

> Les poussières fines en Suisse

Rapport de la Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA)



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Commission fédérale de l'hygiène de l'air CFHA

> Les poussières fines en Suisse

Rapport de la Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA)

Impressum

Editeur

Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA)

La Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA) est composée d'experts du domaine de la protection de l'air. En tant que commission extra-parlementaire, elle est instituée par la Confédération. Elle est l'organe consultatif du Département de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication (DETEC) et de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV) pour toutes les questions scientifiques et méthodologiques relatives à la protection de l'air et aux effets de la pollution atmosphérique sur la santé humaine et l'environnement. Du point de vue fonctionnel, elle est une commission administrative indépendante et interdisciplinaire, qui peut aussi consulter des spécialistes d'autres domaines pour traiter certaines questions spécifiques.

Auteurs

Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA)

Accompagnement au sein de l'OFEV

Peter Straehl et Urs Nyffeler, division Protection de l'air et RNI

Référence bibliographique

Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA) 2007: Les poussières fines en Suisse. Rapport de la Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA). Berne. 142 p.

Traduction

Milena Hrdina, Moutier
Petra Varilek, Vucherens

Conception graphique

Dominik Eggli, METEOTEST

Photo de la page de couverture

Emanuel Ammon/AURA

Commande

OFEV
Documentation
CH-3003 Berne
Fax +41 (0) 31 324 02 16
docu@bafu.admin.ch
<http://www.environnement-suisse.ch/div-5013-f>

N° de commande et prix

DIV-5013-F / CHF 25.- (TVA incluse)

Cette publication existe également en allemand (DIV-5013-D).

© CFHA 2007

> Table des matières

Abstracts	5	3.3	Cartes des charges en poussières fines	62	
Avant-propos	7	3.3.1	Modèle d'immissions	62	
Résumé	8	3.3.2	Evolution des émissions: scénarios	66	
Introduction	16	3.4	Exposition de la population	68	
		3.4.1	Exposition de la population	69	
		3.4.2	Exposition moyenne de la population	69	
1	Caractérisation des particules fines	22			
1.1	Catégorisation des particules en fonction de leur taille	22			
1.2	Durée de séjour dans l'atmosphère	27			
1.3	Composition chimique des particules	29			
2	Les sources d'émissions des particules fines	35			
2.1	Particules primaires et secondaires	35			
2.2	Inventaires d'émissions de poussières fines primaires provenant de sources anthropogènes	38			
2.3	Tendances et scénarios pour l'avenir	40			
2.3.1	Emissions de PM10, de PM2,5 et de suie de 1990 à 2020	40			
2.4	Emissions actuelles et futures de gaz précurseurs	41			
2.4.1	Emissions de gaz précurseurs	42			
2.5	Evolution relative des émissions et des immissions de PM10, de 1990 à 2005	44			
3	Charge en particules fines dans l'atmosphère	46			
3.1	Méthodes de mesure	46			
3.1.1	Méthode gravimétrique	46			
3.1.2	Méthodes non gravimétriques (moniteurs)	49			
3.1.3	Mesure du nombre de particules et répartition par tailles	50			
3.2	Les immissions de poussières fines en Suisse	51			
3.2.1	Choix des paramètres de mesure	52			
3.2.2	Evolution à long terme des immissions de PM10 en Suisse	53			
3.2.3	PM10, PM2,5 et PM1	54			
3.2.4	Rapports entre la charge en particules fines, la topographie et la météorologie.	56			
3.2.5	Concentrations numériques de particules	58			
3.2.6	Mesure de la suie	61			
			4	Effets	71
			4.1	Rapports entre indicateurs des particules fines et santé	71
			4.2	Dépôt par inhalation et clairance des particules fines chez l'être humain	72
			4.2.1	Dépôt par inhalation	72
			4.2.2	Clairance	74
			4.3	Etudes toxicologiques et expérimentales	75
			4.3.1	Expériences in vitro et sur les animaux	75
			4.3.2	Etudes expérimentales chez l'homme	77
			4.4	Mesures des particules dans l'atmosphère et exposition moyenne de la population	78
			4.5	Effets à court terme selon l'indicateur utilisé	80
			4.5.1	Décès	80
			4.5.2	Hospitalisations, symptômes et prise de médicaments	84
			4.6	Effets à long terme selon les indicateurs de la pollution particulaire	89
			4.6.1	Mortalité, espérance de vie	89
			4.6.2	Morbidité	91
			4.6.3	Cancer des poumons	94
			4.7	Pertinence des indicateurs du point de vue de la santé	96
			4.7.1	PM10	96
			4.7.2	PM2,5	96
			4.7.3	PM10-PM2,5	97
			4.7.4	Aérosols secondaires, sulfates, nitrates	97
			4.7.5	Fumées noires	98
			4.7.6	Nombre de particules	98
			4.7.7	Autres indicateurs	99
			4.7.8	Conclusion	99
			4.8	Incidence sur la végétation	99

5	Moyens de réduire la charge de poussières fines	102
5.1	Interventions requises	102
5.2	Cadre légal	103
5.2.1	Législation en Suisse	103
5.2.2	Protocoles de la CEE/ONU	107
5.2.3	Bases légales de l'UE	107
5.3	Mesures destinées à réduire la charge en poussières fines	109
5.4	Conclusions et recommandations	110
6	Poussières fines – le tour du problème	112
7	Conclusions et recommandations	117
8	Bibliographie	121
	Introduction	121
	Chapitre 1	122
	Chapitre 2	123
	Chapitre 3	123
	Chapitre 4.1 et 4.2	124
	Chapitre 4.4 et 4.5	127
	Chapitre 4.8	135
	Chapitre 5	136
	Chapitre 6	136
Annexe		138
A1	Définitions	138
Listes		140
	Figures	140
	Tableaux	142

> Abstracts

Since the Swiss Federal Commission for Air Hygiene last studied the problem of particulate matter PM in detail in 1996, a lot of new information has emerged regarding measurement and modelling procedures, population exposure and health effects, sources of particulate emissions and measures to reduce the pollution. This new report reflects the present level of scientific knowledge and experience in the field of particulate matter. In particular, it establishes whether the ambient air quality standards for PM10 still comply with the requirements of the Swiss Federal law relating to the protection of the environment and whether additional ambient air quality standards for other fractions of particulate matter should be recommended

Seit sich die Eidgenössische Kommission für Lufthygiene EKL im Jahr 1996 letztmals eingehend mit der Feinstaub-Problematik befasst hat, wurden viele neue Erkenntnisse zu Messverfahren und Messungen, zur Modellierung und Exposition der Bevölkerung, zu Auswirkungen auf die Gesundheit sowie zu Verursachern, und Massnahmen zur Reduktion der Belastung gewonnen. Der vorliegende Bericht reflektiert den aktuellen Stand der wissenschaftlichen Erkenntnisse und der Erfahrungen auf dem Gebiet Feinstaub. Insbesondere hat er auch die Frage beantwortet, ob die Immissionsgrenzwerte für PM10 noch den Vorgaben des USG entsprechen und ob allenfalls die Festlegung ergänzender Grenzwerte für weitere Feinstaubfraktionen empfohlen werden soll.

Depuis 1996, année où la Commission fédérale de l'hygiène de l'air a pour la dernière fois étudié en détail la problématique des poussières fines, de nombreux progrès ont été accomplis: les méthodes de mesure et de modélisation se sont affinées, et l'on en sait nettement plus sur l'exposition de la population aux particules fines et les conséquences de celles-ci pour la santé, sur les émissions et leurs sources, ainsi que sur les mesures permettant d'atténuer l'exposition aux polluants. Faisant le point sur l'état actuel des connaissances, le présent rapport vise notamment à déterminer si les valeurs limites d'immission pour les PM10 sont conformes à la LPE et s'il convient de définir des valeurs limites complémentaires pour d'autres fractions de particules fines.

Da quando, nel 1996, la Commissione federale d'igiene dell'aria ha studiato per l'ultima volta a fondo la problematica delle polveri fini, sono stati compiuti notevoli progressi per quanto riguarda i metodi di misurazione e le misurazioni, la modellizzazione e l'esposizione della popolazione, l'impatto sulla salute e le fonti inquinanti nonché le misure di riduzione dell'inquinamento. Il presente rapporto fa il punto sullo stato attuale delle conoscenze scientifiche e delle esperienze raccolte nel settore delle polveri fini. In particolare, risponde alla domanda se i valori limite delle immissioni di PM10 siano ancora conformi alle prescrizioni della LPAmb e se sia opportuno stabilire valori limite complementari per altre frazioni di polveri fini.

Keywords:

Particulate matter, PM10, PM2.5, soot, particulate numbers, measurements, emissions, air quality, population exposure, health assessment, ambient air quality standards, reduction measures

Stichwörter:

Feinstaub, PM10, PM2.5, Russ, Partikelanzahl, Messungen, Emissionen-Immissionen, Bevölkerungsexposition, gesundheitliche Bewertung, Immissionsgrenzwerte, Reduktionsmassnahmen

Mots-clés :

Poussières fines, PM10, PM2.5, suies, nombre de particules, mesures, émissions, immissions, exposition de la population, évaluation sanitaire, valeurs limites d'immission, mesures de réduction

Parole chiave:

Polveri fini, PM10, PM2.5, fuliggine, numero di particelle, misurazioni, emissioni-immissioni, esposizione della popolazione, valutazione sanitaria, valori limite d'immissione, misure di riduzione

> Avant-propos

Les fortes concentrations de particules fines mesurées en janvier/février 2006 ont une fois encore attiré l'attention du public sur ce problème. De larges parts de la population et les milieux politiques savent désormais ce que signifient des termes comme PM10 ou particules fines et connaissent leurs conséquences pour la santé. La nécessité de prendre des mesures pour réduire la charge en particules est maintenant reconnue et le public leur réserve un meilleur accueil. On sait moins cependant qu'une concentration trop élevée de particules fines menace gravement la santé, moins pendant les courts épisodes de smog que sur la durée.

La Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA) étudie attentivement la problématique des particules fines depuis le milieu des années 1990. En 1996, elle publiait un rapport intitulé *Particules en suspension – Mesures et évaluation des effets sur la santé*. A l'époque, la CFHA a recommandé de remplacer les valeurs limites d'immission contenues dans l'ordonnance sur la protection de l'air (OPair) pour les «poussières totales» par des valeurs limites plus strictes pour les «poussières fines – PM10». En 1998, le Conseil fédéral a ensuite adopté les recommandations de la CFHA et les a intégrées à l'OPair. Si la Suisse a entrepris de gros efforts ces dernières années pour réduire la charge en substances nocives dans l'atmosphère, les valeurs limites fixées pour les PM10 continuent d'être dépassées sur de longues périodes et sur de larges portions du territoire. Quelque 40% de la population inhalent régulièrement des quantités excessives de particules fines. D'autres mesures efficaces à long terme seront nécessaires pour abaisser cette charge. Le plan d'action Particules fines, lancé par le conseiller fédéral Moritz Leuenberger, constitue un pas important dans la bonne direction.

Depuis la publication du rapport, en 1996, de nombreuses études épidémiologiques, toxicologiques et cliniques se sont penchées sur les effets des particules fines sur la santé. De nouvelles méthodes de mesure ont été mises au point et l'on en a appris davantage sur l'origine et sur la toxicité des diverses fractions de particules. Dans le présent rapport sur l'état des émissions de poussières fines, la CFHA entend montrer les rapports complexes liant les émissions, les immissions et les nuisances causées à la population, ainsi que les répercussions de ces poussières sur la santé. Se fondant sur ces nouveaux résultats, la commission examine ensuite si les valeurs limites d'immission pour les PM10 remplissent les exigences définies par la LPE ou s'il convient d'édicter des directives complémentaires pour d'autres fractions de particules. Le rapport clôt sur des recommandations à l'usage des autorités et des milieux politiques.

Je profite de l'occasion qui m'est offerte ici de remercier chaleureusement tous les experts qui ont collaboré à la rédaction du présent rapport, ainsi que tous les membres de la commission, pour leur immense travail. La CFHA a adopté ce rapport en forme de bilan en juin 2007.

Ursula Ackermann-Liebrich
Présidente de la Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA)

> Résumé

C'est en 1996 que la Commission fédérale de l'hygiène de l'air s'est pour la dernière fois penchée de près sur la problématique des particules fines, en publiant le rapport *Particules en suspension – Mesures et évaluation des effets sur la santé*. Depuis, de nombreux progrès ont été accomplis: les méthodes de mesure des particules fines et des immissions se sont affinées, de même que les techniques de modélisation, et on en sait sensiblement plus sur l'exposition de la population et les conséquences pour la santé, sur les émissions et leurs sources, sur la possibilité de respecter les valeurs limites, sur les mesures permettant de désamorcer le problème et sur le rapport coût-bénéfice de ces mesures. Le présent rapport fait le point sur l'état actuel des connaissances et des expériences accumulées dans le domaine des particules fines. Il vise en particulier à déterminer si les valeurs limites d'immission (VLI) pour les PM10 sont conformes à la LPE et s'il convient de définir des valeurs limites complémentaires pour d'autres fractions de particules fines (PM2,5, suies).

Les poussières fines ne sont pas une substance homogène mais se composent d'une variété de particules primaires et secondaires. Les particules présentent des tailles, des formes et des densités diverses, ainsi que des états d'agrégation et des compositions chimiques très variés. Ces facteurs déterminent leur comportement et leurs effets, ainsi que la durée de leur séjour dans l'atmosphère. Les poussières fines transportent des composés chimiques sur de longues distances et influent sur la visibilité, la formation des nuages, les précipitations et le climat. Elles peuvent soit aboutir telles quelles dans l'atmosphère, au terme de processus de combustion ou d'abrasion ou sous l'effet du vent (resuspension), soit se former dans l'atmosphère par conversion gaz-particule, à partir de différents précurseurs. Le comportement des particules dépend étroitement de leur taille. On appelle particules grossières celles d'un diamètre compris entre 10 µm et 2,5 µm, particules fines (PM2,5) celles de moins de 2,5 µm et ultrafines ou nanoparticules celles de moins de 0,1 µm (100 nm). Si ces dernières ne représentent qu'une part infime de la masse totale des poussières fines, elles sont de loin les plus nombreuses.

Les particules libérées par les processus de combustion sont très petites et présentent un diamètre compris entre quelques nanomètres et quelques centaines de nanomètres. Quant aux particules issues de processus mécaniques, elles présentent pour la plupart un diamètre supérieur à un micromètre. Les particules fines secondaires, aérosols formés à partir de précurseurs gazeux, ont des diamètres compris entre ces deux valeurs. Les particules les plus fines s'agglomèrent rapidement avec des particules plus grandes ou atterrissent sur diverses surfaces. Quant aux particules grossières, elles se déposent relativement vite par sédimentation ou par impaction. C'est la fraction médiane, de 0,1 à 1 µm, qui reste le plus longtemps en suspension (jusqu'à une semaine) et qui peut donc être transportée sur de longues distances. La composition chimique des poussières fines n'est pas partout la même: elle dépend de la nature et de l'éloignement des sources de polluants. Les principaux constituants des poussières

fines sont le carbone élémentaire ou la suie, des composés organiques, des sulfates et nitrates d'ammonium, des composants minéraux, ainsi que des métaux.

Les particules fines proviennent de sources très diverses, que l'on répartit généralement en trois catégories: sources anthropogènes de particules primaires, sources anthropogènes de particules secondaires et sources naturelles de particules fines.

Parmi les sources anthropogènes de particules fines primaires, on trouve d'une part des sources mobiles comme le trafic routier et les véhicules non routiers – camions et véhicules de livraison, bus, voitures diesel, engins de chantier et machines agricoles et forestières (tracteurs, par ex.) – et d'autre part des sources stationnaires, dont les plus importantes sont les installations de combustion et de chauffage, les processus industriels, les chantiers, les surfaces agricoles et les étables, ainsi que l'incinération des déchets agricoles et forestiers. Les particules fines primaires proviennent avant tout de processus de combustion, ainsi que des phénomènes d'abrasion et de resuspension accompagnant divers processus, mais également de spores, de champignons et de bactéries générées par le stockage de lisier et de déchets.

Les sources anthropogènes de particules fines secondaires libèrent des gaz réactifs qui, en participant à diverses réactions chimiques complexes dans l'atmosphère, se transforment en particules fines secondaires. Ces gaz sont les oxydes de soufre (SO_2 , SO_3), les oxydes d'azote (NO , NO_2), l'ammoniac (NH_3) et divers composés organiques volatils (COV). Parmi les principales sources anthropogènes de particules fines secondaires, on trouve le trafic routier (NO_x , COVNM), les moteurs de véhicules non routiers (NO_x , COVNM), le transbordement de carburants (COVNM), l'utilisation de solvants dans l'industrie chimique et les processus industriels (COVNM), l'agriculture (NH_3), les installations de combustion et de chauffage de l'industrie, du commerce et des ménages (NO_x et SO_x), l'industrie du ciment et le secteur de la construction (NO_x et SO_x), ainsi que l'incinération des déchets (NO_x , SO_x et COV).

Parmi les sources naturelles de particules fines, on compte les volcans (particules primaires et gaz), les océans (aérosols marins des zones côtières), l'érosion des sols dans les régions sèches (poussières minérales formées par la désagrégation de roches et de sables sous l'effet du vent), les sols utilisés à des fins non agricoles (NO et N_2O), les feux de forêt et de prairie, les pollens, les spores et divers micro-organismes (virus, bactéries, champignons) et les plantes (surtout COVNM des forêts de feuillus).

La contribution relative de chacune de ces sources à la charge totale peut varier fortement selon le lieu et la saison. Les chiffres cités correspondent à une moyenne annuelle établie sur l'ensemble de la Suisse, dont on ne peut dériver aucune indication précise quant à la part des différents émetteurs aux immissions mesurées dans certaines régions ou à l'exposition de la population. De plus, ils comportent une certaine marge d'erreur, comme dans le cas des émissions diffuses et des émissions provenant de la combustion de bois et de déchets forestiers, ou encore des émissions d'ammoniac. Dans le cas des valeurs d'émission globales, les taux d'incertitude sont moindres.

En 2000, la majeure partie des émissions primaires de PM10 (21 000 tonnes env.) et de PM2,5 (10 000 tonnes env.) provenaient de l'agriculture et de la sylviculture, de l'industrie et de l'artisanat, ainsi que des transports. La plus grande partie des suies, soit environ 2000 à 4000 tonnes, étaient émises par les transports. L'agriculture et la sylviculture (tracteurs), ainsi que l'industrie et l'artisanat (engins de chantier) sont d'autres émetteurs importants. La mauvaise combustion du bois entraîne elle aussi des émissions de suies, dans des quantités qu'il est aujourd'hui difficile d'évaluer exactement. Les mesures actuellement appliquées et celles qu'il est prévu d'introduire permettront de réduire les émissions primaires de PM10 à 18 000 tonnes, les émissions primaires de PM2,5 à 7000 tonnes et les émissions de suie à environ 1300 tonnes par an d'ici 2020. Les transports devraient alors constituer la principale source d'émissions, aussi bien pour les PM10 que pour la suie. Quant aux PM2,5, elles proviendront sans doute en majeure partie de l'industrie et de l'artisanat. Les inventaires des émissions pour les PM2,5 et la suie étant en cours de révision (état en juin 2007), les chiffres cités dans le présent rapport pour ces deux polluants sont provisoires.

Si l'on sait que la baisse des émissions de précurseurs entraînera une diminution des immissions de particules, il est impossible de prédire exactement dans quelles proportions. Après avoir atteint leur niveau maximum au milieu des années 1980, les émissions d'oxydes d'azote et de composés organiques volatiles non méthaniques (COVNM) ont diminué de façon continue et cette diminution devrait se poursuivre avec la mise en œuvre des mesures récemment adoptées. Dans le cas des oxydes d'azote et des COVNM, la baisse prévue entre 2000 et 2020 est d'environ 45 %. Quant aux émissions d'ammoniac (NH₃), si elles ont reculé d'environ 20 % entre 1990 et 2000, on ne prévoit qu'une baisse minime après cela. Les séries de mesures disponibles pour les immissions de NH₃ ne peuvent toutefois confirmer cette tendance et les chiffres cités dans le présent rapport pour les émissions de NH₃ sont encore sujets à caution. Les émissions de dioxyde de soufre (SO₂), enfin, ont fortement diminué entre 1980 et 2000 et les objectifs écologiques sont atteints tant en ce qui concerne les émissions que les immissions. Dans un souci de prévention, la loi autant que le bon sens commandent que l'on maintienne le niveau des émissions et la charge polluante à un niveau aussi bas que possible. Pour le dioxyde de soufre, une nouvelle baisse des émissions de 20 % est prévue entre 2000 et 2020.

Pour déterminer la concentration des particules dans l'atmosphère, on procède en principe en pesant les poussières déposées sur un filtre et en divisant la masse obtenue par le volume d'air aspiré à travers celui-ci. La pesée, ou procédé gravimétrique, constitue la méthode de référence. Il existe aujourd'hui divers appareils automatiques (moniteurs) effectuant le même type de relevés. S'ils procurent certes une meilleure résolution temporelle des données et simplifient considérablement le travail, ils ne sont pas encore considérés comme parfaitement équivalents à la méthode de référence. Outre les relevés de PM10 destinés à vérifier si les valeurs limites sont respectées, on procède en Suisse à la mesure d'autres fractions de particules, comme les PM2,5 et les PM1. Si la fraction des PM2,5 constitue le critère de référence pour les poussières alvéolaires, les PM1 livrent quant à elles de précieuses informations sur les sources de polluants. Or il s'avère que les concentrations de ces deux fractions sont le plus sou-

vent étroitement corrélées et qu'en l'absence d'une source locale dominante, leur répartition géographique est relativement homogène

Une quantité d'appareils différents servent à évaluer la distribution des particules en fonction de leur taille (granulométrie) et leur concentration numérique, deux paramètres qui intéressent de plus en plus les chercheurs. Mais on ne peut pas comparer sans autres les résultats obtenus, faute de concordance entre les principes de mesure. Les concentrations numériques de particules, au sein desquelles les nanoparticules dotées d'une durée de vie très courte sont massivement surreprésentées, reflètent beaucoup plus nettement que les mesures de masse les émissions locales de particules de combustion.

A l'aide d'un modèle de propagation selon Gauss, on a établi diverses cartes pour représenter les charges en PM10 et en PM2,5 sur le territoire suisse. Les contributions de chaque groupe d'émetteurs de particules primaires ont été modélisées sur la base de cadastres des émissions, alors que les parts des particules secondaires ont été dérivées des cartes d'immissions de leurs précurseurs gazeux. Les modélisations révèlent des charges élevées dans les zones densément peuplées, le long des autoroutes et au sud des Alpes, constat que confirment les mesures effectuées. Les cartes à haute résolution spatiale du modèle d'immissions permettent de déterminer les portions de la population exposées à différents niveaux d'immissions. En 2000, année de référence, environ 40 % de la population étaient exposées à une charge de PM10 dépassant la valeur limite pour la moyenne annuelle. Le modèle permet également d'évaluer l'impact des mesures de réduction sur la charge en particules. En cas de réduction des émissions de 40 %, seuls 5 % de la population seraient encore exposés à des charges excessives de PM10 sur le long terme. L'exposition moyenne de la population passerait donc de 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à 14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Les modes de dépôt et d'élimination des particules fines varient selon leur taille. Des études animales et in vitro ont par ailleurs révélé divers mécanismes d'action, qui peuvent jouer un rôle déterminant dans l'apparition d'inflammations ou la modification du matériel génétique des cellules. On a ainsi observé la formation de radicaux libres, l'inhibition d'enzymes affectant la réaction immunitaire et la réparation de l'ADN, des lésions des macrophages alvéolaires et des perturbations de leurs fonctions. Des travaux consacrés à l'être humain montrent que les effets des particules dépendent de leur taille (PM10 ou PM2,5) et de leur composition chimique. L'exposition de volontaires aux particules des gaz d'échappement de moteurs diesel a provoqué des irritations, des inflammations locales des voies respiratoires et des variations des paramètres sanguins. Des expériences ont aussi prouvé que les particules de diesel favorisent l'apparition d'allergies. De plus, ces particules et les gaz d'échappement diesel considérés globalement – à l'exclusion toutefois de la phase gazeuse de ces émissions – sont considérés par le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) comme probablement cancérigènes pour l'homme.

Dans les études sur la population, les PM10 ont prouvé leur fiabilité en tant qu'indicateurs des effets à court terme sur la mortalité. Lorsque la concentration moyenne journalière des PM10 augmente de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, on peut s'attendre, à court

terme, à une hausse de 0,6 % environ des cas de décès. Les résultats d'études sur la mortalité liée aux PM_{2,5} s'avèrent moins constants que ceux obtenus pour les PM₁₀, bien que les PM_{2,5} se répartissent de manière plus homogène dans les villes et qu'une plus grande partie pénètrent à l'intérieur des locaux. Les études portant sur les hospitalisations montrent qu'un accroissement de l'exposition à la fraction grossière PM₁₀-PM_{2,5} engendre également des effets sur la santé, effets qui ne sont plus perceptibles lorsque l'on remplace l'indicateur PM₁₀ par l'indicateur PM_{2,5}. Pour ce qui est des indicateurs «nombre» et «PM_{0,1} - masse de particules ultrafines» on ne leur a jusqu'ici découvert aucun avantage par rapport aux PM_{2,5}. Le très petit nombre de stations de mesure et de mesures effectuées ne fournissent pas une image assez représentative de l'exposition de la population.

Selon les études américaines, les PM_{2,5} constituent le meilleur indicateur du risque de décès à long terme dû aux poussières en suspension: un accroissement de l'exposition annuelle de 10 µg/m³ augmentait le risque de décès de 6 % environ. Les études longitudinales européennes sur la mortalité ont, pour leur part, utilisé les particules totales en suspension (TSP) les fumées noires ou les PM₁₀ pour mesurer l'exposition. Dans les deux études suisses, SAPALDIA et SCARPOL, les PM₁₀ ont reflété fidèlement le risque à long terme de développer des affections respiratoires, tant dans les centres urbains que dans les petites agglomérations. Elles rendent cependant moins bien compte de l'impact des variations locales de la pollution due au trafic, un paramètre que les PM_{2,5} ne sont pas plus aptes à déterminer avec précision. Aucune étude n'a jusqu'ici analysé l'influence des indicateurs que sont les particules ultrafines et la suie sur le risque de décès à long terme.

Au terme d'une évaluation exhaustive des études épidémiologiques les plus récentes sur les poussières fines et la santé, l'Organisation mondiale de la santé (OMS) a défini en 2005 les valeurs guides (guidelines) suivantes pour les PM₁₀ et les PM_{2,5}: 20 µg/m³ en moyenne annuelle et 50 µg/m³ en moyenne journalière (valeur au 99^e centile) pour les PM₁₀; 10 µg/m³ en moyenne annuelle et 25 µg/m³ en moyenne journalière (valeur au 99^e centile) pour les PM_{2,5}. Les nouvelles valeurs guides de l'OMS pour les PM₁₀ correspondent aux valeurs limites d'immission (fondées sur les effets) fixées par la Suisse. Il n'y a donc pas lieu de modifier les valeurs limites d'immission de PM₁₀ qui figurent dans l'OPair.

Selon l'OMS, l'impact sur la santé des particules fines (PM_{2,5}) est plus important que celui des particules grossières (PM₁₀-PM_{2,5}). Mais l'organisation ne considère pas pour autant que la fraction grossière des particules soit inoffensive. En Suisse, PM₁₀ et PM_{2,5} sont très étroitement corrélées ($r > 0,9$ pour les moyennes journalières). Selon les caractéristiques du site considéré, les PM_{2,5} représentent 60 à 80 % des PM₁₀ et ce rapport est resté très stable ces dernières années. La CFHA estime donc que les PM₁₀ constituent, dans le cas de la Suisse, un bon indicateur non seulement pour les fractions fines et grossières réunies, mais aussi pour les PM_{2,5}. La valeur limite de 20 µg/m³ pour les PM₁₀ (en moyenne annuelle) correspondrait donc à une moyenne annuelle des PM_{2,5} sise entre 12 et 16 µg/m³. Pour prendre en considération le rôle des particules fines présentes dans le mélange formant les PM₁₀, l'OMS propose une valeur guide de 10 µg/m³ pour les PM_{2,5}. Afin de prendre en compte cette évaluation, les mesures

visant à atténuer la charge en PM10 devront mettre l'accent sur la réduction des particules fines. En dehors des Etats-Unis, seules de rares études épidémiologiques réalisées dans le monde – et en Suisse – utilisent toutefois les PM2,5 comme indicateur. Pour ces diverses raisons, la Commission fédérale de l'hygiène de l'air propose de ne pas compléter la valeur limite pour les PM10 par une valeur limite pour les PM2,5.

D'une façon générale, il serait souhaitable, pour compléter la valeur limite d'immission pour les PM10, d'en fixer une aussi pour un indicateur des aérosols fins issus des processus de combustion. Pour ce qui est de la suie, une approximation grossière indique que les immissions moyennes pondérées par le nombre d'habitants avoisinent les $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (moyenne annuelle de CE) car le carbone élémentaire représente entre 5 et 10 % de la charge en PM10. Selon les résultats d'une étude publiée récemment par la communauté de travail réunissant les Länder et l'Etat fédéral allemands (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Immissionsschutz) et un avis de droit relatif aux fondements permettant de renforcer la limitation des émissions pour les polluants atmosphériques cancérigènes, la concentration maximale tolérable se situerait à une moyenne annuelle de CE de $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Les premières mesures et approximations révèlent que les concentrations de suie dans l'air ambiant dépassent largement les seuils tolérables et constituent un risque important de cancer des poumons. Le danger que ce polluant représente pour la population s'avère 100 fois supérieur à un risque conforme à la LPE. Cette situation ne respecte pas le droit de la population à une protection appropriée et il importe donc de réduire sensiblement les émissions de suie. A long terme, les rejets atmosphériques de suie ne devraient pas dépasser 100 à 200 tonnes par an (estimation grossière), alors qu'ils atteignaient encore entre 2000 et 4000 tonnes en 2000. Il est donc urgent de réduire encore plus fortement les émissions de suie, afin de limiter au maximum le risque, comme l'exigent les prescriptions concernant les substances cancérigènes. Les données sur l'exposition à la suie (CE) et les études sur les relations entre exposition à la suie et effets sont trop peu nombreuses pour fixer un plafond. Quant aux autres indicateurs reflétant les effets de la poussière fine sur la santé humaine, tels que la surface des particules, le nombre de particules ou les PM1, les études à leur sujet sont encore trop rares pour qu'on puisse envisager de les utiliser. On ne dispose pas, pour l'heure, de bases suffisantes pour formuler une réglementation. La situation devra toutefois être réévaluée au plus tard dans cinq ans, à la lumière des nouvelles connaissances scientifiques.

La loi fédérale sur la protection de l'environnement (LPE) a pour but de protéger l'homme et son environnement contre les atteintes nuisibles ou incommodantes. Pour limiter les pollutions atmosphériques, la LPE prévoit une protection contre les immissions en deux étapes, qui est explicitée dans l'ordonnance sur la protection de l'air (OPair). Même en cas de respect des limitations préventives (1^{re} étape), il convient toutefois de limiter plus sévèrement (2^e étape) les émissions, lorsqu'il est avéré que des composants de particules (telle la suie) peuvent provoquer l'apparition de cancers.

Dans le cadre de la Convention de 1979 sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (Convention de Genève), les protocoles de la CEE/ONU fixent des plafonds d'émissions nationaux. Ces protocoles contraignent la Confédération à édicter des prescriptions nationales, afin de contribuer à réduire la diffusion de polluants

atmosphériques à longue distance en Europe. L'Union européenne définit des objectifs à atteindre progressivement.

Les valeurs limites pour les divers polluants atmosphériques visent à éviter, à prévenir et à réduire les effets nocifs pour l'homme et pour l'environnement. Elles doivent être atteintes au terme d'un délai donné et ne peuvent ensuite plus être dépassées. Une comparaison des niveaux actuels des immissions avec les valeurs limites pour les PM10 révèle que tant les émissions de PM10 primaires anthropogènes que celles de précurseurs gazeux doivent encore être réduites de 50 % environ (par rapport à 2000), au niveau national comme au niveau international. Mais la toute première priorité doit aller à la réduction des émissions de la fraction cancérigène des PM10 (suie, p. ex.).

Aucune mesure isolée ne pourra induire les réductions drastiques des particules primaires et secondaires qu'exige la protection de la santé humaine. Seul un train de mesures se complétant et se renforçant mutuellement pourra nous conduire au but. Sont concernées au premier chef des mesures techniques, avec la nécessité d'appliquer systématiquement les technologies les plus avancées destinées à réduire les émissions, mais aussi des améliorations dans les domaines de l'efficacité énergétique et de l'aménagement du territoire, les incitations financières (taxes incitatives, taxation différenciée, etc.), ainsi qu'un contrôle plus étroit de la mise en œuvre. Les émissions des moteurs de toute sorte utilisés dans les transports de marchandises et de personnes et – avec certaines restrictions – dans les équipements agricoles et forestiers, constituent l'une des principales sources de PM10. Pour ce qui est des transports aériens, des chauffages (biomasse et agents fossiles), des machines et des installations de combustion industrielles, (biomasse et agents fossiles), des roches et des terres, ainsi que des engins de chantier, on peut dire que malgré les incertitudes qui subsistent quant aux parts de chaque groupe de sources dans le bilan global, ils contribuent eux aussi de façon substantielle au total des émissions.

Le rapport *Stratégie de lutte contre la pollution de l'air* examinait les diverses mesures complémentaires pouvant permettre de respecter les objectifs en matière d'émissions. L'Office fédéral de l'environnement y fixe des priorités après avoir évalué les diverses catégories de sources polluantes, leur dynamique de croissance, de même que les chances offertes par la technique et par l'exécution des mesures. L'évaluation montre que l'application de toutes les possibilités techniques, associée à des efforts redoublés dans l'application des mesures, pourrait conduire à la diminution requise de la charge polluante d'ici 2020. Pour y parvenir, toute une série de mesures supplémentaires s'imposent. En effet, outre les mesures de lutte contre la pollution atmosphérique, il est indispensable de prendre des mesures visant à modérer la consommation de carburants et de combustibles. Les mesures de réduction du CO₂- et celles pour l'hygiène de l'air présentent d'ailleurs de fortes synergies lorsqu'elles conduisent à diminuer la consommation énergétique. Il serait cependant contreproductif d'abaisser les émissions de CO₂- fossile en recourant à des agents énergétiques polluants.

Les processus de combustion ne produisent en général pas seulement des PM10 primaires, mais aussi des gaz précurseurs conduisant à la formation de PM10 secondaires. L'application des connaissances techniques les plus récentes, comme l'exige la législa-

tion sur la protection de l'environnement, peut donc réduire simultanément les émissions de PM10 primaires et celles des précurseurs de PM10 secondaires.

Les principales mesures sont décrites en détail dans le rapport *Stratégie de lutte contre la pollution de l'air*, ainsi que plus succinctement dans la section 5.3 du présent rapport. Elles ont été réparties dans trois classes d'efficacité, susceptibles d'induire, à l'horizon 2000, une forte, une moyenne ou une relativement faible réduction des émissions du polluant considéré. Il ne suffit toutefois pas de réaliser uniquement les mesures de première priorité pour atteindre les objectifs en matière d'émissions. L'énumération faite ici résulte d'ores et déjà d'une sélection des mesures de première priorité selon le rapport mentionné ci-dessus.

Il faut savoir que certaines de ces mesures ne déploieront pas tous leurs effets d'ici 2020, et que leur efficacité pourrait donc s'accroître à plus long terme (c'est le cas des systèmes de stabulation à faible taux d'émission ou des mesures d'économie d'énergie, telle l'introduction des normes Minergie). Il importe surtout que toutes les mesures, supplémentaires et déjà en vigueur, soient appliquées avec rigueur à tous les niveaux (Confédération, cantons et communes) et que l'on mette en place un système de surveillance efficace des immissions sur la base des divers paramètres usuels (PM10, PM2,5, PM1, CE, carbone organique, concentration numérique).

> Introduction

C'est en 1996 que la Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA) s'est pour la dernière fois penchée de près sur la problématique des particules fines, en publiant le rapport Particules en suspension – Mesures et évaluation des effets sur la santé. Depuis, de nombreux progrès ont été accomplis: les méthodes de mesure des particules fines et des immissions se sont perfectionnées, tout comme les techniques de modélisation, et l'on en sait sensiblement plus sur l'exposition de la population et les conséquences pour la santé, sur les émissions et leurs sources, sur les possibilités de respecter les valeurs limites, sur les mesures permettant de désamorcer le problème et sur le rapport coût-bénéfice de ces mesures. Le présent rapport expose l'état actuel des connaissances et des expériences accumulées dans le domaine des particules fines. Il vise en particulier à déterminer si les valeurs limites d'immission pour les PM10 sont conformes à la LPE et s'il convient de définir des valeurs limites complémentaires pour d'autres fractions de particules fines (PM2,5, suies).

Objectif du rapport

Après un examen approfondi de la problématique des poussières fines, la Commission fédérale de l'hygiène de l'air publiait en 1996 le rapport *Particules en suspension – Mesures et évaluation des effets sur la santé* (OFEPF 1996). Motivée par les répercussions néfastes sur la santé, s'appuyant sur les articles 13 et 14 de la loi sur la protection de l'environnement, la CFHA a alors recommandé de remplacer les valeurs limites d'immission définies dans l'ordonnance sur la protection de l'air (OPair) pour les «poussières totales» par des valeurs limites plus strictes pour les PM10 (particules fines en suspension d'un diamètre aérodynamique inférieur à 10 micromètres). Lors de la révision de l'OPair qui a suivi, le Conseil fédéral a adopté les recommandations de la CFHA et défini les valeurs limites d'immission (VLI) suivantes pour les PM10 (en vigueur depuis le 1^{er} mars 1998):

Tabl. 1 > Valeurs limites d'immission pour les PM10 en Suisse.

20 µg/m ³	en moyenne annuelle
50 µg/m ³	en moyenne journalière (ne peut être dépassé plus d'une fois par an)

Se fondant sur les critères de la loi sur la protection de l'environnement, le Conseil fédéral fixe les VLI de manière à protéger les hommes, les animaux, les plantes, les sols, etc. des effets nuisibles et incommodes exercés par les polluants atmosphériques.

Outre les valeurs limites d'immission pour les PM10, l'OPair fixe les valeurs limites suivantes: 500 ng/m³ de plomb et 1,5 ng/m³ de cadmium sont admis dans les poussières en suspension (PM10); concernant les retombées de poussières: 200 mg/m² × jour pour

les retombées totales, $100 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{jour}$ pour le plomb; $2 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{jour}$ pour le cadmium; $400 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{jour}$ pour le zinc et $2\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{jour}$ pour le thallium.

Pour ce qui est des métaux lourds réglementés par l'OPair, tant les concentrations dans l'atmosphère que le volume des dépôts dans l'environnement ont sensiblement diminué ces dernières années. D'une manière générale, les concentrations de polluants et leurs dépôts se situent largement en dessous des valeurs limites de l'OPair et la situation peut donc être considérée comme satisfaisante en ce qui concerne ces substances.

Depuis 1996, les connaissances ont progressé sur tous les fronts: les méthodes de mesure des particules fines et des immissions, ainsi que les techniques de modélisation se sont perfectionnées; et l'on en sait beaucoup plus sur l'exposition de la population et ses conséquences pour la santé, sur les émissions et leurs sources, sur les possibilités de respecter les valeurs limites, sur les mesures à même de désamorcer le problème et sur le rapport coût-bénéfice de ces mesures. C'est pourquoi la CFHA a entrepris d'examiner une nouvelle fois la thématique des particules fines et de dresser un état des lieux des connaissances et des expériences accumulées en la matière. Le présent rapport doit en particulier servir à déterminer si les valeurs limites d'immission pour les PM10, définies à l'annexe 7 de l'OPair, répondent encore aux exigences des articles 13 et 14 de la LPE ou s'il faut les compléter par des valeurs limites pour d'autres fractions de particules fines (PM2,5, suies). Conformément aux articles 13 et 14 LPE, les valeurs limites d'immission doivent être fixées de manière que, selon l'état de la science, les émissions inférieures à ces valeurs ne menacent pas les hommes, les animaux et les plantes, leurs biocénoses et leurs biotopes, qu'elles ne gênent pas de manière sensible la population dans son bien-être, qu'elles n'endommagent pas les immeubles et qu'elles ne portent pas atteinte à la fertilité du sol, à la végétation ou à la salubrité des eaux. Il convient par ailleurs de tenir compte de l'effet des immissions sur des catégories de personnes particulièrement sensibles, telles que les enfants, les malades, les personnes âgées et les femmes enceintes. Enfin, il faut considérer les éventuels effets combinés des substances, ce qui signifie que les atteintes doivent être évaluées isolément, collectivement et dans leur action conjointe (art. 8 LPE).

Il s'agit également d'élaborer des recommandations concernant d'autres objectifs dans le domaine des poussières fines (PM2,5, PM1, suie [CE], nombre de particules, etc.). Un postulat parlementaire a entre-temps été déposé, demandant l'établissement d'un état des lieux (05.3450, postulat Poussières fines. Etat des lieux. Doris Stump).

On ne peut guère considérer les particules fines indépendamment des autres polluants atmosphériques. De nombreuses sources de poussières fines émettent en effet d'autres substances nocives et une part importante des poussières fines (les particules secondaires) proviennent d'interactions complexes entre divers précurseurs gazeux: oxyde d'azote et dioxyde de soufre, composés organiques et ammoniac. De plus, les poussières fines ne s'arrêtent pas aux frontières, de sorte que des mesures locales ou nationales ne suffisent pas pour les contrôler.

Les poussières fines contribuent au changement climatique. Leurs divers composants exercent cependant différents effets: alors que les sulfates, les nitrates et les composés

organiques particulières tendent à refroidir l'atmosphère (réflexion du rayonnement solaire), le carbone élémentaire (suie) contribue pour sa part à la réchauffer, par absorption du rayonnement. On admet en général que les aérosols, considérés globalement, engendrent plutôt un refroidissement, mais leurs effets varient fortement d'un endroit à un autre. Si cette interprétation des données recueillies appelle de ce fait une certaine prudence, les climatologues sont unanimes à reconnaître qu'une réduction des émissions de carbone élémentaire (suie) provenant de la combustion de carburants et combustibles fossiles s'impose, tant du point de vue de la santé humaine que de celui du climat (*absolute non-regret policy*, UE 2005). Et certains experts vont jusqu'à dire qu'une réduction des suies constituerait à court terme le moyen le plus efficace de freiner le réchauffement climatique. Le présent rapport n'entre toutefois pas dans le détail des interactions entre les particules fines et le climat. Les mesures de réduction n'en doivent pas moins prendre en compte les taux d'émission et l'efficacité énergétique. La plupart des mesures d'économie d'énergie ont d'ailleurs un effet positif aussi bien sur le climat que sur l'hygiène de l'air et il est important d'exploiter ces synergies.

Les particules fines et leurs effets sur la santé

De nombreuses études épidémiologiques et toxicologiques récentes ont contribué à démontrer qu'une exposition excessive aux particules fines, que ce soit sur la durée ou pendant de courtes périodes, engendre des répercussions considérables sur la santé. Ces études, menées dans divers pays du monde dans les conditions les plus variées, sont si nombreuses et leurs résultats présentent une concordance si étroite que l'on ne peut désormais plus douter de l'existence d'une relation de cause à effet. Par ailleurs, aucune étude épidémiologique à large échelle n'indique qu'il existerait des seuils en deçà desquels tout risque serait exclu.

Au terme d'une évaluation exhaustive des études effectuées sur le sujet, l'Organisation mondiale de la santé (OMS) a établi et publié un catalogue des relations dose-effets entre la charge en particules et différents effets sur la santé (OMS 2003, OMS 2004a, OMS 2004b). Dans le cadre du projet « Directives concernant la qualité de l'air – mise à jour mondiale » (OMS 2006), les experts ont défini les valeurs guides suivantes pour les PM₁₀ et les PM_{2,5}: 20 µg/m³ en moyenne annuelle et 50 µg/m³ en moyenne journalière (valeur au 99^e centile) pour les PM₁₀; 10 µg/m³ en moyenne annuelle et 25 µg/m³ en moyenne journalière (valeur au 99^e centile) pour les PM_{2,5}. Ces valeurs sont fondées sur les découvertes scientifiques les plus récentes concernant les effets des particules fines sur la santé de la population. Elles ne constituent en aucun cas des seuils en deçà desquels tout risque serait exclu, et des catégories sensibles de la population peuvent se trouver affectées même si elles sont respectées. C'est pourquoi l'OMS recommande de maintenir les mesures de réduction des poussières fines même quand les émissions ont passé en dessous des valeurs recommandées.

Bien que la masse constitue un très bon indicateur pour évaluer les effets possibles sur la santé, toutes les particules ne présentent pas les mêmes risques. Une composante particulièrement dangereuse de la charge en particules est la suie de diesel, dont on connaît les propriétés cancérigènes.

Recommandations de l’OMS concernant les PM10 et valeurs limites d’immission pour les PM10 dans d’autres pays

Le tableau tabl. 2 présente les valeurs limites d’immission pour les PM10 adoptés dans quelques pays.

L’Union européenne a défini les valeurs limites et les valeurs indicatives (moyennes annuelles) suivantes pour les composants des PM10:

- > Valeur limite pour le plomb: 500 ng/m³, à respecter jusqu’au 1^{er} janvier 2005 ou jusqu’au 1^{er} janvier 2010 à proximité immédiate des installations industrielles émettrices.
- > Valeurs indicatives pour l’arsenic 6 ng/m³, le cadmium 5 ng/m³, le nickel 20 ng/m³ et le benzo(a)pyrène 1 ng/m³. Les Etats membres de l’UE sont tenus de prendre toutes les mesures qui s’imposent (pour autant qu’elles n’entraînent pas de coûts disproportionnés) afin que les concentrations de ces substances respectent les valeurs indicatives au 31 décembre 2012. Le benzo(a)pyrène est réglementé, car il sert d’indicateur du risque cancérigène des hydrocarbures aromatiques polycycliques.

Tabl. 2 > Valeurs indicatives de l’OMS pour les PM10 et valeurs limites d’immission pour les PM10 adoptées par l’UE, les Etats-Unis, la Californie et le Japon.

OMS 2006	20 µg/m ³	moyenne annuelle
	50 µg/m ³	moyenne journalière, au 99 ^e centile
Etats-membres de l’UE et Norvège	40 µg/m ³	moyenne annuelle; étape 1: en vigueur dès le 1 ^{er} janvier 2005
	50 µg/m ³	moyenne journalière; étape 1: autorisation de 35 dépassements au maximum à partir du 1 ^{er} janvier 2005
	20 µg/m ³	moyenne annuelle; valeur cible étape 2*, à respecter dès le 1 ^{er} janvier 2010
	50 µg/m ³	moyenne journalière; valeur cible étape 2*: 7 dépassements au maximum à partir du 1 ^{er} janvier 2010
Etats-Unis**	-----	valeur limite pour la moyenne annuelle abolie depuis décembre 2006
	150 µg/m ³	Moyenne journalière, 1 dépassement autorisé par année
Californie	20 µg/m ³	moyenne annuelle
	50 µg/m ³	moyenne journalière
Japon	100 µg/m ³	moyenne journalière
	200 µg/m ³	moyenne horaire

* Les valeurs indicatives de l’étape 2 sont actuellement examinées à la lumière des nouvelles informations sur les conséquences pour la santé et l’environnement et à la faisabilité technique, ainsi que des expériences accumulées dans le cadre de la mise en œuvre des valeurs indicatives de l’étape 1 (UE 1999).

** US-EPA 2006.

Après les valeurs limites pour les PM10, voici les valeurs indicatives recommandées par l’OMS pour les PM2,5 et les valeurs limites pour les PM2,5 en vigueur aux Etats-Unis et en Californie:

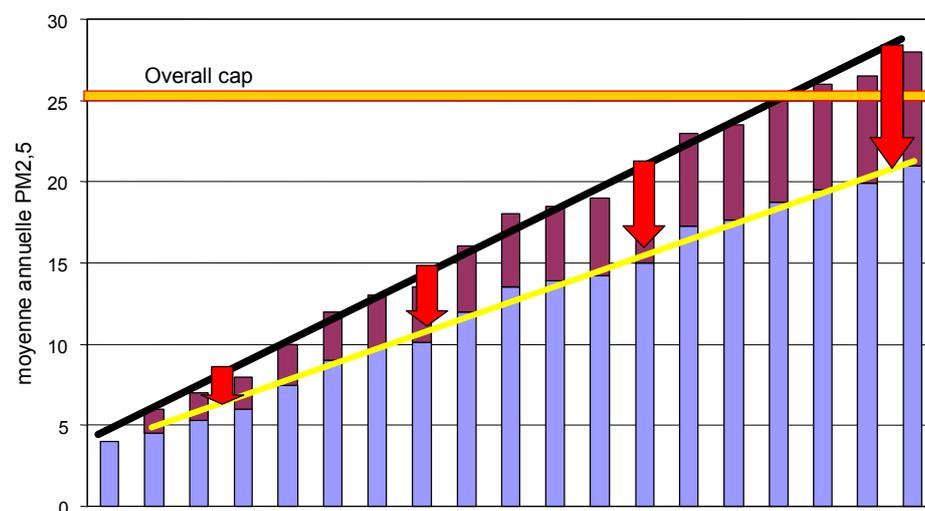
Tabl. 3 > Valeurs indicatives de l'OMS pour les PM2,5 et valeurs limites d'immission pour les PM2,5 en vigueur aux Etats-Unis et en Californie.

OMS 2006	10 µg/m³	moyenne annuelle
	25 µg/m³	moyenne journalière, au 99 ^e centile
Etats-Unis*	15 µg/m³	moyenne annuelle
	35 µg/m³	moyenne journalière, au 98 ^e centile
Californie	12 µg/m³	moyenne annuelle
	-----	aucune valeur limite spécifique pour la moyenne journalière

* US-EPA 2006

Outre les valeurs limites pour les PM10, l'Union européenne envisage d'introduire des valeurs limites pour les PM2,5 (plafonds d'émissions, *overall cap*) ainsi qu'un objectif de réduction de l'exposition de la population aux PM2,5 (UE 2004, UE 2005). La proposition de directive actuellement en discussion prévoit ainsi de limiter la concentration (*overall cap*) à 25 µg/m³ pour les PM2,5 (objectif à atteindre d'ici le 1^{er} janvier 2010) et de réduire de 20 % la charge de PM2,5 (objectif à atteindre d'ici 2020) dans les villes et les agglomérations, indépendamment du niveau actuel des immissions. Le projet de directive a entre-temps fait l'objet de délibérations en première lecture au sein du Parlement européen et a été examiné par l'assemblée des ministres européens de l'environnement. Au stade actuel des débats, on prévoit de fixer une valeur cible de 25 µg/m³ pour les PM2,5 à compter de 2010, qui devrait devenir contraignante à partir de 2015; l'objectif de réduction des PM2,5 est adopté tel quel (non contraignant); et les valeurs limites définies pour les PM10 doivent être gelées à leur niveau de 2005, ce qui signifie que l'étape 2 initialement prévue est caduque. Les Etats membres devraient par ailleurs se voir octroyer des délais plus longs pour ramener leurs niveaux de PM10 aux valeurs limites exigées.

Fig. 1 > Scénario de réduction proposé pour les PM2,5 au sein de l'UE.



L'objectif de réduction proposé se fonde sur le postulat suivant: en l'absence de seuil en dessous duquel tout risque est exclu, il convient de réduire l'exposition de la population partout, et pas seulement là où les valeurs limites sont dépassées. Bien entendu, le degré effectif de protection de la population dépend aussi du niveau des valeurs limites. Quoiqu'il en soit, l'objectif de réduction que l'UE s'est fixé nécessite une surveillance étroite de la charge de fond dans les agglomérations. Au stade actuel du projet de directive cependant, seule la valeur limite de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle deviendrait contraignante à partir de 2015, mais pas la réduction générale de 20 % des charges en poussières fines, pour laquelle les Etats-membres devront néanmoins démontrer qu'ils entreprennent des efforts adéquats. Les mesures effectuées entre 2008 et 2010 par les stations chargées de surveiller la charge de fond serviraient de base pour fixer l'objectif de réduction à l'horizon 2020. Notons enfin que ni la valeur limite proposée pour les $\text{PM}_{2,5}$ ni celle fixée pour les PM_{10} ne tiennent compte des directives de l'OMS, bien que l'UE ait au départ exprimé l'intention de s'y tenir.

