

部 (LEA, Local Education Agencies) に対し出した空気中に飛散しそうなアスベストを含む学校の建物中の建材を調査し、確定し、適切な対応処置を採ることを命じる最終規制。A4 サイズの紙に、ポイントくらいの小さな文字で 3 段組の文章で、77 ページにわたって詳細な規定が書かれている。示されている。その対策の内容は関係者にはいつでも入手できるように州政府に提出される必要がある。この規則は訓練された監視員による監視を要求している。

② Asbestos

掲載文献及び著者名：

WHO: Air Quality Guidelines, 2nd edition 6.2,

内容：

WHOが1987年にまとめたAir quality guidelines for Europeを13年ぶりに改訂した室内空気中にある様々な汚染質に関する健康影響や、発生源、室内濃度範囲、物性、リスク評価などについてまとめられた解説書である。その第6章第2項がアスベストである。人への健康影響や、中飛腫、肺癌に罹病するリスク評価をした結果、安全レベルは設定できずできるだけ空気中の濃度は低く保たれるべきだとしている。

③ Asbestos related diseases from environmental exposure to crocidolite in Da-yao, China, I. Review of exposure and epidemiological data

掲載文献及び著者名：

s. Luo, X. Liu, S. Mu, S.P. Tsai, C. P. Wen: Occupational Environmental Medicine 2003; 60: 35-42

内容：

クロシドライト曝露に関する疫学調査が、1984年から中国のDa-yaoで実施された。調査した40歳以上の人の68000人の20%に胸膜はんは見られた。1984年から95年までの間では年間6.6人/年、96年から99年の間は、22人/年であったなどの結果が得られた。

④ Asbestosis: A Marker for the Increased Risk of Lung Cancer Among Workers

掲載文献及び著者名

William Weiss: Chest 115, DOI: 10.1378/115.2. 536-549, 1999

内容：

この総説においては、アスベストに曝された労働者のうち肺癌のリスクが高められたのは、アスベスト肺になった人に限ると言う仮説を検証しようとした。この仮説は文献調査により支持された。アスベスト肺と肺癌には高い相関が示された。

⑤ Diagnosis and Initial Management of Diseases Related to Asbestos

著者及び掲載論文名

Andrew J. Ghio, Victor L. Roggli: Correspondence, AMERICAN JOURNAL OF RESPIRATORY AND CRITICAL CARE MEDICINE VOL 171 2005

内容：

アメリカ胸部疾患学会の特別委員会がアスベスト肺とタバコ喫煙に関し、全く問題がないことを確認した。このことは現在の科学に挑戦するものであるが、エックス線断層撮影の結果によっても支持された。

⑥ Asbestos and the Pleura

著者及び文献名

David W. Cugell, and David W. Kamp: *Chest* DOI: 10.1378, Chest.125.3.1103-1117, 2004

内容

本報は、アスベスト曝露に関する歴史的情報、臨床学的発見、優れた放射線学的証拠、病理学的な機序の最近の研究、公共政策の意味合いなどに関する検討を行ったものである。また参考文献からは、さらに詳細なアスベスト関連疾患に関する情報が得られるよう配慮している。

⑦ development? Process of mesothelioma and lung cancer diseases a preliminary step in the pathogenic

Are lung and pleural benign asbestos induced

著者及び文献名

M Goldberg: 2005;62;663-664 *Occup. Environ. Med.*

内容

本報ではReidらによってもたらされたクロシドライト曝露と悪性でない肺及び胸腺の疾患や悪性中皮腫のリスクの関係に関する重要な発見について解説している。本報では標準化さら他郷部レントゲン写真と長年にわたるコホート研究によりアスベスト曝露によるリスクの精度の高い評価ができるようになったとしている。

⑧ Indoor Asbestos Concentrations associated with the Use of Asbestos Contained Tap Water in Portable Home Humidifiers

3.1.2 鼻部吸入曝露実験によるロックウールの肺内動態

(1)はじめに

石綿は、耐熱性や絶縁性、耐久性などに優れており、わが国では石綿セメント製品やボード類などの建築材料、ビニール床タイル、歯車など合成樹脂の補強材、断熱・防音のための吹きつけ材、ボイラー配管や加熱炉の保温材などに使用されてきた。しかし、人に対し肺の線維化病変、肺がんおよび胸膜・腹膜などの悪性中皮種の原因となることが報告され^{1),2),3)}、数多くの *in vitro* および *in vivo* 実験でも毒性を持つことが明らかになったため世界的に使用が禁止ないし制限されている^{4),5),6)}。我が国では平成7年に、労働安全衛生法施行令、労働安全衛生規則および特定化学物質等障害予防規則が改正され、アモサイト、クロシドライトおよび、これらの含有率1%を超える製品の製造、輸入、使用、販売が禁止された。さらに、平成16年10月より、クリソタイルおよびこれらの含有率1%を超える製品の製造、輸入、使用、販売についても禁止となった。このような流れの中で石綿に替わるより安全な繊維状物質（石綿代替繊維）の開発が急務となった。

