminution correspond en ordre de grandeur avec la diminution de trafic constatée par les concentrations de NO mesurées aux points de mesure à trafic intense (Arts-Loi et l'Avenue de la Couronne). La chute des concentrations en NO₂ le week-end atteint environ 20% le samedi et de 30 à 35% le dimanche. Le NO₂ est en partie un polluant du trafic, mais également un polluant secondaire qui se forme dans l'atmosphère principalement par l'oxydation du NO par l'ozone. De plus, c'est thermodynamiquement le composé le plus stable des oxydes d'azote, si bien qu'il subsiste en permanence et partout une concentration minimale de NO₂.

En ville, la chute des concentration de PM10 atteint environ 15% un samedi moyen et pratiquement 20% un dimanche moyen.

Les figures 16 et 17 donnent les résultats des postes de mesure pour la détermination des concentrations de fond (Uccle et Berchem), moyennés sur quatre périodes hivernales et 3 périodes estivales. La chute des concentrations des NO_x le week-end est du même ordre de grandeur que pour les points de mesure à environnement urbain : 40% (le samedi) et 60% (le dimanche) pour le NO et respectivement 20% et 30-35% pour le NO₂. Pour les PM10, la diminution dans les points de mesure de fond atteint à peine 10% pour un samedi moyen et 15% pour un dimanche moyen.

City Average - Week Pattern for NO, NO₂ and PM10_EqRef
 Period : Average Winter "October-March" (2001/02 - 2002/03 - 2003/04 - 2004/05)

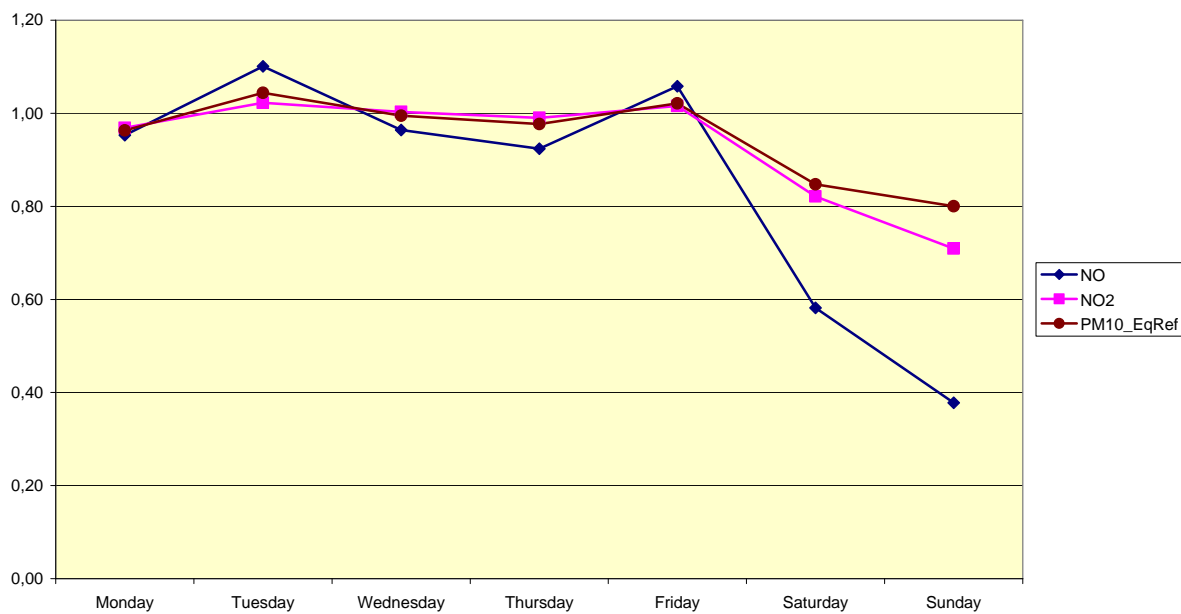


Fig. 14: Postes de mesure en ville – Profil hebdomadaire pour NO, NO₂ et PM10-EqRef
 Moyenne sur 3 postes de mesure (Molenbeek, Parc Meudon et Woluwé) et 4 périodes hivernales

City Average - Week Pattern for NO, NO₂ and PM10_EqRef
 Period : Average Summer "April - September" (2002 - 2003 - 2004)

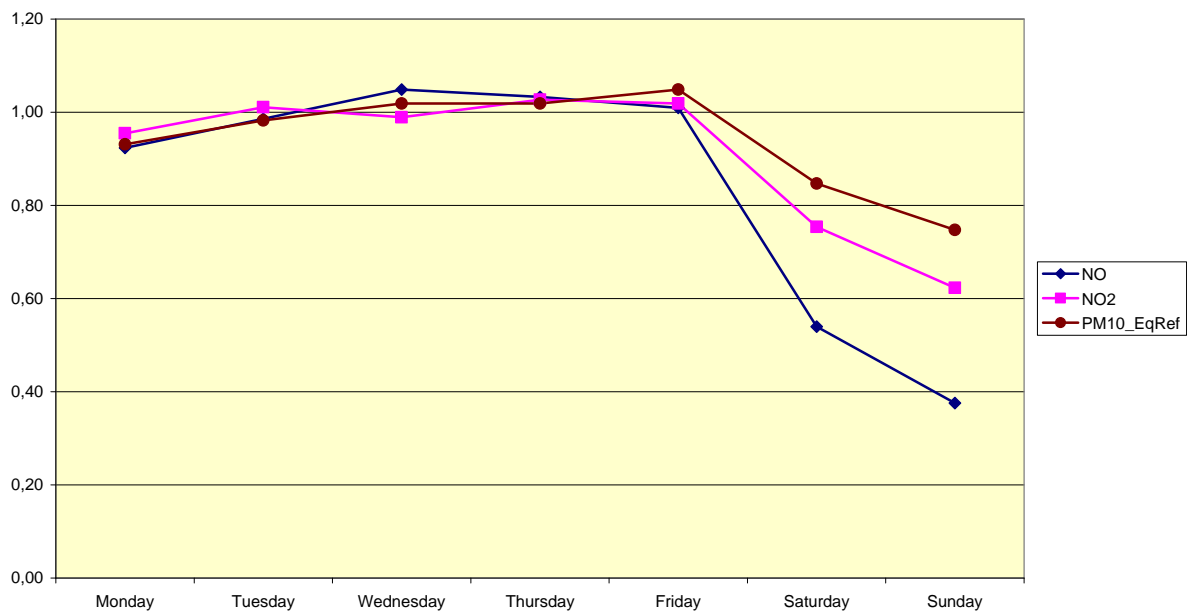


Fig. 15: Postes de mesure en ville – Profil hebdomadaire pour NO, NO₂ et PM10-EqRef
 Moyenne sur 3 postes de mesure (Molenbeek, Parc Meudon et Woluwé) et 3 périodes estivales

City Background - Week Pattern for NO, NO₂ and PM10_EqRef
 Period : Average Winter "October-March" (2001/02 - 2002/03 - 2003/04 - 2004/05)

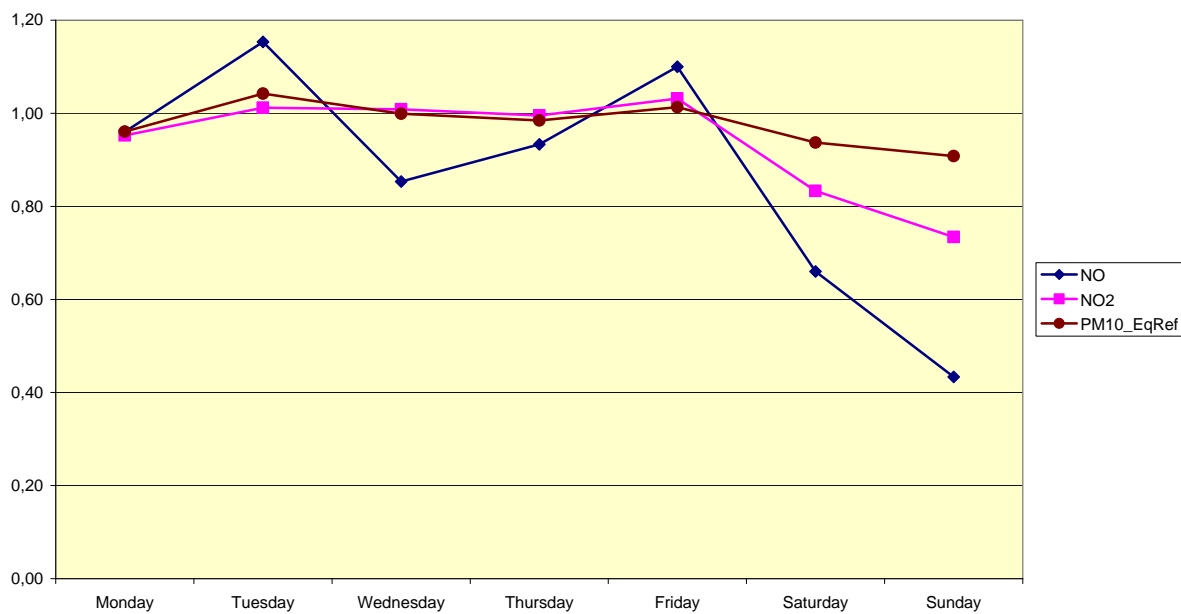


Fig. 16: Concentration de fond en ville – Profil hebdomadaire pour NO, NO₂ et PM10-EqRef
 Moyenne sur 2 postes de mesure (Uccle et Berchem) et 4 périodes hivernales

City Background - Week Pattern for NO, NO₂ and PM10_EqRef
 Period : Average Summer "April - September" (2002 - 2003 - 2004)