1 > Caractérisation des particules fines

1.1 Catégorisation des particules en fonction de leur taille

Les poussières fines ne sont pas une substance homogène, mais un mélange d'une grande variété de substances. Les particules qui composent ce mélange présentent des tailles, des formes et des densités différentes, ainsi que des états d'agrégation et des compositions chimiques très variés. Ces facteurs influent sur leur comportement et leurs effets, ainsi que sur la durée de leur séjour dans l'atmosphère. Les particules fines ont une incidence sur la santé, transportent des composés chimiques sur de longues distances et influent sur la visibilité, la formation des nuages, les précipitations et le climat. Elles peuvent soit aboutir telles quelles dans l'atmosphère, au terme de processus de combustion ou d'abrasion ou encore de resuspension, soit se former dans l'atmosphère à partir de divers précurseurs. Le comportement des particules dépend principalement de leur taille. Les particules issues des processus de combustion sont très petites, avec un diamètre compris entre quelques nanomètres et quelques centaines de nanomètres. Les particules issues de processus mécaniques ont généralement une taille supérieure à un micromètre. Entre les deux, on trouve avant tout des aérosols, ou particules secondaires issues de précurseurs gazeux.

La poussière en suspension dans l'atmosphère est formée d'une diversité de substances aux propriétés chimiques et physiques les plus variées. Les particules de poussière présentent des formes, des compositions et des états d'agrégation divers et proviennent de nombreuses sources naturelles ou anthropogènes. On trouve dans l'atmosphère des particules primaires, comme de la suie, des cendres volantes, des cristaux de sel ou des particules minérales, mais aussi des particules secondaires, qui se forment à partir de précurseurs gazeux. La taille des particules varie d'environ quatre puissances de dix.

Les particules de poussières ont des tailles et des propriétés différentes.

La poussière est un paramètre important pour plusieurs raisons: elle a des répercussions sur la santé, influe sur les précipitations et la formation des nuages, transporte et dépose divers composés chimiques, diminue la visibilité et agit sur le climat.

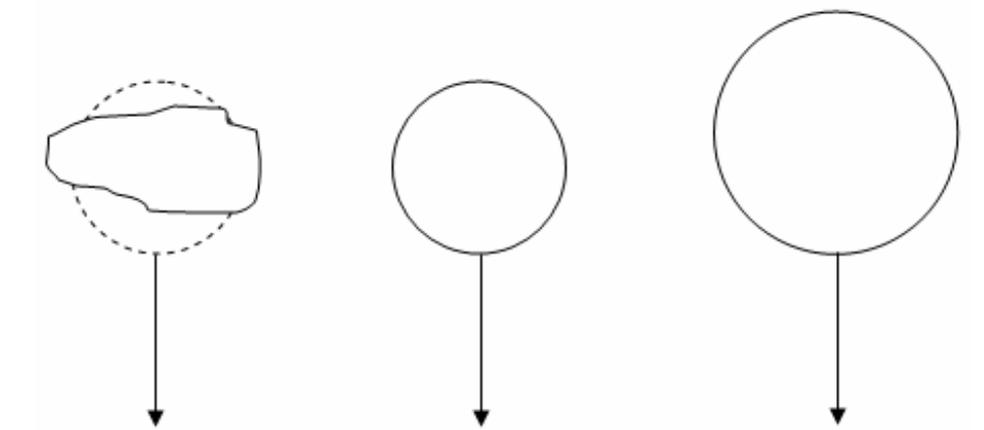
Les particules fines ont des répercussions sur la santé, la formation des nuages et le climat.

Pour caractériser les particules de poussière du point de vue de l'hygiène de l'air, on considère avant tout leur diamètre aérodynamique. Ce critère détermine en effet leur comportement dans l'air, leur durée de séjour dans l'atmosphère, ainsi que leur mode de dépôt dans l'environnement et dans l'organisme.

Le diamètre aérodynamique (d_p) est défini comme le diamètre qu'une particule sphérique d'une densité $\rho_0 = 1 \text{ g/cm}^3$ devrait avoir pour présenter une même vitesse de chute que la particule considérée.

Fig. 2 > Relation entre la taille d'une particule réelle, le diamètre selon Stokes (ds) et le diamètre aérodynamique (dp). Toutes les particules présentent la même vitesse de chute (Hinds 1999).

Particule réelle, de forme irrégulière	Diamètre équivalent selon Stokes	Diamètre aérodynamique
Longueur 5,4 µm	ds = 4,5 µm	dp = 6,4 µm
Densité 2 g/cm³	Densité 2 g/cm³	Densité 1 g/cm³

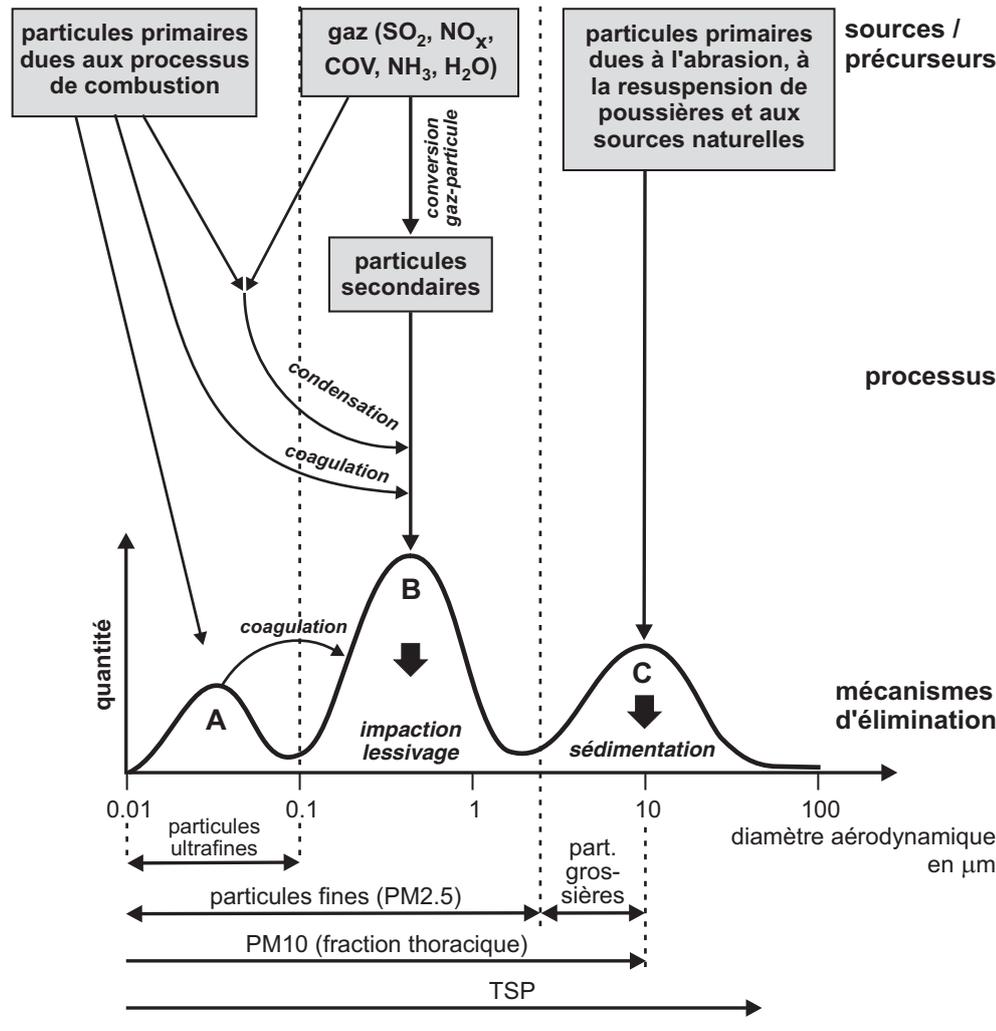


Les particules présentes dans l'atmosphère se répartissent entre trois catégories de taille, ainsi que l'illustre de façon schématique l'illustration ci-après. Sont considérées comme ultrafines les particules d'un diamètre aérodynamique de moins de 100 nm. Les particules de moins de 2,5 µm sont considérées comme des particules fines et celles dont le diamètre dépasse 2,5 µm comme des particules grossières. Les particules en mode de nucléation (A) proviennent directement d'une combustion incomplète ou de précurseurs gazeux. Les particules en mode d'accumulation (B) sont des particules issues du mode de nucléation et qui ont grandi par absorption de gaz ou par coagulation. Les particules grossières (C) sont le plus souvent issues de processus mécaniques. La masse des particules de diamètre inférieur à 10 µm est appelée PM10. Ces particules peuvent passer la barrière du nez à l'inhalation et parvenir jusque dans les bronches et les alvéoles pulmonaires. PM2,5 désigne la part des particules d'une taille inférieure à 2,5 µm et PM1 la part des particules d'un diamètre inférieur à 1 µm. L'abréviation TSP désigne la *total suspended particulate matter*, ou la masse totale de particules en suspension, qui regroupe les particules jusqu'à un diamètre de 40 µm (EPA 2003)¹.

Les particules grossières sont formées par friction ou par soulèvement de poussières, les particules fines par combustion ou par réaction de gaz (aérosols secondaires).

¹ L'ordonnance fédérale sur la protection de l'air, RS 814.318.142.1 du 16 décembre 1985 fixait jusqu'en 1998 une valeur limite d'immission pour les «poussières en suspension», soit pour les poussières fines en suspension présentant une vitesse de sédimentation de moins de 10 cm/s, soit l'ensemble des particules d'un diamètre allant jusqu'à 57 µm environ.

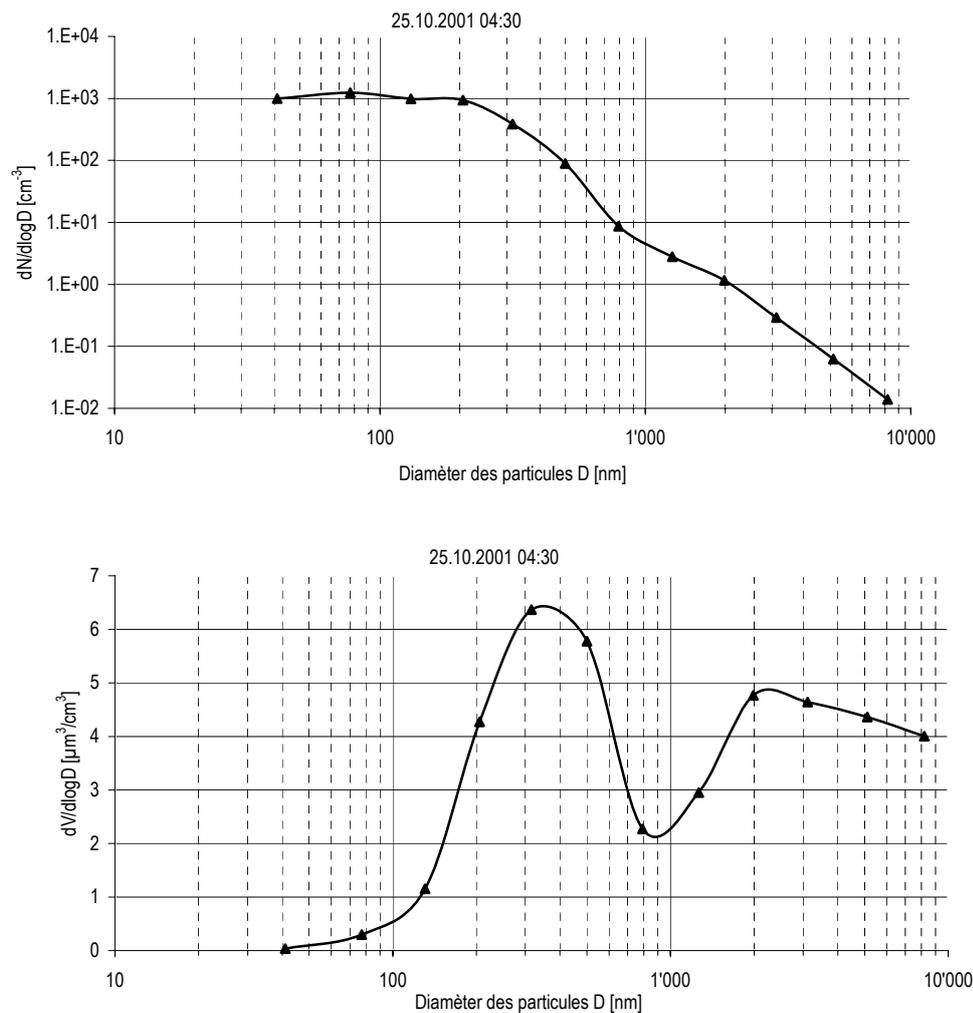
Fig. 3 > Aérosols présents dans l'atmosphère. Lorsqu'on mesure la teneur en particules de l'air ambiant loin des sources, le mode d'accumulation est souvent le seul clairement visible.



Les particules grossières et le mode d'accumulation forment de loin la plus grande partie de la masse des particules en suspension. Le volume et la masse des particules présentant un rapport de puissance 3 avec leur diamètre, les particules ultrafines ne forment qu'une part insignifiante de la masse totale des particules, bien qu'elles soient de loin les plus nombreuses. Explication: une seule particule de 100 μm de diamètre est aussi lourde que 1 million de particules d'un diamètre de 1 μm ou que 10^{12} particules d'un diamètre de 10 nm. La figure suivante illustre cet état de fait à l'exemple de la distribution en nombre et en masse des particules en fonction de leur taille, telle que mesurée à Humlikon, à un endroit protégé du vent par l'autoroute A4: les particules ultrafines dominent par leur nombre ($dN/d\log D$), alors que leur volume ($dV/d\log D$) reste quasi insignifiant. C'est l'inverse pour les particules en mode d'accumulation et pour les particules grossières.

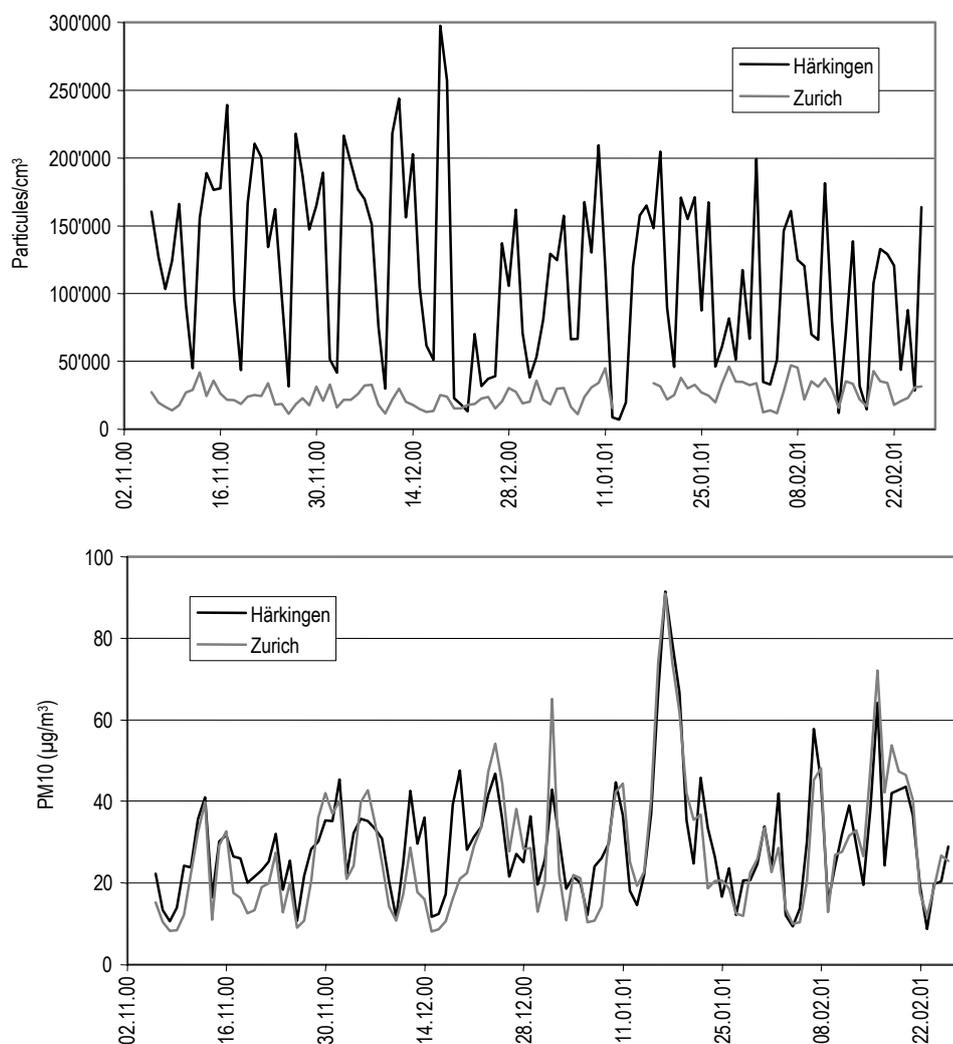
Si les particules ultrafines sont très nombreuses, les particules grossières sont plutôt rares, mais participent de façon prépondérante à la masse totale.

Fig. 4 > Répartition des particules en nombre (N) et en volume (V) en fonction de leur taille. La répartition en volume suit la répartition en masse, dans la mesure où leur densité reste constante. Un nanomètre correspond à un millième de micron (1 nm = 0,001 µm). (Source: PSI; cf. ASTRA 2003).



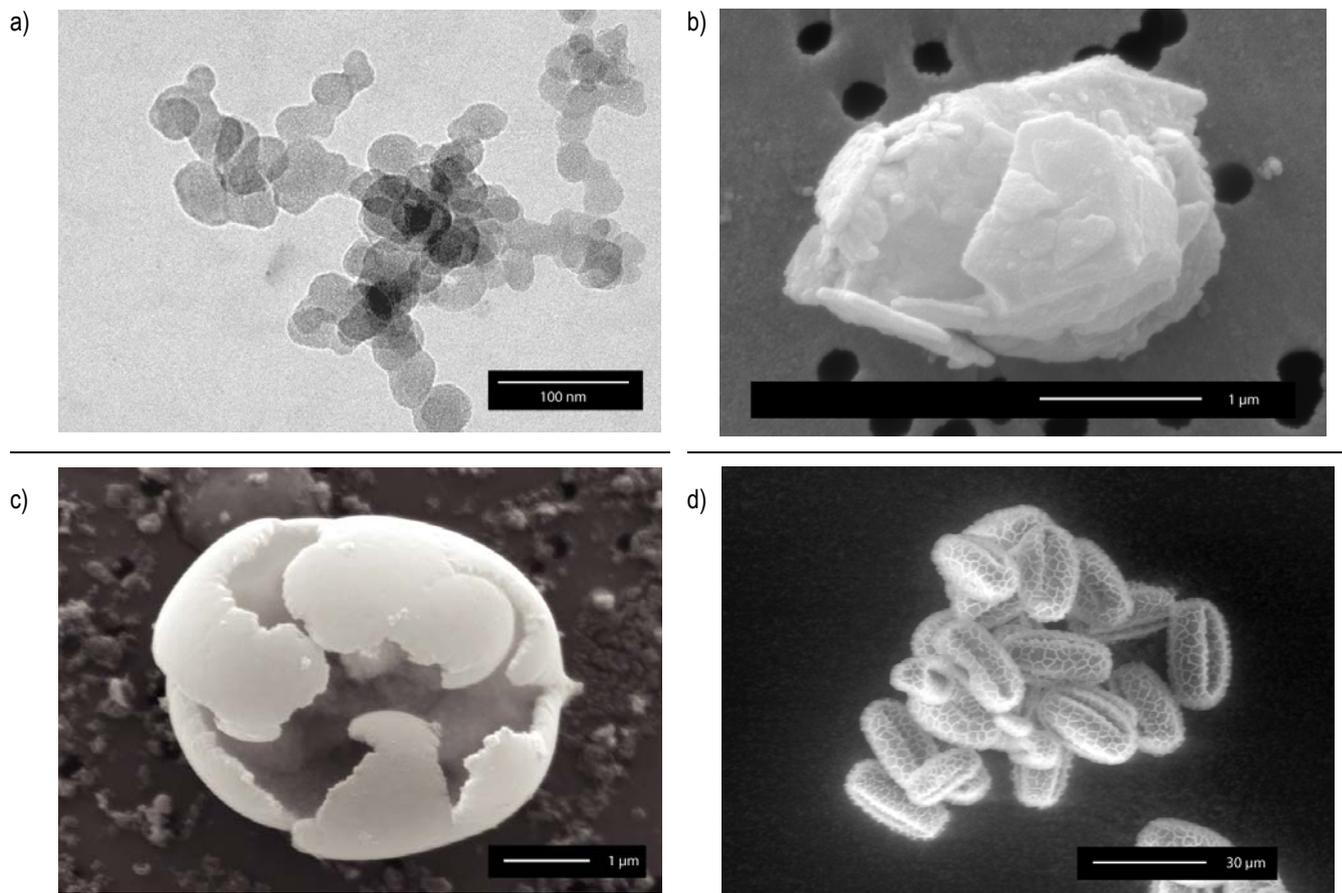
C'est la raison pour laquelle on peut mesurer des concentrations de PM10 très semblables à proximité immédiate des sources et à l'écart de celles-ci, alors que le nombre de particules en suspension est plusieurs fois supérieur à proximité des sources. La fig. 5 illustre cette observation à l'exemple des mesures effectuées sur l'autoroute (Härkingen) et dans un parc du centre-ville de Zurich.

Fig. 5 > Evolution du nombre et de la masse des particules en suspension au cours de l'hiver 2000/2001 à Zurich (contexte urbain) et à Härkingen, à proximité de l'autoroute (source: EMPA, NABEL).



La forme des particules d'aérosols varie fortement. Les particules ultrafines produites par les processus de combustion pendant que les gaz refroidissent sont sphériques. Les particules primaires ultrafines qui se forment directement dans les chambres de combustion en tant que matériau solide (suires de diesel, par ex.), forment rapidement des agglomérats (cf. fig. 6a). Quant aux particules grossières, issues de processus mécaniques, elles présentent des formes diverses, qui varient selon les matériaux qui les constituent. Les cristaux de sels sont habituellement de forme cubique, typique du sel de cuisine.

Fig. 6 > Images microscopiques: a) d'un agglomérat de suie de diesel; b) d'une particule minérale (particule de roche); c) d'une particule issue du frottement sur des rails; d) de pollen. (Source: R. Kägi, EMPA)



1.2 Durée de séjour dans l'atmosphère

Les plus petites particules s'agglutinent rapidement avec des particules plus grandes ou se déposent par diffusion sur diverses surfaces. Les particules grossières, quant à elles, sédimentent ou se déposent par impaction relativement vite. C'est la fraction moyenne, de 0,1 à 1 μm de diamètre qui reste le plus longtemps en suspension (jusqu'à une semaine) et peut donc être transportée sur de longues distances. Ces particules ne sont quasi éliminées que par les précipitations, ce qui explique que ces particules s'accumulent dans l'air et forment le «mode accumuloire».

La durée de vie et de séjour des particules dans l'atmosphère est fonction du type de processus qu'elles vont subir et dépend donc essentiellement de leur taille.

Etant donnée leur très petite taille, les particules en mode de nucléation se comportent presque comme des gaz et présentent des vitesses de diffusion élevées. La probabilité qu'elles rencontrent d'autres particules et s'agglomèrent avec elles, ou qu'elles se déposent sur différentes surfaces est donc elle aussi élevée. En raison de leur grande surface, les composants des gaz non volatils tendent eux aussi à se condenser sur les petites particules, contribuant ainsi à leur croissance. Ces divers processus font que la durée de vie des particules ultrafines est très courte, de l'ordre de quelques minutes voire quelques heures. Le monde de nucléation n'est donc très présent qu'à proximité immédiate des sources, ou dans l'air s'échappant d'installations de combustion. Les processus de croissance modifient la répartition en taille des aérosols, mais à la différence des processus décrits ci-dessous, ils n'éliminent pas de l'atmosphère les matériaux dont sont constituées les particules.

En raison de leur masse, les particules grossières retombent relativement vite. Plus les particules sont grandes et plus elles sont rapidement éliminées de l'atmosphère, par sédimentation. Une partie d'entre elles sont aussi éliminées par impaction, leur inertie les empêchant de suivre la trajectoire d'un flux d'air qui contourne un obstacle. Leur durée de séjour dans l'air est de l'ordre d'un jour. Le tableau ci-dessous compare le chemin que parcourent en une seconde des particules de tailles différentes, sous l'effet de la diffusion et de la sédimentation.

Tabl. 4 > Distance parcourue en une seconde par des particules de différentes tailles sous l'effet de la diffusion ou de la gravitation. Dans le cas de la diffusion, il ne s'agit pas d'une vitesse linéaire, mais de la racine du déplacement moyen à la puissance deux de la particule par rapport à son état initial.

Diamètre aérodynamique	Diffusion	Sédimentation	Rapport diffusion/sédimentation
0,01 μm	0,033 cm	$7 \cdot 10^{-6}$ cm	4 800
0,1 μm	$3,7 \cdot 10^{-3}$ cm	$9 \cdot 10^{-5}$ cm	42
1,0 μm	$7,4 \cdot 10^{-4}$ cm	$3,5 \cdot 10^{-3}$ cm	0,21
10 μm	$2,4 \cdot 10^{-4}$ cm	0,3 cm	0,0008

Les particules de taille moyenne, entre 0,1 μm et 1 μm ne sont quant à elles éliminées rapidement ni par diffusion ni par sédimentation. Il n'existe pas de processus efficace qui les fasse grandir et les amène à sédimenter comme les particules grossières. C'est pourquoi la durée de séjour de ces particules en «mode d'accumulation» est assez longue: elle peut atteindre une semaine environ et leur permet de voyager très loin. L'élimination de ces particules est déterminée par le cycle de l'eau dans l'atmosphère: elles sont absorbées par les gouttelettes qui forment les nuages ou la brume, puis ramenées vers le sol par la pluie ou par condensation (Jaenicke 1982).

Séjournant relativement longtemps dans l'atmosphère, les particules de taille moyenne véhiculent des substances nocives jusque dans l'arctique par exemple. Une fois déposées dans ces régions reculées, elles exercent leurs effets néfastes sur leurs écosystèmes particulièrement sensibles. On connaît aussi les tempêtes de sable dans le Sahara, qui transportent le sable du désert jusque dans nos contrées.

Les particules ultrafines et les particules grossières séjournent peu de temps dans l'atmosphère.

Le cycle de l'eau dans l'atmosphère détermine la durée de séjour des particules de taille moyenne.

1.3 Composition chimique des particules

Les particules présentes dans l'atmosphère forment un mélange complexe de substances chimiques. Le plus souvent, une particule n'est pas constituée d'une substance pure, et la composition chimique des particules en suspension n'est pas non plus partout la même. Elle est fonction de la nature et de l'éloignement des sources de substances nocives. Nombre de particules, surtout celles de la fraction fine, sont hygroscopiques, ce qui veut dire qu'elles absorbent l'humidité ambiante. Les gaz non volatils sont ainsi adsorbés à la surface des particules (hydrocarbures aromatiques polycycliques ou HAP, p. ex.). Parmi les principaux composants de l'aérosol atmosphérique, il convient de citer le sulfate et le nitrate d'ammonium, le carbone élémentaire ou suie, les composés organiques, les composés minéraux, le chlorure de sodium et les métaux. Une part relativement importante de la masse des particules (entre 10 et 25 %) ne peut être identifiée à l'aide des procédés courants. On sait toutefois que cette partie non identifiée est au moins partiellement constituée d'eau.

L'aérosol atmosphérique est constitué d'une variété de composés différents, dont seule une partie est connue. Les sources dont proviennent les particules et les processus dont elles sont issues déterminent leur composition chimique.

Les principaux composants de l'aérosol du point de vue de la masse sont les suivants:

- > **Le sulfate d'ammonium** ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ et NH_4HSO_4) et le **nitrate d'ammonium** (NH_4NO_3). Ces deux substances se forment dans l'atmosphère et constituent de ce fait un aérosol secondaire. Elles sont issues des précurseurs gazeux que sont l'ammoniac (NH_3) et de l'oxydation du dioxyde de soufre (SO_2) et d'oxydes d'azote (NO_x) et sont surtout présentes en mode d'accumulation.
- > **Le carbone élémentaire** (CE, ou carbone noir). Ces particules, pour la plupart très fines, sont issues de processus de combustion incomplète, par exemple sous la forme de suie de diesel. Les particules atmosphériques de ce type sont le plus souvent des agglomérats de particules primaires qui ont adsorbé d'autres composés. L'abrasion des pneus est l'une des sources notables de carbone élémentaire dans la fraction des particules grossières.
- > Le carbone organique (OC; *organic carbon*) ou la **matière organique** (MO). Les processus de combustion incomplets (moteurs ou feux de bois, p. ex.) produisent divers composés organiques gazeux. Lorsque les gaz refroidissent, les composés non volatils passent en mode de nucléation ou se condensent sur les particules existantes. Les gaz organiques volatils peuvent être oxydés ou nitrés par divers processus atmosphériques. Leur volatilité s'en trouve abaissée et ils forment un aérosol organique secondaire. Les particules formées par ces types de processus appartiennent à la fraction fine. Les grosses particules de carbone organique proviennent de l'abrasion des pneus, du travail du bois ou de fragments de plantes (grains de pollen, feuilles broyées, piétinement du foin dans les étables, etc.). On a ainsi identifié la présence de plusieurs centaines de composés organiques différents dans les particules en suspension (Turpin 2000, Alves 2000, Schauer 1996). Dans le cadre d'expériences menées en chambre à smog, visant à simuler les processus chimiques

Les principaux composants de l'aérosol sont les sels d'ammonium, la suie, les composés organiques, les minéraux et les métaux.

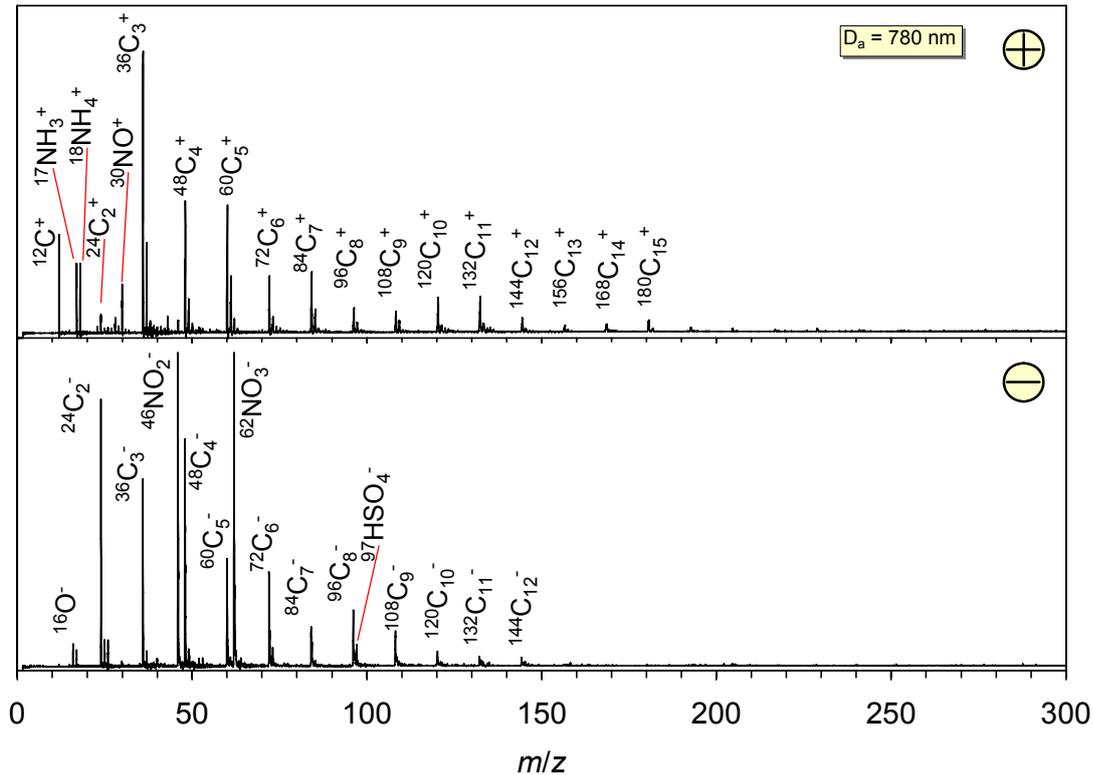
dans l'atmosphère, on a découvert des polymères d'une masse pouvant aller jusqu'à 1000 dalton (unité de masse atomique) (Kalberer 2004, Tolocka 2004). Ces polymères sont issus de composés organiques volatils (COV), sous forme d'aérosol secondaire, et de premières observations donnent à penser que de telles particules existent vraiment dans l'atmosphère. Il n'en reste pas moins que l'on ignore pour l'heure la composition chimique exacte d'une part importante de la masse de particules organiques.

- > **Composants minéraux** (silicates d'aluminium, carbonate de calcium, plâtre). Ces matériaux proviennent des chantiers, des gravières, des activités agricoles (travail du sol) et du soulèvement de poussières sur les routes ou les sols. Il arrive même que les vents d'altitude amènent des particules de sable du Sahara jusqu'en Suisse.
- > **Sel de cuisine** (chlorure de sodium, NaCl). Dans les régions côtières, les particules de sel provenant des embruns marins peuvent atteindre de grandes concentrations dans l'atmosphère. Elles peuvent aussi être transportées à l'intérieur des terres. Dans les régions très éloignées des côtes, le sel en suspension provient cependant le plus souvent du salage des routes.
- > **Métaux**. Les métaux proviennent de processus d'abrasion (rails, caténaires ou freins de véhicules routiers), de processus industriels (métallurgie, par ex.), ou encore des feux d'artifice.
- > Si l'on additionne la masse des différents composés chimiques analysés, il reste souvent une part relativement importante de PM10 (de 10 à 25%) que l'on ne **peut pas identifier**. L'une des particules d'aérosol qui ne sont pas prises en compte par les méthodes conventionnelles est l'eau. Elle peut-être présente sous forme d'eau cristalline liée (par exemple dans le plâtre, $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) ou d'eau absorbée par des sels hygroscopiques, comme le nitrate ou le sulfate d'ammonium, lorsque l'humidité relative dépasse le point de déliquescence du sel. Outre les sels non organiques, des particules organiques ainsi que des particules biologiques peuvent contribuer à la teneur en eau de l'aérosol. Selon les analyses effectuées sur divers échantillons prélevés par le NABEL (Réseau national d'observation des polluants), on peut admettre que la teneur moyenne en eau est de 10 % environ pour un conditionnement ordinaire des filtres à PM10, un taux d'humidité relative de 50 % et une température de 22 °C (Hüglin 2000; Hüglin 2005). D'autres incertitudes proviennent du fait que le matériel organique est habituellement quantifié sous forme de carbone organique OC et que le facteur de conversion en MO ne résulte que d'une estimation. Le même type d'incertitudes entachent les procédés de conversion visant à estimer la teneur effective des poussières en divers composés (oxydes, carbonates, phosphates, etc.) sur la base des éléments analysés.

L'analyse chimique de diverses particules isolées montre que beaucoup ne sont pas présentes dans l'atmosphère sous une forme pure (Ro 2000). Ainsi, les particules de sel de cuisine réagissent par exemple avec de l'acide chlorhydrique gazeux, remplaçant ainsi partiellement ou entièrement le chlorure de sodium par du nitrate de sodium (Gard, 1998). Les sels d'ammonium contiennent quant à eux des noyaux non solubles de carbone. (Naoe 2001). Les particules de suie, enfin, adsorbent des composés organiques, tels les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).

Même les particules isolées ne se composent le plus souvent pas de substances pures.

Fig. 7 > Exemple de spectre de masse de ions positifs et négatifs d'une particule de nitrate d'ammonium avec noyau de suie, mesuré par ATOFMS. La mesure a été effectuée en hiver, dans la zone périurbaine d'une petite agglomération, mais on trouve ce type de particules en de nombreux autres endroits. Les fragments de C_x proviennent du noyau de suie, alors que l'on reconnaît l'ammoniac aux signaux de masse 17 et 18 du spectre cationique et le nitrate aux signaux de masse 46 et 64 du spectre anionique. (Source: D. Gross, Carleton College, Northfield)

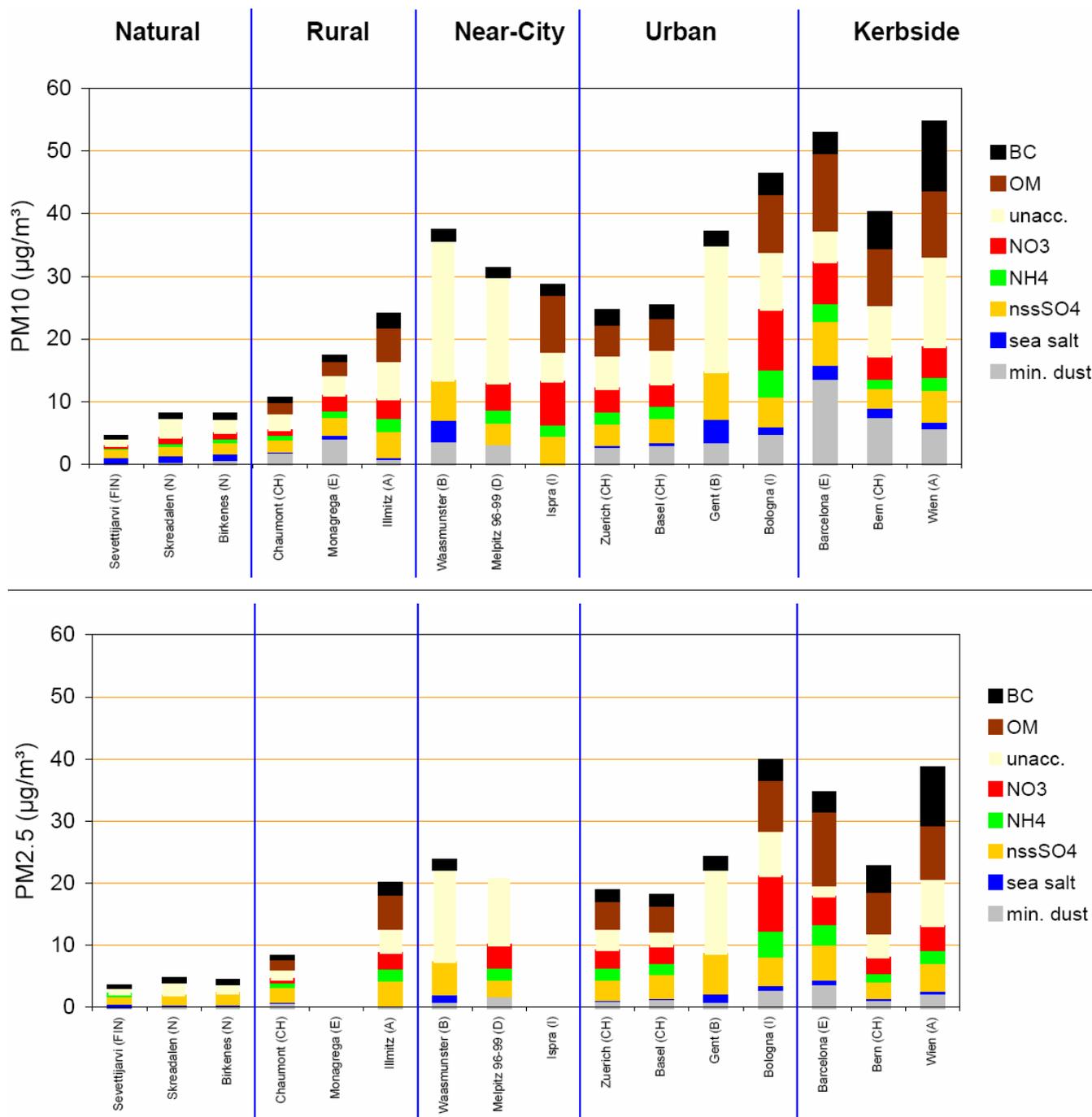


A température ambiante, certains composés se répartissent entre phase gazeuse et phase particulaire, la part particulaire variant selon la saison et la température. Ces composés comprennent le nitrate d'ammonium, les HAP et nombre d'autres substances organiques. Il est difficile de les quantifier car ils sont trop volatils pour être entièrement piégés par les filtres ordinaires. C'est surtout vrai pour les appareils de mesure que l'on doit chauffer pour prévenir les sensibilités transversales à l'humidité.

La concentration et la composition moyenne de l'aérosol varient fortement selon la proximité de la source de polluants et le lieu géographique. La Commission européenne a publié un rapport sur la composition de l'aérosol (PM10 et PM2,5) recueilli par différentes stations de mesure européennes (Putaud 2003).

La composition et la répartition en fonction de la taille diffèrent selon le lieu.

Fig. 8 > Composition des PM10 (en haut) et des PM2,5 (en bas) relevées par diverses stations de mesure européennes. Natural = site naturel; Rural = site agricole; Near City = site périurbain; Urban = site urbain; Kerbside = sur le bord d'une route; BC = carbone élémentaire (noir); OM = matière organique; unacc. = inconnu; nssSO₄ = sulfate ne provenant pas du sel de mer; sea salt = sel de mer (NaCl); min. dust = poussière minérale. (Source: Putaud 2003)



Les sites naturels présentent de faibles concentrations de PM₁₀, qui proviennent principalement du sel de mer et du sulfate (de sources anthropogènes). Les concentrations les plus fortes sont mesurées le long des axes de trafic urbain. L'aérosol qui y est récolté comprend avant tout du carbone élémentaire et des composés organiques émis par les moteurs, ainsi que des matériaux minéraux abrasés et soulevés par le passage des véhicules. Sur tous les sites, on trouve des particules secondaires de sels d'ammonium. La composition reflète les sources de polluants présentes à proximité de chacun des sites et leurs proportions relatives. On relève ainsi certaines différences entre Berne et des villes d'autres pays dans la composition des aérosols mesurés sur les sites urbains à fort trafic («canyons urbains»). La forte teneur en suie mesurée à Vienne est due à la forte proportion de véhicules diesel en Autriche. A Barcelone, dotée d'un climat plus sec que celui de la Suisse, la part de poussières minérales dans la fraction PM₁₀ est relativement élevée. Les stations de mesure de Belgique, de Finlande et de Norvège sont quant à elles situées près des côtes et relèvent des proportions élevées de sel de mer.

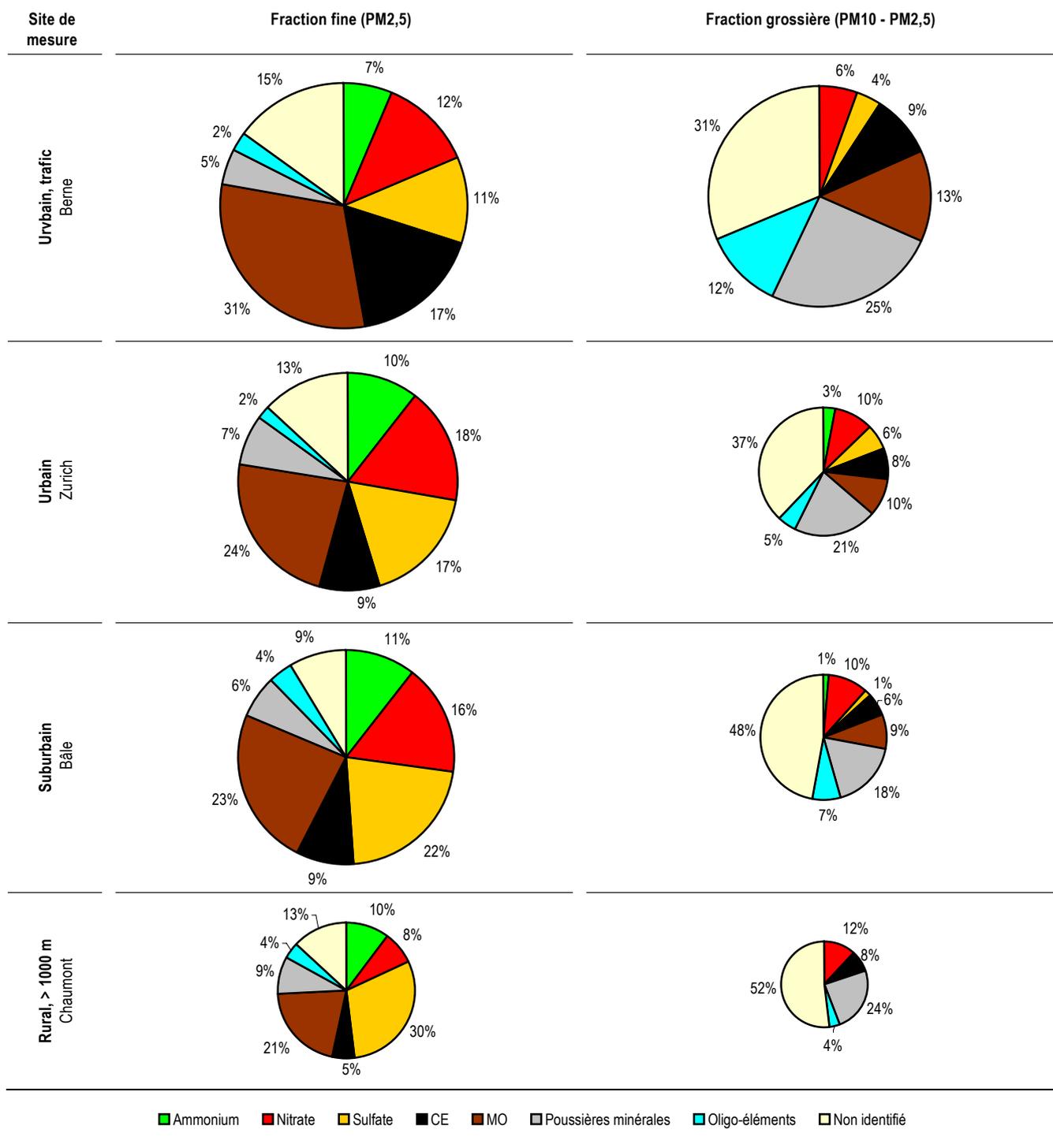
En Suisse, de nombreuses mesures ont été entreprises en 1998/1999 pour déterminer la composition chimique de l'aérosol dans deux sites urbains à fort trafic, à Zurich et à Berne, dans un parc à Zurich, en périphérie de Bâle et dans la campagne jurassienne (Hüglin 2000, Hüglin 2005). La teneur en carbone organique (OC) a été multipliée par le facteur de conversion de 1,4 pour obtenir la matière organique (MO) (cf. p. 29), une méthode qui tendrait à sous-estimer la quantité de MO. La fig. 9, qui illustre la composition des particules grossières et des particules fines sur quatre sites, révèle de nettes différences.

Aux emplacements qui ne sont pas sis à proximité immédiate d'une source de polluants (dans la fig. 9: centre-ville de Zurich, la périphérie de Bâle et site agricole de Chaumont), la **fraction fine (PM_{2,5})** prédomine clairement pour ce qui est de la masse. L'aérosol secondaire formé de sels d'ammonium représente presque la moitié de la masse particulaire fine PM_{2,5}, contre un quart à un tiers pour le carbone élémentaire et les composés carbonés. Aux abords d'une route, le carbone élémentaire et la matière organique forment la moitié de la fraction fine de l'aérosol, démontrant le rôle du trafic routier dans l'émission de ce type de particules. La part des poussières minérales et des éléments traces dans la fraction fine PM_{2,5} est partout relativement modeste.

La **fraction grossière (PM₁₀-PM_{2,5})** représente une masse environ quatre fois moins importante que la fraction fine, sauf à proximité des routes, où l'abrasion et la resuspension jouent un rôle majeur et où la fraction grossière représente jusqu'à 40 % des PM₁₀. Dans la fraction grossière, la poussière minérale est partout très présente, et les éléments traces sont relativement plus présents que dans la poussière fine. Les sels d'ammonium sont en revanche très rares. Une grande part de la masse de particules grossières ne peut pas être identifiée, notamment parce qu'il est difficile d'extrapoler les quantités de composés (oxydes, nitrates, phosphates) à partir des éléments analysés (poussière minérale, éléments traces). De plus, la fraction grossière n'a pas été directement mesurée, mais évaluée en soustrayant des PM₁₀ la teneur en PM_{2,5}, avec la marge d'erreur que cela implique.

Loin des sources de polluants, les particules secondaires formées de sels d'ammonium prédominent, alors que la suie et les minéraux mènent le bal dans le centre des grandes villes (poussières soulevées au passage des véhicules).

Fig. 9 > Composition de la fraction grossière et de la fraction fine des PM10 sur un site urbain à fort trafic à Berne, dans un parc du centre-ville de Zurich, à la périphérie de Bâle et sur les hauteurs jurassiennes (Chaumont). Les surfaces dessinées sont proportionnelles à la concentration massique des diverses particules (données tirées de: Hüglin 2005).



2 > Les sources d'émissions des particules fines

2.1 Particules primaires et secondaires

Les poussières fines proviennent des sources les plus diverses. En principe, on distingue entre sources anthropogènes de particules primaires, sources anthropogènes de particules secondaires et sources naturelles de particules. Parmi les sources anthropogènes de particules primaires, on compte des sources mobiles comme les transports routiers (personnes et marchandises), les transports ferroviaires et les véhicules non routiers, ainsi que des sources stationnaires, dont les principales sont les installations de combustion et de chauffage, les processus industriels, les surfaces agricoles et les étables, les chantiers et l'incinération des déchets agricoles et forestiers. Les particules fines primaires proviennent avant tout de processus de combustion, de même que de phénomènes d'abrasion et de resuspension. Dans le cas des sources anthropogènes de particules secondaires, les diverses activités humaines libèrent des gaz qui, en participant à diverses réactions chimiques complexes dans l'atmosphère, se transforment en particules fines secondaires. Ces gaz sont les oxydes de soufre, les oxydes d'azote, l'ammoniac et divers composés organiques volatils. Parmi les principales sources anthropogènes de particules secondaires, on trouve le trafic routier, les véhicules non routiers, le transbordement de carburants, l'utilisation de solvants dans l'industrie et les processus industriels, l'agriculture, les installations de combustion et de chauffage, sans oublier l'incinération des déchets. Parmi les sources naturelles, on compte les volcans, les océans, l'érosion des sols, les feux de forêts et de prairies, les pollens, les spores, divers microorganismes ainsi que les plantes. Les émissions sont indiquées sous forme de moyenne annuelle pour l'ensemble de la Suisse. La part des différents émetteurs peut varier fortement d'un endroit à un autre et d'une saison à l'autre. Les valeurs fournies comportent dès lors une certaine marge d'erreur, notamment dans le cas des émissions diffuses, des émissions provenant de l'incinération de bois et de déchets forestiers, des émissions des véhicules non routiers et des émissions d'ammoniac.

Le présent chapitre rassemble les données collectées sur les émissions provenant des principales sources et groupes de sources de particules primaires et secondaires en Suisse pour les années 1990 à 2020 (prévisions). Pour des données détaillées sur les quantités exactes, les différentes sources et les méthodes de relevé, nous renvoyons le lecteur à l'Inventaire suisse des émissions EMIS (OFEV en préparation).

On distingue tout d'abord entre sources anthropogènes et sources naturelles. Ces deux catégories se subdivisent ensuite en sources primaires et secondaires. Une partie des poussières fines (PM, *particulate matter*) sont rejetées dans l'atmosphère sous forme de particules primaires, par exemple lors de la combustion incomplète de combustibles

Émissions de particules fines de
1990 à 2020

Sources de particules fines
primaires et secondaires

et de carburants, de divers processus industriels ou de l'abrasion des pneus, du revêtement routier et des rails de chemin de fer. Les particules secondaires se forment quant à elles dans l'atmosphère, à partir de substances gazeuses comme l'ammoniac, les oxydes d'azote, le dioxyde de soufre et les composés organiques.

Dans le cas des *sources anthropogènes de particules primaires*, les particules sont produites directement dans les rejets de ces sources et se diffusent avec eux. Les sources mobiles telles que le trafic routier diesel – notamment les bus, les voitures de tourisme, les véhicules de livraison et les camions diesel – constituent la première source de particules fines, surtout dans les zones urbaines. Aux particules de soufre s'échappant des moteurs s'ajoutent diverses émissions diffuses: les particules provenant de l'abrasion des pneus, des freins, de l'embrayage et du revêtement routier, ainsi que la poussière soulevée par le passage des véhicules. Les transports ferroviaires et aériens, de même que les tracteurs et les machines agricoles et sylvicoles, constituent des sources mobiles non routières, qui émettent elles aussi des quantités non négligeables de poussières.

Sources anthropogènes de
particules primaires

Parmi les sources stationnaires, il convient de citer les installations de combustion et de chauffage des ménages, de l'industrie/artisanat et de l'agriculture (bois, charbon et autres combustibles), les processus industriels (production de métaux et d'acier, production de ciment), les chantiers, les terrains agricoles et les étables (élevage et culture des champs) et la combustion des déchets, notamment agricoles et forestiers.

