



FUMÉES NOIRES ET PARTICULES FINES

1. Origine de la problématique

Au 19^{ème} et 20^{ème} siècle, l'industrialisation a provoqué une augmentation importante de la pollution atmosphérique. Plusieurs grandes villes européennes étaient surmontées par une couche d'air de couleur jaune et noire qui trouvait sa source dans les fumées sortant des cheminées. En hiver, en l'absence de vent et par temps stable, les nuages de polluants stagnaient au-dessus des villes pendant plusieurs jours. Plusieurs villes européennes ont connu des situations tragiques qui ont été attribuées à une action délétère des polluants sur la santé. Les plus célèbres sont Engis et Londres.

Nul doute que ces événements ont influencé la mise en place des réseaux de surveillance de la qualité de l'air. Les premiers réseaux de mesures sont apparus à la fin des années 60'. A cette époque, il s'agissait seulement de mesurer les polluants présents dans l'air, sans référence à des normes de protection de la santé. Cet aspect de la question est intervenu plus tard, notamment avec l'entrée en vigueur de la directive 80/779/CEE qui s'appuyait sur les premières études épidémiologiques.

Le dioxyde de soufre comptait parmi les polluants présentant un risque élevé pour la santé. Ce gaz incolore provenait essentiellement de la combustion des combustibles fossiles solides ou liquides. Ceux-ci contenaient en effet des proportions de soufre plus ou moins élevées. Le plus critique est le charbon dont la teneur en soufre variait de moins de 1% à plus de 10% en masse. Une partie des oxydes de soufre se combinait avec les cendres, mais la majorité était malgré tout émise sous forme gazeuse. La teneur en soufre était moindre dans les combustibles liquides : elle était très faible dans l'essence, entre 0.5 et 0.7% pour le fuel domestique, et jusqu'à 3% pour le fuel lourd. Dans le cas des combustibles liquides, la totalité du soufre est rejetée dans l'atmosphère.

1.1. La catastrophe d'Engis en 1930

Du 1 au 5 décembre 1930, une grande partie de la Belgique était sous le brouillard. C'était également dans la vallée de la Meuse, mais la région entre Jemeppe-sur-Meuse et Huy (figure I.1) allait connaître en l'espace de 2 jours une soixantaine de décès, malheureusement expliqués à cette époque (Lipfert, 1994).

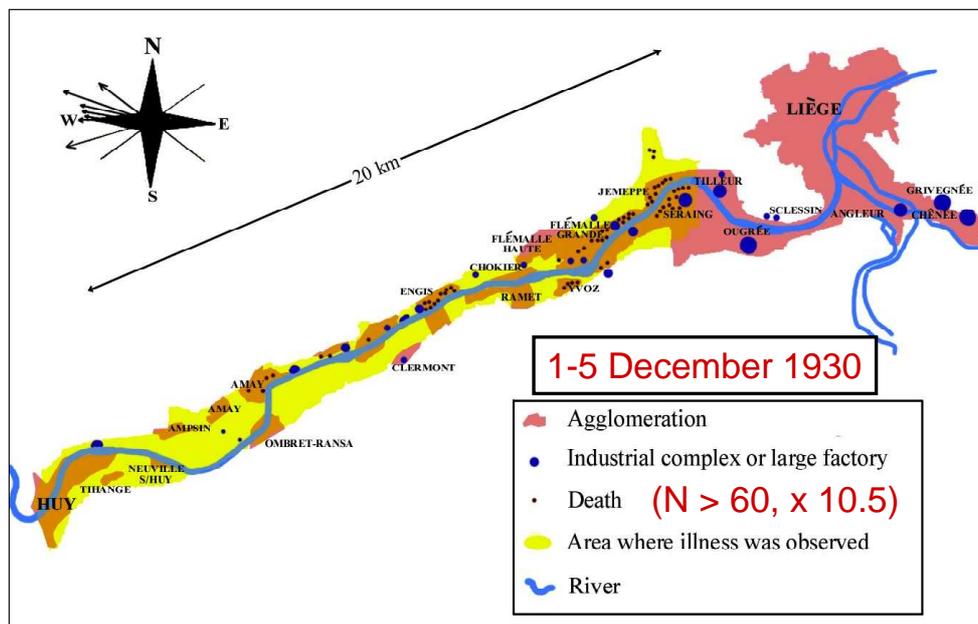
Les journaux relataient l'événement en soulignant son caractère mystérieux et en l'associant à la présence du brouillard. En voici quelques extraits :

- « L'Indépendance Belge » du 6 décembre 1930 titrait : « 39 personnes meurent mystérieusement à Engis et Flémalle ; depuis jeudi matin, tout une région prise dans un épais brouillard, vit dans les transes » ;
- « Le Peuple » du 6 décembre mentionnait : « Une catastrophe extraordinaire endeuille la vallée de la Meuse depuis Jemeppe à Engis : 43 personnes périssent dans le brouillard sous l'influence de gaz délétères ».
- « De Standaard » du 7 décembre : « La vallée de la Meuse, la Vallée de la Mort. 64 personnes ont mystérieusement perdu la vie, de nombreux bovins sont également morts dans les pâtures. Le brouillard contenait-il des gaz nocifs ? Les médecins et les scientifiques tentent d'identifier les causes de cette tragédie. »



Figure I.1 : Région de la vallée de la Meuse concernée par le pic de pollution du 1 au 5 décembre 1930.

Source : B. Nemery, KUL



La couleur vert clair désigne les zones où des problèmes de santé liés à la pollution ont été rencontrés.

Dès la fin de catastrophe, un comité d'experts a été désigné pour rechercher les causes à l'origine des troubles de santé et des décès. L'étude fut menée avec beaucoup de pragmatisme. Elle débuta par une analyse médicale qui s'appuyait sur les constats suivants :

- Les symptômes médicaux sont apparus à partir dès le troisième jour de brouillard (le 3 décembre 1930) et de façon simultanée dans toute la vallée. Ils se matérialisaient par des irritations de la gorge, des douleurs au niveau du sternum, de la toux, de l'asthme, de signes d'œdème pulmonaires. On notait aussi des nausées et vomissements, mais aucun phénomène d'intoxication. Plusieurs milliers de personnes ont été concernées par ces troubles de santé.
- 60 personnes sont décédées les 4 et 5 décembre 1930, ce qui correspond à une surmortalité de 10,5%. Les autopsies pratiquées ont mis en évidence la présence de mucosité dans la trachée et les bronches, des œdèmes pulmonaires et des hémorragies. Les différentes analyses n'ont révélé aucun signe d'empoisonnement. Aucun autre organe ne semblait atteint, et aucun signe d'infection n'a été identifié.
- Les personnes décédées ou présentant des symptômes durant ces 5 jours étaient en majorité des personnes âgées, des asthmatiques, des malades cardiaques, des personnes affaiblies.

L'expertise médicale avait alors conclu que « les symptômes et les lésions trouvent une explication suffisante dans une action irritative locale des muqueuses directement exposées à l'air inhalé ».

Sur le plan météorologique, la situation se caractérisait par des conditions anticycloniques. La température était de 1 ou 2°C, et le vent était particulièrement faible avec des vitesses comprises entre 1 et 3 km/h. Le brouillard se développait sous une inversion thermique de subsidence qui se situait à 70-80 m au-dessus du fond la vallée. De telles conditions rendaient la basse atmosphère quasiment inerte, alors que la présence de l'inversion thermique empêchait l'air de s'élever au-delà des versants de la vallée.

La suite de l'étude s'est attachée à la recherche des causes. Des analyses de sol, des plantes et de l'approvisionnement en eau n'avaient rien révélé et avaient permis d'écartier définitivement un phénomène d'intoxication. En l'absence de réseau de mesures, de telles analyses ne pouvaient pas



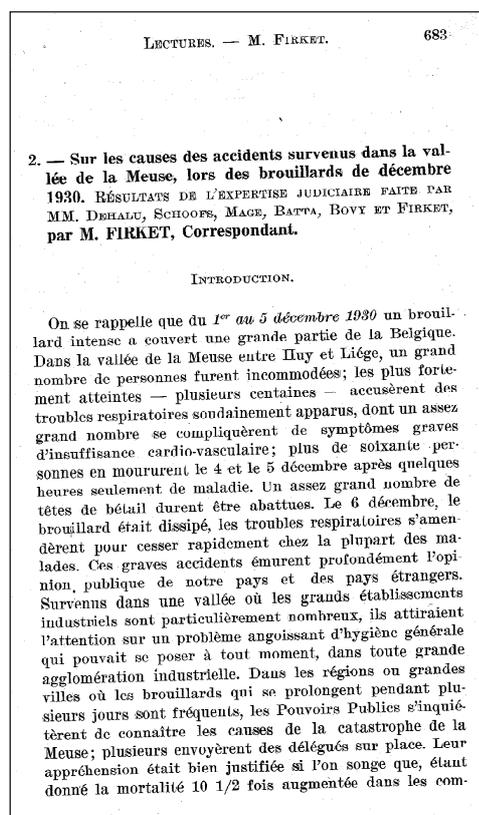
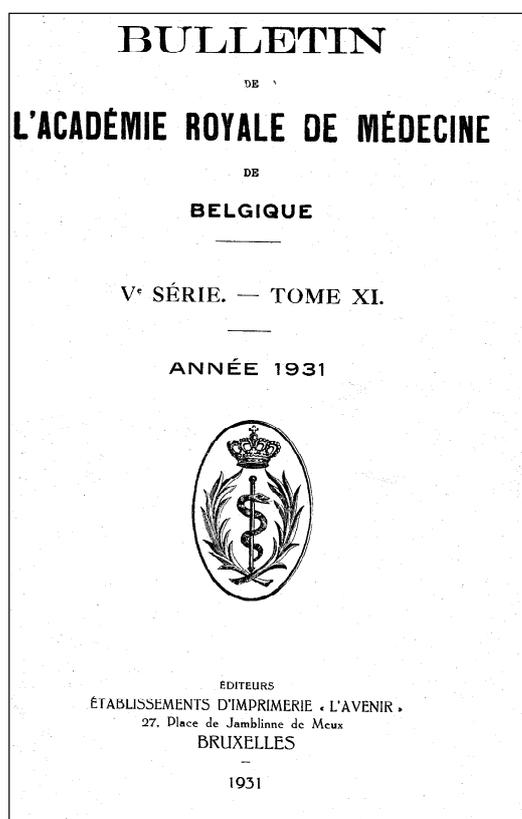
être effectuées pour l'air ambiant. Toutefois, les émissions polluantes des 27 industries présentes dans la zone concernée avaient fait l'objet d'une attention particulière.

La période du 1 au 5 décembre n'avait pas été marquée par le moindre incident dans les rejets industriels. En l'absence de données mesurées, une modélisation simple avait été appliquée à la trentaine de substances émises par les industries pour tenter d'estimer les concentrations dans l'air ambiant. Par la suite, ces estimations avaient été confrontées aux données médicales et aux connaissances toxicologiques. L'examen de chaque substance avait permis d'écarter les polluants suivants : CO, CO₂, H₂, H₂S, AsH₃, NO₂, NH₃, HCl, acétylène et autres hydrocarbures, ainsi que les grosses particules.

Par contre, l'étude avait montré que des teneurs élevées en dioxyde de soufre, fluor et fines particules avaient pu être atteintes et que ces polluants pouvaient être à l'origine des problèmes de santé rencontrés.

Figure I.2 : Publication en 1931 des résultats de l'étude d'identification des causes des décès survenus entre le 1 et 5 décembre 1930 dans le Bulletin de l'Académie Royale de Médecine.

Source : B. Nemery, KUL

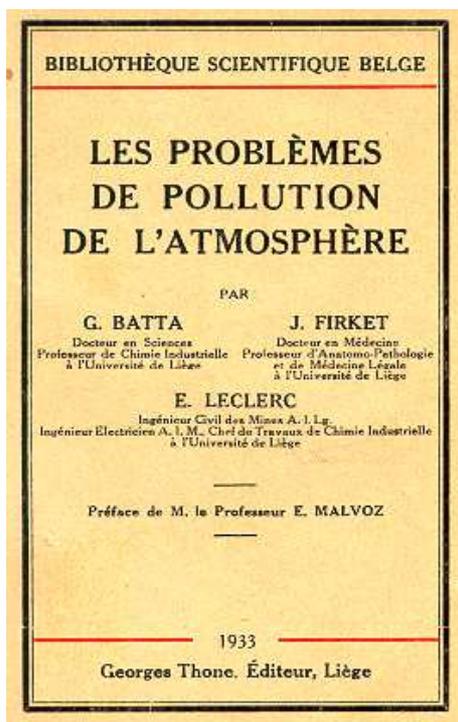


Les résultats de l'expertise ont été publiés en 1931 dans le Bulletin de l'Académie Royale de Médecine de Belgique (figure I.2), en 1933 dans le rapport « les problèmes de pollution de l'atmosphère » de G. Batta, J. Firket et E. Leclerc (figure I.3). Pour la première fois, le lien entre la pollution de l'air et son impact sur la santé avait été démontré scientifiquement. Le rapport concluait : « *Les corps sulfurés qui proviennent de la combustion du charbon ont exercé leur action délétère, soit sous forme d'anhydride ou d'acide sulfureux, soit sous forme d'acide sulfurique, dont la production en teneur suffisante a été rendue possible par la réunion des conditions météorologiques exceptionnelles de décembre 1930* ».



Figure I.3 : « Les problèmes de pollution de l'atmosphère » publié par G. Batta, J. Firket et E. Leclerc en 1933.

Source : B. Nemery, KUL



Le rôle joué par les conditions météorologiques a lui aussi été clairement identifié. En effet, toutes les conditions étaient réunies pour empêcher l'évacuation des polluants émis les industries et les systèmes de chauffage qui recouraient alors abondamment au charbon. L'élément aggravant fut la persistance de cette situation : les polluants se sont accumulés pendant 5 jours et ont atteint des taux particulièrement dangereux pour la santé. Le rapport terminait par une mise en garde : « *Si les mêmes conditions se trouvent réunies, les mêmes accidents se reproduiront. (...) Si un désastre survenait à Londres dans des conditions analogues on aurait à déplorer 3 179 morts immédiates* ». Cette dernière prédiction allait hélas se révéler particulièrement réaliste.

1.2. Le smog de Londres en 1952

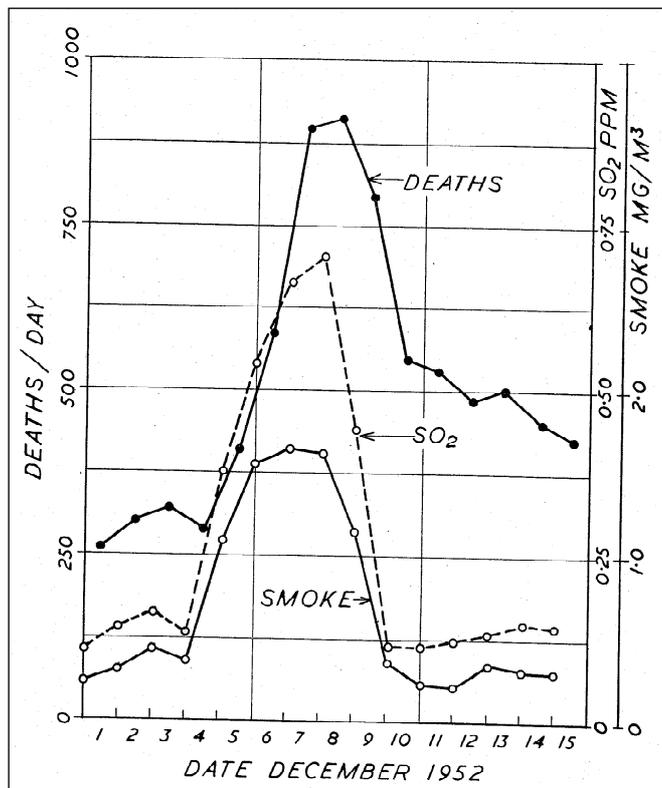
Si la commune d'Engis était devenue tristement célèbre à cause du pic de pollution de décembre 1930, Londres allait connaître une situation similaire en 1952, mais avec des conséquences nettement plus dramatiques en raison de l'importance de la population concernée.

Le 4 décembre 1952, un anticyclone s'installa au-dessus de Londres. Le vent tomba et l'air devint humide ; un brouillard épais commença à se former. Le « Grand Smog de Londres » (Lipfert, 1994) persista pendant cinq jours et causa environ 4000 décès supplémentaires. Comme pour Engis, ces décès ont été attribués à l'augmentation excessive de la pollution atmosphérique pendant cette période, avec des niveaux de dioxyde de soufre ayant atteint plus de $1800 \mu\text{g}/\text{m}^3$, et des niveaux de fumée dépassant les $1500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (figure I.4). La croissance du nombre de décès coïncidait avec l'augmentation des niveaux de pollution en fumées et en dioxyde de soufre.



Figure I.4 : Relation entre la mortalité journalière à Londres et l'exposition aux fumées noires et au SO₂ durant le Grand Smog du 5 au 9 décembre 1952.

Source : Wilkins, 1954.



1.3. Les premières mesures de lutte contre la pollution

Suite à la tragédie du « Grand Smog de Londres », le gouvernement du Royaume-Uni a réagi en présentant, dès 1956, son premier plan « Clean Air Act ». Rapidement transposé dans la législation, ce plan visait à contrôler et limiter les fumées émises par les sources domestiques en imposant le choix d'un combustible moins polluant dans certaines zones. Bien qu'il visait prioritairement la réduction des fumées, notamment en introduisant du charbon plus propre et en favorisant le recours au gaz et à l'électricité pour les systèmes de chauffage, le plan « Clean Air Act » a également permis de réduire les émissions de dioxyde de soufre. En outre, les centrales électriques ont été déplacées dans des zones moins densément peuplées. Ces dispositions ont permis de réduire significativement les émissions de soufre et de particules.

Le plan « Clean Air Act » de 1968 allait encore plus loin en introduisant de nouvelles règles sur les hauteurs de cheminée pour les industries brûlant des combustibles tel que le charbon, le mazout ou le gaz. Préalablement à l'établissement de cette législation, il fut identifié qu'il était possible de maîtriser les fumées par des systèmes de filtrage, mais que la maîtrise du dioxyde de soufre était plus difficile à atteindre sur le plan technique. Par conséquent, des dispositions ont été prises pour augmenter la hauteur de cheminée et bénéficier (soi-disant) d'une meilleure dispersion à cette hauteur.

Si le Royaume-Uni pouvait être considéré comme un précurseur au niveau des mesures visant à réduire les émissions polluantes, on ne pouvait pas en dire autant de son réseau de mesure de la pollution de l'air. Ce dernier était géré par le laboratoire de Warren Spring qui dépendait du Ministère de l'Industrie. Installé au début des années 60', il comptait parmi les premiers réseaux de mesure en Europe, mais sa réalisation manquait de structure et d'harmonisation.



1.4. Vers une prise de conscience de la pollution de l'air

Au début des années 60', les conséquences néfastes de la pollution de l'air sur la santé humaine, sur les animaux, sur la végétation, sur les bâtiments et ouvrages d'art, commençaient à être admises. Ses répercussions économiques étaient estimées à des pertes énormes, par exemple, à au moins 250 millions de Livres Sterling par an au Royaume Uni, ou encore à plus de 7,5 milliards de dollars aux Etats Unis. Sur cette base, les pouvoirs publics des pays industrialisés ont décidé de limiter la pollution de l'air à l'aide d'une législation appropriée. Pour être efficace, toute législation devait s'appuyer sur un état de la situation et une connaissance des effets de la pollution aussi précis que possible.

A cette époque, les réseaux de mesure de qualité de l'air en étaient à leur balbutiement. Aussi apparaissait-il utile d'adopter une approche internationale de la question : obtention plus rapide et à moindres frais des résultats désirés, utilisation plus rationnelle des moyens existants en matériel et en personnel de recherche. C'est pour ces raisons qu'un groupe de travail fut créé sous l'égide de l'O.C.D.E. en vue d'étudier les bases scientifiques indispensables à l'élaboration d'une législation destinée à protéger l'environnement.

C'est en janvier 1957 que fut créé le Groupe de Travail ayant pour mission d'étudier les méthodes de mesure de la pollution de l'air. Les pays membres étaient invités à nommer des délégués, et le groupe ainsi constitué a tenu sa première réunion en juillet 1957. Dans un premier temps, le cadre de l'étude se limitait à l'examen des méthodes de mesure de l'air extérieur et en recourant à un appareillage relativement simple et peu coûteux. Les polluants concernés étaient les oxydes de soufre, la matière en suspension et la matière sédimentée. Par la suite, les hydrocarbures et les composés du fluor ont été ajoutés. En juin 1960, le mandat du Groupe de Travail a été étendu aux méthodes d'enquête.

Les travaux réalisés par le Groupe de Travail étaient menés en étroite collaboration avec l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS). Une attention particulière avait été accordée aux idées de l'OMS à propos de la mise au point et l'uniformisation des méthodes de mesure.



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

2.1. 1968, le premier réseau belge de mesure de la qualité de l'air

Les fumées noires désignent les particules en suspension dans l'air ambiant qui absorbent la lumière. Les premières mesures ont été réalisées dans le réseau « Soufre-Fumée » installé en 1968 à l'initiative de l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie, la Direction Générale de l'Hygiène Publique, et l'Institut Royal Météorologique. La création et la configuration de ce réseau est décrite dans la fiche SO₂.

A l'origine, le réseau « Soufre-Fumées » comportait 230 stations réparties en Belgique et au Grand-Duché de Luxembourg (figure II.1). La localisation des stations installées en Région bruxelloise est indiquée en figure II.2. Ce premier réseau était semi-automatique. Chaque station possédait un système de 8 prélèvements consécutifs, chaque prélèvement portant sur une durée de 24 heures. Les échantillons devaient être relevés toutes les semaines.

Figure II.1 : Emplacement des stations de mesure du réseau « soufre-fumées ».

Source : CELINE

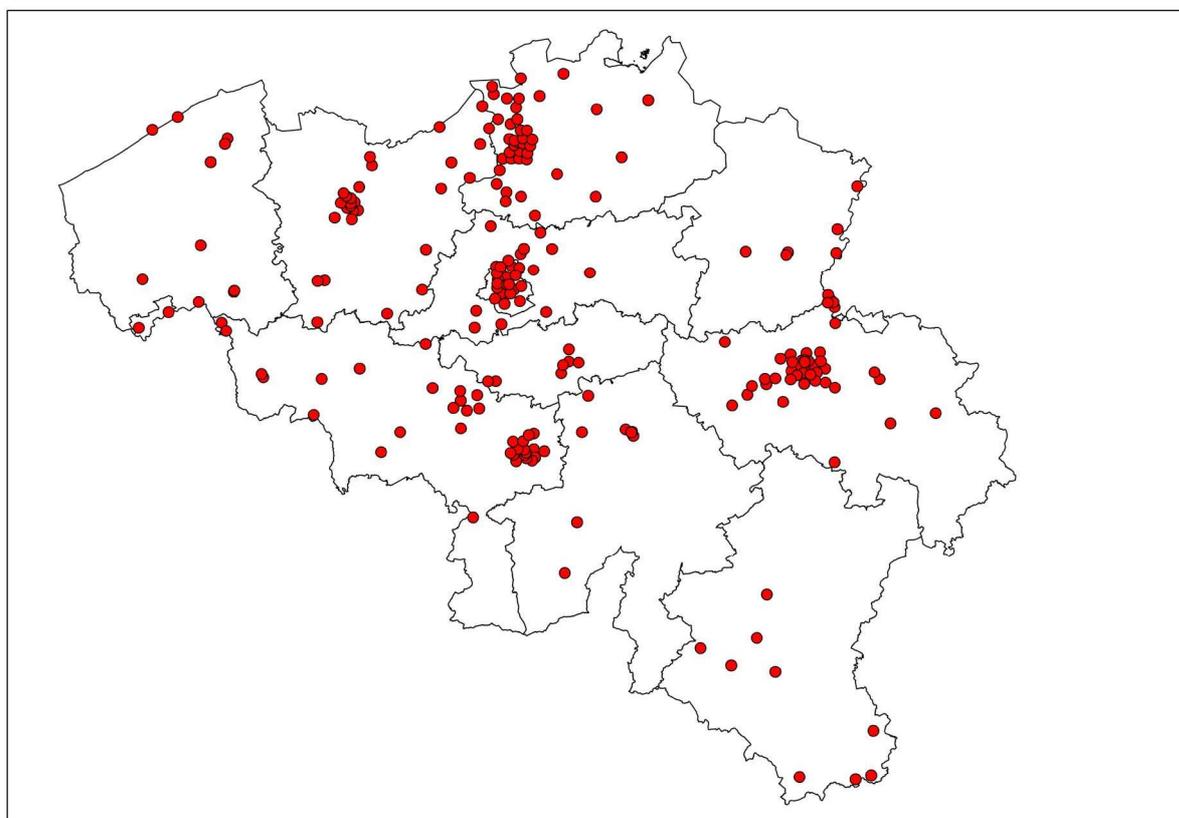
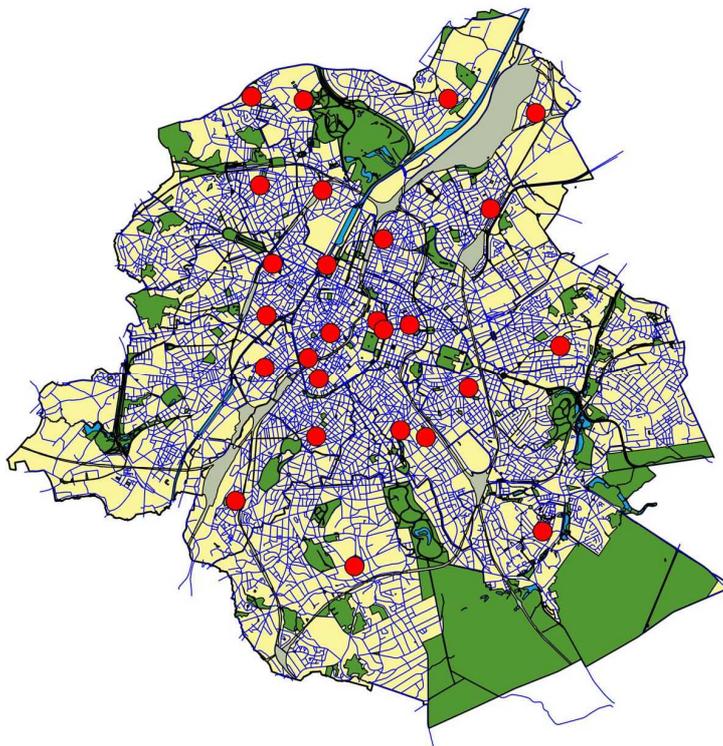




Figure II.2 : Emplacement des stations de mesure du réseau « soufre-fumées » en Région bruxelloise.

