

Le carbone-suie (ou BC) des particules atmosphériques peut-il constituer un indicateur sanitaire additionnel aux particules fines ?

Bernard FESTY⁽¹⁾, Yvon LE MOULLEC⁽²⁾

Introduction

S'agissant des particules en suspension dans l'air, les standards européens actuels portent sur la mesure en masse des particules de diamètre aérodynamique médian inférieur à 10 et 2,5 μm (PM_{10} et $\text{PM}_{2,5}$).

Cependant, les résultats de nombreuses études épidémiologiques mènent à penser que les particules issues de la combustion sont plus préoccupantes au plan de la santé publique que les autres. Ainsi, dans une synthèse récente, le HEI (2010) conclut qu'il y a assez de preuves pour considérer qu'il y a une relation de causalité entre exposition à la pollution due au trafic routier et exacerbation de l'asthme, et un lien très fort avec une large gamme d'effets sanitaires, respiratoires et cardio-vasculaires.

Par ailleurs, les aérosols de suies et d'imbrûlés se comportent comme des gaz à effet de serre. Ils ont aussi une action spécifique de réchauffement des régions arctiques où leur dépôt modifie l'albédo des surfaces couvertes de neige.

Il convient aussi de mentionner qu'en France, compte tenu de la forte proportion de véhicules à moteur Diesel dans le parc routier, les suies à proximité du trafic représentent une composante importante des $\text{PM}_{2,5}$ et sont vectrices de composés organiques toxiques tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).

Il apparaît donc légitime de se poser la question d'un indicateur additionnel de qualité d'air, à visée sanitaire, qui privilégierait les particules de combustion émises non seulement par le trafic routier (plus particulièrement les véhicules Diesel) mais aussi par les foyers domestiques au bois, les centrales thermiques, les feux de forêt ou de végétation...

Dans ce contexte, et en lien avec notre interrogation antérieure [Segala *et al.*, 2007], nous nous proposons de résumer dans cet article deux publica-

tions récentes ciblées sur l'indicateur *Black Carbon Particles* (BCP) : le rapport 2012 de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) « Health effects of black carbon » et l'article de Janssen *et al.* paru en 2011 dans la revue *Environmental Health Perspectives* (EHP), plus spécifique des aspects épidémiologiques du rapport.

Méthodes de mesurage des Black Carbon Particles (BCP).

Dans les documents étudiés, le terme *Black Carbon Particles* (BCP) est un terme générique qui recouvre différents indicateurs visant à quantifier la composante de l'aérosol atmosphérique constituée par les suies et imbrûlés issus des sources de combustion. Ces divers indicateurs se différencient par le principe de la technique de mesurage : les trois indicateurs « Absorbance – Abs », « Black Smoke – BS/indice de fumée noire » et « Black Carbon – BC » font appel à des méthodes purement optiques, alors que l'indicateur « Elemental Carbon – EC/carbone élémentaire » résulte d'un mesurage par des méthodes thermo-optiques permettant simultanément la détermination du carbone organique (Organic Carbon – OC). Par souci de clarification, nous en rappellerons les grandes lignes à partir des données du rapport OMS 2012.

La traduction en français de ces différents indicateurs pouvant conduire à des confusions, nous nous proposons de garder dans cet article les termes anglo-saxons adoptés par la littérature internationale.

Méthodes optiques

Elles sont fondées sur l'absorption de la lumière par les particules carbonées collectées sur un filtre, en cellulose ou en fibre de verre (ou de quartz) : la plus ancienne mesure le rayonnement réfléchi, c'est la réflectométrie ; l'autre quantifie la lumière trans-

(1) Professeur émérite, université Paris René Descartes, ancien directeur du Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris (LHVP).

(2) Ancien directeur adjoint du LHVP.

mise, c'est la mesure par transmittance. Plus la noirceur du filtre est importante (fort coefficient d'absorption), plus la réflectance et la transmittance sont faibles.

Dans la **réflectométrie**, un rayonnement lumineux est envoyé perpendiculairement sur le filtre qui a recueilli les particules atmosphériques. La réflectance mesurée est le rapport, exprimé en pourcentage, du flux de rayonnement réfléchi par la surface du filtre au flux incident. Elle permet d'accéder au coefficient d'absorption des particules filtrées et cette « absorbance – Abs » s'exprime en général en 10^{-5} unité par mètre (10^{-5}m^{-1}).