Dans le cas des *sources anthropogènes de particules secondaires*, les diverses activités humaines génèrent des gaz précurseurs qui, une fois parvenus dans l'atmosphère, se muent en particules secondaires par le biais de réactions chimiques complexes. Il s'agit des oxydes de soufre (SO_2 , SO_3), des oxydes d'azote (NO , NO_2), de l'ammoniac (NH_3) et des composés organiques volatils non méthaniques (COVNM).

Sources anthropogènes de
particules secondaires

En réagissant, ces différentes substances peuvent produire des sulfates d'ammonium (NH_4HSO_4 , $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) et du nitrate d'ammonium, ainsi que des produits d'oxydation des COVNM (polymères organiques, acides organiques, nitrates, aldéhydes et cétones). Ces substances se déposent sur les particules déjà présentes dans l'atmosphère (les noyaux de condensation) et forment des aérosols secondaires. Les aérosols peuvent également se former par nucléation homogène.

Les particules secondaires ont des diamètres aérodynamiques inférieurs à $< 1\mu\text{m}$, ce qui leur permet de rester longtemps en suspension dans l'atmosphère et de parcourir des distances importantes. Elles peuvent donc contribuer à la pollution de l'air dans des régions très éloignées.

Les principales sources anthropogènes de particules secondaires sont les véhicules routiers (NO_x , COVNM), les véhicules non routiers (NO_x , COVNM), le transbordement de carburants (COVNM), les installations de combustion et de chauffage de l'industrie, de l'artisanat et des ménages (NO_x et SO_x), l'industrie du ciment et le secteur de la construction (NO_x et SO_x), l'emploi de solvants dans l'industrie chimique

et la pétrochimie (COVNM), divers processus industriels (COVNM), l'agriculture (NH₃), ainsi que l'incinération des déchets (NO_x et SO_x).

Les particules primaires d'origine naturelle proviennent des volcans et des océans (aérosols marins des régions côtières), de l'érosion des sols dans les régions sèches (roches, minéraux et sable du désert), de feux de forêts et de prairies et de matériaux biologiques organiques comme les pollens, les spores et les micro-organismes (virus, bactéries et champignons).

Sources naturelles de particules primaires et secondaires.

Les particules secondaires d'origine naturelle sont formées à partir de gaz générés par des sources naturelles. Il s'agit des gaz (SO₂, H₂S, NH₃) générés par les volcans, des oxydes d'azote produits par les éclairs, du diméthylsulfate et de l'hydrogène sulfuré issu des océans, du NO issu des sols utilisés à des fins non agricoles et des cours d'eau, ainsi que des COVNM issus des plantes (forêts de feuillus notamment).

La part de ces différentes sources dans la charge totale en particules varie fortement selon les saisons et selon l'endroit. Il convient de noter que les chiffres cités ci-après sont des moyennes annuelles établies pour toute la Suisse, dont on ne peut tirer aucune conclusion spécifique concernant les émetteurs dans un lieu donné. Dans l'agriculture et l'industrie, ce sont avant tout les émissions diffuses, issues du travail des champs, du transport de matériaux en vrac et des chantiers de construction qui expliquent la part relativement grande que ces deux secteurs occupent dans les émissions globales. Ces émissions diffuses comportent toutefois des incertitudes relativement importantes, tout comme les émissions issues de la combustion à l'air libre des déchets forestiers et agricoles, et de la combustion du bois en général. Dans le cas du soulèvement de poussières dans les champs, le taux d'incertitude peut atteindre un facteur de 2, voire plus. Un autre type d'émissions difficile à estimer est celui des gaz d'échappement des véhicules non routiers, les tendances étant toutefois moins sujettes à caution que les chiffres absolus. D'autre part, les émissions identifiées sont nettement plus faciles à quantifier que les émissions diffuses. Diverses études ciblées (ASTRA 2003, OFEFP 2002) ont par ailleurs permis de réduire sensiblement les taux d'incertitude concernant les émissions diffuses des transports routiers et ferroviaires. Parmi les matériaux en vrac, le sable, le gravier et le calcaire sont les principaux émetteurs de poussières fines. Comme ces matériaux sont généralement exploités loin des zones densément peuplées, leur influence sur la charge en particules dans les villes devrait être relativement moindre. C'est le contraire pour les véhicules diesel non équipés d'un filtre.

Marges d'erreur relativement importantes dans l'estimation des émissions

Outre la répartition géographique et les incertitudes dans le calcul des émissions, il importe de prendre en compte le facteur temps. Pendant les mois d'hiver, les plus chargés en particules, les chauffages tournent à fond (mazout, bois, gaz), alors que les travaux agricoles (épandage, travail des champs, p. ex.) sont fortement ralentis. L'incinération de déchets forestiers et agricoles est probablement à son point culminant en hiver, alors que l'exploitation des carrières de sable, de ballast, de gravier et de calcaire diminuent leur activité.

Le chapitre suivant traite des émissions primaires de PM₁₀, de PM_{2,5} et de suies (de diesel) en Suisse pendant la période 2000 à 2020. Les émissions de PM_{2,5} ont été

calculées à partir des émissions de PM10, sur la base des rapports PM2,5/PM10 mesurés et estimés pour divers processus et sources d'émissions. On a ainsi admis que les émissions de gaz d'échappement du trafic routier sont constituées à 100 % de PM2,5, alors que dans le cas de l'abrasion des rails, la part de PM2,5 ne dépasse pas 25 %. Les émissions de suie de diesel ont été extrapolées sur la base des PM10 sortant des pots d'échappement.

2.2 Inventaires d'émissions de poussières fines primaires provenant de sources anthropogènes

En 2000, une part prépondérante des 21 000 à 23 000 tonnes de PM10 primaires et des 10 000 à 12 000 tonnes de PM2,5 primaires provenaient de l'agriculture et de la sylviculture, de l'industrie et de l'artisanat, ainsi que des transports. Pour ce qui est des 2000 à 4000 tonnes de suie en suspension, la majeure partie provenaient des transports, suivis de l'agriculture et de la sylviculture, à égalité avec l'industrie et l'artisanat. En 2020, les transports seront le plus gros émetteur tant de PM10 que de suies, alors que la majeure partie des PM2,5 seront émises par l'industrie et le commerce.

Le tableau (tabl. 5) montre la part de chacune des catégories de sources anthropogènes de PM10, de PM2,5 et de suies primaires, ainsi que les émissions globales des diverses fractions de particules en Suisse pendant la période 2000 à 2020, exprimées en tonnes. En 2000, la plupart des PM10 et des PM2,5 provenaient de l'agriculture et de la sylviculture, de l'industrie et de l'artisanat, ainsi que des transports, alors que la plupart des suies étaient émises par les transports, suivis de l'agriculture et de la sylviculture, ainsi que de l'industrie et l'artisanat. Avec les mesures déjà arrêtées et les mesures prévisibles, les émissions de PM10 seront abaissées à 18 000 tonnes par année d'ici 2020, celles de PM2,5 à quelque 7000 tonnes et les émissions de suie à environ 1300 tonnes par an. Selon les prévisions, en 2020, les transports seront le principal émetteur aussi bien de PM10 que de suie, alors que la plus grande quantité de PM2,5 proviendra de l'industrie et de l'artisanat. Il convient encore de remarquer que les chiffres cités correspondent aux émissions d'une année entière, et que la part de chacune des sources dans les émissions globales tend à varier selon la saison. Par ailleurs, ces parts relatives ne correspondent pas forcément à la part de chacune des sources dans l'exposition de la population: les particules émises par les bus, les voitures de tourisme, les voitures de livraison et certains engins de chantier le sont à proximité d'une plus grande partie de la population que celles émises par les machines agricoles et forestières, par exemple.

Émissions de PM10, de PM2,5 et de suie

Tabl. 5 > Emissions de PM10, de PM2,5 et de suie en 2000 et en 2020, en tonnes.

Groupe de sources	2000 (estimations parfois grossières)			2020 (prévisions parfois très incertaines)		
	PM10	PM2,5	Suie	PM10	PM2,5	Suie
Agriculture et sylviculture	env. 6700	env. 3000	500-1000	env. 5400	env. 1800	200-400
Industrie et artisanat	env. 6500	env. 3200	400-800	env. 5200	env. 2600	50-150
Transports	env. 6300	env. 2800	1200-1600	env. 5800	env. 1700	600-1000
Ménages	1500-3500	1000-3000	200-600	1000-2000	500-1500	50-150
Total	21 000-23 000	10 000-12 000	2300-4000	17 400-18 400	6600-7600	900-1700

Les figures Fig. 10 et Fig. 11 montrent la part (en pour cent) des divers groupes de sources dans les émissions globales de PM10 et PM2,5.

Fig. 10 > Emissions de PM10 réparties par groupes d'émetteurs (agriculture et sylviculture, industrie et artisanat, transports, ménages) en 2000 (à gauche) et en 2020 (à droite).

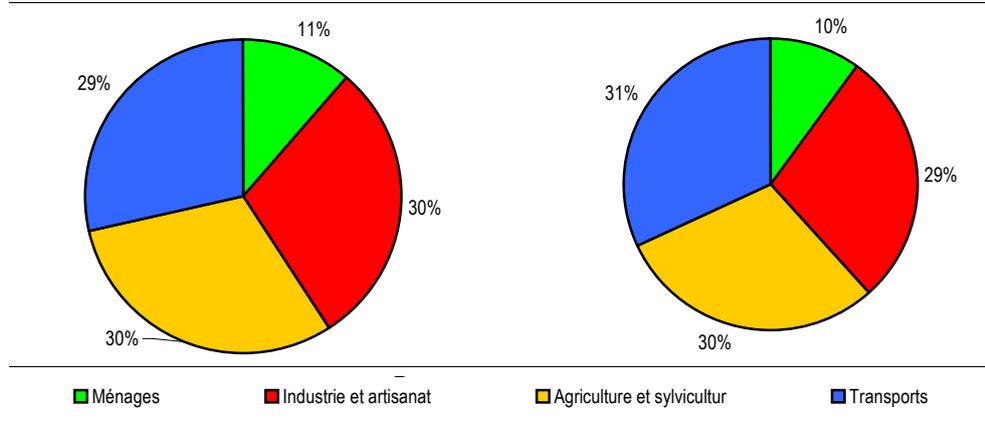
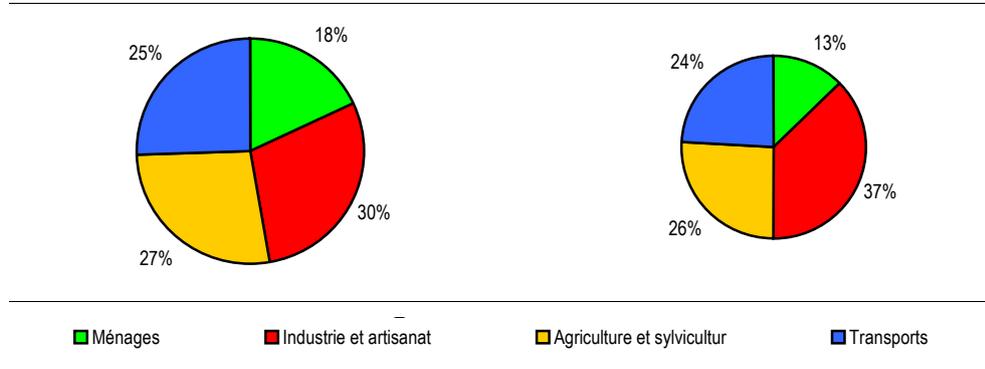


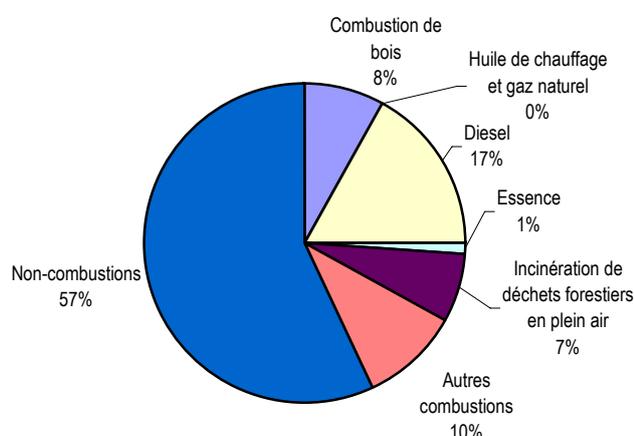
Fig. 11 > Emissions de PM2,5 par groupes d'émetteurs en 2000 (à gauche) et en 2020 (à droite).



Sur l'ensemble des PM10 émises en 2000, quelque 10 000 tonnes ou environ 45 % proviennent de processus de combustion. Il s'agit essentiellement d'aérosols de suies

provenant de moteurs diesel, ainsi que de particules émises par les installations de petite taille de combustion de bois et par la combustion en plein air de déchets agricoles et forestiers. Le reste des particules fines proviennent avant tout de phénomènes d'abrasion et de resuspension. Le trafic routier, par exemple, génère des quantités phénoménales de particules générées par l'abrasion des pneus, des freins et du revêtement routier. Les transports ferroviaires, les chantiers, le soulèvement de poussières dans les champs et les étables jouent eux aussi un rôle.

Fig. 12 > Sources de PM10 en 2000; total env. 21 000–23 000 tonnes.



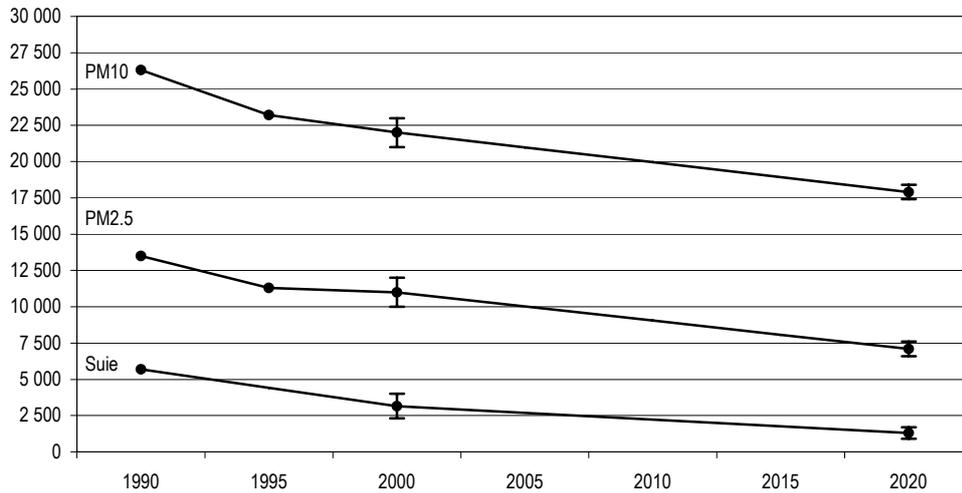
2.3 Tendances et scénarios pour l'avenir

2.3.1 Emissions de PM10, de PM2,5 et de suie de 1990 à 2020

Grâce aux efforts entrepris pour réduire les émissions polluantes totales de l'industrie et de l'artisanat, des installations de combustion et des véhicules à moteur, les émissions de PM10 primaires ont diminué de façon constante ces dernières années, pour atteindre aujourd'hui entre 21 000 et 23 000 tonnes par an. Avec les mesures décidées à ce jour et celles qu'il est prévu de prendre, le niveau des émissions de PM10 continuera de s'abaisser et devrait avoisiner 18 000 tonnes par an en 2020. En exploitant à l'avenir tous les moyens disponibles pour réduire les émissions, nous pourrions les ramener à environ 15 000 tonnes par an d'ici 2020, voire, en épuisant complètement toutes les mesures et en redoublant encore nos efforts, à un niveau de 12 500 tonnes par an (OFEFP 2005). Un tel abaissement permettrait d'atteindre les objectifs en matière d'émissions et de ramener presque partout en Suisse la charge de PM10 en deçà des valeurs limites d'immission. *Pour ce qui concerne les émissions de PM2,5 et de suie, les prévisions actuelles présentent encore un niveau d'imprécision relativement élevé.*

Les prévisions d'émissions de PM2,5 et de suie présentent des niveaux d'incertitude élevés.

Fig. 13 > Emissions (en milliers de tonnes par an) de PM10, de PM2,5 et de suie de 1990 à 2020.



2.4 Emissions actuelles et futures de gaz précurseurs

Après avoir atteint un niveau maximum au milieu des années 1980, les émissions d'oxydes d'azote et de composés organiques volatils non méthaniques ont entamé une baisse constante, qui devrait se poursuivre avec la mise en œuvre des mesures déjà arrêtées. On prévoit ainsi une diminution de 45 % des émissions d'oxydes d'azote et des COVNM entre 2000 et 2020. En 2020 comme en 2000, les transports constituent le principal émetteur d'oxydes d'azote, alors que la majeure partie des COVNM proviennent de l'industrie et de l'artisanat. Les émissions d'ammoniac, établies au moyen d'un calcul, ont pour leur part diminué de 20 % environ entre 1990 et 2000, et l'on ne prévoit plus qu'une faible baisse au cours des années qui viennent. Si le plus grand émetteur d'ammoniac reste et restera l'agriculture, de grandes incertitudes subsistent quant à l'évolution des émissions de cette substance enregistrées jusqu'ici et à leur évolution future. Les émissions de dioxyde de soufre ont quant à elles fortement diminué entre 1980 et 2000, et devraient s'abaisser encore de 20 % environ d'ici 2020. Les objectifs définis pour le SO₂ sont donc atteints tant pour ce qui est des émissions que des immissions, mais le principe de précaution et la loi veulent néanmoins que les émissions et la charge en SO₂ soient maintenues à un niveau aussi bas que possible.

Émissions d'oxydes d'azote NO_x, de composés organiques volatils (COV), d'ammoniac (NH₃) et de dioxyde de soufre SO₂

2.4.1 Emissions de gaz précurseurs

Tabl. 6 > Emissions de gaz précurseurs par groupes de sources, en milliers de tonnes.

Groupe de sources	2000				2020			
	NO _x	COVNM	NH ₃	SO _x	NO _x	COVNM	NH ₃	SO _x
Agriculture et sylviculture	14 500	8 700	57 800	200	11 200	5 500	57 300	200
Industrie et artisanat	23 600	80 200	1 200	11 700	15 000	48 400	1 300	10 500
Transports	58 100	30 600	1 400	1 600	24 500	9 000	1 000	100
Ménages	6 000	17 300	100	4 100	4 800	16 300	100	3 800
Total	102 200	136 800	60 500	17 600	55 500	79 200	59 700	14 600

Les chiffres cités pour ces gaz se basent sur le dernier Inventaire suisse des émissions EMIS (OFEV, en préparation). Cet inventaire détaille les émissions générées sur le territoire suisse (principe de territorialité, trafic aérien cycle LTO). Les émissions d'oxydes d'azote et de COVNM ont diminué de façon constante après avoir atteint un niveau maximum au milieu des années 1980 et cette baisse devrait se poursuivre avec la mise en œuvre des mesures déjà arrêtées. Comme les précurseurs des particules fines sont également des précurseurs de l'ozone et sont aussi responsables des dépôts excessifs de composés acides et de composés azotés, la mise en œuvre de la stratégie de lutte contre l'ozone et du concept de respect des charges et niveaux critiques (Protocole de Göteborg de la Convention CEE/ONU de 1999 sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, entré en vigueur en décembre 2005) permettrait aussi de réduire suffisamment les concentrations de poussières fines secondaires. Les deux stratégies exigent que l'on diminue de moitié au moins les émissions de précurseurs. Les mesures arrêtées jusqu'ici ne permettent toutefois pas d'atteindre ces objectifs, de sorte que des mesures supplémentaires s'imposent (cf. chap. 5).

Selon les estimations effectuées par la Haute école suisse d'agronomie (HESA) de Zollikofen, les émissions d'ammoniac ont diminué de 20 % environ entre 1990 et 2000, mais les valeurs d'immissions mesurées ne permettent pas de confirmer cette tendance. (CFHA 2005). Les inventaires des émissions d'ammoniac sont en cours d'actualisation. Les chiffres cités dans ce rapport pour les émissions souffrent d'une incertitude relativement élevée et doivent être considérés comme provisoires.

Les émissions de dioxyde de soufre ont fortement baissé entre 1980 et 2000. Les objectifs écologiques concernant les émissions et les immissions de cette substance sont pour l'heure atteints. Le principe de précaution veut toutefois que l'on maintienne les émissions et la charge en dioxyde de soufre à des niveaux aussi bas que possible.

Les figures Fig. 14 à Fig. 17 montrent les parts de chaque groupe de sources dans les émissions globales des quatre précurseurs des particules fines.

Les gaz précurseurs des particules fines sont aussi précurseurs d'ozone et sont responsables des apports excessifs d'acides et d'azote.

Émissions d'ammoniac

Fig. 14 > Emissions de NO_x par groupes de sources en 2000 (à gauche) et en 2020 (à droite).

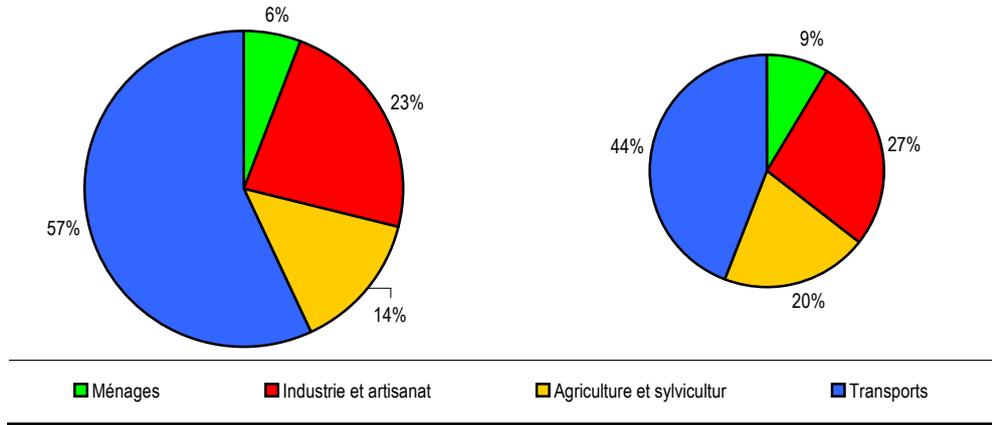


Fig. 15 > Emissions de COVNM par groupes de sources en 2000 (à gauche) et en 2020 (à droite).

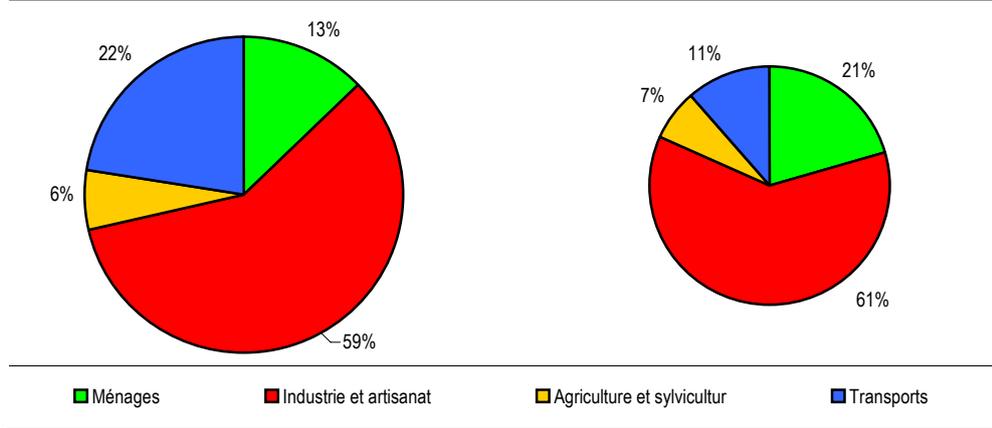


Fig. 16 > Emissions de NH₃ par groupes de sources en 2000 (à gauche) et en 2020 (à droite).

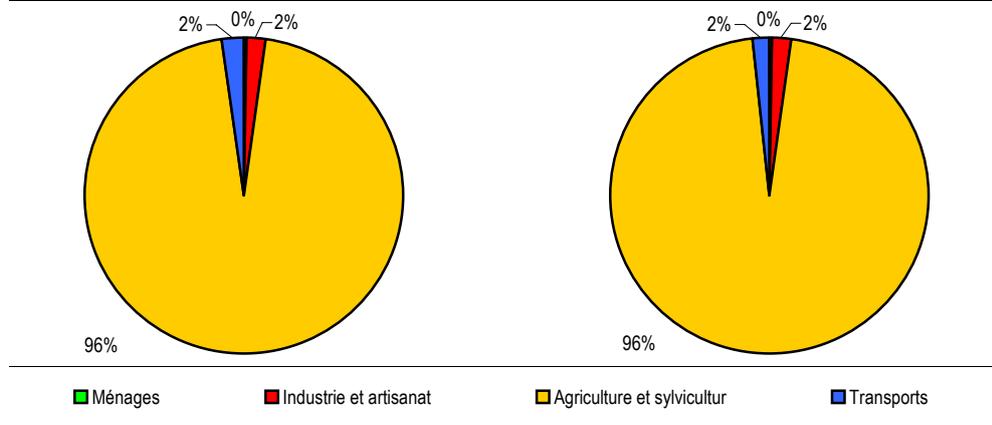
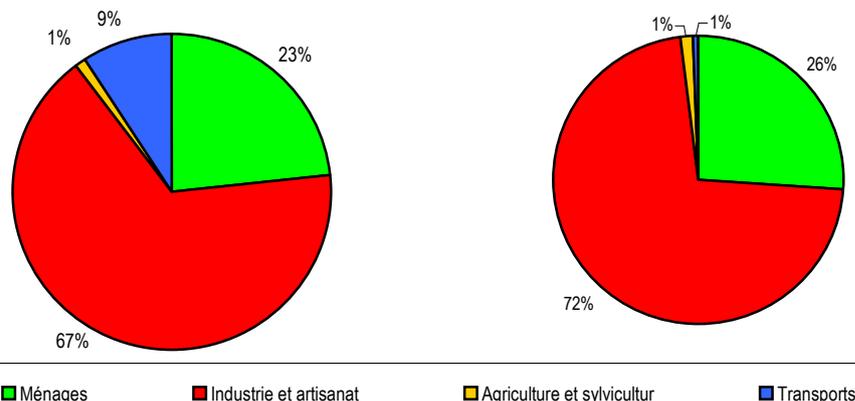


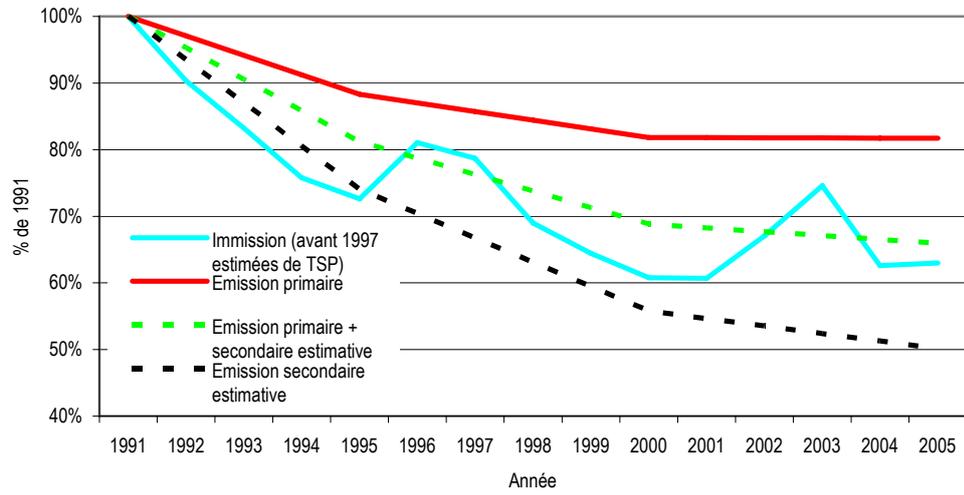
Fig. 17 > Emissions de SO_x en 2000 (à gauche) et en 2020 (à droite).

2.5 Evolution relative des émissions et des immissions de PM₁₀, de 1990 à 2005

La figure Fig. 18 montre l'évolution des émissions et des immissions de PM₁₀ de 1995 à 2005. Les immissions de PM₁₀ (moyenne de 13 stations de mesure NABEL) suivent une baisse plus rapide que les émissions de PM₁₀ primaires pendant la même période. C'est là une évolution logique, puisque la moitié environ de immissions de PM₁₀ est due à des substances secondaires. Ces particules fines se forment dans l'atmosphère à partir des gaz précurseurs NO_x, COVNM, NH₃ et SO_x. Or les émissions de NO_x, de COVNM et de SO_x ont baissé plus fortement que les émissions primaires de PM₁₀. Si l'on détermine la combinaison des «émissions» primaires et secondaires, on obtient une courbe qui coïncide d'assez près avec l'évolution des immissions telle qu'elle a été mesurée (OFEFP 2005).

Entre 1990 et 2000, les immissions de PM₁₀ ont diminué davantage que les émissions primaires de PM₁₀.

Fig. 18 > Evolution des émissions et des immissions de PM10 de 1990 à 2005.



3 > Charge en particules fines dans l'atmosphère

3.1 Méthodes de mesure

Pour déterminer les concentrations des particules dans l'atmosphère, on procède en général en pesant les poussières déposées sur un filtre et en divisant la masse obtenue par le volume d'air aspiré à travers celui-ci. La pesée, ou procédé gravimétrique, constitue la méthode de référence. Il existe aujourd'hui divers appareils automatiques (moniteurs) effectuant le même type de relevés. S'ils procurent certes une meilleure résolution temporelle des données et simplifient considérablement le travail, ils ne sont pas encore considérés comme parfaitement équivalents et doivent toujours être calibrés par rapport à la méthode de référence.

Pour connaître la concentration numérique des particules, qui intéresse de plus en plus les spécialistes aux côtés de la masse, on recourt à des compteurs de noyaux de condensation, capables de déceler les particules à partir d'un diamètre de 7 nm. La distribution des particules en fonction de leur taille (granulométrie) peut être déterminée à l'aide d'une variété d'appareils de mesure. Lorsqu'on établit des comparaisons, il faut cependant se rappeler que la définition de la taille des particules peut varier légèrement selon la méthode de mesure.

3.1.1 Méthode gravimétrique

La détermination gravimétrique de poussières déposées sur un filtre reste la méthode la plus répandue pour mesurer les particules en suspension. Méthode de référence utilisée aussi bien en Europe qu'aux Etats-Unis, elle consiste à filtrer un volume d'air donné et à peser le filtre avant et après prélèvement de l'échantillon, à température et hygrométrie constantes.

Les méthodes de référence pour les PM₁₀, décrites dans la norme EN12341, sont appliquées depuis plusieurs années déjà, au même titre que les exigences d'équivalence des procédés (CEN 1998). Pour la fraction des PM_{2,5}, diverses méthodes de référence comparables ont été mises au point. Elles ont été approuvées par la majorité des associations nationales de normalisation à l'été 2005 et sont entrées en vigueur en tant que norme EN14907 (CEN 2005).

Tous les appareils de relevé gravimétrique sont constitués d'une tête de prélèvement, d'un filtre et d'une pompe réglée pour faire passer un volume d'air exactement défini.

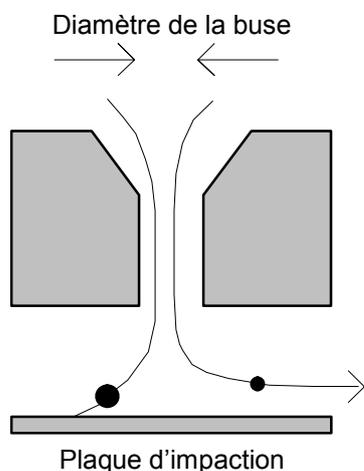
La mesure gravimétrique manuelle constitue la méthode de référence.

Les têtes de prélèvement servent à prélever une certaine fraction de particules dans l'air ambiant et à acheminer l'échantillon avec le moins de pertes possible jusqu'au dispositif de mesure (filtre). Pour les mesures de PM10, la tête de prélèvement doit laisser entrer toutes ou quasi toutes les particules de diamètre aérodynamique inférieur à 10 µm, en rejetant toutes ou quasi toutes les particules de diamètre supérieur (seuil de coupure à 10 µm). La plupart des dispositifs courants se basent sur le principe d'impaction.

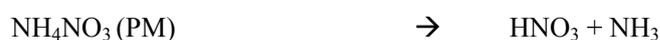
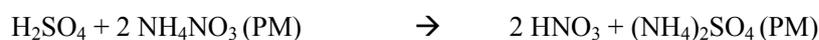
Pour la séparation par impaction (fig. 19), l'air et les particules qu'il contient sont aspirés et conduits à travers une série de buses, où ils forment un jet d'aérosol. Celui-ci est dirigé vers une plaque d'impaction, qui le détourne. En raison de leur inertie, les particules lourdes ne peuvent suivre le jet et s'écrasent sur la plaque d'impaction. Les dimensions de la buse d'air et le volume d'air pulsé à travers le système doivent être réglés en fonction du seuil de coupure désiré (Hinds 1999). Afin d'éviter que les particules retenues ne soient resoulevées par le flux d'air, on enduit en règle générale la plaque d'une substance collante (graisse ou huile), et il est nécessaire de la nettoyer régulièrement.

L'échantillon ainsi prédéfini est ensuite recueilli dans un filtre. Comme le montre la Fig. 20, un filtre présente l'avantage décisif par rapport à d'autres procédés, comme les impacteurs ou les cyclones, de faire jouer simultanément plusieurs mécanismes de séparation: impaction, interception et diffusion. Il peut donc retenir même les particules les plus fines. La taille critique est celle des particules d'un diamètre compris entre 0,1 et 0,3 µm, où l'impaction et l'interception perdent de leur efficacité et où les phénomènes de diffusion n'entrent pas encore entièrement en jeu. Un choix judicieux de filtre et des conditions d'utilisation adéquates permettent toutefois de maintenir la perte d'efficacité à un niveau minime pour cette fraction également. Les filtres utilisés pour mesurer les immissions doivent pouvoir retenir les particules de 0,3 µm avec un taux d'efficacité supérieur à 99,5 %.

Fig. 19 > Séparation des particules dans l'impacteur de la tête de prélèvement.



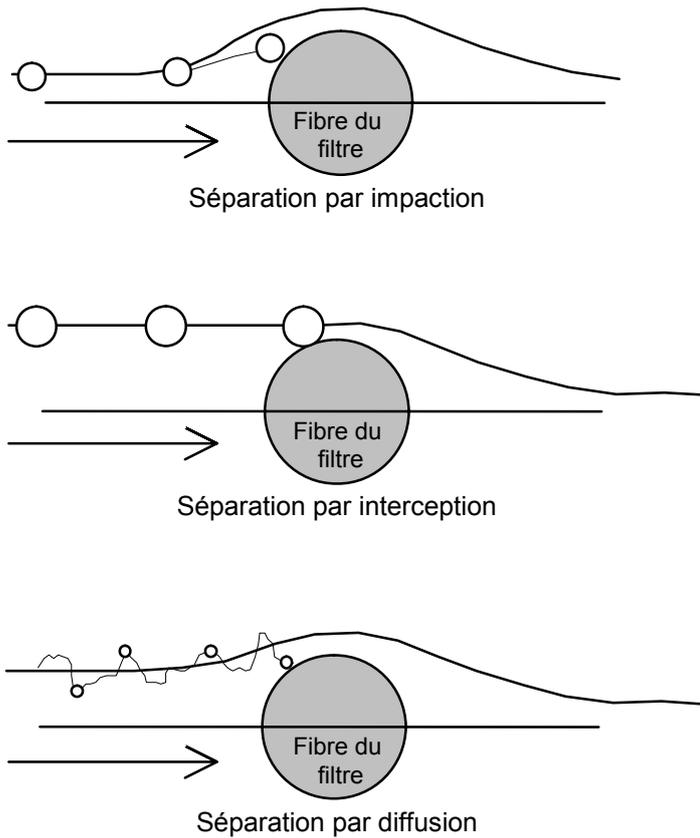
Les normes appliquées aux mesures donnent une définition fonctionnelle des particules. Constituent ainsi des particules le contenu d'un filtre au cours d'un prélèvement standard. Ce contenu ne correspond bien sûr pas forcément à la charge en particules de l'air ambiant. Théoriquement, les filtres peuvent aussi bien accroître que réduire la masse des particules. Voici quelques réactions typiques qui peuvent se produire:



Divers facteurs déterminent si ces réactions revêtiront de l'importance. Outre la température, d'éventuelles fortes variations des concentrations au cours de la période d'échantillonnage peuvent aussi jouer un rôle (déplacements du point d'équilibre). Les pertes peuvent résulter de l'évaporation de composés organiques volatils adsorbés sur les particules, surtout dans le cas des filtres devant être chauffés, d'une chute de la pression du flux traversant le filtre ou de périodes de prélèvement prolongées. Dans l'ensemble, les pertes de masse sont plus fréquentes (notamment pour les nitrates d'ammonium) que la formation de nouveaux composés dans les filtres.

En Suisse, les mesures gravimétriques sont surtout effectuées à l'aide d'appareils à haut débit, comme le Digitel DHA 80. Grâce à son dispositif automatique de changement des filtres, celui-ci peut-être utilisé dans le cadre de réseaux, tel le NABEL. Le débit d'air élevé (30 m³/h) qui traverse l'appareil permet de prélever de grandes quantités de particules et facilite l'analyse de éléments-traces, à condition d'utiliser des matériaux filtrants appropriés. Le procédé est équivalent à la méthode de référence selon la norme EN12341 (UMEG 1999).

Fig. 20 > Rétention des particules sur les fibres du filtre sous l'effet de divers phénomènes: a) Impaction: l'inertie élevée d'une particule empêche celle-ci de suivre le flux d'air et elle heurte la fibre; b) Interception: la particule s'approche d'une fibre à une distance inférieure à son rayon; c) Diffusion: la particule vient au contact de la fibre sous l'effet du mouvement brownien.



3.1.2 Méthodes non gravimétriques (moniteurs)

Les procédés gravimétriques de référence comportent plusieurs inconvénients majeurs. Tout d'abord, ils sont laborieux et chers. Ensuite, la procédure analytique d'équilibrage et de pesage des filtres s'étendant sur plusieurs jours, les résultats ne sont pas disponibles immédiatement. Enfin, l'analyse porte généralement sur un échantillon prélevé sur 24 h, de sorte que l'on ne dispose d'aucune information sur les variations de la charge en particules au cours de la journée.

Les moniteurs de particules sont pratiques, mais posent un certain nombre de problèmes.

Il est possible de contourner ces difficultés en recourant à des moniteurs qui mesurent les poussières fines en continu. De tels moniteurs sont d'ores et déjà utilisés par différents réseaux de mesure. Pour effectuer leurs relevés, ils se fondent sur deux principes différents.

Les jauges β (bêtamètres), sont constituées, à l'instar des gravimètres, d'une tête de prélèvement, d'un filtre et d'une pompe réglée sur un certain débit d'air. Mais au lieu de peser les filtres, on dirige sur eux un faisceau continu de rayons β (provenant d'une source de krypton-85, par exemple) et l'on détermine le degré d'atténuation du rayonnement engendré par les particules déposées sur le filtre. Moyennant une calibration appropriée, cette atténuation du rayonnement peut permettre de déduire la masse de particules. Dans le cas de la microbalance à variation de fréquence (TEOM: *tapered element oscillating microbalance*), le filtre est monté sur la pointe d'un très fin conduit creux, au travers duquel est aspiré l'air à examiner. On mesure la fréquence de résonance de l'élément filtrant, fréquence qui est fonction de la masse de poussière qu'il a piégée.

Pour l'heure, ces systèmes de monitoring ne peuvent hélas pas être considérés comme parfaitement équivalents aux procédés de référence. Les écarts des résultats s'expliquent notamment par la nécessité de chauffer légèrement le filtre (à 30 ou à 50 °C généralement) pour éviter la condensation par temps humide. Le système détecterait en effet la masse de l'eau de condensation et le signal s'en trouverait faussé. Le chauffage des filtres provoque toutefois des pertes variables et imprévisibles de certains composés semi-volatils constitutifs des particules récoltées, et surtout de nitrate d'ammonium, qui peut représenter une part importante des particules en suspension. L'ampleur des variations que peuvent subir les concentrations de ces composés semi-volatils est telle, qu'il est impossible de les compenser de façon simple, par exemple à l'aide d'un facteur de conversion constant.

Vu les inconvénients de la méthode gravimétrique, évoqués au début de ce chapitre, il serait souhaitable que les réseaux de mesure puissent recourir plus largement aux moniteurs et l'on s'active actuellement à rechercher des méthodes permettant d'accroître la fiabilité des résultats fournis par ce type d'appareils. Dans le réseau NABEL, qui utilise des bêtamètres depuis un certain temps déjà, l'utilisation combinée de moniteurs et de mesures gravimétriques tous les quatre jours s'est avérée payante (Gehrig et al., 2005).

Le nouveau système FDMS (*filter dynamics measurement system*), dérivé du système TEOM, semble très prometteur. Il consiste à recueillir tout d'abord les PM10 sur un filtre de mesure, puis à faire circuler de l'air propre à travers le même filtre. Dans cette deuxième phase, les processus de désorption (pertes) se poursuivent, sans que de nouvelles poussières ne se déposent. On enregistre également ces pertes, afin de pouvoir calculer un facteur de correction de la masse de particules précédemment mesurée. Les premiers essais comparatifs effectués avec ce système et le système de référence ont révélé des taux de concordance très intéressants.

3.1.3 Mesure du nombre de particules et répartition par tailles

Depuis quelque temps, on a cessé de se concentrer uniquement sur la concentration massique de particules fines pour s'intéresser aussi à leur nombre et à leur répartition par taille (granulométrie). Les particules ultrafines (<100 nm), en particulier, ne repré-

sentent qu'une part minime de la masse totale de particules et ne sont pas prises en compte de façon adéquate par les mesures de PM10 et de PM2,5.

Pour mesurer la concentration numérique d'un certain type de particules dans l'air, on recourt en règle générale à des compteurs de noyaux de condensation. L'air aspiré dans le système est tout d'abord conduit à travers une chambre saturée de vapeur de butanol (alcool butylique). Le butanol se condense sur les particules qui traversent la chambre, leur faisant atteindre une taille optimale pour le compteur optique au laser. Jusqu'à une concentration d'environ 10 000 particules par cm^3 , il est possible de procéder par comptage des impulsions lumineuses diffractées par chaque particule (comptage individuel). Au-delà, on procède par mesure de l'intensité lumineuse globale diffractée (mode photométrique) et par conversion en concentration de particules sur la base d'une fonction calibrée en atelier. Le système détecte les particules à partir d'une taille d'environ 7 nm. Le seuil de coupure supérieur de l'échantillonnage ne joue aucun rôle, aussi longtemps qu'il est supérieur à 1 μm environ, étant donné que le nombre de particules nanométriques est supérieur de plusieurs ordres de grandeur.

Divers procédés sont utilisés pour obtenir des informations sur la répartition granulométrique des aérosols, comme les compteurs de particules optiques, les APS (*aerodynamic particle sizer*) pour la fraction de 500 nm à 10 μm et les SMPS (*scanning mass particle sizer*) pour la fraction de 10 nm à 1 μm . Les systèmes ELPI (*electric low pressure impactor*) couvrent quant à eux la fraction de 10 nm à 10 μm . Il est parfois difficile de comparer les relevés effectués à l'aide de ces divers systèmes, leurs principes de mesure correspondant à plusieurs définitions du diamètre des particules qui ne concordent pas tout à fait. Seuls les APS procèdent par mesure directe du diamètre aérodynamique des particules.

3.2 Les immissions de poussières fines en Suisse

Outre les relevés de PM10 destinés à vérifier si les valeurs limites sont respectées, on procède en Suisse à la mesure d'autres fractions de particules, comme les PM2,5 et les PM1. Si la fraction des PM2,5 constitue le critère de référence pour les poussières alvéolaires, les PM1 livrent quant à elles de précieuses informations sur les sources de polluants. Or il s'avère que les concentrations de ces deux fractions sont le plus souvent étroitement corrélées et qu'en l'absence d'une source locale dominante, leur répartition géographique est étonnamment homogène.

Les concentrations numériques de particules, au sein desquelles les nanoparticules dotées d'une durée de vie très courte sont massivement surreprésentées, reflètent beaucoup plus nettement que les fractions PM les émissions locales de particules de combustion.

3.2.1 Choix des paramètres de mesure

Comme nous l'avons vu dans la section 1.1, la poussière en suspension dans l'atmosphère est constituée non pas d'une substance unique et bien définie comme l'ozone ou le dioxyde de soufre, mais d'un mélange extrêmement complexe de particules de toutes tailles et compositions chimiques. On ne peut donc la décrire de façon satisfaisante à l'aide d'un seul paramètre de mesure. Idéalement, les relevés devraient détailler la répartition des poussières par tailles, ainsi que la morphologie et la composition chimique de chaque classe de grandeur. Seuls des investissements démesurés permettraient d'atteindre un tel niveau de précision. Et il serait ensuite quasi impossible de gérer la quantité de données obtenues.

Dans les réseaux de mesure modernes, la charge en particules fines est déterminée à l'aide d'un petit nombre de paramètres, soigneusement sélectionnés selon les effets et les groupes de sources dont on veut assurer le suivi.

Le paramètre de loin le plus important et le plus étroitement surveillé, et également utilisé pour définir les valeurs limites d'immission en Europe, est celui des **PM10**, soit la concentration massique des particules de diamètre aérodynamique inférieur à 10 µm. Selon la norme ISO 7708 (ISO 1995), les PM10 constituent la fraction thoracique des poussières fines, à savoir la fraction pouvant franchir le larynx pour aboutir dans les bronches et les poumons (fig. 21). Mais la recherche sur les effets des particules s'intéresse aussi aux fractions plus fines, capables de pénétrer jusque dans les alvéoles pulmonaires. La fraction **PM2,5**, elle aussi décrite dans la norme ISO 7708, comprend les aérosols issus de processus de combustion, mais aussi des aérosols secondaires et des particules encore plus fines, issues de processus mécaniques, ainsi que les particules géogènes. Du point de vue des sources d'émission ou des mécanismes de formation des particules, aucune de ces deux fractions ne permet de dresser un bilan complet des particules en suspension. C'est pourquoi on mesure parfois aussi, notamment au sein du NABEL, la fraction plus petite encore des **PM1**, troisième paramètre des concentrations massiques de particules. Les PM1 fournissent une bonne approximation de la somme des aérosols de combustion et des aérosols secondaires. L'indicateur résultant de leur soustraction des PM10 (PM10-PM1) permet aussi de connaître la somme des particules issues de processus mécaniques et des particules géogènes.

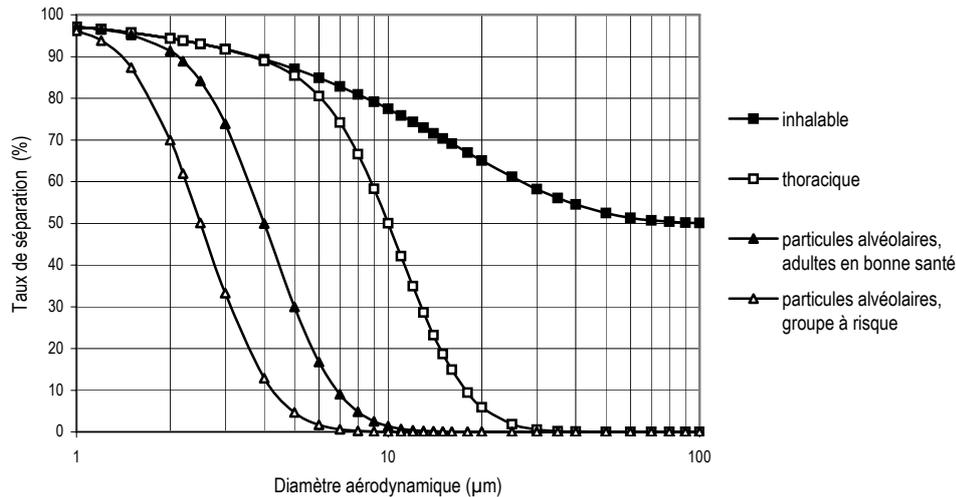
Les effluents gazeux fraîchement produits par un processus de combustion présentent une très forte teneur en particules en mode de nucléation, extrêmement petites (<100 nm). Leur masse étant quasi négligeable, elles ne sont pas prises en compte dans les mesures de concentration massique. De récentes études ont toutefois montré que ces particules extrêmement petites avaient des répercussions importantes sur la santé (Oberdorster et al., 2005). C'est pourquoi le réseau NABEL enregistre également depuis peu leurs **concentrations numériques** sur certains sites d'observation .

Les fractions PM10 et PM2,5 constituent les paramètres déterminants du point de vue sanitaire.

Les PM1 fournissent des informations supplémentaires sur les sources de polluants.

Le nombre de particules est un autre paramètre déterminant, qui n'est toutefois pas pris en compte par les procédés de mesure usuels.

Fig. 21 > Caractéristiques de séparation des particules (conventions d'échantillonnage ISO 7708) applicables aux mesures effectuées à des fins sanitaires (ISO 1995).



3.2.2 Evolution à long terme des immissions de PM10 en Suisse

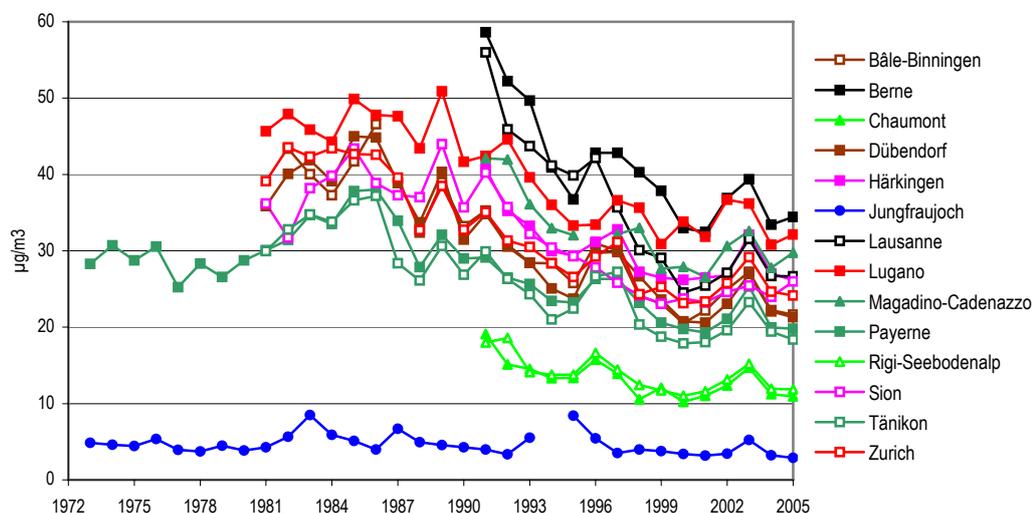
Depuis la mise en place du réseau de mesures NABEL, les immissions de particules en suspension ont été mesurées de façon uniforme et systématique selon la méthode gravimétrique. Au tout début, toutefois, les mesures portaient non pas sur les PM10, mais sur la quantité totale de poussières en suspensions (TSP). La tête de prélèvement était conçue de façon à laisser passer toutes les particules jusqu'à un diamètre de 20 à 30 µm. En janvier 1997, avec l'entrée en vigueur de nouvelles valeurs limites d'immission, le réseau est passé des TSP aux PM10. Des séries étendues de mesures comparatives, effectuées sur divers sites, ont alors permis d'estimer les concentrations en PM10 sur la base des données exprimées en TSP (Gehrig & Hofer, 2000). La fig. 22 montre l'évolution à long terme des concentrations de PM10 mesurées par les différentes stations du réseau NABEL. Dans l'ensemble, il apparaît que les concentrations ont encore augmenté jusqu'au milieu des années 1980. Dès données antérieures à 1981 n'existent toutefois que pour les stations de la Jungfrau et de Payerne. Après 1985, les concentrations vont en s'abaissant jusqu'en 2000. Pour la suite, on ne peut pas être formel sur une nouvelle tendance à la hausse, car certaines valeurs peuvent avoir subi l'influence de conditions météorologiques exceptionnelles (2003, p. ex.). On constate néanmoins que les charges en PM10 ont cessé de diminuer depuis 2000 environ et qu'elles dépassent souvent la valeur limite fixée par l'OPair, soit 20 µg/m³.

Les concentrations de PM10 stagnent à un niveau trop élevé.

Fig. 22 > Evolution à long terme des valeurs moyennes annuelles pour les PM10 en Suisse (Jungfrau: TSP; jusqu'en 1997, les données indiquées sont des valeurs TSP corrigées).