Source : IBGE.



Réalisé avec Brussels UrbIS©© - Distribution & Copyright CIRB

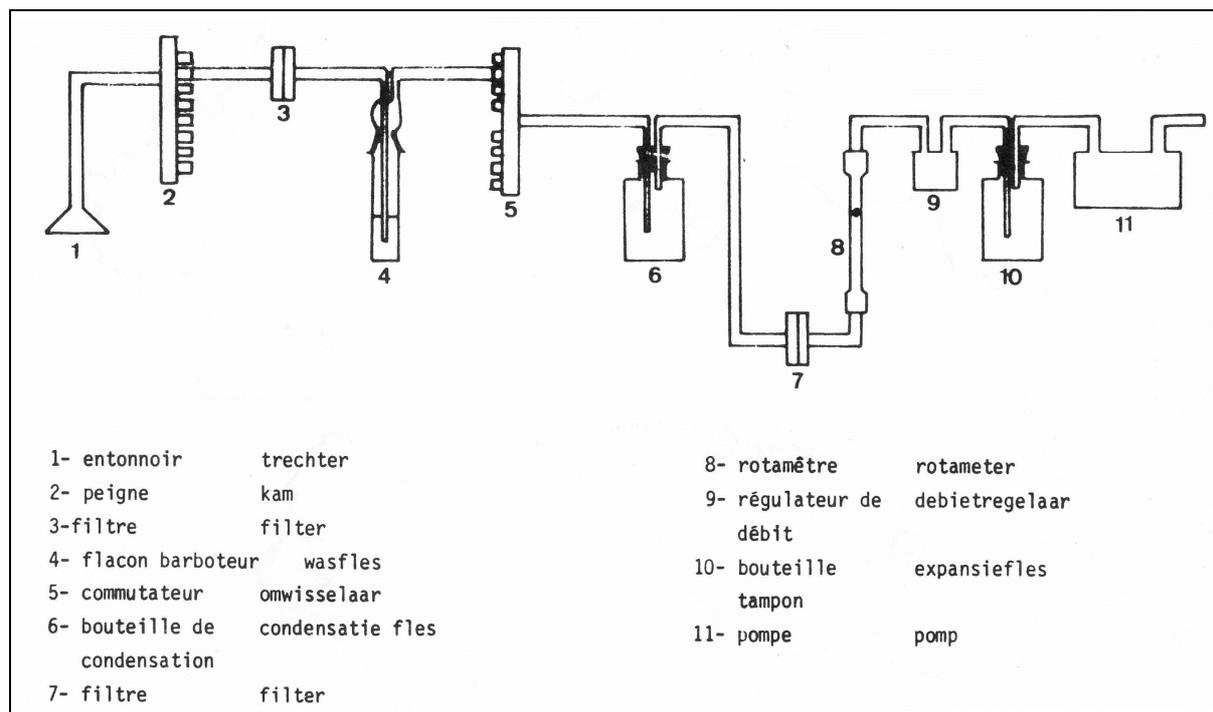
L'appareil de prélèvement a été conçu par l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie (IHE) et l'Institut Royal Météorologique (IRM) selon les recommandations de l'OCDE. Le schéma de principe de l'appareillage est représenté en figure II.3. Pour l'essentiel, il consiste à aspirer l'air à l'aide d'une pompe électrique et à faire passer cet air successivement à travers un filtre de Whatman n°1 qui retient la poussière, un barboteur qui contient de l'eau oxygénée (pH 4.5) pour retenir les oxydes de soufre, un rotamètre (débitmètre à flotteur) et un compteur à gaz. La pompe aspirante est réglée pour un débit d'environ 1,5 litre/minute. La qualité de la mesure dépend de la quantité d'air aspiré qui est contrôlée par le compteur à gaz. Lorsque le compteur indique un débit trop faible, par exemple en cas de coupure de courant, la mesure de fumée noire est invalidée. Le rotamètre sert à réaliser un contrôle visuel du débit instantané. La prise d'air extérieur est réalisée à l'aide d'un tuyau souple à l'extrémité duquel est fixé un entonnoir orienté vers le bas. Les 8 circuits filtre / barboteurs sont mis en service successivement toutes les 24 heures par un commutateur automatique.

Comme pour les mesures de SO₂, les prélèvements de fumées noires étaient collectés toutes les semaines pour être analysés en laboratoire. Leur concentration massique était ensuite déterminée par la technique de réflectométrie.



Figure II.3 : Schéma de principe de l'appareil de prélèvement du réseau « soufre-fumées »

Source : Derouane et Verduyn, 1980

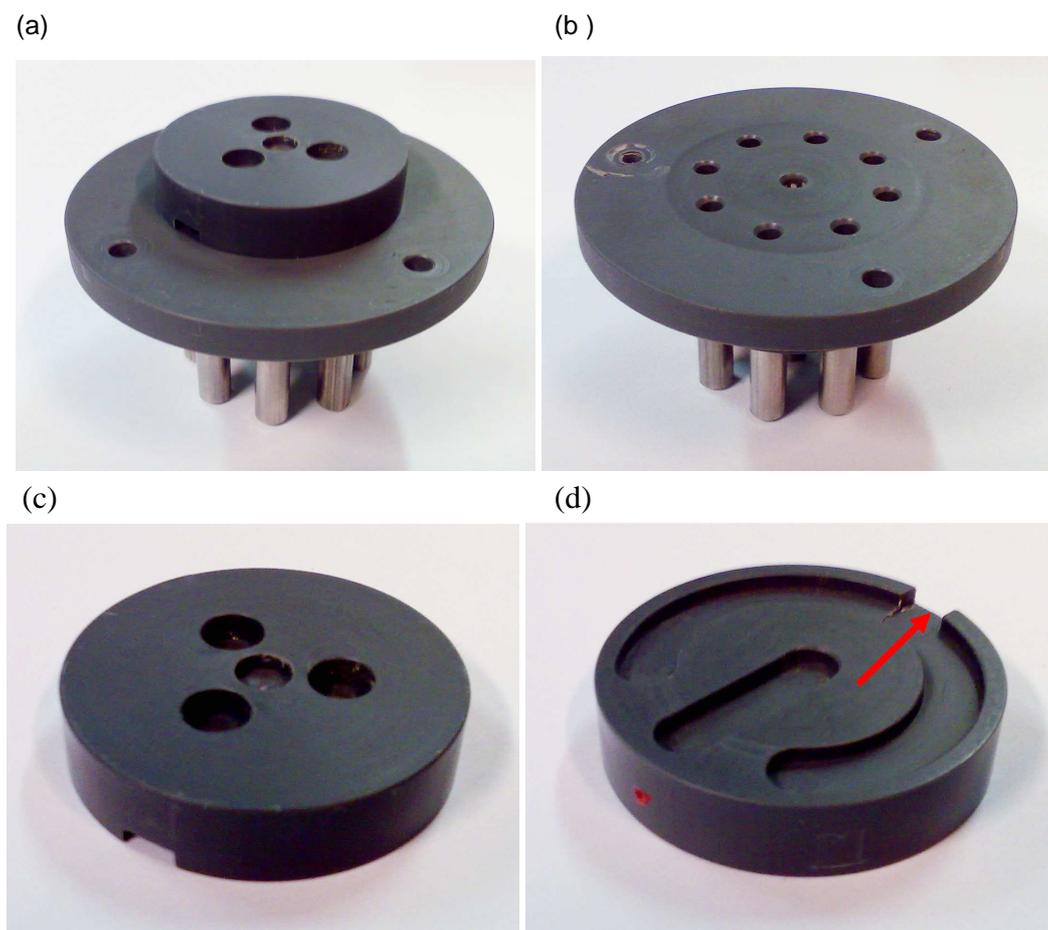


Dans le schéma présenté en figure II.3, le composant n°5 correspond au commutateur. Cette pièce sert à mettre en relation directe l'aspiration d'air avec le flacon barboteur récoltant le SO₂ et le filtre destiné à la mesure des fumées. Grâce au commutateur (figure II.4) qui comporte 8 entrées, un autre filtre et un autre barboteur étaient mis en service toutes les 24 heures, ce qui permettait d'obtenir un échantillonnage journalier et assurait une autonomie d'une semaine. A l'origine, le commutateur comportait un défaut de conception. En effet, les 7 flacons inutilisés étaient placés en circuit fermé étanche : suite à une augmentation de température, la pression dans le circuit fermé augmentait aussi et pouvait donner lieu à une perte de liquide dans le flacon barboteur. Il en résultait une sous-estimation, parfois importante, lors du dosage du SO₂. Pour pallier à ce problème, l'IHE a demandé au fabricant de rectifier le disque du commutateur en y ajoutant une encoche (figure II.4.d) pour éviter les surpressions dans les 7 barboteurs inutilisés.



Figure II.4 : Commutateur utilisé dans l'appareil de prélèvement du réseau « soufre-fumées » pour sélectionner le filtre et le barboteur.

Source : IBGE



(a) vue des deux pièces composant le commutateur ; (b) connexion aux différents barboteurs ; (c) disque de sélection du barboteur ; (d) la flèche rouge indique l'encoche qui a été ajoutée sur le disque de sélection pour éviter les surpressions dans les 7 barboteurs inutilisés.

2.1.1.1. Mesure des fumées noires par réflectométrie (méthode de référence – directive 80/779/CEE)

La mesure par réflectométrie est relativement simple sur le plan du principe. Elle consiste à amener l'air à échantillonner sur un filtre en papier et à mesurer la trace des particules accumulées à l'aide d'un réflectomètre. Cet appareil permet de mesurer la réflectance, c'est-à-dire la quantité de lumière réfléchiée par la tache formée par l'accumulation de particules. Il se compose d'une source lumineuse et d'une cellule photoélectrique qui mesure la quantité de lumière réfléchiée par la tache (Derouane, 1980 ; Chovin et Roussel, 1973).

La quantité de particules sur le filtre est déterminée à l'aide d'une courbe d'étalonnage qui établit une relation entre un indice de noirceur et la masse de particules par unité de surface. L'indice de noirceur (= 100% - réflectance) est déduit directement de la mesure du réflectomètre. La concentration en $\mu\text{g}/\text{m}^3$, notée C, est donnée par la formule suivante :

$$C = \frac{S \cdot A}{V}$$

où S (en $\mu\text{g}/\text{cm}^2$) est la masse de particules déduites de l'indice de noirceur, A (en cm^2) est la surface du filtre où les particules se sont accumulées et V (en m^3) le volume d'air aspiré.

La courbe d'étalonnage a été établie en 1963 par un groupe de travail de l'OCDE pour une fumée noire standardisée (figure II.5). Cette courbe était un compromis théorique, qui était plus ou moins acceptable suivant le site de mesure considéré :



- La courbe d'étalonnage est relativement bien adaptée aux zones urbaines dont l'air est chargé en particules de carbone élémentaire. La corrélation entre les mesures de fumées noires et les concentrations réelles sera d'autant plus significative en hiver qui est davantage concerné par les situations de mauvaise dispersion des polluants.
- Par contre, cette courbe d'étalonnage perd de sa pertinence dans les régions où la pollution est élevée, mais peu représentée par les particules de carbone. C'est par exemple le cas au voisinage des industries métallurgiques : les fumées émises y ont fréquemment une couleur rousse. Dans ce cas de figure, les particules qui s'accumulent sur le filtre donnent également lieu à une tache rousse qui présentera, pour une masse égale en particules, une réflectance plus élevée que des particules noires. En appliquant la courbe d'étalonnage de référence, il en résultera une sous-estimation de la masse réelle des particules. Pour connaître la teneur réelle, il faut soit déterminer une courbe d'étalonnage spécifique à l'endroit de la mesure, soit établir un facteur de correction qui multipliera les résultats obtenus avec la courbe de référence.

Figure II.5 : Courbe normalisée internationale d'étalonnage proposée par l'OCDE en 1963

Source : OCDE, 1963 ; OMS, 1976.

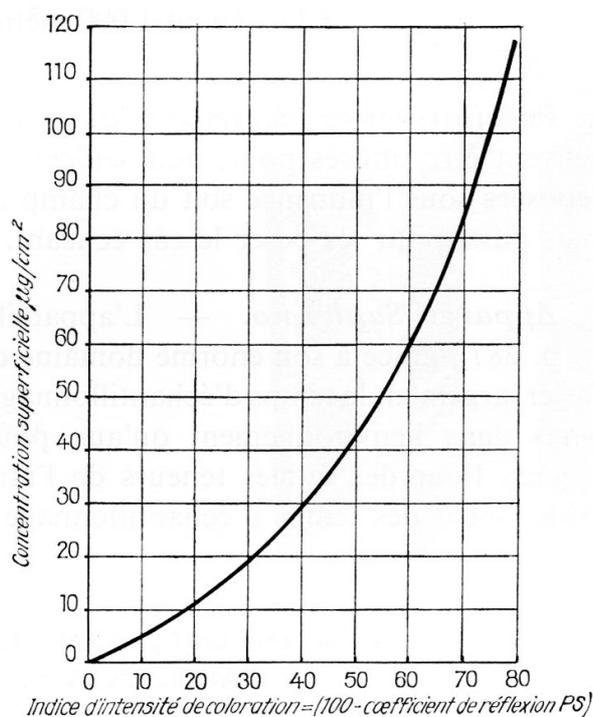
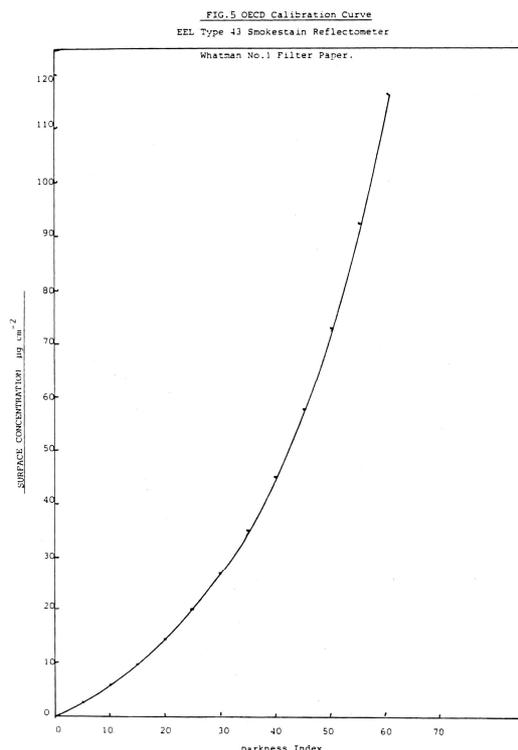




Figure II.6 : Courbe normalisée d'étalonnage proposée en 1984 pour un réflectomètre EEL Type 43 appliqué au filtre Whatman n°1.

Source : Van de Wiel et al., 1984.



Cette courbe d'étalonnage établie en 1963 faisait office de référence selon la directive 80/779/CE. En 1984, une étude, organisée dans le cadre de l'implémentation de la directive 80/779/CE et à laquelle l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie (IHE) avait activement participé, avait redéfini la courbe d'étalonnage pour des réflectomètres EEL Type 43 appliqué au filtre Whatman n°1. La courbe est représentée en figure II.6 et les valeurs correspondantes sont données dans la table II.1.



Table II.1 : Table d'étalonnage entre les réflectances mesurées à l'aide d'un réflectomètre EEL Type 43 appliqué au filtre Whatman n°1 et les concentrations de fumées noires.

Source : Van de Wiel et al., 1984.

Reflectance, %	S, $\mu\text{g cm}^{-2}$	Reflectance, %	S, $\mu\text{g cm}^{-2}$	Reflectance, %	S, $\mu\text{g cm}^{-2}$
95	2.46	75	20.00	55	57.56
94.5	2.75	74.5	20.61	54.5	58.96
94	3.05	74	21.24	54	60.40
93.5	3.35	73.5	21.89	53.5	61.87
93	3.67	73	22.54	53	63.38
92.5	3.99	72.5	23.21	52.5	64.91
92	4.32	72	23.89	52	66.48
91.5	4.66	71.5	24.58	51.5	68.08
91	5.00	71	25.29	51	69.72
90.5	5.35	70.5	26.01	50.5	71.40
90	5.70	70	26.74	50	73.11
89.5	6.07	69.5	27.49	49.5	74.86
89	6.44	69	28.25	49	76.65
88.5	6.82	68.5	29.03	48.5	78.47
88	7.20	68	29.83	48	80.34
87.5	7.59	67.5	30.64	47.5	82.25
87	7.99	67	31.46	47	84.20
86.5	8.40	66.5	32.31	46.5	86.19
86	8.81	66	33.17	46	88.22
85.5	9.23	65.5	34.05	45.5	90.30
85	9.66	65	34.95	45	92.42
84.5	10.10	64.5	35.86	44.5	94.59
84	10.54	64	36.80	44	96.81
83.5	10.99	63.5	37.76	43.5	99.07
83	11.45	63	38.73	43	101.38
82.5	11.92	62.5	39.73	42.5	103.74
82	12.40	62	40.75	42	106.15
81.5	12.88	61.5	41.79	41.5	108.61
81	13.37	61	42.85	41	111.13
80.5	13.87	60.5	43.93	40.5	113.69
80	14.38	60	45.04	40	116.31
79.5	14.90	59.5	46.18	39.5	118.98
79	15.43	59	47.33	39	121.69
78.5	15.96	58.5	48.52	38.5	124.66
78	16.51	58	49.73	38	127.68
77.5	17.06	57.5	50.96	37.5	130.80
77	17.63	57	52.22	37	134.12
76.5	18.20	56.5	53.51	36.5	137.58
76	18.79	56	54.83	36	141.19
75.5	19.39	55.5	56.18	35.5	144.93
75	20.00	55	57.56	35	148.82

La précision de la mesure des fumées par réflectométrie est d'environ 10%. La limite de détection est de l'ordre de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Le domaine de mesure s'étend jusqu'à $600 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Avantages :

- Simplicité de l'appareillage, tant pour le prélèvement que pour l'analyse ;
- Rapidité de la mesure ;
- Bonne reproductibilité.

Inconvénients :

- Courbe d'étalonnage dépendant du site ;
- Précision.



Malgré ses limitations, cette méthode a été très largement utilisée dans le réseau belge soufre-fumées.

Avec ce premier réseau parfaitement crédible tant en terme de méthode de mesure que d'exploitation des données mesurées, la Belgique a joué un rôle de pionnier en Europe. De concert avec d'autres laboratoires européens, l'IHE a aussi contribué à l'amélioration de la mesure par réflectométrie en redéfinissant la courbe proposée en 1963 par l'OCDE. Les résultats sont consignés dans Van de Wiel et al. (1984).

2.2. A la recherche de normes pour la qualité de l'air

En 1976, quelques études avaient été menées pour établir la relation entre dose et réponse pour le dioxyde de soufre et les particules en suspension dans l'air ambiant. Cependant, les résultats obtenus étaient peu exploitables pour les raisons suivantes :

- le nombre d'études était très limité ;
- les effets de chaque polluant pris isolément n'étaient pas mis en évidence ; les impacts constatés sur la santé résultaient des effets délétères de plusieurs polluants ;
- le manque d'uniformité dans les méthodes de mesures rendaient les données d'observation peu comparables et difficiles à interpréter.

Les conclusions qui découlaient de ces études revêtaient donc un caractère très approximatif, ce qui compliquait d'autant l'établissement de normes pour la protection de la santé. Malgré ces difficultés, l'OMS a exploité les différentes sources d'informations disponibles pour définir des recommandations visant à éviter les effets aigus et chroniques liés à l'exposition aux polluants. Ces recommandations sont résumées dans le tableau II.1 issu du rapport « Manual on Urban Air Quality Management » publié par l'OMS en 1976.

Table II.1 : Effets attendus sur la santé en fonction des niveaux de pollution en dioxyde de soufre et en fumées noires.

Source : M.J. Suess and S.R. Craxford, 1976.

Table 1. Expected health effects of air pollution on selected population groups ^a

Pollutant	Excess mortality and hospital admissions	Worsening of patients with pulmonary disease	Respiratory symptoms	Visibility and/or human annoyance effects
SO ₂ ^b	500 µg/m ³ (daily average)	500–250 µg/m ³ ^c (daily average)	100 µg/m ³ (annual arithmetic mean)	80 µg/m ³ (annual geometric mean)
smoke ^b	500 µg/m ³ (daily average)	250 µg/m ³ (daily average)	100 µg/m ³ (annual arithmetic mean)	80 µg/m ³ (annual geometric mean) ^d

^a The Committee specifically urged that this table should not be considered independently of the accompanying text (see below, Evaluation).

^b British Standard Practice (34). Values for sulfur dioxides and suspended particulates apply only in conjunction with each other. They may have to be adjusted when translated into terms of results obtained by other procedures.

^c These values represent the differences of opinions within the Committee.

^d Based on high-volume samplers.

Les seuils fixés pour les effets aigus ont été déterminés à partir du constat de mortalité lors de pics de pollution majeurs : une surmortalité de la population se produit lorsque les concentrations en dioxyde de soufre et en particules dépassent 500 µg/m³ en moyenne sur 24 heures. L'augmentation du nombre de décès est observé chez les personnes qui souffrent de pathologies pulmonaires et cardiaques. Ces niveaux sont aussi associés à une augmentation des admissions dans les hôpitaux. L'OMS notait que l'augmentation de morbidité s'étendait sur un large spectre d'effets allant de l'altération de la fonction respiratoire au développement de maladies chroniques.



Des études consacrées aux patients souffrant de bronchite ont montré une aggravation des symptômes lorsque les concentrations journalières en dioxyde de soufre dépassent $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et les fumées évoluent au-delà de $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Des recherches en cours en Inde et aux Etats-Unis faisaient quant à elles état d'une sensibilité accrue pour des concentrations de SO_2 et de fumées supérieures à $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Au niveau des effets chroniques, une fréquence accrue des symptômes dans les voies respiratoires supérieures, une prévalence des maladies de l'appareil respiratoire et une diminution de la fonction respiratoire ont été constatés chez les enfants vivant dans des zones exposées à des concentrations annuelles supérieures à $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le SO_2 et les fumées.

En s'appuyant notamment sur les recommandations émises par l'OMS (rapport de l'OMS « Air Quality Criteria and Guides » publié en 1972, publication de l'OMS « Manual on Urban Air Quality Management » publié en 1976), ainsi que d'autres études épidémiologiques parues par la suite, des valeurs limites sur les particules en suspension dans l'air ambiant ont été fixées par la directive européenne 80/779/CEE (Conseil du 15 juillet 1980) dans le but de protéger la santé humaine et l'environnement. Les valeurs limites sur les concentrations de particules en suspension mesurées par la méthode des fumées noires ont été fixées comme suit :

Période de référence	Type de valeur limite	Valeur limite
Année	Médiane sur les moyennes journalières	80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Hiver (1/10 au 31/3)	Médiane sur les moyennes journalières	130 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Année	Centile 98 sur les moyennes journalières	250 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Ces valeurs limites sont entrées en vigueur le 1^{er} avril 1983. Les périodes annuelles de référence étaient définies du 1^{er} avril au 31 mars. En cas de dépassement de valeurs limites, les Etats membres devaient en informer la Commission au plus tard dans les 6 mois après la fin de la période annuelle. Ils étaient aussi invités à en expliquer les raisons, et indiquer les mesures à prendre pour éviter de nouveaux dépassements.

En ce qui concerne les méthodes de mesures, de nombreux aspects pratiques n'étaient pas précisés. L'article 10 §5 de cette directive soulevait notamment la problématique d'harmonisation des méthodes de mesures : « *La Commission effectue, à des endroits sélectionnés dans les Etats membres et en collaboration avec ces derniers, des études sur l'échantillonnage et l'analyse, d'une part de l'anhydride sulfureux et d'autre part des fumées noires et des particules en suspension. Ces études sont notamment destinées à favoriser l'harmonisation des méthodes d'échantillonnage et d'analyse de ces polluants.* »

Par conséquent, l'implémentation de l'article 10 nécessitait le lancement de nouvelles recherches (Derouane et al., 1987 ; Beyloos et al., 1988). La Commission, en collaboration avec les Etats membres, a adopté en octobre 1983 un programme d'harmonisation des mesures (« Common Measurement Programme, CMP). Ce dernier comportait les axes suivants :

- étude et amélioration des méthodes de référence ;
- étude de la comparabilité des procédures et équipements de mesures utilisés pour le monitoring dans les Etats membres ;
- fourniture d'instructions générales et de mesures pour évaluer le caractère contraignant des valeurs limites fixées par la directive.

