

プラを設置して、割り切って屋内濃度を代表させることが多い。

3.5.3.2. PM_{2.5}以外の汚染物質濃度から推定する方法

粒子状物質中の多様な成分の分析結果から、放出源ごとの粒子濃度を推定し、その和として個人曝露総量 (T) を求める手法もある。

$$T = (Ea + Eai) + (Eig + Eir + Epc) = A + N$$

これは3.1で記述したものであるが、各項ごとに曝露を推定し、その総和として曝露を求めるという考え方である。

屋内の環境粒子状物質や屋内発生粒子状物質の濃度を評価するために、マスバランスモデルが用いられる。

屋内への環境粒子の侵入率 (F_{INF}) は、

$$F_{INF} = C_{ai} / C = Pa / (a + k)$$

と表すことができる。ここで P は浸透率、 a は時間当たり換気回数、 k は除去率である。

微小粒子に含まれる物質が体内に取り込まれ、その代謝物が尿中に排出される濃度から曝露量を推定する方法も試みられている。個人曝露測定の最終的な目的は、体内に取り込まれる量を知ることであるから、大気汚染物質の代謝物を正確に測定することは、DEP などのより正確な個人曝露の指標となる可能性がある。しかし、DEP に特異的で分析可能な量が存在する物質はまだ見つかっていない。現状では粒子状物質以外からの取り込み（食事など）の影響を排除できないが、多環芳香族炭化水素 (Polycyclic Aromatic Hydrocarbon, PAH) やニトロ多環芳香族炭化水素 (NitroPolycyclic Aromatic hydrocarbon, NPAH) の尿中代謝物の分析が行われ、曝露指標化の試みが進められている。

参考文献

- Clayton, C.A., Perritt, R.L., Pellizzari, E.D., Thomas, K.W., Whitmore, R.W., Wallace, L.A., Ozkaynak, H. & Spengler, J.D. (1993). Particle Total Exposure Assessment Methodology (PTEAM) study: distributions of aerosol and elemental concentrations in personal, indoor, and outdoor air samples in a southern California community. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 3, 227-250.
- Duan, N. (1989). Estimation of microenvironment concentration distribution using integrated exposure measurements. In Proceedings of the Research Planning Conference on Human Activity Patterns Starks, T.H. (ed), Vol. report no. EPA/600/4-89-004. pp. 15-11 - 15-12. U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Monitoring Systems Laboratory: Las Vegas, NV.
- Janssen, L.H.J.M., Buringh, E., van der Meulen, A. & van den Hout, K.D. (1999). A method to estimate the distribution of various fractions of PM10 in ambient air in the Netherlands. *Atmospheric Environment*, 33, 3325-3334.
- Janssen, N.A., Hoek, G., Brunekreef, B., Harssema, H., Mensink, I. & Zuidhof, A. (1998). Personal sampling of particles in adults: relation among personal, indoor, and outdoor air concentrations. *American Journal of Epidemiology*, 147, 537-547.
- Janssen, N.A., Hoek, G., Harssema, H. & Brunekreef, B. (1997). Childhood exposure to PM10: relation between personal, classroom, and outdoor concentrations. *Occupational and Environmental Medicine*, 54, 888-894.
- Janssen, N.A.H., Hoek, G., Harssema, H. & Brunekreef, B. (1995). A relation between personal and ambient. In *Epidemiology*, Vol. 6. pp. suppl.
- Long, C.M., Suh, H.H., Catalano, P.J. & Koutrakis, P. (2001). Using time- and size-resolved particulate data to quantify indoor penetration and deposition behavior. *Environ Sci Technol*, 35, 2089-2099.
- Mage, D., Wilson, W., Hasselblad, V. & Grant, L. (1999). Assessment of human exposure to ambient particulate matter. *Journal of Air & Waste Management Association*, 49, 1280-1291.
- NHK 放送文化研究所. (2006). 国民生活時間調査:データブック.2005. 日本放送出版協会: 東京.
- Oglesby, L., Kunzli, N., Roosli, M., Braun-Fahrlander, C., Mathys, P., Stern, W., Jantunen, M. & Kousa, A. (2000). Validity of ambient levels of fine particles as surrogate for personal exposure to outdoor air pollution--results of the European EXPOLIS-EAS Study (Swiss Center Basel). *Journal of Air & Waste Management Association*, 50, 1251-1261.
- Tamura, K., Ando, M., Sagai, M. & Matsumoto, Y. (1996). Estimation of levels of personal exposure to suspended particulate matter and nitrogen dioxide in Tokyo. In *Environ Sci (Tokyo)*, Vol. 4. pp. 37-51.
- U.S.EPA National Center for Environmental Assessment of Office of Research and Development. (1997). Exposure Factors Handbook. U.S.EPA.
- Wilson, W.E., Mage, D.T. & Grant, L.D. (2000). Estimating separately personal exposure to ambient and

nonambient particulate matter for epidemiology and risk assessment: why and how. *Journal of Air & Waste Management Association*, 50, 1167-1183.