Les sites des stations NABEL répondent à la typologie suivante:

Berne, Lausanne:	Urbain, trafic
Lugano, Zurich:	Urbain
Bâle-Binningen, Dübendorf:	Suburbain
Härkingen, Sion:	Rural, autoroute
Payerne, Tänikon, Magadino-Cadenazzo:	Rural, altitude < 1000 m
Chaumont, Rigi-Seebodenalp:	Rural, altitude > 1000 m
Jungfrauoch:	Haute montagne



3.2.3 PM10, PM2,5 et PM1

Depuis 1998, certaines stations NABEL fournissent non seulement des données sur les PM10, mais aussi des indications sur les PM2,5 et, depuis 2003, aussi également sur les PM1. La fig. 23 donne un aperçu des moyennes annuelles et la fig. 24 illustre le rapport entre PM2,5 et PM10. Il est intéressant de constater combien ce rapport varie peu dans le temps et selon la station, ce malgré le fait que les stations présentent des caractéristiques extrêmement différentes. Une station fait exception: celle du site urbain à fort trafic de Berne, qui subit manifestement l'influence des particules générées par la circulation routière (abrasion).

Les concentrations de PM10 et de PM2,5 sont étroitement corrélées.

Les relevés des concentrations de PM1 sont très récents, mais il apparaît d'ores et déjà que les PM1 représentent environ 60 % de la fraction des PM10 sur les sites qui ne subissent pas une forte charge de particules grossières comme celui de Berne.

Les PM1 représentent environ 60 % des PM10.

Fig. 23 > Evolution à long terme des moyennes annuelles de PM10 (en haut), de PM2,5 (au milieu) et de PM1 (en bas) en Suisse.

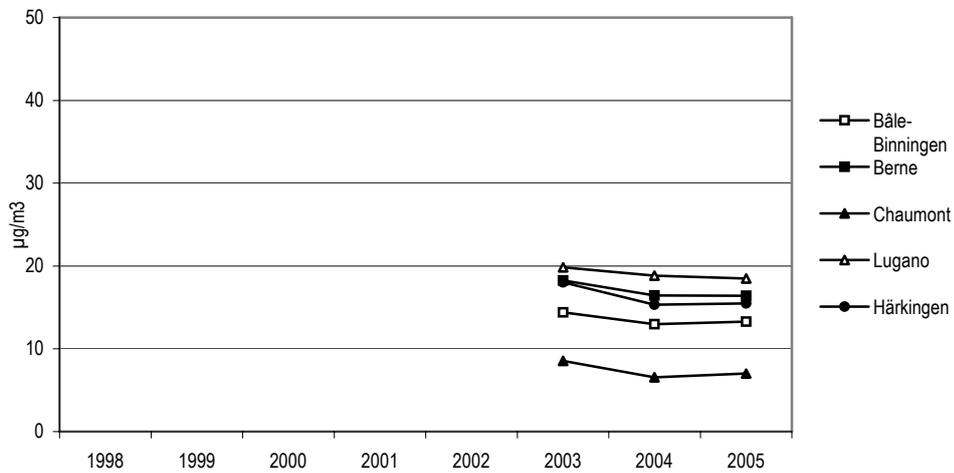
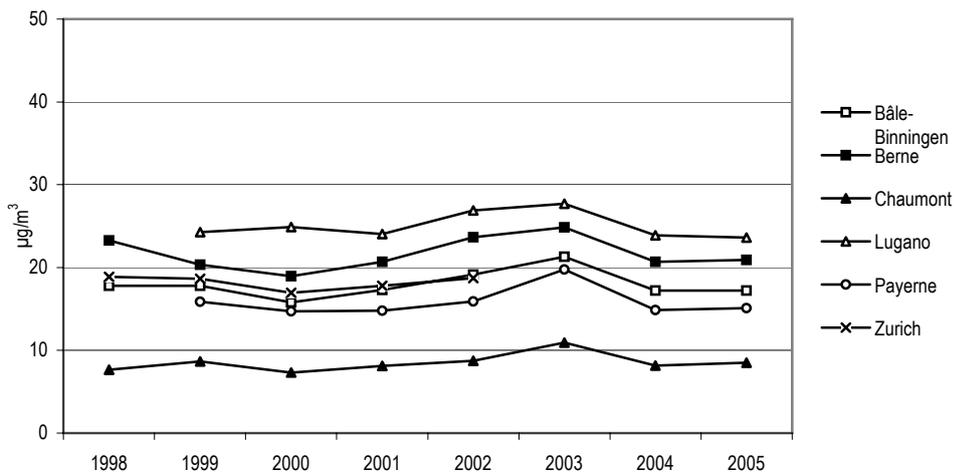
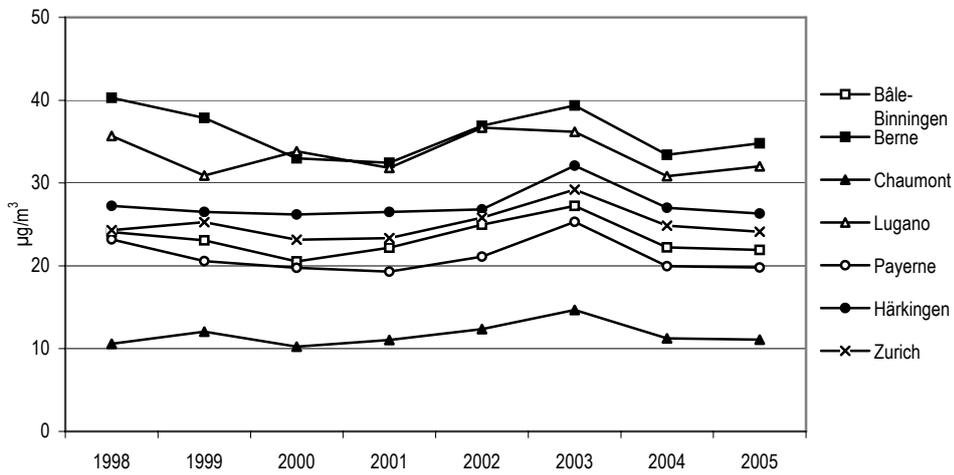
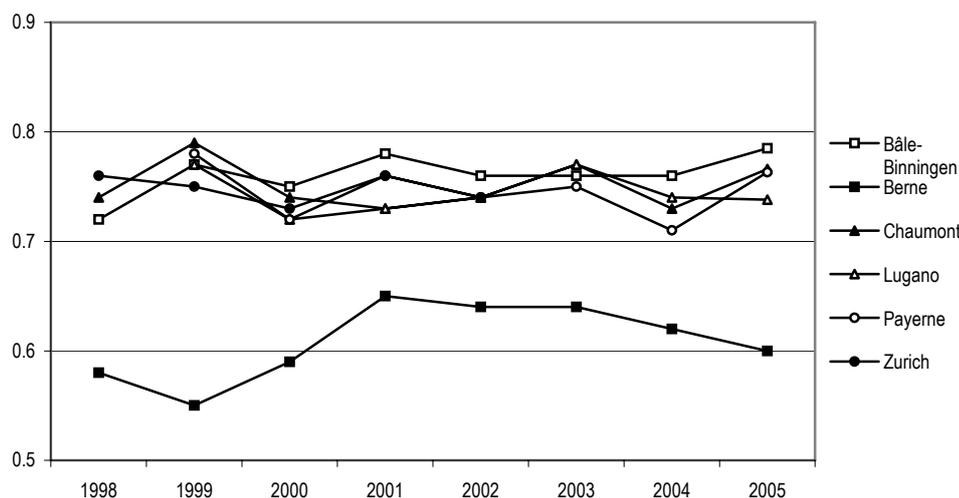


Fig. 24 > Evolution à long terme du rapport entre les moyennes journalières de PM2,5 et de PM10, en moyennes annualisées.



Comme l'illustre le tableau tabl. 7, les moyennes journalières des divers paramètres de concentration massique sont elles aussi étroitement corrélées.

Tabl. 7 > Coefficients de corrélation élevés au carré (r^2) des valeurs journalières de PM10, de PM2,5 et de PM1 depuis le démarrage des mesures.

	PM2,5 et PM10	PM1 et PM10
Bâle	0,94	0,83
Berne	0,86	0,79
Chaumont	0,85	0,81
Lugano	0,94	0,85
Payerne	0,94	
Härkingen		0,85

3.2.4 Rapports entre la charge en particules fines, la topographie et la météorologie.

L'examen des corrélations des valeurs journalières de PM10 entre les différentes stations de mesure permet de tirer des conclusions intéressantes sur la répartition géographique de la charge en particules sur le territoire suisse (Gehrig & Buchmann 2003).

Les coefficients de corrélation entre les cinq stations de mesure du Plateau que sont Dübendorf, Bâle-Binningen, Berne, Payerne et Zurich sont étonnamment élevés. Les taux de corrélation correspondants pour les PM2,5 ne diffèrent que très peu et tendent même à être plus élevés. Ce constat n'est pas surprenant, dans la mesure où la durée de séjour des PM2,5 dans l'atmosphère est plus longue que celle des PM10. Cela montre par ailleurs que l'évolution relative des teneurs en particules fines est déterminée bien

Les fractions PM10 et PM2,5 sont réparties de façon relativement homogène sur de vastes étendues.

moins par les événements locaux et les sources ponctuelles que par les conditions météorologiques globales et par les sources réparties sur tout le territoire (transports, p. ex.). Comme on peut s'y attendre, les sites de Chaumont, qui se trouve souvent au-dessus du seuil d'inversion des températures, et de Lugano, qui est séparé du reste de la Suisse par les Alpes, présentent des corrélations nettement moindres.

Certains coefficients de corrélation accusent par ailleurs une remarquable dépendance saisonnière. Nous nous proposons de l'illustrer à l'aide de trois exemples fondés sur les valeurs de PM_{2,5} mesurées entre 1998 et 2001:

La fig. 25 illustre le rapport entre les stations de Zurich et de Bâle pour ce qui est des PM_{2,5}. Bien que ces deux stations soient séparées par 72 km (à vol d'oiseau) et par la chaîne du Jura, haute de 600 à 800 m dans cette région, on observe une corrélation particulièrement étroite en été, mais aussi en hiver. Si l'on considère également les coefficients de corrélation très similaires entre les sites de Dübendorf, Berne et Payerne, on peut parler d'une haute corrélation des concentrations relatives de PM_{2,5} et de PM₁₀ sur les sites de basse altitude au nord des Alpes. On constate même des taux de corrélation étonnants pour les concentrations absolues de PM_{2,5}.

La figure fig. 26 établit une comparaison intéressante pour les PM_{2,5} entre les deux stations de Payerne et de Chaumont, relativement proches (24 km à vol d'oiseau) mais situées à des altitudes différentes (650 m de dénivelé). En été, alors que les couches de l'atmosphère sont généralement homogènes, on constate une corrélation étroite entre les deux stations, Chaumont affichant une concentration de PM_{2,5} inférieure de 20 % seulement à celle de Payerne. En hiver, en revanche, lorsque les situations d'inversion sont fréquentes, les concentrations des PM_{2,5} mesurées par les deux stations n'ont plus aucun rapport entre elles: à Chaumont, elles sont cinq fois plus faibles qu'à Payerne.

Bien que nos deux exemples se fondent uniquement sur les concentrations de PM_{2,5}, l'étroite corrélation existant entre PM_{2,5} et PM₁₀ permet d'étendre sans autres nos conclusions aux PM₁₀. Et comme les variations sont essentiellement liées à des phénomènes météorologiques, on peut partir du principe que la validité des observations ne se limite pas à la période 1998–2001.

Les durées de séjour relativement longues des particules fines dans l'atmosphère (cf. section 1.2) expliquent la répartition à très large échelle des particules primaires et secondaires sur tout le territoire européen. Les charges en PM₁₀ et en PM_{2,5} sont donc similaires sur des sites étrangers présentant des caractéristiques comparables. La fig. 8, au chapitre 1, donne un aperçu à l'échelle internationale des concentrations de PM₁₀ et de PM_{2,5}, ainsi que de la composition chimique des particules.

Fig. 25 > Dispersion et régression linéaire des valeurs journalières de PM2,5 à Zurich et à Bâle pour la période 1998–2001, en été (juin à août) et en hiver (décembre à février).

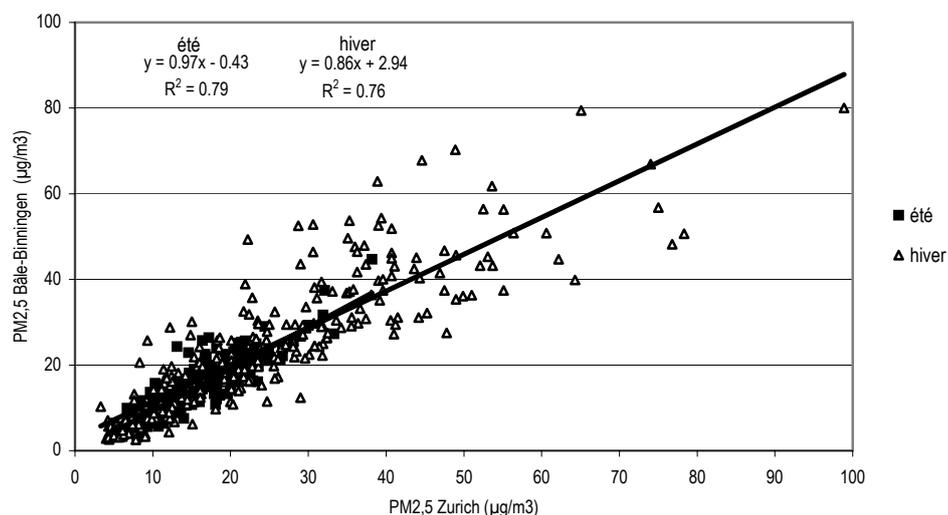
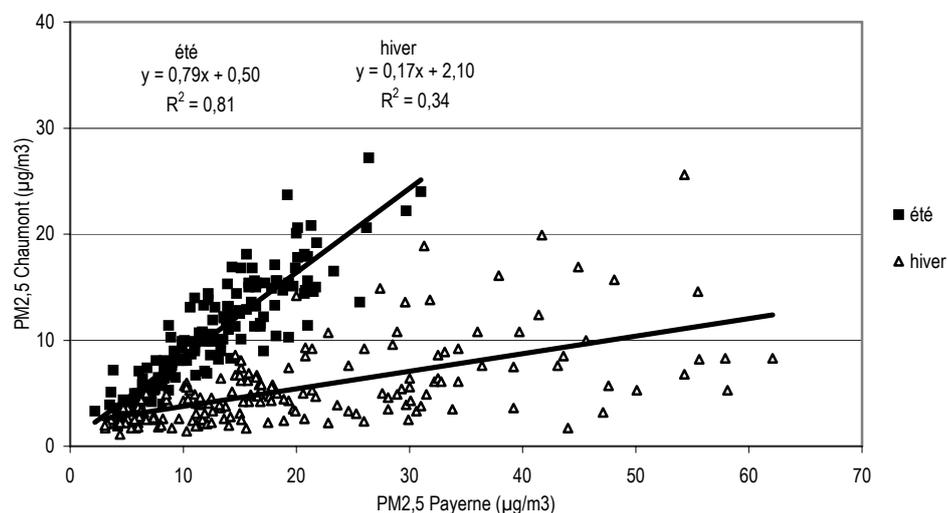


Fig. 26 > Dispersion et régression linéaire des valeurs journalières de PM2,5 à Chaumont et à Payerne pour la période 1998–2001, en été (juin à août) et en hiver (décembre à février).



3.2.5 Concentrations numériques de particules

Depuis 2003, certaines stations du réseau NABEL mesurent également les concentrations numériques des particules. Le tableau tabl. 8 en montre les moyennes annuelles. Les concentrations numériques représentent en premier lieu la charge en nanoparticu-

les, qui, vu leur masse totale négligeable, ne sont pas prises en compte dans les mesures conventionnelles. La corrélation avec les mesures de PM est faible (tabl. 9).

Tabl. 8 > Moyennes annuelles des concentrations numériques (particules/cm³).

	2004	2005
Bâle	11 877	17 405
Berne	34 671	33 180
Chaumont	3 844	3 814
Lugano	23 571	29 126
Härkingen	56 989	40 904

Tabl. 9 > Coefficients de corrélation (r²) entre les valeurs journalières de PM10 et de PM1 et le nombre de particules depuis le démarrage des mesures.

	PM10 et nombre de particules	PM1 et nombre de particules
Bâle	0,18	0,18
Berne	0,40	0,35
Chaumont	0,21	0,30
Lugano	0,03	0,08
Härkingen	0,07	0,06

La fig. 27 illustre l'évolution des moyennes mensuelles des concentrations depuis le début des mesures. Pour les stations situées en basse altitude, elle suit, comme on peut s'y attendre, l'évolution typique des particules primaires, avec des concentrations plus élevées durant les mois d'hiver. La station d'altitude de Chaumont, en revanche, souvent située au-dessus de la limite d'inversion en hiver, affiche des valeurs plus basses en hiver qu'en été. Des valeurs atypiques ont été mesurées à Härkingen, où l'on a constaté des concentrations numériques élevées durant l'été et l'automne 2004. Les raisons de ce phénomène n'ont pas été élucidées et on ne pourra l'expliquer de façon satisfaisante que lorsque l'on disposera de séries de mesures plus longues.

Les concentrations numériques dépendent étroitement des sources locales.

Les valeurs mesurées à Härkingen, fortement dépendantes de la direction du vent, sont également révélatrices quant au rôle que peut jouer le trafic routier dans les hautes concentrations numériques des particules enregistrées au niveau local (Fig. 28). La station de mesure de Härkingen est située à quelques mètres au nord de l'autoroute A1, qui suit en cet endroit un tracé est-ouest. Selon la direction du vent dominant, l'influence exercée par l'autoroute varie du tout au tout. Il s'avère que lorsque le vent souffle de l'autoroute, la concentration numérique des particules suit la même hausse que celle des oxydes d'azote. Pour ce qui est de la concentration massique, les variations sont nettement moins marquées.

Fig. 27 > Evolution des moyennes mensuelles des concentrations numériques de particules depuis 2003.

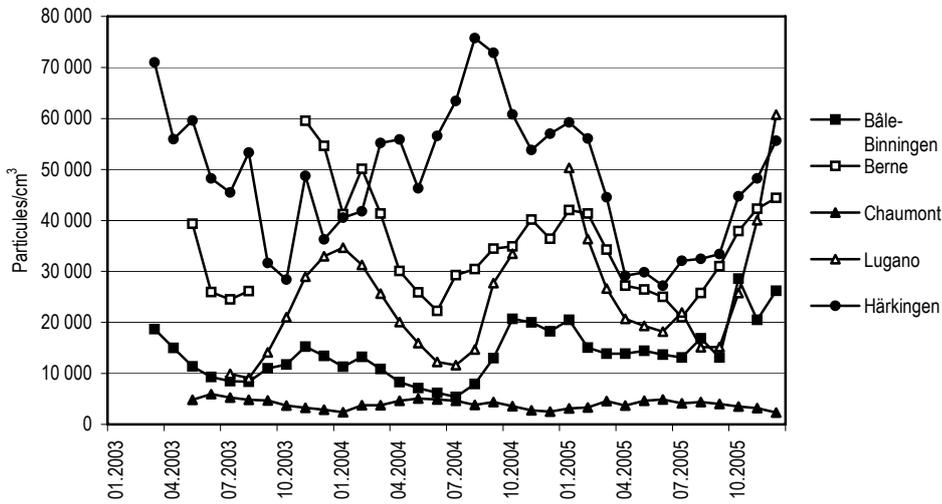


Fig. 28 > Rose des vents illustrant la concentration numérique de particules, comparée à d'autres paramètres de nuisance, Härkingen en 2003-2004 (relevés par demi-heure), avec une photo de l'autoroute et de la station de mesure.

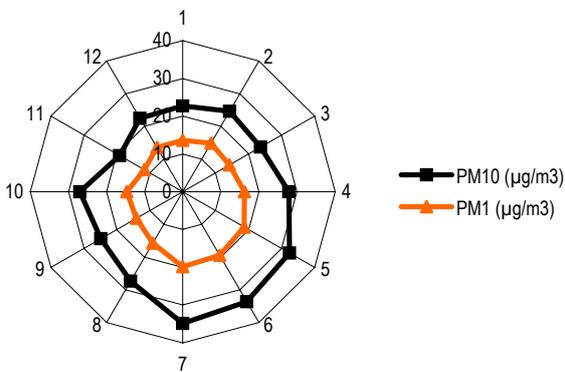
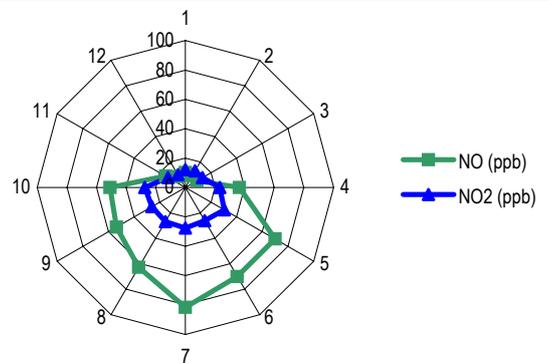
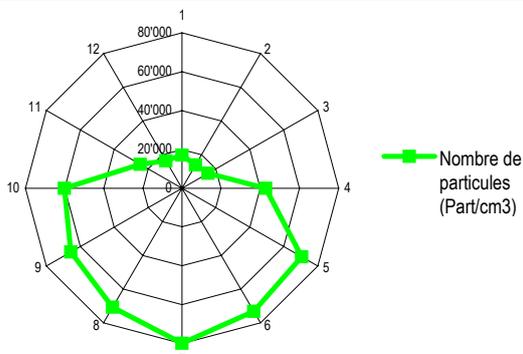


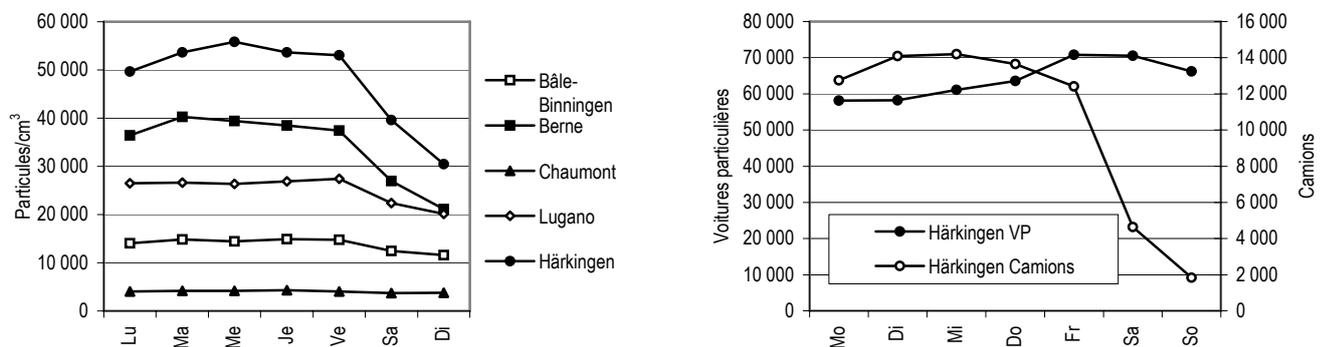
Photo de la station de Härkingen (EMPA 2005)



Le lien étroit entre émissions et trafic local est aussi très clairement illustré par la fig. 29, qui montre l'évolution hebdomadaire moyenne des concentrations. Sur les sites de Bâle et de Chaumont, qui ne sont pas sis à proximité immédiate d'un axe routier, on ne constate que de légères différences entre les jours ouvrables et le week-end. Si les différences sont un peu plus marquées sur le site urbain de Lugano, elles ne sont pas énormes. Sur le site de Härkingen, situé juste à côté de l'autoroute, et à Berne, site urbain à fort trafic, les concentrations sont en revanche nettement moins importantes le week-end et, surtout, le dimanche. L'évolution hebdomadaire de l'intensité du trafic, telle qu'illustrée à droite pour le site de Härkingen, montre on ne peut plus clairement que les concentrations numériques de particules – nettement plus faibles le week-end – sont directement liées à la circulation des poids lourds.

Vu la courte durée de vie des nanoparticules (cf. section 1.2), fraction dominante du point de vue du nombre, les pics constatés reflètent en premier lieu les émissions locales de particules de combustion.

Fig. 29 > A gauche: évolution hebdomadaire moyenne de la concentration numérique des particules (à gauche) à Bâle, Berne, Chaumont, Lugano et Härkingen; à droite: intensité du trafic au fil de la semaine (véhicules par jour) à Härkingen.



3.2.6 Mesure de la suie

Plusieurs stations de mesures en Suisse assurent une surveillance constante de la charge en particules de suie (et de CE), et notamment deux stations du réseau NABEL depuis fin 2004. À la campagne, les concentrations annuelles moyennes avoisinent $0,5-1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et à $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans les agglomérations, alors qu'elles dépassent $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à proximité des axes routiers. Ces chiffres désignent clairement le trafic routier comme l'une des principales sources de suie.

3.3 Cartes des charges en poussières fines

A l'aide d'un modèle de propagation selon Gauss, on a établi diverses cartes pour représenter les charges en PM10 et en PM2,5 sur le territoire suisse. Les contributions de chaque groupe d'émetteurs de particules primaires ont été modélisées sur la base de cadastres d'émissions, alors que les parts des particules secondaires ont été déterminées par conversion des cartes d'immissions de leurs précurseurs gazeux. Les modélisations révèlent des charges élevées dans les zones densément peuplées, le long des autoroutes et au sud des Alpes, constat que confirment les mesures effectuées. Le modèle permet d'évaluer l'effet des différentes mesures de réduction des émissions sur la charge en particules. Deux scénarios ont ensuite été élaborés à partir de deux sets de mesures différents.

3.3.1 Modèle d'immissions

Diverses méthodes existent pour déterminer la répartition de la charge en particules sur le territoire suisse. On peut par exemple procéder par interpolation des valeurs relevées par les stations de mesure sur une grille à résolution fine. Les données récoltées par satellite par temps clair permettent elles aussi d'évaluer les charges en particules près du sol. Quant aux modélisations fondées sur des modèles de propagation atmosphérique, elles permettent non seulement d'obtenir des cartes de charge en particules, mais aussi d'élaborer et de modéliser une variété de scénarios.

Le rapport *Modelling of PM10 and PM2,5 ambient concentrations in Switzerland 2000 and 2010* (OFEFP 2003) présente les résultats d'une modélisation des immissions sur la base d'un modèle de Gauss. Les immissions annuelles de PM10 et de PM2,5 ainsi que l'exposition de la population ont été calculées pour 2000, et évaluées à l'aide de deux scénarios pour 2010.

La modélisation des moyennes annuelles de PM10 et de PM2,5 se fonde sur les principes suivants:

- > Les particules primaires et secondaires sont modélisées séparément. Les particules primaires sont traitées comme des particules inertes et seul le dépôt sec est comptabilisé dans le processus de sédimentation. Les parts des particules organiques secondaires sont quant à elles modélisées sur la base de cadastres des émissions de COV; les parts des particules secondaires non organiques à partir de cartes des concentrations de gaz précurseurs (NO₂ et SO₂). On se fonde en cela sur une neutralisation complète des sulfates et des nitrates par l'ammoniac.
- > Les émissions sont réparties en divers cadastres en fonction de leurs caractéristiques de provenance.
- > Les calculs des émissions et de la dispersion interviennent sur une grille d'une résolution de 200 m. Les émissions à proximité des grands axes routiers sont calculées séparément, puis projetées sur cette grille. Les émissions d'autres sources sont réparties entre les diverses cellules de la grille à partir des totaux suisses et selon les

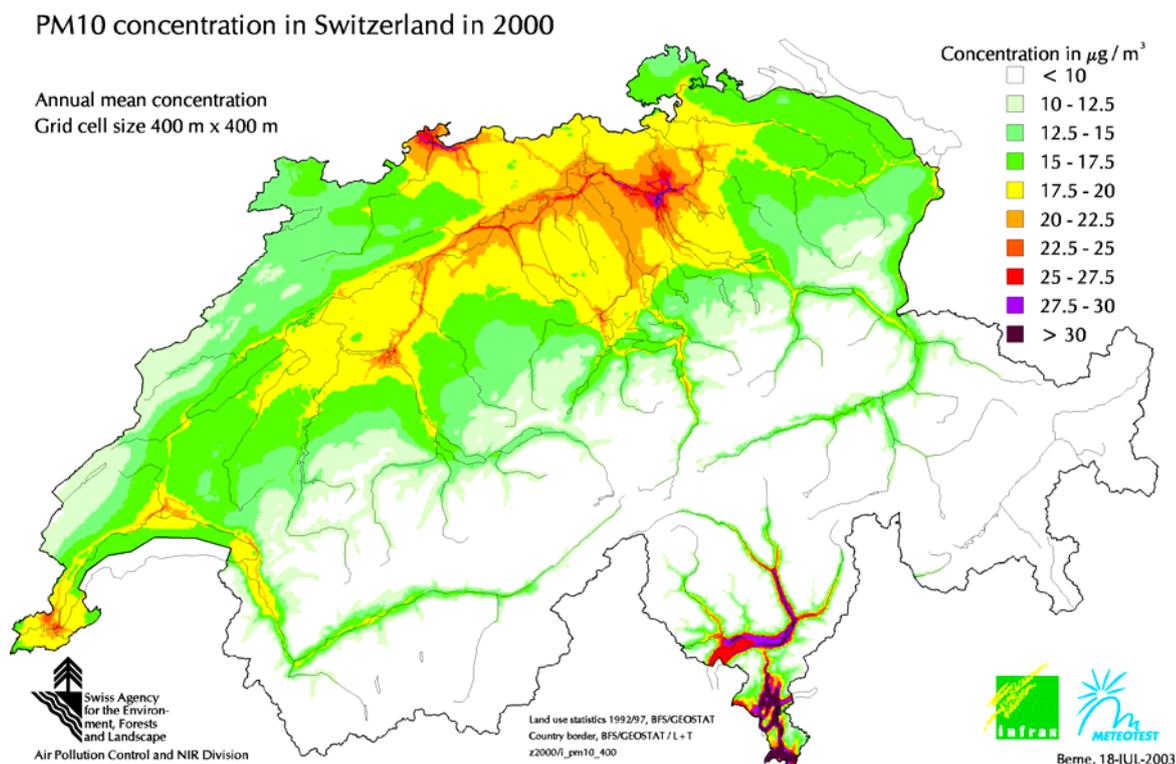
Les modélisations révèlent des concentrations annuelles moyennes élevées dans les centres urbains, le long des autoroutes et au sud des Alpes.

caractéristiques d'émission de chaque cellule, sur la base de la statistique d'utilisation du sol.

- > Pour calculer la propagation, on recourt à diverses fonctions de transfert décrivant l'influence de la source (ou des sources) d'une cellule sur les cellules voisines (procédé également désigné par modélisation source-récepteur). La propagation est calculée séparément pour chaque cadastre des émissions (industrie, trafic, etc.). Des fonctions de transfert différentes sont utilisées selon l'altitude des sources. Et vu leurs vitesses de sédimentation variables, on applique aussi des fonctions de transfert différentes à la fraction fine (PM_{2,5}) et à la fraction grossière (2,5 à 10 µm).
- > Trois zones présentant chacune des caractéristiques de propagation différentes ont été définies: Plateau, vallées alpines et reste du territoire.
- > Les fonctions de transfert se basent sur des données météorologiques horaires établies sur une année entière. Elles ont été calculées à l'aide d'un modèle de propagation selon Gauss, qui tient compte de la stabilité de l'atmosphère.
- > On a ensuite paramétré la concentration de base importée et sa relation avec l'altitude.
- > On a attribué une composition chimique à chaque cadastre des émissions. Étant donné que la propagation intervient séparément pour chaque cadastre, il est possible d'estimer la composition des concentrations de PM obtenues.
- > Pour la propagation, on calcule séparément la propagation sur de courtes distances (jusqu'à 6 km de la source avec une résolution spatiale de 200 m) et la propagation lointaine (jusqu'à 200 km de la source, avec une résolution spatiale de 2 km).
- > La statistique des surfaces et l'exposition de la population sont déterminées sur la base des moyennes annuelles par cellule et des statistiques démographiques.

Ces calculs de modélisation (OFEFP 2003) ont principalement débouché sur l'établissement de cartes des moyennes annuelles de PM₁₀ et de PM_{2,5} pour la Suisse. La figure fig. 30 montre une modélisation de la charge en PM₁₀ sur la base des émissions de l'année de référence 2000. On distingue clairement les fortes charges qui caractérisent les grandes agglomérations et les abords des grands axes routiers. Au Tessin, zones rurales comprises, la charge en PM₁₀ est sensiblement plus élevée qu'au nord des Alpes. Et l'on constate une répartition similaire, quoique à des niveaux de concentration plus bas, pour la fraction des PM_{2,5} (fig. 31).

Fig. 30 > Moyennes annuelles des concentrations de PM10 en Suisse pour les émissions générées en 2000.



On intègre aussi aux calculs les résultats des mesures destinées à calibrer les paramètres de modélisation. La charge en particules primaires et secondaires importées a ainsi été déterminée sur la base de mesures et de valeurs de modélisation (fig. 32). En plaine, les particules transportées sur de longues distances – qui comprennent également la part des sources suisses non recensées – contribuent à raison de $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ environ à la charge en PM10, alors que cette contribution équivaut au double au Tessin. Mise à part la différence entre nord et sud des Alpes, cette contribution globale révèle un rapport avec l'altitude, mais une différenciation spatiale modérée.

La configuration spatiale détaillée des concentrations de PM10 est déterminée par les émissions suisses. Une comparaison entre les mesures et les résultats de la modélisation a révélé une très bonne concordance (OFEFP 2003). Il n'y a qu'aux abords des axes routiers et dans les vallées alpines que le modèle sous-estime systématiquement les concentrations de particules. Aux abords des routes, le problème provient du lissage des données au sein des cellules, procédé qui empêche de modéliser les pics de charge. Dans les vallées alpines, le modèle tend à surestimer quelque peu la propagation.

Fig. 31 > Moyennes annuelles des concentrations de PM2,5 en Suisse pour les émissions générées en 2000.

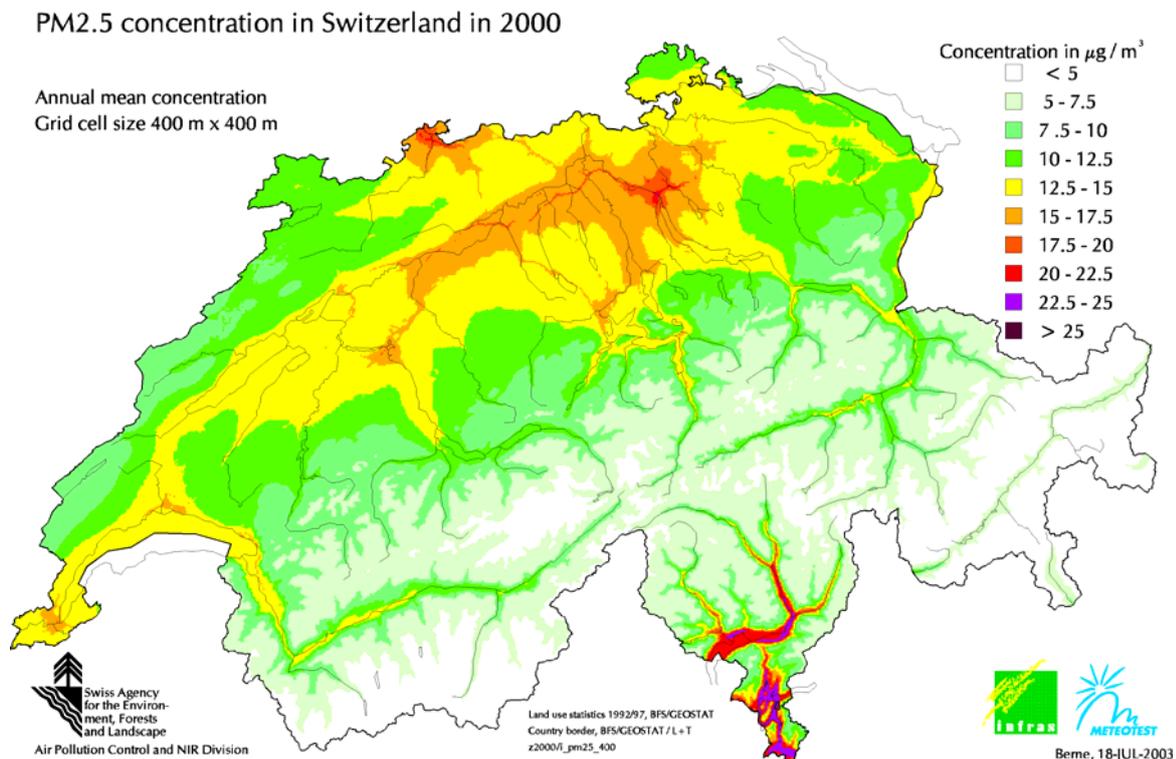
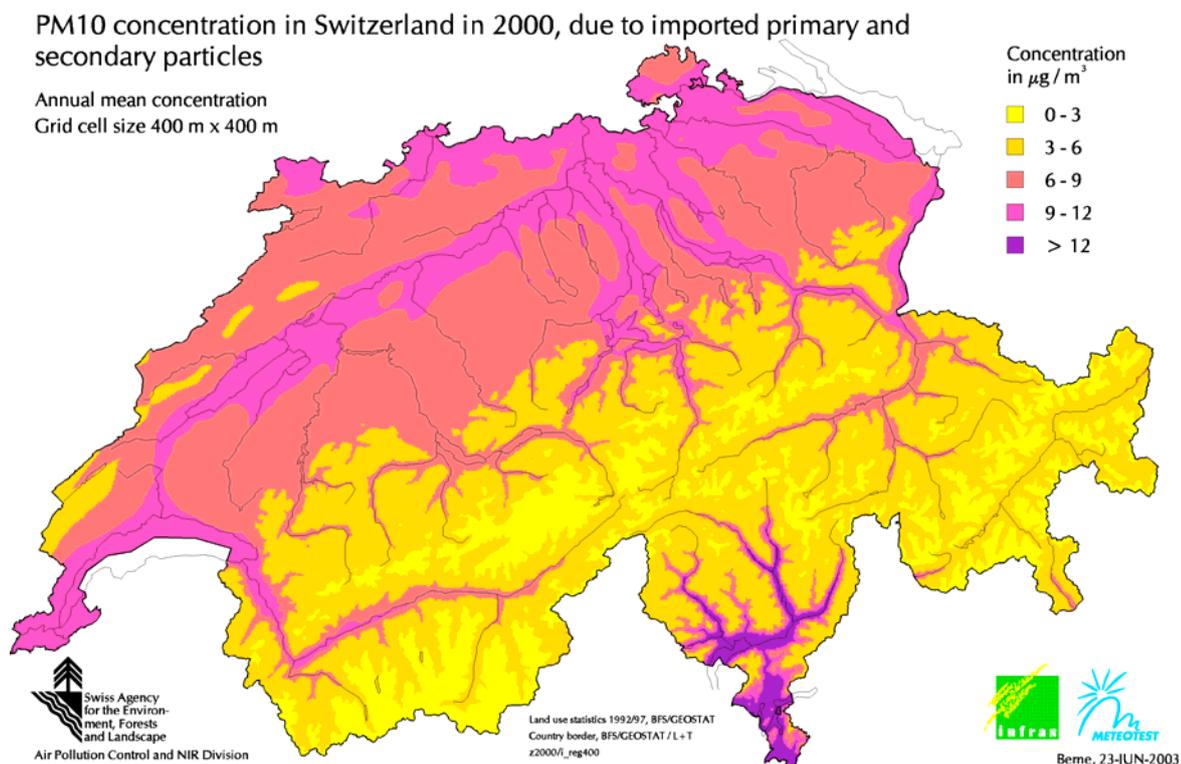


Fig. 32 > Moyennes annuelles des concentrations de PM10 en Suisse sur la base des particules primaires et secondaires importées en 2000.



3.3.2 Evolution des émissions: scénarios

Outre les cadastres d'émissions pour l'année de référence 2000, les calculs de modélisation (OFEFP 2003) comprenaient deux scénarios d'émissions pour 2010, qui s'appuient sur des scénarios rendus publics précédemment (OFEFP 2001). Le scénario «Business as usual (BAU)» ou «Trend», tout d'abord, suppose qu'à partir de l'an 2000, aucune autre mesure ne sera prise pour réduire la charge en particules. La taxe d'incitation sur les COV et la directive pour la protection de l'air sur les chantiers, entrées en vigueur entre-temps, rendent caduque ce scénario qui, selon les dernières estimations (OFEFP 2005), ne conduirait pas à une réduction suffisante de la charge en PM10.

Le scénario «Maximum feasible reduction (MFR)» est identique au scénario «M» proposé par l'OFEFP en 2001. Il décrit l'évolution des émissions de particules en supposant que diverses mesures supplémentaires seront prises pour réduire la charge en particules dans les années à venir. S'il est appliqué, ce scénario permettrait de diminuer sensiblement les émissions d'ici 2010. Voici ses principales hypothèses pour les divers groupes de sources:

- > La réduction la plus sensible des émissions de PM10 est atteinte dans le secteur des machines et des équipements lourds, grâce à l'obligation d'équiper tous les engins diesel d'un filtre à particules.

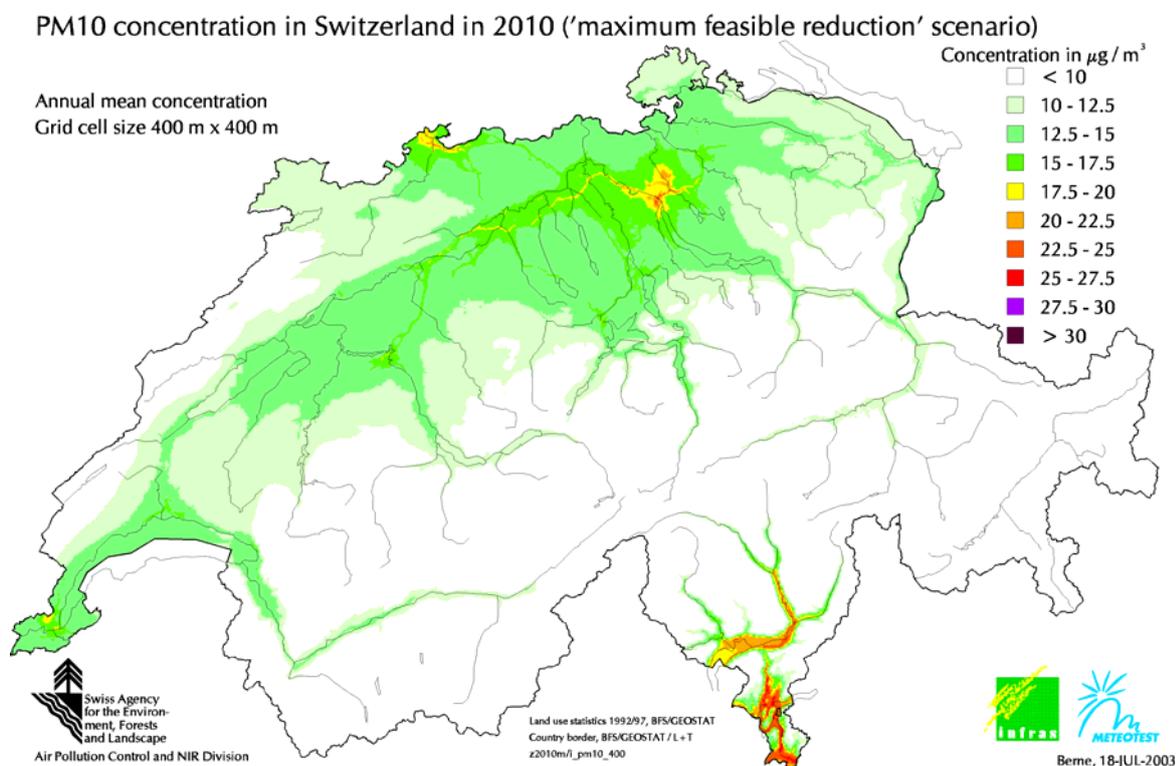
Une réduction de moitié des émissions permettrait de respecter les limites d'immissions annuelles dans presque toute la Suisse.

- > L'amélioration de la technique de combustion du bois réduit les émissions.
- > Diverses mesures techniques et l'amélioration de certaines pratiques dans l'agriculture parviennent à réduire sensiblement les émissions dans ce secteur.
- > Les émissions de gaz précurseurs sont réduites grâce à l'application du protocole de Göteborg.

Le tableau 5 (chapitre 2), montre les contributions des divers groupes de sources aux émissions suisses de PM10 primaires. Les calculs de modélisation ont été effectués sur la base de catégories comparables, fondées sur des estimations légèrement plus anciennes.

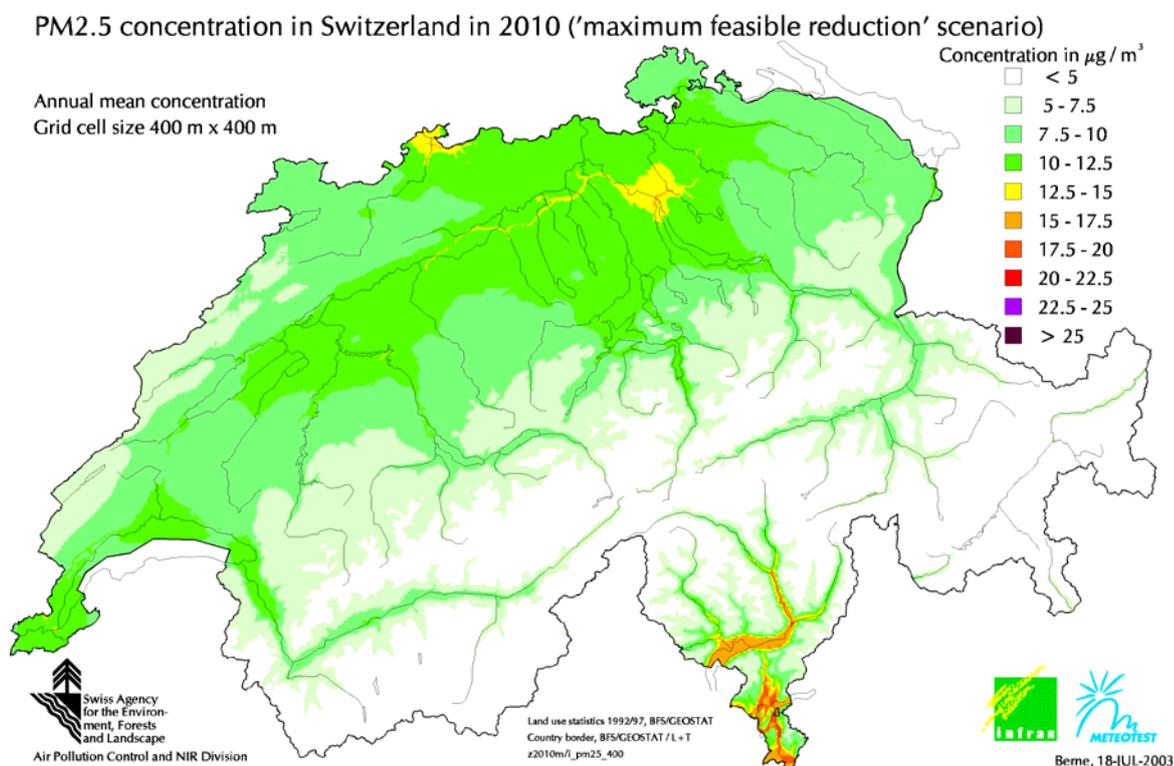
Dans le scénario MFR, les émissions de PM10 primaires diminuent de 40 % dans l'ensemble de la Suisse. Des calculs plus récents, utilisés dans l'actualisation de la Stratégie de lutte contre la pollution de l'air (OFEFP 2005), prévoient une réduction des émissions de 20 % entre 2000 et 2020 si la tendance actuelle se poursuit, de 33 % si certaines mesures supplémentaires sont prises et de 45 % si l'ensemble du catalogue de mesures est mis en vigueur, pour un objectif à atteindre de 46 %. Le scénario MFR élaboré par l'OFEFP en 2003 est ainsi pleinement comparable aux objectifs et à la réduction maximale des émissions selon la stratégie mentionnée (OFEFP 2005).

Fig. 33 > Moyennes annuelles des concentrations de PM10 en Suisse pour les émissions de 2010, selon le scénario MFR.



La fig. 33 montre une modélisation de la charge en PM10 fondée sur les émissions du scénario MFR pour 2010. Ce scénario prévoit une nette réduction de la charge en PM10 dans de larges portions du pays par rapport à 2000. S'il se réalise, la valeur limite d'immissions de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ne sera dépassée qu'en quelques rares endroits. Même au Tessin, lourdement pollué aujourd'hui, les concentrations de PM10 auront nettement diminué. La charge en PM2,5 s'abaisse elle aussi fortement dans ce scénario par rapport à l'année de référence, et ce sur tout le territoire suisse (fig. 34).

Fig. 34 > Moyennes annuelles des concentrations de PM2,5 en Suisse pour les émissions de 2010, selon le scénario MFR.



3.4 Exposition de la population

Les cartes à haute résolution spatiale du modèle d'immissions permettent de déterminer les portions de la population exposées à différents niveaux d'immissions. En 2000, année de référence, environ 40 % de la population étaient exposées à une charge de PM10 dépassant la valeur limite pour la moyenne annuelle. En cas de réduction des émissions de 40 %, seuls 5 % de la population seraient encore exposés à des charges excessives de PM10 sur le long terme. L'exposition moyenne de la population passerait donc de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

3.4.1 Exposition de la population

Combinée avec une grille hectométrique, la statistique démographique de 2000 permet de connaître l'exposition de la population. Pour évaluer les scénarios à l'horizon 2010, on a utilisé les mêmes données que pour l'année de référence 2000. Les expositions ainsi calculées montrent que 5,5% (2300 km²) de la superficie du pays étaient exposés, en 2000, à une charge en PM10 excédant la valeur limite annuelle de 20 µg/m³ fixées dans l'OPair. Mais cette surface accueille 41,3 % de la population (3,01 millions d'habitants). Dans le scénario «Maximum feasible reduction», seuls 0,7 % du territoire (273 km²) et 4,9 % de la population (0,36 millions d'habitants) seraient encore exposés à des charges excessives.

Environ 40 % de la population sont exposés à des charges excessives de PM10.

3.4.2 Exposition moyenne de la population

La statistique démographique de 2000 permet aussi de déterminer la concentration moyenne annuelle de PM10 pondérée par la population. En 2000, cette exposition moyenne de la population était de 19,6 µg/m³ et elle s'abaisse à 14,4 µg/m³ selon le scénario MFR. Pour ce qui est des PM2,5, l'exposition moyenne pour 2000 était de 14,8 µg/m³ et passe à 10,9 µg/m³ dans le scénario MFR.

La charge moyenne annuelle en PM10 pondérée par la population atteint presque 20 µg/m³. Une réduction de moitié des émissions la ramènerait à 14 µg/m³.

En 2000, les particules primaires et secondaires contribuent pratiquement à parts égales à l'exposition moyenne de la population. Pour parvenir à réduire cette exposition, il faut à la fois viser à réduire les particules primaires et les précurseurs gazeux. Un peu moins de la moitié de l'exposition moyenne de la population suisse est due à des particules importées (OFEFP 2003).

Une analyse détaillée des émissions de PM10 par groupes de sources a été entreprise dans le cadre de l'étude *Les coûts externes de la santé dus à la pollution de l'air imputable aux transports en Suisse – Actualisation pour l'année 2000* (ARE 2004). Par rapport à l'étude menée par l'OFEFP en 2003, l'étude de l'ARE utilise des facteurs d'émissions du trafic routier plus récents et des données plus récentes sur les transports, et parvient ainsi à une exposition de la population légèrement plus faible: 19,1 µg/m³. Le tableau tabl. 10 montre les contributions des différents groupes de sources, sans distinction entre émissions suisses et étrangères. La part de chacun des groupes est une moyenne pour toute la Suisse. La contribution de chaque source à la charge en particules varie en fonction du lieu. Dans le cadre du programme national de recherche PNR41 Transports et environnement, on a quantifié la contribution du trafic routier aux immissions de PM10 à l'aide d'un modèle de récepteur et de l'analyse de la composition chimique des particules. En milieu urbain et dans les agglomérations, cette méthode a estimé à 34 % environ la contribution du trafic routier aux concentrations en PM10, alors que cette part atteint 46 % aux abords d'un axe routier important en pleine ville (Hüglin 2000).

Tabl. 10 > Parts des groupes d'émetteurs dans la charge moyenne en PM10 pondérée par la population en 2000 (ARE 2004).