2.3. 1977, les premières mesures de particules dans le réseau télémétrique

La création du réseau automatique belge de mesure de la qualité de l'air est décrite dans la fiche SO_2 . Son installation en 1977 a ouvert de nouvelles perspectives, notamment en ce qui concerne la mesure des particules, sans pour autant remplacer les mesures des fumées noires par réflectométrie (réseau « soufre-fumées »).

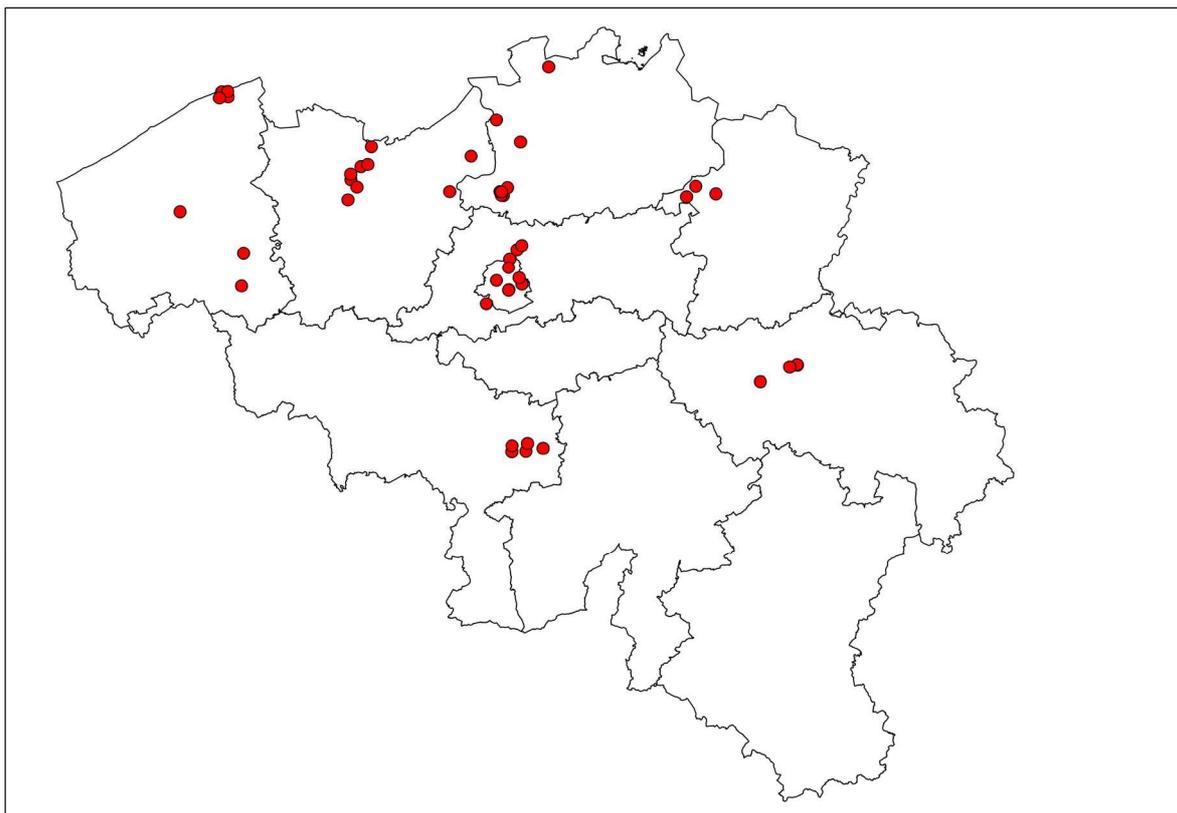
A cette époque, les mesures des particules reposaient sur des méthodes optiques. Celles-ci font appel aux lois de diffusion de la lumière par les particules. Lorsqu'un faisceau lumineux traverse un volume de gaz contenant des particules en suspension, il subit une absorption et une diffusion. La quantité de lumière absorbée ou diffusée va dépendre de la concentration en particules.



Différentes techniques ont été développées sur des méthodes « dans l'axe » (la microphotographie, l'ombroscopie, l'holographie, mais surtout l'extinction, la diffraction et la rétrodiffusion) et des méthodes « hors axes » (compteurs optiques et vélocimètres Doppler). Les méthodes dans l'axe du faisceau lumineux doivent « composer » avec la lumière intense provenant de la source, ce qui entraîne certaines limitations : par exemple, il ne faut pas qu'il y ait trop de particules dans le volume de mesure, sinon le fond lumineux est détruit (en holographie), mais il en faut suffisamment pour avoir une densité diffusée détectable par rapport au fond intense (dans les techniques d'extinction). Les méthodes « hors axe » travaillent uniquement sur la lumière diffusée.

Figure II.7 : Emplacement des néphélomètres dans les stations de mesure du réseau automatique entre 1997 et 2001.

Source : CELINE



En Belgique, le choix s'est orienté vers la technique de mesure par diffraction lumineuse. L'instrument qui appliquait cette approche de mesure visuelle de la qualité de l'air était le néphélomètre. Le signal de sortie du néphélomètre étant électronique, cet instrument pouvait être aisément exploité dans les réseaux automatiques. Sa relative souplesse d'utilisation rendait aussi son exploitation possible dans le cadre de campagnes de mesures en avion (suivi de la trajectoire d'un plumet) ou en voiture (pollution locale).

Les premiers néphélomètres ont été installés en juin 1977. A Bruxelles (figure II.8), les stations fixes de Molenbeek-St-Jean (41R001, Ecluse n°11) et de Ha ren (41N043, Avant-Port) étaient les premières à en être équipées. Les mesures de particules étaient également réalisées à partir d'une station mobile (camion) : celles-ci ont été effectués à Neder-over-Hembeek (40NH01 et 40NH02, hôpital militaire) en 1983, à Ixelles (40IH01 et 40IH02, avenue de la Couronne) en 1984, à Woluwe-St-Pierre (40WO11) en 1985, et à Woluwe-St-Lambert (41WOL1) entre 1994 et 2000. Le réseau belge (figure II.7) comptait quant à lui environ une cinquantaine de néphélomètres. A partir de la régionalisation de la qualité de l'air en 1994 jusqu'en 2001, ces instruments ont été progressivement abandonnés au profit des moniteurs de mesure des PM10.



Figure II.8 : Emplacement des néphélomètres dans les stations bruxelloises du réseau automatique.

Source : IBGE.



Réalisé avec Brussels UrbIS©© - Distribution & Copyright CIRB

Les premières installations ont été réalisées en juin 1977 à Molenbeek-St-Jean et à Haren. La dernière installation a eu lieu en mars 1994 à Woluwe-St-Lambert. Ces instruments ont été utilisés jusqu'en avril 2001.

Malgré les nombreuses qualités techniques des néphélomètres (voir encart ci-dessous), il n'en demeure pas moins que les aérosols sont difficiles à quantifier de manière précise par techniques optiques, parce que les interactions entre les particules et la lumière dépendent de nombreux paramètres.

2.3.1.1. Mesure des particules par diffraction lumineuse (néphélogométrie)

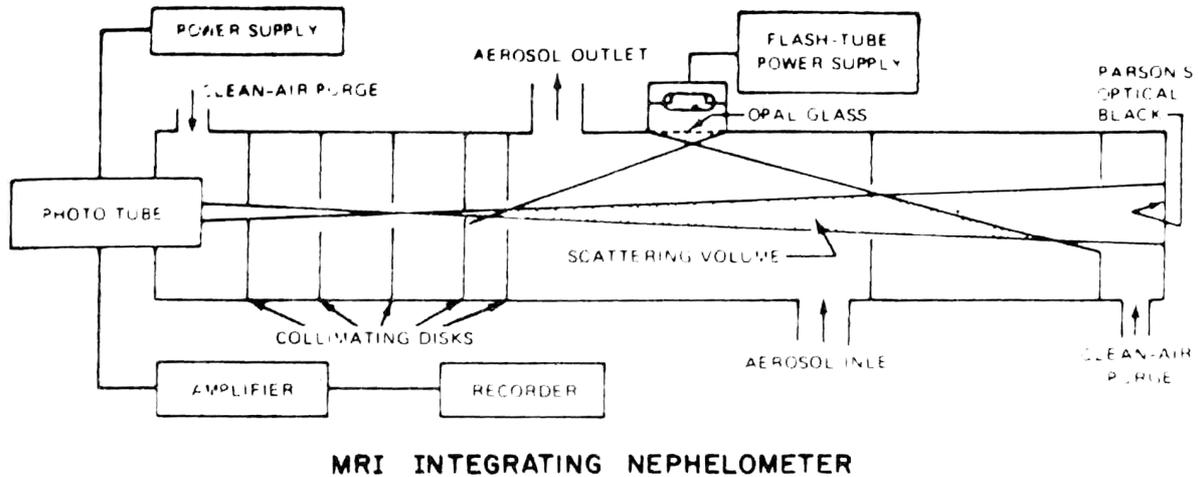
La mesure par diffraction lumineuse consiste à réaliser une mesure objective et reproductible de la qualité visuelle de l'air échantillonné. La qualité visuelle est déterminée par une mesure du coefficient d'extinction atmosphérique dû à la diffraction lumineuse en présence de gaz et d'aérosols dans l'air (Derouane, 1980 ; Vanderstraeten, 1997).

Comme l'indique le schéma de fonctionnement en figure II.9, l'échantillon d'air est aspiré à travers une chambre munie d'une lampe flash. La fréquence des éclairs produits par la lampe est réglable et s'étend de 8 éclairs par seconde à 4 secondes par éclair. En présence d'aérosols dans l'air aspiré, il se produit une diffraction de la lumière émise. La lumière diffractée est mesurée par un photomultiplicateur dont le signal est comparé avec un signal de référence obtenu sans diffraction de la lumière.



Figure II.9 : Schéma de principe du néphélomètre intégrateur.

Source : Derouane et Verduyn, 1980



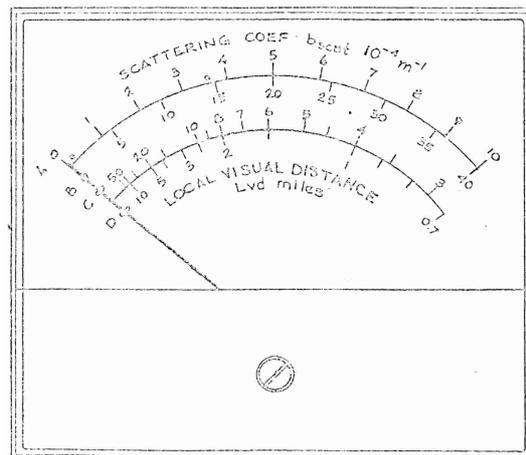
La teneur de matières en suspension (gaz, liquide et solide) est supposée proportionnelle à la quantité de lumière diffractée, conformément à la relation suivante :

$$C = 3.8 * 10^5 * b_{scat} \quad (\text{en } \mu\text{g}/\text{m}^3)$$

où b_{scat} est la quantité mesurée de lumière diffractée (figure II.10). La méthode présente une très bonne sensibilité, de l'ordre de $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Figure II.10 : Affichage de la mesure de lumière diffractée (paramètre b_{scat}).

Source : Instruction manual of Integrating nephelometer and recorder (model 1550B and system 2050B)



Les principales interférences dans la mesure proviennent des aérosols liquides présents dans l'air. C'est par exemple le cas par temps de brouillard : les gouttelettes contribuent elles aussi à la diffraction de la lumière, alors que leur prise en compte n'est pas souhaitée. Cette interférence peut être éliminée en préchauffant l'air dans un sécheur avant son entrée dans la chambre de mesure.



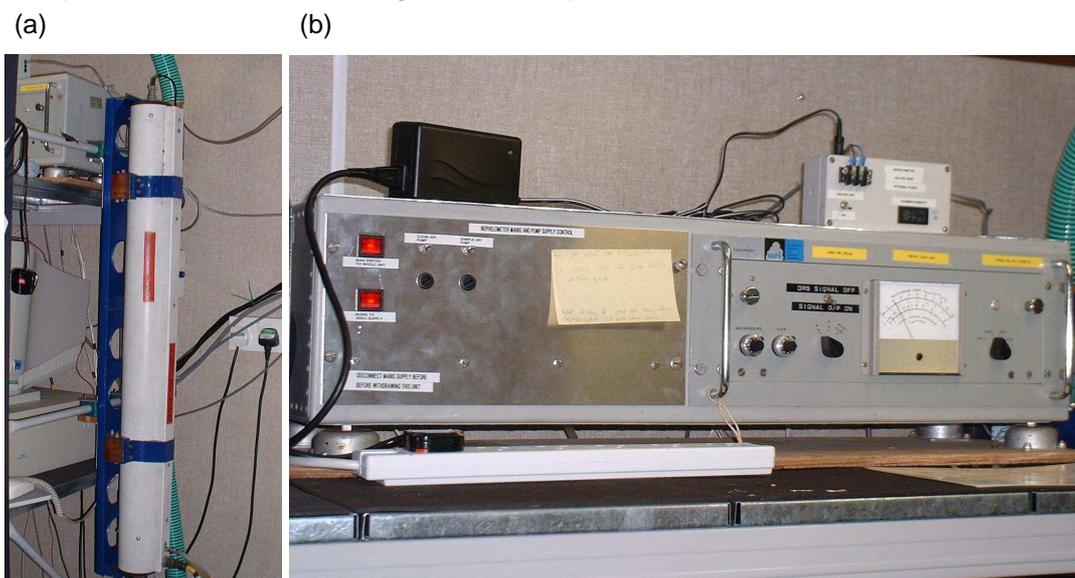
L'étalonnage du néphélomètre est effectué tous les mois. La sortie de l'appareil est linéaire, ce qui signifie que deux points d'étalonnage suffisent pour un ajustement précis :

- mesure effectuée sur un échantillon d'air pur : le paramètre b_{scat} doit s'établir à 0.23 sur l'échelle de l'instrument (figure II.10) ;
- mesure effectuée sur un échantillon de Fréon 12 : le paramètre b_{scat} doit s'établir à 3.6 sur l'échelle de l'instrument.

La figure II.11 présente le néphélomètre 1150B utilisé dans le réseau de mesure bruxellois.

Figure II.11 : Exemple de néphélomètre intégrateur (modèle 1550B)

Source : http://badc.nerc.ac.uk/data/cardington/instr_v7/nephelometer.html.



(a) tube comportant la chambre de mesure ; (b) boîtier de réception de la mesure.

2.4. Evolution des concentrations de fumées noires de 1969 à 2009

L'évolution à long terme des concentrations de fumées noires mesurées en Région bruxelloise est représentée en figure II.12 pour la période 1969-2009. Les années 70' sont caractérisées par une diminution significative des concentrations. Celles-ci s'expliquent par une baisse de la consommation de charbon et de mazout. Les années 80' ont été caractérisés par des niveaux relativement stationnaires en fumées noires, voire en légère augmentation. Ceci s'explique vraisemblablement par la part croissante du diesel comme carburant pour le trafic routier.

De 1969 à 1985, entre 20 et 25 stations ont mesuré les fumées noires à Bruxelles et en périphérie (figure II.13). Le nombre de stations a été divisé par 2 entre 1986 et 1993. Jusqu'à cette année, les stations étaient gérées par l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie (IHE). En 1994, la régionalisation de la qualité de l'air a occasionné une importante révision du réseau de mesure : seules 3 ou 4 stations ont été maintenues en service.

La lecture de la courbe noire en figure II.12, qui représente la moyenne spatiale des concentrations sur la Région, doit donc être interprétée avec prudence et à la lumière de la densité du réseau de mesure (figure II.13). A partir de 1994, la moyenne est en effet établie sur base d'un nombre restreint de postes de mesures, ce qui signifie que le poids de chaque poste – y compris les postes situés dans un environnement à trafic dense – est plus lourd dans le calcul de la moyenne. L'influence d'événements locaux et temporaires est aussi davantage ressentie. C'est notamment le cas pour l'augmentation des concentrations entre 1995 et 1997 : la démolition de l'Hôpital militaire à l'avenue de la Couronne à Ixelles a engendré une production des très fines poussières dans l'air, avec pour conséquence une nette augmentation des concentrations de fumées noires mesurées à la station située à proximité.

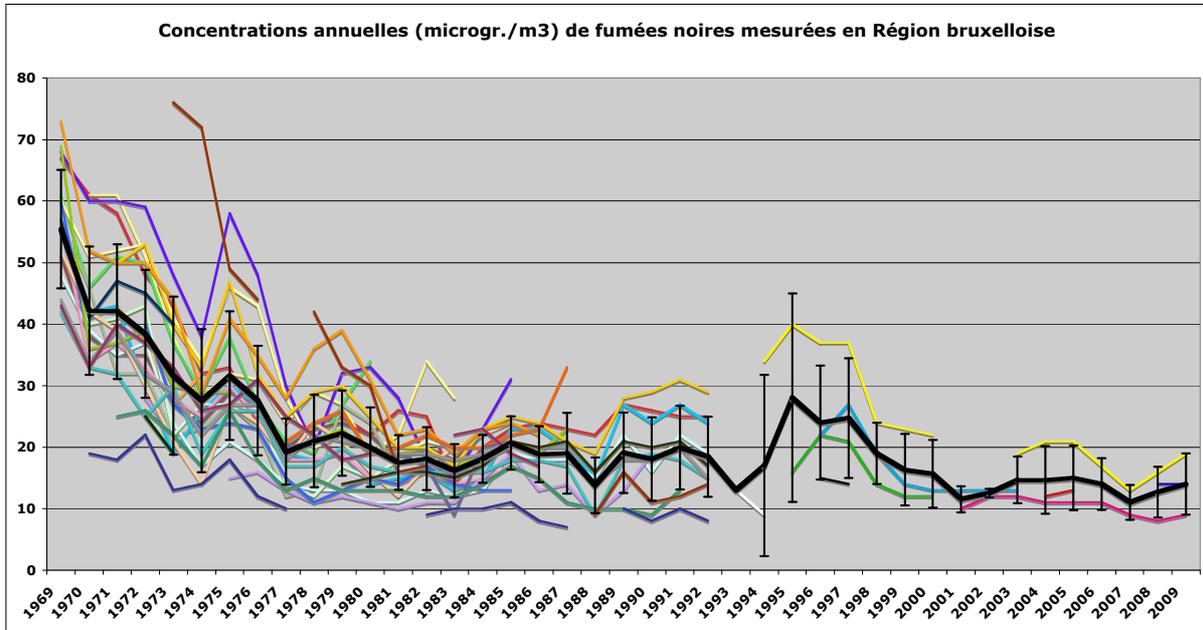


A partir de 1999, les niveaux de fumées noires sont à nouveau plus bas et rejoignent ceux de la fin des années 80'.

Les mesures effectuées par néphélométrie (figure II.14) confirment les tendances mises en évidence avec les mesures de fumées noires et, en particulier, la réduction continue et régulière des teneurs en particules entre le début des années 80' et l'an 2000.

Figure II.12 : Concentrations annuelles (unités : $\mu\text{g}/\text{m}^3$) de fumées noires mesurées dans les stations de mesures bruxelloises au cours de la période 1969-2009.

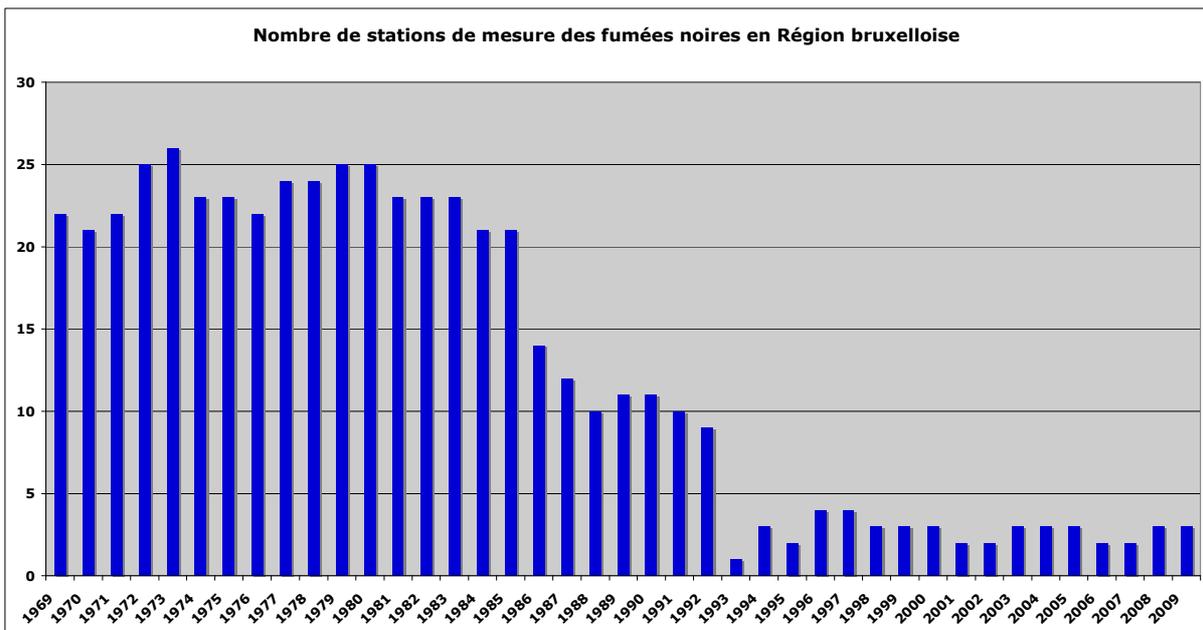
Source : IBGE



La courbe noire épaisse représente la moyenne spatiale des concentrations en Région bruxelloise, les intervalles autour de cette courbe sont donnés par l'écart-type.

Figure II.13 : Nombre de stations de mesure des fumées noires en Région bruxelloise au cours de la période 1969-2009.

Source : IBGE

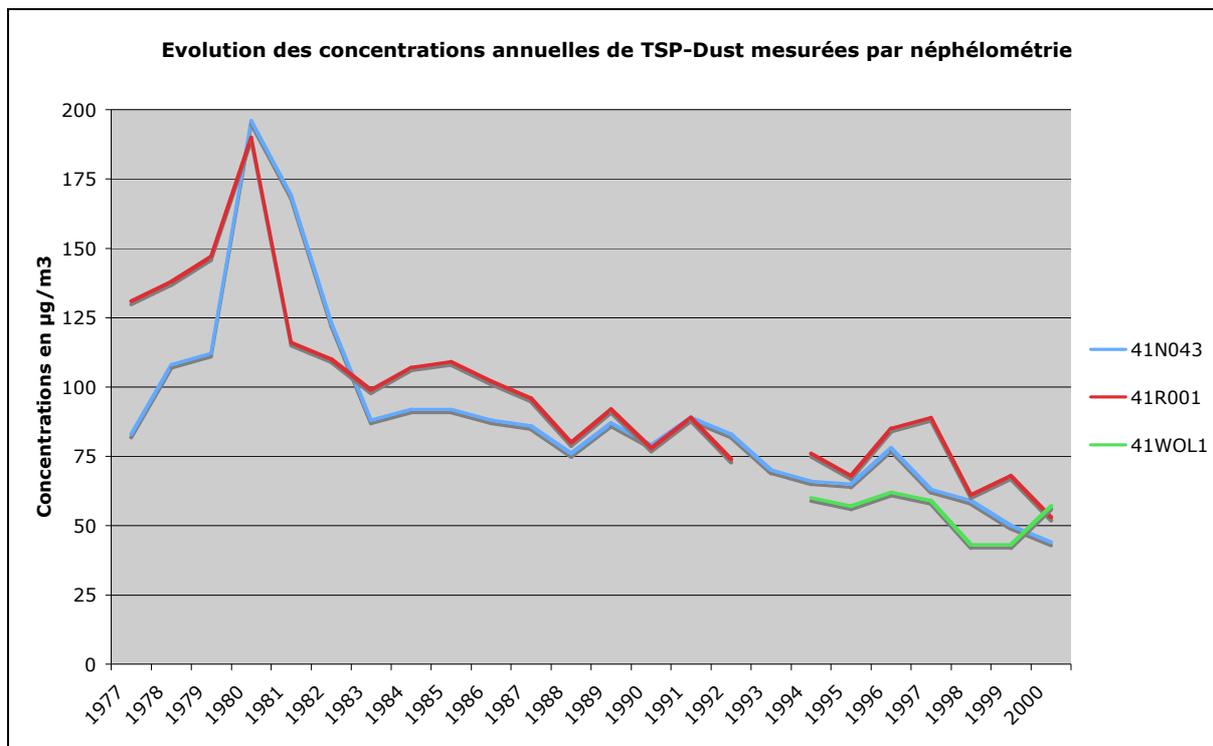


Les stations prises en compte sont celles qui possèdent au moins 75% de données disponibles annuellement.



Figure II.14 : Evolution des concentrations annuelles de particules en suspension mesurées par néphélométrie de 1977 à 2000.

Source : IBGE



Les résultats sont présentés pour les stations de Haren (41N043), Molenbeek-St-Jean (41R001) et Woluwe-St-Lambert (41WOL1).