World Health Organization. (2006). Air Quality Guidelines Global Update 2005 pp. 63. World Health Organization, Regional Office for Europe: Copenhagen Ø, Denmark.

Zartarian, V.G., Ott, W.R. & Duan, N. (1997). A quantitative definition of exposure and related concepts. In *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, Vol. 7. pp. 411-437.

塩津弥佳, 吉澤晋, 池田耕一 & 野崎淳夫. (1998). 生活時間調査による屋内滞在時間量と活動量 : 室内空気汚染物質に対する曝露量評価に関する基礎的研究 その 1. *日本建築学会計画系論文集*, 511, 45-52.

環境省. 局地的大気汚染の健康影響に関する疫学調査 (そらプロジェクト).

<http://www.env.go.jp/chemi/sora/index.html>

環境省. (2007). 微小粒子状物質曝露影響調査報告書.

総務省統計局. 平成 18 年社会生活基本調査. <http://www.stat.go.jp/data/shakai/2006/index.htm>

4. まとめ

4.1. 大気中濃度

米国の測定例

米国の事例として、1999～2001年の3年間にわたる AIRS (Aerometric Information Retrieval System) のデータベース、IMPROVE、米国クライテリアドキュメント (1996 PM AQCD) の資料を主に用いて、PM₁₀、PM_{2.5}およびPM_{10-2.5}の実態がまとめられている。

1999～2001年の3年間における全米のPM₁₀濃度は、年基準値 (50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) 以下で、測定局全体の中央値は23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であり、1992年以降の年平均値の推移は、都市部とその周辺部では減少傾向、農村部では1996年以降は横ばい傾向にあった。

全米全体の都市部およびその周辺部でPM₁₀濃度が長期にわたり年々減少傾向を示しているのは、環境政策などの規制効果等により粗大粒子と比較して大気中での寿命が長い微小粒子の減少によると考えられている。

PM_{2.5}の1999年から2001年までの3年間の全米測定局の中央値は13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であり、カリフォルニアや南東部域の年平均濃度が高く、17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ を超えている。AIRS (Aerometric Information Retrieval System) データによる全米大都市域の年平均濃度は6～30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ の範囲にあり、東部や西部の大都市部では夏季に最も濃度が高くなる傾向があり、硫酸塩をはじめとする二次生成粒子によるものと考えられている。

多くの都市域におけるPM_{2.5}およびPM₁₀の濃度は、概して過去十数年減少傾向にあったが、ここ数年は横ばい状態であるといえる。南カリフォルニアでは、1994～1998年の5年間において地域によって差があるものの、硝酸塩、硫酸塩、アンモニウム塩などのPM_{2.5}主要成分の減少に伴い、2-37%のPM_{2.5}濃度が減少したと推定されている。

米国東部のPM₁₀バックグラウンド濃度は4～8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ と推定され、PM_{2.5}バックグラウンド濃度は2～5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ と推定された。一方、西部のPM_{2.5}バックグラウンド濃度は1～4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ と推定されている。

2001年10月から2002年9月の1年間、カテゴリーごとに選択された13代表地点におけるPM_{2.5}の主要成分は、有機炭素(OC)、硫酸イオン、硝酸イオン、アンモニウムイオン、元素状炭素(EC)である。注目すべきことは、ECはOCよりもはるかに濃度が低く、OC/ECの比が約4～6となる地点が多いことである。SO₄²⁻とNO₃⁻のイオン当量和とNH₄⁺のイオン当量が概ね釣り合っている地点が多く、(NH₄)₂SO₄およびNH₄NO₃で存在していることが示唆されている。なお、いずれの金属元素も上記の主要成分濃度よりも1桁以上低かった。金属類において特徴的なことは、Ca、Fe、Al、Si、Naなど土壌起源や海塩起源と思われる元素が、PM_{2.5}においても主要金属類であることである。