Groupe de sources	Exposition moyenne de la population aux PM10	
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	%
Transports routiers	4,22	22 %
dont passagers	2,41	
dont marchandises	1,81	
Transports ferroviaires	0,28	1,4 %
Industrie et artisanat	7,65	40 %
Ménages	2,12	11 %
Agriculture et sylviculture	3,33	17 %
PM10 d'origine naturelle	1,33	7 %
Transports aériens	0,19	1,0 %
Total	19,12	100 %

On peut recourir à une distribution lognormale pour décrire approximativement l'exposition de la population aux immissions de PM10 et de PM2,5. Un tel modèle de calcul permet d'estimer l'exposition moyenne de la population lorsqu'on limite à un pourcentage donné la part de la population supportant des immissions supérieures à la valeur limite. Si l'on détermine, par exemple, que seul 1 % de la population subit des concentrations annuelles moyennes de PM10 supérieures à $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, l'exposition moyenne aux PM10 pondérée par la population est de $13,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Si l'on veut que seul 1 % de la population subisse une charge en PM2,5 supérieure à $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, on obtient une exposition aux PM2,5 pondérée par la population de $10,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$; pour un plafonnement de la charge à $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, l'exposition moyenne passe à $7,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

4 > Effets

4.1 Rapports entre indicateurs des particules fines et santé

Les modes de dépôt et d'élimination des particules fines varient selon leur taille. Des études animales et in vitro ont par ailleurs révélé divers mécanismes d'action, qui peuvent jouer un rôle déterminant dans l'apparition d'inflammations ou la modification du matériel génétique des cellules. On a ainsi observé la formation de radicaux libres, l'inhibition d'enzymes affectant la réaction immunitaire et la réparation de l'ADN, des lésions des macrophages alvéolaires et des perturbations de leurs fonctions. Des travaux consacrés à l'être humain montrent que les effets des particules dépendent de leur taille (des différences apparaissant surtout entre PM10 et PM2,5) et de leur composition chimique.

L'exposition de volontaires aux particules des gaz d'échappement de moteurs diesel a provoqué des irritations, des inflammations locales des voies respiratoires et des variations des paramètres sanguins. Des expériences ont aussi prouvé que les particules de diesel favorisent l'apparition d'allergies. De plus, ces particules et les gaz d'échappement diesel considérés globalement – à l'exclusion toutefois de la phase gazeuse de ces émissions – sont considérés comme probablement cancérigènes pour l'homme.

Dans les études sur la population, les PM10 ont prouvé leur fiabilité en tant qu'indicateurs des effets à court terme sur la mortalité. Lorsque la concentration des PM10 augmente de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, on peut s'attendre, à court terme, à une hausse de 0,6 % environ des cas de décès. Les résultats d'études sur la mortalité liée aux PM2,5 s'avèrent moins constants que ceux obtenus pour les PM10, bien que les PM2,5 se répartissent de manière plus homogène dans les villes et qu'une grande partie pénétre à l'intérieur des locaux. Les études portant sur les hospitalisations montrent qu'un accroissement de l'exposition à la fraction grossière PM10-PM2,5 engendre également des effets sur la santé, effets qui ne sont plus perceptibles lorsque l'on remplace l'indicateur PM10 par l'indicateur PM2,5.

Pour ce qui est des indicateurs «nombre» et «masse de particules ultrafines», on ne leur a jusqu'ici découvert aucun avantage par rapport aux PM2,5. Les comptages entrepris sur un site ne fournissent sans doute pas une image assez représentative de l'exposition de la population.

Selon les études américaines, les PM2,5 constituent le meilleur indicateur du risque de décès à long terme dû aux poussières en suspension: un accroissement moyen annuel de l'exposition de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ augmentait le risque de décès de 6 % environ. Les études

longitudinales européennes sur la mortalité ont, pour leur part, utilisé les particules totales en suspension (TSP), les fumées noires ou les PM10 pour mesurer l'exposition. Dans les deux études suisses, SAPALDIA et SCARPOL, les PM10 ont reflété fidèlement le risque à long terme de développer des affections respiratoires, tant dans les centres urbains que dans les petites agglomérations. Elles rendent cependant moins bien compte de l'impact des variations locales de la pollution due au trafic, un paramètre que les PM2,5 ne sont pas plus aptes à déterminer avec précision.

Pour apprécier les effets sur la santé, il faudrait donc compléter les PM10 par un indicateur pour les particules les plus fines issues de la combustion. Pour l'heure, il n'existe cependant aucune grandeur suffisamment standardisée, dont la capacité à quantifier l'impact sur la santé soit éprouvée.

4.2 Dépôt par inhalation et clairance des particules fines chez l'être humain

4.2.1 Dépôt par inhalation

Le dépôt des particules en suspension dans l'appareil respiratoire dépend de l'ampleur de l'exposition (concentration des particules et durée de l'exposition), des conditions physiologiques (fréquence respiratoire, volume inspiré, débit respiratoire, âge, sexe, état de santé, etc.) et des propriétés physico-chimiques des particules (taille aérodynamique, charge électrique, pouvoir hygroscopique, etc.).

On peut distinguer les modes de dépôt suivants (EPA 2004):

- > *Impaction*: en général, des particules $>2,5 \mu\text{m}$. Elle se produit surtout aux bifurcations des voies respiratoires, lorsque, en raison de leur masse et de leur inertie, les particules ne peuvent pas suivre le changement de direction de l'air inspiré.
- > *Sédimentation*: particules mesurant en général de $0,5$ à $5 \mu\text{m}$ de diamètre. Sous l'effet de la pesanteur, les particules se déposent sur la muqueuse, en particulier dans les voies respiratoires inférieures, où la vitesse de passage de l'air est faible.
- > *Diffusion*: dépôt de particules plus fines, de $0,01$ à $1 \mu\text{m}$ de diamètre, sur la paroi des voies aériennes après collision aléatoire ou freinage contre d'autres molécules présentes dans l'air (mouvement brownien). Ce mécanisme intervient au niveau des alvéoles.
- > *Dépôt électrostatique*: lorsqu'une particule possède une charge électrique, son taux de dépôt peut excéder celui auquel on pourrait s'attendre sur la base de sa taille et de sa forme.

Les figures (fig. 35 et Fig. 36) illustrent la zone et le taux de dépôt des particules dans les voies respiratoires en fonction de leur diamètre, plus spécialement dans les régions extrathoracique, trachéobronchique et alvéolaire. Le calcul a été établi pour un homme adulte au repos.

Fig. 35 > Dépôt des particules dans les voies respiratoires de l'être humain.

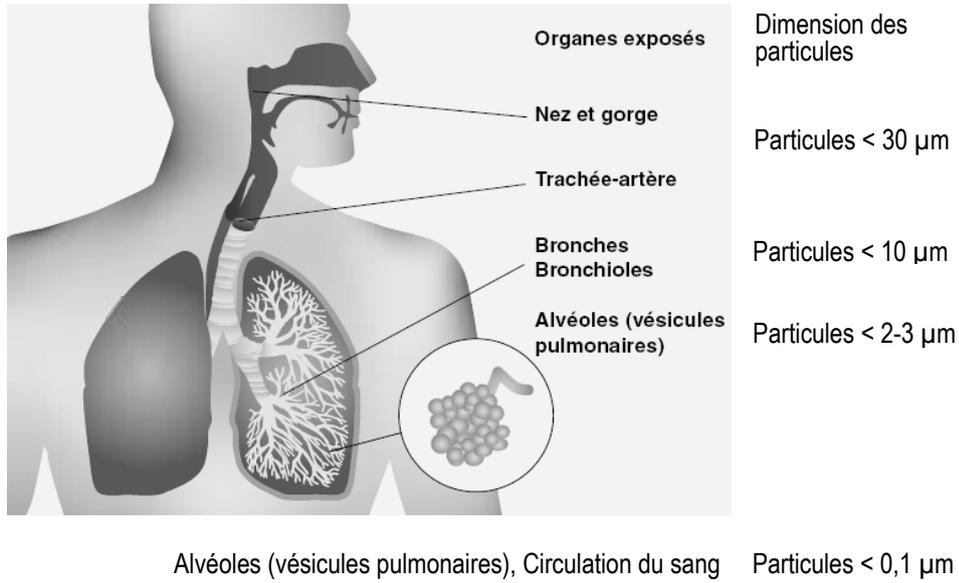
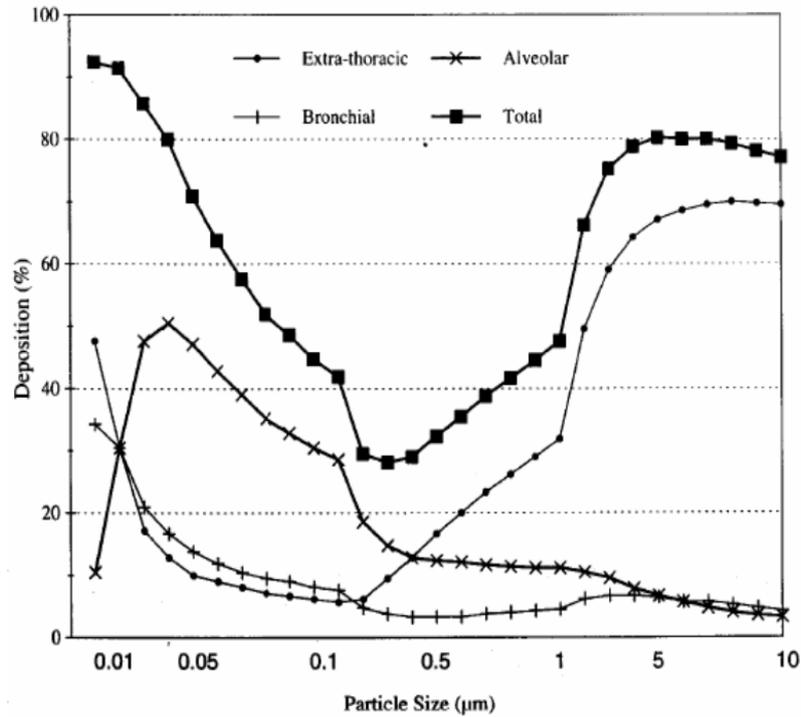


Fig. 36 > Taux de dépôt des particules dans les voies respiratoires (d'après Holgate S, COMEAP, 1995).



4.2.2 Clairance

Les particules peu solubles parvenant dans la région extrathoracique (cavité nasale, cavité buccale, larynx, partie supérieure de la trachée) sont transportées vers le tube digestif, leur partie soluble pouvant néanmoins être résorbée directement à l'endroit où elles se déposent. Dans la région trachéobronchique (trachée, bronches et bronchioles), c'est la clairance mucociliaire qui prédomine. En quelques heures, la muqueuse ciliée qui tapisse les voies respiratoires (épithélium) transporte les particules peu solubles vers le pharynx; elles sont ensuite soit avalées, soit expectorées. Outre ce mécanisme, on connaît aussi l'absorption des particules par les macrophages (grosses cellules dévoreuses du système immunitaire) et la migration à travers l'épithélium vers le tissu sous-jacent, voire dans les nodules lymphatiques locaux.

Au niveau des alvéoles (vésicules pulmonaires), la clairance de particules non solubles peut prendre plusieurs mois. Les macrophages alvéolaires ont pour fonction d'ingérer et de dégrader les particules, de même que les bactéries et les virus. S'ils ne parviennent pas à digérer l'intrus, ils se détachent de la paroi alvéolaire et sont évacués vers les bronches avec l'air expiré, d'où ils sont éliminés par la clairance mucociliaire. Les macrophages ne s'attaquent cependant qu'à une partie des particules ultrafines (< 100 nm). En raison de leur taille infime, celles-ci peuvent parvenir de manière passive dans le tissu de ces cellules et endommager leurs organites. Li et al. (2003) ont observé ce mécanisme, dans lequel des particules ultrafines présentes dans l'air ambiant – ou leur pouvoir oxydant – détériorent les mitochondries.

Lors d'expérimentations animales, on a d'ailleurs maintes fois constaté que les particules ultrafines traversent plus facilement l'épithélium respiratoire, pour pénétrer dans le tissu pulmonaire interstitiel et, de là, dans la circulation sanguine. Elles peuvent ainsi avoir un impact sur d'autres organes, tels le cœur ou le cerveau (Fromme 2005, Oberdörster 2005). Chez l'homme, le passage à travers la barrière air-sang a été étudié avec des particules ultrafines de charbon associées à des marqueurs radioactifs. Une première étude a semblé confirmer le passage direct des poumons vers le sang (Nemmar 2002), mais deux autres études, menées par des équipes indépendantes, ont ensuite montré qu'il s'agissait là d'un phénomène artificiel (Mills 2006; Wiebert 2006a, 2006b). Comme leur capacité à pénétrer dans les cellules, la capacité des particules à pénétrer dans le sang dépend sans doute des propriétés chimiques de leur surface et de leur transformation dans un organisme vivant. Les particules ultrafines présentant une superficie nettement plus grande que les particules plus grandes, il serait logique qu'elles possèdent un potentiel inflammatoire plus élevé.

Lors d'expériences réalisées sur des chiens, on a aussi observé une migration de particules ultrafines de la cavité nasale, le long des cellules du nerf olfactif, jusque dans le centre de l'odorat du cerveau. Calderon-Garciduenas (2004) soupçonne ce type de transfert de favoriser à long terme l'apparition de maladies neurodégénératives, car elle a découvert ce type de dégâts lors d'autopsies d'individus ayant vécu dans des régions à forte pollution atmosphérique. Rien n'a toutefois jusqu'ici confirmé un tel effet sur l'être humain.

4.3 Etudes toxicologiques et expérimentales

4.3.1 Expériences in vitro et sur les animaux

Pour étudier les mécanismes d'action des particules de taille et de composition différentes, on recourt à des expériences in vitro et sur les animaux. Les premières de ces études ont surtout utilisé des particules spécifiques, produites artificiellement, comme la poussière ultrafine de charbon ou des particules d'oxyde de titane, possédant des diamètres aérodynamiques déterminés. Elles ont largement démontré la corrélation qui existe entre taille et toxicité des particules.

Des particules ultrafines d'oxyde de titane (0,02 μm) ont par exemple entraîné une formation de radicaux libres nettement plus marquée que des particules de même provenance, mais plus grandes (0,5 μm) (Donaldson 1996). Après inhalation chez le rat, on a décelé la présence de microbilles ultrafines d'oxyde de titane dans les principaux tissus pulmonaires, dans les capillaires et à l'intérieur des cellules, les particules y étant parvenues non pas par phagocytose, mais plutôt par diffusion ou par interaction adhésive au sein des cellules (Geiser 2005), phénomène qui pourrait expliquer la toxicité particulièrement élevée de ces particules.

Des mesures de la formation de radicaux oxygénés dans des cellules enflammées des voies respiratoires après une exposition à des particules de silicate et d'oxyde de titane de taille et de provenance différentes, ont cependant aussi montré que la composition des particules peut, selon le procédé utilisé, jouer un rôle plus important que leur taille (Becker 2002). Voilà pourquoi nous nous fondons ci-après essentiellement sur des expériences utilisant des particules présentes dans l'air ambiant ou des gaz d'échappement de moteur diesel, dont les résultats reflètent avec davantage de pertinence les effets de la pollution réelle.

Des cultures de cellules épithéliales pulmonaires de rat ont été mises en contact avec des PM_{2,5} et des PM₁₀ prélevées en milieu urbain. Pour une masse particulaire totale identique, la fraction PM_{2,5} a eu un effet nettement plus nocif que la fraction PM₁₀: viabilité des cellules, fragmentation de l'ADN et ruptures de brins d'ADN, activation d'enzymes réparatrices de l'ADN, augmentation du taux de malondialdéhyde – témoin de la peroxydation lipidique et, dès lors, d'un stress oxydatif (Choi 2004).

Des études similaires ont été menées avec des érythrocytes et des macrophages humains. Les effets cytotoxiques présentent une corrélation avec la surface totale des particules. Pour une masse identique, les PM_{2,5} se sont avérées plus nocives que les PM₁₀-PM_{2,5} (Diociaiuti 2001).

Un travail de synthèse (Tao 2003) conclut également que les effets sur la santé des particules présentent une meilleure corrélation avec les PM_{2,5} qu'avec les PM₁₀, bien que la fraction grossière soit aussi toxique. Cette étude souligne en outre l'importance de la composition des particules, notamment le rôle de métaux transitoires (comme Fe,

V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn et Ti), des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des semiquinones, des lipopolysaccharides et de la poussière de charbon ultra-fine dans l'apparition du stress oxydatif.

Diverses études, sur le rat par exemple, ont révélé que la clairance pulmonaire de particules peu solubles peut être elle-même perturbée selon l'exposition par inhalation, ce qui conduit à des effets inflammatoires. Le degré d'inhibition de la clairance présente alors la corrélation la plus nette avec la surface totale des particules inhalées. Or, par rapport à leur masse, les particules plus fines possèdent une surface plus grande que les particules plus grossières (Tran 2000).

D'autres travaux soulignent cependant le rôle spécifique de la fraction grossière. Des macrophages alvéolaires humains obtenus par lavage bronchique ont été exposés à divers types de particules: PM_{2,5} et PM₁₀ solubles dans l'eau, ainsi que PM_{2,5} et PM₁₀ non solubles dans l'eau. Les PM₁₀ non solubles dans l'eau ont été pratiquement les seules à induire la production de cytokines par les macrophages. Seules les particules de cette taille ont par ailleurs réduit la phagocytose et accru la formation de radicaux libres (Soukup 2001). L'effet des PM₁₀ non solubles diminue ainsi la capacité fonctionnelle des macrophages alvéolaires. A titre d'explication, on a notamment avancé que les endotoxines, de même que des contaminants bactériens et d'autres contaminants biologiques tendent à se fixer de préférence sur les PM₁₀ (Soukup 2001).

Le même collectif d'auteurs a fait des observations identiques lorsque des macrophages alvéolaires humains isolés ont été mis en contact avec des particules fines (PM_{2,5}-PM_{0,1}) et grossières (PM₁₀-PM_{2,5}) de même masse prélevées dans une atmosphère urbaine. Les particules grossières ont engendré une stimulation dix fois plus grande de l'interleukine-6 et une inhibition plus forte de la phagocytose chez les macrophages que la fraction plus fine (Becker 2003). Il semble que la différence s'explique par la présence plus fréquente de composants microbiens, telles les endotoxines, sur les particules grossières (Schins, 2004). Le rôle des endotoxines a été corroboré par le fait que des particules prélevées dans l'air d'un bâtiment contenant une faible charge d'endotoxines, ainsi que des particules prélevées dans l'atmosphère à la saison froide – période à laquelle l'air contient également moins de bactéries – ont entraîné des effets atténués. La protéine liant les lipopolysaccharides a inhibé complètement la synthèse de cytokines, soulignant également l'influence des composants de bactéries gramnégatives ou des endotoxines dans les particules. Les effets cytotoxiques, mais pas la stimulation de la production de cytokines, ont été inhibés par la desféroxamine (Monn 1999). Celle-ci a la propriété de fixer des métaux transitoires, qui revêtent une importance cruciale parmi les composants de la poussière fine.

Diverses expériences in vitro et sur les animaux ont étudié le mécanisme d'action des particules présentes dans les gaz d'échappement de moteurs diesel. Il convient ici de distinguer l'effet de la particule elle-même et de celui des substances organiques et inorganiques adsorbées par cette particule. Voici les effets observés: diminution du pouvoir phagocytaire des macrophages alvéolaires; inhibition des enzymes et des interleukines (responsables d'une réponse immunitaire adéquate en présence de bactéries); accroissement de la libération de cytokines favorisant une réaction inflammatoi-

re; stimulation de la formation d'écicosanoïdes (prostaglandines et leucotriènes, p. ex.) et d'espèces réactives d'oxygène. En réagissant avec l'ADN et les membranes des cellules, ces dernières modifient la structure et la fonction des cellules épithéliales et conduisent à l'apoptose des macrophages alvéolaires (Fromme 2005).

Dans l'expérimentation animale, une longue exposition aux particules des gaz d'échappement de moteurs diesel entraîne des inflammations dépendant de la dose et une évolution pathologique des tissus pulmonaires. Des études consacrées à l'effet mutagène et à la génotoxicité de particules de diesel et d'autres particules de provenances diverses, ont montré que ces effets dépendent pour beaucoup de l'origine des particules. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les HAP nitrés et les nitroarènes sont de toute évidence les principaux responsables de l'effet mutagène des particules présentes dans l'atmosphère urbaine, la fraction fine semblant plus mutagène que la fraction grossière. Les effets génotoxiques (cassures chromosomiques, p. ex.) correspondent à une étape intermédiaire vers la carcinogenèse et fournissent les débuts d'une explication biologique de la prévalence élevée du cancer des poumons enregistrée au sein des populations de régions à fortes concentrations de poussières en suspension (EPA 2004). Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) a estimé que les expériences sur les animaux ont suffisamment prouvé le pouvoir cancérigène des gaz d'échappement de diesel (phase gazeuse et particules réunies). Il en va de même pour les particules prises séparément et pour les condensats, ou extraits, de gaz d'échappement de moteurs à essence. Le centre juge cependant que les résultats actuels ne suffisent pas pour conclure que la phase gazeuse seule des gaz d'échappement de moteurs diesel entraîne un mécanisme de cancérisation (CIRC 1998).

4.3.2 Etudes expérimentales chez l'homme

Outre les études recourant à des particules manufacturées, on a récemment mené des travaux utilisant des concentrés de particules prélevées dans l'atmosphère. Ces travaux offrent l'avantage d'étudier l'effet de particules effectivement présentes dans l'atmosphère et mesurant de 0,1 à 2,5 μm , car le procédé de concentration ne modifie en rien les propriétés de leurs composants (métaux, sulfates, nitrates, etc.). Cette technique ne permet cependant pas de concentrer les particules ultrafines ni de tenir compte des gaz (Ghio 2000). Les observations ne sont pas encore très nombreuses, mais on a jusqu'ici relevé qu'une inhalation assez brève de concentrations relativement élevées de particules (entre 150 et plus de 300 $\mu\text{m}/\text{m}^3$) engendre de faibles réactions inflammatoires: légère hausse du nombre de granulocytes neutrophiles dans le liquide de lavage broncho-alvéolaire et augmentation du taux de fibrinogène plasmatique. Ces essais d'inhalation aiguë (en général, 2 heures d'inhalation associée à un effort physique) n'ont pas dégradé la fonction pulmonaire, ni chez les sujets sains, ni chez les asthmatiques. Chez ces derniers et chez les sujets plus âgés, on a toutefois observé une diminution de la variabilité de la fréquence cardiaque (Ghio 2004).

Les particules des gaz d'échappement de moteurs diesel constituent une grande partie des particules émises en milieu urbain. Les effets aigus d'une exposition à ces particules comprennent des irritations des muqueuses du nez, des yeux et des poumons, une

modification passagère des paramètres de la fonction pulmonaire, ainsi qu'une modification de la variabilité de la fréquence cardiaque et des paramètres sanguins. Au niveau des voies respiratoires, des réactions inflammatoires sont déjà perceptibles avant que la fonction pulmonaire ne se dégrade. Plusieurs études expérimentales ont aussi montré que les particules provenant de la combustion de diesel favorisent l'apparition d'allergies (multiplication des immunoglobulines et des cytokines, inflammation éosinophile de l'épithélium respiratoire et, surtout, nasal), l'importance de ces observations pour la santé demeurant toutefois incertaine (Sydbom 2001, Riedl 2005).

Tabl. 11 > Principales caractéristiques toxicologiques des poussières en suspension.

Propriétés physiques	Propriétés chimiques
Masse	Composition
Nombre	Acidité (pH)
Surface	Solubilité
Taille aérodynamique	Pouvoir hygroscopique
Rapport entre longueur et diamètre	Production de radicaux libres oxygénés
Charge électrique	

Il est impossible de transposer sans autre à l'être humain les résultats d'expériences in vitro et sur les animaux. Ces travaux ayant montré que des particules de granulométries différentes entraînent des effets biologiques différents, on peut néanmoins en conclure que les mêmes différences seront sans doute observées chez l'homme. Les expériences sur l'être humain ont en tout cas prouvé une chose jusqu'ici: le mode de dépôt et d'élimination des particules fines varie selon leur masse et leur solubilité. Les amas locaux de particules observés aux embranchements de l'arbre bronchique, où les cellules épithéliales sont exposées à un multiple de la dose moyenne, pourraient expliquer que c'est justement là qu'apparaissent le plus souvent les tumeurs malignes.

4.4 Mesures des particules dans l'atmosphère et exposition moyenne de la population

Dans la section 3.4, nous avons évoqué les concentrations moyennes de poussières en suspension dans l'atmosphère, pondérées selon le lieu de résidence des habitants. Soulignons toutefois que les habitants des villes ne passent en moyenne que deux heures par jour à l'extérieur et que l'exposition individuelle dépend aussi de l'exposition sur le lieu de travail, à l'école, dans les bâtiments publics ou les transports publics, et notamment des activités menées chez soi (fumer, faire la cuisine, passer l'aspirateur, etc.). Toute une série d'études ont tenté de déterminer le lien entre les concentrations de poussières mesurées dans l'atmosphère et l'exposition individuelle mesurée au moyen d'échantillonneurs portatifs. En effet, les poussières fines en suspension dans l'atmosphère pénètrent également dans les locaux et, contrairement à l'ozone, elles ne s'y dégradent pas aussitôt.

Corrélation temporelle

La concentration de poussières fines dans l'atmosphère et l'exposition individuelle présentent dans l'ensemble une bonne corrélation temporelle, c'est-à-dire qu'elles augmentent et diminuent en même temps au fil d'une journée ou d'une semaine. Autrement dit, les mesures de poussières en suspension sont un bon moyen de connaître l'exposition d'une population à des particules provenant de sources extérieures. Quant aux effets de cette exposition sur la santé, ils peuvent faire l'objet d'études longitudinales (études chronologiques ou de cohorte). Les activités menées chez soi (fumer, faire le ménage, etc.) possèdent leur propre périodicité, sans aucun lien avec la pollution atmosphérique, et n'influent donc guère sur les résultats d'études chronologiques.

Corrélation spatiale

La pertinence des mesures atmosphériques pour décrire les différences géographiques dans l'exposition de la population dépend de la diffusion, ou de la répartition spatiale, des particules mesurées. Ces mesures doivent par ailleurs indiquer, parmi les particules émises, lesquelles sont nocives pour la santé et d'où elles proviennent. Les études expérimentales tendent en outre à prouver la nocivité de certaines fractions de particules ou de certains de leurs composants chimiques. Force est dès lors d'admettre que des fractions ou des composants différents entraînent des effets différents, et que seule leur combinaison engendre ou renforce certains effets. Comme souligné plus haut, les particules ultrafines sont par exemple présentes en quantités beaucoup plus grandes à proximité de leur source. Les données fournies par les stations officielles de mesure ne permettent donc guère d'estimer avec suffisamment de précision l'exposition de la population à ce type de particules. Il est dès lors difficile de démontrer leur effet dans les études épidémiologiques.

Taille des particules comme paramètre de mesure

Les PM₁₀, que la loi définit comme indicateur des poussières en suspension, englobent toutes les particules qui passent la barrière du larynx et pénètrent dans les voies respiratoires, quelle que soit leur composition. On peut bien sûr se demander si les PM_{2,5} ou les particules d'une autre taille ne rendraient pas mieux compte de la nocivité des poussières fines pour la population. Distinguant quelques-uns des principaux paramètres de santé, les paragraphes ci-après répondent à cette question en présentant les liens constatés entre les diverses fractions de particules, propriétés des particules ou indicateurs dérivés et les atteintes à la santé enregistrées au sein de la population.

Les effets sur la santé des diverses fractions de particules sont le plus souvent indiqués pour une hausse de 10 μm^3 de leur concentration, comme dans les tableaux de l'Organisation mondiale de la santé (OMS), dont nous reproduisons des extraits ci-après. Une hausse de 10 μm^3 des PM_{2,5} correspond cependant à un accroissement plus sensible de la pollution de l'air qu'une hausse de 10 μm^3 des PM₁₀, car les PM_{2,5} n'équivalent qu'à 70 à 80 % de la masse des PM₁₀. Pour comparer les effets des diverses fractions de particules sur la santé, il ne suffit donc pas de considérer l'aggravation des effets, exprimée en pourcentage, pour chaque hausse de 10 μm^3 .

4.5 Effets à court terme selon l'indicateur utilisé

4.5.1 Décès

La plupart des études chronologiques publiées jusqu'ici sur la mortalité aiguë après plusieurs jours de pollution atmosphérique accrue ont utilisé les PM10 comme principal ou unique indicateur des concentrations de particules. Sachant que les PM2,5 se répartissent de manière plus uniforme dans l'atmosphère urbaine (meilleure représentativité pour l'exposition humaine) et qu'une plus grande partie d'entre elles parvient dans les alvéoles, les études plus récentes ont étendu leurs analyses aux PM2,5 ou ne les ont fondées que sur cette fraction. Seules quelques rares études se sont jusqu'ici penchées sur la relation à court terme entre la fraction grossière des PM10-PM2,5 et les cas de décès (Klemm 2004, Brunekreef 2005). Par ailleurs, pour évaluer les effets sur la santé, certains pays européens mesuraient, et mesurent encore, les fumées noires (ou indice de noircissement). Enfin, seules quelques publications isolées étudient l'influence des poussières fines sur la mortalité en recourant à d'autres indicateurs, tels que le nombre, la surface et la charge électrique des particules fines. Les effets des différents constituants chimiques et l'attribution des différentes particules à une source constituent eux aussi des paramètres fort peu étudiés.

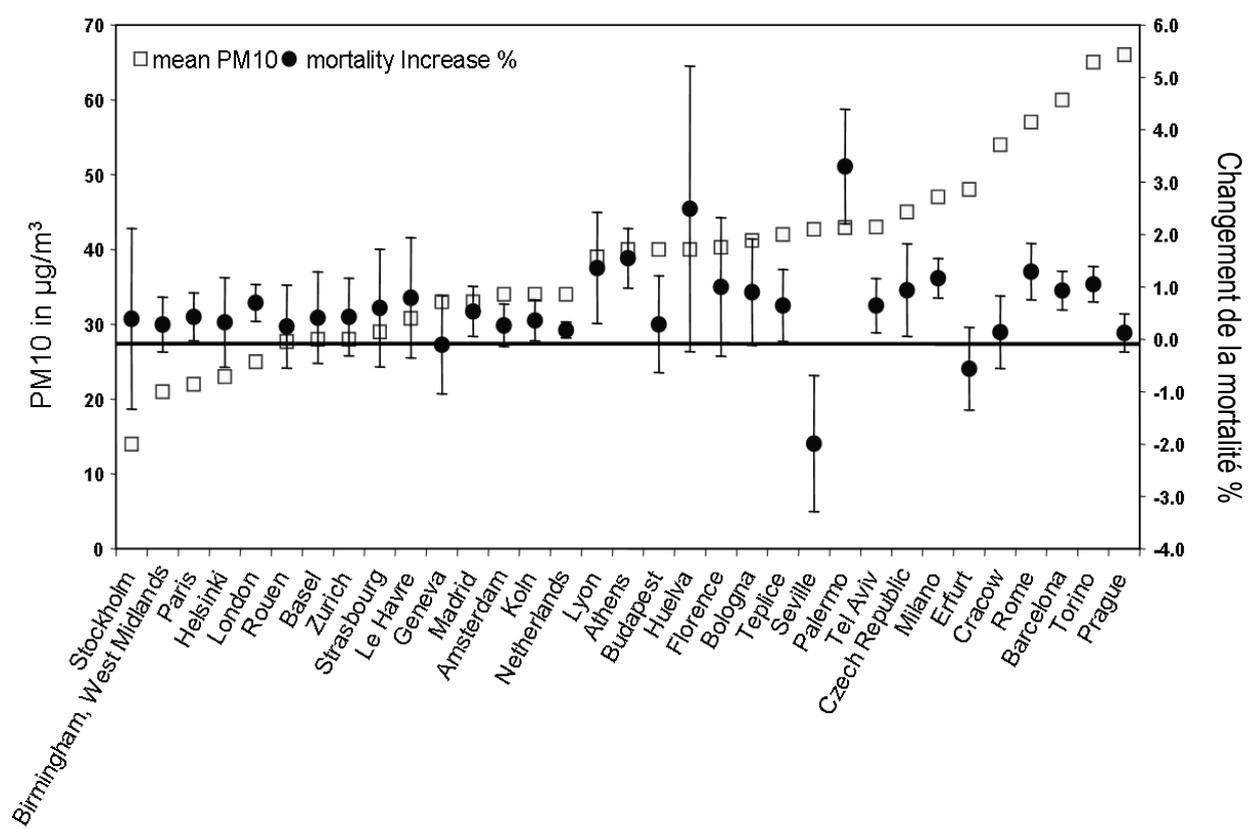
PM10

L'étude européenne multicentrique APHEA 2 sur la mortalité journalière et sa relation avec une augmentation à court terme de la concentration de PM10 a enregistré une hausse totale de la mortalité (accidents exclus) de 0,6 % environ pour une augmentation de $10 \mu\text{m}/\text{m}^3$ des PM10 le jour précédent ou le jour du relevé. Elle a par ailleurs obtenu les mêmes résultats en utilisant les fumées noires comme indicateur. L'ampleur de l'effet a cependant varié dans les 29 villes étudiées: il a été plus marqué dans les villes où la concentration annuelle moyenne de NO_2 est élevée, de même que dans celles présentant un climat chaud, une mortalité générale plus faible ou une grande proportion de personnes âgées (Katsouyanni 2001, Aga 2003). Une étude américaine similaire, portant sur 20 grandes agglomérations des Etats-Unis et sur d'autres données provenant de 90 villes au total, a tout d'abord fait état d'une hausse de la mortalité de 0,5 % environ pour une augmentation de $10 \mu\text{m}/\text{m}^3$ des PM10 (NMMAPS, Samet 2000). Après correction du modèle statistique utilisé, le résultat s'est situé entre 0,2 et 0,4 % (Dominici 2002). Apportées à l'étude européenne APHEA, de telles corrections n'ont pas engendré une modification sensible des résultats (Vedal 2003). Quant à l'étude espagnole portant sur 13 villes (EMECAM, Ballester 2002), elle a fait état d'une hausse de la mortalité de 0,5 % environ pour une augmentation de $10 \mu\text{m}/\text{m}^3$ des PM10 et de 0,8 % pour une augmentation de $10 \mu\text{m}/\text{m}^3$ des fumées noires.

Une équipe de chercheurs canadiens a procédé à une méta-analyse de toutes les études chronologiques menées avant 2000 sur la mortalité et les poussières fines, en compilant les résultats de 109 études de par le monde (sans les trois études mentionnées ci-dessus). Elle a constaté qu'une augmentation de $10 \mu\text{m}/\text{m}^3$ des PM10 entraîne une

hausse de 0,6 % de la mortalité à court terme (Stieb 2002). La méta-analyse réalisée par un groupe de chercheurs anglais sur mandat de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) sur les études publiées jusqu'au début de 2003, a abouti au même résultat (Anderson 2004).

Fig. 37 > Hausse en % du nombre de décès liés à des problèmes de santé pour une augmentation de 10 µg/m³ des PM10 dans diverses villes européennes, classées selon la pollution atmosphérique à long terme (Anderson 2004). Cette hausse en % ne dépend pas des concentrations absolues de PM10 dans l'atmosphère urbaine.



Les différences d'effets observées entre les villes occidentales dépendent moins de la concentration moyenne de PM10 que d'autres facteurs tels que la charge de NO₂⁻, le taux de mortalité et la situation géographique (Samoli 2005). Les PM10 tendent ainsi à produire des effets plus nocifs dans les villes où la charge en NO₂⁻ et la température sont élevées.

La concentration de poussières en suspension exerce une influence plus marquée sur les décès liés aux maladies cardiovasculaires et aux affections respiratoires que sur la mortalité pathologique totale.

Dans l'ensemble, les PM10 ont fait leurs preuves pour révéler les effets à court terme des poussières fines sur la mortalité. La plupart des études réalisées ont été menées

dans des régions urbaines, où les polluants proviennent avant tout du trafic et de l'industrie, et dans diverses zones climatiques.

Tabl. 12 > Hausse de la mortalité en % pour une augmentation de 10 µg/m³ des poussières fines, lors d'une augmentation de la pollution à court terme. Méta-analyse de l'OMS (Anderson 2004).

Mortalité pathologique	PM10	PM2,5	Fraction grossière	Fumées noires
Toutes causes confondues	0,6 %	n.d.	n.d.	0,6 %
Nombre d'études	33	3	1	26
Affections respiratoires	1,3 %	n.d.	n.d.	0,6 %, non significatif
Nombre d'études	18	1	1	18
Maladies cardio-vasculaires	0,9 %	n.d.	n.d.	0,4 %
Nombre d'études	17	1	2	18

n.d. = non disponible: nombre insuffisant d'études pour une méta-analyse

Nombre d'études = nombre des études européennes utilisables

PM2,5

La seule méta-analyse d'études portant sur plusieurs indicateurs de particules fines et la mortalité (Anderson 2004) ne révèle pas d'effets généralement attribuables aux PM2,5, car elle porte essentiellement sur des travaux européens et que les auteurs jugent impossible de transposer les résultats obtenus pour les PM2,5 à d'autres régions avec la fiabilité requise. Jusqu'ici, seules trois études européennes sur la mortalité ont analysé les effets des PM2,5, et aucune d'elles ne fait état d'une corrélation significative. Parmi les études menées ailleurs dans le monde, notamment aux Etats-Unis, plus de la moitié débouchent sur une corrélation positive et statistiquement significative entre particules fines et mortalité pathologique totale, le plus souvent en été. Un calcul fondé sur ces études conclut à une hausse de 0,8 à 0,9 % de la mortalité pour une augmentation de 10 µg/m³ des PM2,5 (Anderson 2004). Une vérification des données a révélé de légères distorsions dans les résultats des travaux américains, dues à la publication sélective d'études sur les PM2,5 ayant débouché sur des résultats positifs.

Depuis cette méta-analyse (état en 2002), seules de rares études ont porté sur les PM2,5 et la mortalité à court terme, dont aucune en Europe. Une de ces études a réanalysé les données de l'étude Six Cities menée par Harvard, en reconstituant et en complétant la pollution originale (Klemm 2000). Les PM10, les PM2,5 et le sulfate présentaient tous une corrélation significative avec les cas de décès. Une augmentation de 10 µg/m³ de la concentration des PM2,5 correspondait à une hausse de 1,3 % du nombre de décès, contre 0,8 % pour le même accroissement des PM10 ou des PM15. Aucune relation significative n'a été mise en évidence entre la fraction grossière seule et le nombre de décès. Les autres nouveaux travaux débouchent sur autant de résultats positifs significatifs que de résultats positifs non significatifs ou nuls.

Bien que la répartition spatiale des PM_{2,5} s'avère souvent plus homogène dans les villes et qu'une grande partie de cette fraction pénètre dans les locaux, les études chronologiques portant sur les PM_{2,5} et la mortalité à court terme fournissent en général des résultats légèrement moins cohérents que les études sur les PM₁₀.

Pour l'heure, rien ne permet d'expliquer ce constat. Les résultats publiés sont peut-être simplement trop peu nombreux. C'est surtout le cas des études européennes, dont les données seraient utiles pour mieux apprécier la situation en Suisse.

PM₁₀-PM_{2,5} – fraction «grossière» des poussières fines

Si, comme on l'envisage au sein de l'UE, les PM_{2,5} devaient détrôner les PM₁₀ dans le rôle d'indicateur des poussières fines, des études devraient au préalable déterminer à quels effets éventuels sur la santé il conviendrait d'associer la fraction grossière des PM₁₀, celle des PM₁₀- PM_{2,5}. L'importance de cette fraction varie selon la situation géographique (région aride, vastes terrains cultivés, vent, embruns, poussière volcanique, cf. sections précédentes). Voilà pourquoi il est essentiel de pouvoir comparer les caractéristiques du site étudié avec celles de la Suisse.

Jusqu'ici, une seule étude européenne a analysé la relation entre la fraction grossière des PM₁₀- PM_{2,5} et la mortalité à court terme, pour conclure à une absence de corrélation (Anderson 2001). Toutes les autres études sur cette fraction proviennent du continent américain. Ce sont surtout les travaux menés dans des régions vouées à l'agriculture ou celles recevant des poussières en provenance de régions arides, qui ont observé des effets de la fraction grossière, alors que les études urbaines n'en révèlent pas.

Fumées noires

Les fumées noires (un indice de noircissement) restent surtout en usage dans les études européennes, où elles servent d'indicateur pour les particules primaires émises par la combustion. Dans sa méta-analyse, le groupe de travail de l'OMS a calculé que l'accroissement du risque pour une hausse de 10 µg/m³ des fumées noires est le même que pour les PM₁₀. Ce calcul s'est principalement fondé sur les données de l'étude européenne APHEA 2 (cf. section consacrée aux PM₁₀ et Tabl. 12).

Autres indicateurs

Deux études chronologiques, menées à Erfurt et à Atlanta, ont analysé le nombre de particules ultrafines et d'autres paramètres, tels que la surface des particules, le carbone élémentaire et organique (Atlanta), ou le nombre et la masse de diverses fractions, ainsi que différents polluants à l'état gazeux (Erfurt). A Erfurt, presque tous les paramètres considérés, à l'exception des PM_{2,5}, présentaient une corrélation positive avec la mortalité les jours suivant l'accroissement de la pollution, la corrélation temporelle variant parfois. Le nombre de particules ultrafines (0,01-0,1 10 µm), le NO₂ et le CO étaient associés étroitement avec la mortalité, mais c'était aussi le cas des autres fractions de particules, de sorte qu'il est difficile d'attribuer un effet spécifique à l'un

ou l'autre des paramètres. L'importance des résultats est donc perçue diversement (Wichmann 2000). De tous les indicateurs mesurés à Atlanta, seules les PM_{2,5} présentaient une corrélation significative avec la mortalité aiguë, tandis que le nombre et la surface des particules ultrafines étaient même associés à un recul de la mortalité (Klemm 2004). Dans les deux études, les données provenaient d'une seule station de mesure et, dans le cas d'Erfurt, les mesures n'ont sans doute pas rendu compte fidèlement de l'exposition de la population, en raison de la forte variabilité spatiale de la charge en particules. Une étude chronologique réalisée à Rome a pour sa part analysé le rapport entre décès cardiaques subits (accidents cardiaques dans lesquels les patients ne sont pas arrivés vivants à l'hôpital) et pollution atmosphérique. La corrélation la plus étroite a été observée avec le nombre de particules et la concentration de monoxyde de carbone le même jour, suivie par la relation avec les PM₁₀. Le nombre des particules n'a cependant pas été déterminé au cours des années considérées, mais calculé à l'aide d'un modèle sur la base de mesures ultérieures, des autres polluants et de données météorologiques. Voilà pourquoi les trois indicateurs présentaient une forte corrélation et que les modèles analysant plusieurs polluants n'ont pas pu déboucher sur une attribution fiable des effets (Forastiere 2005).

Une étude chronologique californienne (CALFINE, Ostro 2006) a examiné la relation entre les décès et non seulement les PM_{2,5}, mais nombre de leurs composants pris séparément. Le nombre de décès n'était pas associé uniquement à la concentration de PM_{2,5}, mais aussi à celle de cuivre, de nitrates et de chlore; les décès dus à des maladies cardiovasculaires variant de plus avec la concentration de divers autres éléments (CE, OC, nitrate, fer, potassium, titane et zinc); les décès liés à des affections respiratoires avec celle de titane, de vanadium et de zinc. Les auteurs en concluent que les risques varient beaucoup selon les composants des poussières fines et que l'utilisation des PM_{2,5} comme seul indicateur peut conduire à sous-évaluer ces effets.

4.5.2 Hospitalisations, symptômes et prise de médicaments

PM₁₀

Un accroissement des poussières en suspension va de pair avec une augmentation du nombre d'hospitalisations et de consultations d'urgence pour affections cardiovasculaires ou respiratoires. L'étude APHEA, englobant 8 villes européennes, a constaté que les admissions pour problèmes cardiovasculaires augmentaient de 0,5 % lorsque la concentration des PM₁₀ s'accroissait de 10 µg/m³ le jour même ou le jour précédent (Le Tertre 2002). Les hospitalisations pour troubles respiratoires chez les personnes âgées, ainsi que pour symptômes asthmatiques chez des personnes plus jeunes et chez les enfants se sont, quant à elles, accrues de 1 % (Atkinson 2001). La méta-analyse de l'OMS sur les études consacrées aux hospitalisations (Anderson 2004) a identifié, pour le même accroissement de PM₁₀, une hausse de 0,7 % des hospitalisations pour problèmes respiratoires chez les personnes âgées; les données disponibles ne suffisant cependant pas pour calculer l'impact sur les personnes plus jeunes et sur les admissions pour affections cardiovasculaires. Un nouveau dépouillement de l'étude menée dans 14 villes espagnoles (EMECAS, Ballester 2006) a révélé une corrélation plus

étroite que l'APHEA entre les PM10 et les admissions en urgence pour problèmes cardiovasculaires, qui augmentent de 0,9 % lors d'un accroissement de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ des PM10. Cette étude a en outre observé un effet du monoxyde de carbone, indicateur des gaz d'échappement. Dans l'étude HEAPSS, analyse chronologique incluant 5 villes d'Europe, seul le monoxyde de carbone a été associé aux premières hospitalisations suite à une crise cardiaque, alors que la corrélation des hospitalisations avec les PM10 et le nombre de particules demeurait non significative (Lanki 2006).

La méta-analyse de journaux d'enfants et d'adultes asthmatiques ou souffrant d'autres problèmes respiratoires n'a pas identifié d'influence des PM10 sur l'apparition de symptômes ou sur la prise de médicaments (Anderson 2004). Les PM10 ont été associées moins souvent que les PM2,5 à des modifications de la tension artérielle, de la fréquence cardiaque, de la variabilité de la fréquence cardiaque ou à l'enclenchement d'urgence d'un stimulateur cardiaque. Mais les résultats ne sont pas constants.

PM2,5 et PM10-PM2,5

Les données sur les hospitalisations et les consultations d'urgence sont rares pour les PM2,5 et seules 11 études chronologiques ont analysé les deux fractions. La plupart de ces travaux provenant du Canada et des Etats-Unis, la méta-analyse de l'OMS, axée sur l'Europe, ne calcule pas d'estimateur des effets pour les PM2,5. Aux Etats-Unis même, les effets des PM2,5 ne sont d'ailleurs pas constants: une augmentation de la concentration de PM2,5 engendre ainsi une hausse des hospitalisations pour affections cardiovasculaires dans le nord-est du pays, alors que dans le Sud c'est le nombre des admissions pour affections respiratoires qui s'accroît (Dominici 2006).

Pour un accroissement de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ des PM2,5, la compilation du bureau américain pour la protection de l'environnement (EPA; 2004) a fait état d'une hausse de 0,4 à 3,2 % du nombre d'admissions pour affections cardiovasculaires, les résultats s'avérant plus élevés pour les PM10-PM2,5, puisque l'estimateur des effets varie entre 0,2 et 8,4 % dans les mêmes conditions. Quant aux hospitalisations pour affections respiratoires, elles ont enregistré une hausse de 0,2 à 6,4%, pour un accroissement de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ des PM2,5. Dans le cas des PM10-PM2,5, le même accroissement augmentait de 2,4 à 9,6 % le nombre des admissions. Dans son aperçu, Brunekreef (2005) estime entre 2 et 6 % la hausse du nombre des hospitalisations pour affections respiratoires en rapport avec la fraction grossière des particules.

Relevons que ces études portent sur des paramètres différents: hospitalisations pour affections respiratoires ou cardiovasculaires, voire pour des diagnostics spécifiques tels que les MPOC, les arythmies, etc. Dans certaines d'entre elles, les admissions pour un diagnostic déterminé – arythmies, maladies cardiovasculaires ischémiques, défaillances cardiaques, etc. – étaient davantage associées aux PM2,5, tandis que la fraction grossière des PM10-PM2,5 corrélait davantage avec l'ensemble des hospitalisations pour affections cardiovasculaires (jusqu'à 8 % d'augmentation pour un accroissement de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ des PM10-PM2,5) et pour maladies respiratoires obstructives, tels l'asthme et la bronchite chronique. Dans d'autres, les corrélations avec les deux fractions de PM10 et les PM10 elles-mêmes étaient très similaires (Lippmann 2000, Vedal

2003), tandis que les effets de la fraction fine et de la fraction grossière semblaient indépendants. Une enquête menée à Toronto sur les hospitalisations d'enfants âgés de 0 à 2 ans a révélé une hausse de 11 % des admissions pour un accroissement de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ des PM₁₀-PM_{2,5} et une hausse de 9 % des admissions pour un même accroissement des PM_{2,5} (Burnett 2001). Dans la même ville, les hospitalisations d'enfants de 6 à 12 ans pour asthme ont augmenté de 12 % chez les garçons et même de 21 % chez les filles après une hausse de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de la concentration des PM₁₀-PM_{2,5}.

On pourrait en conclure que les fractions fine et grossière ont des effets différents. Les études portant sur plusieurs polluants et considérant les deux fractions séparément sont cependant trop rares pour le confirmer. On constate cependant que lorsque les PM₁₀ servent d'indicateur, les effets mesurés sont inférieurs à la somme des effets des deux fractions.

Les études chronologiques sur les hospitalisations prouvent que la fraction grossière des PM₁₀-PM_{2,5} a aussi une incidence sur la santé. Or, en remplaçant les PM₁₀ par les PM_{2,5} dans le rôle d'indicateur, on ne tiendrait plus compte de cette fraction.

Dans une revue d'études portant sur des journaux de malades (Ward 2004), l'association des affections respiratoires était légèrement plus marquée avec les PM_{2,5} qu'avec les PM₁₀. Les auteurs soulignent cependant que l'on a sans doute publié sélectivement davantage d'études aux conclusions positives. Un travail finlandais et une étude longitudinale américaine sur des enfants asthmatiques, qui ont examiné non seulement les PM_{2,5} et les PM₁₀, mais aussi la fraction grossière des PM₁₀-PM_{2,5}, ont toutes deux observé des corrélations entre les trois paramètres et divers symptômes respiratoires (Tiitanen 1999, Mar 2004). A l'inverse, une nouvelle analyse des données de l'étude Six Cities a révélé une relation plus étroite entre les PM_{2,5} et des symptômes au niveau des voies respiratoires inférieures, la toux étant également associée à la fraction grossière (Schwartz 2000). L'étude de journaux d'asthmatiques adultes à Erfurt a identifié une association plus nette entre symptômes respiratoires et PM_{2,5} qu'entre ces symptômes et PM₁₀, les deux indicateurs présentant une forte corrélation entre eux (von Klot 2002). Dans une évaluation transversale de l'étude californienne sur la santé des enfants, une respiration sifflante chez les enfants asthmatiques était au contraire une conséquence d'un accroissement des PM₁₀ ou des PM₁₀-PM_{2,5}, alors que ce symptôme ne présentait pas de corrélation avec les PM_{2,5} (Millstein 2004).

Fumées noires

L'étude multicentrique APHEA 1 a pu mettre en relation les hospitalisations enregistrées à Londres, Amsterdam, Rotterdam, Paris et Milan avec les concentrations de fumées noires. L'effet de cette pollution sur les admissions pour affections respiratoires varie toutefois grandement d'une ville à l'autre. Pour un accroissement de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ des fumées noires, l'étude a observé une hausse de 0,55 % des hospitalisations pour troubles respiratoires chez les adultes (Spix 1998), ainsi que des hausses non significatives de 0,4 % d'urgences asthmatiques chez les adultes et de 0,6 % chez les enfants (Sunyer 1997).

L'étude APHEA 2, qui a succédé à APHEA 1, a associé un accroissement de 10 µg/m³ des fumées noires avec une hausse de 1,3 % des hospitalisations pour asthme chez les enfants. Chez les personnes âgées, les admissions pour problèmes respiratoires ne corrélaient cependant pas avec les fumées noires. Dans les trois groupes d'âge, les PM10 présentent toutefois une relation avec les hospitalisations pour asthme et, chez les personnes âgées, également pour des problèmes respiratoires en général. Les résultats de l'étude APHEA occupent une grande place dans la méta-analyse de l'OMS consacrée aux fumées noires et aux maladies respiratoires (cf. Tabl. 13). L'étude fournit également des données sur les hospitalisations pour maladies cardiovasculaires, en excluant toutefois les attaques cérébrales (Le Tertre 2002). A un accroissement de 10 µg/m³ des fumées noires correspond une hausse de 1,1 % des hospitalisations pour affections cardiaques.