Dans la méthode de l'indice de fumée noire (*Black* (ou *British*) Smoke – BS), la réflectance est convertie en masse ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) à l'aide d'une courbe normalisée (OCDE 1964 ou ISO 1993). Cette conversion a été contestée car il n'y a pas de relation fixe entre noirceur et masse ; celle-ci dépend du lieu, de la saison et des sources de combustion en cause. Cette technique de mesure, développée à grande échelle en Europe dès les années 1950 suite à l'épisode de pollution londonien de décembre 1952, a fourni essentiellement des données intégrées sur 24 heures et n'a pas été automatisée. Les données ont été utilisées dans de très importantes études épidémiologiques telles que ERPURS en France et APHEA en Europe. L'indicateur BS n'est plus actuellement retenu comme critère de qualité d'air dans la réglementation européenne et, de ce fait, son usage a fortement décliné.

Dans la **mesure par transmittance**, le principe est de mesurer l'atténuation d'un rayonnement infrarouge (880 nm en général) passant à travers un filtre qui a retenu les particules. Plus la noirceur du filtre est importante, plus le rayonnement reçu sur la photodiode placée derrière le filtre est faible. L'indicateur mesuré par cette technique est le « *Black Carbon BC* » et il est exprimé en masse de carbone élémentaire ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ de EC).

Comme pour la réflectométrie, il existe des instruments qui fournissent des données intégrées sur plusieurs heures mais les plus répandus donnent une mesure quasiment en temps réel. C'est le cas des aéthalomètres qui réalisent une mesure à intervalles réguliers, de l'ordre de quelques minutes, pendant que le filtre collecte les particules en continu.

Il s'agit d'une méthode de mesure encore très utilisée. La principale limitation résulte du fait qu'il existe une relation complexe entre la variation de la transmittance et les phénomènes d'absorption et de diffusion de la lumière sur le filtre, ce qui impose une calibration adéquate incluant notamment la sélection de la longueur d'onde, du débit d'aspiration et de la dimension du filtre.

Signalons qu'il existe des aéthalomètres multi-longueurs d'onde (880 et 370 nm) qui permettent la détection préférentielle de particules issues de sources émettant des composés organiques aromatiques absorbant la lumière dans le proche UV.

Ces deux techniques de mesure présentent l'inconvénient de ne pas tenir compte des interactions

multiples entre la lumière et les aérosols déposés sur le filtre. Pour éviter ces inconvénients, des **photomètres d'absorption multi-angle** ont été développés récemment : ils mesurent simultanément les phénomènes de diffusion et de transmission de la lumière sur le filtre de collecte des particules. Cette combinaison de techniques fournit une mesure très fiable du BC contenu dans les particules en suspension. C'est en effet actuellement le seul type de photomètre qui, par sa conception, corrige les biais et les artefacts connus des mesures de BC.

Méthodes thermo-optiques

Ces techniques conduisent, dans un processus à plusieurs étapes, à la mesure de l'indicateur « elementalcarbon – EC » et à celle, complémentaire, du carbone organique (« organiccarbon – OC »).

Dans ce type d'instrument, les fractions carbonées OC et EC sont volatilisées et/ou pyrolysées à des températures croissantes et les gaz résultants sont convertis en dioxyde de carbone (CO_2) ou en méthane (CH_4). Ces composés sont ensuite mesurés par spectrométrie infrarouge (CO_2) ou par ionisation de flamme (CH_4). L'essentiel du OC se volatilise à des températures inférieures à 550 °C sous une atmosphère d'hélium pur et est ainsi séparé du EC, plus réfractaire, qui nécessite pour commencer à brûler 2 % d'oxygène et une température supérieure à 550 °C. Cependant, le noircissement des substrats au cours de l'analyse sous hélium pur à partir de 300 °C montre qu'une partie du carbone organique est transformée en EC au cours de l'analyse. C'est pourquoi une méthode purement thermique conduirait à un biais de surestimation de EC et de sous-estimation de OC.