現在の市場では、石綿代替繊維として多くの人造非晶質繊維(*man-made vitreous fiber*: 以下 MMVF)が使用されるようになった。ロックウール(*rock wool*: 以下 RW)は、MMVFの1種であり、熔融した軟質の岩石(鉄スラグ、銅スラグ、ニッケルスラグなどの鉱さいや、安山岩、玄武岩、角閃岩などの天然石)から製造される。RWは断熱性、耐火性、吸音性に優れているため、主として耐火断熱材、保温材、吸音材等に用いられている⁷⁾。これまで

のRWを用いた in vivo 実験では、ラットで肺の線維化が観察されているが、肺腫瘍の発生は認められていない⁸⁾。また、in vitro 実験ではクリソタイルより弱いもののマクロファージからの β -グルクロニダーゼやLDHの放出⁹⁾、培養細胞の巨細胞形成¹⁰⁾が報告されている。RWの安全性について国際がん研究機関(IARC)は、現在Group3(ヒトのデータでは不十分で、動物のデータで制限つきないし不十分な発がん性を示す)に分類している¹¹⁾。

石綿やRWなどのMMVFによる曝露の影響を最も受けるのは呼吸器系である。これまで、筆者らは、RWを用いて、ラットに対して短期間の鼻部吸入曝露実験を行ってきた。その後、繊維の肺内動態を長径別繊維数の変動と、長径・短径のサイズ変化について位相差顕微鏡を用いて計測してきた。本研究では、より詳細に肺内動態を観察するため電子顕微鏡を用いて長径別繊維数の変動と、長径・短径のサイズを観察し、RWの肺内滞留性を検討した。

(2) 試料と方法

①試料

試料は、ロックウール工業会から提供を受けたNC社製のRWである。今回の実験に使用したRWの化学組成について蛍光X線回折を用いて分析したところSiO₂ 39%、CaO 33%、Al₂O₃ 14%、MgO 5%、Fe₂O₃ 1.8%、S 0.6%であった。

元々、RWは塊状で存在し、サイズ(長径と短径)も一様ではない。一般的にMMVFの生体影響評価を行う場合、その繊維の持つ最大有害性を把握する目的で動物実験を行っている。繊維サイズによって生体影響が変わることが知られていることから、繊維サイズをできるだけ有害性が大きくなると考えられる値に近づける方法が必要になる。そこで、動物試験用の繊維試料調整法として、Kohyamaら¹²⁾の方法に従ってRWのサイズを調整した。RWをシリンダー(径6cm, 28.3cm²)に詰め、手動式錠剤成形圧縮機(前川試験機製作所, TYPE:BRM-32)を用いて2度加圧(160kg/cm²=4.5MPa)した。このようにして得られた繊維を実際に発塵させ、曝露チャンバー内で測定した繊維の幾何平均長径(幾何標準偏差)は15.49 μ m(2.02)、幾何平均短径(幾何標準偏差)は2.44 μ m(1.59)であった(図3.1.1)。その後、鼻部吸入曝露実験装置でRWを発生させやすくするために、加圧後の試料とガラスビーズ(アズワン株式会社製, BZ-02)を混合した。混合比率は、RW試料:ガラスビーズ=1:39とした。

②鼻部吸入曝露実験装置

このように作成した試料は、以前にKudoら¹³⁾が報告した方法にて発生させた試料発生部に、エアーコンプレッサーから30l/minの空気を送った。試料発生部の試料貯蔵槽に上記の方法で作成した試料を投入した。ガラスビーズと混合した試料はエアーコンプレッサーから送られた空気によって流動化され、ガラスビーズと試料が分離する。その結果、試料は気中へ放出される。また発生した試料は、サブチャンバー内へ送られ、一定濃度に希釈・均一化され、その後曝露チャンバーに移送される。曝露チャンバー内の排気流量は40l/minに設定した。曝露チャンバー内の粉塵を一定濃度(10,000cpm)に保つために、デジタル粉塵計でモニタリングし、フィーダーにフィードバックをかけた試料の発生量を調節した。ラットホルダーは、曝露チャンバーに差し込むような形でセットした。

③曝露実験

オス Fischer 344 ラット (6~10 週齢) を 1 回の実験に 10 匹使用し, 2 回実験した (合計 20 匹)。実験室の環境に慣らすため, 1 週間程ケージで予備飼育した。餌及び水は自由摂取とした。飼育室内は, 気温 22℃, 湿度 40% の新鮮ろ過空気に保った。