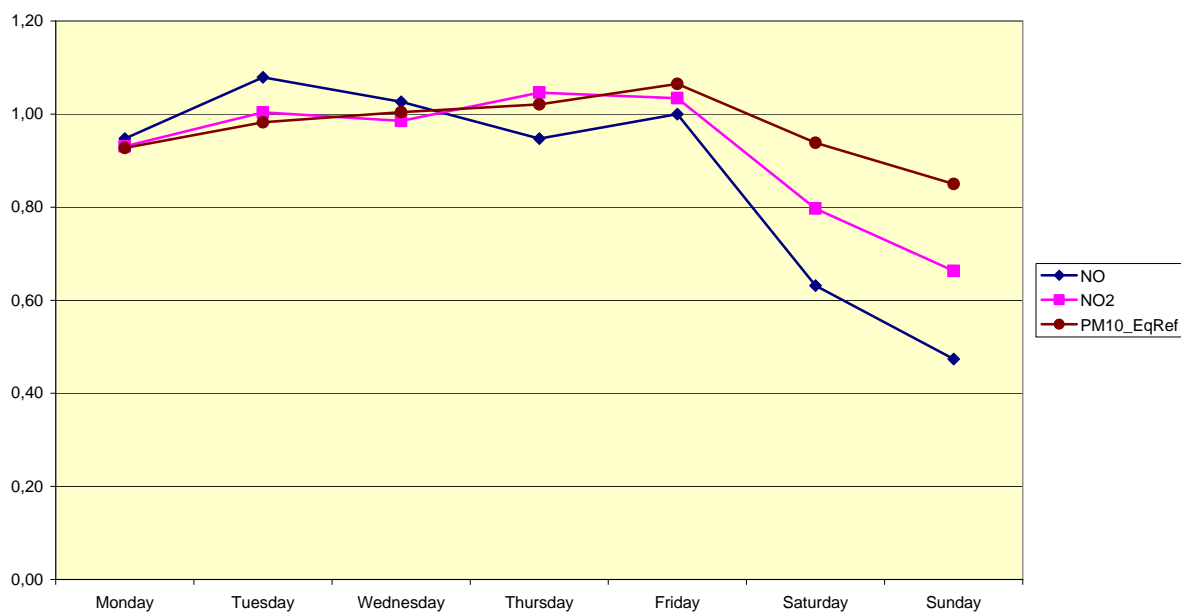


Fig. 17: Concentration de fond en ville – Profil hebdomadaire pour NO, NO₂ et PM10-EqRef
 Moyenne sur 2 postes de mesure (Uccle et Berchem) et 3 périodes estivales

La réduction des activités de tous les jours ouvrables de la semaine au niveau du week-end (intervention draconienne) aurait une influence assez limitée sur les concentrations PM10. Le tableau VI ci-dessous donne pour les années 2002, 2003 et 2004, les concentrations annuelles moyennes, calculées une première fois pour tous les jours de l'année (alld) et une deuxième fois calculées sur base des jours de week-end uniquement (wknd).

Pour tous les postes de mesure cette dernière valeur est inférieure, ou au maximum égale à $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mais elle reste nettement plus élevée que $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Une mesure aussi draconienne serait encore insuffisante pour respecter les objectifs de l'année 2010.

Tableau VI: **PM10-EqRef – MOYENNE ANNUELLE**

Concentration Moyenne Annuelle mesurée sur base de tous les jours (alld) et
Concentration Moyenne Annuelle calculée sur bas des jours de week-end (wknd)

Année – sélection 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	--	48	30	--
2004 – wknd	32	21	--	34	25	--

-- : série de données incomplète – début ou interruption des mesures

Le tableau VII donne d'une part le nombre réel de jours avec dépassement (alld) sur un an de la valeur moyenne journalière de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, et d'autre part une simulation de ce nombre calculé sur base du nombre de dépassements les week-end. Malgré une intervention aussi draconienne, le nombre de jours avec dépassement resterait supérieur aux objectifs pour les années 2005 (max. 35 jours) et 2010 (max. 7 jours).

Tableau VII: **PM10-EqRef – Nombre de jours par an avec
une valeur journalière $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$**

Nombre effectif de jours avec dépassement sur base de tous les jours (alld) et
Simulation du Nombre de jours sur base des dépassements les jours de week-end (wknd)

nd-24h > 50	R001	B011	R012	N043	MEU1	WOL1	GEWEST
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	(8)	125	25	(9)	133
2004 - wknd	32	0	(4)	35	4	(4)	46

() : série de données incomplète – début ou interruption des mesures

Valeurs Horaires

Période : 01/10/2003 - 31/03/2004

41N043-RF10 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] vs. 41N043-NO [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

Y-coordonnée : RF10 : 41N043 (Haren)

X-abscisse : NO : 41N043 (Haren)

(1235 paires de données)

(4224 données à l'intérieur du cadre)

ALLD - ALLD

ALL-MV : yyyyyy yyyyyy yyyyyy yyyyyy

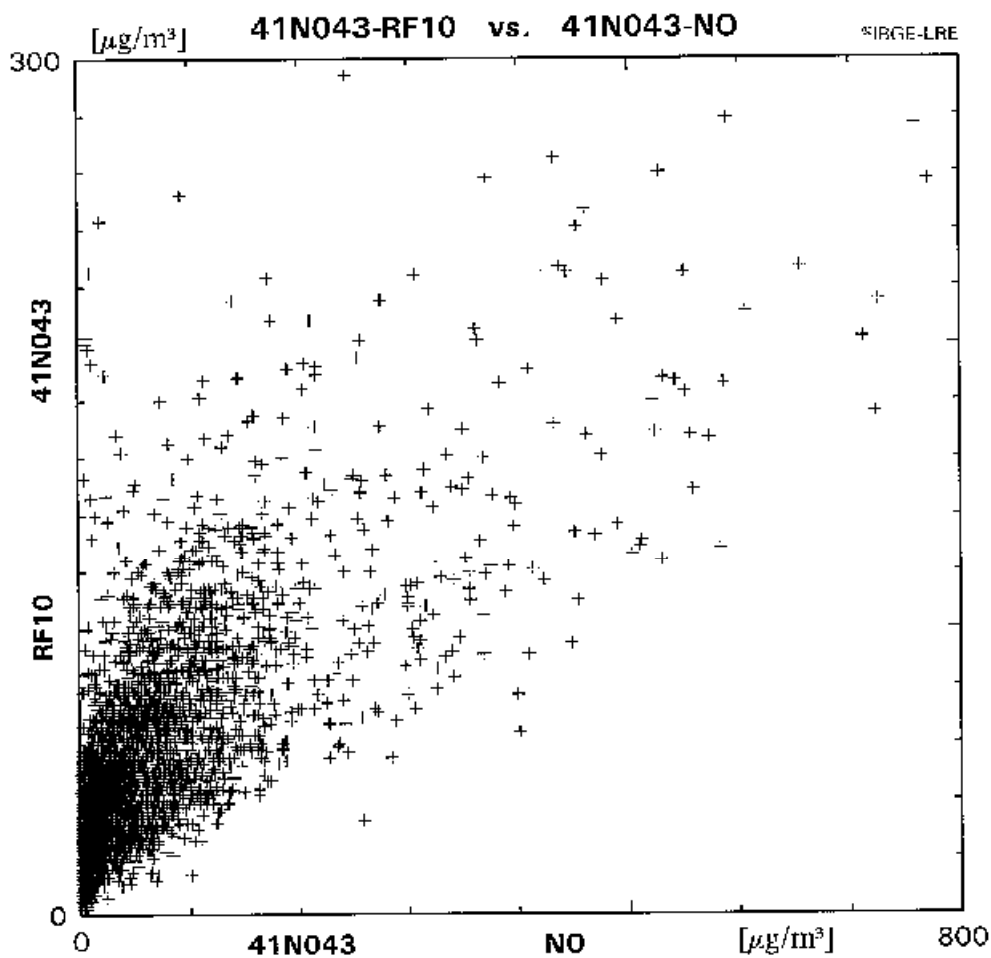


Fig. 18 : diagramme X,Y – PM10-EqRef versus NO – post de mesure de Haren (N043)

3.5 Méthode de mesure et Dépassements des Valeurs Limites

Des mesures de PM10-EqRef et PM10-FDMS sont effectuées en parallèle dans le poste de mesure de Molenbeek depuis 2003. Dans le poste de mesure de Haren ces mesures se font depuis septembre 2004.

Dans le tableau VIII sont comparées les valeurs moyennes pour différentes méthodes de mesure PM10: PM10_données brutes (à 50 °C), PM10-EqRef et PM10-FDMS (à 30 °C).

Pour le poste de mesure de Molenbeek, les résultats comparés concernent « l'année calendrier 2004 ». Pour le poste de mesure de Haren, la période de comparaison est « septembre 2004 – mai 2005 ». Les résultats de PM10-EqRef sont calculés en multipliant les données PM10_données brutes par le facteur 1,47. Les résultats des PM10-FDMS obtenus directement par mesure, correspondent à peu près à l'application d'un facteur ~1,31 à Molenbeek et ~1,09 à Haren, aux valeurs PM10-données brutes.

Tableau VIII: **PM10-EqRef et PM10-FDMS**
Concentration [annuelle] moyenne [en $\mu\text{g}/\text{m}^3$]

Lieu de Mesure	Molenbeek	Haren
Période	Année calendrier 2004	Septembre 2004 – Mai 2005
PM10-données brutes	26	35
PM10-EqRef	38	51
PM10-FDMS	34	38

Le nombre de jours avec dépassement de la valeur journalière de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ obtenus d'après les trois méthodes est donné dans le tableau IX. Par rapport aux PM10-EqRef, le nombre de jours de dépassement des PM10-FDMS diminue assez peu pour le poste de mesure de Molenbeek (de 69 à 61), tandis qu'il diminue pratiquement de moitié pour le poste de mesure de Haren (de 104 à 54). L'application d'un facteur fixe de correction de 1,47 conduit visiblement, vu la composition spécifique de l'aérosol à Haren, à une surestimation notable du nombre de dépassements. Ce sont principalement les valeurs de concentration déjà élevées (en présence de particules minérales) qui sont le plus surévaluées.

Tableau IX: **PM10-EqRef et PM10-FDMS**
Nombre de jours avec une concentration moyenne journalière $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Lieu de Mesure	Molenbeek	Haren
Période	Année calendrier 2004	Septembre 2004 – Mai 2005
PM10-données brutes	9	44
PM10-EqRef	69	104
PM10-FDMS	61	54

3.6 Observations particulières

La concentration ambiante de PM10 subit l'influence de pas mal de facteurs. Comme sources de particules PM10, il y a l'émission directe d'origine anthropogénique ou par des phénomènes naturels, la formation secondaire d'aérosols dans l'atmosphère et la remise en suspension des particules déjà déposées (p.ex. particules emportés par le vent ou par les turbulences dues au trafic). Comme pour tous les polluants, la dispersion des PM10 est en grande partie déterminée par les circonstances météorologiques : une bonne dispersion en cas de couches d'air instable et beaucoup de vent assurent des concentrations faibles et une mauvaise dispersion en cas de couches d'air stables et un vent faible conduisent à des concentrations élevées dans la ville.