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

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

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

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

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

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

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

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

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



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

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

- Zones de surveillance de la qualité de l'air :
 - une évaluation préliminaire de la qualité de l'air devra être effectuée sur l'ensemble du territoire de chaque État membre ;
 - les mesures de pollution atmosphérique seront obligatoires sur l'ensemble des agglomérations de plus de 250.000 habitants et sur l'ensemble des zones susceptibles de dépasser les valeurs limites ;
 - l'évaluation régulière de la qualité de l'air (combinaison possible des mesures et de la modélisation) sera obligatoire sur un ensemble de zones à définir pour chacun des polluants et où les niveaux sont élevés sans atteindre pour autant les valeurs limites.
- Mesure et évaluation de la qualité de l'air :
 - des critères techniques seront définis pour chacun des polluants concernant ;
 - les mesures (emplacement, nombre minimum, techniques de référence) ;
 - la modélisation (résolution spatiale, techniques de référence).
- Gestion de la qualité de l'air :
 - dans les zones où les niveaux dépassent les valeurs limites éventuellement augmentées des marges de dépassement tolérable : élaboration et mise en œuvre de plans et programmes permettant d'atteindre les valeurs limites dans un délai fixé, et contenant notamment des mesures de réduction des émissions ;
 - en cas de dépassement des seuils d'alerte : mise en place de l'ensemble des mesures nécessaires à l'information de la population et des actions de contrôle et, si nécessaire, de suspension des activités concourant au dépassement, y compris le trafic automobile.

Une première directive fille relative à l'anhydride sulfureux, au dioxyde d'azote, aux particules et au plomb dans l'air ambiant a été adoptée le 22 avril 1999 (directive 1999/30/CE du Conseil). Elle fixe pour chacun des quatre polluants, une ou plusieurs valeurs limites à ne pas dépasser au-delà d'une certaine date, spécifique à chaque polluant (2005 ou 2010), ainsi qu'une marge de dépassement progressivement décroissante jusqu'à cette date.

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

L'ensemble des dispositions relatives au SO₂ et décrites dans la directive cadre 96/62/CE, ainsi que dans la directive fille associée 1999/30/CE, ont été reconduites dans la dernière directive 2008/50/CE. Les normes à respecter sont inchangées pour le dioxyde de soufre.

3.2. 1997 - Les premières mesures de PM10 dans le réseau télémétrique

En prélude à l'entrée en vigueur de la directive fille 1999/30/CE pour la fixation des valeurs limites sur les PM10, des moniteurs de mesure de PM10 ont été progressivement installés dans le réseau télémétrique. Les moniteurs PM10 remplaçaient ainsi les néphélomètres en service depuis 1977. Avant de présenter quelques techniques de mesure en continu des PM10, cette section aborde l'approche utilisée pour la sélection des particules de diamètre aérodynamique inférieur à 10 micromètres au niveau de la prise d'air.



3.2.1. Sélection par impaction des PM10

La sélection des PM10 est effectuée au niveau de la tête de prélèvement. Cette dernière est un dispositif destiné à éliminer du flux d'air échantillonné les particules d'un diamètre (aérodynamique) supérieur au diamètre de coupure du dispositif.

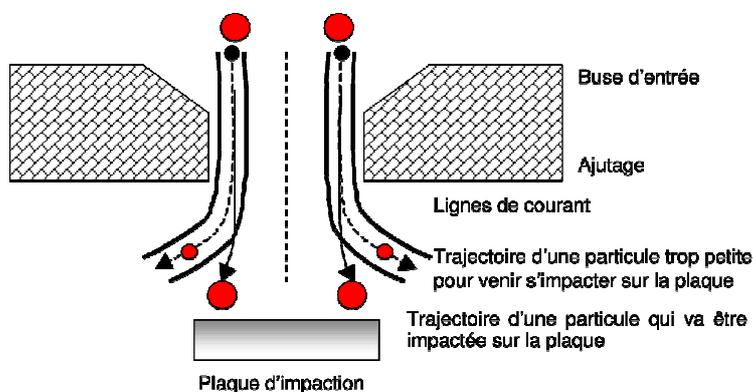
Elle peut être utile pour simplement éliminer les insectes ou les gouttes de pluie ou de brouillard indésirables. Une sélection en dimension de l'aérosol peut-être effectuée en interposant, entre l'entrée du dispositif et le filtre de collection, un système spécialement dimensionné pour assurer une classification en taille qui permettra de reproduire une fraction conventionnelle de l'aérosol prélevé. Les systèmes couramment utilisés sont les éluutriateurs, les impacteurs et les cyclones.

Les méthodes fondées sur les propriétés aérodynamiques des particules ont été développées principalement pour collecter les particules en vue d'une analyse ultérieure ou pour une classification en dimension.

Les dispositifs les plus largement utilisés et étudiés sont les impacteurs dont le principe est fondé sur les propriétés d'inertie des aérosols (Delmas et al., 2005). Pour rappel, l'inertie d'une particule est une fonction du produit de sa masse par sa vitesse. Ces systèmes se basent sur le fait que les particules ayant une inertie supérieure à une certaine valeur limite ne suivent pas les lignes de courant de l'air échantillonné. Tout dispositif d'impaction est caractérisé par sa courbe d'efficacité. Elle représente l'efficacité de l'impacteur à répondre à un nombre de Stokes donné. Un étage d'impaction est constitué d'un ajustage dirigeant un jet d'air à haute vitesse contre une surface solide. On aura alors une impaction des particules supérieures à un certain diamètre de coupure. Chaque étage comportera donc une buse d'entrée et une surface d'impact, comme le montre la figure II.15.

Figure II.15 : Schéma de principe d'un étage d'impacteur.

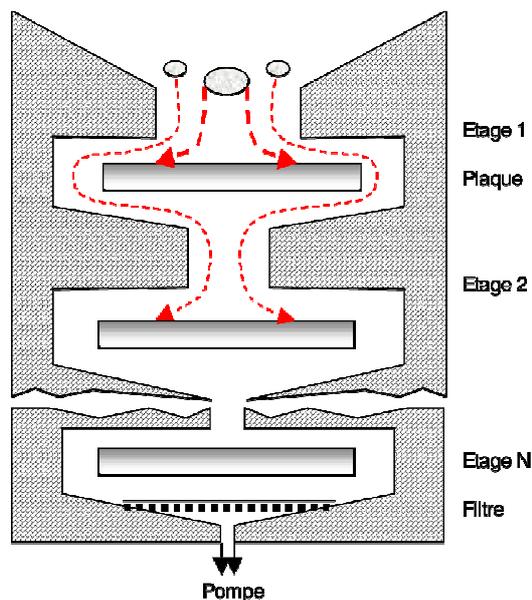
Source : Renoux et Boulaud, 1998, « Les aérosols : physique et métrologie », Editions Lavoisier Tec & Doc, 301 pp.



Les aérosols sont aspirés au travers de la buse. Les particules ayant une taille supérieure au diamètre de coupure vont entrer en collision avec la plaque ; les autres, de diamètre plus petit et de vitesse plus élevée, vont continuer leur trajectoire jusqu'aux étages suivants (figure II.16).

**Figure II.16 : Schéma de principe d'un impacteur en cascade.**

Source : Renoux et Boulaud, 1998.



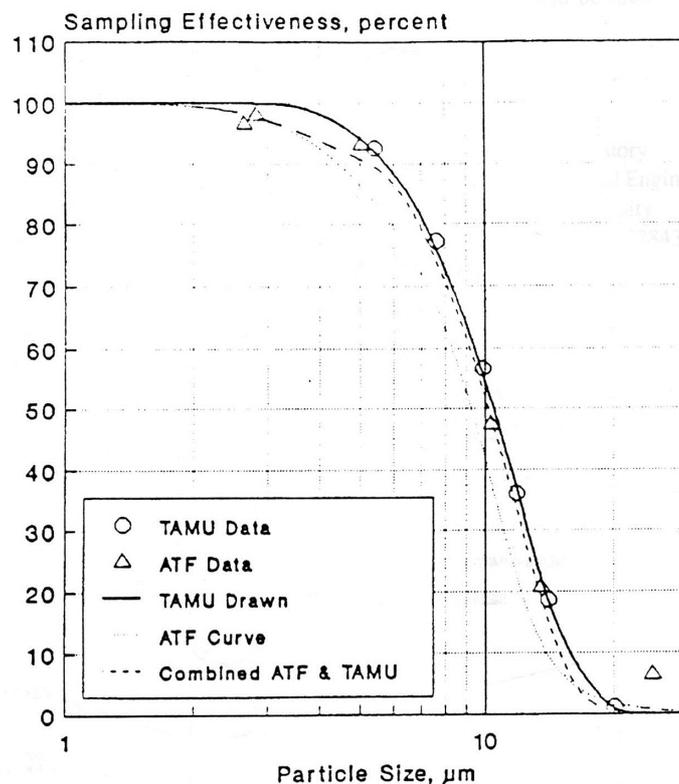
Les impacteurs permettent un échantillonnage plus spécifique que celui effectué par les autres systèmes en raison de leurs diamètres de coupe extrêmement précis. Classiquement, les gammes dimensionnelles prélevées vont de quelques dixième de μm à $50 \mu\text{m}$ et permettent une séparation pouvant aller, pour les impacteurs commerciaux, jusqu'à 12 gammes de diamètre. Il existe plusieurs types d'impacteurs en cascade; la plupart peuvent être sujets au phénomène de rebond des particules sur les substrats d'impaction qui deviennent très critiques dans des conditions de faible humidité relative pour des particules peu "collantes" (particules de poussière minérale par exemple). Une fraction importante de ces particules peut aussi être perdue sur les parois de l'impacteur. Du fait de la pression réduite dans les étages des impacteurs collectant les plus petites particules, il existe aussi un risque de volatilisation des espèces particulaires les plus volatiles.

Il est à noter que les impacteurs utilisés pour la sélection des PM_{10} ne sont pas absolus. Ils laissent par exemple passer certaines particules de diamètre supérieur à $10 \mu\text{m}$, et rejettent d'autres particules de diamètre inférieur à $10 \mu\text{m}$. L'efficacité de la sélection est représentée en figure II.17. En pratique, le débit d'aspiration est choisi pour que l'impacteur sélectionne 50% des particules de diamètre égal à $10 \mu\text{m}$.



Figure II.17 : Efficacité de l'impacteur SA246b dans la sélection des particules fines.

Source : « FH62I-N Automatic Particulate Monitoring Instrument », FAG Strahlen-Meßtechnik.



L'efficacité de la séparation est définie comme la proportion de particules capturées par l'impacteur par rapport aux particules présentes dans l'air à échantillonner, en considérant toutes les particules de diamètre inférieur à une valeur donnée.

3.2.2. Techniques de mesures en continu

A la fin des années 90', plusieurs appareils permettaient de mesurer en continu la masse des PM₁₀. La « microbalance oscillante » et « l'absorption β » font partie des méthodes instrumentales les plus utilisées. Les deux méthodes sont basées sur la détermination du changement d'une propriété physico-chimique qui est étroitement liée à la masse. Une autre méthode est la néphélométrie laser qui repose sur une combinaison de la détection optique par taille des particules et d'un facteur de conversion « masse/propriété optique » approprié.

3.2.2.1. Absorption d'un rayonnement β

Le principe de cette méthode repose sur l'absorption de rayons β de faible énergie (500 KeV) par la matière. L'absorption est proportionnelle au nombre d'atomes rencontrés et donc au nombre atomique des éléments concernés. Etant donné que le rapport entre le nombre atomique et la masse des atomes est quasiment constant (sauf pour l'hydrogène), on peut conclure que l'absorption est proportionnelle à la masse de matière traversée, avec un coefficient qui varie peu en fonction de la nature des particules collectées : pour les éléments présents dans les poussières atmosphériques, ce coefficient est d'environ 0.47. La source de rayonnement est du prométhium (Pm) 147. La méthode est également connue sous le nom « d'atténuation du rayonnement β », en référence à la réduction de l'intensité du faisceau incident lorsqu'il traverse l'échantillon à mesurer (Derouane, 1980 ; Vanderstraeten, 1997).



La mesure est effectuée en trois étapes :

- mesure de l'intensité du rayonnement β traversant un papier filtre vierge (c'est-à-dire non chargé en particules) pendant un temps déterminé (appelé temps de standardisation) ; le compteur de radioactivité détermine un certain nombre de coups pour la durée en question ;
- collecte des poussières par aspiration ($1 \text{ m}^3/\text{h}$) à travers ce même papier filtre ;
- mesure de l'intensité du rayonnement β traversant le papier filtre chargé en particules : lors de cette étape, on mesure le temps nécessaire pour compter le même nombre de coups qu'à l'étape 1 ; ce temps est supérieur au temps de standardisation.

La masse de poussières collectées est une fonction du rapport du premier comptage sur le second :

$$M = K \cdot \ln(N1) / \ln(N2)$$

où $N1$ est la mesure sur le filtre avant dépôt,
 $N2$ est la mesure sur le filtre après dépôt,
 K le coefficient d'absorption massique pour le rayonnement β
déterminé lors de l'étalonnage.

La sensibilité de la méthode est de 2 à 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Le principal inconvénient de cette approche est le temps requis pour collecter l'échantillon et effectuer la mesure. En reprenant le principe de fonctionnement énoncé précédemment, l'étape 1 pour le comptage du papier vierge nécessite entre 1 seconde et 10 minutes ; l'étape 2 pour la collecte des particules considère des périodes de 1 minutes à 10 heures ; la durée de l'étape 3 est supérieure à celle de l'étape 1 et varie suivant la teneur à mesurer. De façon générale, plus la teneur à mesurer est faible, plus le temps de collecte et de mesure devra être long.

Les principales sources d'erreur concernent l'arrivée d'air. Par exemple, le chauffage de l'échantillon d'air traversant le tube d'adduction peut conduire à une perte des composés les plus volatils et, par conséquent, à une sous-estimation des concentrations.

Avantages :

- méthode indépendante de la nature des poussières mesurées ;
- automatisation relativement simple ;
- entretien et maintenance

Inconvénients :

- temps de mesure relativement long (pas de mesure instantanée), surtout pour les faibles teneurs ;
- précision de la mesure liée à la durée ;
- source radioactive nécessitant des précautions d'usage pour la santé et l'environnement.



Figure II.18 : FH62I-N Beta Attenuation Monitor

Source : <http://www.pacwill.ca/en/ProductsServices/betagaug.html>

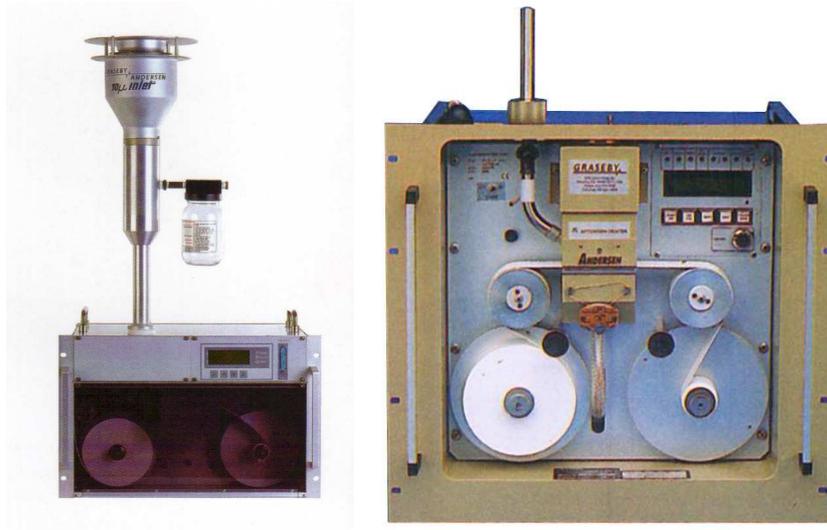
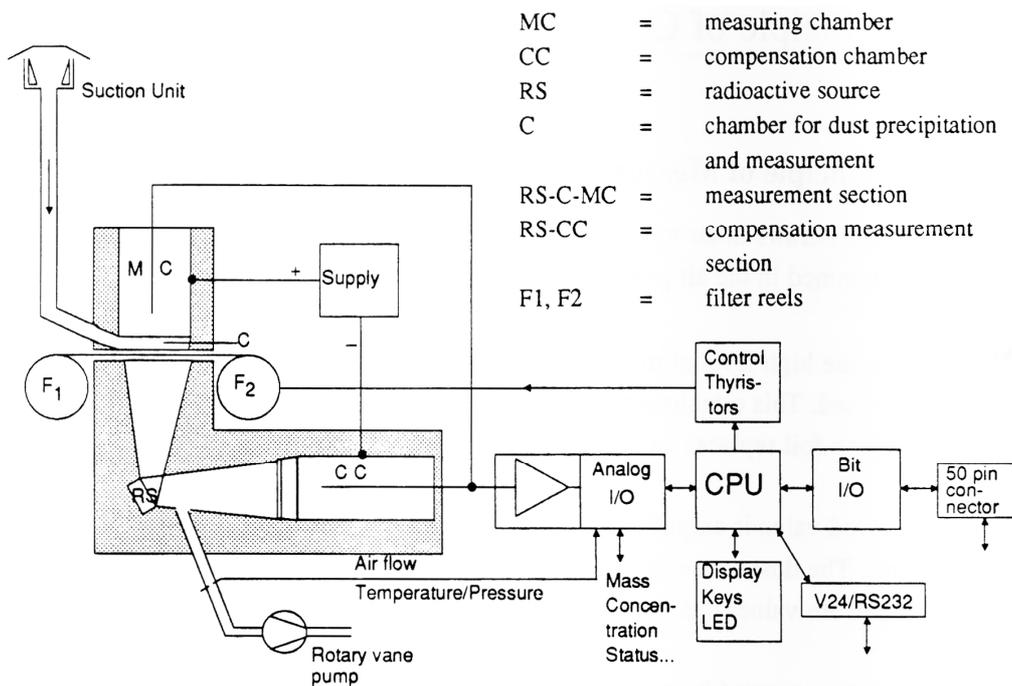


Figure II.19 : Schéma de principe d'un moniteur FH62I-N Beta Attenuation Monitor

Source : Operating instructions FH62I-N (FAG Strahlen-Meßtechnik)





3.2.2.2. Microbalance oscillante (TEOM)

Cette méthode de mesure est notamment utilisée par Patashnick et Rupprecht (1991). Le principe de la microbalance oscillante repose sur les propriétés piézoélectriques du quartz. Le système de mesure se compose d'un élément conique en quartz au-dessus duquel se trouve un filtre en fibre de verre recouvert de téflon (figure II.20). L'élément conique est fixé par le bas ; le haut peut par contre bouger librement. Il oscille à une haute fréquence de résonance (5 MHz) générée par un circuit électrique. La fréquence d'oscillation f exprimée en Hz obéit à l'équation suivante :

$$f = \sqrt{\frac{K}{M}}$$

où K est une constante propre à l'élément oscillant,
 M est la masse.

A mesure que le filtre installé au sommet de l'élément conique se charge en particules, la fréquence d'oscillation diminue de façon proportionnelle à la masse collectée. La concentration dans l'air (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) est donnée par la formule :

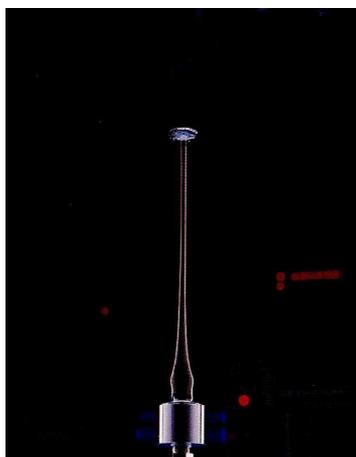
$$C = \frac{1}{SQ} \frac{\Delta f}{\Delta t}$$

où Δf est la différence de fréquence en Hz durant le temps Δt ,
 Q est le débit d'aspiration (m^3/s),
 S est le coefficient de concentration de masse (Hz/ μg) qui est calibré pour chaque instrument (il vaut environ 200 Hz/ μg).

Le changement de fréquence et, par conséquent, l'augmentation de la masse peuvent être suivi avec une grande précision. Cette méthode de mesure permet de détecter des concentrations comprises entre 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et 10 mg/m^3 . Elle est installée dans des moniteurs automatiques qui portent le nom de « TEOM » (Tapered Element Oscillating Microbalance). Le schéma de principe est repris en figure II.21.

Figure II.20 : Élément conique en quartz portant un filtre en fibre de verre couvert de téflon.

Source : Documentation TEOM series 1400A (Rupprecht & Patashnick Co., Inc.)

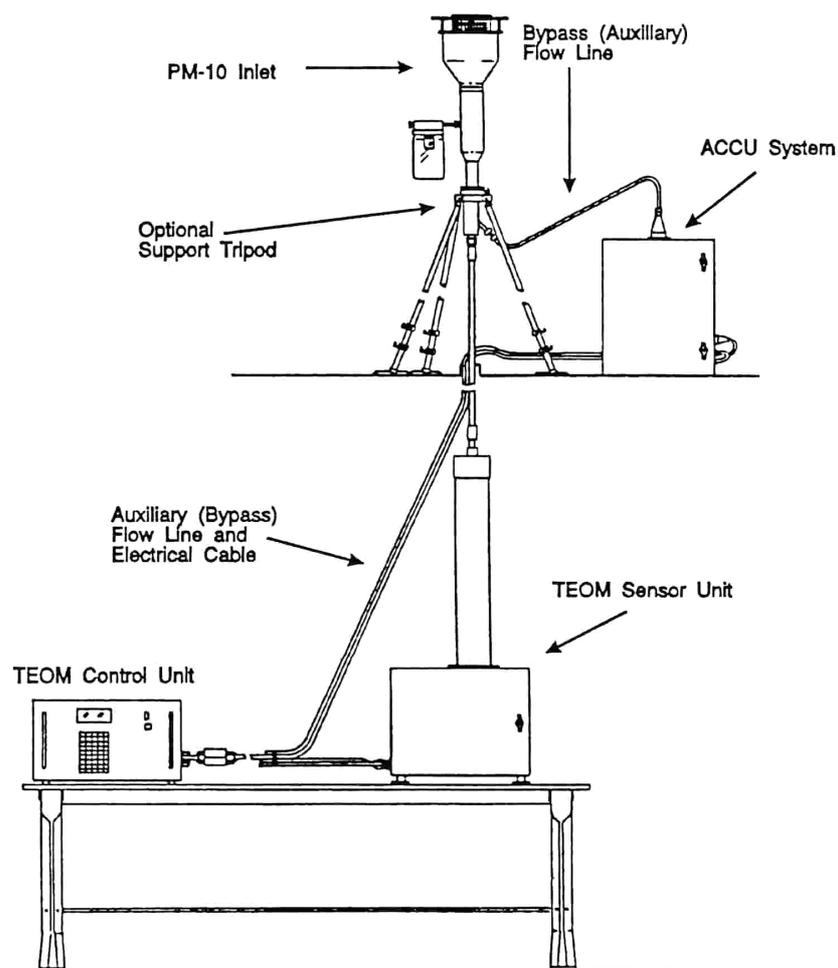




Dans sa configuration standard, le TEOM collecte les aérosols sur un filtre chauffé à 50°C. Le choix de cette température induit cependant quelques perturbations au niveau de la mesure : elle peut notamment être à l'origine de la perte par évaporation des composés les plus volatils, comme le nitrate d'ammonium et certains composés organiques. De plus, en fonction de la température, certaines particules absorbent ou relâchent éventuellement de l'humidité ou des composés organiques volatils : ce phénomène se produit à la fois dans l'atmosphère et dans la matière collectée, mais diffère fortement en fonction de l'environnement considéré. Ces deux exemples soulignent la difficulté de réaliser une mesure précise de la teneur en particules.

Figure II.21 : Schéma de principe du moniteur TEOM.

Source : Documentation TEOM series 1400A (Rupprecht & Patashnick Co., Inc.)



Egalement développé par Rupprecht & Patashnick, le module FDMS (Filter Dynamics Measurement System) associé à l'analyseur standard TEOM permet de quantifier les fractions particulaires volatile et "non volatile". Il procède de la façon suivante :

- Avant d'être amenés dans le TEOM, l'air et les particules en suspension sont séchés par passage dans une colonne déshydratante du type Nafion.