Tabl. 13 > Hausse des hospitalisations (en %) pour une augmentation de 10 µg/m³ des poussières fines, lors d'un accroissement de la pollution à court terme. Méta-analyse de l'OMS (Anderson 2004).

Hospitalisations pour maladies respiratoires		
Groupe d'âge	PM10	Nombre d'études européennes utilisables
0-14	n.d.	3
15-64	n.d.	3
65+	0,7 %	8
Groupe d'âge	Fumées noires	Nombre d'études européennes utilisables
0-14	n.d.	2
15-64	0,6 %	5
65+	0,1 %, non significatif	6

Les corrélations entre hospitalisations et fumées noires et PM10 diffèrent beaucoup. Il est rare que ces deux paramètres soient mesurés simultanément sur un même site, de sorte qu'il est difficile d'estimer si ces différences sont à mettre sur le compte de la faible teneur des fumées noires en particules grossières.

La méta-analyse de l'OMS portant sur des journaux d'enfants et d'adultes asthmatiques ou souffrant d'autres affections respiratoires n'a identifié aucune incidence des fumées noires sur l'apparition de symptômes ou sur la prise de médicaments, ce qui est aussi le cas pour les PM10 (Anderson 2004).

Autres indicateurs

Une étude chronologique sur les hospitalisations et les consultations d'urgence pour asthme ou troubles respiratoires, qui a analysé non seulement l'incidence des PM10, des PM2,5 et des PM10-PM2,5, mais aussi de la surface des particules ultrafines (PM0,01-0,1), fait état d'une corrélation des consultations pour maladies respiratoires avec les PM10, mais pas avec les autres indicateurs (Sinclair 2004, Peel 2005).

Une étude de cohorte européenne multicentrique sur des patients déjà victimes d'une crise cardiaque par le passé a examiné si une nouvelle hospitalisation pour affection cardiaque était liée à la pollution atmosphérique et, si oui, à quels polluants. Les nouvelles hospitalisations présentaient de toute évidence une relation avec le NO₂, le nombre de particules de moins de 0,1 µm et le CO (émis par le trafic). Ces polluants étant étroitement corrélés, il a été impossible de distinguer leurs effets au niveau statistique. La relation du nombre d'hospitalisations avec les PM10 était légèrement moins marquée qu'avec les autres polluants (von Klot 2006).

Deux travaux sur le nombre et la masse de la fraction ultrafine, ainsi que les particules en mode d'accumulation, ont étudié les journaux d'asthmatiques adultes à Helsinki et d'asthmatiques adultes et enfants à Erfurt, en compilant une foule de paramètres de santé, tels que la fonction pulmonaire, divers symptômes et la prise de médicaments contre l'asthme. Si la relation des phénomènes morbides dans l'une ou l'autre des cohortes fut parfois plus étroite avec une certaine fraction de particules, les PM_{2,5} et les PM10 se sont toujours avérées – du moins lorsque corrélation il y avait – les meilleurs indicateurs de la pollution (Penttinen 2001, Peters 1997, von Klot 2002).

Les travaux sur les particules plus fines ont essentiellement exploré leur incidence sur les fonctions cardiaques. L'étude multicentrique ULTRA a permis de suivre pendant six mois dans 4 pays 131 patients atteints de pathologies cardiovasculaires. Dans l'ensemble, on a observé une relation ténue entre pression artérielle et PM_{2,5} et le nombre de particules en mode d'accumulation (0,1 à 1 µm), et aucune incidence significative des particules ultrafines. L'évolution des symptômes suivait également de plus près la variation des PM_{2,5} que celle des particules ultrafines (de Hartog 2003, Ibaldu-Mulli 2004). Des patients aux troubles stabilisés du contingent finlandais de l'étude ULTRA (Lanki 2006) ont surtout réagi à un accroissement de la proportion de carbone dans les PM_{2,5} (déterminée par absorption lumineuse) par une diminution de la circulation coronarienne (symptômes d'ischémie sous ECG).

Dans une cohorte de personnes atteintes de pathologies cardiaques, les réhospitalisations pour ce type de troubles ont été associées à tous les polluants mesurés dans l'atmosphère le jour de l'admission (PM10, nombre de particules, NO₂, CO et ozone). Les indicateurs associés au trafic (CO, NO₂ et nombre de particules) présentaient une corrélation étroite, de sorte qu'il s'avérait inutile de les analyser ensemble. Dans deux modèles incluant les PM10, les effets des indicateurs associés au trafic sont demeurés stables, tandis que l'effet des PM10 tendait plutôt à diminuer (von Klot 2005).

Diverses études récentes (Chan 2004, Henneberger 2005, Dockery 2005, Peters 2005) ont mis en rapport le nombre de particules avec la diminution de la variabilité de la fréquence cardiaque, les troubles sous ECG, l'apparition de troubles du rythme cardiaque et le déclenchement d'une crise cardiaque. Les PM_{2,5} ont cependant présenté une association identique et constante avec les aggravations de l'état de santé.

Selon les études épidémiologiques publiées jusqu'ici, le recours aux indicateurs que sont le nombre ou la masse des particules ultrafines n'offre pas d'avantage sensible par rapport aux PM_{2,5}. Cela s'explique sans doute moins par d'éventuelles relations de

cause à effet, que par l'incapacité des mesures entreprises à refléter avec exactitude l'exposition subie par la cohorte étudiée.

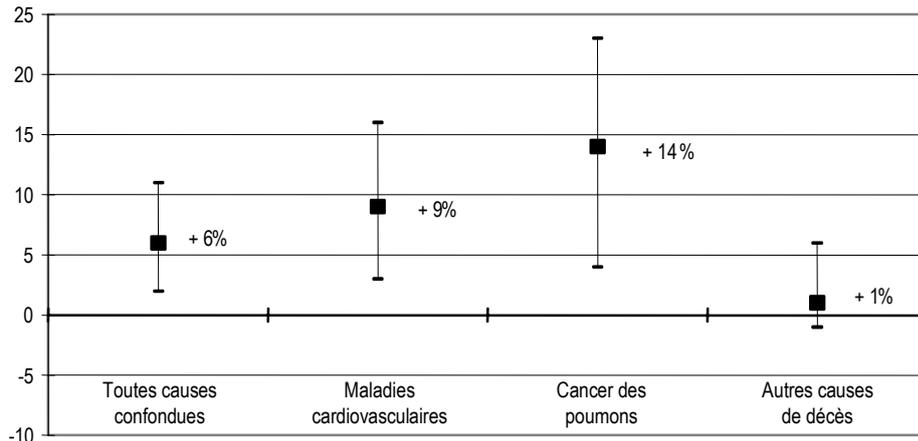
4.6 Effets à long terme selon les indicateurs de la pollution particulaire

4.6.1 Mortalité, espérance de vie

Huit études de cohorte, cinq américaines et trois européennes, ont examiné les effets d'une longue exposition aux poussières en suspension sur la mortalité prématurée. Dans l'étude Six Cities, 8000 participants de six villes américaines ont été suivis pendant 15 ans et leurs décès ont été mis en relation avec divers paramètres de la pollution atmosphérique (TSP, PM10, PM2,5 et sulfate). La mortalité a pu être associée aux PM10, aux PM2,5 et au sulfate (Dockery 1993). La réduction des concentrations de PM2,5, entre les années 1980 et la fin des années 1990, a diminué le risque de décès (Laden 2006). Par ailleurs, la vaste étude de la Ligue américaine contre le cancer (étude ACS) a pu compiler les données de plus de 500 000 personnes ayant subi une exposition de longue durée aux TSP, aux PM10 (à l'origine aux PM15), à la fraction grossière des PM10-PM2,5, aux PM2,5 et aux sulfates. La relation la plus étroite avec la mortalité due à une maladie a été identifiée pour les PM2,5 et les sulfates (Pope 2002).

Fig. 38 > Mortalité à long terme et exposition aux PM2,5 chez 500 000 personnes incluses dans l'étude américaine sur la prévention du cancer 1982-1998 (Pope 2002).

Hausse de la mortalité / augmentation de 10 µg/m³ PM2,5



Une autre étude de cohorte américaine a suivi pendant 15 ans 6300 adventistes non-fumeurs en Californie et mis leur mortalité en rapport avec les PM10, les PM2,5 (calculées à partir de la distance de visibilité sur les aéroports) et la fraction des PM10-PM2,5. Le nombre des décès n'ayant pas dépassé 900, on a enregistré un risque accru de mortalité chez les hommes, qui était associé avec les PM2,5, les PM10 et les PM10-

PM_{2,5}, les auteurs ayant estimé que c'est avec les PM_{2,5} que la corrélation était la plus étroite (McDonnell 2000). Or les derniers résultats publiés de cette étude, menée sur plus de 22 ans, débouchent sur des conclusions diamétralement opposées lorsqu'on considère les 250 décès provoqués par des affections cardiaques sur une cohorte qui comptait à l'origine 3240 individus sains. Chez les femmes, le risque de décéder d'une maladie cardiaque présentait un rapport significatif avec les PM₁₀, les PM₁₀-PM_{2,5} et les PM_{2,5}, mais ce n'était pas le cas chez les hommes (Chen 2005). Dans le cas de cet échantillon spécifique d'individus en bonne santé avec un faible risque de mortalité, l'interprétation des résultats s'avère difficile, du fait notamment du petit nombre de décès. Aucun nouveau résultat n'a été obtenu quant à la mortalité de tous les participants pour tous les types de maladies.

L'étude dite des vétérans, menée depuis 1976 sur 70 000 anciens soldats de l'armée américaine, a réexaminé les cas de décès jusqu'en 2001. Ils présentaient une corrélation avec les PM_{2,5}, les PM₁₀-PM_{2,5}, la portion sulfatée des PM_{2,5} et la portion non sulfatée des PM_{2,5} pris isolément, ainsi qu'avec d'autres composants des PM_{2,5}, tels que le carbone élémentaire, le nitrate, le vanadium et le nickel. C'est toutefois la pollution générée par le trafic dans les environs immédiats du lieu de domicile qui influait le plus sur le risque de décès, bien que la pollution de fond ait été incluse dans le modèle (Lipfert 2006a, 2006b). Les auteurs constatent cependant que les résultats ne permettent pas de dire quels paramètres nocifs (pollution atmosphérique, bruit, stress) liés au trafic sont à mettre en cause.

Dans l'étude californienne pour la prévention du cancer, plusieurs enquêtes ont été réalisées entre 1960 et 1972 auprès de femmes et d'hommes âgés et leurs décès ont été consignés dans des registres de 1973 à 2000. Une analyse de la relation entre décès et pollution atmosphérique moyenne dans leur comté a révélé que le risque accru de décès suit la même progression que les PM_{2,5} pendant les années 1973 à 1982. Cette relation avec les PM_{2,5} n'a cependant pas été observée les années suivantes. Ce résultat s'explique sans doute par le fait que l'étude ne connaissait pas certains facteurs exerçant une grande influence sur la mortalité (comme la fumée, etc.) pour les personnes décédées ou ayant déménagé après 1972 (Enstrom 2005, Brunekreef 2006).

Une petite étude de cohorte réalisée aux Pays-Bas a suivi 4500 participants entre 1986 et 1994. Ses premiers résultats ont mis en évidence une corrélation de la mortalité avec la pollution de fond par les fumées noires au lieu de domicile, bien que cette relation s'avère moins étroite qu'avec la proximité d'une route très fréquentée. C'est toutefois cette proximité qui était responsable des pointes de pollution dues aux fumées noires (Hoek 2002). Ces résultats ont été confirmés par une étude réalisée en Rhénanie-du-Nord-Westphalie sur quelque 4800 femmes, qui ont été suivies une première fois entre 1985 et 1994, puis jusqu'en 2002/2003. Cette étude a elle aussi montré une hausse du risque de décès associé à des maladies cardiovasculaires et respiratoires chez les femmes habitant à proximité d'axes routiers très fréquentés. Elle a par ailleurs identifié un accroissement du risque de décès qui suit l'augmentation des PM₁₀ (Gehring 2006).

La plus grande étude de cohorte européenne sur la pollution atmosphérique a été réalisée en France, où plus de 14 000 adultes de 24 régions ont été suivis pendant plus

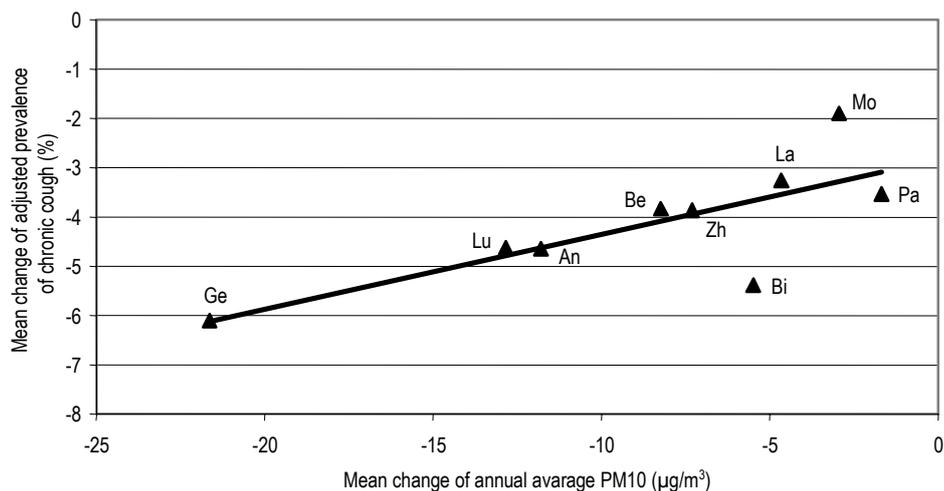
de 20 ans. Les cas de décès ont été mis en relation avec la pollution atmosphérique mesurée entre 1974 et 1996 au moyen des indicateurs TSP et fumées noires. Les associations se sont toutefois révélées non significatives dans toute la cohorte. Après élimination des données provenant de 6 stations de mesures placées sur des sites à fort trafic, une variation de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de chacun des indicateurs considérés correspondait à une variation du risque relatif de décès par maladie, cette variation étant de 1,05 pour les TSP et de 1,07 pour les fumées noires (Filleul 2005).

En considérant les études américaines, on pourrait penser que les $\text{PM}_{2,5}$ constituent le meilleur indicateur de l'incidence des poussières en suspension sur le risque de décès à long terme. Or il n'existe pas de données européennes sur la relation entre $\text{PM}_{2,5}$ et mortalité, et cette rareté même des résultats souligne que les PM_{10} et les fumées noires dénotent aussi le risque de décès. Par ailleurs, l'étude sur les vétérans américains et l'étude hollandaise pour la prévention du cancer ont révélé que la proximité d'une route et la pollution du trafic engendrent un accroissement supplémentaire de ce risque, accroissement dont les indicateurs aujourd'hui en usage – PM_{10} ou $\text{PM}_{2,5}$ – ne rendent pas compte.

4.6.2 Morbidité

Grâce aux études suisses, on sait que les immissions de PM_{10} mesurées dans les stations officielles sont associées à une diminution de la fonction pulmonaire chez les adultes (Ackermann-Liebrich 1997), ainsi qu'à des symptômes et à des affections respiratoires non allergiques chez les enfants et les adultes, mais pas avec des affections respiratoires allergiques (Zemp 1999, Braun-Fahrländer 1997, Varonier 1997). Le même constat s'est dégagé de l'étude longitudinale californienne sur des adventistes (Abbey 1998a, 1998b, McDonnell 1999). Les dernières analyses des examens médicaux scolaires pratiqués en Suisse ont d'ailleurs montré que les maladies infectieuses respiratoires et les irritations diminuent en même temps que l'exposition aux PM_{10} (Bayer-Oglesby 2005).

Fig. 39 > Diminution de l'exposition aux PM10 chez les écoliers suisses et recul de la prévalence de la toux chronique de 1992/1993 à 1998/2001 (Oglesby 2005).



Aucune analyse de l'incidence des PM2,5 à long terme n'a encore été publiée en Suisse. Dans l'étude longitudinale californienne sur des enfants en âge de scolarité de 10 communes, les stations officielles de mesure ont non seulement enregistré les concentrations de PM10 et de PM2,5, mais aussi les valeurs pour les aérosols acides, le carbone organique et le carbone élémentaire. Certaines analyses ont révélé une association entre PM10 et PM2,5 d'une part, et fonction pulmonaire et troubles respiratoires non allergiques, d'autre part. S'il existait certes aussi une association avec les PM10-PM2,5, elle était plus marquée avec le NO₂, les aérosols acides et le carbone élémentaire. Les auteurs pensent que l'effet sur la santé constaté ici est dû aux émissions du trafic, dont le NO₂, le H⁺ et le CE sont de meilleurs indicateurs que les PM10 ou les PM2,5 (Gauderman 2000, Avol 2001, Gauderman 2002, McConnell 2003, Gauderman 2004).

Des études longitudinales comparatives sur des écoliers réalisées dans divers Länder allemands ont constaté que la fonction pulmonaire des enfants s'améliore lorsque l'exposition aux poussières en suspension diminue (Sugiri 2006). Outre les concentrations de SO₂, cette étude a aussi mesuré les TSP, qui provenaient notamment de sources industrielles pendant les premières années des travaux. En dehors des effets attribués aux TSP, l'étude a identifié une diminution de la fonction pulmonaire chez les enfants habitant à proximité de routes très fréquentées.

L'étude longitudinale entreprise par Heinrich (2002a, 2002b) sur des écoliers de trois agglomérations dans les nouveaux Länder allemands a également pris les TSP et le SO₂ comme indicateurs, dont les concentrations ont fortement diminué entre 1991 et 1998. Parallèlement à cette diminution, on a observé un recul des maladies respiratoires non allergiques, telle la bronchite. Selon des mesures isolées entreprises en 1993 et en 1999, le nombre des particules de 0,01-2,5 µm est demeuré pratiquement inchangé, celui des particules de 0,1-0,5 µm a diminué et celui des particules les plus fines,

de 0,1-0,03 μm , a augmenté sur les trois sites. Les auteurs ont expliqué cette évolution par un recul des émissions industrielles et un accroissement des émissions du trafic. Vu le changement de mode de vie intervenu pendant la même période, les émissions du trafic ne peuvent pas être considérées comme seules responsables de la multiplication des symptômes respiratoires allergiques et de la sensibilisation des individus. Les résultats allemands ont été corroborés par ceux d'une étude transversale chinoise sur des écoliers, dans laquelle l'exposition à long terme aux TSP ou à la fraction grossière des PM₁₀-PM_{2,5} (mais pas aux PM_{2,5}) suit une courbe parallèle à celle des infections respiratoires, mais pas à celle des cas d'asthme (Zhang 2002).

Longitudinale et multicentrique, l'étude européenne ECRHS, portant sur 6800 personnes de 21 pays, a constaté l'apparition plus fréquente de bronchites chroniques chez les femmes vivant à proximité d'une route très fréquentée après une exposition moyenne de 8,5 années; ce résultat ne se retrouve pas chez les hommes. La corrélation s'avérait également significative avec des concentrations de NO₂ supérieures à 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Pour l'ensemble des sujets, aucune relation n'a pu être établie avec l'exposition aux PM_{2,5} (Sunyer 2006). Des bronchites plus fréquentes et des détériorations de la fonction pulmonaire ont aussi été observées parmi des femmes âgées de Rhénanie-du-Nord-Westphalie, lorsqu'elles habitaient à proximité d'une route principale ou subissaient une exposition accrue au NO₂ (Schikowski 2005). Si la détérioration de la fonction pulmonaire a suivi l'accroissement de l'exposition aux PM₁₀, ce ne fut pas le cas de la bronchite.

L'étude de cohorte TRAPCA sur des nourrissons hollandais et munichois a modélisé l'exposition de chaque enfant aux PM_{2,5}, au NO₂ et à la suie. Le nombre d'otites a augmenté en même temps que l'exposition modélisée aux PM_{2,5}, au NO₂ et à la suie (mesurés par absorption de lumière), et la bronchite asthmatique s'est révélée plus fréquente chez les enfants vivant à proximité d'une grande route (Brauer 2006, Morgenstern 2006). Ces résultats ne permettent certes pas d'évaluer la pertinence des PM_{2,5} ou de la suie comme indicateurs, lorsqu'elles sont mesurées dans des stations fixes, mais corroborent néanmoins l'incidence de la pollution d'origine automobile.

Parmi les participants à l'étude Heinz Nixdorf Recall, les individus vivant à proximité de grands axes routiers à Essen et Mùhlhof ont été plus souvent victimes d'un infarctus ou subi une opération des vaisseaux coronariens que ceux habitant plus à l'écart, même si l'on tient compte de la pollution de fond par les PM_{2,5} (Hoffmann 2006).

Les publications sur la morbidité à long terme montrent que les PM₁₀ reflètent bien l'incidence potentielle de la pollution atmosphérique dans une agglomération, plus ou moins grande, en terme de diminution de la fonction pulmonaire, de maladies respiratoires infectieuses et d'irritations. Cet indicateur est cependant moins approprié pour rendre compte des effets de la pollution d'origine automobile, qui présente une grande variabilité spatiale. Les PM_{2,5} ne s'avèrent cependant guère plus révélateurs dans ce domaine. Les résultats californiens plaideraient plutôt en faveur du NO₂, des aérosols acides ou des particules de suie. Enfin, il n'existe guère d'études sur la relation entre le nombre de particules ultrafines et leur incidence à long terme, et les grandeurs tradi-

tionnellement mesurées ne permettent guère d'évaluer rétrospectivement l'exposition à long terme aux particules ultrafines avec la précision requise.

4.6.3 Cancer des poumons

Divers travaux de la médecine du travail ont démontré que certaines pollutions particulaires sont cancérogènes. L'analyse de deux grandes études cas-témoins allemandes a ainsi mis en évidence des risques accrus de cancer chez les travailleurs exposés à des fibres artificielles, à des cristaux de silicates, aux gaz d'échappement de moteurs diesel, à des hydrocarbures aromatiques polycycliques ou à l'amiante (Brüske-Holfeld 2000). Dans leur évaluation du risque cancérogène des gaz d'échappement, l'OMS et le CIRC concluent que les expériences dans lesquelles des animaux ont été exposés aux gaz d'échappement de moteurs diesel prouvent suffisamment l'effet cancérogène de ces gaz et que les travaux menés en médecine du travail tendent à démontrer que ces gaz constituent aussi un risque cancérogène pour l'homme. Ils estiment ainsi que les gaz d'échappement de moteurs diesel sont vraisemblablement cancérogènes chez l'homme (Groupe 2A, IARC 1989, update 1998).

Les études longitudinales étant rares, il est difficile de déterminer avec précision le risque de cancer des poumons au sein de la population générale au moyen des indicateurs utilisés jusqu'ici pour mesurer les poussières en suspension, d'autant que la composition de la pollution atmosphérique particulaire varie beaucoup. De plus, la typologique de l'exposition a changé. Lors du lancement des grandes études de cohorte, la pollution atmosphérique était surtout due aux émissions industrielles. La première évaluation de l'étude Six Cities de Harvard a noté que l'accroissement de l'exposition aux PM₁₀ ou aux PM_{2,5} augmentait le risque de cancer des poumons, cette hausse demeurant non significative en raison du petit nombre de cas enregistrés. Lors de la deuxième évaluation, le risque de mourir d'un cancer des poumons était encore davantage associé aux PM_{2,5} pour toute la durée de l'étude que pour sa première période seulement (Laden 2006). Dans la grande étude de la Ligue américaine contre le cancer (ACS), le risque de cancer des poumons associé aux PM_{2,5} et aux sulfates ne devient significatif qu'au bout de 15 ans (Pope 2002). L'étude menée sur des adventistes californiens a montré que le risque de cancer des poumons s'accroît fortement avec l'exposition aux PM₁₀ ou aux PM_{2,5} (mesurés sur la base de données visuelles), mais uniquement chez les hommes (Mc Donnell 2000). Parmi les études européennes, seule l'étude française PAARC disposait d'une cohorte suffisamment grande pour mettre en relation la mortalité due au cancer des poumons avec les valeurs de TSP et de fumées noires mesurées au début de l'étude, 23 ans auparavant. Cette mortalité n'a pu être associée ni à l'exposition aux TSP ni à celle aux fumées noires (Filleul 2005).

L'étude de cohorte européenne sur le cancer et l'alimentation (EPIC) comprenait une étude de cas-témoins destinée à analyser le risque de cancer des poumons en fonction de l'exposition au trafic ou de l'exposition aux PM₁₀, au NO₂ et au SO₂. L'exposition au trafic n'a cependant pu être mise en cause que dans 197 cas sur 271 et dans 556 témoins sur 737, le rôle de l'exposition aux polluants atmosphériques étant évalué sur

la base des données fournies par la station de mesure la plus proche. Le risque de cancer des poumons était associé (mais pas de manière significative) à l'exposition au trafic et était accru chez les personnes soumises à une exposition de plus de 30 µg NO₂/m³. Il ne présentait aucune relation avec les PM10 (Vineis 2006). Les auteurs renvoient d'ailleurs aux résultats d'études réalisées à Stockholm et à Oslo, où le risque de cancer des poumons était également associé aux émissions du trafic mesurées en charge de NO_x.

Un modèle de calcul américain a comparé d'une part le nombre de cancers des poumons associés aux PM_{2,5} enregistrés aux Etats-Unis en 1980 et en 1990 (sur la base des résultats de l'étude de l'ACS) avec, d'autre part, le nombre de cancers des poumons qu'auraient engendré en 1960 les concentrations de benzoapyrène, de chrome VI, de nickel et d'arsenic présents dans l'atmosphère. Il conclut que les risques atteignent le même ordre de grandeur. Rien ne permet toutefois d'affirmer que les concentrations de ces substances ont suivi une évolution identique ou similaire à celles des PM_{2,5}, de sorte que l'étude n'a pas pu conclure que ces substances sont responsables du caractère cancérigène des PM_{2,5} (Harrison 2004).

Le manque de données sur la pollution particulaire et le cancer de poumons ne facilite pas le choix de l'indicateur idéal pour la situation actuelle en Suisse, qui se distingue par de faibles émissions industrielles. Il est cependant certain que les PM10 et les PM_{2,5} ne sont pas les paramètres les plus appropriés pour évaluer le risque potentiel de cancer des poumons possiblement associé aux émissions du trafic.

Tabl. 14 > Les divers effets sur la santé d'une exposition aux poussières fines.

Pathologies physiologiques:	Symptômes inflammatoires localisés dans les voies respiratoires, signalés p. ex. par la production de granulocytes neutrophiles.
	Inhibition de la fonction de défense des macrophages alvéolaires.
	Aggravation de la tendance aux allergies.
	Modification de la variabilité de la fréquence cardiaque.
	Modification des paramètres sanguins (coagulation, CRP).
	Modification de la fonction de l'endothélium vasculaire.
Effets à court et à moyen terme:	Aggravation de l'état de personnes souffrant d'asthme ou de bronchite chronique.
	Multiplication de maladies infectieuses des voies respiratoires chez les enfants.
	Augmentation du nombre d'hospitalisations pour maladies respiratoires.
	Augmentation du nombre d'hospitalisations pour maladies cardiovasculaires.
	Hausse de la mortalité des nourrissons associée à des maladies respiratoires.
	Augmentation du nombre de décès dus à des affections cardiopulmonaires.
Effets à long terme:	Détérioration de la fonction pulmonaire.
	Hausse de la prévalence de la bronchite chronique.
	Hausse de la mortalité due à des maladies cardiovasculaires et respiratoires.
	Hausse de la mortalité due au cancer des poumons.

4.7 Pertinence des indicateurs du point de vue de la santé

Nous résumons ci-après les avantages et les inconvénients des indicateurs des poussières en suspension, tels qu'ils ressortent des études menées jusqu'ici sur l'incidence de la pollution atmosphérique sur la santé.

4.7.1 PM10

Les PM10 englobent toutes les particules en suspension qui passent le larynx pour pénétrer dans les voies respiratoires, c'est-à-dire toutes celles susceptibles d'avoir une incidence sur la santé. De nombreuses études réalisées en Suisse ou dans des régions connaissant une situation comparable confirment cette incidence. Il est possible de calculer des relations dose-effets, qui montrent l'augmentation du nombre de décès ou d'hospitalisations pour maladies respiratoires et cardiovasculaires lorsque l'exposition augmente. Les PM10 constituent également un bon indicateur pour les effets à long terme, notamment dans les régions où les sources naturelles de poussières fines sont rares, comme c'est le cas en Suisse.

Les PM10 se répartissent de manière assez homogène sur de grandes régions, de sorte qu'un nombre limité de stations de mesure suffit pour connaître l'exposition de la population.

Pour ces mêmes raisons, les PM10 ne conviennent toutefois pas pour mesurer les variations locales d'exposition aux émissions du trafic.

Les PM10 ne mesurent pas uniquement les poussières d'origine anthropogènes, mais aussi les poussières naturelles. Si ces dernières peuvent certes avoir une incidence sur la santé, il n'est guère possible d'influer sur leurs concentrations.

4.7.2 PM2,5

Les PM2,5 englobent les particules dont une grande partie peuvent parvenir jusque dans les alvéoles pulmonaires. Elles comprennent moins de poussières d'origine naturelle que les PM10.

La répartition des PM2,5 sur de grandes régions est encore plus homogène que celle des PM10. Voilà pourquoi elles sont plus étroitement associées (que les PM10) aux effets à long terme sur la santé dans les pays où les agglomérations sont vastes et où une grande partie des poussières proviennent de zones arides, comme les Etats-Unis.

Les PM2,5 reflètent moins bien que les PM10 les effets sur la santé liés aux variations journalières de l'exposition. Les études menées en Europe étant encore trop rares pour calculer des courbes de la relation dose-effets, nous avons dû les reprendre d'études américaines.

Les PM_{2,5} ne rendent pas compte de l'exposition aux particules mesurant entre 2,5 et 10 µm, qui ont également une incidence sur la santé.

Les PM_{2,5} ne conviennent pas non plus pour mesurer les différences d'exposition aux émissions du trafic, qui présentent une grande variabilité spatiale.

4.7.3 PM₁₀-PM_{2,5}

La fraction grossière des PM₁₀ n'a que rarement servi de référence dans les études sur la santé. Les observations faites jusqu'ici montrent toutefois clairement que ce sont surtout les hospitalisations pour maladies respiratoires et les urgences pour troubles asthmatiques qui augmentent en cas de hausse des concentrations de PM₁₀-PM_{2,5}. Il est cependant rare que les PM₁₀-PM_{2,5} soient mesurées en tant que telles. Pour obtenir leur valeur, on calcule le plus souvent la différence entre PM₁₀ et PM_{2,5}. Cela revient à additionner les erreurs de mesure de ces deux fractions et à atténuer une éventuelle association avec des effets sur la santé. Les rares études disponibles ne permettent pas de calculer une relation dose-effets, ni même une valeur seuil en deçà de laquelle on ne pourrait s'attendre à aucune incidence vérifiable. Voilà pourquoi les Etats-Unis ont renoncé à réglementer les PM₁₀-PM_{2,5} en plus des PM_{2,5}, mais qu'ils ont maintenu des valeurs journalières pour les PM₁₀, tout en supprimant le seuil annuel pour cette taille de particules.

4.7.4 Aérosols secondaires, sulfates, nitrates

Les parts de sulfates ou de nitrates dans les PM_{2,5} ou les PM₁₀ font l'objet de mesures systématiques dans certains pays, notamment là où une partie importante de l'énergie est produite dans des centrales à charbon. Rappelons ici que les aérosols secondaires peuvent être transportés sur de grandes distances. Dans l'étude américaine sur le cancer, les sulfates sont un indicateur général aussi approprié que les PM_{2,5} pour les effets à long terme. Sur la côte ouest des Etats-Unis, dans l'étude californienne sur la santé infantile par exemple, ce sont toutefois les nitrates et non pas les sulfates qui ont été le plus étroitement associés avec les maladies respiratoires chez les enfants, car ils constituaient l'élément des gaz d'échappement transporté sur les plus grandes distances.

Dans les études toxicologiques et les essais cliniques, les sulfates et les nitrates purs ne produisent des effets décelables sur la santé humaine qu'en concentrations nettement plus élevées que celles qu'ils atteignent dans l'environnement. Si l'on ne rencontre pratiquement jamais ces sels sous forme pure dans le mélange de poussières en suspension, les combinaisons de nitrates et de sulfates avec des composants organiques secondaires ou avec des acides se montrent nettement plus toxiques dans les essais toxicologiques et expérimentaux que les nitrates et les sulfates à l'état pur.

Dans la plupart des études épidémiologiques, les aérosols secondaires présentent une forte corrélation avec les concentrations de poussières et d'ozone, de sorte que l'on ne

peut pas considérer leur incidence séparément. Leur acidité pourrait en effet accroître l'effet nocif des PM_{2,5} et des PM₁₀ mesurées par gravimétrie, ainsi que du smog estival.

En Suisse, les sulfates présents dans l'atmosphère se répartissent de manière assez homogène. Ce n'est toutefois pas le cas des nitrates, dont les concentrations peuvent varier grandement selon la densité du trafic et la saison, même au sein d'une agglomération. Aucune étude de santé publique n'a été menée à ce sujet en Suisse. Par ailleurs, notre situation n'étant pas comparable à celle de l'Amérique du Nord, il est impossible de reprendre les relations dose-effets établies pour ce continent. Toute base fait donc défaut pour fixer une valeur limite.

4.7.5 Fumées noires

On mesurait et on mesure encore les fumées noires (un indice de noircissement), mais surtout dans les pays européens. En tant qu'indicateur des particules primaires provenant de la combustion, elles rendent compte de l'exposition de la population aux gaz d'échappement (non filtrés) de moteurs diesel, tandis que les mesures de NO₂ reflètent plutôt l'exposition aux gaz d'échappement de moteurs à essence (Brunekreef 1996).

Les études européennes sur l'accroissement à court terme des polluants (APHEA, p. ex.) permettent de tracer des courbes dose-effets pour les fumées noires. Celles-ci n'ont cependant que rarement servi d'indicateur à long terme pour la pollution particulaire. Dans l'étude néerlandaise sur la prévention du cancer, les fumées noires présentaient une association moins étroite avec le risque de décès que la proximité d'une route très fréquentée, mais une association semblable à celle du NO₂. Les fumées noires ont pu être utilisées comme facteur complémentaire aux suies de combustion. Il n'existe cependant guère d'études à même de prouver que les fumées noires produisent un autre effet que l'exposition aux PM₁₀, autrement dit que fumées noires et PM₁₀ (ou PM_{2,5}) sont indépendantes.

4.7.6 Nombre de particules

Le nombre de particules représente les fractions de particules ultrafines. C'est aussi un indicateur de la surface de cette fraction, qui entre en contact avec les cellules des voies respiratoires et joue dès lors un rôle toxicologique important.

En épidémiologie, on a surtout étudié la relation entre le nombre de particules ultrafines (les particules jusqu'à 0,1 µm et celle mesurant de 0,1 à 1 µm étant parfois considérées séparément) et la santé de personnes asthmatiques ou souffrant de pathologies cardiaques. Il s'est avéré que le nombre de particules ultrafines ne présentait pas de relation significativement plus étroite avec les effets sur la santé que d'autres indicateurs, voire le monoxyde de carbone ou le NO₂.

Le nombre de particules diminue dès que l'on s'éloigne de la source et dépend beaucoup de la direction du vent. Il est dès lors difficile d'évaluer l'exposition de la population sur la base des données fournies par une station de mesure.

La méthode de mesure du nombre de particules n'a pas encore été standardisée et aucune observation menée au sein de la population ne permet de connaître ses effets à long terme. Même pour son incidence à court terme, il est d'ailleurs impossible d'identifier des relations dose-effets fiables.

4.7.7 **Autres indicateurs**

Quelques études isolées ont également mis en relation les composants particulaires mesurés par gravimétrie, le carbone élémentaire ou organique (EC ou OC), la surface active (ou sa charge électrique) ou le potentiel oxydatif des particules avec les atteintes à la santé. Jusqu'ici, rien n'a toutefois montré que l'un de ces nouveaux indicateurs pourrait s'avérer plus approprié que ceux utilisés jusqu'ici.

4.7.8 **Conclusion**

L'indicateur PM10 jusqu'ici utilisé en Suisse est à même de refléter l'ensemble de la pollution particulaire. Pour mieux apprécier l'incidence sur la santé, il serait toutefois utile de le compléter par un indicateur pour la fraction plus fine émise par la combustion. Outre l'incidence de la pollution de fond, un tel indicateur permettrait de mieux tenir compte des effets nocifs des immissions du trafic – qui revêtent à l'évidence une importance croissante, comme en témoignent les récentes études longitudinales – de même que du risque cancérigène des suies. A titre provisoire, on peut mesurer les émissions du trafic au moyen du NO₂ et du CO, deux paramètres qu'il convient de toute manière de conserver vu leur potentiel nocif. Par ailleurs, les nouveaux indicateurs des particules ultrafines ne sont pas encore standardisés et on manque de données épidémiologiques à leur sujet. Enfin, les PM_{2,5} ne constituent pas un indicateur pour les particules ultrafines et ne conviennent pas pour évaluer les différences de pollution survenant sur de petites distances.

4.8 **Incidence sur la végétation**

Comparée à l'effet sur l'être humain, l'incidence des poussières fines – PM10 et suies – sur la végétation joue un rôle secondaire. Des particules fines peuvent pénétrer dans les stomates (Ø 20 à 50 µm) et bloquer ainsi leur fonctionnement. La nuit ou pendant les périodes chaudes, c'est-à-dire lorsque les stomates sont normalement fermés et la transpiration très réduite, des végétaux exposés aux poussières fines continuent de transpirer beaucoup et perdent dès lors beaucoup d'eau ou souffrent d'une régulation hydrique déficiente (Ricks et Williams 1974, Flückiger et al. 1977b) (Fig. 40). Les dépôts noirs que les poussières forment sur les végétaux contribuent de plus à réchauffer

la surface sous-jacente en présence de rayonnement solaire (Eller 1977). Par l'ombre qu'il produit, ce dépôt sombre à la surface des feuilles peut cependant aussi entraver la photosynthèse (Thompson et al. 1984). Les particules de suie adhèrent bien à la cuticule cireuse qui recouvre certains végétaux, de sorte que l'eau ne parvient à rincer qu'une partie de cette poussière fine contenant des HAP (Flückiger et al. 1978a; fig. 42).

Fig. 40 > Variation journalière de la résistance stomatique à la diffusion chez le frêne, selon l'emplacement le long d'une autoroute. Tirée de Flückiger et al. (1977).

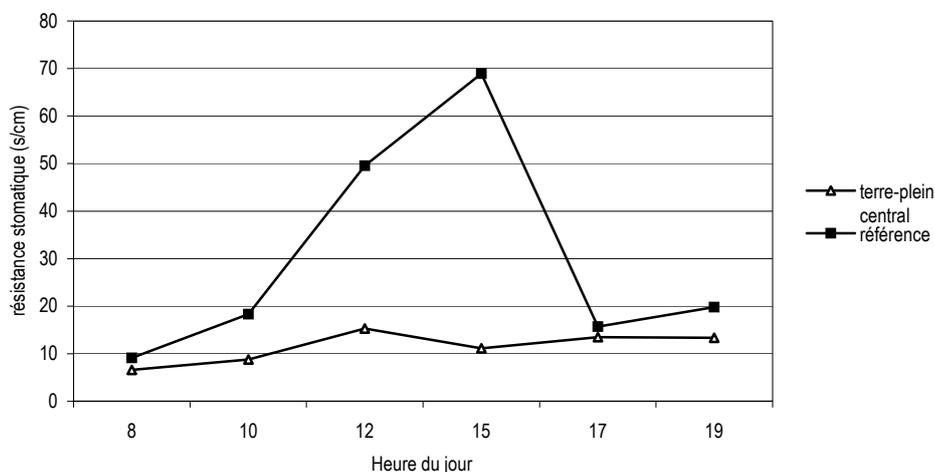


Fig. 41 > Surface de l'aiguille d'un pin croissant sur le terre-plein central d'une autoroute (à gauche), d'un pin de référence (au centre) et surface d'une feuille de bouleau sur le terre-plein central d'une autoroute (à droite) . Tiré de Flückiger et al. (1977).

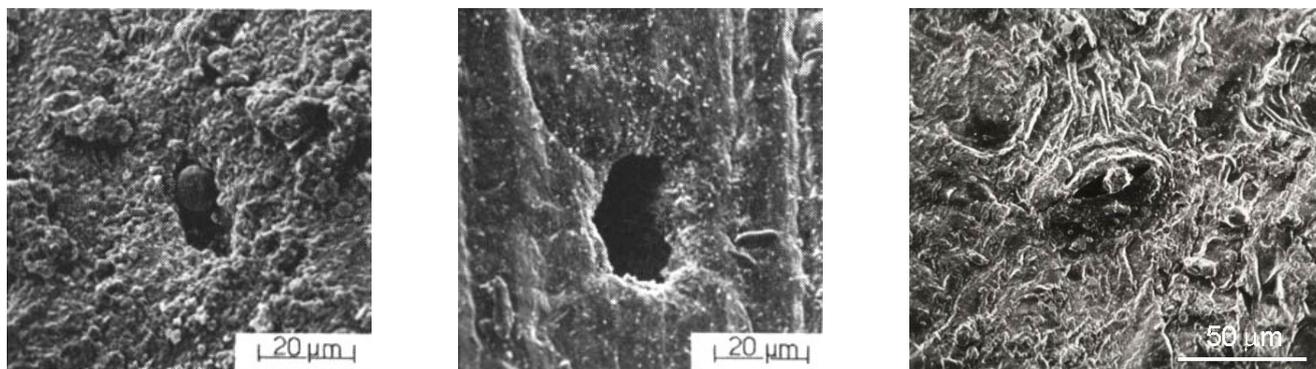
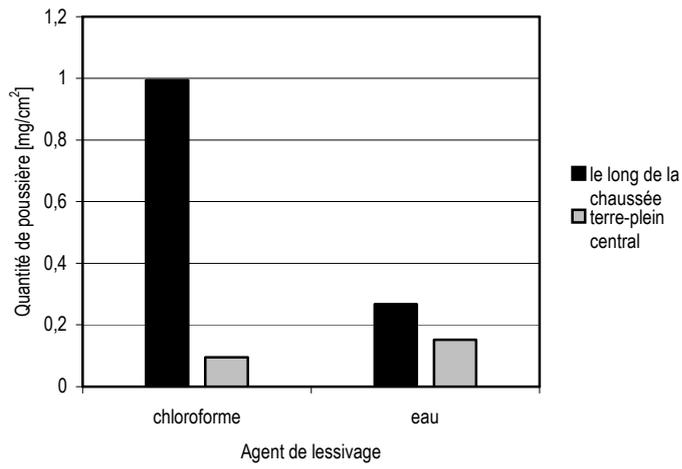


Fig. 42 > Dépôt de poussières contenant des particules de suie sur les aiguilles de pin, au milieu et à proximité d'une autoroute. Tiré de Flückiger et al. (1978).



5 > Moyens de réduire la charge de poussières fines

5.1 Interventions requises

Pour ramener les immissions de PM10 en dessous de la valeur limite, il faut réduire de moitié environ toutes les émissions, aussi bien celles de PM10 primaires que celles de précurseurs des PM10 secondaires. Le Conseil fédéral a publié les objectifs en matière d'émissions dans son *Rapport sur les mesures d'hygiène de l'air adoptées par la Confédération et les cantons*, rendu public le 23 juin 1999. Si l'on prend l'année 2000 pour référence, voici ce qui reste à faire.

Tabl. 15 > Interventions requises pour réduire les émissions (Stratégie de lutte contre la pollution de l'air, OFEFP 2005).

Polluant	Réduction requise des émissions en Suisse par rapport à leur niveau en 2000	Objectifs de protection
SO ₂	Eviter une nouvelle augmentation	VLI SO ₂
	Eviter une nouvelle augmentation	CL acidification ²
NO _x	40 % env.	VLI NO ₂
	60 % env.	VLI O ₃ CL acidification ³ CL azote ³
COVNM	50 % env.	VLI O ₃
NH ₃	45 % env.	CL azote ³
Particules primaires	45 % env.	VLI PM10
Subst. cancérigènes	Autant que la technique le permet	Santé

Légende:

VLI: Valeur limite d'immission définie dans l'ordonnance sur la protection de l'air.

CL: Charge critique (*critical load*), dont le respect à long terme est exigé par des accords internationaux.

Les gaz précurseurs des PM10 secondaires (SO₂, NO_x, NH₃, COVNM) sont également responsables des immissions excessives d'ozone, de substances acidifiantes et de composés azotés. La réduction des émissions de ces précurseurs s'inscrit dès lors dans la stratégie de lutte contre la charge d'ozone, l'acidification et l'eutrophisation. La stratégie visant à diminuer les PM10 primaires intervient, quant à elle, sur deux plans: elle vise d'une part à réduire la masse des particules émises; d'autre part, elle met spécialement l'accent sur la réduction des particules issues de la combustion. Ces dernières, très petites, ne représentent certes pas la majeure partie de la masse des

² Valeur fixée dans le protocole relatif à une nouvelle réduction des émissions de soufre.

³ Protocole relatif à la réduction de l'acidification, de l'eutrophisation et de l'ozone troposphérique.

PM10, mais ont une grande incidence sur la santé. Les suies de diesel sont ainsi cancérigènes et les particules générées par la combustion de biomasse (bois, p. ex) possèdent un potentiel toxique similaire.

Bien entendu, les autres pays européens doivent consentir des efforts proportionnels à ceux de la Suisse pour réduire les émissions de polluants atmosphériques, car la pollution de l'air ne s'arrête pas aux frontières.

5.2 Cadre légal

La loi fédérale sur la protection de l'environnement (LPE) a pour but de protéger l'homme et son environnement contre les atteintes nuisibles ou incommodes. Pour limiter les pollutions atmosphériques, l'article 11 LPE prévoit une protection contre les immissions en deux étapes, qui est explicitée dans l'ordonnance sur la protection de l'air (OPair). Même en cas de respect des limitations préventives (1^{re} étape), il convient de limiter plus sévèrement les émissions (2^e étape), lorsqu'il est avéré que des composants de particules (telle la suie) peuvent provoquer l'apparition de cancers.

Dans le cadre de la Convention de 1979 sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (Convention de Genève), les protocoles de la CEE/ONU fixent des plafonds d'émissions nationaux. Ces protocoles contraignent la Confédération à édicter des prescriptions nationales, afin de contribuer à réduire la diffusion de polluants atmosphériques à longue distance en Europe.

Pour améliorer la qualité de l'air, l'Union européenne définit des objectifs à atteindre progressivement. Elle fixe ainsi des valeurs limites pour les divers polluants atmosphériques, qui visent à éviter, à prévenir et à réduire les effets nocifs pour l'homme et pour l'environnement. Ces valeurs doivent être atteintes au terme d'un délai donné et ne peuvent ensuite plus être dépassées.

5.2.1 Législation en Suisse

La loi fédérale sur la protection de l'environnement (LPE) a pour but de protéger l'homme et son environnement contre les atteintes nuisibles ou incommodes. Pour limiter les pollutions atmosphériques, l'article 11 LPE prévoit une protection contre les immissions en deux étapes, qui est explicitée dans l'ordonnance sur la protection de l'air (OPair).

En vertu du principe de prévention, la loi vise dans un premier temps à limiter suffisamment tôt les atteintes pouvant se révéler nocives ou incommodes. Indépendamment des nuisances existantes, il faut donc réduire les émissions à titre préventif dans la mesure que permettent l'état de la technique et les conditions d'exploitation et pour autant que cela soit économiquement supportable (art. 1, al. 2, et art. 11, al. 2, LPE; art. 3 et 4 OPair). Dans un deuxième temps, la loi ordonne ceci: «S'il appert ou s'il y a

Protection contre les immissions en deux étapes, selon l'art. 11 et suiv. LPE

lieu de présumer que les atteintes, eu égard à la pollution existante de l'environnement, seront nuisibles ou incommodantes (excessives), les émissions seront limitées plus sévèrement» et autant que nécessaire, même au-delà de ce qui est économiquement supportable (art. 11, al. 3, LPE; art. 5 OPair). Les mesures prescrites doivent néanmoins respecter le principe de proportionnalité inscrit dans la Constitution.

En premier lieu, il faut diminuer les polluants atmosphériques par des mesures prises à la source (art. 11, al. 1 LPE), différentes formes de mesures étant prévues (art. 12 LPE). Les prescriptions légales ne s'appliquent par ailleurs pas seulement aux installations neuves, puisque la LPE exige aussi l'assainissement des installations existantes qui ne satisfont pas aux prescriptions légales (art. 16 LPE).

L'ordonnance précise les exigences auxquelles doivent répondre les limitations d'émissions de la première étape (art. 11, al. 2, LPE). Selon l'art. 4, al. 2, OPair, sont ainsi réalisables sur le plan de la technique et de l'exploitation les mesures qui ont fait leurs preuves sur des installations comparables en suisse ou à l'étranger ou qui ont été appliquées avec succès lors d'essais et que la technique permet de transposer à d'autres installations. Pour évaluer si la limitation des émissions est économiquement supportable, il convient, selon l'art. 4, al. 3, OPair de se fonder sur une entreprise moyenne, économiquement saine de la branche concernée. Lorsque la branche donnée comprend des catégories très différentes d'entreprises, l'évaluation se fera sur la base d'une entreprise moyenne de la catégorie correspondante.

Limitation préventive des
émissions ...

L'art. 2 OPair précise la notion d'installation introduite par l'art. 7, al. 7, LPE, en distinguant trois types d'installations: les véhicules (art. 2, al. 2, OPair), les infrastructures destinées aux transports (art. 2, al. 3, OPair) et les installations stationnaires auxquelles appartiennent, selon l'art. 2, al. 1, OPair, les bâtiments et autres ouvrages fixes, les aménagements de terrain, les appareils et machines, ainsi que les installations de ventilation qui collectent les effluents gazeux des véhicules et les rejettent dans l'environnement sous forme d'air évacué.

En ce qui concerne les émissions d'installations stationnaires et d'infrastructures destinées aux transports, les exigences de la LPE en matière de limitation préventive ont été spécifiées dans l'OPair, et il incombe en premier lieu aux cantons de veiller au respect de ces prescriptions. Depuis que l'OPair est en vigueur, elles s'appliquent sans délai aux nouvelles installations. Quant aux installations existantes, les cantons fixent des délais d'assainissement au cas par cas (art. 10 OPair).

... dans le cas d'installations
stationnaires et d'infrastructures
destinées au transport

Les valeurs préventives définies dans l'annexe 1 de l'OPair s'appliquent aux installations dont les émissions sont captées et évacuées. Dans ces cas, réserve est toutefois faite des dispositions complémentaires ou dérogatoires selon les annexes 2 à 4. Les sources à l'origine d'émissions diffuses peuvent émettre de grandes quantités de polluants. L'ordonnance ne pouvant définir des valeurs limites généralement applicables aux émissions diffuses, leur limitation doit être ordonnée dans chaque cas spécifique selon les critères de l'art. 11, al. 2, LPE.

Au sens de l'art. 2, al. 1, OPair, les chantiers sont assimilés aux installations stationnaires. Afin de garantir une application uniforme des prescriptions légales, la directive intitulée Protection de l'air sur les chantiers (OFEFP 2002) précise les exigences formulées dans la section 88, annexe 2, OPair pour diverses catégories de chantiers.

Les émissions des véhicules (véhicules routiers à moteur et véhicules *hors route*) doivent être limitées à titre préventif par voie d'ordonnance dans les législations sur le trafic routier, les transports aériens, la navigation et les chemins de fer. En 1995, la Suisse a commencé à harmoniser ces normes avec celles de l'Union européenne (UE), en reprenant les diverses prescriptions de l'UE, de même que les délais d'application, dans les ordonnances fédérales. A l'avenir, le Conseil fédéral entend d'ailleurs faire évoluer la législation suisse parallèlement à celle de l'UE. Relevons que les droits national et international sur la libre circulation des marchandises permettent d'édicter des prescriptions sévères, afin de servir l'intérêt général prépondérant que constitue la protection de l'environnement

Limitation des effluents gazeux des véhicules

L'évaluation de la nocivité ou du caractère incommodant des atteintes joue un rôle central dans la définition d'un seuil admissible au sens de la protection en deux étapes. Dans l'annexe 7 de l'OPair, le Conseil fédéral a dès lors fixé des valeurs limites d'immission pour divers polluants atmosphériques sur la base des critères précisés par l'art. 13, al. 2, et l'art. 14, let. a à d, LPE. Fondées sur les effets, ces valeurs tiennent compte des connaissances scientifiques et de l'expérience en matière de répercussions à court et à long terme de ces substances, considérées isolément ou sous forme de combinaisons.