Une observation approfondie des mesures de PM10 fait cependant apparaître que des concentrations élevées sont observées lors de circonstances un peu contradictoires. C'est ainsi qu'on observe p.ex. des concentrations élevées dans des circonstances avec peu de vent, tandis qu'à d'autres moments des concentrations élevées apparaissent lors de vitesses de vent relativement élevées. On observe ainsi des concentrations assez élevées en cas d'humidité assez faible (temps sec) mais aussi en cas d'humidité de l'air relativement forte à très forte. On constate des concentrations élevées des jours avec beaucoup de trafic, mais aussi des jours avec moins ou très peu de trafic, parfois des jours avec beaucoup de chauffage domestique, et parfois des jours avec moins de chauffage etc. Quelques unes de ces observations particulières sont proposées ci-dessous.

3.6.1 Remise en suspension: Évolution des concentrations PM10 et PM2,5 le Dimanche 27 octobre 2002

La figure 19 représente une illustration de l'influence des paramètres météorologiques sur les concentrations PM10. Il s'agit des observations du dimanche 27 octobre 2002, une journée avec beaucoup de vent. Sur la mer du Nord il y avait un vent de force 12 et dans le courant de la journée on a pu constater quelques dégâts importants dans l'intérieur du pays (entre autres arbres déracinés).

Le graphique donne la représentation des paramètres suivants : PM10-EqRef et PM2,5-données brutes mesurés à Molenbeek, ainsi que l'humidité relative, la vitesse moyenne et la vitesse maximale du vent à Uccle.

Pendant la première partie de la journée, de minuit à 6:00 h TU, en présence de pluie et de forte humidité, la concentration de PM10 est plutôt faible. Pendant ce temps la vitesse du vent augmente (jusque 08:00 h TU) et les précipitations cessent. Ce qui fait que l'air et le sol sèchent progressivement. Entre 8:00 h TU et 18:00 h TU la vitesse du vent reste très élevée, ce qui a pour conséquence une remise en suspension des particules qui étaient déposées au sol. Pendant cette période de la journée, on a mesuré des concentrations de PM10-EqRef de 40 à 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, ce qui correspond au niveau indiqué comme objectif (moyenne annuelle et valeur journalière) pour la qualité de l'air en 2005.

La même influence ne se marque pas sur la fraction PM2,5. Ces particules plus fines restent plus facilement en suspension.

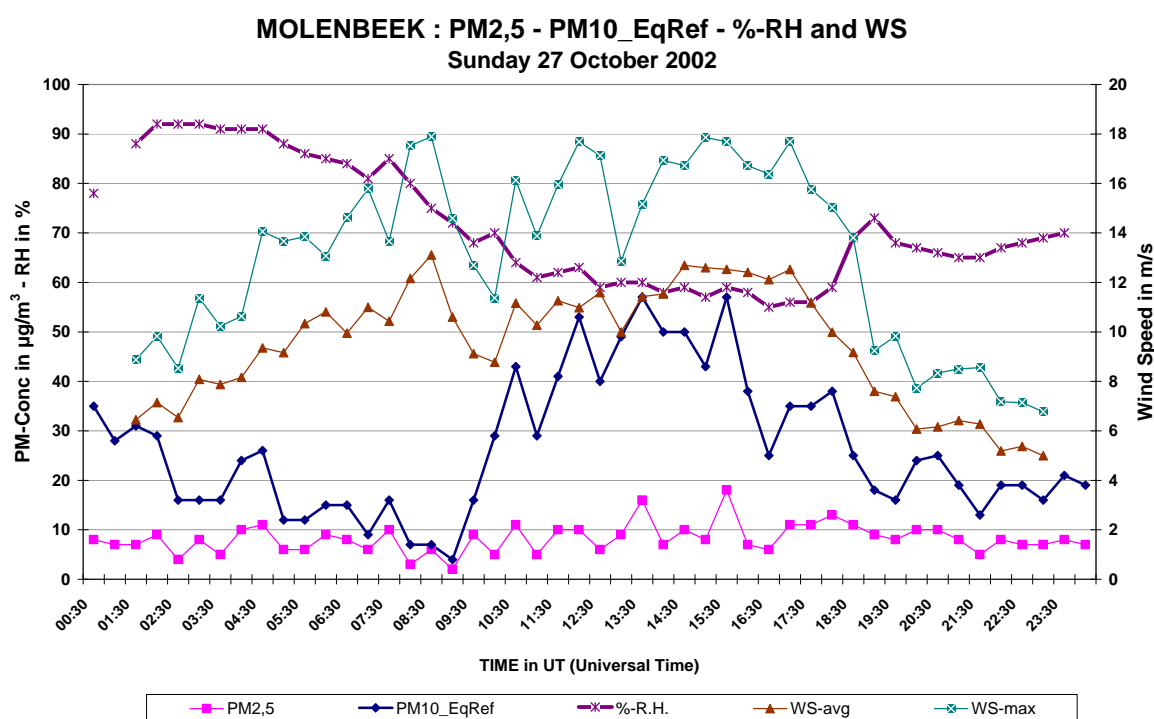


Fig. 19: Dimanche 27 octobre 2002 – Évolution des concentrations PM10-EqRef et PM2,5-données brutes. Mesures semi-horaires pour l'humidité relative, la vitesse moyenne et maximale du vent.

3.6.2 Dimanche sans voiture du 21 septembre 2003 – concentrations relativement élevées malgré l'absence de trafic et de chauffage domestique

Le dimanche 21 septembre 2003, dans le cadre d'une action de la Communauté Européenne, la Région de Bruxelles-Capitale a organisé une journée sans voiture. Entre 9:00 et 19:00 h locales (7:00 et 17:00 h TU) le trafic motorisé privé était presque complètement interdit sur tout le territoire de la Région.

Ce fut une journée exceptionnellement chaude avec une température d'environ 30 °C l'après-midi. Malgré l'absence de trafic (journée sans voitures) et de chauffage domestique (journée très chaude) et en présence d'une activité industrielle réduite (dimanche), les concentrations en PM10-EqRef ont atteint ce jour là des niveaux équivalents ou supérieurs à ceux d'un dimanche moyen de la période estivale exceptionnellement chaude et sèche de 2003. Les concentrations de la journée sans voitures furent du même niveau ou légèrement inférieure à celles d'un jour ouvrable moyen de la période estivale.

Dans le graphique de la figure 20 sont représentés, pour le poste de mesure de Molenbeek (R001), le « Profil journalier PM10-EqRef » du dimanche sans voitures (21/09/2003), d'un dimanche et d'un jour ouvrable moyens de la période estivale 2003 (1 mai – 20 septembre 2003). Dans le profil journalier des PM10 du dimanche sans voiture, on ne remarque absolument aucune baisse des concentrations pendant la période de restriction du trafic. La concentration pour les PM10-EqRef atteint environ 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, soit le niveau de la valeur limite pour la moyenne annuelle à partir de 2005. La réduction draconienne du trafic le dimanche sans voiture n'apparaît pas dans les valeurs mesurées de PM10, ni au point de vue niveau, ni au point de vue profil d'évolution journalière.

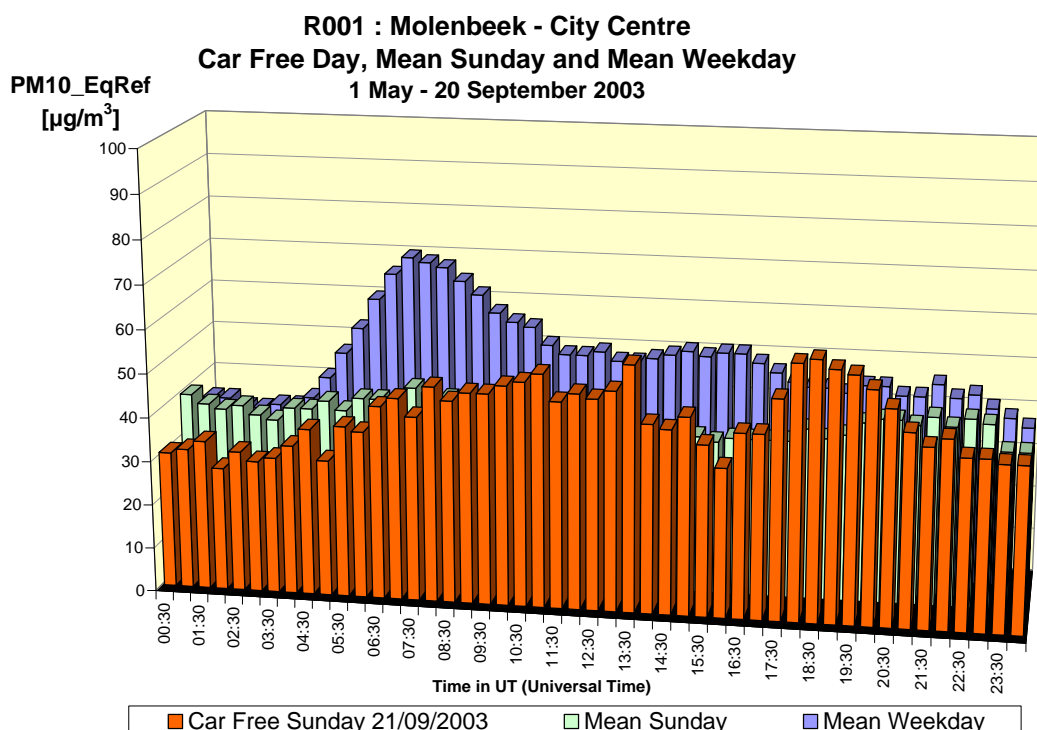


Fig. 20: PM10-EqRef – Profil journalier le dimanche sans voiture (21/09/2003) et évolution journalière d'un dimanche moyen et d'un jour ouvrable moyen durant la période 1 mai – 20 septembre 2003

Pour les paramètres spécifiques du trafic tels que le NO, NO₂ et CO, on constate bien lors de cette journée sans voitures une diminution évidente des concentrations pendant la période de restrictions du trafic. Les résultats de ces paramètres mesurés dans le tunnel Léopold II (LEC1) et au carrefour Arts-Loi (B003) sont présentés dans les graphiques de la figure 21. Les résultats du tunnel se trouvent dans les graphiques de gauche, et ceux d'Arts-Loi dans les graphiques de droite.