L'intérêt des techniques Thermo-Optique Réflectance (TOR) et Thermo-Optique Transmittance (TOT) repose sur la correction optique des artefacts liés à la pyrolyse du carbone organique. La correction est déterminée par le suivi continu de l'atténuation d'un faisceau laser au travers du filtre échantillon. Selon le rapport OMS, la technique TOR est actuellement la plus fiable pour la mesure de EC. Des résultats ainsi mesurés sont disponibles aux États-Unis sur une base journalière depuis plus de vingt ans, notamment au travers des réseaux IMPROVE et de ceux de l'EPA. Il n'y a pas d'équivalent en Europe.

Signalons que la technique peut encore être perfectionnée pour différencier les composés qui résultent d'une pyrolyse de composés organiques et de combustions incomplètes (« char – EC ») des suies (« soot – EC ») émises par exemple par les moteurs Diesel, grâce à une évolution thermique oxydative par palier [Han *et al.*, 2007].

En conclusion de ce chapitre, les experts du rapport OMS considèrent que les méthodes de mesure les plus courantes des indicateurs BC et EC méritent encore des efforts de standardisation afin d'assurer une meilleure comparabilité des résultats issus des études épidémiologiques. C'est particuliè-

rement vrai dans le cas de la mesure de EC pour lequel différents protocoles donnent des résultats parfois différents d'un facteur 2, et il faut donc toujours rester prudent lorsque l'on compare des données provenant de différentes études.

Évaluation de l'exposition aux BCP dans les études épidémiologiques

L'auteur (T. Lanki) fait le bilan des études qui ont permis, en Europe et aux États-Unis de réaliser des observations et d'accumuler des données concernant les expositions aux BCP à court ou long terme.

La mesure du coefficient d'absorption (ou Absorbance – Abs) d'échantillons de $PM_{2,5}$ recueillies sur filtre a été utilisée dans la plupart des études épidémiologiques européennes récentes, alors qu'aux États-Unis, on a plutôt recours à des mesurages de EC sur ce type d'échantillon.

Dans plusieurs études, la mesure de l'Abs a été convertie en BS, indicateur largement utilisé en Europe depuis (et pendant) longtemps pour suivre la qualité de l'air. Mais les facteurs de conversion utilisés pour obtenir une expression en masse prêtent à de nombreuses critiques selon la composition des mélanges particuliers, entre autres.

En termes de sources, en effet, on sait que le trafic routier – surtout les véhicules Diesel – est une source majeure de BCP dans les zones urbaines et à proximité des voies de circulation. Cependant, s'y ajoutent, selon les zones et les saisons, la combustion résidentielle de combustibles fossiles (charbon, fuel) ou de biomasse (bois), voire des combustions à l'air libre de biomasse ou déchets en zones rurales, périurbaines et urbaines.

Plus localement, des activités industrielles ou portuaires peuvent apporter leur contribution en BCP. Des informations précises sur ces sources doivent être utilisées lors des études épidémiologiques et peuvent conduire à des études de contribution de sources grâce à divers marqueurs de sources dont peuvent faire partie les BCP.

Selon l'auteur, à partir des données analysées, il semble, à court terme, que les variations des concentrations de BCP mesurées en un site central urbain représentent assez bien celles des expositions personnelles, encore qu'un ensemble de mesurages par un réseau de stations urbaines soit, *a priori*, plus informatif et que les sources intérieures de BCP ne soient pas forcément négligeables : foyers ouverts, activités de cuisine, tabagisme... Cependant, la corrélation entre niveaux ambiants et exposition semble légèrement supérieure pour les BCP que pour les $PM_{2,5}$, peut-être en raison d'une pénétration dans les locaux plus importante des BCP. Il semble aussi que les erreurs de mesurage pouvant affecter ces deux indicateurs soient assez comparables, ce qui ne devrait pas créer de distorsion significative des estimations d'effets lors des études épidémiologiques.

À long terme, la variabilité intra-urbaine est manifestement plus marquée pour les BCP ambiants que pour les $PM_{2,5}$, ce qui constitue un défi pour les études épidémiologiques portant sur les effets d'une exposition prolongée. Cependant, il semble qu'une partie importante de cette variabilité spatiale puisse être en partie maîtrisée par modélisation à partir des prédictors adéquats, et la performance de cette dernière semble alors aussi bonne pour les deux indicateurs.