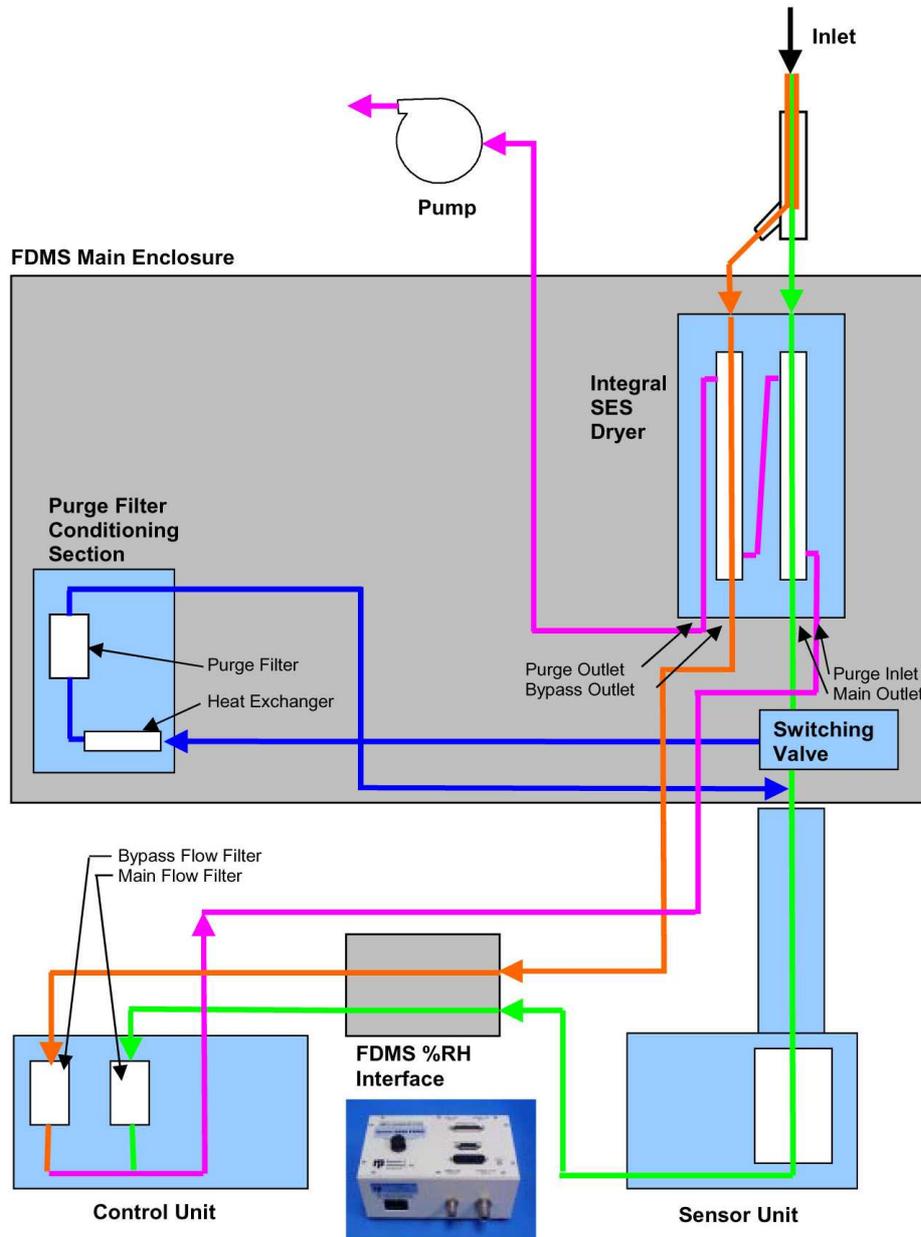


- La vanne séquentielle du FDMS installée en amont de l'analyseur de particules TEOM dirige, alternativement et toutes les 6 minutes, l'air échantillonné :
 - soit vers le filtre de collection de la microbalance TEOM pour obtention de la « concentration en poussières non volatiles » (première période de 6 minutes). Grâce au passage préalable dans le sécheur à membrane, l'air a une humidité spécifique assez basse, ce qui autorise un abaissement de la température du filtre de collection des particules. La température de fonctionnement est ainsi réglée à 30°C, au lieu de 50°C. Ces conditions se rapprochent mieux de celles de la méthode de référence ;
 - soit vers un filtre de purge refroidi à 4 °C pour obtention de la « concentration en particules volatiles » (deuxième période de 6 minutes). Ce filtre débarrasse l'air de toutes les particules des composés volatils. L'air ainsi traité et devenu pur passe ensuite par le filtre du TEOM : ce dernier va uniquement mesurer une perte de masse causée par la dissociation de certaines matières et la volatilisation de composés gazeux.

Toutes les 12 minutes, l'analyseur effectue l'opération simple d'additionner ces deux concentrations. La nouvelle valeur de concentration, appelée « concentration FDMS », représente la valeur réelle (conforme à la méthode de référence) et instantanée de la concentration en poussières dans l'atmosphère. Les concentrations horaires sont obtenues en prenant la moyenne des concentrations mesurées sur les 5 cycles de 12 minutes. Le schéma de principe du FDMS est synthétisé en figure II.22.



Figure II.22 : Schéma de principe du moniteur TEOM/FDMS
 Source : ASPA 08031103-ID (www.atmo-alsace.net)



3.2.3. Synthèse des incertitudes sur la mesure des concentrations de PM10

Malgré leur sophistication, les systèmes mis en œuvre pour la mesure des concentrations de PM10 et PM2.5 ne sont pas parfaits et présentent plusieurs importantes sources d'incertitude :

Prélèvement des particules dans l'air ambiant

La tête de prélèvement aspire l'air à un débit fixé de 16,67 litres par minute (= 1 m³/h). L'aspiration d'air au niveau de la tête de prélèvement peut modifier l'environnement immédiat autour de la tête : la turbulence associée au mouvement d'aspiration aura tendance à attirer davantage de très fines particules qui seront aisément emportées dans le mouvement d'air vers la tête. On peut donc s'attendre à une surestimation des très fines particules.



D'autre part, comme indiqué en section 3.b.1, la sélection des particules par impaction n'est pas parfaite, puisqu'elle ne permet de séparer que 50% (en moyenne) des particules de diamètre aérodynamique égal à 10 μm . L'efficacité de la sélection s'améliore pour les diamètres plus petits et atteint quasiment 100% pour les particules de diamètre inférieur à 2,5 μm . Il y a donc un risque de sous-estimation de la masse des particules contenues dans la fraction 2,5 à 10 μm qui est en grande partie constituée de particules d'origine naturelle ; cette sous-estimation peut être partiellement compensée par la prise en compte des particules de diamètre supérieur à 10 μm .

La stabilité de fonctionnement de la pompe est aussi un élément essentiel pour assurer un débit constant. Toute déviation modifierait le volume d'air analysé et entraînerait une erreur de mesure, sauf si le débit est mesuré et contrôlé dans des limites très strictes.

Capture d'eau au sein des particules

L'eau présente dans l'air ambiant est susceptible d'interférer sur la masse des aérosols.

En atmosphère humide, cette interférence se matérialise par le dépôt d'une fine pellicule d'eau sur la particule. L'utilisation de sécheur avant l'entrée de l'échantillon d'air dans le moniteur permet d'éliminer une bonne partie de l'eau adsorbée sur les particules.

Dans d'autres cas, certaines particules présentant des propriétés hygroscopiques vont capturer l'eau et accroître considérablement leur masse. C'est le cas des sels à tendance hygroscopique tels que les nitrates, chlorures et accessoirement sulfates. Ce sont notamment les sels utilisés comme matière première pour le ciment, et en particulier le calcaire CaCO_3 , l'argile SiO_2 , le gypse CaSO_4 . Le chlorure de calcium CaCl_2 , utilisé pour accélérer la prise et le durcissement du béton, en fait également partie. Ces composés présentent la particularité de pouvoir se lier avec plusieurs molécules d'eau. Par exemple, chaque molécule de CaCl_2 peut se lier avec 6 molécules d'eau. Lorsque ces liaisons sont établies entre le sel et l'eau, une simple augmentation de température ne suffit pas à les rompre ; une grande quantité d'énergie est nécessaire pour couper la totalité des liaisons. Autrement dit, les sels émis à proximité d'une cimenterie présenteront une forte tendance à capturer l'eau présente dans l'air ambiant, d'autant plus que l'atmosphère est humide. Lors de la mesure des PM₁₀, l'eau capturée par les molécules de sel ne pourra pas être éliminée par le sécheur ; elle influencera donc la pesée, de façon parfois très significative lorsque l'humidité relative de l'air est élevée.

Volatilisation des particules

Certaines catégories de particules, telles que les nitrates d'ammonium et de nombreuses particules organiques, ont tendance à se volatiliser. Ce phénomène de volatilisation se produira préférentiellement lors du passage de l'échantillon d'air dans le sécheur ou après un certain temps de séjour sur le filtre qui est utilisé pour la pesée.

3.3. 1997 – Mesure des HPA (Hydrocarbures Polyaromatiques)

Les propriétés mutagènes et cancérigènes de certains hydrocarbures polyaromatiques (HPA) laissaient craindre des impacts sur la santé en cas d'exposition excessive à ces substances. C'est la raison pour laquelle il est apparu utile de mesurer les teneurs des HPA présentant le plus de risque pour la santé. Dans un premier temps, aucune valeur normative n'était imposée. Ce n'est qu'en 2004 que la directive 2004/107/CE a fixé une valeur cible de 1 nanogramme/m³ sur les concentrations annuelles de benzo(a)pyrène, à atteindre à partir du 1^{er} janvier 2013.

En 1997, une procédure avait déjà été développée pour déterminer la teneur en HPA dans l'air ambiant. Entre fin 1997 et mi-1998, un échantillonnage permanent avait ensuite été installé en 5 postes de mesure. Celui-ci était basé sur des prélèvements journaliers collectés toutes les semaines pour l'analyse en laboratoire.

A l'origine, lors de l'analyse, les concentrations de HPA étaient déterminées pour 8 composés présents totalement en phase solide : benzo(e)pyrène, benzo(a)pyrène, benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, indénol(123cd)pyrène, benzo(ghi)pérylène, benzo(a)anthracène.

En 2001, 3 autres composés ont été ajoutés à la liste des HPA analysés : fluoranthène, pyrène, dibenzo(a,h)anthracène.



Le principe de mesure peut être résumé comme suit. Les HPA étant généralement associés à des particules, les échantillonnages se font à l'aide d'une tête de prélèvement pour les PM10. Le volume prélevé quotidiennement est de 24 m³. Les particules collectées s'accumulent sur un filtre à membrane en téflon. Les HPA contenus dans les particules collectées sont extraits au dichlorométhane dans un système ASE (Accelerated Solvent Extractor de Dionex). Après évaporation, l'extrait est remis en solution dans du n-hexane. Avant l'extraction, le standard interne (50 ng de pérylène d12) est ajouté sur le filtre. L'analyse est réalisée à l'aide d'une approche GC-MS qui combine la chromatographie gazeuse à la spectrométrie de masse pour identifier les différentes substances dans un échantillon.

3.3.1.1. Spectrométrie de masse

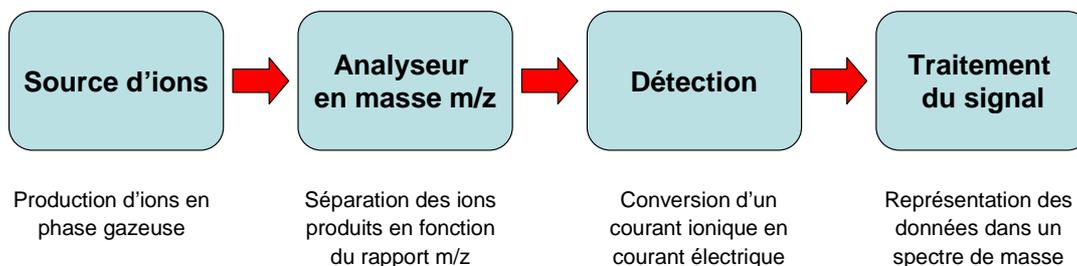
La spectrométrie de masse est une technique de détection extrêmement sensible qui permet de déterminer des structures moléculaires. Le spectromètre de masse est souvent couplé avec un système de chromatographie en phase gazeuse, et cette association, d'une méthode séparative et d'une méthode d'identification, permet d'étudier des mélanges complexes à l'état de traces (quelques nanogrammes de mélange).

Le principe de la spectrométrie de masse (figure II.24) consiste à introduire un composé organique dans le spectromètre de masse et à l'ioniser par bombardement électronique à 70 eV. L'ion ainsi obtenu, appelé ion moléculaire, permet la détermination de la masse molaire du composé.

Les ruptures des liaisons chimiques, qui peuvent se produire au sein de l'ion moléculaire, forment des ions fragmentaires caractéristiques. Ces éventuelles dissociations ont lieu selon des mécanismes bien déterminés. Les ions fragments sont ensuite séparés en fonction de leur rapport masse/charge par l'application d'un champ magnétique et/ou électrique, puis collectés par un détecteur. L'ensemble de ces ions fragments constitue le spectre de masse dont la lecture permet l'identification de la structure moléculaire.

Figure II.24 : Schéma de principe de la spectrométrie de masse

Source : IBGE

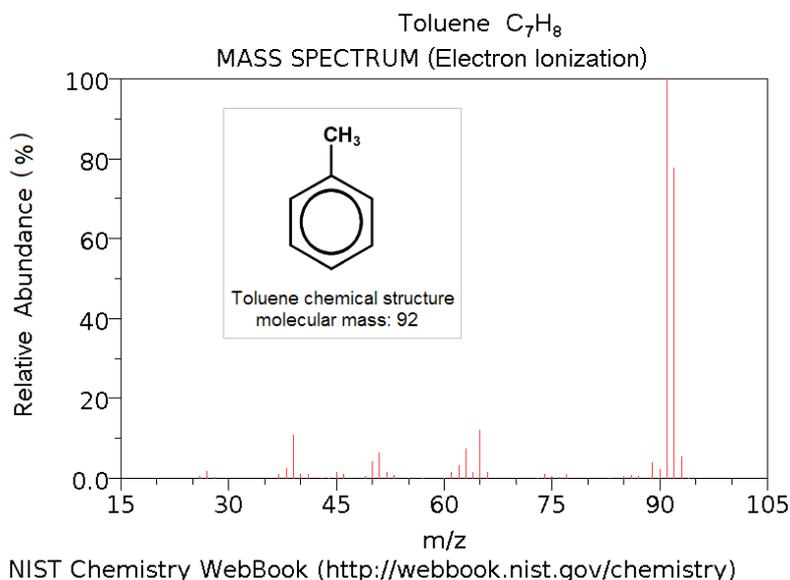


La figure II.25 présente un exemple de spectre de masse pour le toluène.



Figure II.25 : Exemple de spectre de masse pour le toluène

Source : <http://webbook.nist.gov/chemistry>



3.4. 1999 - Fixation de normes sur les concentrations de PM10

La directive fille 1999/30/CE du Conseil du 22 avril 1999 relative à « la fixation de valeurs limites pour l'anhydride sulfureux, le dioxyde d'azote et les oxydes d'azote, les particules et le plomb dans l'air ambiant » est entrée en vigueur le 29 juin 1999. Elle avait pour objectif :

- d'établir des valeurs limites et, le cas échéant, des seuils d'alerte pour les concentrations d'anhydride sulfureux, de dioxyde d'azote et d'oxydes d'azote, de particules et de plomb dans l'air ambiant, afin d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs pour la santé humaine et pour l'environnement dans son ensemble ;
- d'évaluer les concentrations d'anhydride sulfureux, de dioxyde d'azote et d'oxydes d'azote, de particules et de plomb dans l'air ambiant sur la base de méthodes et de critères communs ;
- de réunir des informations appropriées sur les concentrations d'anhydride sulfureux, de dioxyde d'azote et d'oxydes d'azote, de particules et de plomb dans l'air ambiant et d'assurer que ces informations sont communiquées au public ;
- de maintenir la qualité de l'air ambiant, lorsqu'elle est bonne, et de l'améliorer dans les autres cas eu égard à la présence d'anhydride sulfureux, de dioxyde d'azote et d'oxydes d'azote, de particules et de plomb.

Cette directive a fixé les premières valeurs limites sur les concentrations de PM10. Deux phases étaient initialement prévues. La *première phase* imposait les valeurs limites suivantes, à respecter à partir du 1^{er} janvier 2005 :

Valeur limite	Temps de base	Nombre maximal de dépassements admis par an
50 µg/m ³	24 heures	35
40 µg/m ³	année	-

L'entrée en vigueur de ces valeurs limites sur les PM10 abrogeait définitivement les valeurs limites fixées sur les fumées noires dans le cadre de l'ancienne directive 80/779/CEE.



La *seconde phase* prévoyait des valeurs limites encore plus strictes, à respecter à partir du 1^{er} janvier 2010 :

<i>Valeur limite</i>	<i>Temps de base</i>	<i>Nombre maximal de dépassements admis par an</i>
50 µg/m ³	24 heures	7
20 µg/m ³	année	-

La Commission européenne précisait cependant que les valeurs limites de la phase 2 étaient indicatives et étaient susceptibles d'être réexaminées « à la lumière d'informations complémentaires sur les effets sur la santé et l'environnement, la faisabilité technique et l'expérience acquise concernant l'application des valeurs limites de la phase 1 dans les États membres ».

Les mesures effectuées par les États membres ont mis en évidence de nombreuses difficultés pour respecter les valeurs limites sur les PM10 dans le cadre de la phase 1, particulièrement pour les stations implantées dans les villes et les zones urbaines. C'est en grande partie pour cette raison que la nouvelle directive de qualité de l'air 2008/50/CE « Cleaner Air for Europe » n'a plus retenu les valeurs limites indicatives de la seconde phase et s'est contentée de maintenir les normes de la phase 1, tout en instaurant de nouvelles normes pour les PM2.5.

3.5. Méthode de référence pour la mesure des PM10

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

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

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

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

Les États membres peuvent utiliser d'autres méthodes et l'emploi d'appareils automatisés dans les réseaux télémetriques est largement répandu. Dans ce cas, les États membres doivent démontrer que les résultats obtenus sont équivalents à ceux qui auraient été obtenus avec la méthode de référence, ou ils doivent prouver que les résultats ont un rapport constant avec la méthode de référence.



Dans ce dernier cas, les mesures doivent être corrigées par un facteur exact afin d'obtenir des résultats qui soient équivalents à ceux de la méthode de référence. Si l'État membre n'établit pas ce facteur, les concentrations mesurées doivent être multipliées par le facteur 1,3.

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

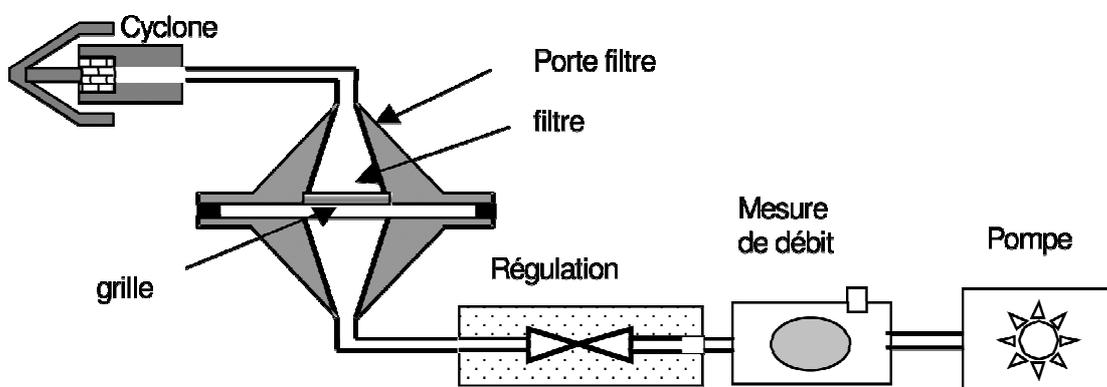
3.5.1.1. Gravimétrie (méthode de référence)

La méthode de référence choisie par la Commission Européenne pour déterminer les concentrations de particules fines dans l'air ambiant est la méthode de mesurage gravimétrique. Elle consiste à collecter un échantillon représentatif de l'aérosol en suspension sur un filtre en vue de déterminer la concentration massique et éventuellement la composition chimique de l'aérosol.

L'échantillonneur est généralement composé d'une tête de prélèvement (par exemple un impacteur multi-étages ou un cyclone) qui permet de sélectionner une ou plusieurs granulométries, d'un porte-filtre renfermant le filtre, d'un dispositif de réglage et/ou de mesure du débit et d'un système de pompage (figure II.26).

Figure II.26 : Schéma des différents éléments d'un dispositif de collection par filtration.

Source : Rapport d'étude Ineris N°NERIS-DRC-04-56770 -AIRE-n°0401-OBI



Il existe un choix important de médias filtrants pour la mesure des aérosols. Le choix est effectué en fonction de différents paramètres :

- efficacité de la collecte de particules ;
- perte de charge ;
- coût.

La masse de particules collectées est déterminée par pesée (gravimétrie). Par ailleurs, des analyses plus fines peuvent aussi être effectuées (par exemple par spectroscopie de fluorescence X pour les métaux), afin de connaître la composition chimique des particules recueillies, ou bien encore par microscopie optique ou électronique, afin d'obtenir des observations sur leur taille ou sur leur morphologie.



La méthode gravimétrique n'est cependant pas parfaite et rencontre les difficultés suivantes :

- *Sous-estimation des concentrations lorsque des espèces particulières sont volatilisées.* Par exemple, Chow (1993) a démontré que, à des températures supérieures à 25°C, le nitrate d'ammonium peut être volatilisé (partiellement ou totalement) à la surface de filtres en Téflon ou en quartz. Witz (1990) rapporte des pertes de nitrates, de chlorures et d'ammonium respectivement à hauteur de 19 %, 65 % et 51 % pour des filtres en quartz stockés une semaine avant leur analyse.
- *Surestimation des concentrations lorsque des espèces gazeuses sont piégées dans le filtre.* A titre d'exemple, les filtres en cellulose (ou dérivés) sont susceptibles d'absorber l'acide nitrique et le dioxyde de soufre.

Les interférences décrites ci-dessus ne sont pas négligeables : en effet, elles concernent principalement la fraction secondaire des particules qui représente environ 50% de la masse de l'aérosol.

Des dispositifs existent pour limiter et/ou évaluer les artéfacts de prélèvement des inorganiques, principalement le nitrate d'ammonium. Il s'agit de placer une série de dénudeurs en amont du filtre et un filtre absorbant en aval (par ex. un filtre en nylon pour HNO₃). Le dénudeur piège les espèces gazeuses susceptibles d'être absorbées par le filtre, et l'absorbant recueille les espèces particulières évaporées du filtre. Pour les composés organiques, des solutions ont été proposées, mais des recherches sont encore nécessaires dans ce domaine.

Avantages :

- mesure précise de la masse des particules collectées sur le filtre
- méthode de référence

Inconvénients :

- incertitudes liées au prélèvement de l'échantillon
- nombreux artéfacts liés au filtre

3.6. 2005 – Les mesures de PM_{2.5} dans le réseau télémétrique bruxellois

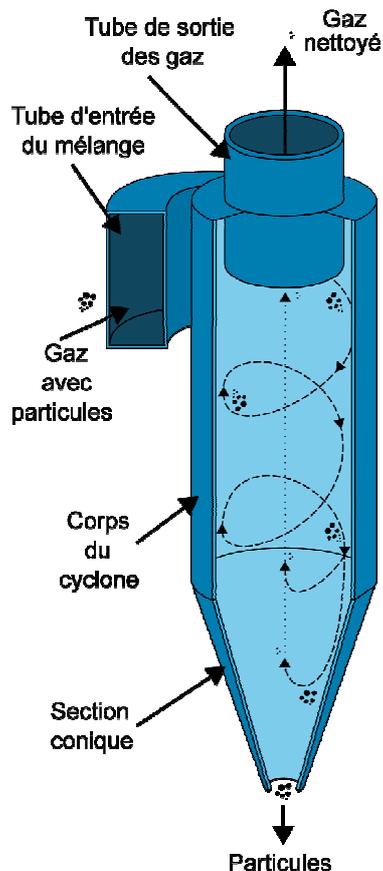
Les techniques utilisées pour la mesure des PM_{2.5} sont, sur un plan conceptuel, identiques à celles mises en œuvre pour les PM₁₀. L'unique changement est opéré au niveau de la séparation des particules, puisqu'il ne faut conserver que les particules de diamètre aérodynamique inférieur à 2,5 micromètre. A cet effet, on recourt à la technologie du cyclone pour effectuer la sélection des PM_{2.5}. Celle-ci exploite la force centrifuge pour réaliser une séparation mécanique des particules en suspension dans un fluide.

Les cyclones sont des appareils de forme cylindrique dans la partie haute, conique dans la partie basse. Comme le montre les figures II.27 et II.28, l'air chargé en particules entre dans le haut du cyclone, tangentielllement à la circonférence et au voisinage de la paroi. Cette arrivée d'air induit un mouvement giratoire dont la vitesse dépend du débit d'entrée et du diamètre du corps cylindrique du cyclone. Le mouvement de rotation se poursuit vers le bas du cyclone et s'accélère dans la partie conique (figure II.29). Lorsqu'il atteint le fond, l'air n'a d'autre possibilité que de repartir dans un mouvement vertical ascendant pour s'échapper par le tube de sortie situé au sommet du cyclone. Cette technologie reproduit ainsi le déplacement d'air que l'on retrouve dans un cyclone météorologique (en inversant le haut et le bas), ce qui explique le nom donné.



Figure II.27: Schéma de principe du cyclone utilisé pour la séparation des particules au-delà d'un diamètre donné.

Source : http://fr.wikipedia.org/wiki/Fichier:Cyclone_separation-fr.svg



La séparation des particules présentes dans l'air entrant s'effectue dans le mouvement giratoire. Les particules les plus petites suivront la trajectoire du flux gazeux et repartiront dans le tube de sortie. Les plus lourdes ne pourront pas suivre le flux et se dirigeront vers la paroi, emportées par leur inertie. En touchant la paroi, elles perdront de la vitesse par frottement, tomberont dans la partie inférieure de l'appareil et s'accumuleront dans le collecteur situé au fond du cyclone. Il est à noter que la séparation concernera en premier lieu les particules les plus lourdes ; l'accélération du mouvement de rotation dans la section conique entraînera une sélection sur des particules de diamètre comparativement plus petit.

Pour que la séparation soit effective, il faut donc que le temps mis par une particule pour atteindre la paroi soit inférieur au temps de séjour moyen d'un élément de fluide dans le cyclone, ce qui peut être déterminé à partir de l'équation décrivant la cinétique d'une particule dans la direction radiale. Etant donné qu'elle met en relation le débit d'entrée, la viscosité de l'air et la taille des particules, cette équation permettra de dimensionner le cyclone en fonction de la sélection à opérer sur les particules.