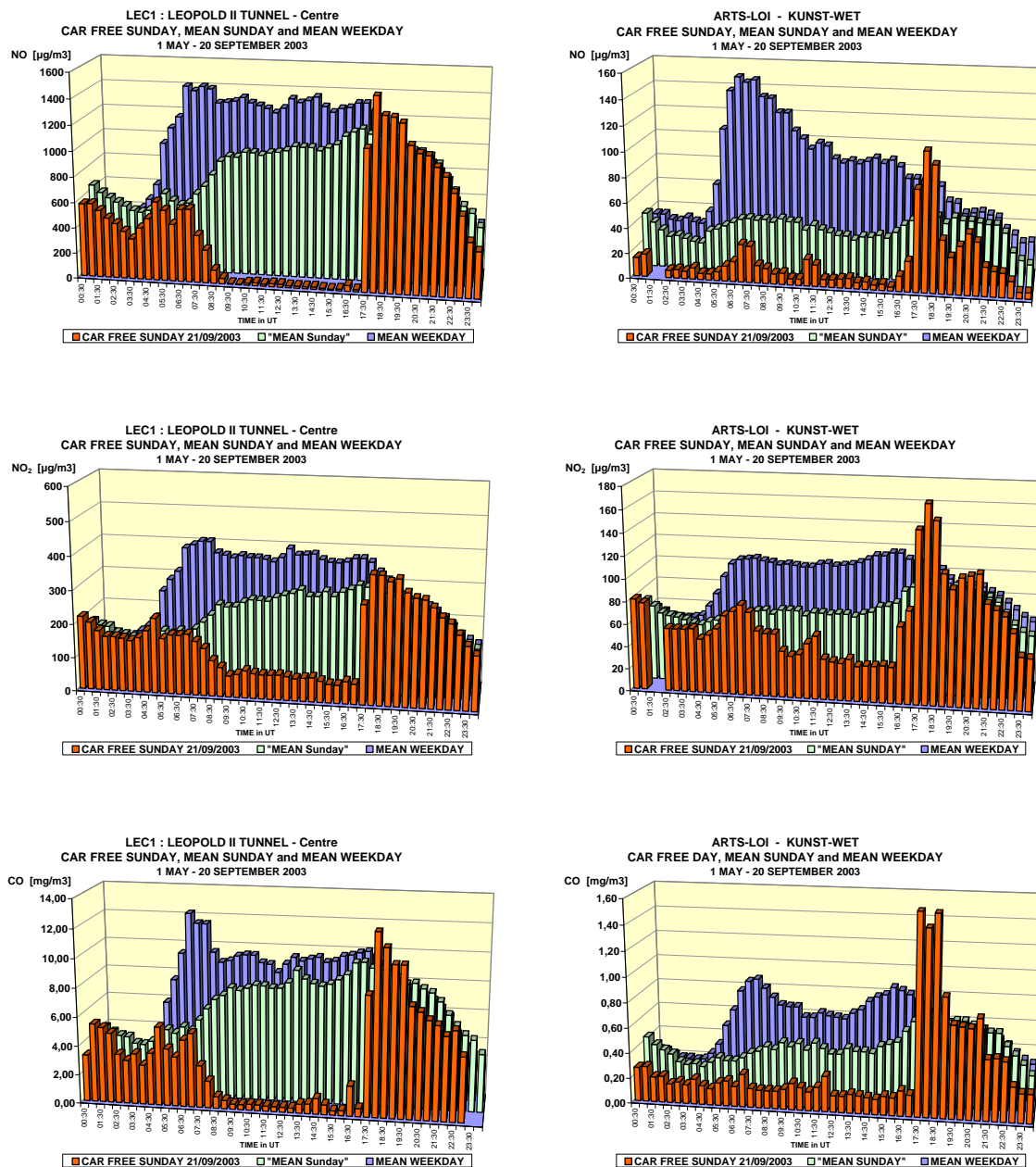


Fig. 21: Profil journalier des concentrations de NO, NO₂ et CO Tunnel Léopold II (graphiques de gauche) et Arts-Loi (graphiques de droite)

Résultats du dimanche sans voiture (21/09/2003), d'un dimanche moyen et d'un jour ouvrable moyen de la période 1 mai – 20 septembre 2003

3.6.3 Concentrations élevées lors de jours avec peu de trafic – congé de carnaval et Lundi de Pâques 2005

Les lundi 7 et mardi 8 février 2005 des concentrations élevées de PM10 ont été mesurées dans tous les postes de mesure de la Région : 60 à 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ comme PM10-EqRef (40 à 90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ comme PM10-données brutes dans le graphique). Ceci est nettement plus élevé que la valeur limite journalière (50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Dans le poste de mesure du Parc Meudon, des concentrations assez élevées de PM2,5 ont également été relevées.

Pendant ces lundi et mardi de carnaval il y avait moins de circulation (écoles fermées) et donc moins d'émissions par le trafic que lors d'un lundi ou un mardi moyen. À partir du mercredi 9 février la circulation a recommencé à augmenter et était pratiquement redevenue normale à partir du jeudi 10 février 2005.

Les conditions météorologiques de ce lundi et mardi étaient caractérisées par un vent plutôt faible (< 2,5 m/sec) de direction variée, une température minimale d'environ 0 °C et un maximum d'environ 5 °C le lundi et 9 °C le mardi. À l'exception d'une courte période l'après-midi, l'humidité relative était assez élevée (~90%). Le matin il y avait également formation de brume.

La figure 22 présente les évolutions des concentrations de PM10-données brutes et PM2,5-données brutes du poste de mesure du Parc Meudon, du samedi 5 au jeudi 10 février 2005. Les profils d'évolution des concentrations des deux paramètres sont très ressemblants : il y a une forte augmentation des concentrations pendant l'après-midi du lundi 7 suivie d'une diminution vers minuit, après quoi les concentrations augmentent de nouveau pendant la matinée du mardi 8 et restent très élevées jusqu'à tard dans l'après-midi.

Les profils des concentrations permettent de constater que 80% 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) on se trouve peut-être ici en présence de conditions favorables au processus de nucléation.

Une situation quasi identique s'est produite le lundi de Pâques 28 mars 2005, jour férié officiel. La vitesse de vent était inférieure à 2,5 m/sec et la direction du vent est passée du Sud au Nord, en passant par l'Ouest. La température a varié entre 9,6 et 11,7 °C et l'air était saturé en humidité à partir de minuit jusqu'en début de l'après-midi. Il y avait également formation de brume dans la matinée.

Des concentrations relativement élevées ont également été constatées ce lundi, journée avec très peu de circulation et une contribution plutôt limitée du chauffage domestique (température douce). Les valeurs pour PM10-EqRef ont atteint 75 à 85 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (50 à 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ comme PM10-données brutes dans le graphique), ce qui est largement supérieur à la valeur limite pour les concentrations journalières.

La figure 23 représente l'évolution de concentration de PM10-données brutes au poste de mesure du Parc Meudon. Il s'agit des données du samedi 26 au mercredi 30 mars 2005. Environ 90% de la masse des PM10 est constitué de particules PM2,5. Il s'agit probablement ici également d'une situation favorable au processus de nucléation.

MEU1 - Evolution "PM10-raw data" and "PM2,5-raw data"

Period : Saturday 05 - Thursday 10 February 2005

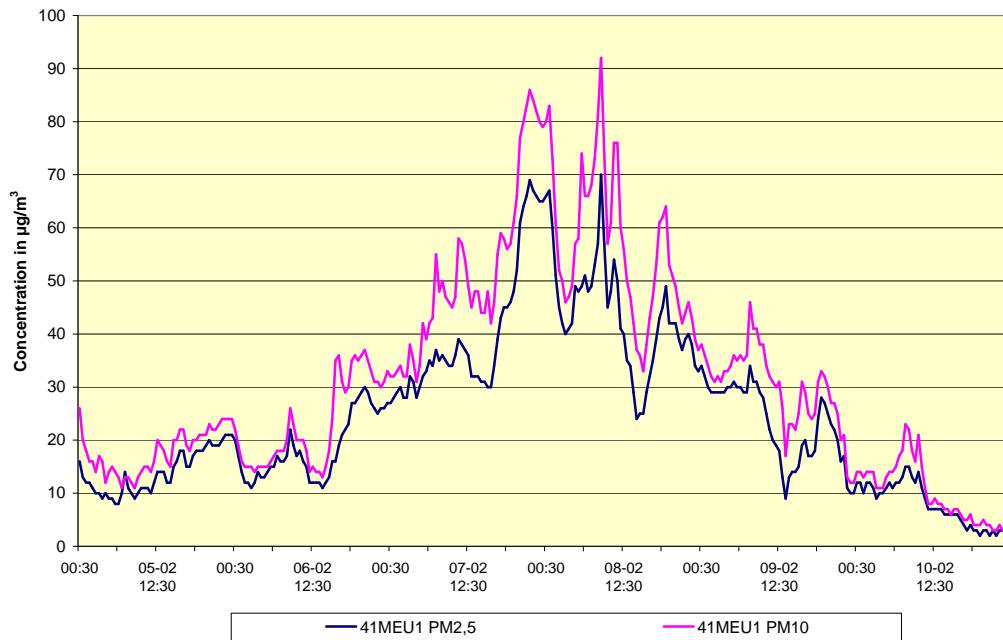


Fig. 22: Parc Meudon – Évolution des concentrations de **PM10-données brutes** et **PM2,5-données brutes**. Période: samedi 5 – jeudi 10 février 2005

MEU1 - Evolution "PM10-raw data" and "PM2,5-raw data"

Period : Saturday 26 - Wednesday 30 March 2005

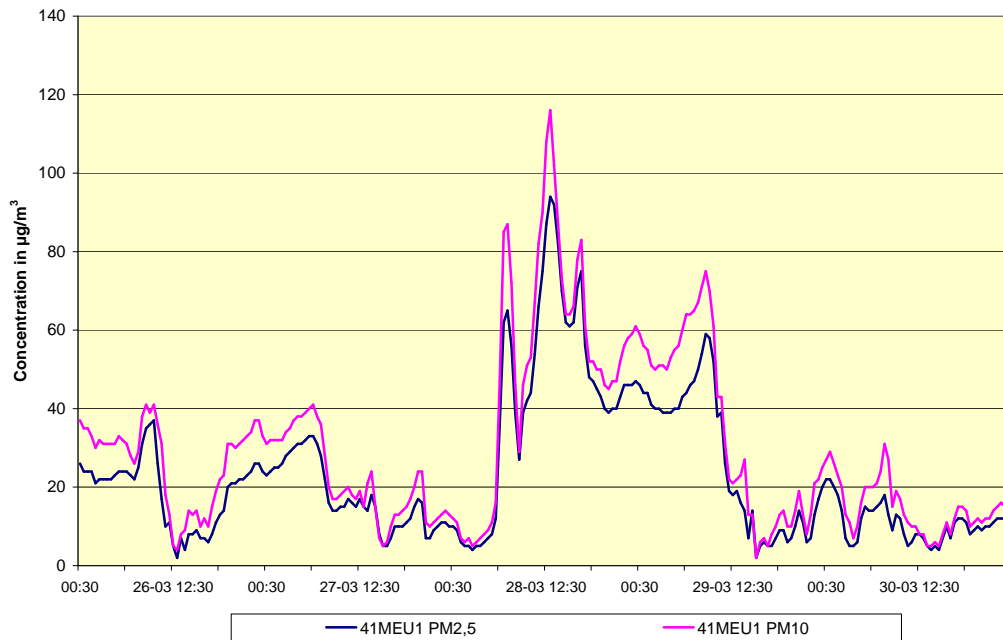


Fig. 23: Parc Meudon – Évolution des concentrations **PM10-données brutes** et **PM2,5-données brutes**. Période: samedi 26 – mercredi 30 mars 2005

3.7 Influence de l'humidité

Les valeurs journalières de PM10-EqRef des années 2002, 2003 et 2004 ont été réparties en trois classes, en fonction du degré de saturation en humidité de l'air.