Effets de l'exposition aux BCP observés dans les études épidémiologiques

Comme dans la publication de Janssen *et al.* [EHP, 2011], les auteurs font une analyse systématique des études consacrées aux effets sanitaires des indicateurs particuliers de combustion (BS, BC, EC, Abs...) par comparaison aux indicateurs massiques PMm (PM_{10} et $PM_{2,5}$) en terme de mortalité (Mt) ou morbidité (Mb), notamment pulmonaire et cardio-vasculaire.

Les études sélectionnées sont pour l'essentiel, à court terme, des études de séries chronologiques suivant, à l'échelle journalière, les données de Mt, les admissions et les visites d'urgence hospitalières ; leur conception relativement homogène permet une approche méta-analytique. Des études de panel y ont été ajoutées, suivant des symptômes respiratoires chez des enfants symptomatiques [Weinmayr *et al.*, 2010]. À long terme, des études de cohortes, toutes relatives à Mt et Mb, ont été sélectionnées et analysées.

Bien sûr, seules les études fournissant des informations à la fois sur les BCP (terme générique quels que soient les indicateurs) et sur les PM en masse (PM_{10} et $PM_{2,5}$) ont été retenues. Les différents indicateurs « optiques » de BCP (BS, BC, Abs) sont hautement corrélés, mais les relations quantitatives entre EC (méthodes thermique ou thermo-optique) et les indicateurs issus des mesurages optiques varient selon les contrées, les villes et la localisation des sites (régionale, urbaine, proche du trafic), ce qui nécessite des sites d'intercalibration, pas toujours disponibles. Il existe aussi des différences selon les mesurages de l'indicateur EC.

Pour faciliter la comparaison entre études utilisant diverses mesures de BCP, les auteurs ont eu recours à un facteur de conversion de BS en EC : à partir de 11 études apportant les deux types d'information, il apparaît qu'un accroissement de $10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ de BS est, en moyenne, équivalent à un accroissement de $1,1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ de EC. En outre, des valeurs extrêmes de $0,5$ et $1,8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ de EC ont été adoptées à partir de deux de ces études afin de mener des études de sensibilité.

- Pour les études de séries chronologiques (40 identifiées, 34 retenues), une méta-analyse a été faite (au moins trois études différentes par paramètre sanitaire considéré) ; il a été tenu compte de l'hétérogénéité, des décalages temporels disponibles (lag-period)

entre exposition et effet, des redondances entre études, selon les zones géographiques et les périodes d'étude.

- 9 publications ont été analysées concernant les études de panel, 8 provenant spécifiquement de cités, 1 donnant une analyse globale de 28 panels issus de 14 régions européennes (PEACE).
- 17 publications de cohortes ont été identifiées et retenues : 7 étudient la Mt, 8, correspondant à 4 cohortes (2 recourant au couple BS+PM, 2 au couple EC+PM), se rapportent à la Mb respiratoire chez l'enfant (6 études néerlandaises et 2 allemandes utilisant la même stratégie), 2, enfin, sont relatives à la fonction respiratoire d'enfants californiens.

Sans entrer dans le détail des études et de leur exploitation, on peut, selon les auteurs du rapport de synthèse, en extraire les informations principales suivantes :

- Les estimations d'effets (exprimées par le *riskratio* RR) obtenues par modélisation unipolluant pour Mt et admissions journalières sont généralement d'un ordre de grandeur supérieur pour les BCP comparées aux PM₁₀ ou PM_{2,5} (selon les cas) lorsqu'elles sont rapportées par $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Par contre, si elles sont rapportées aux intervalles interquartiles (IQR) des expositions, elles sont généralement similaires. Toutefois, il convient de remarquer que PM₁₀ et BS sont corrélées au niveau de 0,5 à 0,8, ce qui soulève le problème de distinguer les effets de ces deux indicateurs, encore qu'il existe des différences de profil temporel pour les deux types d'exposition PM₁₀ et BS.
- Pour les études examinant les effets de différents composants particuliers, les BCP montrent généralement des associations significatives, notamment en termes cardio-vasculaires, à la fois avant et après ajustement pour les autres composants. S'agissant des cohortes, les RR Mt toutes causes par $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ sont 5 à 14 fois plus élevés pour les BCP par comparaison aux PM_{2,5} mais les IQR pour les PM_{2,5} sont supérieurs à ceux des BCP d'un même ordre de grandeur.
- Lorsqu'on recourt à des modèles bipolluants, pour les séries chronologiques, les effets des BCP sont plus robustes que ceux des PMm. Aucune cohorte n'envisage cette approche bipolluants, à l'exception de l'analyse multipolluants (BCP, SO₄ et O₃) de la cohorte de l'American Cancer Society (ACS) qui suggère que SO₄ est le facteur le plus robuste face à la Mt toutes causes et cardio-pulmonaire ; mais il est probable que cela tient à des niveaux d'imprécision différents, dans l'évaluation des expositions, selon les indicateurs de pollution atmosphérique pris en compte. L'exposition étant mesurée au niveau collectif, il est vraisemblable que les erreurs sont supérieures pour EC (polluant primaire, sources locales, plus hétérogène géographiquement) que pour SO₄ (polluant secondaire, sources éloignées, répartition géographique bien plus homogène) ; s'y ajoute la plus grande précision du mesurage de SO₄ par rapport à EC, ce qui majore encore artificiellement la robustesse de SO₄ dans la modélisation.