フィラデルフィアとフェニックスにおけるPM_{2.5}およびPM_{10-2.5}の化学組成において、Al、Si、Feなどの地殻起源元素は、PM_{2.5}濃度よりもPM_{10-2.5}濃度と相関関係が高い。PM_{2.5}中の重金属類 (Cr、Ni、Cu、Zn) の濃度は類似しており、CrとNiが約1 ng/m^3 前後、Cuが5-10 ng/m^3 、

Zn が $10\text{ng}/\text{m}^3$ のオーダーにあった。

日本の測定例

日本では、環境省が平成 13～18 年にかけて、 $\text{PM}_{2.5}$ および大気環境基準の対象となっている浮遊粒子状物質 (SPM) を対象とし、それぞれ 35、31 地点で測定を実施した。SPM は 6 線式粉塵濃度計で、 $\text{PM}_{2.5}$ は 50°C 加熱方式 TEOM による連続測定 (平成 13～18 年) を行った。いずれも自動車排ガス測定局で顕著な濃度低下がみられ、都市部一般局では初期に減少したが最近では横ばい傾向、非都市部一般局では全体にわたって横ばいであった。 $\text{PM}_{2.5}/\text{SPM}$ 比が冬季に最も低くなる傾向にあったが、地域差は認められなかった。高温多湿の夏季におけるそれぞれの測定機器 (方法) の違いによるものと思われ、SPM と $\text{PM}_{2.5}$ の本質的な粒子特性とは考えられない。

SPM(6線)と $\text{PM}_{2.5}$ (TEOM)質量濃度の月変動は、全国的には春季から夏季にかけて(4～7月)、または晩秋から初冬季(11月頃)に濃度が高くなる傾向にあり、12月～2月頃に低くなる傾向にあった。その傾向には地域的な特徴が認められ、また、関東地方の一般局及び自排局、東海地方の自排局では11月頃の初冬季も夏季と同程度の濃度で高くなり、近畿・中国地方及び九州地方では、春季から夏季(4～7月)が高くなった。一般に、高濃度になる要因としては、春季から夏季にかけては光化学反応が活発に行われることによる二次粒子の生成、また、他の季節に比べ黄砂が春季に多く観測されるため、その影響を受けて濃度が高くなることがある。一方、11月は、大気境界層が安定形成され大気汚染物質の拡散抑制作用が顕著になった結果と考えられる。

時間値変動から、自動車排ガス測定局と都市部一般局で朝夕に極大値を示す傾向があったが、その傾向は自動車排ガス測定局で特に顕著であり、非都市部一般局でその傾向は弱かった。

SASS 法により得られた $\text{PM}_{2.5}$ の主要な成分は EC、OC、 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 、 NH_4^+ である。一般局では SO_4^{2-} の占める割合が最も多く、自排局では EC の占める割合が最も多い。一般局のうち都市部と非都市部を比較すると、都市部では非都市部より NO_3^- の占める割合が多くなっており、非都市部では都市部より SO_4^{2-} の占める割合が多くなっている。炭素・イオン成分の積み上げ値と $\text{PM}_{2.5}$ (SASS) の質量濃度の差をその他の影響「Other」として表示すると、非都市部(一般局)→都市部(一般局)→自排局の順に Other の割合が小さくなる。人為発生源の寄与率が高い区分の $\text{PM}_{2.5}$ は、上述成分で十分に説明できる割合が多いことを示している。

季節別の成分の割合をみると、一般局、自排局ともに夏季には SO_4^{2-} の割合が増加し、 NO_3^- 及び Cl の割合が減少した。これは、気温の高い夏季には揮発性の高い硝酸塩や NH_4Cl 等がガス化し、夏季気温程度で安定な硫酸塩が相対的に増えたためである。

平成13～18年度に観測した粒子状物質質量濃度の全平均粒径分布をみると、微小粒子側の $0.5\mu\text{m}$ と粗大粒子側の $5\mu\text{m}$ の粒径をピークとし、 $1\sim 2\mu\text{m}$ が谷となる双峰型の分布となり、自排局では微小粒子側の粒径の濃度が一般局に比べやや高くなった。一般局の都市部と非都市部での比較では微小粒子、粗大粒子ともに都市部の方で濃度が高くなっており、特に微小粒子側での差が大きくなっている。