Une première classe est formée par les jours où l'humidité relative de l'air (valeurs horaires) est supérieure à 80% ($RH = 80$) pendant la plus grande partie de la journée. Une deuxième classe est formée par les jours où l'humidité de l'air reste comprise, pour la plus grande partie, entre 60 et 80% ($60 < RH < 80$) et la troisième classe pour les jours où pour la majorité des valeurs horaires $RH = 60\%$.

Dans le tableau X sont données, pour tous les postes de mesure de la Région, les concentrations moyennes des PM10-EqRef calculées sur la période 2002-2004 et réparties selon les trois classes définies ci-dessus. Les concentrations moyennes sont partout significativement plus élevées quand l'air est sec et baissent avec l'accroissement de l'humidité de l'air.

Tableau X: **PM10-EqRef – CONCENTRATION MOYENNE** [en $\mu\text{g}/\text{m}^3$]
Influence de la saturation de l'air en vapeur d'eau
Période 2002 - 2004

Lieu de Mesure	Molenbeek	Berchem	Uccle	Haren	Meudon	Woluwé
RH = 60%	55	37	42	71	47	42
60% < RH < 80%	41	27	32	51	33	32
RH = 80%	35	23	29	45	29	29

Pour les postes de mesure de Molenbeek, Berchem-Ste-Agathe et du Parc Meudon, les fréquences cumulées calculées suivant les trois classes d'humidité de l'air définies ci-dessus sont représentées graphiquement dans la figure 24. Les niveaux des différents centiles augmentent avec la sécheresse de l'air.

Dans la figure 25, les valeurs journalières de PM10-EqRef à Molenbeek sont présentées en fonction de la vitesse du vent. Les données de la période 2002-2004 sont réparties suivant les trois classes d'humidité de l'air. Les concentrations baissent quand la vitesse de vent augmente. Les valeurs des jours de temps sec sont en moyenne plus élevées que les jours où l'air est plus saturé en humidité.

PM10-EqRef : CUMULATIVE FREQUENCY DISTRIBUTION
DAILY VALUES in the PERIOD 2002-2004
DRY DAYS - HUMID DAYS

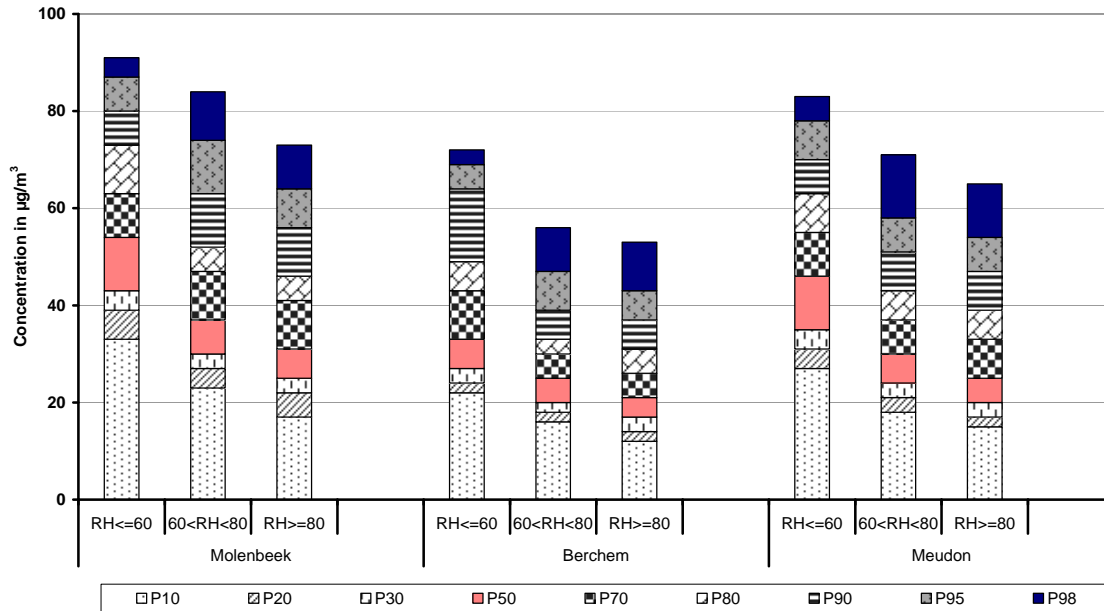


Fig. 24: PM10-EqRef – Distribution de Fréquences Cumulées – Valeurs Journalières
 Trois classes d'humidité (RH=60 ; 60<RH<80 ; RH=80)
 Postes de Mesure de Molenbeek, Berchem-Ste-Agathe et Parc Meudon. Période: 2002 - 2004

Molenbeek : PM10_EqRef versus Wind Speed
DAILY VALUES in the Period 2002-2004 - Humid and Dry Days

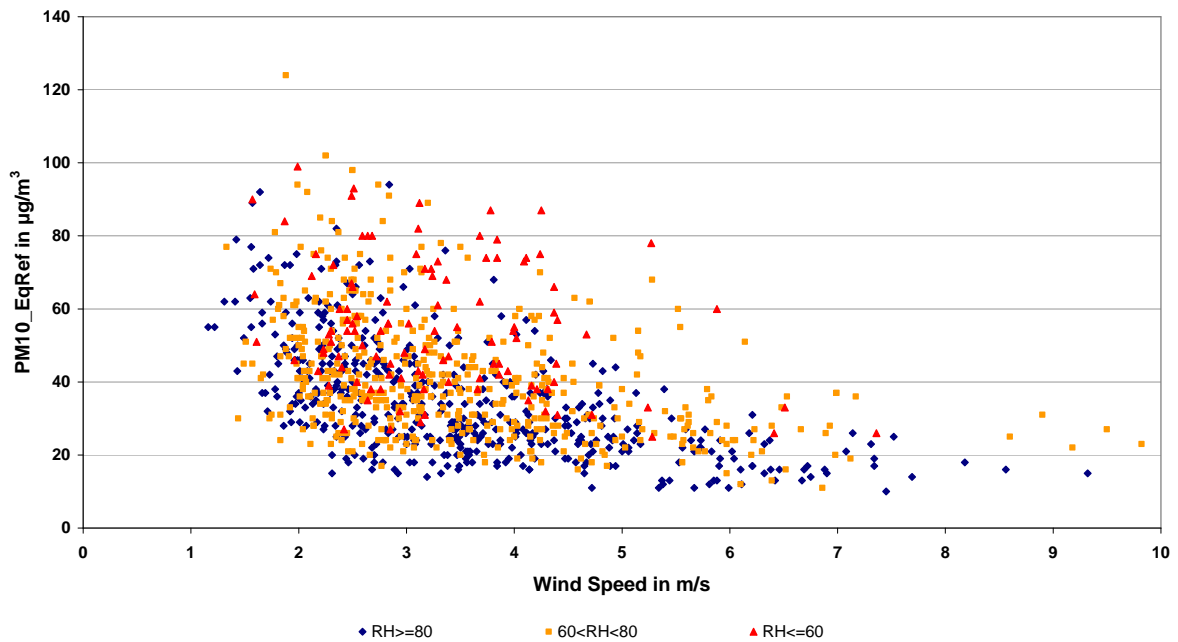


Fig. 25: PM10-EqRef à Molenbeek – Valeurs journalières en fonction de la vitesse du vent
 Trois classes d'humidité (RH=60 ; 60<RH<80 ; RH=80)

3.8 Activités Agricoles

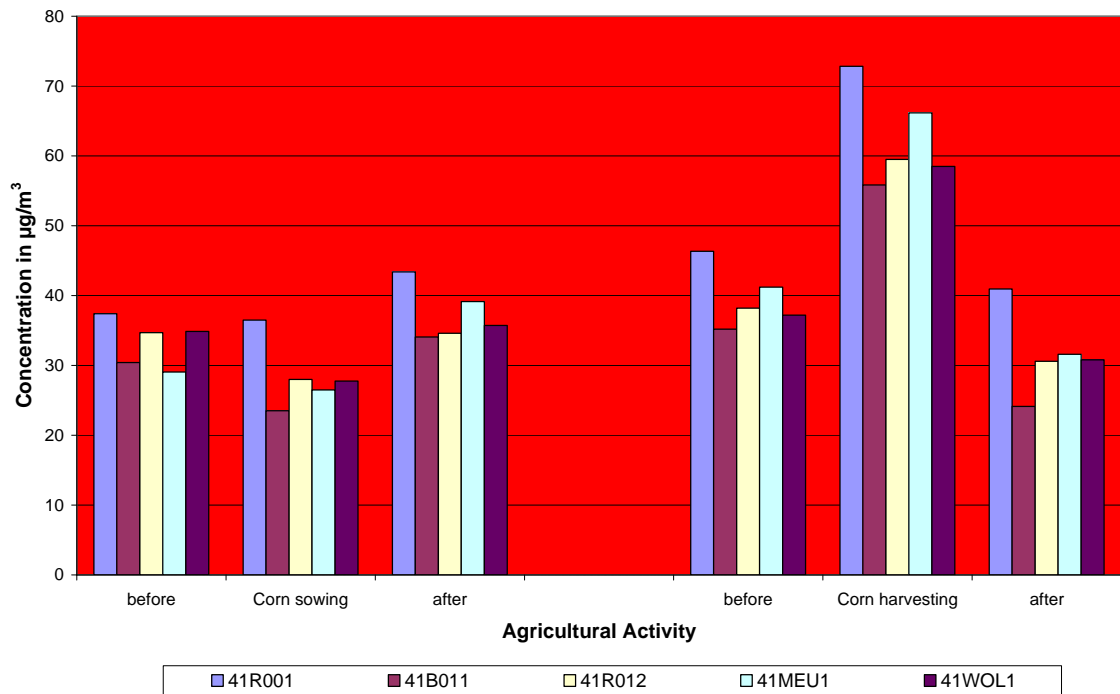
Les recherches sur la composition chimique des particules menées par le groupe de recherche de l'ULB (voir 2.4) ont montré que la grande majorité de la masse des particules PM10 est d'origine naturelle (particules d'argile). Ces particules d'argile sont probablement apportées de la grande périphérie de la Région de Bruxelles-Capitale par le vent, s'y déposent et sont remises en suspension par le vent ou les turbulences dues au trafic.