- Pour les séries chronologiques, au contraire, il n'y a pas de grande différence temporelle entre concentrations mesurées en un (des) site(s) et l'exposition personnelles aux BCP et PMm (PM_{2,5}). Toutefois, les corrélations élevées (relativement) entre indicateurs particuliers compliquent l'interprétation des modélisations multipolluants. Cependant, l'hypothèse que les BCP seraient plus pertinentes que les PMm est confortée par d'autres auteurs [Roemer *et al.*, 2001, 2002] : ils ont évalué les RR en situations d'expositions différentes, de fond ou de proximité du trafic routier, grâce à des stations de mesurage spécifiques et pour des populations spécifiquement exposées : il en ressort que les effets estimés à partir des concentrations BS de fond sont plus élevés pour la population implantée en zone de proximité routière, la plus exposée ; en complément, les effets pour les deux types de population (fond et proximité) estimés à partir des concentrations de BS respectivement mesurées dans les deux situations sont sensiblement équivalents.

- Il est par ailleurs important d'observer que la variation spatiale des BCP est plus marquée que pour les PMm, notamment en situation de trafic routier. Janssen *et al.* [2011] ont montré à partir de mesurages simultanés des BCP et PMm, en situations de fond et de trafic, que la concentration de BCP est 2 fois plus élevée dans ce dernier cas pour un accroissement de 20 % seulement de PMm. Il a été montré par ailleurs [Roemer *et al.* 2001, 2002] que les effets de Mt sont plus associés aux BS qu'aux PM₁₀ ; le rapport estime à 55 % l'incrément de EC des PM_{2,5} en situation de proximité, de sorte que les mesures d'abattement de trafic routier devraient se traduire par plus de diminution des BCP que des PMm et par un bénéfice sanitaire accru : il a été évalué, pour une population riveraine, à titre d'illustration dans le rapport et pour les BCP et pour les PMm : cette évaluation montre que le bénéfice (exposition et effets) est plus important au regard de l'indicateur BCP que de l'indicateur PM_{2,5} (ou PM₁₀). Cependant, ces estimations d'effets sanitaires rapportées aux IQR pour les différents indicateurs iraient plutôt dans le sens d'une équivalence des différents indicateurs en termes sanitaires.

- Mais si le trafic routier est une source importante de BCP, elle n'est pas la seule. Certes, elle est majoritaire, selon une étude de contribution de sources [Schauer, 2003], pour 77 à 98 %, alors que la combustion de biomasse interviendrait pour 0,7 à 25 % et les autres sources pour 0,5 à 17 % selon les situations. Les BCP doivent être considérées comme un indicateur polyvalent des phénomènes de combustion (au premier rang desquels la circulation automobile Diesel) qui semble intégrer mieux que PM_{2,5} les différentes composantes nocives des effluents de combustion.