$\text{PM}_{2.5}$ の主要成分である炭素成分について、ECは $0.5\mu\text{m}$ 以下の微小粒子側の粒径に偏在し、OC

は0.6 μm 付近にピークをもつ濃度分布形を示す。都市部の一般局及び自排局では4 μm 付近の粒径でもECとOC濃度がやや高くなる傾向がある。

イオン成分については、 SO_4^{2-} と NH_4^+ は微小粒子側の単峰型、 NO_3^- は微小粒子と粗大粒子の双峰型、 Cl^- は微小粒子と粗大粒子の双峰型（粗大側に多く分布）を示す。全体的に、自排局と都市部の一般局は同じような傾向を示している。

金属成分については、Fe、K、V、Mn が自排局および都市部域が非都市部に比べ濃度が高く、人為発生源の寄与が高いことを裏付け、Al、Na が測定局属性別の差が見られなかった。なお、粗大粒子側に主に存在する単峰分布型元素（Al、Na、Fe、（Mn は非都市部域のみ））と微小粒子側と粗大粒子側の双峰分布型元素（K、V、（Mn は自排局と都市部域で））がある。

米国と日本の比較

米国のPM₁₀、PM_{2.5}とわが国のSPM、PM_{2.5}について比較をしてみると、これまでの測定結果からは、全体的に日本のPM_{2.5}濃度は、米国に比べて高い傾向にある。OC/EC、 SO_4^{2-} および NO_3^- について比較を行ったところ、OC/EC 比についてはわが国に比べて、米国のそれがかかなり大きかったが、 SO_4^{2-} および NO_3^- については、比較的同等な値を示している。主要な金属成分について比較を行ったところ、Al以外の成分濃度について違いがみられており、特にわが国のV濃度が米国のそれに比較して高い傾向にあり、排出源別寄与濃度の違いによるものと考えられる。

4.2. 発生源影響

排出量の推計

大気中微小粒子の評価を行うためには、各種発生源から排出される粒子状物質（一次粒子）の排出量を把握することに加えて、大気中粒子の約半分を占める二次生成粒子の原因となる前駆物質に関する排出量を把握する必要がある。

粒子状物質に関する排出量の推計に当たって、排出量を把握することが望ましい物質としては粒子状物質、 NO_x 、CO、 SO_x 、NMVOC、 NH_3 、HClがあげられる。

各種発生源からの大気汚染物質排出量を算出する方法としては、排出量の実態調査をもとに排出量を算出する方法と原単位法と呼ばれる排出係数に活動量を乗じて間接的に推計する方法とがある。

実態調査に基づく排出量の算出では、環境省が実施している大気汚染物質排出量総合調査（以下、マップ調査）が良く知られている。この調査では、全国の都道府県、指定都市、中核市及び大気汚染防止法に定める政令市を対象に、大気汚染防止法に基づき届出されたばい煙発生施設、一般粉じん発生施設、特定粉じん発生施設等を対象として、ばいじん、 NO_x 、 SO_x 排出量の個別調査を行っている。この調査は、ある規模以上の事業所からの排出量の実態を反映したものと言えるが、大気汚染に係わる全ての発生源を網羅している訳ではないことに加えて、二次粒子の前駆物質であるNMVOC、 NH_3 、HCl等については調査対象外である。そのため、大気環境評価予測モデルの入力データとしての排出インベントリの作成には、実態調査に基づく方法と原単位法

が併用されている。

原単位法では、単位活動量当たりの排出係数を設定し、各種統計資料等より求めた活動量を乗じて排出量を算出するが、特に我が国では、排出係数の情報は少なく、数少ない測定値や諸外国における値を使用しているのが実状であり、その代表性や活動量との対応については、注意が必要である。

推計方法を、大規模固定発生源、中小事業所等、移動発生源、自然起源等に分類して、これまでにわが国で実施されてきた推計方法を示すと共に、わが国における粒子状物質に関する排出インベントリの現状を、発生源別排出量、発生源別プロファイル(NMVOCの組成、粒子状物質の組成・粒径分布)に関して整理している。また、米国や欧州における粒子状物質に関する排出インベントリの現状も整理している。

粒子状物質に関する我が国の排出インベントリについては、これまで、推計例が幾つか存在するが、その推計には課題(排出量総合調査の対象施設以外の発生源データの整備、排ガス性能が大きく変化している新しい車両の排気組成に関する情報収集、植物起源のエミッションインベントリの整備)が残されている。