Le même groupe de recherche a également mené une étude sur le niveau des concentrations PM10 en fonction des activités agricoles dans les environs (Brabant Wallon et Flamand). Pour un certain nombre de plantes (blé, orge, maïs, betterave sucrière et chicon) les concentrations moyennes en PM10 ont été calculées pour les périodes de semailles et de récolte et également pour une période de 15 jours avant et après. Les résultats ont été calculés pour les postes de mesure de Molenbeek (R001), Berchem (B011), Uccle (R012), Parc Meudon (MEU1) et Woluwé (WOL1). Les périodes précises de semailles et de récoltes pour la campagne 2003 ont été fournies par le Centre de Recherches Agronomiques de Gembloux.

Une augmentation notable des concentrations PM10 à Bruxelles a été constatée pendant la période de récolte de diverses céréales (figure 26) et une augmentation plus faible pendant la récolte des betteraves et chicons (figure 27).

Les céréales sont semées lors de période d'humidité moyenne. La fig. 26 montre que les concentrations PM10 pendant cette période sont environ $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ plus basses que pendant les quinzaines précédentes et suivantes. La récolte des céréales se fait de préférence par temps beau, chaud et sec. Pendant cette période, les concentrations moyennes en PM10 augmentent d'environ 30 à $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ par rapport aux quinzaines précédentes et suivantes. Cette augmentation brusque ne peut certainement pas être attribuée totalement à la baisse de l'humidité de l'air. Une partie de l'augmentation de la concentration massique des particules PM10 en Région de Bruxelles-Capitale est probablement liée à certaines activités du secteur agricole.

PM10_EqRef Average Concentration
Agricultural Activity for *Corn*



PM10_EqRef Average Concentration
Agricultural Activity for *Wheat*

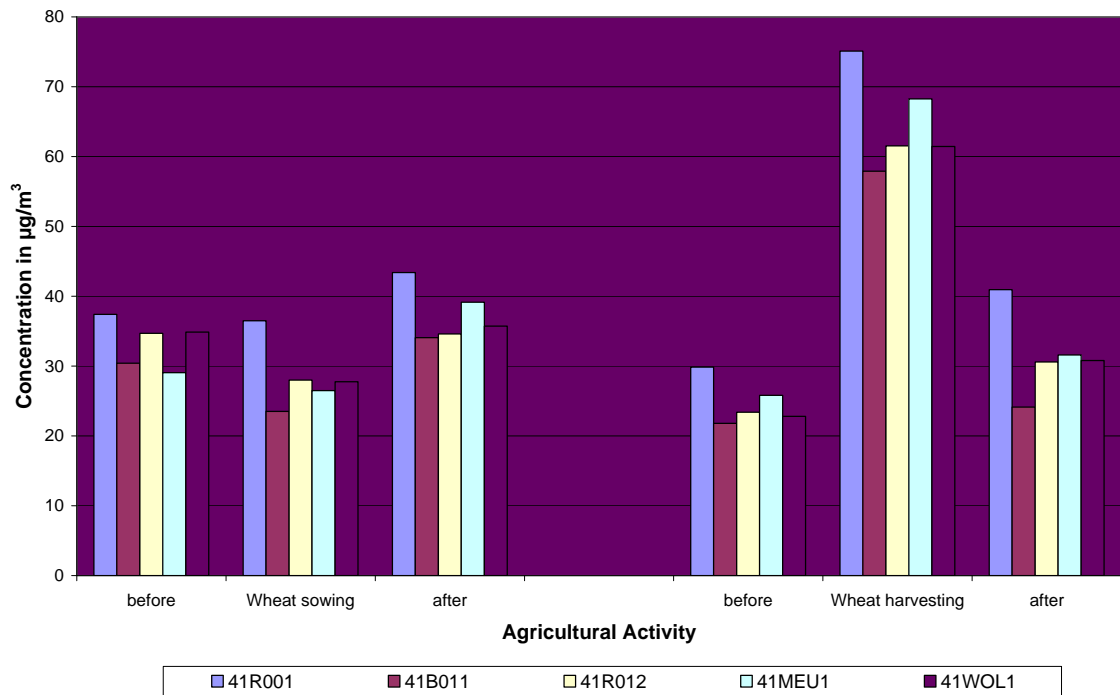


Fig. 26: PM10-EqRef : Concentration en fonction de l'activité agricole pour les blés

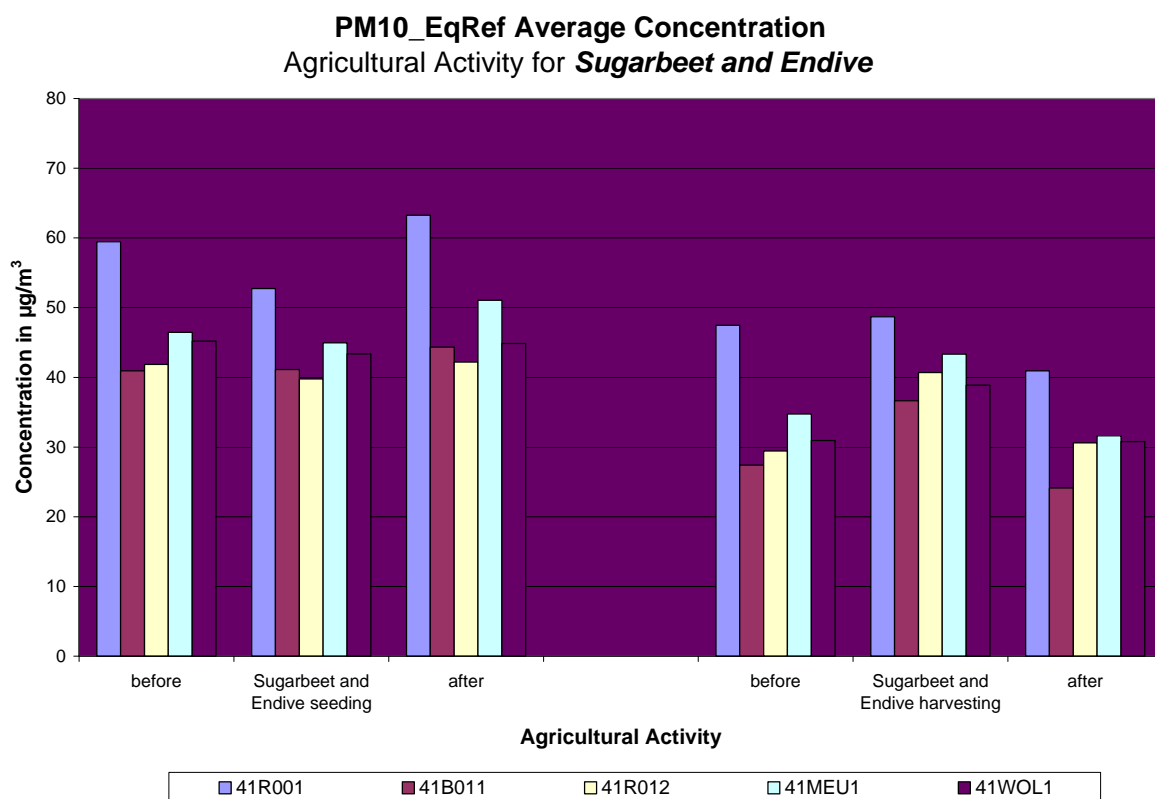


Fig. 27: PM10-EqRef : Concentration en fonction de l'activité agricole pour les betteraves et le chicon



Fig. 28: PM10 : Récolte de froment

Résumé

Particules en suspension et leur taille : « Particules en suspension » est un nom commun pour toutes les particules qui flottent librement dans l'air ambiant. Il s'agit d'un ensemble de plusieurs matières qui peuvent être très différentes, tant sur le plan de la composition chimique (quelle substance), de l'aspect physique (forme, couleur, taille, pouvoir réfléchissant, ...) et de l'origine, que des effets sur la santé humaine.

La répartition des particules suivant la taille est multimodale et présente plusieurs maxima. Un premier maximum se situe autour de 0,01 à 0,03 μm (particules ultrafines). Un second groupe très important concerne les particules de 0,5 à 1,0 μm dont le maximum se situe aux environs de 0,2 à 0,3 μm . Les particules de suie, le plomb originaire du trafic, le carbone élémentaire, les sulfates et une partie des nitrates appartiennent à ce groupe. Le maximum d'un troisième groupe (les particules de 1,0 à 10 μm) se situe entre 2 et 3 μm . Certains nitrates (< 2,5 μm) appartiennent à ce groupe. Les particules d'origine naturelle telles que le sable, l'argile et le sel de mer, appartiennent principalement à la fraction des particules plus grosses (2,5 à 10 μm).

PM10 paramètre pour les effets de santé : Plus les particules sont fines, plus elles pénètrent profondément dans le système respiratoire. Les plus grosses particules pénètrent seulement jusqu'au pharynx et/ou au larynx. La fraction des plus fines particules (fraction thoracique) pénètre plus loin, jusque dans les voies respiratoires de la cage thoracique: la trachée et ses divisions et jusque dans les alvéoles pulmonaires.

Lors de la fixation de la réglementation CE (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. Le choix de la fraction PM10 comme paramètre pour la santé est défendable, car elle comprend aussi bien la fraction fine (< 2,5 μm) qui pénètre très profondément dans le système respiratoire, que les particules plus grosses (2,5 à 10 μm), dont une quantité non négligeable se dépose dans les voies respiratoires supérieures.

Les particules ne présentent pas toutes un danger équivalent pour la santé. Dû à leur caractère potentiellement mutagène et/ou cancérigène, la présence de suies, HPA et particules contenant du carbone dans la fraction des fines particules présente certainement un plus grand risque que la présence de sable et de particules d'argile qui appartiennent à la classe 2,5 à 10 μm . De plus la fraction des fines particules est transportée jusque dans les alvéoles pulmonaires, où le passage de substances dangereuses dans la circulation sanguine est possible.