- Les auteurs font aussi le point sur quelques publications parues après janvier 2010, date ultime de leur revue systématique. Les données proviennent pour l'essentiel de deux cohortes classiques (Mt et admissions hospitalières) et de deux cohortes de naissance

(Mb respiratoire chez l'enfant). Dans le premier cas, les effets de l'indicateur EC (par rapport aux $PM_{2,5}$) sont respectivement majorés de 5 à 10 fois par $\mu g.m^{-3}$, comparables ou majorés 6 fois quand ils sont rapportés aux IQR. Dans une modélisation tripolluants de la seconde cohorte (BC, $PM_{2,5}$ et NO_2), l'effet de BC n'est pas affecté par la prise en compte des deux autres paramètres, contrairement aux $PM_{2,5}$. Chez l'enfant, deux cohortes montrent des effets (asthme) accrus pour les BCP exprimés par $\mu g.m^{-3}$, mais pas s'ils sont rapportés aux IQR. Une autre cohorte d'enfants relie l'incidence de l'asthme aux $PM_{2,5}$ mais pas aux BCP. Enfin, deux études récentes de panel montrent, pour l'une, l'absence d'effet (sifflement) à la fois pour les $PM_{2,5}$ et EC, alors que pour l'autre, il existe une association avec BC mais pas avec les $PM_{2,5}$.

En définitive, les effets des BCP sont-ils différents de ceux des PMm ($PM_{2,5}$) ? Selon les auteurs du rapport, la comparaison appropriée serait plutôt celle fondée sur les IQR, et la réponse est alors assez clairement négative. Cependant, s'agissant de conditions d'exposition dominées par les sources de combustion et les mesures de lutte correspondantes, la comparaison des effets peut assez légitimement se rapporter au μg de PM tenant ainsi compte de leur nocivité intrinsèque. L'interprétation en faveur des BCP est renforcée, pour les études de séries chronologiques, par les modélisations multipolluants qui montrent la robustesse des évaluations de RR face aux PMm, alors que l'inverse n'est pas vrai. Pour les cohortes, les données sont plus limitées : elles sont souvent caractérisées par de très fortes corrélations spatiales entre BCP et PM en masse et une seule étude de cohorte fait appel à une modélisation multipolluants qui montre la robustesse de l'effet des BCP après ajustement sur les $PM_{2,5}$, alors que l'inverse n'est pas vrai. Une évidence limitée à une seule étude comparant les effets fondés sur expositions de fond et de proximité automobile va dans le sens d'une prééminence de BCP par rapport à $PM_{2,5}$. Une des cohortes de naissance va dans le même sens que les séries chronologiques.

En définitive, dans leur ensemble, les études épidémiologiques suggèrent que l'indicateur BCP (à améliorer et à standardiser) est, pour de nombreux effets sanitaires, surtout cardio-vasculaires, associé de manière plus sensible que les PMm, notamment les $PM_{2,5}$: les BCP constituent probablement une des composantes particulaires les plus importantes au regard des phénomènes de combustion et des potentialités nocives particulières qui en sont issues. C'est un indicateur complémentaire pertinent des $PM_{2,5}$ dans les diverses situations, notamment en proximité de la source automobile.

Données toxicologiques

Dans la partie du rapport relative aux données toxicologiques, les auteurs ont souhaité répondre à deux questions principales :

- Quels sont les effets des BCP observés lors d'expositions humaines contrôlées (EHC), et les BCP ont-ils des effets différents quali(quantitativement) de ceux des $PM_{2,5}$ (ou PMm en général) ou d'autres composants/constituants particulaires ?
- Quels sont les effets et mécanismes d'action des BCP mis en évidence par des approches toxicologiques animales *in vivo* et *in vitro* ?

Deux recherches systématiques de publications scientifiques pertinentes ont été menées afin de tenter de répondre à ces deux questions.