レセプターモデル

大気汚染物質制御の最適政策を展開するために汚染質の発生源寄与濃度の把握が必須であり、いろいろなモデルを用いて推定される。その代表的なアプローチは発生源あるいは拡散モデルと呼ばれるものとレセプターモデルである。シミュレーションモデルでは発生源インベントリから出発し、汚染質の輸送と変質をシミュレートして最終地点での大気質への影響を推定する。米国EPAによるシミュレーションモデルによる計算コードにCMAQ (community multiscale air-quality)があり、大気の反応性、輸送、汚染質の沈着などのシミュレーションに広く利用されている。他方、レセプターモデルの出発点は環境大気の測定であり、そこから逆に辿って発生源寄与濃度が推定される。

PM_{2.5}の新環境基準達成に向けて開発されたソフトウェアCMB7、それに続くCMB8とその使用手が提供され、広く発生源寄与の定量評価に利用されている。

レセプターモデルはCMB(Chemical Mass Balance)モデルと多変量モデルに大別される。CMBモデルでは、発生源プロファイルと呼ばれる発生源粒子の化学成分データが必要である。この発生源プロファイルを利用することによって1組の環境測定データによっても簡便に発生源寄与を推定できる。しかし、対象地域での主要な発生源とその代表的な発生源プロファイルを必要とすることは、CMB法の大きな短所である。これに対して、多変量モデルでは、多数個の環境測定データを統計的に解析処理して、主要発生源数とそれら発生源プロファイル及び寄与濃度を同時に導出しようとするものである。近年開発されたモデルPMF/PMF2(Positive Matrix Factorization)、ME (Multilinear Engine) 及びPMF3 (3-dimensional PMF) が、Unmixとともに、EPAの支援を得て発生源寄与解析ツールとして急速に普及している。ここでは、レセプターモデルの原理、マスクロージャーモデル、CMBモデル、多変量モデル、同位体利用法などのレセプターモデルに

よる質量濃度の推定法、発生源寄与率の解析、化石燃料やバイオマスからの寄与の推定に関する知見を整理している。

主要成分の分析値から再構築した質量濃度とフィルタ秤量法で測定された微小粒子濃度との一致性を調べるマスクロージャーモデルにより精度管理された精度の良い環境データの提供は、CMB法やPMF解析による発生源寄与濃度の推定に大いに貢献している。米国ではPM_{2.5}の規制開始に前後して、CMB法による発生源寄与濃度の推定が普及していったが、この背景に解析ツールとしてのEPAによるCMB関連ソフトの提供、主要発生源プロファイルの充実が大きく貢献している。さらにCMB解析における指標成分を有機物まで広げることによって、PM_{2.5}の主成分である炭素成分発生源の同定が著しく改善されている。

さらにPM_{2.5}の規制後、大量の精度管理された環境データが提供されるようになり、これらの環境情報を解析するツールとして、EPAはPMFとUnmixを採用し、CMBの場合と同様に解析ソフトウェアを提供した結果、環境データのみから発生源寄与濃度と発生源プロファイルを推定できるようになっている。これら多変量モデルによる解析では先験的な発生源情報は必要としないが、予想もつかない発生源因子が抽出されることがあり、解析結果の解釈に留意する必要がある。

以上のように、大気エアロゾル粒子の発生源寄与推定に限っても著しい進展があるが、この背景には性能向上の著しいコンピュータや計測・分析機器、AMS(Aerosol Mass Spectrometer)の存在が窺える。

シミュレーションモデル

粒子状物質の発生源別寄与濃度を推計する場合には、一般的に、レセプターモデルが使用される。一方、シミュレーションモデルで発生源別寄与濃度を算出するためには、発生源から排出される一次粒子ならびに二次粒子の前駆ガスが大気中で輸送・変質・沈着する複雑な物理化学過程をシミュレートする必要があり、不確実性は大きい。しかし、シミュレーションモデルは、発生源別寄与濃度の時空間分布を計算できること、発源地域や個々の発生源からの寄与濃度を推計できること、対策効果の評価や将来予測に使用できること、といったレセプターモデルにはないメリットがある。

国内で粒子状物質を対象としたシミュレーションモデルは、行政調査用には解析型モデルが、研究用には数値型モデルが使用されることが多い。一般的に、解析モデルはSPM年平均濃度の再現性が高く、少ない情報で環境濃度を推計でき計算も容易である。しかし、エアロゾルの変質や粒径分布を考慮していない、前駆物質と粒子生成量の間には比例関係を仮定した簡略な二次粒子生成モデルを使用している、領域外からの流入はバックグラウンドとして成分別の一定値を与える、単純な拡散場・輸送場を仮定している、などの課題がある。また、国内で使用されている解析モデルは、国際的に充分、認知されていないと考えられる。