Valeurs limites d'immission

S'il s'avère ou s'il y a lieu de présumer que les immissions deviennent excessives (dépassement de la valeur limite pour les PM10, p. ex.), malgré la limitation préventive des émissions, la stratégie en deux étapes de la LPE exige que les émissions soient limitées plus sévèrement (art. 11, al. 3, LPE). Lorsque les immissions excessives sont à mettre sur le compte de plusieurs installations stationnaires ou d'une infrastructure destinée aux transports, l'autorité compétente élabore et met en œuvre un plan de mesures au sens de l'art. 44a LPE et des art. 31 à 34 OPair. La cohérence est en effet de mise pour limiter les émissions des différentes installations nouvelles et préexistantes. L'art. 32 OPair détaille le contenu du plan de mesures. Outre des indications concernant les sources des émissions, les mesures envisageables pour réduire les émissions et l'efficacité de chacune de ces mesures, ce plan doit également spécifier les bases légales existantes et celles qui restent à créer pour chacune de ces mesures. Conformément à l'art. 34, al. 1, OPair, les cantons peuvent adresser les demandes idoines au Conseil fédéral, si leur plan contient des mesures qui relèvent de la compétence de la Confédération.

Limitations renforcées des émissions et plans des mesures

La LPE ne fixe aucune échéance pour la réalisation des objectifs en matière de protection de l'air au niveau suisse. Seul l'art. 33, al. 1, OPair exige que les diverses mesures prévues dans les plans cantonaux soient en règle générale réalisées dans les cinq ans. Les installations ne satisfaisant pas aux prescriptions doivent notamment être assainies dans le délai ordinaire de cinq ans (art. 10, al. 1, OPair; l'octroi d'un délai plus court ou plus long est régi par l'art. 10, al. 2 et 3, OPair). Les personnes particulièrement

incommodées, tels les voisins d'une installation à l'origine d'émissions excessives, peuvent entreprendre une action en justice pour obtenir le respect des prescriptions régissant l'assainissement. En dehors de cas spécifiques de ce genre, la population ne peut toutefois intervenir que par le biais de son pouvoir de surveillance, pour amener les autorités à mettre en œuvre la politique d'hygiène de l'air en général et les plans de mesures en particulier. L'art. 33, al. 3, OPair contraint en effet les cantons à contrôler régulièrement l'efficacité des mesures et à adapter les plans en cas de besoin. Ce faisant, ils doivent tenir compte aussi bien de l'évolution des immissions que des nouvelles connaissances sur les répercussions des polluants et les moyens de les prévenir. En 2005, la Confédération a revu sa stratégie initiale de lutte contre la pollution de l'air, élaborée en 1986, pour l'adapter aux objectifs de l'horizon 2020 (OFEFP 2005), échéance également fixée pour la délimitation de zones à bâtir selon la loi sur l'aménagement du territoire.

Les immissions de poussières fines comprennent les émissions de PM10 primaires et les particules secondaires formées à partir des rejets d'oxydes d'azote, de dioxyde de soufre, de composés organiques et d'ammoniac. Si les particules primaires proviennent de sources mobiles ou stationnaires, les principales sources des PM10 primaires sont le trafic routier (gaz d'échappement, abrasion, resuspension de poussières), l'agriculture (rejets des tracteurs, élevage d'animaux, resuspension de poussière sur les champs, incinération illégale de déchets, séchage de l'herbe, etc.), les chantiers (rejets des engins de chantier, autres émissions de poussières), la sylviculture (incinération de déchets d'abattage), le trafic ferroviaire, les ménages (chauffage à bois, incinération illégale de déchets), l'industrie et l'artisanat (combustion, procédés de production), les feux d'artifice et les transports aériens (voir à ce sujet le chapitre 2).

Immissions de poussières fines

Les poussières fines peuvent contenir des composants cancérigènes. Nul n'a jusqu'ici pu définir des valeurs seuils inoffensives pour ces polluants, car même les concentrations les plus infimes s'avèrent excessives. La protection contre d'éventuels risques engendrés par les effets de certaines substances anthropogènes n'est garantie que si un risque est à peine perceptible ou à peine distinct de zéro. Dans le cas des polluants cancérigènes, l'objectif de protection doit être fixé à 1 cas de cancer par million d'habitants (ou 1 sur 1 000 000 ou 10^{-6}) pour un risque cumulé pendant la vie entière (Brunner 2000). Dès qu'il s'avère que des composants de particules fines (les suies, p. ex.) peuvent être cancérigènes, il convient de restreindre plus sévèrement les émissions, même si les limitations préventives sont respectées.

La valeur limite d'immission pour les PM10 est entrée en vigueur en mars 1998. Depuis lors, la plupart des cantons ont inscrit des moyens pour éviter une pollution particulière excessive dans leurs plans de mesures et travaillent à leur mise en œuvre. Il apparaît cependant qu'il importe d'inclure davantage encore les préoccupations en matière de qualité de l'air dans les politiques suivantes de la Confédération: transports, énergie, aménagement du territoire, agriculture et finances (Feuille fédérale n° 38 du 28.9.1999, p. 6984). Voilà pourquoi les mesures décrites à partir de la section 5.3 constituent un catalogue si vaste.

5.2.2 Protocoles de la CEE/ONU

Adoptés dans le cadre de la Convention de 1979 sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (Convention de Genève), les protocoles de la CEE/ONU fixent des plafonds d'émissions nationaux. Ces protocoles contraignent la Confédération à édicter des prescriptions nationales, afin de contribuer à réduire la diffusion de polluants atmosphériques à longue distance en Europe. Les critères des protocoles de la CEE/ONU sont appliqués en Suisse par le biais de la législation fédérale, comme l'ordonnance sur la protection de l'air, l'ordonnance sur les COV, les prescriptions sur les gaz d'échappement, l'ordonnance sur la réduction des risques liés aux produits chimiques, etc. Le protocole de Göteborg (CEE/ONU 1999) définit des émissions maximales pour les polluants NO_x, COV, NH₃ et SO₂, qui peuvent conduire à la formation de particules secondaires. Les travaux préparatoires scientifiques et techniques sont en cours pour inclure les émissions de particules primaires dans un autre protocole.

5.2.3 Bases légales de l'UE

Au sein de l'Union européenne, la réglementation régissant l'hygiène de l'air s'appuie essentiellement sur la Directive concernant l'évaluation et la gestion de la qualité de l'air ambiant (1996/62/CE), ainsi que sur les directives-filles qui l'accompagnent (plus particulièrement, la Directive 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 [1999/30/CE] et la Directive fixant des plafonds d'émission nationaux pour certains polluants atmosphériques [2001/81/CE]). Ces directives définissent notamment des critères détaillés pour l'évaluation dite initiale de la qualité de l'air, que tous les Etats membres sont tenus d'entreprendre, et pour la mise en œuvre de la stratégie de protection de l'air dans les centres urbains où la pollution atmosphère est excessive. Elles comprennent également l'obligation de publier les données à l'intention de la Commission de l'UE et l'obligation d'informer la population.

Le sixième programme d'action communautaire pour l'environnement (6^e PAE) prévoit l'élaboration d'une stratégie thématique sur la pollution atmosphérique en vue d'atteindre «des niveaux de qualité de l'air exempts d'incidences négatives et de risques notables en termes de santé humaine et d'environnement». Dans le cadre du programme Air pur pour l'Europe (CAFE), la commission a examiné si la législation en vigueur suffit pour atteindre les objectifs du 6^e PAE. Prenant en considération les émissions futures et leurs effets sur la santé et l'environnement, cet examen s'est fondé sur les données et les connaissances scientifiques fournies par le domaine de la santé. Il a montré que d'importants effets nocifs subsisteraient même en cas d'application stricte des prescriptions en vigueur. C'est pourquoi la commission a présenté fin 2005 une Stratégie thématique sur la pollution atmosphérique (CAFE 2005), qui définit des objectifs intermédiaires en matière de pollution de l'air et propose des mesures appropriées pour les atteindre. La commission recommande par ailleurs d'actualiser la législation en vigueur, de l'axer davantage sur les polluants les plus nocifs et

d'entreprendre des efforts supplémentaires, afin d'intégrer les préoccupations ayant trait à l'environnement dans les autres politiques et programmes.

Pour améliorer la qualité de l'air, l'UE définit des objectifs à atteindre progressivement. Elle fixe ainsi des valeurs limites pour les divers polluants atmosphériques, qui visent à éviter, à prévenir et à réduire les effets nocifs pour l'homme et pour l'environnement. Ces valeurs doivent être atteintes au terme d'un délai donné et ne peuvent ensuite plus être dépassées. Pour les PM10, elle a prescrit une moyenne annuelle. En vigueur dans toute l'Union depuis le 1^{er} janvier 2005 et dépassée dans quelques agglomérations, cette valeur équivaut au double de la valeur limite d'immission pour les PM10 de l'OPair. La Directive 1999/30/CE définit aussi une valeur indicative pour la moyenne annuelle de PM10, qui correspond à la valeur limite suisse. Le 21 septembre 2005, la Commission européenne a présenté un projet de directive détaillée concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe (COM[2005] 447 final). Ce projet ne contient plus les valeurs indicatives pour les PM10, mais de possibles valeurs cibles et limites pour les PM2,5. Le projet de directive fait pour l'heure l'objet de délibérations, et devrait être prochainement soumis en deuxième lecture au Parlement européen. Aucun consensus n'a toutefois encore pu être dégagé entre parlement, conseil et commission.

Côté émissions, les prescriptions édictées par l'UE sur les gaz d'échappement de divers types de véhicules revêtent une importance cruciale pour la qualité de l'air. La norme Euro 5, non encore adoptée, sera par exemple la première à fixer de valeurs limites d'émissions de particules, qui s'appliqueront à plusieurs catégories de véhicules.

Les Etats membres de l'UE disposent d'un délai précis pour inclure la réglementation communautaire sur l'hygiène de l'air dans leur législation nationale. L'Allemagne a donc adopté la 7^e révision de sa loi sur les immissions (Bundesimmissionsschutzgesetz, BImSchG) et la 22^e révision de son ordonnance d'application (Bundesimmissionsschutzverordnung, BImSchV).

Le contrôle de l'application de la réglementation communautaire intervient à deux niveaux. Au niveau central, la Commission européenne peut – ses capacités restant toutefois limitées – vérifier si les Etats membres respectent leurs engagements communautaires. Sur la base de plaintes formulées par des particuliers, elle peut entamer une procédure légale visant à examiner le respect de ces engagements. Si la Cour de justice européenne constate des violations des obligations, et si ces violations se répètent, la commission peut menacer le contrevenant du versement d'une amende ou d'une astreinte, et à nouveau demander à la Cour de justice de faire appliquer la législation. Au niveau des Etats, les citoyens des pays membres peuvent ester en justice contre l'application fautive ou lacunaire des directives de l'UE (droit à des mesures de protection comme par ex. limitations de trafic). Cependant, le respect des valeurs limites dépend avant tout de décisions politiques (limitation plus sévère des émissions ou incitations financières favorisant des moteurs peu polluants, p. ex.). Enfin, lors de l'examen des mesures prises par les Etats membres pour protéger l'environnement, la

commission vérifie principalement si ces mesures sont compatibles avec les directives de l'UE et si elles respectent les règles de la libre circulation des marchandises.

5.3 Mesures destinées à réduire la charge en poussières fines

Dans son rapport intitulé *Stratégie de lutte contre la pollution de l'air* (OFEFP 2005), l'office de l'environnement examine les mesures complémentaires à prendre, afin d'atteindre les objectifs en matière d'émissions. L'office fédéral y fixe des priorités après avoir évalué les diverses catégories de sources polluantes, leur dynamique de croissance, de même que les chances offertes par la technique et par l'exécution des mesures. L'évaluation montre que l'application de toutes les possibilités techniques, associée à des efforts redoublés dans l'application des mesures, pourrait conduire à la diminution requise de la charge polluante d'ici 2020. Pour y parvenir, toute une série de mesures supplémentaires s'imposent. En effet, outre les mesures de lutte contre la pollution atmosphérique, il est indispensable de prendre des mesures visant à modérer la consommation de carburants et de combustibles. Les mesures de réduction du CO₂- et celles pour l'hygiène de l'air présentent d'ailleurs de fortes synergies lorsqu'elles conduisent à diminuer la consommation énergétique. Il serait cependant contreproductif d'abaisser les émissions de CO₂- fossile en recourant à des agents énergétiques polluants (véhicules ou installations fonctionnant au diesel, au bois ou au biogaz et ne correspondant pas aux connaissances techniques les plus récentes). La promotion de ces agents énergétiques n'est donc indiquée que s'ils respectent des prescriptions aussi sévères en matière d'émissions que celles définies pour les carburants ou combustibles qu'ils remplacent (essence, mazout, etc.).

Les processus de combustion ne produisent en général pas seulement des PM₁₀ primaires, mais aussi des gaz précurseurs conduisant à la formation de PM₁₀ secondaires. L'application des connaissances techniques les plus récentes, comme l'exige la législation sur la protection de l'environnement, peut donc réduire simultanément les émissions de PM₁₀ primaires et celles des précurseurs de PM₁₀ secondaires. Le tableau ci-après donne un aperçu des principales mesures envisagées, qui sont décrites plus en détail dans la publication mentionnée ci-dessus (OFEFP 2005). Les mesures très efficaces, donc susceptibles d'induire une forte réduction des émissions du polluant considéré, se voient attribuer trois étoiles (***), celles d'efficacité moyenne deux étoiles (**) et celles relativement peu efficaces une seule étoile (*) (les objectifs sont définis à l'horizon 2020). Pour atteindre les objectifs visés, il ne suffit toutefois pas de mettre en œuvre les mesures les plus efficaces, car cette liste résulte déjà d'une sélection des mesures de première priorité selon le rapport mentionné ci-dessus (OFEFP 2005).

Tabl. 16 > Mesures destinées à réduire les émissions et leur efficacité.

Mesure	Fractions des PM10 primaires		Précurseurs des PM10 primaires			
	PM10 primaires	Suies	NO _x	NH ₃	COVNM	SO ₂
Adaptation à l'état de la technique des prescriptions sur les gaz d'échappement des voitures de tourisme et de livraison diesel (mêmes exigences que pour les véhicules à essence)	***	***	***	-	-	-
Adaptation à l'état de la technique des prescriptions sur les gaz d'échappement des poids lourds, des bus, etc.	**	**	***	-	-	-
Adaptation à l'état de la technique des prescriptions sur les gaz d'échappement des motos	-	-	-	-	*	-
Adaptation à l'état de la technique des prescriptions sur les gaz d'échappement dans les transports aériens, hausse des taxes liées aux émissions	*	*	**	-	-	-
Adaptation à l'état de la technique des prescriptions sur les gaz d'échappement pour le reste du secteur hors route	*	*	***	-	*	-
Adaptation à l'état de la technique des prescriptions sur les gaz d'échappement des chauffages à biomasse	***	***	*	-	-	-
Adaptation à l'état de la technique des prescriptions sur les gaz d'échappement des installations industrielles à biomasse	***	***	**	-	-	-
Adaptation à l'état de la technique des prescriptions sur les gaz d'échappement dans l'industrie et l'artisanat	**	-	*	-	*	-
Adaptation à l'état de la technique des prescriptions sur les gaz d'échappement des véhicules agricoles (tracteurs, etc.)	**	***	***	-	*	-
Restrictions concernant l'incinération de déchets forestiers, agricoles et de jardin	**	**	-	-	-	-
Systèmes de stabulation à faible taux d'émission ¹⁾	*	-	-	**	-	-
Entreposage et épandage des engrais de ferme à faible taux d'émission	-	-	-	**	-	-
Promotion de technologies à faible taux d'émission par le biais du programme Exploitation durable des ressources naturelles dans le cadre de la PA 2011 Possibilité d'inclure des mesures pour la protection de l'air parmi les prestations donnant droit à des paiements directs (PER)	-	-	-	***	-	-
Augmentation de la taxe sur les COV et autres mesures relatives aux solvants	-	-	-	-	***	-
Taxe sur le CO ₂ d'application aisée et autres mesures d'économie de l'énergie	***	*	***	-	*	***

¹⁾ Combiné avec une mise au pâturage accrue.

Il faut savoir que certaines de ces mesures ne déploieront pas tous leurs effets d'ici 2020, et que leur efficacité pourrait donc s'accroître à plus long terme (c'est le cas des systèmes de stabulation à faible taux d'émission ou des mesures d'économie d'énergie, telle l'introduction des normes Minergie). Il importe surtout que toutes les mesures, supplémentaires et déjà en vigueur, soient appliquées avec rigueur à tous les niveaux (Confédération, cantons et communes).

5.4 Conclusions et recommandations

Pour diminuer les PM10 secondaires dans la mesure requise, il convient d'appliquer les stratégies nationales et internationales destinées à réduire les émissions de leurs précurseurs. Ceux-ci étant également les précurseurs de l'ozone et d'apports excessifs

de substances acidifiantes et de composés azotés, la mise en œuvre des stratégies de lutte contre l'ozone et contre l'azote, fondées sur les charges critiques, peut déboucher sur la diminution requise des PM10 secondaires, puisque ces stratégies visent à réduire de moitié au moins les émissions des polluants précurseurs.

Quant à la diminution des PM10 primaires, elle passe par l'application de mesures techniques et économiques supplémentaires au niveau de toutes les sources d'émission. Ces mesures sont évaluées en détail dans le cadre de la stratégie de lutte contre la pollution de l'air, et devraient, partiellement du moins, être mises en œuvre par le programme d'action pour la réduction des poussières fines.

Il importe surtout d'appliquer les connaissances techniques les plus récentes dans tous les domaines, d'accroître l'efficacité énergétique en recourant à des énergies renouvelables et peu polluantes et de veiller à ce que les mesures adoptées soient rigoureusement mises en œuvre à tous les niveaux (Confédération, cantons et communes).

6 > Poussières fines – le tour du problème

Les poussières fines, également appelées PM10, ne sont pas une substance homogène, mais un mélange complexe de particules les plus variées dont le diamètre ne dépasse pas 10 µm. Ces particules présentent des tailles, des formes, des densités, des compositions chimiques et des niveaux d'agrégation différents.

Les poussières fines, également appelées PM10, sont un mélange complexe de substances très variées.

On appelle particules grossières celles dont le diamètre se situe entre 2,5 et 10 µm, particules fines (ou PM2,5) celles qui mesurent moins de 2,5 µm de diamètre et, enfin, particules ultrafines celles dont le diamètre est inférieur à 100 nanomètres (0,1 µm). Les particules ultrafines ne représentent qu'une part infime de la masse totale des poussières fines, de sorte que leur nombre constitue le meilleur moyen de les caractériser à la source de leur émission. Il diminue rapidement avec la distance, car les rejets se dispersent dans l'air ambiant et que les particules les plus fines s'agglutinent rapidement. La composition chimique des poussières fines n'est pas la même partout: elle dépend du type de source polluante et de son éloignement. Les principaux composants des poussières fines comprennent le carbone élémentaire et la suie, les composés organiques, les métaux, les composants minéraux, les sulfates et le nitrate d'ammonium.

Les poussières fines ont des répercussions considérables sur la santé de la population. Nombre d'études, menées ailleurs dans le monde – notamment dans les villes et les grandes agglomérations – et en Suisse, ont prouvé à maintes reprises qu'il existe des corrélations entre le niveau d'exposition aux poussières fines (PM10 et PM2,5) et divers effets sur la santé. L'éventail de ces effets est vaste, mais ils touchent avant tout les voies respiratoires et le système cardiovasculaire. On observe aussi de vives réactions au contact avec des poussières fines chez les jeunes enfants, les enfants et certains groupes d'adultes. Le risque de voir apparaître certaines pathologies augmente par ailleurs régulièrement avec l'accroissement de l'exposition, et rien n'indique qu'il existerait des seuils en deçà desquels tout risque serait exclu. Selon les grandes études de cohorte, les premiers effets nocifs surviennent dès que les concentrations de poussières fines dépassaient la charge naturelle, et ils apparaissent après toute hausse – brève ou prolongée – de l'exposition. Les connaissances actuelles ne permettent donc pas de fixer des valeurs limites dont le respect protégerait toute la population contre toutes les répercussions des poussières fines.

Les poussières fines ont une incidence considérable sur la santé de la population

Appliquant les critères définis dans la loi sur la protection de l'environnement (LPE), le Conseil fédéral a fixé en 1998 dans la loi sur la protection de l'air (OPair) les valeurs limites d'immission (VLI) suivantes pour les PM10:

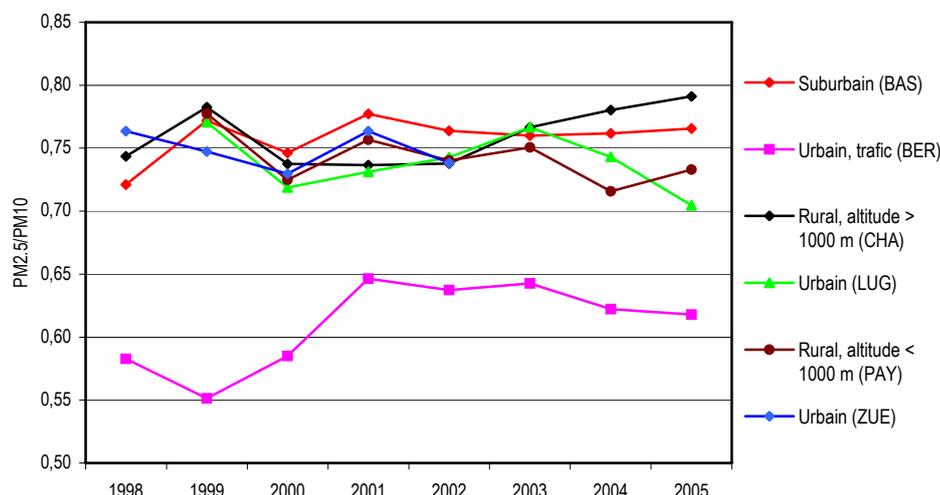
- > 20 µg/m³ moyenne annuelle,
- > 50 µg/m³ moyenne journalière (limite pouvant être dépassée au maximum une fois par an).

Le respect de ces valeurs limites n'est toutefois pas encore assuré. Après avoir enregistré une baisse constante (d'environ $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ par an dans les agglomérations et les centres urbains) au cours des années 1990, les concentrations de PM10 stagnent à un niveau relativement élevé depuis le début de ce siècle. Environ 40 % des habitants (quelque 3 millions de personnes) sont constamment exposés à des concentrations excessives de poussières fines, qui dépassent régulièrement la valeur limite annuelle. Une telle situation ne va pas sans conséquence : outre des affections et des troubles aigus, l'exposition aux poussières fines peut engendrer des troubles et des maladies respiratoires chroniques, favoriser l'apparition d'affections cardiovasculaires et entraver le développement de la capacité pulmonaire chez les enfants. La mortalité augmente, l'espérance de vie diminue. Chaque année en Suisse, les charges excessives en poussières fines sont responsables de 3000 à 4000 décès prématurés, soit une perte de quelque 40 000 années de vie (ARE 2004). Rapporté à l'espérance de vie de la population totale, cela correspond à une diminution d'environ 6 mois. A titre de comparaison, mentionnons que les poussières fines raccourcissent de 8,5 mois environ l'espérance de vie au sein de l'Union européenne et d'une année, voire plus, dans certains pays. Selon les estimations de l'UE, l'application optimale de toutes les mesures envisageables pour lutter contre la pollution de l'air réduirait les poussières fines de telle sorte que la diminution de l'espérance de vie n'avoisinerait plus que 2,5 mois à l'horizon 2020 (CAFE 2005). Une amélioration similaire est également possible en Suisse, à condition d'exploiter tout le potentiel des diverses mesures destinées à réduire la charge en poussières fines (OFEFP 2005).

Au terme d'une évaluation exhaustive des études épidémiologiques les plus récentes sur les poussières fines et la santé, l'Organisation mondiale de la santé (OMS) a défini en 2006, dans le cadre de son projet Directives concernant la qualité de l'air – mise à jour mondiale, les *valeurs guides* suivantes pour les PM10 et les PM2,5 (OMS 2006): $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle et $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne journalière (valeur au 99^e centile) pour les PM10; $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle et $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne journalière (valeur au 99^e centile) pour les PM2,5. Selon les experts de l'OMS, les PM10 sont non seulement un indicateur pertinent pour la plupart des données épidémiologiques, mais aussi l'indicateur le plus couramment utilisé dans le monde. Les nouvelles valeurs guides de l'OMS pour les PM10 correspondent aux valeurs limites d'immission (fondées sur les effets) fixées par la Suisse. Il n'y a donc pas lieu de modifier les valeurs limites d'immission de PM10 qui figurent dans l'OPair.

En Suisse, une corrélation étroite existe entre PM10 et PM2,5. Selon le type d'emplacement, les PM2,5 représentent entre 60 et 80 % des PM10, et cette proportion est demeurée très stable ces dernières années (cf. graphique ci-après).

Fig. 43 > Rapport entre PM2,5 et PM10, de 1998 à 2005 dans les diverses stations du NABEL.



A proximité d'une route (station de NABEL de Berne, p. ex.), la proportion de particules grossières dans le mélange des poussières atteint son maximum en raison des phénomènes d'abrasion et de resuspension, tandis que la proportion des particules fines (PM_{2,5}) est à son minimum (60 %). Dans les zones rurales et à proximité de stations urbaines, qui rendent le mieux compte de la situation des régions habitées et de l'exposition de la population, la proportion des PM_{2,5} se situe entre 70 et 80 %. Les PM₁₀ constituent dès lors aussi un bon indicateur pour les PM_{2,5}. La moyenne annuelle maximale de 20 µg/m³ pour les PM₁₀ correspondrait en effet à une valeur limite de 12 à 16 µg/m³ pour les PM_{2,5}. Afin de prendre en compte les répercussions de la fraction fine des PM₁₀ sur la santé, l'OMS propose une valeur guide de 10 µg/m³ pour les PM_{2,5}. La Suisse devrait tenir compte de ces préoccupations en veillant à réduire les particules plus fines lors de l'application des mesures destinées à abaisser la charge en PM₁₀. Dans la situation actuelle, la CFHA n'estime nullement nécessaire d'inscrire une valeur limite d'immission pour les PM_{2,5} dans l'OPair. Il importe néanmoins de suivre l'évolution de la situation en ce qui concerne cette fraction spécifique des poussières fines et de la réévaluer au plus tard d'ici 5 ans.

Les études les plus récentes montrent que la nocivité des particules mesurées à proximité des routes dépend surtout de leur masse. Il est cependant difficile de déterminer si les effets observés sont dus à la composition chimique caractéristique des particules, à leur grande surface spécifique (nombre plus grand de particules ultrafines), aux fortes concentrations de NO₂ à proximité des routes ou à la combinaison de plusieurs facteurs. Une réduction des émissions du trafic routier semble néanmoins très efficace pour protéger la santé de la population.

La suie (de diesel) est l'un des composants les plus toxiques du mélange de poussières fines. Diverses études toxicologiques et de l'hygiène du travail ont en effet révélé le

caractère cancérigène de cette substance. Les personnes exposées à des particules de suie de diesel sur leur lieu de travail courent ainsi un risque de 30 à 50 % plus élevé de développer un cancer des poumons, que les personnes non exposées. La suie de diesel est donc classée parmi les substances cancérigènes dans l'OPair et ses émissions doivent être maintenues à un niveau aussi faible que possible.

Une grande étude de la Ligue américaine contre le cancer a mis en évidence une corrélation statistiquement significative entre une exposition excessive aux poussières fines (PM_{2,5}) et un risque accru de cancer dans l'ensemble de la population. Si l'on rapporte le facteur de risque issu de cette étude à l'exposition de la population suisse aux PM_{2,5} et à la statique de l'OFS sur la mortalité due au cancer des poumons, on peut estimer que les immissions excessives de poussières fines provoquent environ 300 cas de cancer des poumons par année en Suisse (ARE 2004). Il est cependant difficile de dire combien de ces cas sont à mettre sur le compte des particules de suie. Une étude allemande (LAI 1992) indique quant à elle que les émissions des moteurs diesel sont responsables de 70 à 80 % des risques de cancer dus à la pollution atmosphérique.

La suie – souvent appelée carbone élémentaire (CE) lorsque l'on considère ses immissions – n'est mesurée que sur quelques sites en Suisse, et depuis peu seulement, de sorte que les données font encore défaut pour fournir une estimation fiable de l'exposition effective de la population. Une approximation grossière indique que les immissions moyennes pondérées par le nombre d'habitants se situent entre 2 et 3 µg/m³ (moyenne annuelle de CE), car le carbone élémentaire représente environ 10 % de la charge en PM₁₀. Les immissions maximales tolérables de CE ne peuvent, elles non plus, que faire l'objet d'estimations grossières. Selon les résultats d'une étude publiée récemment par la communauté de travail réunissant les Länder et l'Etat fédéral allemands (Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Immissionsschutz; LAI 2006) et d'un avis de droit relatif aux fondements permettant de renforcer la limitation des émissions pour les polluants atmosphériques cancérigènes (Brunner 2000), la concentration maximale tolérable (élément d'appréciation) avoisinerait une moyenne annuelle de CE de 0,1 µg/m³. Ces approximations révèlent que les concentrations de suie dans l'air ambiant dépassent largement les seuils tolérables et constituent un risque important de cancer des poumons. Le danger que ce polluant représente pour la population s'avère 100 fois supérieur à un risque conforme à la LPE. Cette situation ne respecte pas le droit de la population à une protection appropriée et il importe donc de réduire sensiblement les émissions de suie. A long terme, les rejets atmosphériques de suie ne devraient pas dépasser 100 à 200 tonnes par an (estimation grossière), alors qu'ils atteignaient encore entre 2000 et 4000 tonnes en 2000. Il est donc urgent de réduire les émissions de suie, afin de limiter au maximum le risque, comme l'exigent les prescriptions concernant les substances cancérigènes.

Pour compléter la valeur limite d'immission pour les PM₁₀, il serait utile d'en fixer une aussi pour un indicateur des aérosols fins issus des processus de combustion. Les données sur l'exposition à la suie et les études sur les relations entre exposition à la suie et effets sont trop peu nombreuses pour fixer un plafond. Quant aux autres indicateurs reflétant les effets de la poussière fine sur la santé humaine, tels que la surface

des particules, le nombre de particules ou les PM1, les études à leur sujet sont encore trop rares pour qu'on puisse envisager de les utiliser. Nous ne disposons donc pas de bases suffisantes pour formuler une réglementation. La CFHA devra toutefois réévaluer la situation dans 5 ans à la lumière des nouvelles connaissances scientifiques.

Si l'on considère les immissions actuelles, les poussières fines constituent, du point de vue de l'hygiène de l'air, le polluant le plus nocif pour la santé. La CFHA estime dès lors que les mesures destinées à réduire la charge atmosphérique en poussières fines devraient être placées au premier rang des priorités. Pour protéger la santé de la population, il importe avant tout de respecter la valeur limite d'immission (en moyenne annuelle) pour les PM10, telle qu'elle figure dans l'OPair, et de réduire la charge en suie, autrement dit d'accorder la priorité aux mesures produisant des effets sur le long terme.

La charge excessive en poussières fines étant à mettre sur le compte d'un grand nombre de sources polluantes, seule la convergence de mesures tout aussi multiples parviendra à la réduire. Il faut par exemple diminuer de moitié les émissions pour ramener la charge en dessous de la valeur limite pour les PM10. De plus, il importe de réduire de manière radicale les émissions de suie, qui est une substance cancérigène. Les mesures légales aujourd'hui en vigueur ne permettent cependant pas d'atteindre l'objectif en matière d'émissions de particules fines primaires, même à l'horizon 2020. Pour y parvenir, il faudra mettre en œuvre toute une série de mesures complémentaires, pour diminuer aussi bien les émissions de particules primaires que celles des précurseurs gazeux, responsables de la formation des PM10 secondaires. Le Plan d'action contre les poussières fines lancé par le DETEC va dans la bonne direction et permettra d'accélérer la baisse des immissions de suie, particulièrement nocives. Ce plan ne suffit toutefois pas pour éliminer les immissions excessives de PM10. Sur mandat du Parlement, le Conseil fédéral a dès lors entrepris d'actualiser la stratégie de lutte contre la pollution de l'air. La nouvelle stratégie devra préciser comment atteindre les objectifs en matière d'hygiène de l'air pour tous les polluants.

Les poussières fines séjournant longtemps dans l'atmosphère, il faut aussi tenir compte de leur transport sur de grandes distances. Des mesures ne s'imposent donc pas seulement aux niveaux local, régional et national, mais à l'échelle européenne (dans le cadre de la Convention de Genève de la CEE/ONU sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance et des directives de l'UE sur la qualité de l'air).

Associés aux mesures destinées à diminuer la consommation d'énergie et de carburants, les progrès techniques prévisibles et attendus d'ici 2020 devraient éliminer une bonne part des émissions excessives et garantir la protection de l'homme et de son environnement, telle qu'elle est prévue par la loi. A cet effet, il importe toutefois de mener une politique environnementale ciblée, énergique et efficace. Les deux études suisses SCARPOL et SAPALDIA ont prouvé que l'effort est payant: la santé des enfants et des adultes s'améliore relativement vite lorsque les concentrations de polluants atmosphériques diminuent. C'est la preuve que les mesures pour la qualité de l'air ont un effet positif quantifiable sur la santé de la population.

7 > Conclusions et recommandations

Pour jauger les immissions de poussières fines, le Conseil fédéral a inscrit en 1998 des valeurs limites d'immission pour les PM10 dans l'ordonnance sur la protection de l'air (OPair). Depuis, on en sait beaucoup plus sur la provenance de la charge en poussières fines, les méthodes de mesure, la composition et les mesures des immissions, ainsi que sur l'exposition de la population et les effets des poussières fines sur la santé. La Commission fédérale de l'hygiène de l'air a élaboré le présent rapport pour dresser un bilan, de son propre point de vue, sur les sources de poussières fines, les charges qu'elles représentent, leurs effets et les mesures permettant de les réduire. L'état actuel des connaissances l'amène à formuler les conclusions et les recommandations suivantes:

1. Des émissions trop élevées de polluants et des immissions excessives de poussières fines (PM10) continuent de poser problème en Suisse. Cette pollution atmosphérique touche surtout les habitants des agglomérations et des grands centres urbains, ainsi que les personnes vivant à proximité de routes très fréquentées. Sur de tels sites, les valeurs limites annuelles fixées dans l'OPair sont souvent dépassées. En conséquence, au moins 3 millions de personnes, soit 40 % de la population, respirent régulièrement trop de poussières fines nocives.
2. Les poussières fines ont des répercussions notables sur la santé de la population. Nombre d'études concordantes révèlent des corrélations entre la charge en poussières fines (PM10, PM2,5 et suie), d'une part, et divers troubles de santé (aigus ou chroniques), ainsi que le risque de mourir prématurément, d'autre part. Les effets pathogènes apparaissent même en présence de concentrations très faibles de polluants, sans qu'il soit possible d'identifier un seuil en deçà duquel ces polluants demeurent inoffensifs. L'éventail des répercussions est vaste. ***Voici quelques-uns des effets consécutifs à une hausse de l'exposition à court terme:*** détérioration de l'état de personnes souffrant d'asthme et de bronchite chronique, multiplication des affections et des maladies infectieuses des voies respiratoires chez les enfants, diminution réversible de la fonction pulmonaire, augmentation du nombre de consultations médicales et d'hospitalisations pour affections cardiaques et respiratoires, multiplication des troubles du rythme cardiaque, augmentation du nombre d'infarctus et hausse de la mortalité aiguë chez les adultes souffrant de pathologies cardiaques ou pulmonaires. ***Voici quelques-uns des effets consécutifs à une hausse de l'exposition à long terme:*** apparition d'affections chroniques des voies respiratoires chez les enfants, détérioration durable de la fonction pulmonaire, hausse de la mortalité infantile due aux maladies respiratoires, accroissement de la mortalité des adultes due à des affections cardiaques ou respiratoires et au cancer des poumons (diminution de l'espérance de vie). Les jeunes enfants, les enfants et certains groupes d'adultes souffrant de pathologies des voies respiratoires, p. ex. réagissent fortement au contact de poussières fines.

3. Pour les études menées ailleurs dans le monde, les PM10 sont le meilleur indicateur de tous les effets des poussières fines sur la santé. Et c'est aussi le cas en Suisse. Les PM10 constituent aussi un bon indicateur des répercussions globales des poussières fines. Par ailleurs, des études récentes confirment la justesse des valeurs limites adoptées par la Suisse. La valeur limite de l'OPair pour les PM10 correspond ainsi aux dernières directives de l'OMS relatives à ce paramètre. A l'instar de ces directives, la loi suisse sur la protection de l'environnement se fonde sur les effets, puisqu'elle exige que les valeurs limites soient définies sur la base des répercussions des polluants. En considérant l'état actuel des connaissances et l'expérience acquise, il convient dès lors de maintenir à leur niveau actuel les valeurs limites d'immission de l'OPair pour les PM10.
4. Selon l'OMS, les PM2,5 conviennent mieux que les PM10 pour évaluer les effets chroniques des poussières fines sur la santé. Mais l'OMS ne considère pas pour autant que la fraction grossière des particules soit inoffensive. Ce sont surtout les études américaines qui recourent aux PM2,5 pour apprécier les effets chroniques des poussières fines. S'appuyant sur les résultats d'études épidémiologiques, l'OMS propose dès lors de compléter la valeur guide pour les PM10 par une valeur guide pour les PM2,5, qu'elle fixe à $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. En Suisse, PM10 et PM2,5 sont très étroitement corrélées ($r > 0,9$ pour les moyennes journalières). La CFHA estime donc que les PM10 constituent, dans le cas de la Suisse, un bon indicateur non seulement pour les fractions fine et grossière réunies, mais aussi pour les PM2,5. En dehors des Etats-Unis, seules de rares études épidémiologiques réalisées dans le monde – et en Suisse – utilisent toutefois les PM2,5 comme indicateur. Pour ces diverses raisons, la Commission fédérale de l'hygiène de l'air propose de ne pas compléter la valeur limite pour les PM10 par une valeur limite pour les PM2,5. Il importe cependant de suivre l'évolution de la situation, de la réévaluer d'ici 5 ans et de déterminer alors s'il convient de fixer une valeur limite complémentaire.
5. Selon les caractéristiques du site considéré, les PM2,5 représentent 60 à 80 % des PM10. La valeur limite de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les PM10 (en moyenne annuelle) correspondrait donc à une moyenne annuelle des PM2,5 sise entre 12 et $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pour prendre en considération le rôle des particules fines présentes dans le mélange formant les PM10 et la valeur guide de l'OMS pour les PM2,5 ($10 \mu\text{g}/\text{m}^3$), les mesures visant à atténuer la charge en PM10 devront mettre l'accent sur la réduction des particules fines.
6. En ce qui concerne les autres indicateurs envisageables pour rendre compte des effets des poussières fines sur la santé – PM1, suie, surface ou nombre de particules – les études scientifiques sont encore rares, de sorte que l'on ne dispose pas de données suffisantes pour recommander une valeur limite. La CFHA devra réévaluer la situation d'ici 5 ans au plus tard à la lumière des connaissances nouvelles.
7. Les particules de suie produites par les moteurs diesel dépourvus de filtres efficaces et par la mauvaise combustion de biomasse (bois, p. ex.) méritent une attention spéciale. Ces particules sont cancérigènes et l'OPair exige que les émissions de substances cancérigènes soient strictement réduites. Pour que la protection de la population, inscrite dans la Constitution, soit garantie, les concentrations de suie (CE) dans l'air ambiant ne devraient pas dépasser $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle.

Or les valeurs mesurées à proximité des routes atteignent encore des pics de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. A long terme, il faut ramener les émissions de suie en Suisse à une valeur de 100 à 200 tonnes par an, alors qu'elles atteignaient encore entre 2000 et 4000 tonnes en 2000. Le réseau de mesures suisse NABEL a commencé à mesurer les suies en continu il y a deux ans. Il importe aujourd'hui d'intensifier ces mesures, afin d'obtenir de meilleures données sur l'exposition de la population aux particules de suie et de pouvoir évaluer l'efficacité des mesures de protection de l'air (filtres à particules, p. ex.).

8. Constamment excessive, une charge en poussières fines aura des répercussions plus graves sur la santé qu'un bref épisode de smog. Pour protéger à terme la santé de la population, il importe dès lors de réduire durablement son exposition aux polluants. Si les mesures temporaires prises en cas de smog peuvent certes atténuer quelque peu l'exposition, une protection de la population conforme aux critères de la LPE et de l'OPair passe par la mise en œuvre rapide d'autres mesures déployant leurs effets sur le long terme.
9. Les poussières fines ne sont pas une substance homogène, mais un mélange complexe de particules primaires et secondaires. Pour ramener les immissions de PM10 en deçà de la valeur limite, il faut réduire de moitié par rapport à leur niveau actuel non seulement les émissions de PM10 primaires, mais aussi celles de gaz précurseurs (NO_x , COV, NH_3 , SO_2) responsables de la formation des particules secondaires. Les dispositions légales en vigueur ne permettent cependant pas d'atteindre ces objectifs. Dans son rapport intitulé *Stratégie de lutte contre la pollution de l'air* (OFEFP 2005), l'Office de l'environnement examine donc les mesures complémentaires à prendre, afin d'atteindre les objectifs en matière d'émissions. Son évaluation montre que l'exploitation de toutes les possibilités techniques, associée à des efforts redoublés dans l'application des mesures, pourrait conduire à la diminution requise de la charge polluante d'ici 2020. Pour y parvenir, toute une série de mesures supplémentaires s'imposent. En effet, outre les mesures de lutte contre la pollution atmosphérique, des mesures s'imposent aussi pour modérer la consommation de carburants et de combustibles. Mais la réalisation de ces objectifs n'est pas tout. Il est crucial, en parallèle, d'entreprendre tout ce qui est (techniquement) possible pour réduire les émissions de particules cancérogènes (telles les particules de suie).
10. La CFHA recommande au Conseil fédéral de s'appuyer sur les bases légales existantes (loi sur le CO_2 , LEn, LAgr, LCR et LPE) afin de mettre en œuvre dès que possible les mesures suivantes pour améliorer durablement la qualité de l'air.
 - Renforcer encore les prescriptions sur les gaz d'échappement des véhicules diesel : voitures de tourisme, véhicules de livraison, poids lourds et bus (adaptation à l'état de la technique: filtres à particules et systèmes DeNOx).
 - Introduire des prescriptions plus sévères sur les gaz d'échappement des motos, des scooters, des engins de chantier et des tracteurs (y compris des contrôles périodiques des gaz d'échappement).
 - Edicter des exigences énergétiques pour la mise en circulation de voitures de tourisme et veiller en parallèle à la promotion financière de moteurs pour voitu-

res de tourisme à faible consommation (au moyen d'un système bonus/malus, p. ex.).

- Fixer une valeur limite sévère pour les feux et chauffages à biomasse et procéder à des contrôles aléatoires. Renforcer les prescriptions de l'OPair pour certaines installations de l'industrie et de l'artisanat (sidérurgie et métallurgie). Harmoniser l'application des prescriptions régissant l'utilisation obligatoire de filtres à particules sur tous les chantiers.
- Veiller à l'application rigoureuse des limitations préventives des émissions selon l'OPair, afin d'abaisser les émissions d'ammoniac dans l'agriculture. Appliquer à cet effet les connaissances techniques les plus récentes sur les systèmes de stabulation à faible taux d'émission, ainsi que sur l'entreposage et l'épandage de purin et d'engrais de ferme. Promouvoir des technologies à faible taux d'émission par le biais du programme Exploitation durable des ressources naturelles dans le cadre de la PA 2011. Evaluer la possibilité d'inclure des mesures pour la protection de l'air parmi les prestations donnant droit à des paiements directs (PER).
- Introduire une taxe sur le CO₂ efficace sur les carburants fossiles (y compris le diesel).
- Exploiter au mieux les possibilités d'édicter des prescriptions sur l'efficacité énergétique d'installations et renforcer la promotion financière des énergies de substitution.

La CFHA recommande aussi à la Confédération et aux cantons de rendre obligatoire les normes Minergie pour les bâtiments.

Enfin, la CFHA, recommande à tout un chacun d'utiliser de préférence – tout en s'efforçant de limiter cette utilisation – des véhicules et des appareils ayant un meilleur rendement énergétique, afin de contribuer ainsi à réduire la charge en poussières fines.

8 > Bibliographie

> Introduction

EU, 1999: Richtlinie 1999/30/EG des Rates vom 22. April 1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften 29. Juni

EU, 2004: Second Position Paper on Particulate Matter. CAFE Working Group on Particulate Matter. December

EU, 2005: Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über die Luftqualität und saubere Luft für Europa (von der Kommission vorgelegt). Brüssel 21. September 2005, KOM447 endgültig

OFEFP, 1996: Schwebstaub. Messung und gesundheitliche Bewertung. Bericht der Eidgenössischen Kommission für Lufthygiene. Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Schriftenreihe Umwelt Nr. 270, Bern

Postulat Stump. Nr. 05.3439. Bericht Feinstaub

US-EPA, 2006: U.S. Environmental Protection Agency, Air and Radiation Office, National Ambient Air Quality Standards (NAAQS), Stand Dezember 2006

WHO, 2003: Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide. Report on a WHO Working Group, Copenhagen WHO Regional Office for Europe, EUR/03/5042688

WHO, 2004a: Meta-analysis of Time Series Studies and Panel Studies of Particulate Matter and Ozone. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, EUR/04/5042688

WHO, 2004b: Health Aspects of Air Pollution – Answers to Follow-up Questions from CAFE. Report on a WHO Working Group Meeting, Copenhagen WHO Regional Office for Europe, EUR/04/5046026

WHO, 2006: WHO Air Quality Guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide – Global Update 2005. Summary of risk assessment. WHO Press, World Health Organization WHO, 20 Avenue Appia, 1211 Geneva 27, Switzerland www.euro.who.int/Document/E87950.pdf

> Chapitre 1

Alves C.A., Pio C. A., Duarte A. C., 2000: Particulate Size Distributed Organic Compounds in an Forest Atmosphere, *Environmental Science and Technology* 24, 4287–4293

ASTRA, 2003: Verifikation von PM10-Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs; Forschungsprojekt ASTRA 2000/415, Bern

EPA, 2003: Air Quality Criteria for Particulate matter. Forth External Review Draft (June 2003)

Gard E.E. et al., 1998: Direct Observation of Heterogeneous Chemistry in the Atmosphere, *Science* 279, 1184–1187

Hinds, W.C., 1999: *Aerosol Technology; Properties, Behavior and Measurement of Airborne Particles*. New York, John Wiley & Sons.

Hüglin C., 2000: Anteil des Strassenverkehrs an den PM10- und PM2.5-Immissionen, NFP41 Verkehr und Umwelt, Schlussbericht, Ed. Programmleitung NFP41, Bern

Hüglin C., Gehrig R., Baltensperger U., Gysel M., Monn C., Vonmont H., 2005: Chemical characterisation of PM2.5, PM10 and coarse particles at urban, near-city and rural sites in Switzerland, *Atmospheric Environment* 39, 637–651

Jaenicke R., 1982: Physical Aspects of the Atmospheric Aerosol. In: *Chemistry of the Unpolluted and Polluted Troposphere*, D. Reidel Publishing Company, Dordrecht.

Kalberer M. et al., 2004: Identification of Polymers as Major Components of Atmospheric Organic Aerosols; *Science* 303, 1659–1662

Naoe H., Okada K., 2001: Mixing properties of submicrometer aerosol particles in the urban atmosphere with regard to soot particles, *Atmospheric Environment* 35, 5765–57720

Putaud J.-P. et al., 2003: *A European Aerosol Phenomenology*, EUR 20411 EN

Ro C.-U. et al., 2000: Determination of Chemical Species in Individual Aerosol Particles Using Ultrathin Window EPMA, *Environmental Science and Technology* 34, 3023–3030

Schauer J. J., Rogge W. F., Hildemann L. M., Mazurek M. A., Cass G.R., 1996: Source Apportionment of Airborne Particulate Matter using Organic Compounds as Tracers, *Atmospheric Environment* 30, 3837–3855

Tolocka M. P. et al., 2004: Formation of Oligomers in Secondary Organic Aerosol, *Environmental Science and Technology* 38, 1428–1434

Turpin B. J., Saxena, P., Andrews E., 2000: Measuring and simulating particulate organics in the atmosphere: problems and prospects, *Atmospheric Environment* 34, 2983–3013

> **Chapitre 2**

ASTRA, 2003: Verifikation von PM10-Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs; Forschungsprojekt ASTRA 2000/415, Bern.

EKL, 2005: Stickstoffhaltige Luftschadstoffe in der Schweiz. Statusbericht der Eidgenössischen Kommission für Lufthygiene. Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL. Schriftenreihe Umwelt Nr. 384. Bern.

OFEFP, 2002: PM10-Emissionen des Verkehrs. Statusbericht Schienenverkehr. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Umwelt-Materialien Nr. 144 – Luft, Bern.

OFEFP, 2005: Weiterentwicklung des Luftreinhalte-Konzepts. Stand, Handlungsbedarf, mögliche Massnahmen. Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Schriftenreihe Umwelt Nr. 379, Bern.

OFEV, in Vorbereitung: Emissionsinventar für Luftschadstoffe. EMIS. Bundesamt für Umwelt, BAFU, Bern (Publikation in Vorbereitung).

UNECE, 1999: Protokoll vom 30. November 1999 zum Übereinkommen von 1979 betreffend die Verringerung von Versauerung, Eutrophierung und bodennahem Ozon. Inkraftgetreten im Dezember 2005.

> **Chapitre 3**

ARE, 2004: Externe Gesundheitskosten durch verkehrsbedingte Luftverschmutzung in der Schweiz, Aktualisierung für das Jahr 2000. Bundesamt für Raumentwicklung, Bern.

CEN, 1998: Air Quality – Determination of the PM10 fraction of suspended particulate matter – Reference method and field test procedure to demonstrate reference equivalence of measurement methods. EN 12341.

CEN, 2005: Ambient Air Quality – Reference gravimetric measurement method for the determination of the PM2.5 mass fraction of suspended particulate matter. EN 14907.

EMPA, 2005: Technischer Bericht zum Nationalen Beobachtungsnetz für Luftfremdstoffe (NABEL). Dübendorf.

Gehrig, R. and Buchmann, B., 2003: Characterising seasonal variations and spatial distribution of ambient PM10 and PM2.5 concentrations based on long-term Swiss monitoring data. *Atmos. Environ.* 37(19): 2571–2580.

Gehrig, R. and Hofer, P., 2000: Parallel measurements of PM10 and total suspended particles (TSP) – Estimation of PM10-characteristics from TSP data. *Gefährst. Reinhalt. Luft* 60(10): 389–394.

Gehrig, R., Hueglin, C., Schwarzenbach, B., Seitz, T. and Buchmann, B., 2005: A new method to link PM10 concentrations from automatic monitors to the manual gravimetric reference method according to EN12341. *Atmos. Environ.* 39(12): 2213–2223.

Hinds, W. C., 1999: *Aerosol Technology; Properties, Behavior and Measurement of Airborne Particles*. New York, John Wiley & Sons.

Hüglin C., 2000: Anteil des Strassenverkehrs an den PM10- und PM2.5-Immissionen, NFP41 Verkehr und Umwelt, Schlussbericht, Ed. Programmleitung NFP41, Bern

ISO, 1995: *Air quality – Particle size fraction definitions for health related sampling*. ISO 7708.

Oberdorster, G., Oberdorster, E. and Oberdorster, J., 2005. Nanotoxicology: An emerging discipline evolving from studies of ultrafine particles. *Environ. Health Perspect.* 113(7): 823.

OFEFP, 2001: *Massnahmen zur Reduktion der PM10-Emissionen*. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Umwelt-Materialien Nr. 136, Bern.

OFEFP, 2003: *Modelling of PM10 and PM2.5 ambient concentrations in Switzerland 2000 and 2010*. Bundesamt für Umwelt, Umwelt-Materialien Nr. 169, Bern.

OFEFP, 2005: *Weiterentwicklung des Luftreinhaltkonzepts, Stand, Handlungsbedarf, mögliche Massnahmen*. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Schriftenreihe Umwelt Nr. 379, Bern.

UMEG, 1999. *Prüfung des DIGITEL Staubsammlers DHA80 mit PM10-Einlass nach prEN 12341*, UMEG Karlsruhe: 87

> **Chapitre 4.1 et 4.2**

Becker S, Soukup JM, Gallagher JE, 2002: Differential particulate air pollution induced oxidant stress in human granulocytes, monocytes and alveolar macrophages. *Toxicology in Vitro*; 16: 209-218

Becker S, Soukup JM, Sioutas C, Cassee FR, 2003: Response of human alveolar macrophages to ultrafine, fine and coarse urban air pollution particles. *Experimental Lung Research*; 29: 29-44

Calderon-Garciduenas L, Reed W, Maronpot RR, Henriquez-Roldan C, Delgado-Chavez R, Calderon-Garciduenas A, Dragustinovis I, Franco-Lira M, Aragon-Flores M, Solt AC, Al-tenburg M, Torres-Jardon R, Swenberg JA, 2004: Brain inflammation and Alzheimer's-like pathology in individuals exposed to severe air pollution. *Toxicol Pathology*; 32: 650-658.