Les principaux avantages du cyclone résident dans son faible coût d'entretien, sa relative simplicité de construction, son utilisation en continu sans accumulation de particules, sa faible consommation en énergie, la possibilité de s'adapter aux conditions de température et de pression du procédé, ainsi que son efficacité jusqu'à des concentrations très importantes en particules.



Figure II.28 : Proportions des dimensions dans un cyclone.

Source : Perry and Green, 1997.

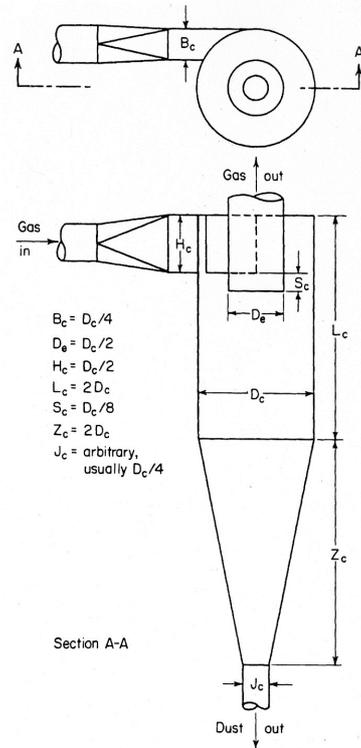
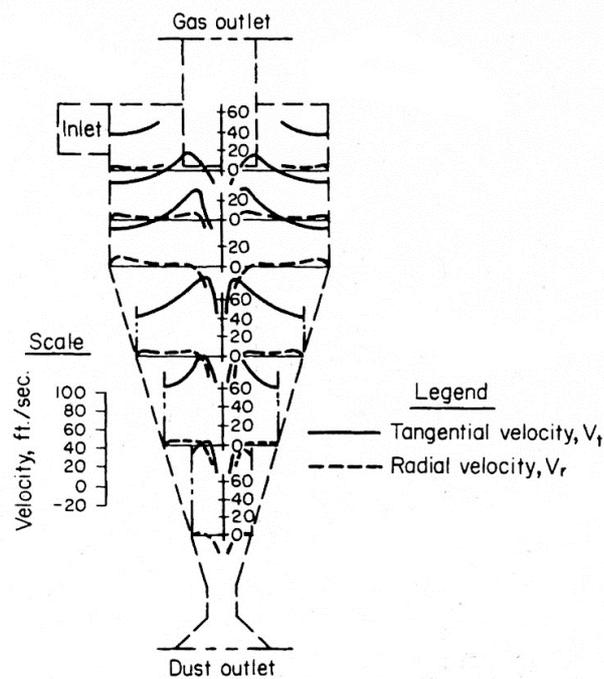


Figure II.29 : Distribution des vitesses radiales et tangentielles à différentes hauteurs dans un cyclone.

Source : Perry and Green, 1997.

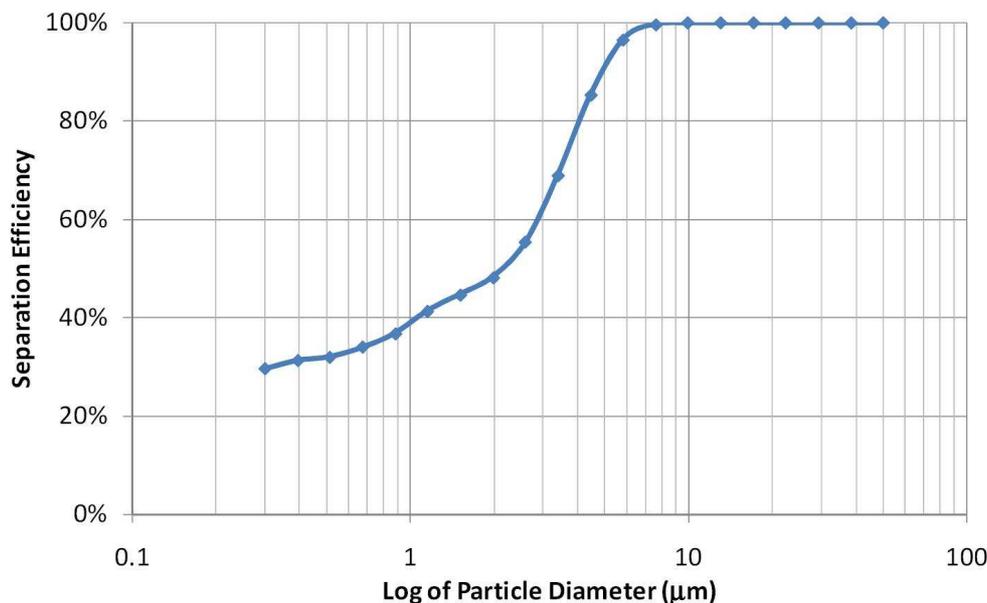




Il faut cependant signaler que son efficacité de séparation décroît rapidement avec la réduction du diamètre de particules. Ils sont efficaces pour les particules supérieures à 8 μm , mais leur efficacité diminue fortement pour des plus petits diamètres : elle est de l'ordre de 50% pour les PM_{2.5}, 40% pour les PM₁, et est inférieure à 30% pour des particules de diamètre inférieur à 0.5 μm (figure II.30).

Figure II.30 : Efficacité de la séparation effectuée par un cyclone en fonction du diamètre des particules.

Source : http://www.engineeringcfcd.com/examples_cyclone.html



L'efficacité de la séparation est définie comme la proportion de particules capturées par l'impacteur par rapport aux particules présentes dans l'air à échantillonner, en considérant toutes les particules de diamètre inférieur à une valeur donnée.

3.7. 2008 - Nouvelle directive européenne « Cleaner Air for Europe »

Le 21 mai 2008, le Parlement Européen et le Conseil ont adopté une nouvelle directive relative à la qualité de l'air. Appelée « Cleaner Air for Europe », cette nouvelle directive 2008/50/CE a pour objectif principal d'améliorer la qualité de l'air ambiant en Europe en fusionnant les dispositions de cinq instruments juridiques existants en une directive unique et en introduisant de nouvelles dispositions sur les particules fines PM_{2.5}.

3.7.1. Cadre général

Au cours des 15 dernières années (c'est-à-dire depuis la directive cadre 96/62/CE), l'Union européenne a été particulièrement active en matière de pollution de l'air. La nouvelle directive s'inscrit parfaitement dans cette stratégie qui, d'ici à 2020, vise à réduire de 40% par rapport à 2000, le nombre de décès prématurés dus à des maladies liées à la pollution de l'air et entend diminuer également les dommages causés aux forêts et aux écosystèmes par les polluants atmosphériques. En outre, elle souligne l'importance que revêt la lutte contre les émissions de polluants à la source ainsi que la définition et la mise en œuvre de mesures aux niveaux local, national, et communautaire.



La directive 2008/50/CE remplace les 5 instruments juridiques existants :

- directive-cadre 96/62/CE sur la qualité de l'air, qui établit les principes de base d'une stratégie commune visant à définir les objectifs concernant la qualité de l'air ambiant ; cette directive est complétée par 4 directives-filles relatives aux polluants spécifiques ;
- directive-fille 1999/30/CE relative à la fixation de valeurs limites pour le dioxyde de soufre (SO₂), le dioxyde d'azote (NO₂) et les oxydes d'azote (NOx), les particules (PM10) et le plomb (Pb) dans l'air ambiant ;
- directive-fille 2000/69/CE concernant les valeurs limites pour le benzène et le monoxyde de carbone dans l'air ambiant ;
- directive-fille 2002/3/CE relative à l'ozone dans l'air ambiant ;
- décision 97/101/CE établissant un échange réciproque d'informations et de données provenant des réseaux et des stations individuelles mesurant la pollution de l'air ambiant dans les États membres.

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

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

Ces nouvelles mesures ont été conçues pour lutter contre les émissions de polluants atmosphériques nocifs, en tenant compte des connaissances les plus récentes dans le domaine de la santé et de la science, de l'expérience acquise ainsi que des normes, orientations et programmes pertinents de l'Organisation mondiale de la santé.

Aux termes de la directive, les États membres devront veiller à ce que des plans relatifs à la qualité de l'air soient établis lorsque, dans une zone ou agglomération donnée, les niveaux de polluants dans l'air ambiant dépassent toute valeur limite ou toute valeur cible. En cas de dépassement de ces valeurs limites après le délai prévu pour leur application, les plans devront prévoir des mesures appropriées pour que la période de dépassement soit la plus courte possible. Ils pourront comporter des mesures additionnelles spécifiques pour protéger les catégories de population sensible, notamment les enfants. Des plans d'action à court terme pourront comprendre des mesures ayant trait à la circulation des véhicules à moteurs, aux travaux de construction, aux navires à quai ou à l'utilisation d'installations industrielles ou de produits industriels ou du chauffage domestique.

3.7.2. Normes sur les PM2.5

Bien qu'elle porte sur l'ensemble des polluants atmosphériques, la directive 2008/50/CE attache une attention plus particulière à la pollution liée aux particules fines en raison des dangers que celles-ci représentent pour la santé humaine. Ces nouvelles dispositions ont pour objectif une réduction globale des concentrations en particules fines pour la fraction PM2.5 dans l'environnement urbain, afin qu'une part importante de la population puisse bénéficier de l'amélioration de la qualité de l'air.



Les normes sur les PM2.5 sont établies par rapport à deux grandeurs :

- la moyenne annuelle des concentrations mesurées aux stations ;
- l'Indicateur d'Exposition Moyenne (IEM).

l'IEM, exprimé en $\mu\text{g}/\text{m}^3$, est déterminé sur la base des mesures effectuées dans des lieux caractéristiques de la pollution de fond urbaine situés dans des zones et des agglomérations sur l'ensemble du territoire d'un État membre. Il doit être estimé en tant que concentration moyenne annuelle sur trois années civiles consécutives, en moyenne sur tous les points de prélèvement mis en place pour son calcul.

En Belgique, l'IEM de 2010 sera déterminé à partir des mesures portant sur les années 2009, 2010 et 2011. L'IEM pour l'année 2015 prendra en compte les années 2013, 2014 et 2015. L'IEM de 2020 concernera quant à lui les années 2018, 2019 et 2020.

Les normes que les Etats membres devront respecter concernant les PM2.5 sont les suivantes :

3.7.2.1. Directive 2008/50/CE : normes fixées sur les PM2.5

a) Objectif national de réduction de l'exposition

L'objectif national de réduction de l'exposition consiste en un pourcentage de réduction de l'IEM de la population d'un Etat membre, fixé pour l'année de référence, dans le but de réduire les effets nocifs sur la santé humaine. Il est à atteindre dans la mesure du possible sur une période donnée.

Si l'IEM 2010 est supérieur à $8,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, des efforts de réduction des émissions devront être accomplis pour réduire l'exposition aux PM2.5 à l'horizon 2020. Cet effort dépendra de la valeur de l'IEM 2010 :

Concentration initiale	Objectif de réduction en %
moins de $8,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0%
entre $8,5$ et $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$	10%
entre 13 et $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$	15%
entre 18 et $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$	20%
plus de $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$	toutes les mesures appropriées pour atteindre $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Cet objectif de réduction de l'exposition devrait être atteint en **2020**.

b) Obligation en matière de concentration relative à l'exposition

L'IEM ne doit plus dépasser **$20 \mu\text{g}/\text{m}^3$** à partir de **2015**.

c) Valeur cible

A partir du 1^{er} janvier **2010**, la valeur cible sur les concentrations annuelles de PM2.5 est fixée à **$25 \mu\text{g}/\text{m}^3$** .

d) Valeur limite

A partir du 1^{er} janvier **2015**, la valeur cible deviendra une valeur limite. Le seuil de **$25 \mu\text{g}/\text{m}^3$** sur les concentrations annuelles de PM2.5 ne pourra plus être dépassé.

La valeur limite à respecter pourrait être abaissée à **$20 \mu\text{g}/\text{m}^3$** dès **2020**. Toutefois, la Commission européenne précise qu'il s'agit d'une valeur limite indicative qui sera réexaminée en 2013, à la lumière des informations complémentaires sur l'impact sanitaire et environnemental, la faisabilité technique et l'expérience acquise en matière de valeur cible dans les Etats membres.

Les normes fixées sur les PM2.5 remplacent la phase 2 des valeurs limites fixées sur les PM10 par la directive 1999/30/CE.



4. Vers une meilleure compréhension de l'origine des particules

4.1. Etudes de composition des particules fines

4.1.1. 2002 - Analyse de composition des particules fines à Bruxelles

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, Woluwe-St-Lambert et le site de l'ULB). Les résultats de cette étude ont été présentés en septembre 2002 : Airborne particle dynamics in the Brussels Environment – ULB.

L'analyse s'est concentrée sur les classes suivantes de tailles de particules : $< 1 \mu\text{m}$, $1-3 \mu\text{m}$, $3-10 \mu\text{m}$ et $> 10 \mu\text{m}$. Bien que des variations parfois importantes sont constatées d'un jour à l'autre, la distribution de la taille des particules sur une longue période semble rester pratiquement identique dans les trois emplacements. Les analyses effectuées pour certains jours spécifiques, en l'occurrence les jours où les concentrations minimale et maximale mensuelles sont observées, confirment ce constat. Les résultats obtenus tendent ainsi 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).

4.1.2. Analyses récentes de composition des particules fines

Depuis l'étude faite en 2002 par l'ULB, d'autres analyses de composition des particules ont été menées. Elles renvoient à la baisse la contribution des particules d'origine naturelle, mais insistent sur le rôle prépondérant joué par les particules secondaires.

En 2008, la VMM (Vlaamse Milieu Maatschappij), en chargé des mesures de qualité de l'air en Flandre, a organisé des campagnes d'analyse de la composition des PM10 en 6 stations de mesures : Houtem, Zelzate, Borgerhout, Mechelen, Aarschot et Hasselt. Les mesures ont été réalisées à raison d'un jour sur six. Baptisée CHEMKAR (Chemische karakterisatie van fijn stof in Vlaanderen), cette étude a montré que 41% de la masse des particules fines provient de composés inorganiques secondaires (nitrates, sulfates et ammonium). Ces derniers sont formés à partir des émissions de polluants gazeux tels que le monoxyde d'azote, le dioxyde d'azote, le dioxyde de soufre et l'ammoniaque. Second et troisième en ordre d'importance, les particules organiques et les poussières du sol représentent respectivement 20% et 14% de la masse des PM10. Le carbone élémentaire, qui compte parmi les particules les plus dangereuses pour la santé, ne contribue qu'à hauteur de 4% de la masse totale des PM10.

Aux Pays-Bas, le programme de recherche BOP (« Netherlands Research Program on Particulate Matter ») confirme les résultats obtenus en Flandre par la VMM, et en particulier concernant la part des particules secondaires. La contribution naturelle est ramenée à 25% de la masse des PM10, contre 50% annoncés dans les précédentes études : cette différence s'explique par une sous-estimation de la contribution des particules secondaires dans les analyses antérieures. Cela signifie que la contribution anthropique à la masse des PM10 est de l'ordre de 75%, soit un pourcentage qu'il convient de subdiviser en fonction des émissions primaires et de la formation secondaire des particules.



4.2. Le comptage des particules

Actuellement, il est encore difficile de préciser si les impacts sur la santé sont davantage corrélés aux concentrations massiques de particules fines qu'à leur nombre et/ou à leur composition. Par ailleurs, le suivi du nombre de particules par classes de diamètres est apparue utile pour améliorer la compréhension des phénomènes qui influencent la présence des particules fines dans l'air ambiant.

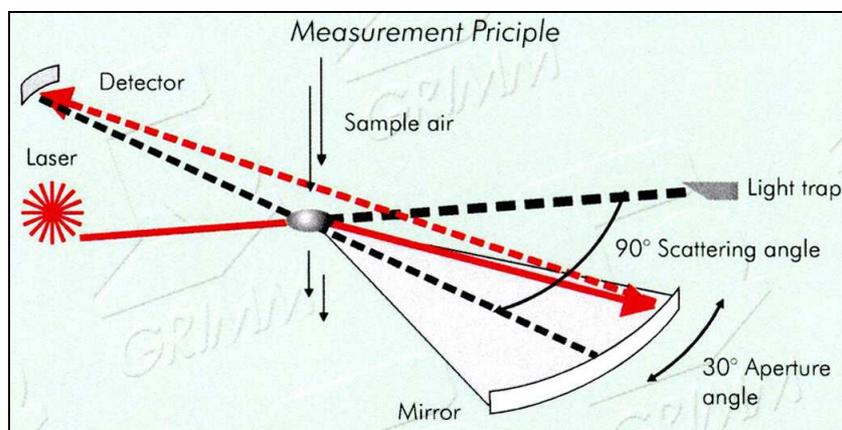
De nombreuses techniques permettant de mesurer la distribution dimensionnelle des aérosols ont été développées. Elles font appel aux différentes propriétés des aérosols (optique, électrique et aérodynamique ...).

Le compteur optique de particules de marque « GRIMM » est basé sur la mesure de l'intensité diffusée par une particule. Un faisceau laser est focalisé sur un volume de mesure à travers lequel les particules en suspension passent une par une (figures II.31 et II.32). Le passage d'une particule dans le faisceau laser provoque une diffraction de la lumière dans un angle proche de 90° par rapport à la direction du faisceau laser. La lumière diffusée est collectée par un miroir concave qui dirige à son tour la lumière vers une diode réceptrice. Cette dernière transmet un signal qui est exploité par des algorithmes afin d'obtenir la taille de la particule. En effet, l'intensité de la lumière renvoyée par le miroir vers la diode est liée à la quantité de lumière diffusée par la particule, et le spectre de diffusion angulaire dépend lui-même de la taille de la particule.

Chaque particule passant devant le laser peut ainsi être classée en fonction de son diamètre. Les modèles Grimm répartissent les particules suivant 31 classes de diamètre, dans une gamme s'étendant de 0.25 μm à 32 μm . Toutes les minutes, le comptage de particules par classe est converti en masse, ce qui permet de dériver les concentrations massiques (par exemple : PM10, PM2.5, PM1, etc). Le domaine de mesure s'étend de 0.1 à 1500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Figure II.31 : Schéma de principe de mesure du compteur optique GRIMM.

Source : Documentation technique GRIMM

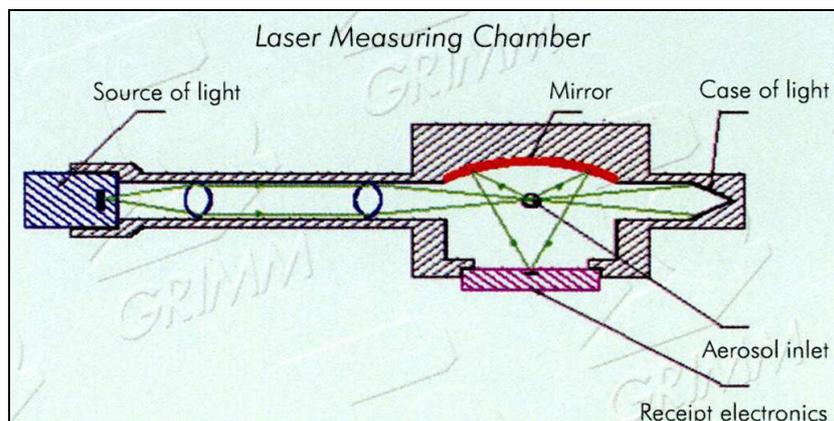


Les particules passent une à une devant un faisceau laser. Leur taille est déterminée en fonction de l'angle de diffusion de la lumière.



Figure II.32 : Schéma de la chambre de mesure du compteur optique GRIMM.

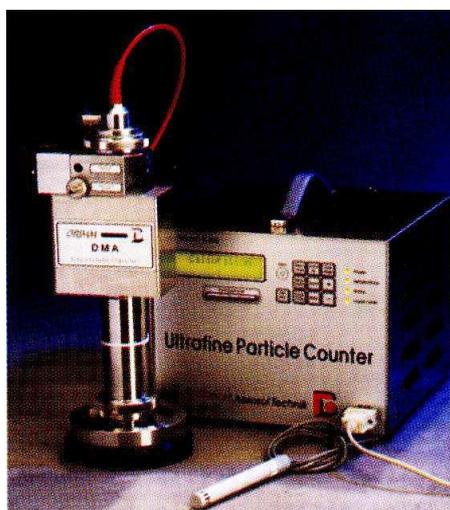
Source : Documentation technique GRIMM



Calibrés sur la base de particules sphériques d'indice de réfraction similaire à celui de l'eau pure, les mesures de compteurs de particules peuvent se révéler problématiques dans le cas de particules non-sphériques, pour des particules absorbant la lumière ou pour une population d'aérosols dont l'indice de réfraction n'est pas homogène. Des corrections à certains de ces problèmes sont possibles mais sont très rarement appliquées. Les diamètres mesurés sont donc des diamètres "optiques" qui ne sont pas linéairement proportionnels aux diamètres géométriques ou aérodynamiques.

Figure II.33 : Compteur optique GRIMM.

Source : Documentation technique GRIMM



Pour éviter la volatilisation de substances organiques, ainsi que de sulfates et nitrates, l'air échantillonné traverse un système de déshumidification. L'humidité relative de l'air entrant est contrôlée par un senseur : si celui-ci révèle une humidité relative dépassant un seuil fixé, de l'air sec est automatiquement ajouté pour abaisser le point de rosée et, par conséquent, l'humidité relative de l'air échantillonné.



Avantages :

- comptage des particules par classes de diamètre ;
- rapidité de la mesure ;
- sensibilité aux très fines particules (les plus dangereuses pour la santé) ;
- volatilisation probablement limitée des particules.

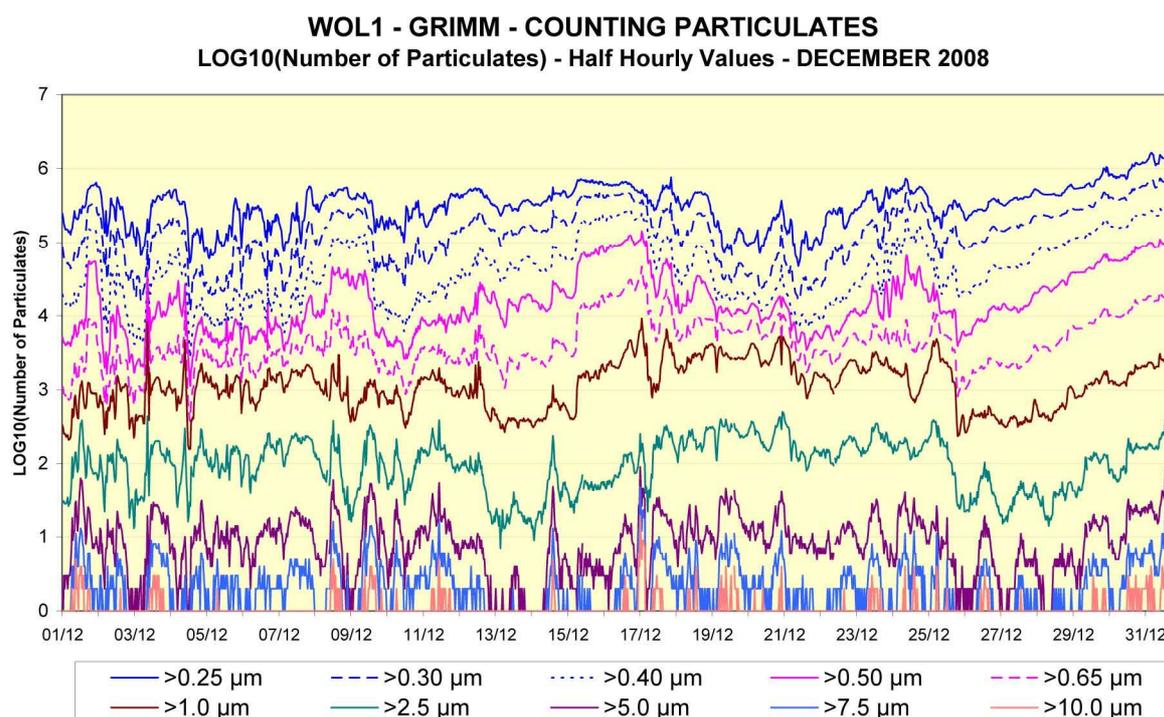
Inconvénients :

- relation entre le nombre et la masse des particules dépendante de leur composition, et par conséquent du site de mesure.

La figure II.34 montre un exemple de comptage de particules à la station de Woluwe-St-Lambert au cours du mois de décembre 2008. A la fin de ce mois, les conditions météorologiques étaient devenues défavorables à la dispersion des polluants et avaient occasionné un épisode de pollution aux particules fines. La hausse des concentrations de PM10 s'était accompagnée d'une augmentation notable du nombre de particules, particulièrement dans la gamme de diamètres inférieurs à 1 micromètre.

Figure II.34: Logarithme du nombre de particules par classe de diamètre.

Source : IBGE



Ces données ont été mesurées à l'aide d'un moniteur GRIMM installé à la station de Woluwe-St-Lambert durant le mois de décembre 2008.



4.3. Particules fines : approche massique versus approche en nombre

Il n'existe pas de corrélation univoque entre le nombre de particules et la concentration massique présente dans l'air ambiant. Un très grand nombre de particules peut impliquer une concentration massique élevée, mais ceci n'est pas systématiquement le cas.

Dans les environnements ruraux peu pollués, les concentrations massiques mesurées dans les réseaux de surveillance de la qualité de l'air sont principalement influencées par les grosses particules. En effet, la masse ou le volume pour une particule sphérique est proportionnelle au cube du rayon ou du diamètre. Une particule d'une particule de 0,1 µm a un volume ou une masse un million de fois plus faible qu'une particule de 10 µm. Il sera donc plus difficile de mesurer sa masse en présence de particules de 10 µm (Fontan, 2002).