Les études d'EHC ont permis de recueillir des données relatives à des concentrations de PM ambiantes (2 études), des effluents diesel ED (5), du carbone élémentaire EC pur (5) et des produits de combustion de bois et autres biomasses. Ces études sont en général caractérisées par une durée courte d'exposition (2 heures en général) et par des concentrations particulaires relativement élevées par référence aux expositions humaines ambiantes (100 à 350 $\mu g.m^{-3}$). Elles recourent, pour des raisons éthiques, à des sujets sains ou souffrant d'affections légères et susceptibles de ne souffrir que d'effets adverses légers et réversibles ; chaque sujet est son propre témoin face à la comparaison à un air filtré et est éventuellement soumis à un exercice modéré. Les effets suivis concernent essentiellement la fonction cardio-vasculaire (stress oxydatif, inflammation, peroxydation lipidique et athérosclérose, coagulation, rythme cardiaque...), la fonction pulmonaire (inflammation broncho-alvéolaire, spirométrie...), les perturbations et symptômes respiratoires et cardio-vasculaires. Dans ces conditions et selon les auteurs, il n'est pas possible de dire si les effets biologiques et sanitaires dus à l'exposition aux BCP (plusieurs sources et formes en réalité) ou à des PMm sont ou non différents qualitativement ou quantitativement. Cela tient aux conditions d'exposition des sujets mais aussi au nombre insuffisant d'EHC menées avec des mesurages simultanés de BCP et d'autres constituants particuliers spécifiques. De plus, l'environnement particulaire, notamment gazeux, des préparations testées est souvent très éloigné de celui des ambiances urbaines lors des enquêtes épidémiologiques.

Par ailleurs, les auteurs ont analysé diverses publications (13 rapportées) mettant en œuvre des approches toxicologiques expérimentales *in vivo* (animal) ou *in vitro* (systèmes (a)cellulaires). Selon les cas, elles testent des $PM_{2,5}$ urbaines (concentrés), des PM de sources diverses (identifiées par leurs marqueurs adéquats) et des constituants particuliers, EC et autres, inorganiques ou organiques, mais aussi des émissions PM de combustion de bois ou autre biomasse et, enfin, des particules carbonées pures. Ces études, finalement peu nombreuses, suggèrent que les BCP pourraient ne pas être le composant toxique des PM fines ; les BCP seraient plutôt une sorte de « vecteur universel » ou commun d'une grande variété de constituants chimiques (in)organiques de toxicité variée, tels des composés organiques semi-volatils, actifs sur les cibles pulmonaires et cardio-vasculaires.

De ce fait, les BCP pourraient constituer un bon indicateur de la fraction PM fine issue des combustions, avec toutes ses composantes nocives. Cependant, il manque des informations concernant les mécanismes d'action toxique des BCP seuls ou en tant que composant des fractions (ultra-)fines des PM urbaines. Mais pour cela, il faudrait disposer d'études toxicologiques qui mesureraient simultanément les diverses espèces métalliques, ioniques et moléculaires (HAP et quinones, acides carboxyliques, composés semi-volatils...) issus des phénomènes de combustion, trafic routier en particulier, et d'autres sources (industrielles, telluriques, routières autres que combustion...).

Quelques suggestions concernant ce rapport

Il est difficile de définir clairement la fraction BCP indépendamment de sa méthodologie de mesure, elle-même diverse et qui repose en fait sur des approches optiques, thermo-optiques ou autres, plus ou moins complexes. Il semble qu'il existe des corrélations élevées entre les séries de valeurs de BCP issues de ces mesurages, mais un effort de normalisation métrologique s'impose concernant les différentes approches. Il permettrait sans doute de définir ou affiner des facteurs de conversion entre les différents « indices » obtenus selon les méthodes de mesure. *A priori*, il semble que l'approche thermo-optique avec correction de réflectance (TOR) soit la plus satisfaisante, mais encore faut-il tenir compte de son coût par référence, notamment, à l'aéthalométrie, elle-même séduisante, sous quelques réserves. Quoiqu'il en soit, un effort devrait être fait en France dans ce cadre pour mieux évaluer la fraction BCP atmosphérique.

Cet effort de choix métrologique et de standardisation permettrait des développements environnementaux et sanitaires. Il s'agirait, dans le premier cas, d'étudier les contributions respectives des diverses sources de combustion et de mieux cibler les sources de pollution responsables et prendre les mesures de gestion techniques et réglementaires nécessaires ; la surveillance environnementale pourrait être améliorée au regard de ces sources afin de mettre en évidence des risques d'exposition de proximité affectant certaines populations. Il semble aussi que l'on pourrait maintenant évaluer directement l'exposition particulière (globale ou plus spécifique) à l'échelle individuelle, ce qui permettrait de développer des études chronologiques de panel prenant en compte des événements sanitaires plus fins et plus précoces que la mortalité ou les activités hospitalières ou médicales considérées dans les enquêtes de séries chronologiques ou de cohortes, et avec des effectifs réduits soumis à une exposition bien mieux définie.