Vu que la plus grande partie de la masse des PM10 se compose 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 observer l'évolution des concentrations de particules les plus dangereuses.

Une diminution significative du nombre des particules dangereuses, p.ex. suite à une éventuelle obligation d'installation de filtres à particules sur les voitures diesel, induirait probablement une diminution plutôt minime de la concentration massique des PM10.

Mesures de PM10 : La mesure de la quantité massique des particules est assez complexe. À part la masse même des particules, il y a d'autres phénomènes qui peuvent provoquer une augmentation ou une diminution de la masse collectée sur filtre. Une absorption de composés gazeux ou une formation de particules sur le filtre, à partir de réactions gazeuses, peut faire augmenter la masse collectée sur le filtre d'échantillonnage. Une diminution de la masse peut être engendrée par une perte de composés volatils ou d'humidité, ou par la dissociation de certains sels d'ammonium. Ces phénomènes sont fort dépendants du type d'aérosol et des conditions environnantes telles que la température et l'humidité. Leur influence est donc variable dans le temps et l'espace.

En Région de Bruxelles-Capitale la fraction des PM10 est mesurée avec des analyseurs en continu, du type TEOM-1400Ab (Rupprecht & Patashnick). Dans ce type d'appareil le filtre d'échantillonnage est monté sur une "*balance oscillante*". Il y a une relation étroite entre la croissance de la masse et la diminution de la fréquence d'oscillation. L'appareil peut être équipé de différentes têtes de prélèvement, p.ex. pour la mesure sélective de la totalité des particules ou des fractions spécifiques telles que les PM10, les PM2,5 ou les PM1.

Les résultats de PM10, mesurés avec un appareil TEOM à une température de 50°C, sont indiqués comme **PM10-données brutes**. Ces valeurs, mesurées entre 1996 et 2004, doivent être multipliés par un facteur fixe pour les rendre comparable aux résultats qui auraient été mesurés par le méthode de référence PM10 : **PM10-EqRef = 1,47 * PM10-données brutes**. Ces résultats, équivalents à la méthode de référence (PM10-EqRef), sont à utiliser pour l'évaluation de la qualité de l'air.

La méthode de référence, un échantillonnage sur filtre suivi de la pesée du filtre au labo, est une méthode manuelle dont les résultats sont connus avec retard (2 à 3 semaines). Son intégration dans les réseaux téléométriques et l'information directe à la population sont impossibles. Bien que la méthode de référence soit normalisée, elle n'est pas non plus insensible à des effets d'interférences qui font augmenter ou diminuer la masse sur le filtre.

Entre-temps des techniques nouvelles permettent d'échantillonner les particules sous des conditions nettement mieux contrôlées (température et humidité). Pour réaliser cet objectif les appareils TEOM peuvent être équipés d'un système FDMS (*Filter Dynamics Measurement System*). Avec un tel système on respecte de façon dynamique, et le mieux possible, la réalité physico-chimique durant la période d'échantillonnage.

Pour la détermination de la masse par la méthode de référence normalisée, les filtres échantillonnés sont conditionnés pendant 48 à 72 heures à température et humidité constante, ce qui crée une situation d'équilibre plutôt artificiel, qui ne reflète pas nécessairement les conditions réelles de l'échantillonnage sur filtre.

D'après un certain nombre de résultats publiés dans la littérature, il semble y avoir une bonne corrélation entre la méthode FDMS et la méthode de référence (rapport ~1). Après un premier test, en septembre 2003, avec un système FDMS, l'option a été prise d'équiper progressivement tous les appareils TEOM de la Région de Bruxelles-Capitale d'un système FDMS. En juin 2005 déjà quatre des six appareils PM10 sont équipés d'un tel système. La transformation de tous les appareils TEOM, également les PM2,5, pourrait être réalisée avant la fin de l'an 2008. Les résultats PM10, obtenus avec les appareils transformés en FDMS, sont indiqués comme **PM10-FDMS**.

Des mesures simultanées et des comparaisons indirectes entre **PM10-FDMS** et **PM10-données brutes** font apparaître que les résultats globaux PM10-FDMS sont équivalents à l'utilisation d'un facteur fixe de correction sur les données PM10 brutes d'environ 1,30 pour le poste de mesure de Molenbeek, ~1,15 pour le poste de Haren et environ 1,42 pour le poste d'Uccle.

Une analyse jour par jour des rapports entre les résultats des deux méthodes fait apparaître que ceux-ci varient dans une plage relativement large: de 0,7 à 2,7 pour le poste de mesure de Molenbeek et entre 0,5 et 2,0 pour le poste de mesure de Haren. Pendant les périodes de plus haute concentration, spécialement en présence de quantités importantes de particules d'origine minérale, ce facteur se situe plus proche de l'unité. L'emploi d'un facteur fixe (1,47) de correction peut donc engendrer une surestimation du nombre de dépassements du seuil de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en tant que valeur journalière.

Les résultats de **PM10-FDMS** sont obtenus directement par mesure et sont probablement mieux comparables à la méthode de référence que les résultats calculés en appliquant un facteur de correction fixe.

À condition que le bon niveau de comparabilité entre PM10-FDMS et la méthode de référence soit confirmé par de nouvelles études, l'emploi d'un facteur fixe de correction ne semble plus justifiable.

La directive européenne 1999/30/CE ne prévoit pas encore l'obligation, mais bien une recommandation, de mesurer la fraction PM_{2,5}. Dans le réseau bruxellois il y avait trois appareils pour la mesure des PM_{2,5}. Deux d'entre eux ont été transformés en PM10-FDMS et les mesures de PM_{2,5} y ont été suspendues temporairement. Au début de 2006, après la fin des tests de comparaison entre PM10-FDMS et PM10-données brutes, les mesures de PM_{2,5} reprendront aux trois endroits. Une étude comparative entre PM_{2,5}-FDMS et PM_{2,5}-données brutes est également prévue dans un avenir proche (deuxième semestre de 2005).

Valeurs limites pour PM10 : Les objectifs de la qualité de l'air en matière de particules PM10 ont été fixés par la directive européenne 1999/30/CE. À partir de janvier 2005 (*phase 1*) il ne peut y avoir plus de **35 jours** par an où la concentration moyenne journalière dépasse **$50 \mu\text{g}/\text{m}^3$** . La concentration moyenne annuelle ne peut dépasser le niveau de **$40 \mu\text{g}/\text{m}^3$** . Le respect de ces valeurs limites est obligatoire.

Pour l'an 2010 (*phase 2*) la directive donne des valeurs indicatives. À partir du 1^{er} janvier 2010 la valeur journalière de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ne pourra être dépassé plus de **7 jours** par an et la concentration moyenne annuelle ne pourra pas dépasser **$20 \mu\text{g}/\text{m}^3$** . Ces seuils peuvent encore être revus en fonction des expériences vécues, dans les différents Pays Membres, lors de l'implémentation des objectifs de qualité de la phase 1.

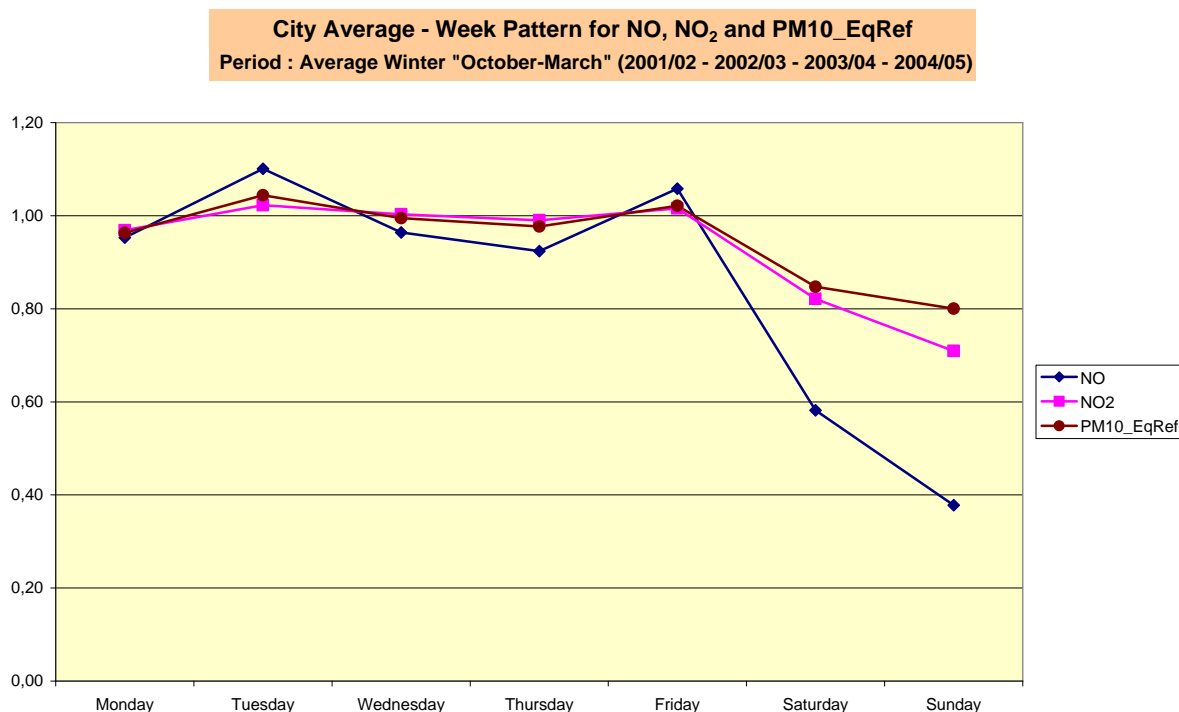
Le respect des valeurs limites : à l'exception des postes de mesure de Haren (N043) et de Molenbeek (R001), la concentration moyenne annuelle est partout inférieure à $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, l'objectif pour l'an 2005.

Durant la période 2000-2004 la concentration moyenne annuelle de PM10-EqRef est environ $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à Molenbeek (37 à $44 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et environ $52 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à Haren (48 à $57 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Les moyennes annuelles sont de l'ordre de 27 à 32 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à Berchem et Uccle et elles sont légèrement supérieures (32 à 36 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) à Woluwé et au Parc Meudon. Toutes les moyennes annuelles sont nettement supérieures à 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, l'objectif pour l'an 2010.