Au contraire, en site pollué, le nombre de particules de 10 µm est très faible comparé à celui des particules de 0,1 µm. Au moins 70 à 80% des particules sont de diamètre inférieur à 100 nm. Il s'ensuit que les grosses particules sont plus difficilement prises en compte dans les comptages.

Ces deux exemples montrent que la seule mesure de la masse des aérosols ou celle uniquement du nombre de particules ne permet pas en général, et en particulier en site pollué, de représenter correctement l'ensemble du spectre granulométrique des particules (Fontan, 2002). Une étude récente (Putaud, 2003) portant sur un ensemble de stations de mesure européennes, montre qu'il n'existe pas de corrélation « universelle » entre la concentration massique et le nombre de particules : si la corrélation est bonne en site « propre », elle se dégrade en site pollué.

4.4. Les mesures de carbone noir

L'aethalomètre existe depuis 1984 (A. Hangen, H. Rosen, and T. Novakov, 1984 : « The Aethalometer – An instrument for the real-time measurement of absorption by aerosol particles », *The Science of the Total Environment*, 36, 191-196).

Son principe consiste à mesurer l'atténuation d'un faisceau lumineux à une longueur d'onde spécifique (880 nm) à travers un filtre en fibre de quartz qui accumule les particules au cours du temps. Pendant que le filtre d'environ 5 cm² collecte en continu les particules amenées par un flux d'air de 1 à 6 litres par minute, les mesures sont effectuées à intervalles réguliers. Celles-ci sont réalisées via un détecteur qui mesure le résidu de photons passant à travers le filtre. Plus le rayonnement reçu sur la photodiode est faible, plus la quantité de particules de carbone noir est importante.

L'aethalomètre fournit une estimation des concentrations de carbone noir qui peut notamment être mise en relation avec l'intensité du trafic local. Il ne donne pas une estimation quantitative du carbone élémentaire ou des suies. Il n'est pas non plus un indicateur spécifique des particules émises par les diesels.

L'aethalomètre calcule la concentration de « black carbon » (en µg/m³) à partir de la formule suivante :

$$BC = \frac{\sigma_{abs}}{\alpha_{abs}} = \frac{1}{\alpha_{abs}} \frac{A \Delta ATN}{Q \Delta t}$$

où σ_{abs} est le coefficient d'absorption (m⁻¹), α_{abs} représente l'efficacité de l'absorption (m²/g), A la surface soumise au faisceau lumineux (cm²), Q le taux d'écoulement, et ΔATN le changement d'atténuation qui s'est produit sur la durée Δt .



Il est cependant connu que le changement d'atténuation n'est pas une fonction linéaire de la concentration de « black carbon ». Pour tenir compte de cette non linéarité, les concentrations sont corrigées de façon itérative et continue au fur et à mesure que les mesures sont réalisées.

Cette technique de mesure connaît cependant des problèmes de stabilité thermique aux petites échelles de temps : les mesures sur des périodes de 5 minutes sont extrêmement bruitées, même avec de modestes variations de température. Il vaut donc mieux considérer de plus longues périodes de mesure.

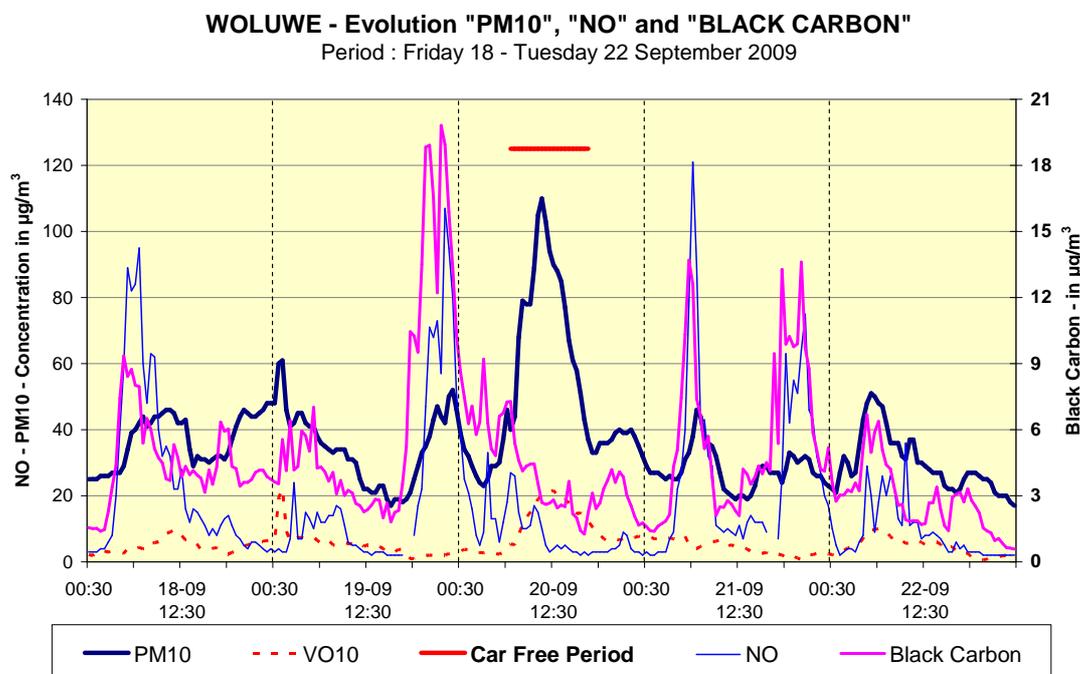
Deux catégories d'aérosols peuvent interférer sur la mesure de carbone noir :

- la suie « fraîche » tend à diminuer l'atténuation du faisceau lumineux (environ d'un facteur 2), ce qui induit une sous-estimation des concentrations et une variabilité des mesures au cours du temps en fonction de « l'état de fraîcheur » des suies ;
- les aérosols autres que les carbones noirs donnent une réponse différente qui peut, dans certaines conditions, occasionner une surestimation des concentrations.

A titre d'exemple, la figure II.35 présente l'évolution des concentrations de carbone noir mesurée lors de la journée sans voiture du 20 septembre 2009. Durant l'interdiction de circuler en voiture, les concentrations de PM10 étaient caractérisées par une forte augmentation expliquée par une abondante formation de particules secondaires. Ce phénomène avait été facilité par des conditions météorologiques particulières, en l'occurrence un temps chaud, de faibles vitesses de vent et une humidité relative élevée. Par contre, les concentrations de carbone noir, issues d'émissions primaires, présentaient une décroissance similaire à celle constatée pour le NO. Cet exemple montre ainsi le lien étroit qui existe entre les concentrations de carbone noir et les émissions directes du trafic.

Figure II.35: Evolution des concentrations de carbone noir (black carbon), de NO, de PM10 et de la fraction volatile (VO10) au cours de la période du 18 au 22 septembre 2009 à la station de Woluwe-St-Lambert.

Source : IBGE



L'arrêt du trafic durant la journée sans voiture du 20 septembre 2009 concernait la période de 7 à 17h TU.



5. Situation actuelle

5.1. Réseau et techniques de mesures en 2010

5.1.1. Fumées noires

En 2010, les fumées noires sont toujours mesurées par néphélogéométrie en quelques postes. Ceux-ci se situent à l'avenue de la Couronne à Ixelles (2FR002), à l'avenue Circulaire à Uccle (2FR012). En avril 2008, un système d'échantillonnage des fumées noires a été installé à la station de Molenbeek-Saint-Jean (2FR001).

5.1.2. Particules fines PM10

Depuis 2005, les PM10 en Région bruxelloise sont exclusivement mesurées à l'aide de moniteurs TEOM-FDMS. Six postes de mesures sont installés : Uccle (IRM), Molenbeek-St-Jean (Ecluse 11), Berchem-St-Agathe (Maricolles), Haren (Avant-Port), Parc Meudon, et Woluwe-St-Lambert (Gulledelle). La figure II.36 montre les emplacements de ces postes.

Figure II.36 : Réseau téléométrique bruxellois pour la mesure des PM10 (en 2010).

Source : IBGE.



Réalisé avec Brussels UrbIS©© - Distribution & Copyright CIRB



5.1.3. Particules fines PM2.5

Les mesures de PM2.5 sont assez récentes. Le poste du parc Meudon mesure les PM2.5 à l'aide d'un moniteur TEOM depuis le 1^{er} octobre 1999. Il fut le premier poste du pays où les mesures de PM2.5 étaient effectuées de façon systématique. Dans la période avril – mai 2000, deux autres moniteurs TEOM ont été installés à Molenbeek-St-Jean et à Haren (Avant-Port). Ces trois stations sont équipées du module FDMS depuis le 1^{er} janvier 2006. La figure II.37 montre les emplacements de ces postes.

Deux autres points de mesure TEOM FDMS se sont ajoutés par la suite : il s'agit de la station d'Uccle en mars 2006, et de la station de Berchem-St-Agathe en octobre 2007.

Des tests de comparaison entre des moniteurs TEOM et d'autres TEOM équipés du module FDMS ont été effectués au Parc Meudon entre juillet 2005 et mars 2007. Cette comparaison avait pour objectif d'étudier l'apport du module FDMS et de caractériser la part volatile dans la fraction PM2.5.

Figure II.37: Réseau téléométrique bruxellois pour la mesure des PM2.5 (en 2010).

Source : IBGE.



Réalisé avec Brussels UrbIS©© - Distribution & Copyright CIRB

5.1.4. Hydrocarbures polycycliques aromatiques (HPA)

En 1998, 5 postes de mesures des HPA ont été installés : avenue de la Couronne à Ixelles, Uccle, Woluwe-St-Lambert, rue Belliard, et au Parc Meudon. Entre 2001 et 2006, un sixième poste de mesure a été placé dans le jardin de l'Institut de Santé Publique : ce poste, qui se situe à proximité de celui de l'avenue de la Couronne, est protégé par les bâtiments de l'impact direct des émissions du trafic.

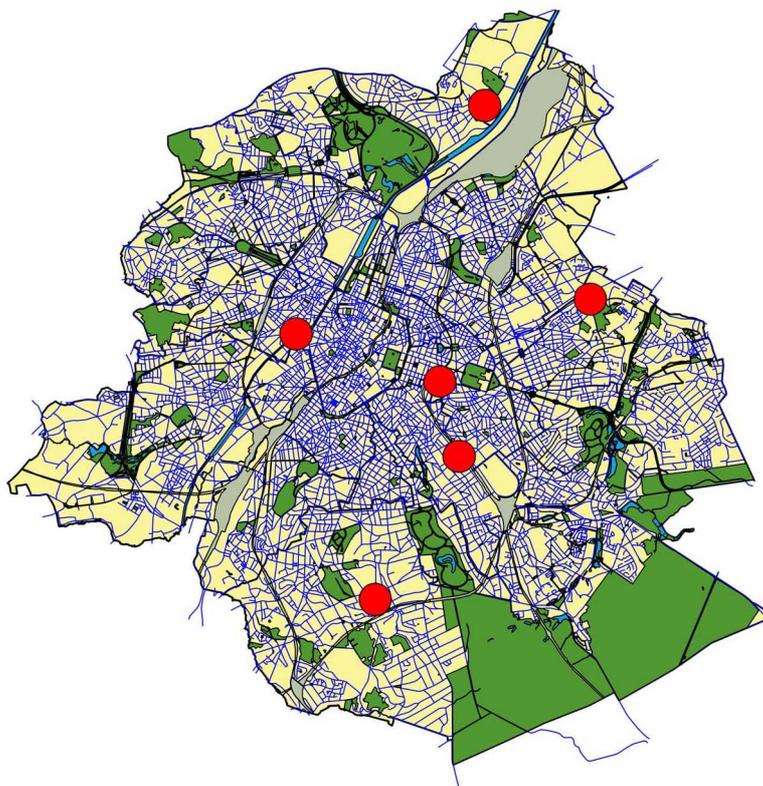


Depuis 2006, 3 stations sont équipées de système de prélèvement conformes à la directive 2004/107/CE. Il s'agit des stations de Molenbeek-St-Jean, Uccle et Woluwe-St-Lambert.

La figure II.38 montre les emplacements des stations de mesure en Région bruxelloise.

Figure II.38 : Réseau bruxellois pour la mesure des HPA (en 2010).

Source : IBGE.



Réalisé avec Brussels UrbIS©© - Distribution & Copyright CIRB

5.1.5. Comptage des particules

Depuis juillet 2008, un moniteur GRIMM GR187 du type néphélogométrie laser est utilisé dans le poste de mesure de Woluwe-Saint-Lambert afin de compter le nombre de particules pour 31 classes de diamètre de particules dans l'intervalle de 0,25 μm à 32 μm . Un second moniteur GRIMM a été installé en juillet 2010 à Molenbeek-St-Jean. Le comptage du nombre de particules apporte une information intéressante et complémentaire aux concentrations massiques. Par ailleurs, ces informations confirment la complexité de la problématique des particules fines : elles mettent notamment en évidence, en fonction des conditions météorologiques, la formation de très fines particules par processus de nucléation ou encore la remise en suspension de particules de plus grand diamètre.

5.1.6. Carbone noir (« black carbon »)

Depuis juillet 2009, un moniteur Magee Scientific AE22-ER mesure les concentrations de carbone noir à Woluwe-St-Lambert. Les concentrations de ce polluant constituent une estimation des teneurs de carbone élémentaire. Le carbone noir est principalement émis par les processus de combustion (chauffage, etc) et le transport routier.

En juillet 2010, un moniteur similaire a été installé à la station de Molenbeek-St-Jean. Il permettra de mieux estimer l'influence du trafic sur la présence des particules de carbone noir dans l'air ambiant.



5.2. Normes fixées par les directives européennes en vigueur

Actuellement, il n'y a plus de normes européennes en vigueur pour les fumées noires. En effet, les valeurs limites et les valeurs guides pour les particules en suspension dans l'air ambiant, fixées par la directive européenne 80/779/CE, étaient en vigueur jusqu'en 2005. À partir du 1^{er} janvier 2005, ces normes ont été remplacées par des valeurs limites sur les PM10 spécifiées dans la directive fille 1999/30/CE.

Les normes en vigueur relatives aux PM10 et PM2.5 sont fixées par la directive 2008/50/CE. Elles sont explicitées dans la section 3.d et 3.g du présent document.

En ce qui concerne les composés spécifiques faisant partie des PM10, les seules normes imposées concernent une valeur limite sur les concentrations annuelles de plomb, et des valeurs cibles sur les concentrations annuelles de métaux lourds (nickel, cadmium, arsenic) et de benzo(a)pyrène. Celles-ci sont précisées dans la directive 2004/107/CE.

5.3. Etat de la situation en matière de respect de normes

Depuis son entrée en vigueur le 1^{er} janvier 2005, la valeur limite journalière sur les concentrations de PM10 n'est pas respectée de façon systématique dans les stations de Haren (Avant-Port) et Molenbeek-St-Jean (Ecluse 11), de façon plus occasionnelle dans les autres stations. Il en résulte que cette valeur limite est considérée comme étant dépassée dans la zone de qualité de l'air BEB10A qui correspond à l'ensemble de la Région bruxelloise (Vanderstraeten, 2009).

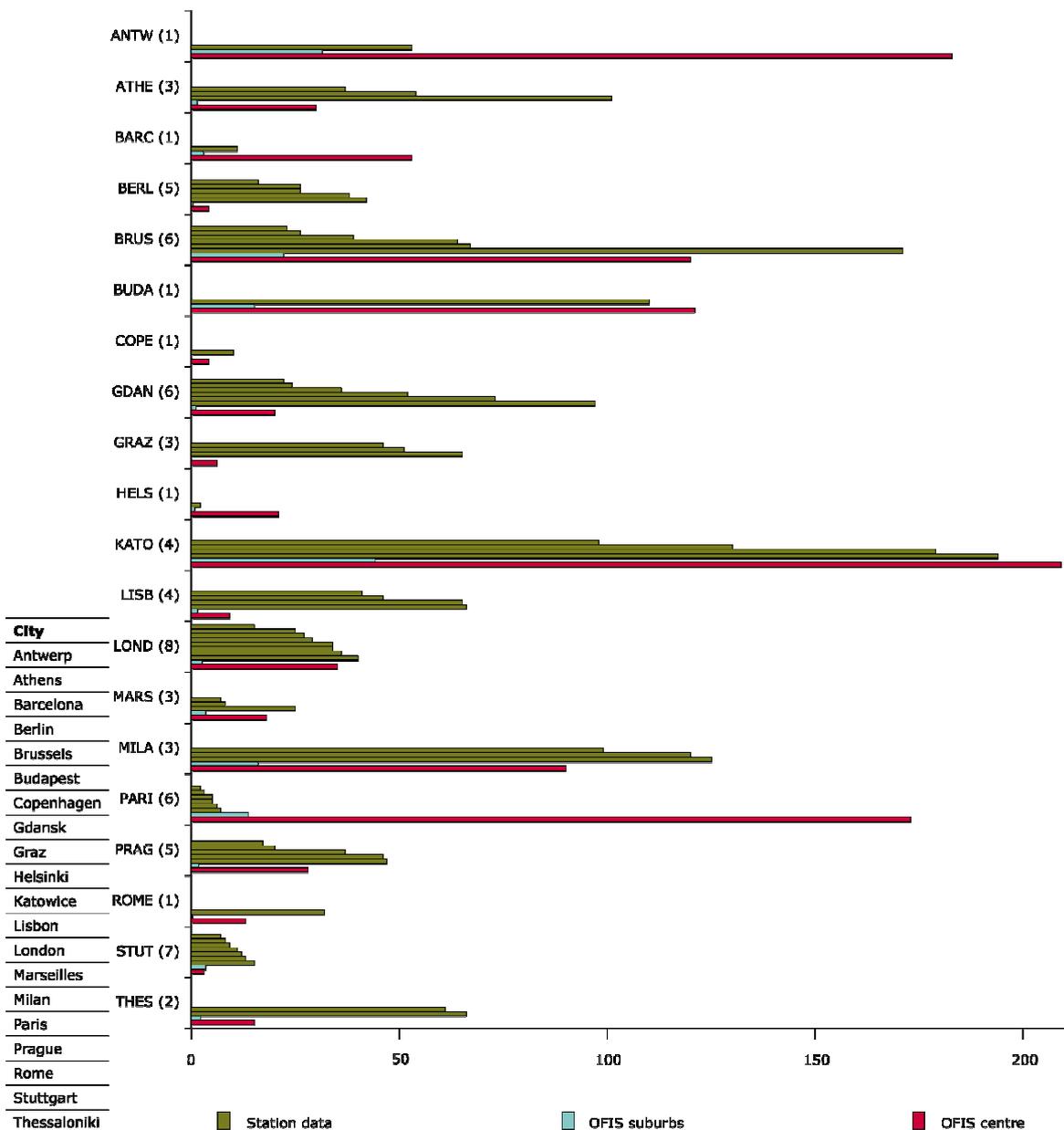
Les mesures visant à déterminer la teneur en particules de fraction PM2.5 dans l'air sont assez récentes. La station du Parc Meudon est celle qui dispose de la plus longue série de mesure des PM2.5. Les concentrations annuelles mesurées à cette station présentent une certaine tendance à la décroissance, mais il est actuellement encore difficile de découpler du rôle joué par les conditions météorologiques. La valeur cible de 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM2.5 en tant que concentration moyenne annuelle, à respecter à partir de 2010, qui se transforme en valeur limite à partir de 2015, sera probablement respectée. À l'heure actuelle, on ne peut pas encore se prononcer sur le respect éventuel de la valeur limite indicative de 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ prévue pour 2020.

Il faut enfin signaler que les concentrations de PM10 à Bruxelles sont globalement du même niveau que les valeurs relevées dans d'autres grandes villes européennes de taille comparable. Il en est de même pour le nombre de jours dépassant la valeur limite journalière de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ fixée par la directive 2008/50/CE (figure II.39). De plus, selon le rapport technique ETC/ACC « European air quality maps of ozone and PM10 for 2007 and their uncertainty analysis », 4% de la population belge était exposé au dépassement de la norme journalière sur les PM10 en 2007 (figure II.40). Cette proportion est relativement comparable à celle dans des pays tels que les Pays-Bas, l'Autriche et la France. De façon générale, l'Est et le Sud de l'Europe sont davantage exposés aux dépassements de la valeur limite journalière sur les PM10.



Figure II.39 : Nombre de jours de dépassement de la valeur limite journalière de 50 µg/m³ pour les PM10.

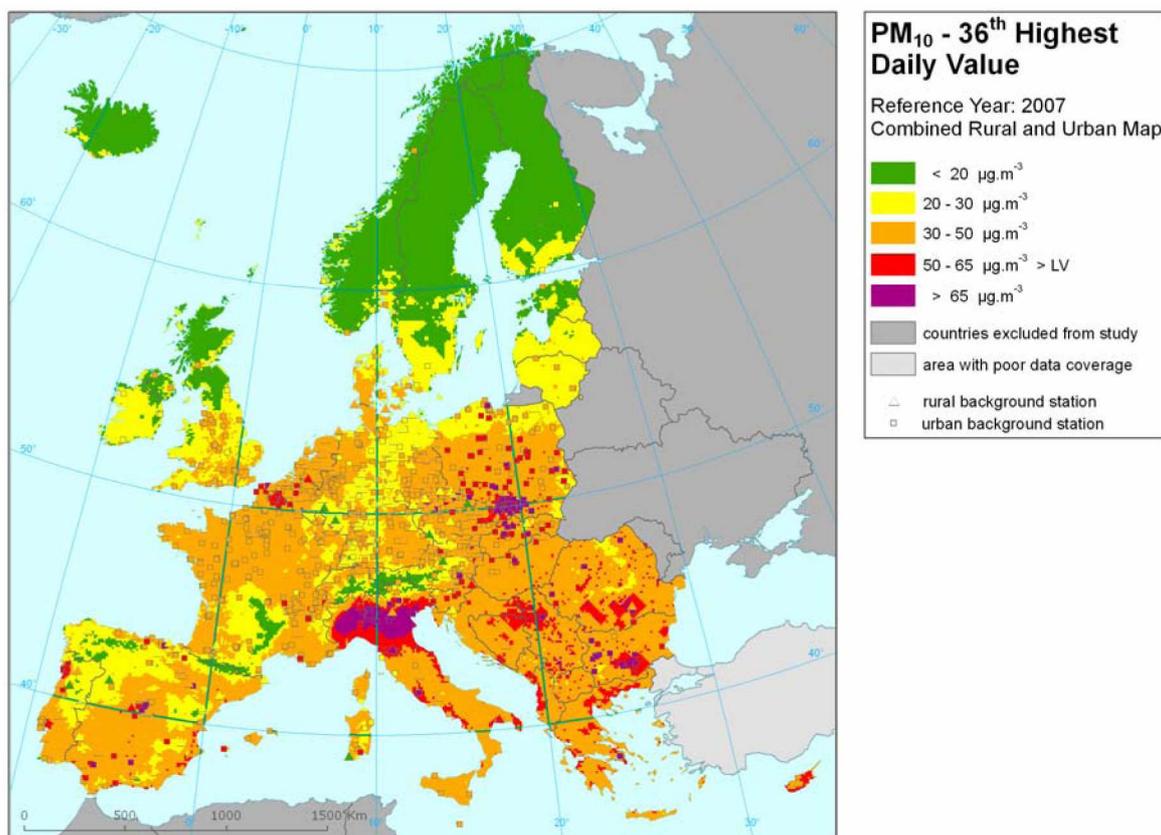
Source : rapport technique « Air pollution at the street level in European cities » de l'Agence Européenne de l'Environnement (2006).



Les bâtonnets verts correspondent aux concentrations mesurées ; les bâtonnets bleus et rouges sont des résultats du modèle OFIS et représentent les concentrations estimées en zone suburbaine et dans le centre urbain.



Figure II.40 : 36^{ème} concentration journalière de PM10 la plus élevée au cours de l'année 2007.
 Source : rapport technique ETC/ACC « European air quality maps of ozone and PM10 for 2007 and their uncertainty analysis ».



La valeur limite sur les concentrations journalières de PM10 fixée par la directive 2008/50/CE autorise au maximum 35 jours de dépassement du seuil journalier de 50 µg/m³. Dans les régions où la 36^{ème} concentration journalière de PM10 la plus élevée dépasse 50 µg/m³ (couleur rouge et violette), la valeur limite n'est pas respectée.



6. Avenir

6.1. Evolution probable des concentrations

Le trafic est reconnu comme une des principales sources émettrices de polluants en Belgique. En s'appuyant non seulement sur l'analyse objective des mesures issues du réseau téléométrique, mais aussi sur les inventaires d'émissions et les études d'impact réalisées dans le cadre des pics de pollution, il est important d'apprécier l'importance relative de cette source dans le cadre de la problématique élargie des PM10 mesurés à Bruxelles (Vanderstraeten, 2009 ; Vanderstraeten, 2010, a et b).