Une focalisation accrue sur la fraction BCP ne dispense pas d'étudier les autres constituants particuliers (métaux, ions inorganiques, familles de molécules organiques). En termes physiques, il faudrait savoir où ils se situent par rapport aux « supports » particuliers (PM fines, BCP...) : en sont-ils distincts ou plus ou moins associés/adsorbés ? En particulier, où se retrouvent métaux et ions inorganiques au cours et à l'issue du traitement thermique de la TOR ? Par ailleurs, en termes sanitaires, la modélisation multipolluants peut-elle raisonnablement apporter des informations causales tenant compte, en particulier, de l'impact des corrélations entre indicateurs particuliers (ou autres) et du poids des erreurs de mesure pour chacun des constituants considérés ?

Quelques références bibliographiques d'intérêt général extraites ou non* du rapport OMS/WHO 2012 relatif aux effets sanitaires du BCP.

- Janssen NAH, Gerlofs-Nijland ME, Lanki T *et al.* Health effects of Black Carbon (BC). World Health Organization, Copenhagen WHO, Regional Office for Europe (ROE) 2012 : 86 p.
- *EFCA. Black carbon particles. Opportunities to strengthen policies on air quality and climate change in Europe. European Federation of Clean Air and Environmental Protection Associations. EFCA Policy Initiative 2012 ; 3 : 19 p.
- *EPA. Report to Congress on Black carbon. Environmental Protection Agency New York 2012.
- Grahame TJ, Schlesinger RB, Cardiovascular health and particulate vehicular emissions: a critical evaluation of the evidence. *Air Quality, Atmosphere and Health* 2010 ; 1 : 3-27.
- Han YM, Cao JJ, Chow JC *et al.* Evaluation of the thermal/optical reflectance method for discrimination between char- and soot-EC. *Chemosphere* 2007 ; 69 : 569-574.
- Health Effect Institute (HEI). Traffic related air pollution. A critical review of the literature on emissions, exposure and health effects. Boston HEI. HEI Special Report 2010 ; 17.
- *Janssen NA, Hoek G, Simic-Lawson M *et al.* BC as an additional indicator of the adverse health effects of airborne particles compared with PM₁₀ and PM_{2.5}. *Environmental Health Perspectives* 2012 ; 119 : 1691-1699.
- Roemer WH, van Wijnen JH. Daily mortality and air pollution along busy streets in Amsterdam, 1987-1998. *Epidemiology* 2001 ; 12 : 649-653.

- Roemer WH, van Wijnen JH. Pollution and daily mortality in Amsterdam. *Epidemiology* 2002 ; 13 : 491.
- Schauer JJ. Evaluation of elemental carbon as a marker for diesel particulate matter. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 2003 ; 3 : 443-453.
- *Segala C, Le Moullec Y, Festy B. La pollution atmosphérique particulaire : les données épidémiologiques actuelles peuvent-elles aider aux choix météorologiques en termes de surveillance de la qualité de l'air ? *Pollution Atmosphérique*, 2007 ; 196 : 351-368.
- Smith KR, Jerrett M, Anderson HR *et al.* Public health benefits of strategies to reduce greenhouse-gas health implications of short-lived greenhouse pollutants. *Lancet* 2009 ; 374 : 2091-2103.
- *UNECE. Black Carbon. Report by the co-chairs of the ad-hoc expert group on BC. Geneva, United Nations Economic and Social Council 2012.
- *UNEP. Integrated assessment of BC and tropospheric ozone. Summary for decision makers. Nairobi, United Nation Environment Programme 2011.
- *UNEP. Near-term climate protection and clean air benefits: actions for controlling short-lived climate forcers. A UNEP synthesis report 2012.
- Weinmayr G, Romeo E, De Sario M *et al.* Short-term effects of PM₁₀ and NO₂ on respiratory health among children with asthma or asthma-like symptoms: a systematic review and meta-analysis. *Environmental Health Perspectives* 2010 ; 118 : 449-457.
- WHO. Air quality guidelines. Global update 2005. Copenhagen WHO, ROE.
- WHO. Health aspects of air pollution with particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. Report of a WHO Working Group. Copenhagen WHO, ROE 2006.
- WHO. Health relevance of particulate matter from various sources. Report on a WHO Workshop, Copenhagen WHO, ROE 2007.