一方、数値モデルは解析モデルでは扱わない（もしくは、非常に簡略化して扱う）粒子状物質の変質や粒径分布、二次粒子生成、領域外からの流入、複雑な拡散場・輸送場での物質輸送など

を詳細にモデル化でき、排出データや気象データが正確であれば、より確かな結果が得られる。特に、発生源対策により一次粒子が低減し、相対的に二次粒子の割合が増加している現状を考慮すると、数値モデルの必要性・重要性が増加している。しかし、数値モデルは、解析モデルに比べて計算負荷が大きく、例えば、年平均値のような長期評価や多数ケースの感度解析を行う場合に問題となることがある。また、粒子濃度の現況再現性が不十分な場合があり、その一つとして、二次生成有機粒子(SOA)を過少評価することがあげられる。この原因としては、SOA モデルとともに SOA 前駆物質の排出インベントリの問題も考えられる。一方、炭素同位体を使った解析結果によると、東京都心で初冬季に観測された PM_{2.1} 中の炭素粒子に対する大きな生物起源の影響も指摘されている。

なお、国内において一次粒子の発生源別寄与率をシミュレーションモデルで評価した場合、レセプターモデルによる結果と大きな乖離が生じる可能性がある。国内では、このような比較資料が皆無であるため、早急に両者の比較研究を実施することが重要であり、その結果も踏まえて、排出インベントリの改良を進める必要がある。

4.3. 人への曝露様態

大気中の粒子状物質濃度と個人への粒子状物質の曝露の関係を明らかにするためには、1)モニタリングサイトで測定した広範囲の環境を代表する環境大気濃度と家屋近傍の屋外等のより居住空間に近い大気濃度との関係、2)居住空間に近い大気濃度と家屋内の濃度との関係、3)家屋内の濃度と個人曝露との関係を観察する必要がある。

環境省「微小粒子状物質曝露影響調査報告書」(平成 19 年 7 月)に 7 地域の調査結果が掲載されている。地域内の測定局において家屋内外の測定に用いたサンプラで同時に測定した結果、PM_{2.5} の屋外の平均濃度は測定局における濃度とほとんど一致していることが確認された。多くの場合屋内濃度の方が屋外濃度より低いか同じレベルであることがわかった。また、この調査に限らず欧米などの多くの調査でも屋内濃度と個人曝露量には強い相関があり、ほぼ同じ濃度であることも確認されている。特に、沿道など屋外濃度が高い場合には屋内の方が屋外より低い傾向があった。

よって、個人曝露濃度と環境濃度に関する相関関係の強さは、屋外濃度と屋内濃度に関する相関関係の強さを見ることで概ね推定できることになる。

個人の曝露には、屋外の一般環境から曝露される粒子状物質のほか、屋内で生成された粒子状物質による非環境大気成分、または個人の活動による屋外大気粒子状物質の濃度とうまく相関しないように思われる成分も含まれる。また、日本人は平日の生活時間の約 90%を屋内で過ごしている等の統計も踏まえれば、個人曝露はほとんど屋内濃度によって決定されるのが現状である。屋内の人の行動は屋内大気中へ粒子状物質を発生させる原因でもあるが、屋内で靴を脱ぐなど欧米と異なる日本の生活習慣が欧米に比べ屋内濃度を増加させない原因かもしれない。

米国における調査では、屋内への粒子状物質の侵入は換気率に依存するが、屋外環境の粒子は、0.5 μ m 以上では粒径が大きくなるほど侵入率が低下し、0.1 μ m 以下では小さくなるほど侵入率が

低下し、夜間では $0.1\sim 0.5\mu\text{m}$ ではほぼ 90%から 100%が屋外からの粒子であるという結果であった。また、屋内に浸透する環境粒子状物質は換気率が低い秋よりも換気率が高い夏に高くなっていた。

また、 $\text{PM}_{2.5}$ に該当する微小粒子は粗大粒子や超微小粒子に比べて地域内での濃度の差が小さいことも知られている。さらに、 $\text{PM}_{2.5}$ は、粗大粒子に比べ屋内に侵入しやすく、屋外濃度との差が小さいことから、 PM_{10} 以上に個人曝露濃度との相関が強く、 $\text{PM}_{2.5}$ の環境濃度は、個人曝露濃度の代替指標として適していることを示している。

未定稿