Bien que le trafic représente environ trois quarts des émissions bruxelloises de PM10, sa contribution directe sur les concentrations massiques s'avère nettement plus réduite. Sur base de l'analyse de l'effet weekend et de l'évolution hebdomadaire des concentrations de PM10 et de NO, on estime que la contribution totale du trafic sur les PM10 mesurés varie généralement entre 7 (en environnement résidentiel) et 25% (en environnement urbain, proche du trafic). Cette estimation appelle les commentaires suivants :

- La contribution totale du trafic comprend non seulement les émissions directes des véhicules, mais aussi la remise en suspension des particules générée par le déplacement des véhicules. La littérature scientifique estime généralement que ces deux processus présentent une importance comparable.
- La différence importante dans la contribution relative du trafic entre les émissions bruxelloises et les concentrations mesurées s'explique par le transport à grande distance des particules, la contribution naturelle non prise en compte dans les inventaires d'émissions ainsi que la formation de particules secondaires.
- L'estimation susmentionnée de la contribution totale du trafic est une valeur moyenne. Lors de pics de pollution résultant de conditions météorologiques défavorables à la dispersion des polluants, les sources locales jouent un rôle comparativement plus important et, dans ce cas, il est probable que la contribution relative du trafic sur les concentrations de PM10 soit plus élevée. Dans d'autres situations, notamment lorsque la formation de particules secondaires est abondante, l'influence du trafic sur les concentrations mesurées est nettement amoindrie. A titre d'exemple, des concentrations élevées en PM10 et PM2,5 ont été constatées alors que le trafic était réduit, p.ex. lors de jours de congé officiel et de la journée sans voiture de 2006. Pour ces situations spécifiques, 80 à 90% de la masse PM10 était constituée de PM2,5.

Des mesures prises sur le trafic dans le seul but de respecter les normes européennes fixées sur les PM10 nécessitent obligatoirement une réduction drastique de l'utilisation des véhicules. Par exemple, on estime que le respect de la norme journalière sur les PM10 à Molenbeek-Saint-Jean demanderait une diminution de 70 à 80% de la circulation si aucune autre mesure n'est prise. Ce constat est conforté par l'analyse des concentrations hebdomadaires : un calcul de simulation du nombre de jours de dépassements, basé uniquement sur des jours de week-end, montre que le respect de la valeur limite n'est pas garanti pour une année qui ne serait constituée que des jours de week-end. Il faut aussi noter qu'une réduction des émissions consécutive à une installation généralisée de filtres à particules ne suffirait probablement pas à garantir le respect de la norme journalière sur les PM10, puisque les émissions directes des véhicules ne représentent qu'environ 50% de la contribution totale du trafic. Il n'en demeure pas moins que de telles mesures sont néanmoins fortement recommandables dans la mesure où elles limitent la présence des particules les plus nocives pour la santé.



6.2. Evolutions souhaitées au niveau des normes de qualité de l'air

En regard des différents polluants qui font l'objet d'un suivi continu dans le cadre de la directive européenne 2008/50/CE, les particules fines comptent probablement parmi les plus préoccupants pour la santé. Des études s'appuyant sur de longues séries de mesures effectuées en Europe et aux Etats-Unis montrent en effet que les PM10 sont associés à un risque accru de décès pour des causes respiratoires et cardiaques (Katsouyanni et al. 1997 ; Samet et al. 2000 ; Schwartz 1991, 2000).

Cependant, toutes les particules ne présentent pas toutes un danger équivalent pour la santé. D'une part, les plus fines d'entre elles peuvent être acheminées jusque dans les alvéoles pulmonaires, où le passage de substances dangereuses dans la circulation sanguine est possible. D'autre part, en raison de leur caractère potentiellement mutagène et/ou cancérigène, les suies, les HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques) et les particules contenant du carbone dans la fraction des fines particules présentent certainement un plus grand risque que les particules d'argile et de sable qui appartiennent à la classe de 2,5 à 10 µm.

Dans ce sens, plusieurs études ont mis en évidence une corrélation encore plus significative entre les effets sur la santé et une exposition aux polluants émis plus spécifiquement par le trafic (McCreanor et al. 2007 ; Schwartz et al. 2005). Ces derniers se composent principalement de particules de très petites dimensions, en l'occurrence les particules de carbone élémentaire (suies), ainsi que d'oxydes d'azote. Des effets à long terme de ces polluants sur le système respiratoire des enfants ont été découverts : les enfants davantage exposés aux polluants émis par le trafic subissent en effet une diminution de la fonction respiratoire (Brunekreef et al. 1997 ; Gauderman et al. 2007 ; Wjst et al. 1993). Une relation a également été établie entre l'artériosclérose coronarienne et l'exposition aux polluants émis par un trafic dense (Hoffmann et al., 2007).

En ce qui concerne plus spécifiquement les particules, les émissions directes du trafic et des processus de combustion présentent un risque plus important pour la santé que d'autres types de particules (Hoek et al. 2002 ; Laden et al. 2000 ; Lanki et al. 2006 ; Seagrave et al. 2006). De la même façon, le risque d'admission hospitalière est davantage corrélé à l'exposition aux particules de carbone élémentaire et organiques rejetées par le trafic (Peng et al. 2009 ; Bell et al., 2009).

D'après les récentes analyses de composition des PM10 (par exemple, l'étude Chemkar de la VMM), les particules de carbone élémentaire ne représentent qu'une faible fraction, de l'ordre de 4%, de la masse des PM10. Il n'en demeure pas moins que cette petite fraction des PM10 est probablement celle qui présente le risque le plus élevé pour la santé. Pour les raisons sanitaires évoquées ci-dessus, il apparaît important de mieux caractériser l'évolution continue de la composition des particules, et en particulier de suivre l'évolution des concentrations relatives à la fraction carbonée des particules. Cette évolution peut être suivie en continu à l'aide d'aethalomètres : ces moniteurs mesurent en continu les concentrations de particules de carbone noir (les « black carbon ») qui constituent un bon indicateur du carbone élémentaire (BC \approx 1.4 EC). L'installation de ce type de moniteur aux côtés des moniteurs de PM10 et PM2.5 permettrait de mieux estimer la fraction carbonée des PM10 et PM2.5. C'est dans ce cadre que l'IBGE a acquis récemment deux aethalomètres qui ont été installés dans les postes de Woluwe-St-Lambert et Molenbeek-St-Jean.



6.3. Evolutions souhaitées sur le plan métrologique

Selon les dernières études de composition des particules, la contribution anthropique à la masse des PM10 serait de l'ordre de 75%. Dans cette contribution, il faut encore distinguer la part liée aux émissions primaires de particules, et la part résultant de la formation secondaire. Cette dernière représente à elle seule 40 à 45% de la masse totale des PM10.

Les principaux composés de la fraction secondaire des particules sont les nitrates, sulfates et ammonium. Leur formation dépend de la présence des polluants gazeux tels que le NO, NO₂, SO₂ et NH₃, ainsi que des conditions météorologiques qui sont susceptibles de favoriser le passage à la phase particulaire.

Dans ce cadre, le suivi en continu de la composition des aérosols est devenu souhaitable pour mieux appréhender les processus qui régissent l'évolution de la fraction secondaire des particules et, de ce fait, mieux apprécier les mesures concrètes à mettre en œuvre pour limiter la présence de cette catégorie de particules dans l'air ambiant.

Actuellement, deux moniteurs de mesure permettent de réaliser cette analyse continue par chromatographie ionique : il s'agit des moniteurs MARGA et PILS. Leur principe technique est décrit dans l'encart ci-dessous.

6.3.1.1. Analyse en continu de la composition des particules par chromatographie ionique

Habituellement, l'analyse de composition des particules est effectuée en laboratoire : les particules collectées sur un filtre pendant une journée sont analysées par chromatographie ionique. Toutefois, on note un intérêt croissant pour une analyse continue et à plus haute résolution temporelle qui permettrait de mieux comprendre l'évolution de la composition des particules au cours du temps.

Récemment, des systèmes réalisant une analyse continue des concentrations de plusieurs ions au sein des particules ont été développés. Les appareils les plus prometteurs, souvent nommés instruments collecteurs de vapeur, sont :

- l'analyseur Pils (« Particle-Into-Liquid Sampler ») qui analyse la composition des aérosols ;
- le moniteur Marga (« Monitoring for AeRosols and GASes ») qui analyse la composition des aérosols et des gaz.

Ces deux analyseurs effectuent les mesures de composition avec une résolution temporelle de 5 à 15 minutes.

Analyseur Pils

L'air est aspiré dans le système à l'aide d'une pompe dont le débit est réglé sur 16,7 litre/minute. Les substances susceptibles d'interférer dans la mesure, en l'occurrence les espèces azotées et sulfurées en phase gazeuse (NH₃, SO₂, etc), sont éliminées à l'aide de deux séparateurs statiques consécutifs. Les aérosols toujours présents dans l'air échantillonné entrent ensuite dans la chambre d'expansion où ils sont mélangés avec de la vapeur sursaturée. La présence d'aérosols provoque la formation de gouttelettes et, lorsque ces dernières sont suffisamment lourdes, elles entraînent les aérosols dans leur chute et sont collectées à la surface d'une plaque d'impaction. Mélangées préalablement à de l'eau transporteuse (solution de bromure de lithium, LiBr), les gouttelettes contenant les aérosols sont collectées en continu et alimentent les colonnes pour les analyses chromatographiques. S'il faut mesurer à la fois les anions et les cations, l'échantillon liquide est séparé en deux et dirigé respectivement vers les chromatographes anionique et cationique.



Une sélection appropriée des conditions de chromatographie ionique permet de réaliser une détermination précise, en 4 à 5 minutes, des sept espèces inorganiques majeures (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , NO_3^- et SO_4^{2-}) dans des particules fines d'aérosol. Avec des temps d'analyse supérieurs (10-15 minutes), des acides organiques de poids moléculaires faibles, tels que l'acétate, le formiate et l'oxalate, peuvent également être analysés.

Figure II.39 : Schéma de principe de l'analyseur PILS qui mesure en continu la composition des particules.

Source : Metrohm, <http://products.metrohm.com> (search for 8.000.6014EN).

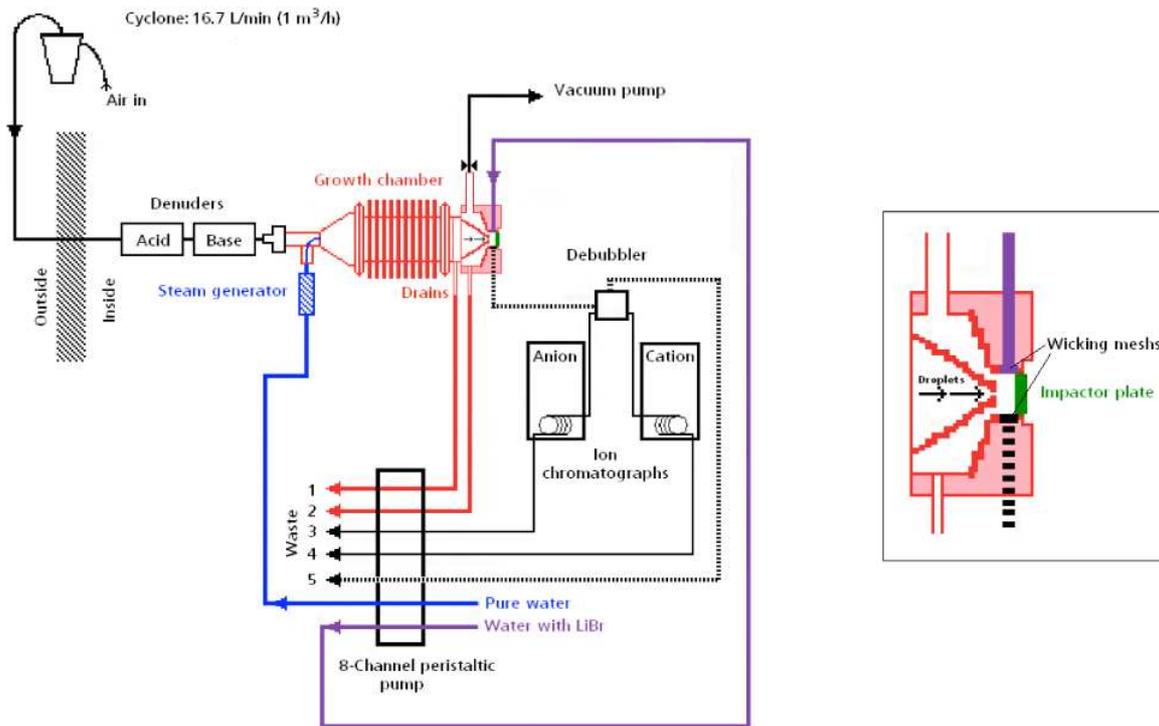
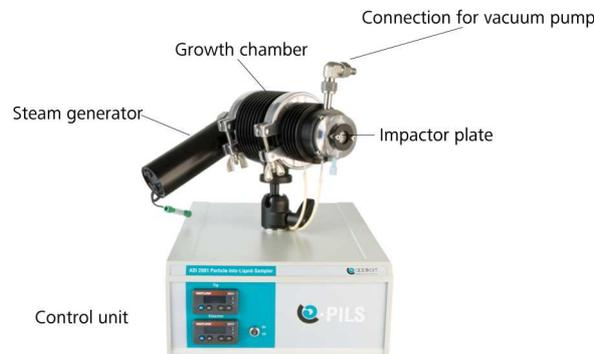


Figure II.40 : Présentation de l'analyseur PILS, en particulier l'unité de contrôle, le générateur de vapeur, la chambre de croissance, et l'impacteur qui récolte les gouttelettes formés à partir des aérosols.

Source : Metrohm, <http://products.metrohm.com> (search for 8.000.6014EN).





Analyseur Marga

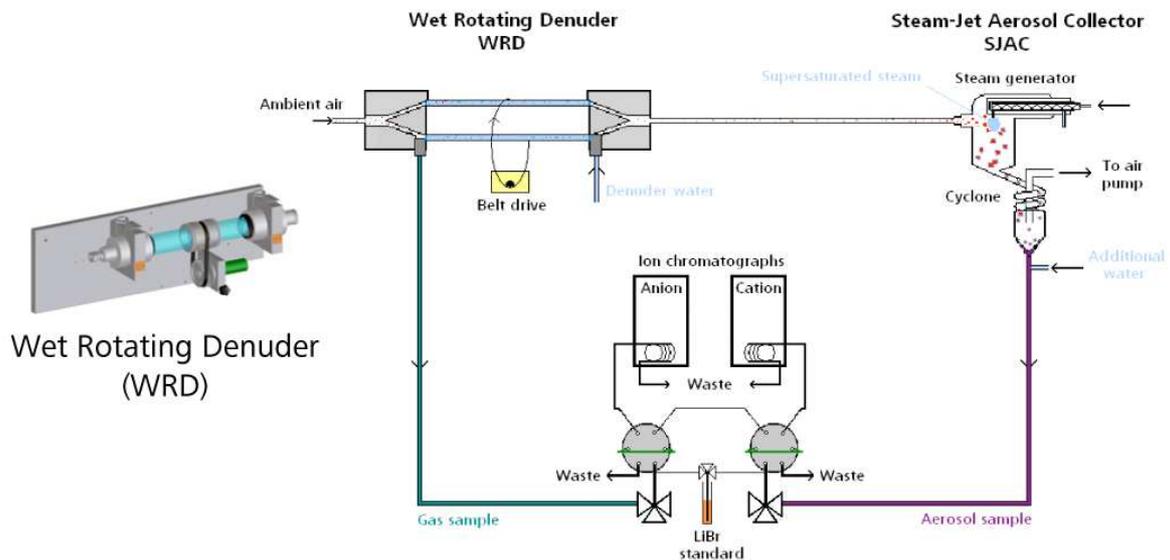
Pour un échantillon d'air donné, cet appareil mesure non seulement la composition des aérosols, mais aussi celle des gaz. Contrairement aux séparateurs classiques qui enlèvent les gaz des échantillons d'air avant la chambre de croissance, le système Marga collecte les espèces gazeuses dans un séparateur par rotation humide (Wet Rotating Denuder). Ce dernier consiste à absorber les gaz solubles dans un film d'eau déposé sur une paroi en rotation. En raison de leur plus faible vitesse de dissolution, les aérosols ne sont pas capturés par le séparateur et sont acheminés dans la chambre de croissance où la vapeur sursaturée permettra, comme pour l'analyseur Pils, de former des gouttelettes autour des aérosols et d'analyser ces dernières par chromatographie. Quant aux gaz dissous, ils sont transportés et analysés dans un autre chromatographe.

Le système Marga est capable de mesurer les mêmes composés que l'analyseur PILS et permet en plus la détermination simultanée de HCl, HNO₃, HNO₂, SO₂ et NH₃.

Les systèmes Pils et Marga permettent des mesures indépendantes en semi-continu, à long terme (1 semaine) et la détermination de polluants particulaires dans la gamme du ng/m³.

Figure II.41 : Schéma de principe de l'analyseur Marga qui mesure en continu la composition des particules et des gaz.

Source : Metrohm, <http://products.metrohm.com> (search for 8.000.6014EN).





Sources

1. BEELEN R, HOEK G, VAN DEN BRANDT PA, GOLDBOHM RA, FISCHER P, SCHOUTEN LJ, et al. 2008. Long-term effects of traffic-related air pollution on mortality in a Dutch cohort (NLCS-AIR study). *Environ Health Perspect* 116:196-202.
2. BEYLOOS J., VANDERSTRAETEN P., and G. VERDUYN, 1988 : « Parallel measurement programme : Comparison of SO₂ methods as required by article 10.5 of the Directive 80/779/EEC », rapport de l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie.
3. BRUNEKREEF B, JANSSEN NA, DE HARTOG J, HARSSEMA H, KNAPE M, VAN VLIET P. 1997. Air pollution from truck traffic and lung function in children living near motorways. *Epidemiology* 8(3):298-303.
4. CHOVIN P., et A. ROUSSEL, 1973 : « Physicochimie et physiopathologie des polluants atmosphériques », Ed. Masson & Cie, 303 pp.
5. DOWNS SH, SCHINDLER C, LIU LJ, KEIDEL D, BAYER-OGLESBY L, BRUTSCHE MH, et al. 2007. Reduced exposure to PM10 and attenuated age-related decline in lung function. *N Engl J Med* 357(23):2338-2347.
6. DELMAS R., MÉGIE G., et V.-H. PEUCH, 2005 : « Physique et chimie de l'atmosphère », Ed. Belin, 639 pp.
7. DEROUANE A., ET G. VERDUYN, 1980 : « Méthodologie des enquêtes en matière de pollution de l'air », rapport de l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie (IHE).
8. DEROUANE A., HALLEZ S., et Y. LÉNELLE, 1987 : « Study on the applicability of article 10.1 of the directive 80/779/EEC », Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie, rapport final de nov. 1987.
9. GAUDERMAN WJ, VORA H, MCCONNELL R, BERHANE K, GILLILAND F, THOMAS D, et al. 2007. Effect of exposure to traffic on lung development from 10 to 18 years of age: a cohort study. *Lancet* 369(9561):571-577.
10. HOEK G, BRUNEKREEF B, GOLDBOHM S, FISCHER P, VAN DEN BRANDT PA. Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *Lancet*. 2002;360:1203–1209.
11. B. HOFFMANN, MD, MPH; S. MOEBUS, PHD, MPH; S. MÖHLENKAMP, MD; A. STANG, MD, MPH; N. LEHMANN, PHD; N. DRAGANO, PHD; A. SCHMERMUND, MD; M. MEMMESHEIMER, PHD; K. MANN, MD; R. ERBEL, MD; K.-H. JÖCKEL, PHD; for the Heinz Nixdorf Recall Study Investigative Group. Residential Exposure to Traffic Is Associated With Coronary Atherosclerosis. *Circulation*. 2007;116:489-496.
12. KATSOUYANNI K, TOULOUMI G, SPIX C, SCHWARTZ J, BALDUCCI F, MEDINA S, et al. 1997. Short-term effects of ambient sulphur dioxide and particulate matter on mortality in 12 European cities: results from time series data from the APHEA project. *Air Pollution and Health: A European Approach*. *BMJ* 314(7095):1658-1663.
13. LADEN F, NEAS LM, DOCKERY DW, SCHWARTZ J. Association of fine particulate matter from different sources with daily mortality in six US cities. *Environ Health Perspect*. 2000;108:941–947.
14. LANKI T, DE HARTOG JJ, HEINRICH J, HOEK G, JANSSEN NA, PETERS A, STÖLZEL M, TIMONEN KL, VALLIUS M, VANNINEN E, PEKKANEN J. Can we identify sources of fine particles responsible for exercise-induced ischemia on days with elevated air pollution? The ULTRA Study. *Environ Health Perspect*. 2006;114:655– 660.
15. LIPFERT F.W., 1994 : « Air pollution and community health : a critical review and data sourcebook », Ed. Van Nostrand Reinhold, 556 pp.
16. MCCREANOR J, CULLINAN P, NIEUWENHUIJSEN MJ, STEWART-EVANS J, MALLIAROU E, JARUP L, et al. 2007. Respiratory effects of exposure to diesel traffic in persons with asthma. *N Engl J Med* 357(23):2348-2358.
17. MICHELLE L. BELL, KEITA EBISU, ROGER D. PENG, JONATHAN M. SAMET, and FRANCESCA DOMINICI. Hospital Admissions and Chemical Composition of Fine Particle Air Pollution. *Am J Respir Crit Care Med* Vol 179. pp 1115–1120, 2009.



18. Organisation de coopération et de développements économiques (OCDE), 1963 : « Méthodes de mesure de la pollution atmosphérique », Rapport du Groupe de Travail sur les méthodes de mesure de la pollution de l'air et les techniques d'enquête.
19. Organisation Mondiale de la Santé (OMS), 1976 : « Selected methods of measuring air pollutants ».
20. PATASHNICK H., and E.G. RUPPRECHT, 1991 : « Continuous PM10 measurements using the tapered element oscillating microbalance », J. Air Waste Management Association, 41, 1079-1083.
21. PERRY R.H., and GREEN D.W., 1997. Perry's Chemical Engineers Handbook, seventh edition, (1997), Mc Graw Hill Company, ISBN 0-07-049841-5.
22. RENOUX et BOULAUD, 1998, « Les aérosols : physique et métrologie », Editions Lavoisier Tec & Doc, 301 pp.
23. ROGER D. PENG, MICHELLE L. BELL, ALISON S. GEYH, AIDAN MCDERMOTT, SCOTT L. ZEGER, JONATHAN M. SAMET, and FRANCESCA DOMINICI. Emergency Admissions for Cardiovascular and Respiratory Diseases and the Chemical Composition of Fine Particle Air Pollution. Environmental Health Perspectives, volume 117, number 6, June 2009.
24. SAMET JM, DOMINICI F, CURRIERO FC, COURSAK I, ZEGER SL. 2000. Fine particulate air pollution and mortality in 20 U.S. cities, 1987-1994. N Engl J Med 343(24):1742-1749.
25. SCHWARTZ J. 1991. Particulate air pollution and daily mortality in Detroit. Environ Res 56(2): 204-213.
26. SCHWARTZ J. 1996. Air pollution and hospital admissions for respiratory disease. Epidemiology 7(1): 20-28.
27. SCHWARTZ J. 2000. Assessing confounding, effect modification, and thresholds in the association between ambient particles and daily deaths. Environ Health Perspect 108: 563-568.
28. SCHWARTZ J, LITONJUA A, SUH H, VERRIER M, ZANOBETTI A, SYRING M, et al. 2005. Traffic related pollution and heart rate variability in a panel of elderly subjects. Thorax 60(6):455-461.
29. SEAGRAVE J, MCDONALD JD, BEDRICK E, EDGERTON ES, GIGLIOTTI AP, JANSEN JJ, KE L, NAEHER LP, SEILKOP SK, ZHENG M, MAUDERLY JL. Lung toxicity of ambient particulate matter from southeastern U.S. sites with different contributing sources: relationships between composition and effects. Environ Health Perspect. 2006;114:1387-1393.
30. SUESS M.J. and S.R. CRAXFORD, 1976 : « Manual on Urban Air Quality Management », OMS, Regional Office for Europe, Copenhagen
31. VANDERSTRAETEN P., 1997 : « Luchtverontreiniging : continue meetmethoden. Basisprincipes bij de bepaling van de immissieconcentraties in de omgevingslucht : methoden in gebruik in het mobiel laboratorium en in het telemetrisch meetnet », IBGE.
32. VANDERSTRAETEN P., 2009 : « La qualité de l'air en Région de Bruxelles-Capitale - mesures à l'immission 2006-2008 », rapport technique de Bruxelles Environnement (www.ibgebim.be).
33. VANDERSTRAETEN P., FORTON M., LÉNELLE Y, MEURRENS A., CARATI D., BRENIĆ L., OFFER Z.Y and ZAADY E., 2010 : « Elevated PM10 concentration and high PM2.5/PM10 ratio in the Brussels Urban area during the 2006 Car Free Sunday », International Journal for Environment and Waste Management, Vol.No.6, Issue Number 3/4, 264-279.
34. VANDERSTRAETEN P., BRASSEUR O., FORTON M., CHEYMOL A. and SQUILBIN M., 2010 : « Particulate Matter and Nitrogen Dioxide in the Brussels Ambient Air », Geographical Forum and Environmental Protection Journal, No. 9, 75-86.
35. VAN DE WIEL H.J., ZIEROCK K.-H., and N.D. VAN EGMOND, 1984 : « Monitoring sulphur dioxide, black smoke and suspended particulates », Proceedings of the EC-Workshop held in Bilthoven, 5-7 nov. 1984.
36. WJST M, REITMEIR P, DOLD S, WULFF A, NICOLAI T, VON LOEFFELHOLZ-COLBERG EF, et al. 1993. Road traffic and adverse effects on respiratory health in children. BMJ 307(6904):596-600.



Autres fiches à consulter

Fiches documentées de la thématique « air »

Auteur(s) de la fiche

BRASSEUR Olivier

Date de mise à jour : Janvier 2011