Choi JH, Kim JS, Kim YC, Kim YS, Chung NH, Cho MH, 2004: Comparative study of PM2.5- and PM10-induced oxidative stress in rat lung epithelial cells. *J Vet Sci*; 5: 11-18

Diociaiuti M, Balduzzi M, De Berardis B, Cattani G, Stacchini G, Ziemacki G, Marconi A, Paoletti L, 2001: The Two PM2.5 (Fine) and PM2.5-10 (Coarse) Fractions: Evidence of Different Biological Activity. *Env Research*; 86: 254-62

Donaldson K, Beswick PH, Gilmour PS, 1996: Free radical activity associated with the surface of particles: a unifying factor in determining biological activity? *Toxicology Letters*; 88: 293-298

EPA (US Environmental Protection Agency, Editor), 2004: Air quality criteria for particulate matter. EPA/600/P-99/002aF. Washington, DC.

Fromme H, Bolte G, Roscher E, 2005: Umweltmedizinische Bedeutung von Dieseleruss/Feinstaub. Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit Erlangen; Materialien zur Umweltmedizin, Band 11.

Geiser M, Rothen-Rutishauser B, Kapp N, Schurch S, Kreyling W, Schulz H, Semmler M, Im Hof V, Heyder J, Gehr P, 2005: Ultrafine particles cross cellular membranes by nonphagocytic mechanisms in lungs and in cultured cells. *Environ Health Perspect*; 113 (11): 1555-1560

Ghio AJ, Huang Y-C T, 2004: Exposure to Concentrated Ambient Particles (CAPs): A Review. *Inhalation Toxicology*; 16: 53-59

Kappos AD, Bruckmann P, Eikmann T, Englert N, Heinrich U, Höpfe P, Koch E, Krause GHM, Kreyling WG, Rauchfuss K, Rombout P, Schulz-Klemp V, Thiel WR, Wichmann HE, 2004: Health effects of particles in ambient air. *Int J Hyg Environ Health*; 207: 399-407

Li N, Sioutas C, Cho A, Schmitz D, Misra C, Sempf J, Wang M, Oberley T, Froines J, Nel A, 2003: Ultrafine particulate pollutants induce oxidative stress and mitochondrial damage. *Environ Health Perspect*; 111 (4): 455-460.

Mills NL, Amin N, Robinson SD, Anand A, Davies J, Patel D, de la Fuente JM, Cassee FR, Boon NA, Macnee W, Millar AM, Donaldson K, Newby DE, 2006: Do inhaled carbon nanoparticles translocate directly into the circulation in humans? *Am J Respir Crit Care Med*; 173: 426-431.

Monn C, Becker S, 1999: Cytotoxicity and induction of proinflammatory cytokines from human monocytes exposed to fine (PM_{2.5}) and coarse particles (PM_{10-2.5}) in outdoor and in-door air. *Toxicology and Applied Pharmacology*; 155: 245-252

Nemmar A, Hoet PHM, Vanquickenborne B, Dinsdale D, Thomeer M, Hoylaerts MF, Vanbil-loen H, Mortelmans L, Nemery B., 2002: Passage of inhaled particles into the blood circulation in humans. *Circulation*; 105: 411-414.

Oberdörster G, Oberdörster E, Oberdörster J: Nanotoxicology: An emerging discipline evolving from studies of ultrafine particles. *Environ Health Perspect* 2005; 113 (7): 823-839.

Riedl M, Diaz-Sanchez D, 2005: Biology of diesel exhaust effects on respiratory function. *J Allergy Clin Immunol*; 115: 221-228.

Schins PF, Lightbody JH, Borm PJA, Shi T, Donaldson K, Stone V, 2004: Inflammatory effects of coarse and fine particulate matter in relation to chemical and biological constituents. *Toxicology and Applied Pharmacology*; 195: 1-11

Soukup JM, Becker S, 2001: Human Alveolar Macrophage Responses to Air Pollution Particulates Are Associated with Insoluble Components of Coarse Material, Including Particulate Endotoxin. *Toxicology and Applied Pharmacology*; 171: 20-26

Sydbom A, Blomberg A, Parnia S, Stenfors N, Sandström T, Dahmén S-E, 2001: Health effects of diesel exhaust emissions. *Eur Respir J*; 17:733-746

Tao F, Gonzales-Flecha B, Kobik L, 2003: Reactive Oxygen Species in Pulmonary Inflammation by Ambient Particulates. *Free Radical Biology & Medicine*; 35: 327-40.

Tran CL, Buchanan D, Cullen RT, Searl A, Jones AD, Donaldson K, 2000: Inhalation of poorly soluble particles. II. Influence of particle surface area on inflammation and clearance. *In-halation Toxicology*; 12: 1113-1126

Wiebert P, Sanchez-Crespo A, Seitz J, Falk R, Philipson K, Kreyling WG, Moller W, Sommerer K, Larsson S, Svartengren M., 2006a: Negligible clearance of ultrafine particles retained in healthy and affected human lungs. *Eur Respir J*; 28 (2): 286-290.

Wiebert P, Sanchez-Crespo A, Falk R, Philipson K, Lundin A, Larsson S, Moller W, Kreyling WG, Svartengren M., 2006b: No significant translocation of inhaled 35-nm carbon particles to the circulation in humans. *Inhal Toxicol*; 18 (10): 741-747.

> **Chapitre 4.4 et 4.5**

Abbey DE, Burchette RJ, Knutsen SF, McDonnell WF, Lebowitz MD, Enright PL, 1998: Long-term particulate and other air pollutants and lung function in nonsmokers. *Am J Respir Crit Care Med*; 158: 289-298.

Abbey DE, Nishino N, McDonnell WF, 1998: Development of chronic productive cough as associated with long-term ambient inhalable particulate pollutants (PM10) in nonsmoking adults: the AHSMOG study. *Appl Occup Environ Hyg*; 13/6: 444-452.

Ackermann-Lieblich U, Leuenberger P, Schwartz J, Schindler C, Monn C, Bolognini G, Bongard JP, Brändli O, Domenighetti G, Elsasser S, Grize L, Karrer W, Keller R, Keller-Wossidlo H, Künzli N, Martin BW, Medici TC, Perruchoud AP, Schöni MH, Tschopp JM, Villiger B, Wüthrich B, Zellweger JP, Zemp E and SAPALDIA- Team, 1997: Lung function and long term exposure to air pollutants in Switzerland. *Am J Respir Crit Care Med*; 155: 122-129.

Aga E, Samoli E, Touloumi G, Anderson HR, Cadum E, Forsberg B, Goodman P, Goren A, Kotesovec F, Kriz B, Macarol-Hiti M, Medina S, Paldy A, Schindler C, Sunyer J, Tittanen P, Woityniak B, Zmirou D, Schwartz J, Katsouyanni K, 2003.: Short-term effects of ambient particles on mortality in the elderly: results from 28 cities in the APHEA2 project. *Eur Respir J*; 21: suppl 40, 28s-33s.

Anderson HR, Bremner SA, Atkinson R, Harrison RM, Walters S., 2001: Particulate matter and daily mortality and hospital admissions in the west midlands conurbation of the United Kingdom: associations with fine and coarse particles, black smoke and sulphate. *Occup Environ Med*; 58: 504-510

Anderson HR, Atkinson RW, Peacock JL, Marston L, Konstantinou K., 2004: Meta-analysis of time-series studies and panel studies of particulate matter (PM) and ozone (O₃) Report of a WHO task group. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, www.euro.who.int/document/E82792.pdf

Atkinson RW, Anderson HR, Sunyer J, Ayres J, Baccini M, Vonk JM, Boumghar A, Forastiere F, Forsberg B, Touloumi G, Schwartz J, Katsouyanni K., 2001: Acute effects of particulate air pollution on respiratory admissions. Results from APHEA 2 Project. *Am J Respir Crit Care Med*; 164: 1860-1866.

Avol EL, Gaudermann WJ, Tan SM, London SJ, Peters JM, 2001: Respiratory effects of relocating to areas of differing air pollution levels. *Am J Respir Crit Care Med*; 164: 2067-2072.

Ballester F, Saez M, Perez-Hoyos S, Iniguez C, Gandarillas A, Tobias A, Bellido J, Taracido M, Arribas F, Daponte A, Alonso E, Canada A, Guillen-Grima F, Cirera L, Perez-Boillos MJ, Saurina C, Gomez F, Tenias JM, on behalf of the EMECAM Group, 2002: The EMECAM project: a multicentre study on air pollution and mortality in

Spain: combined results for particulates and for sulfur dioxide. *Occup Environ Med*; 59: 300-308.

Ballester F, Rodriguez P, Iniguez C, Saez M, Daponte A, Galan I, Taracido M, Arribas F, Bellido J, Cirarda FB, Canada A, Guillen JJ, Guillen-Grima F, Lopez E, Perez-Hoyos S, Lertxundi A, Toro S., 2006: Air pollution and cardiovascular admissions association in Spain: results within the EMECAS project. *J Epidemiol Community Health*; 60: 328-336.

Bayer-Oglesby L, Grize L, Gassner M, Takken-Sahli K, Sennhauser FH, Neu U, Schindler C, Braun-Fahrlander C., 2005: Decline of ambient air pollution levels and improved respiratory health in Swiss children. *Environ Health Perspect*; 113 (11): 1632-1637.

Brauer M, Gehring U, Brunekreef B, de Jongste J, Gerritsen J, Rovers M, Wichmann HE, Wijga A, Heinrich J., 2006: Traffic-related air pollution and otitis media. *Environ Health Perspect*; 114/9: 1414-1418.

Braun-Fahrlander C, Vuille JC, Sennhauser FH, Neu U, Künzle T, Grize L, Gassner M, Minder C, Schindler C, Varonier HS, Wüthrich B, and the SCARPOL Team, 1997: Respiratory health and long-term exposure to air pollutants in Swiss schoolchildren. *Am J Respir Crit Care Med*; 155: 1042-1049.

Brunekreef B, Forsberg B., 2005: Epidemiological evidence of effects of coarse airborne particles on health.. *Eur J Respir*; 26: 309-318.

Brüske-Hohlfeld I, Möhner M, Pohlabeln H, Ahrens W, Bolm-Audorff U, Kreienbrock L, Kreuzer M, Jahn I, Wichmann HE, Jöckel KH., 2000: Occupational lung cancer risk for men in Germany: Results from a pooled case-control study. *Am J Epidemiol*; 151 (4): 384-395.

Burnett RT, Smith-Doiron M, Stieb D, Raizenne ME, Brook JR, Dales RE, Leech JA, Cak-mak S, Krewski D, 2001: Association between ozone and hospitalization for acute respiratory diseases in children less than 2 years of age. *Am J Epidemiol*; 153 (5): 444-452.

Chan CC, Chuang KJ, Shiao GM, Lin LY, 2004: Personal exposure to submicrometer particles and heart rate variability in human subjects. *Environ Health Perspect*; 112 (10): 1063-1067.

Chen LH, Knutsen SF, Shavlik D, Beeson WL, Petersen F, Ghamsary M, Abbey D., 2005: The association between fatal coronary heart disease and ambient particulate air pollution: are females at greater risk? *Environ Health Perspect*; 113 (12): 1723-1729.

CIRC, 1998. Diesel and Gasoline Engine Exhausts and Some Nitroarenes. Monographs Nr. 46, Lyon, update.

de Hartog JJ, Hoek G, Peters A, Timonen KL, Iblad-Mulli A, Brunekreef B, Heinrich J, Tiittanen P, van Wijnen JH, Kreyling W, Kulmala M, Pekkanen J, 2003: Effects of fine and ultrafine particles on cardiorespiratory symptoms in elderly subjects with coronary heart disease. *Am J Epidemiol*; 157: 613-123.

Dockery DW, Pope AC, Xu X, Spengler JD, Ware JH, Fay ME, Ferris BG, Speizer FE, 1993: An association between air pollution and mortality in six U.S. Cities. *N Engl J Med*; 329/24: 1753-9.

Dockery DW, Luttmann-Gibson H, Rich DQ, Link MS, Schwartz JD, Gold DR, Koutrakis P, Varrier RL, Mittleman MA, 2005: Particulate air pollution and nonfatal cardiac events. Part II. Association of air pollution with confirmed arrhythmias recorded by implanted defibrillators. *HEI Health Effects Institute, Cambridge Massachusetts*; 124 (Part II): 83-148.

Dockery DW, Luttmann-Gibson H, Rich DQ, Link M, Mittleman MA, Gold DR, Koutrakis P, Schwartz J, Verrier RL, 2005: Association of air pollution with increased incidence of ventricular tachyarrhythmias recorded by implanted cardioverter defibrillators. *Environ Health Perspect*; 113 (6): 670-674.

Dominici F, McDermott A, Zeger SL, Samet JM, 2002: On the use of generalized additive models in time-series studies of air pollution and health. *Am J Epidemiol*; 156 (3): 193-203.

Dominici F, Bell ML, Peng RD, Pham L, McDermott A, Zeger SL, Samet JM., 2006: Fine particulate air pollution and hospital admission for cardiovascular and respiratory disease. *J Am Med Assoc*; 295: 1127-1134.

Enstrom JE., 2006: Fine particulate air pollution and total mortality among elderly Californians, 1973-2002. *Inhal Toxicol* 2005; 17 (14): 803-816. Antwort von Brunekreef B: *Inhal Toxicol*; 18 (7): 507-508, Diskussion 509-514.

Filleul L, Rondeau V, Vandentorren S, Le Moual N, Cantagrel A, Annesi Maesano I, Charpin D, Declercq C, Neukirch F, Paris C, Vervloet D, Brochard P, Tessier JF, Kauffmann F, Baldi I.: Twenty five year mortality and air pollution: results from the French PAARC survey. *Occup Environ Health* 2005; 62: 453-460.

Forastiere F, Stafoggia M, Picciotto S, Bellander T, D'Ippoliti D, Lanki T, von Klot S, Nyberg F, Paatero P, Peters A, Pekkanen J, Sunyer J, Perucci CA, 2005: A case-crossover analysis of out-of-hospital coronary deaths and air pollution in Rome, Italy. *Am J Respir Crit Care Med*.; 172 (12): 1549-1555.

Gauderman WJ, Avol E, Gilliland F, Vora H, Thomas D, Berhane K, McConnell R, Kuenzli N, Lurmann F, Rappaport E, Margolis H, Bates D, Peters J, 2004: The effect of air pollution on lung development from 10 to 18 years of age. *N Engl J Med*; 351 (11): 1057-1067.

Gauderman WJ, Gilliland F, Vora H, Avol E, Stram D, McConnell R, Thomas D, Lurmann F, Margolis HG, Rappaport EB, Berhane K, Peters J, 2002: Association between air pollution and lung function growth in southern California children. Results from a second cohort. *Am J Respir Crit Care Med*; 166: 76-84.

Gauderman WJ, McConnell R, Gilliland F, London S, Thomas D, Avol E, Vora H, Berhane K, Rappaport EB, Lurmann F, Margolis HG, Peters J, 2000: Association between air pollution and lung function growth in southern California children. *Am J Respir Crit Care Med*; 162: 1383-1390.

Gehring U, Heinrich J, Krämer U, Grote V, Hochadel M, Sugiri D, Kraft M, Rauchfuss K, Eberwein HG, Wichmann HE, 2006: Long-term exposure to ambient air pollution and cardio-pulmonary mortality in women. *Epidemiology*; 17 (5): 545-551.

Harrison RM, Smith DJT, Kibble AJ, 2004: What is responsible for the carcinogenicity of PM_{2.5}? *Occup Environ Med*; 61: 799-805.

Heinrich J, Frye C, Hoelscher B, Meyer I, Pitz M, Cyrus J, Schneller H, Wjst M, Wichmann HE, 2002: Umweltmedizinische Untersuchungen im Raum Bitterfeld, im Raum Hettstedt und in einem Vergleichsgebiet 1992-2000. *Gesundheitswesen*; 64: 675-682.

Heinrich J, Hoelscher B, Frye C, Meyer I, Pitz M, Cyrus J, Wjst M, Neas L, Wichmann HE, 2002: Improved air quality in reunified Germany and decreases in respiratory symptoms. *Epi-demiology*; 13. 394-401.

Henneberger A, Zareba W, Ibald-Mulli A, Rckert R, Cyrus J, Couderc JP, Mykins B, Woelke G, Wichmann HE, Peters A, 2005: Repolarization changes induced by air pollution in ischemic heart disease patients. *Environ Health Perspect*; 113 (4): 440-446.

Hoek G, Brunekreef B, Goldbohm S, Fischer P, van den Brandt PA, 2002: Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *Lancet*; 360: 1203-1209.

Hoffmann B, Moebus S, Stang A, Beck EM, Dragano N, Mohlenkamp S, Schmermund A, Memmesheimer M, Mann K, Erbel R, Jöckel KH, 2006: Residence close to high traffic and prevalence of coronary heart disease. *Eur Heart J* 2006; doi: 10.1093/eurheartj/ehl278

Hughes Sinclair A, Tolsma D, 2004: Associations and lags between air pollution and acute respiratory visits in an ambulatory care setting: 25-month results from the aerosol research and inhalation epidemiological study. *J Air Waste Manage Assoc*; 54: 1212-1218.

Ibald-Mulli A, Timonen KL, Peters A, Heinrich J, Wlke G, Lanki T; Buzorius G, Kreyling WG, de Hartog J, Hoek G, ten Brink HM, Pekkanen J, 2004: Effects of

particulate air pollution on blood pressure and heart rate in subjects with cardiovascular disease: a multicenter ap-proach. *Environ Health Perspect*; 112 (3): 369-377.

Katsouyanni K, Touloumi G, Samoli E, Gryparis A, Le Tertre A, Monopoli Y, Rossi G, Zmi-rou D, Ballester F, Boumghar A, Anderson HR, Wojtyniak B, Paldy A, Braunstein R, Pekkanen J, Schindler C, Schwartz J, 2001: Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: Results from 29 European cities within the APHEA2 project. *Epidemiology*; 12 (5): 521-531.

Klemm RJ, Lipfert FW, Wyzga RE, Gust C, 2004: Daily mortality and air pollution in Atlanta: Two years of data from ARIES. *Inhal Toxicol*; 16 (suppl 1): 131-141.

Klemm RJ, Mason RM, Heilig CM, Neas LM, Dockery DW, 2000: Is daily mortality associated specifically with fine particles? Data reconstruction and replication of analyses: *J Air Waste Manage Assoc*; 50: 1215-1222.

Laden F, Schwartz J, Speizer FE, Dockery DW, 2006: Reduction in fine particulate air pollution and mortality: extended follow-up of the Harvard Six Cities study. *Am J Respir Crit Care Med*; 173 (6): 667-672.

Lanki T, Pekkanen J, Aalto P, Elosua R, Berglind N, D'Ippoliti D, Kulmala M, Nyberg F, Peters A, Picciotto S, Salomaa V, Sunyer J, Tiittanen P, von Klot S, Forastiere F, 2006: Temporal associations between daily counts of fungal spores and asthma exacerbations. *Occup Environ Med*; doi: 10.1136/oem.2005.023911.

Lanki T, de Hartog JJ, Heinrich J, Hoek G, Janssen NA, Peters A, Stolzel M, Timonen KL, Vallius M, Vanninen E, Pekkanen J, 2006: Can we identify sources of fine particles responsible for exercise-induced ischemia on days with elevated air pollution? The ULTRA study. *Environ Health Perspect*; 114 (5): 655-660.

Le Tertre A, Medina S, Samoli E, Forsberg B, Michelozzi P, Boumghar A, Vonk JM, Bellini A, Atkinson R, Ayres JG, Sunyer J, Schwartz J, Katsouyanni K, 2002: Short-term effects of particulate air pollution on cardiovascular diseases in eight European cities. *J Epidemiol Community Health*; 56: 773-779.

Lipfert FW, Baty JD, Miller JP, Wyzga RE, 2006: PM2.5 constituents and related air quality variables as predictors of survival in a cohort of U.S. military veterans. *Inhal Toxicol*; 18: 645-657.

Lipfert FW, Wyzga RE, Baty JD, Miller JP, 2006: Traffic density as a surrogate measure of environmental exposures in studies of air pollution health effects: Long-term mortality in a cohort of US veterans. *Atmospheric Environment*; 40: 154-169.

Lippmann M, Ito K, Nadas A, Burnett RT, 2000: Association of particulate matter components with daily mortality and morbidity in urban populations. HEI Health Effects Institute, Cambridge Massachusetts; 95: 1-86.

Mar TF, Larson TV, Stier RA, Claiborn C, Koenig JQ, 2004: An analysis of the association between respiratory symptoms in subjects with asthma and daily air pollution in Spokane, Washington. *Inhal Toxicol*; 16 (13): 809-815.

McConnell R, Berhane K, Gilliland F, Molitor J, Thomas D, Lurmann F, Avol E, Gauderman WJ, Peters JM, 2003: Prospective study of air pollution and bronchitic symptoms in children with asthma. *Am J Respir Crit Care Med*; 168: 790-797.

McDonnell WF, Abbey DE, Nishino N, Lebowitz MD, 1999: Long-term ambient ozone concentration and the incidence of asthma in nonsmoking adults: the ASHMOG study. *Environ Res*; 80 /2 Pt 1 : 110-121.

McDonnell WF, Nishino-Ishikawa N, Petersen FF, Hong Chen L, Abbey DE, 2000: Relationship of mortality with the fine and coarse fractions of long-term ambient PM10 concentrations in nonsmokers. *J Exposure Anal Environ Epidemiol*; 10: 427-436.

Millstein J, Gilliland F, Berhane K, Gauderman WJ, McConnell R, Avol E, Rappaport EB, Peters JM, 2004: Effects of ambient air pollutants on asthma medication use and wheezing among fourth-grade school children from 12 Southern California communities enrolled in the Children's Health Study. *Arch Environ Health*; 59 (10): 505-514.

Morgenstern V, Zutavern A, Cyrys J, Brockow I, Gehring U, Koletzko S, Bauer CP, Reinhardt D, Wichmann HE, Heinrich J, 2006: Respiratory health and individual estimated exposure to traffic-related air pollutants in a cohort of young children. *Occup Environ Med*; doi: 10.1136/oem.2006.028241.

Ostro B, Feng WY, Broadwin R, Green S, Lipsett M, 2006: The effects of components of fine particulate air pollution on mortality in California: results from CALFINE. *Environ Health Perspect*; doi:10.1289/ehp.9281.

Peel JL, Tolbert PE, Klein M, Busico Metzger K, Flanders WD, Todd K, Mulholland JA, Ryan PB, Frumkin H, 2005: Ambient air pollution and respiratory emergency department visits. *Epidemiology* 2005; 16 (2): 164-174.

Penttinen P, Timonen KL, Tiittanen P, Mirme A, Ruuskanen J, Pekkanen J, 2001: Ultrafine particles in urban air and respiratory health among adult asthmatics. *Eur Respir J*; 17: 428-435.

Penttinen P, Timonen KL, Tiittanen P, Mirme A, Ruuskanen J, Pekkanen J, 2001: Number concentration and size of particles in urban air: Effects on spirometric lung function in adult asthmatic subjects. *Environ Health Perspect*; 109 (4): 319-323.

Peters A, von Klot S, Heier M, Trentinaglia I, Cyrys J, Hörmann A, Hauptmann M, Wichmann HE, Löwel H, 2005: Particulate air pollution and nonfatal cardiac events. Part I. Air pollution, personal activities and onset of myocardial infarction in a case-

crossover study. HEI Health Effects Institute, Cambridge Massachusetts; 124 (Part I): 1-82.

Peters A, Wichmann HE, Tuch T, Heinrich J, Heyder J, 1997: Respiratory effects are associated with the number of ultrafine particles. *Am J Respir Crit Care Med*; 155: 1376-1383.

Pope CA, Burnett RT, Thun MJ, Colle EE, Krewski D, Ito K, Thurston GD, 2002: Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *J Am Med Assoc*; 287 (9): 1132-1141.

Samet JM, Dominici F, Curiero F, Coursac I, Zeger SL, 2000: Fine particulate air pollution and mortality in 20 U.S. cities 1987-1994. *N Engl J Med*; 343: 1742-1749, 1798-99.

Samoli E, Analitis A, Touloumi G, Schwartz J, Anderson HR, Sunyer J, Bisanti L, Zmirou D, Vonk J, Pekkanen J, Goodman P, Paldy A, Schindler C, Katsouyanni K, 2005: Estimating the exposure-response relationships between particulate matter and mortality within the AP-HEA multicity project. *Environ Health Perspect*; 133 (1): 88-95.

Schikowski T, Sugiri D, Ranft U, Gehring U, Heinrich J, Wichmann HE, Krämer U, 2005: Long-term air pollution exposure and living close to busy roads are associated with COPD in women. *Respir Res*; 6: 152 doi:10.1186/I465-9921-6-152.

Schwartz J, Neas L, 2000: Fine particles are more strongly associated than coarse particles with acute respiratory health effects in schoolchildren. *Epidemiology*; 11 (1): 6-10.

Schwartz J, Samet JM, Patz JA, 2004: Hospital admissions for heart disease. The effects of temperature and humidity. *Epidemiology*; 15 (6): 755-761.

Sinclair AH, Tolsma D: Associations and lags between air pollution and acute respiratory visits in an ambulatory care setting: 25-month results from the aerosol research and inhalation epidemiological study. *J Air Waste Manage Assoc* 2004; 54: 1212-1218.

Spix C, Anderson HR, Schwartz J, Vigotti MA, Le Tertre A, Vonk JM, Touloumi G, Balducci F, Piekarski T, Bacharova L, Tobias A, Pönkä A, Katsouyanni K, 1998: Short-term effects of air pollution on hospital admissions of respiratory diseases in Europe: A quantitative summary of APHEA study results. *Arch Environ Health*; 53/1: 54-64.

Stieb DM, Judek S, Burnett RT, 2002: Meta-analysis of time-series studies of air pollution and mortality: effects of gases and particles and the influence of cause of death, age and season. *J Air Waste Manage Assoc*; 52: 470-484.

Sugiri D, Ranft U, Schikowski T, Krämer U, 2006: The influence of large-scale airborne particle decline and traffic-related exposure on children's lung function. *Environ Health Perspect*; 114 (2): 282-288.

Sunyer J, Spix C, Qunel P, Ponce de Leon A, Pönk A, Barumandzadeh T, Touloumi G, Bacharova L, Wojtyniak B, Vonk J, Bisanti L, Schwartz J, Katsouyanni K, 1997: Urban air pollution and emergency admissions for asthma in four European cities: the APHEA project. *Thorax*; 52: 760-765.

Sunyer J, Jarvis D, Götschi T, Garcia-Esteban R, Jacquemin B, Aguilera I, Ackerman U, de Marco R, Forsberg B, Gislason T, Heinrich J, Norback D, Villani S, Künzli N, 2006: Chronic bronchitis and urban air pollution in an international study. *Occup Environ Med* ; doi: 10.1136/oem.2006.027995.

Tiitonen P, Timonen KL, Ruuskanen J, Mirme A, Pekkanen J, 1999: Fine particulate air pollution, resuspended road dust and respiratory health among symptomatic children. *Eur Respir J*; 13: 266-273.

U.S. Environmental Protection Agency, 2004: Air Quality Criteria for Particulate Matter, Vol 2, 1-121, Research Triangle Park NC.

Varonier HS, Braun-Fahrländer C, Gassner M, Grize L, Sennhauser FH, Neu U, Vuille JC, Wüthrich B, 1997: Environnement et prevalence de l'allergie respiratoire chez les écoliers Suisses. *Enseignements de l'étude SCARPOL. Med et Hyg*; 55: 349-352.

Vedal S, Armstrong B, Clayton D, Pellizzari ED, Reid N, Tosteson DC, White M, Berhane K, Robins JM et al., 2003: Revised analyses of time-series studies of air pollution and health. Revised analyses of the national morbidity, mortality and air pollution study, Part II. Revised analyses of selected time-series studies. HEI Health Effects Institute, Cambridge Massachusetts; special report, 1-291.

Vineis P, Hoek G, Krzyzanowski M, Vigna-Taglianti F, Veglia F, Airolidi L, Autrup H, Dunning A, Garte S, Hainaut P, Malaveille C, Matullo G, Overvad K, Raaschou-Nielsen O, Clavel-Chapelon F, Linseisen J, Boeing H, Trichopoulou A, Palli D, Peluso M, Krogh V, Tumino R, Panico S, Bueno-De-Mesquita HB, Peeters PH, Lund EE, Gonzalez CA, Martinez C, Dorronsoro M, Barricarte A, Cirera L, Quiros JR, Berglund G, Forsberg B, Day NE, Key TJ, Saracci R, Kaaks R, Riboli E, 2006: Air pollution and risk of lung cancer in a prospective study in Europe. *Int J Cancer*; 119 (1): 169-174.

von Klot S, Wölke G, Tuch T, Heinrich J, Dockery DW, Schwartz J, Kreyling WG, Wichmann HE, Peters A, 2002: Increased asthma medication use in association with ambient fine and ultrafine particles. *Eur Respir J*; 20: 691-702.

von Klot S, Peters A, Aalto P, Bellander T, Berglund N, D'Ippoliti D, Elosua R, Hormann A, Kulmala M, Lanki T, Lowel H, Pekkanen J, Picciotto S, Sunyer J, Forastiere F, 2005: Health Effects of Particles on Susceptible Subpopulations (HEAPSS) Study

Group. Ambient air pollution is associated with increased risk of hospital cardiac readmissions of myocardial infarction survivors in five European cities. *Circulation*; 112 (20): 3073-3079. Erratum in *Circulation* 2006; 113 (5): e71.

Ward DJ, Ayres JG, 2004: Particulate air pollution and panel studies in children: a systematic re-view. *Occup Environ Med*; 61 (4): e13.

Wichmann HE, Spix C, Tuch T, Wölke G, Peters A, Heinrich J, Kreyling WG, Heyder J, 2000: Daily mortality and fine and ultrafine particles in Erfurt, Germany. Part I: Role of particle number and particle mass. HEI Research Report 98, Cambridge Massachusetts; 98: 1-96.

Zemp E, Elsasser S, Schindler C, Künzli N, Perruchoud AP, Domenighetti G, Medici TC, Ackermann-Lieblich U, Leuenberger P, Monn C, Bolognini G, Bongard JP, Brändli O, Karrer W, Keller R, Schoeni MH, Tschopp JM, Villiger B, Zellweger JP, and the SA-PALDIA Team, 1999: Long-term ambient air pollution and respiratory symptoms in adults (SA-PALDIA study). *Am J Respir Crit Care Med*; 159: 1257-1266.

Zhang J, Hu W, Wei F, Wu G, Korn LR, Chapman RS, 2002: Children's respiratory morbidity prevalence in relation to air pollution in four Chinese cities. *Environ Health Perspect*; 110: 961-967.

> **Chapitre 4.8**

Eller, B., 1977: Road dust induced increase of leaf temperature. *Environmental Pollution* 13, 99-107.

Flückiger, W., Flückiger-Keller, H. und Oertli, J. J., 1978a: Der Einfluss von Strassenstaub auf den stomatären Diffusionswiderstand und die Blatt-Temperatur: ein antagonistischer Effekt. *Staub - Reinhaltung Luft* 38, 502-505.

Flückiger, W., Flückiger-Keller, H., Oertli, J. J. und Guggenheim, R., 1977b: Verschmutzung von Blatt- und Nadeloberflächen im Nahbereich einer Autobahn und deren Einfluss auf den stomatären Diffusionswiderstand. *Eur.J.For.Path.* 7, 358-364.

Ricks, G. R. und Williams, R. J. H., 1974: Effects of atmospheric pollution on deciduous woodland, part 2: Effects of particulate matter upon stomatal diffusive resistance in leaves of *Quercus petraea* (Mattuschka) Leibl. *Environmental Pollution* 6, 87-109.

Thompson, J. R., Mueller, P. W., Flückiger, W. und Rutter, A. J., 1984: The effect of dust on photosynthesis and its significance for roadside plants. *Environ.Pollut.(Ser.A.)* 34, 171-190.

> **Chapitre 5**

Bericht des Bundesrats vom 23. Juni 1999 über die lufthygienischen Massnahmen des Bundes und der Kantone (99.077, BBl 7735–7758).

Brunner U., 2000: Rechtsgutachten betreffend Grundlagen für die Anordnung verschärfter Emissionsbegrenzungen bei kanzerogenen Luftschadstoffen. Zürich

Bundesgesetz über den Umweltschutz (Umweltschutzgesetz, USG), SR 814.01

Clean Air for Europe, 2005: European Commission, Directorate General Environment, ENV.C.1- Air and Noise, Bruxelles

Eidg. Kommission für Lufthygiene (EKL): Ozon in der Schweiz (1989), Sommersmog (2004).

Luftreinhalte -Verordnung (LRV), SR 814.318.142.1*

OFEFP, 2002: Richtlinie Luftreinhaltung auf Baustellen (Baurichtlinie Luft). Vollzug Umwelt, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. Bern.

OFEFP 2005: Weiterentwicklung des Luftreinhalte-Konzepts – Stand, Handlungsbedarf, mögliche Massnahmen, Schriftenreihe Umwelt Nr. 379, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. Bern.

UNECE, 1999: Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung: Protokoll von Göteborg betreffend die Verringerung der Versauerung, der Eutrophierung und des bodennahen Ozons. Inkrafttreten: 13. Dezember 2005.

Vereinigung für Umweltrecht / Helen Keller (Hrsg.), 1998: Kommentar zum Umweltschutzgesetz, 2. Auflage, Zürich.

> **Chapitre 6**

ARE, 2004: Externe Gesundheitskosten durch verkehrsbedingte Luftverschmutzung in der Schweiz. Aktualisierung für das Jahr 2000. Herausgeber ARE, BAG, BFE, BUWAL.. Bezugsquelle: www.are.ch oder www.bbl.admin.ch/bundespublikationen, Art.Nr.: 819.039.d

Brunner, 2000: Rechtsgutachten betreffend Grundlagen für die Anordnung verschärfter Emissionsbegrenzungen bei kanzerogenen Luftschadstoffen. Zürich, August 2000

CAFE, 2005: Clean Air for Europe. Thematische Strategie zur Luftreinhaltung. Mitteilung der Kommission an den Rat und das europäische Parlament. KOM (2005) 446 endgültig. Brüssel, September 2005

LAI, 1992: Krebsrisiko durch Luftverunreinigungen.. LAI -Länderausschuss für Immissionsschutz. Herausgegeben vom Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf 1992

LAI, 2006: Kanzerogene Wirkungen von Partikeln in der Atemluft. Bericht des Ausschusses «Luftqualität/Wirkungsfragen/Verkehr» der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Immissionsschutz LAI. Ergebnisniederschrift über die 11. Sitzung des LAI vom März 2006 in Schwerin, TOP 8.1.3

OFEFP, 2005: Weiterentwicklung des Luftreinhalte-Konzepts. Stand, Handlungsbedarf, möglich Massnahmen. Schriftenreihe Umwelt Nr. 379, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. Bern.

OMS, 2006: WHO Air Quality Guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide – Global Update 2005. Summary of risk assessment. WHO Press, World Health Organization WHO, 20 Avenue Appia, 1211 Geneva 27, Switzerland www.euro.who.int/Document/E87950.pdf

> Annexe

> A1 Définitions

- > **ADN:** Acide désoxyribonucléique. Acide nucléique constitutif des chromosomes et porteur de l'information génétique des organismes vivants.
- > **CAFE (Clean Air for Europe):** Programme de la Commission européenne intitulé «Air pur pour l'Europe: vers une stratégie thématique de la qualité de l'air» (COM (2001) 245). Le sixième programme communautaire d'action pour l'environnement, de la Commission appelait à l'élaboration d'une stratégie thématique de la qualité de l'air visant à «atteindre des niveaux de qualité de l'air exempts d'incidences et de risques notables en termes de santé humaine et d'environnement». Dans cette perspective, la Commission a vérifié si les normes légales en vigueur pouvaient suffire à atteindre les objectifs du sixième programme d'action d'ici 2020. L'analyse a montré que même une mise en œuvre efficace des normes légales existantes ne permettrait pas d'empêcher des impacts négatifs importants. La Commission a de ce fait arrêté la «Stratégie thématique sur la pollution atmosphérique» (COM (2005) 446), dans laquelle elle définit des objectifs intermédiaires en matière de pollution de l'air dans l'UE et propose des mesures appropriées pour les atteindre. Elle recommande également que la législation en vigueur soit modernisée et axée davantage sur les polluants les plus nocifs, et que des efforts supplémentaires soient entrepris pour intégrer les préoccupations ayant trait à l'environnement dans les autres politiques et programmes. Autre élément de cette stratégie, la proposition de la Commission d'élaborer une directive du Parlement européen et du Conseil «sur la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe» (COM (2005) 447). Cette directive n'a pas encore été adoptée.
- > **Carbone (particulaire) total (TC):** Somme du carbone élémentaire (CE) et du carbone organique (OC). Outre la suie, le carbone total comprend aussi les particules organiques secondaires, formées dans l'atmosphère, et de la matière biologique.
- > **COVNM:** Composés organiques volatils non méthaniques.
- > **Diamètre aérodynamique:** Les particules en suspension présentant des formes et des densités très variables, il n'est pas facile de leur attribuer un diamètre. Dans ces conditions, le diamètre aérodynamique convient bien pour décrire le comportement des particules dans une variété de processus. Il correspond au diamètre qu'une particule sphérique d'une densité de 1 g/cm^3 devrait avoir pour présenter une même vitesse de chute par gravité que la particule considérée.
- > **Etudes in vitro:** Etudes menées sur des cellules ou des tissus dans des éprouvettes ou des coupelles. Pour effectuer ce type d'études, on ajoute le plus souvent les particules au substrat nourricier des cellules ou des tissus, sous forme de solution ou de suspension.
- > **HAP:** Hydrocarbures aromatiques polycycliques, dont le benzo(a)pyrène.
- > **LPE:** Loi fédérale du 8 octobre 1983 sur la protection de l'environnement (loi sur la protection de l'environnement) RS 814.01.
- > **Macrophages alvéolaires:** Cellules ayant pour fonction de nettoyer les alvéoles pulmonaires.

- > **Matière organique (MO):** Les méthodes traditionnelles d'analyse chimique ne mesurent que la part de carbone (*organic carbon*, OC) de la matière organique. Pour prendre en compte aussi les autres composants (hydrogène, azote, oxygène) dans le bilan de masse, on multiplie le OC par un facteur de conversion. Le facteur utilisé dans la présente publication est 1,4 (MO = 1.4 * OC).
- > **NH₃:** Ammoniac.
- > **NO_x:** Oxydes d'azote.
- > **OPAir:** Ordonnance sur la protection de l'air, RS 814.318.142.1.
- > **Particules fines:** Particules de poussière d'un diamètre aérodynamique inférieur à 2,5 µm.
- > **Particules grossières:** Particules de poussières d'un diamètre aérodynamique compris entre 2,5 et 10 µm.
- > **Particules primaires:** Particules de poussière qui entrent telles quelles dans l'air.
- > **Particules secondaires:** Particules de poussière qui se forment dans l'atmosphère à partir de précurseurs gazeux (avant tout SO₂, NO_x, NH₃, COVNM).
- > **Particules ultrafines:** Particules de poussière d'une diamètre aérodynamique inférieur à 0,1 µm
- > **PM₁₀ (*particulate matter*):** Particules d'un diamètre aérodynamique inférieur à 10 µm (plus précisément, particules passant un orifice qui présente un degré de 50 % d'efficacité de séparation des particules d'un diamètre aérodynamique de 10 µm).
- > **PM_{2,5}:** Particules d'un diamètre aérodynamique inférieur à 2,5 µm (plus précisément, particules pouvant traverser un orifice qui présente un degré de 50 % d'efficacité de séparation des particules d'un diamètre aérodynamique de 2,5 µm).
- > **Radicaux libres:** Fractions de molécules possédant un ou plusieurs électrons libres (non appariés). Les radicaux libres se caractérisent par une grande instabilité, ce qui signifie qu'ils s'associent aisément avec d'autres composés. Les radicaux libres oxygénés (comme le radical hydroxyl HO° ou l'anion superoxyde O₂⁻) soumettent les cellules à un stress oxydatif.
- > **SAPALDIA:** Etude suisse sur la pollution de l'air et les maladies respiratoires chez l'adulte (Swiss Study on Air Pollution and Lung Diseases in Adults).
- > **SCARPOL:** Etude suisse sur les maladies respiratoires et les allergies chez les enfants (Swiss Study on Childhood Allergy and Respiratory Symptoms with Respect to Air Pollution).
- > **SO₂:** Dioxyde de soufre.
- > **Stress oxydatif:** Phénomène dans lequel les radicaux libres oxygénés attaquent les acides nucléiques, et qui peut conduire à des modifications chromosomiques, voire à une altération des lipides (membranes cellulaires) et des protéines. Normalement, les processus oxydatifs et réductifs s'équilibrent dans le corps. Il y a stress oxydatif lorsque cet équilibre est perturbé, par la fumée de cigarettes par exemple, ou par une exposition aux particules fines ou à l'ozone.
- > **Suie:** Matière qui comprend toutes les particules primaires contenant du carbone, issues de combustions incomplètes: elle est composée avant tout de carbone élémentaire (CE, noir) et de composés organiques mesurés en tant que carbone organique (*organic carbon*, OC). Dans le domaine des immissions, le carbone élémentaire est souvent appelé suie (p. ex. dans la 23^e ordonnance fédérale allemande sur la protection contre les immissions – BImSchV).
- > **TSP (*total suspended particulate matter* ou *particules totales en suspension*):** Poussières en suspension dont la vitesse de chute est ≤ 10 cm/s; particules d'un diamètre aérodynamique inférieur à 57 µm.

> Listes

Figures

Fig. 1	Scénario de réduction proposé pour les PM _{2,5} au sein de l'UE.	20		
Fig. 2	Relation entre la taille d'une particule réelle, le diamètre selon Stokes (ds) et le diamètre aérodynamique (dp). Toutes les particules présentent la même vitesse de chute (Hinds 1999).	23		
Fig. 3	Aérosols présents dans l'atmosphère. Lorsqu'on mesure la teneur en particules de l'air ambiant loin des sources, le mode d'accumulation est souvent le seul clairement visible.	24		
Fig. 4	Répartition des particules en nombre (N) et en volume (V) en fonction de leur taille. La répartition en volume suit la répartition en masse, dans la mesure où leur densité reste constante. Un nanomètre correspond à un millième de micron (1 nm = 0,001 µm). (Source: PSI; cf. ASTRA 2003).	25		
Fig. 5	Evolution du nombre et de la masse des particules en suspension au cours de l'hiver 2000/2001 à Zurich (contexte urbain) et à Härkingen, à proximité de l'autoroute (source: EMPA, NABEL).	26		
Fig. 6	Images microscopiques: a) d'un agglomérat de suie de diesel; b) d'une particule minérale (particule de roche); c) d'une particule issue du frottement sur des rails; d) de pollen. (Source: R. Kägi, EMPA)	27		
Fig. 7	Exemple de spectre de masse de ions positifs et négatifs d'une particule de nitrate d'ammonium avec noyau de suie, mesuré par ATOFMS. La mesure a été effectuée en hiver, dans la zone périurbaine d'une petite agglomération, mais on trouve ce type de particules en de nombreux autres endroits. Les fragments de C _x proviennent du noyau de suie, alors que l'on reconnaît l'ammoniac aux signaux de masse 17 et 18 du spectre cationique et le nitrate aux signaux de masse 46 et 64 du spectre anionique. (Source: D. Gross, Carleton College, Northfield)	31		
Fig. 8	Composition des PM ₁₀ (en haut) et des PM _{2,5} (en bas) relevées par diverses stations de mesure européennes. Natural = site naturel; Rural = site agricole; Near City = site périurbain; Urban = site urbain; Kerbside = sur le bord d'une route; BC = carbone élémentaire (noir); OM = matière organique; unacc. = inconnu; nssSO ₄ = sulfate ne provenant pas du sel de mer; sea salt = sel de mer (NaCl); min. dust = poussière minérale. (Source: Putaud 2003)	32		
Fig. 9	Composition de la fraction grossière et de la fraction fine des PM ₁₀ sur un site urbain à fort trafic à Berne, dans un parc du centre-ville de Zurich, à la périphérie de Bâle et sur les hauteurs jurassiennes (Chaumont). Les surfaces dessinées sont proportionnelles à la concentration massique des diverses particules (données tirées de: Hüglin 2005).	34		
Fig. 10	Emissions de PM ₁₀ réparties par groupes d'émetteurs (agriculture et sylviculture, industrie et artisanat, transports, ménages) en 2000 (à gauche) et en 2020 (à droite).	39		
Fig. 11	Emissions de PM _{2,5} par groupes d'émetteurs en 2000 (à gauche) et en 2020 (à droite).	39		
Fig. 12	Sources de PM ₁₀ en 2000; total env. 21 000–23 000 tonnes.	40		
Fig. 13	Emissions (en milliers de tonnes par an) de PM ₁₀ , de PM _{2,5} et de suie de 1990 à 2020.	41		
Fig. 14	Emissions de NO _x par groupes de sources en 2000 (à gauche) et en 2020 (à droite).	43		
Fig. 15	Emissions de COVNM par groupes de sources en 2000 (à gauche) et en 2020 (à droite).	43		
Fig. 16	Emissions de NH ₃ par groupes de sources en 2000 (à gauche) et en 2020 (à droite).	43		
Fig. 17	Emissions de SO _x en 2000 (à gauche) et en 2020 (à droite).	44		

Fig. 18	Evolution des émissions et des immissions de PM10 de 1990 à 2005.	45	Fig. 29	A gauche: évolution hebdomadaire moyenne de la concentration numérique des particules (à gauche) à Bâle, Berne, Chaumont, Lugano et Härkingen; à droite: intensité du trafic au fil de la semaine (véhicules par jour) à Härkingen.	61
Fig. 19	Séparation des particules dans l'impacteur de la tête de prélèvement.	47	Fig. 30	Moyennes annuelles des concentrations de PM10 en Suisse pour les émissions générées en 2000.	64
Fig. 20	Rétention des particules sur les fibres du filtre sous l'effet de divers phénomènes: a) Impaction: l'inertie élevée d'une particule empêche celle-ci de suivre le flux d'air et elle heurte la fibre; b) Interception: la particule s'approche d'une fibre à une distance inférieure à son rayon; c) Diffusion: la particule vient au contact de la fibre sous l'effet du mouvement brownien.	49	Fig. 31	Moyennes annuelles des concentrations de PM2,5 en Suisse pour les émissions générées en 2000.	65
Fig. 21	Caractéristiques de séparation des particules (conventions d'échantillonnage ISO 7708) applicables aux mesures effectuées à des fins sanitaires (ISO 1995).	53	Fig. 32	Moyennes annuelles des concentrations de PM10 en Suisse sur la base des particules primaires et secondaires importées en 2000.	66
Fig. 22	Evolution à long terme des valeurs moyennes annuelles pour les PM10 en Suisse (Jungfrau: TSP; jusqu'en 1997, les données indiquées sont des valeurs TSP corrigées).	54	Fig. 33	Moyennes annuelles des concentrations de PM10 en Suisse pour les émissions de 2010, selon le scénario MFR.	67
Fig. 23	Evolution à long terme des moyennes annuelles de PM10 (en haut), de PM2,5 (au milieu) et de PM1 (en bas) en Suisse.	55	Fig. 34	Moyennes annuelles des concentrations de PM2,5 en Suisse pour les émissions de 2010, selon le scénario MFR.	68
Fig. 24	Evolution à long terme du rapport entre les moyennes journalières de PM2,5 et de PM10, en moyennes annualisées.	56	Fig. 35	Dépôt des particules dans les voies respiratoires de l'être humain.	73
Fig. 25	Dispersion et régression linéaire des valeurs journalières de PM2,5 à Zurich et à Bâle pour la période 1998–2001, en été (juin à août) et en hiver (décembre à février).	58	Fig. 36	Taux de dépôt des particules dans les voies respiratoires (d'après Holgate S, COMEAP, 1995).	73
Fig. 26	Dispersion et régression linéaire des valeurs journalières de PM2,5 à Chaumont et à Payerne pour la période 1998–2001, en été (juin à août) en en hiver (décembre à février).	58	Fig. 37	Hausse en % du nombre de décès liés à des problèmes de santé pour une augmentation de 10 µg/m ³ des PM10 dans diverses villes européennes, classées selon la pollution atmosphérique à long terme (Anderson 2004). Cette hausse en % ne dépend pas des concentrations absolues de PM10 dans l'atmosphère urbaine.	81
Fig. 27	Evolution des moyennes mensuelles des concentrations numériques de particules depuis 2003.	60	Fig. 38	Mortalité à long terme et exposition aux PM2,5 chez 500 000 personnes incluses dans l'étude américaine sur la prévention du cancer 1982–1998 (Pope 2002).	89
Fig. 28	Rose des vents illustrant la concentration numérique de particules, comparée à d'autres paramètres de nuisance, Härkingen en 2003–2004 (relevés par demi-heure), avec une photo de l'autoroute et de la station de mesure.	60	Fig. 39	Diminution de l'exposition aux PM10 chez les écoliers suisses et recul de la prévalence de la toux chronique de 1992/1993 à 1998/2001 (Oglesby 2005).	92

Fig. 40

Variation journalière de la résistance stomatique à la diffusion chez le frêne, selon l'emplacement le long d'une autoroute. Tirée de Flückiger et al. (1977).

100

Fig. 41

Surface de l'aiguille d'un pin croissant sur le terre-plein central d'une autoroute (à gauche), d'un pin de référence (au centre) et surface d'une feuille de bouleau sur le terre-plein central d'une autoroute (à droite). Tiré de Flückiger et al. (1977).

100

Fig. 42

Dépôt de poussières contenant des particules de suie sur les aiguilles de pin, au milieu et à proximité d'une autoroute. Tiré de Flückiger et al. (1978).

101

Fig. 43

Rapport entre PM_{2,5} et PM₁₀, de 1998 à 2005 dans les diverses stations du NABEL.

114

Tableaux**Tabl. 1**

Valeurs limites d'immission pour les PM₁₀ en Suisse.

16

Tabl. 2

Valeurs indicatives de l'OMS pour les PM₁₀ et valeurs limites d'immission pour les PM₁₀ adoptées par l'UE, les Etats-Unis, la Californie et le Japon.

19

Tabl. 3

Valeurs indicatives de l'OMS pour les PM_{2,5} et valeurs limites d'immission pour les PM_{2,5} en vigueur aux Etats-Unis et en Californie.

20

Tabl. 4

Distance parcourue en une seconde par des particules de différentes tailles sous l'effet de la diffusion ou de la gravitation. Dans le cas de la diffusion, il ne s'agit pas d'une vitesse linéaire, mais de la racine du déplacement moyen à la puissance deux de la particule par rapport à son état initial.

28

Tabl. 5

Emissions de PM₁₀, de PM_{2,5} et de suie en 2000 et en 2020, en tonnes.

39

Tabl. 6

Emissions de gaz précurseurs par groupes de sources, en milliers de tonnes.

42

Tabl. 7

Coefficients de corrélation élevés au carré (r^2) des valeurs journalières de PM₁₀, de PM_{2,5} et de PM₁ depuis le démarrage des mesures.

56

Tabl. 8

Moyennes annuelles des concentrations numériques (particules/cm³).

59

Tabl. 9

Coefficients de corrélation (r^2) entre les valeurs journalières de PM₁₀ et de PM₁ et le nombre de particules depuis le démarrage des mesures.

59

Tabl. 10

Parts des groupes d'émetteurs dans la charge moyenne en PM₁₀ pondérée par la population en 2000 (ARE 2004).

70

Tabl. 11

Principales caractéristiques toxicologiques des poussières en suspension.

78

Tabl. 12

Hausse de la mortalité en % pour une augmentation de 10 µg/m³ des poussières fines, lors d'une augmentation de la pollution à court terme. Méta-analyse de l'OMS (Anderson 2004).

82

Tabl. 13

Hausse des hospitalisations (en %) pour une augmentation de 10 µg/m³ des poussières fines, lors d'un accroissement de la pollution à court terme. Méta-analyse de l'OMS (Anderson 2004).

87

Tabl. 14

Les divers effets sur la santé d'une exposition aux poussières fines.

95

Tabl. 15

Interventions requises pour réduire les émissions (Stratégie de lutte contre la pollution de l'air, OFEFP 2005).

102

Tabl. 16

Mesures destinées à réduire les émissions et leur efficacité.

110