A l'exception du poste de mesure de Berchem, le seuil de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, en tant que valeur journalière, est dépassé plus de 35 fois par an dans tous les postes et cela pour plusieurs années de suite : Haren (100 à 150 jours), Molenbeek (60 à 100), Parc Meudon (24 à 64), Woluwé (35 à 40), Uccle (8 à 36) et Berchem (5 à 29). Pour l'an 2003, avec son été exceptionnellement chaud et sec, on note plus de 35 jours de dépassements dans tous les postes de mesures, sauf celui de Berchem. Atteindre l'objectif pour l'an 2010, pas plus de 7 dépassements par an, semble encore loin d'être évident à réaliser.

Une analyse plus profonde des données, plus spécialement le calcul de l'évolution hebdomadaire normalisée, nous montre que la chute de la concentration en NO, un paramètre spécifique du trafic, est d'environ 40% pour un samedi moyen et environ 60% pour un dimanche moyen. Cette diminution correspond en ordre de grandeur avec la diminution constatée pour les concentrations de NO mesurées aux points de mesure à trafic intense. La chute des concentrations en NO₂ le week-end atteint environ 20% le samedi et de 30 à 35% le dimanche. En ville, la chute des concentrations de **PM10-EqRef** atteint environ 15% un samedi moyen et pratiquement 20% un dimanche moyen. Dans les postes de mesures du niveau de fond cette chute est encore plus limitée : environ 10% le samedi et 15% le dimanche moyen.



Copie Fig. 14: Postes de mesure en ville – Profil hebdomadaire pour NO, NO₂ et PM10-EqRef
 Moyenne sur 3 postes de mesure (Molenbeek, Parc Meudon et Woluwé) et 4 périodes hivernales

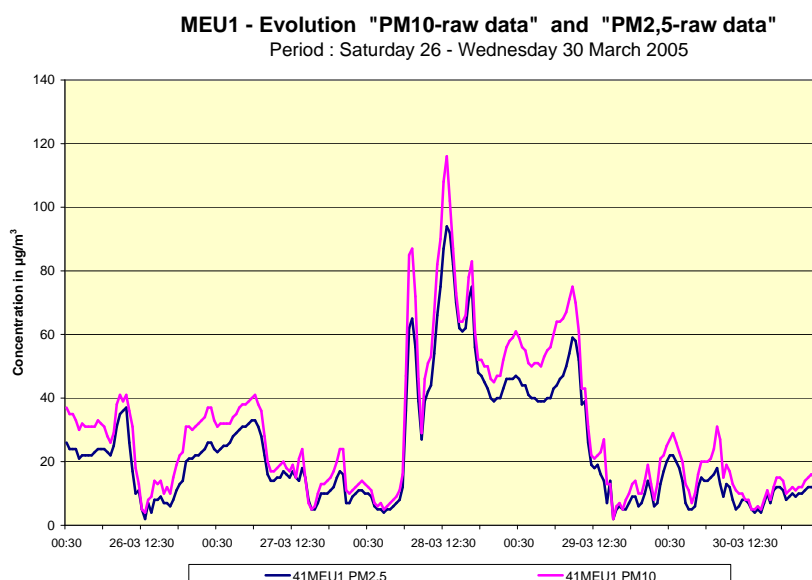
Concentration moyenne par jour de semaine, divisée par la concentration moyenne de tous les jours ouvrables
 Moyenné sur plusieurs postes de mesure et plusieurs périodes hivernales

Une diminution de toutes les activités les jours ouvrables au niveau moyen des jours de week-end (!! mesures draconiennes !!) ferait baisser la concentration moyenne annuelle et le nombre de jours de dépassements du seuil de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en tant que valeur journalière. Grâce à de telles mesures drastiques, la concentration moyenne annuelle serait inférieure à $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans tous les endroits de mesure. La valeur limite ne serait approché qu'à Haren. Pour tous les postes de mesure, également les postes de mesures pour la concentration de fond de la Région, la concentration moyenne annuelle resterait bien au-dessus de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Malgré ces mesures draconiennes sur le niveau d'activité, il y aurait encore plus de 35 jours par an de dépassement du seuil de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aux postes de mesures de Haren et de Molenbeek. L'objectif pour la phase 2, pas plus de 7 jours de dépassement du seuil de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, n'est pas envisageable pour les deux postes cités, mais pourrait éventuellement être respecté dans les autres postes de mesure de la Région.

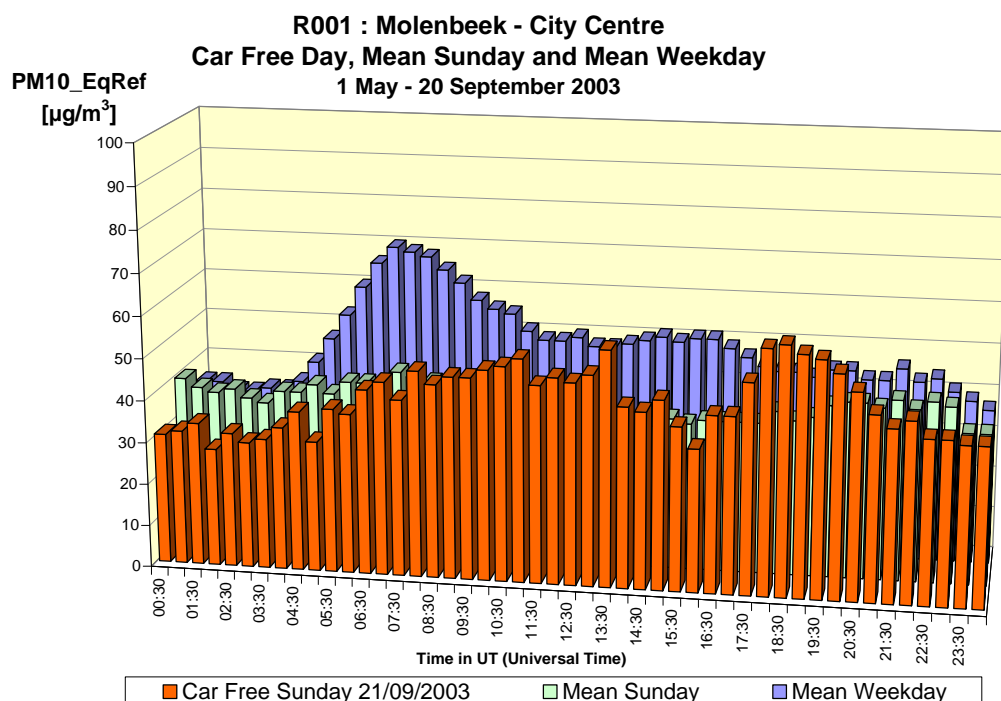
Observations particulières : par temps sec et de vent fort, il peut arriver que les concentrations de PM10 augmentent, alors que ce n'est pas du tout le cas pour les PM2,5. Des augmentations brusques de la concentration PM10, suite à des turbulences, ont également été constatées juste avant des orages intenses.

Dans d'autres cas, des augmentations importantes de la concentration PM10 ont été observées les jours de congé ou les jours fériés, lors de circonstances où les contributions du trafic, du chauffage domestique et des activités industrielles étaient plutôt faibles. Récemment, ceci fut le cas le lundi et le mardi de la période de carnaval (7 et 8 février 2005), quand des niveaux journaliers de 60 à $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ont été atteints. Des concentrations élevées (75 à $85 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ont également été observées le lundi de Pâque (28 mars 2005). Dans les deux cas l'atmosphère était assez humide et il y avait une légère brume le matin. Environ 80 à 90% de la masse PM10 était constituée de particules PM2,5. Probablement s'agit-il ici d'un processus de nucléation plus intense.



Copie Fig. 23: Parc Meudon – Évolution des concentrations **PM10-données brutes** et **PM2,5-données brutes**. Période: samedi 26 – mercredi 30 mars 2005

Le dimanche 21 septembre 2003, une des journées sans voiture, des niveaux de concentration en PM10 de l'ordre de 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ont été atteints. Les concentrations étaient de même ordre de grandeur ou plus élevées que pour un dimanche moyen de l'été chaud et sec de 2003. Malgré la contribution minimale du trafic (journée sans voiture), l'absence de chauffage domestique (30 °C l'après-midi) et une activité industrielle limitée (dimanche), la concentration atteint quand même le niveau de l'objectif pour la concentration moyenne annuelle. L'absence du trafic ne se remarque pas non plus dans le profil journalier de la concentration PM10. Contrairement aux profils des concentrations de NO, NO₂ et CO, il n'y avait pas de diminution claire et nette de la concentration PM10 pendant la période de restriction du trafic, de 9:00 à 19:00 heure locale (7:00 à 17:00 TU dans le graphique).



Copie Fig. 20: PM10-EqRef – Profil journalier le dimanche sans voiture (21/09/2003) et évolution journalière d'un dimanche moyen et d'un jour ouvrable moyen - période 1 mai – 20 septembre 2003

Spécialement dans les zones urbaines, le trafic routier est souvent indiqué comme source principale de la pollution par les particules. Bien que le trafic routier soit une des sources principales de la présence des particules les plus nocives parmi les particules fines (< 2,5 μm), qui présentent un plus grand risque pour la santé humaine, il est clair que, sur base des constatations décrites, le trafic routier ne peut pas être désigné comme source principale de la pollution par les PM10.

Il a été constaté que les concentrations en PM10 sont en moyenne plus élevées les jours où l'air est moins saturé en humidité que les jours où l'air est plus saturé en humidité. Les jours à plus faible humidité (RH = 60%), la concentration moyenne en PM10 est plus élevée d'environ 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ que les jours à plus haut degré de saturation (RH = 80%). Une croissance importante des concentrations PM10 a également été constatée lors des périodes à temps sec, accompagné d'une activité agricole plus intensive (récolte des blés, chicons et betteraves) dans les environs de la Région de Bruxelles-Capitale.

Table des matières

1	Normes – Directives CE	1
2	Particules en suspension et leur détection	5
2.1	Méthode de référence PM10	9
2.2	Mesure de PM10 à Bruxelles – Microbalance à oscillation	11
2.3	Mesures de la fraction PM2,5	15
2.4	Composition des particules	16
3	Résultats des mesures PM10	17
3.1	Distribution de fréquences cumulées PM10	17
3.2	Valeurs Limites PM10	19
3.3	Évolution des valeurs PM10 à plus long terme	22
3.4	Évolution hebdomadaire moyenne	25
3.5	Méthode de mesure et dépassements des valeurs limites	33
3.6	Observations particulières	34
	3.6.1 Remise en suspension – 27 octobre 2002	35
	3.6.2 Dimanche sans voiture 21 septembre 2003	36
	3.6.3 Concentrations élevées – Congé de carnaval – Lundi de Pâques	38
3.7	Influence de l'humidité	40
3.8	Activités agricoles	42
	Résumé	45