実験は, 1 日 3 時間連続曝露を 5 日連続で行った。本実験における目標曝露濃度は, 質量濃度 30mg/m³, 繊維数濃度 50±10 fiber/cm³ に設定した。ラットの固定位置は実験期間中, 日ごとに上下左右入れ替えを行った。曝露実験中, 曝露チャンバー内の濃度確認を 5 回(曝露開始後 30 分, 60 分, 90 分, 120 分, 150 分)行った。曝露チャンバー内の濃度を測定するためにあらかじめ用意したプラスチックホルダーに, メンブランフィルター(以下 MF, MILLIPORE 社, 孔径 0.8µm, 直径 25mm), フィルター T60A20(以下 T60A20, 東京ダイレック株式会社, 直径 25mm), ニュークリポアフィルター(以下 NF, 野村マイクロ・サイエンス株式会社, 孔径 0.2µm, 直径 25mm)をセットした。所定の時間において, 電動式吸引ポンプ(Gilian, GilAir-5)を用いて MF に 1 分間, T60A20 に 10 分間, NF に 5 分間, 吸引速度は 500ml/min で採塵し, それぞれ繊維数濃度(fiber/cm³)計測, 質量濃度(mg/m³)計測, 電子顕微鏡撮影(SEM)を行うことで濃度を確認した。

鼻部曝露チャンバー中の粉塵の計測には, MF 上で捕集した繊維の中で, 位相差顕微鏡によりアスペクト比(縦横比)が 3 より大きいもののみを繊維数の判断についての規定¹⁴⁾に従って計測した。鼻部曝露チャンバー内(発塵繊維)の粉塵質量濃度(mg/m³)の測定は, T60A20 に捕集した検体を電子天秤で量り, その値と採取前の値から質量濃度(mg/m³)を計算した。

5 日目の曝露実験終了後, ラットをただちに屠殺し, これを曝露終了直後群(n=5, 以下直後群)とした。以後 1 週後, 2 週後, 4 週後の観察期間を経て屠殺したものをそれぞれ, 曝露終了 1 週後群(n=5, 以下 1 週後群), 曝露終了 2 週後群(n=5, 以下 2 週後群), 曝露終了 4 週後群(n=5, 以下 4 週後群)とした。なお, ラットは週 1 回体重測定を行った。また, 曝露期間中, 終了後は断続的にラットの状態を観察し外観上の兆候に変化がないか確認した。

④ラット肺内繊維数の計測

ラットを, ネブタール麻酔後, 腹部大動脈を切開, 脱血死させ肺を摘出した。摘出した肺は, 秤量瓶に入れ-20℃で保存した。その後, 肺組織を常温にて解凍し, ミンチにし, 一定重量になるまで凍結乾燥した。凍結乾燥終了後の重量を乾燥肺重量 (17g) とした。これを低温灰化装置(ヤナコ株式会社, PLASMA ASHER, LTA-102)にて 24 時間灰化した。

低温灰化後, 秤量瓶にフィルター(Sartorius 製, Minisart)を通した蒸留水を加えて繊維を懸濁し, 吸引ろ過装置で NF(孔径 0.2µm)に捕集し, 自然乾燥させた。その後, 走査型電子顕微鏡 (Scanning electron microscope: SEM) を用いて, 計測倍率は 2000 倍から 7000 倍で計測した。1 検体につき 200 本以上計測した。計測対象の繊維は, 長径と短径の比(以下アスペクト比)が 3 より大きいものとした。繊維の計測は, SEM を用い, 長径(L)のサイズ別(L≤5, 5<L≤20, L>20)に分けて計数した。計測方法は, WHO の基準¹⁵⁾に従い計測した。また, 計数した繊維の中の WHO 繊維(長径が 5µm より大きく, 短径 3µm 未満のもの)¹⁶⁾も算出した。その後, 乾燥肺重量中の繊維数に換算した。

また直後群の総繊維数/全肺重量 (fiber/mg) の幾何平均を 100%としたときの半減期を算出した¹⁶⁾。

⑤繊維のサイズ(長径・短径)計測

発塵繊維と肺内繊維のサイズ(長径・短径)を知るために、アスペクト比が3より大きく、計測視野領域境界からはみ出していないものをSEMにより2000倍から7000倍で計測した。繊維は、ラット1匹につき200本以上計測した。計測は長径0.21 μ m, 短径0.07 μ m以上のものを計測した。

(3) 統計学的解析

総繊維数, 長径, 短径については幾何平均および幾何標準偏差を算出した。また, 長径, 短径は2回の実験で, ラットの肺内に入った繊維を1匹につき最低200本測定し, 5匹まとめた値の幾何平均値を算出した。1元配置分散分析を行い, Scheffe法による多重比較により検定を行った。

(4) 結果

①曝露チャンバー内の繊維濃度モニタリング

各回の曝露濃度を表3.1.1に示した。1回目と2回目の5日間のデジタル粉塵計の平均値(標準偏差)は9359(310) counts/min, 10056(956) counts/min, 平均繊維数濃度(標準偏差)は77.4(17.4) fiber/cm³, 63.7(23.3) fiber/cm³で平均値は70.6 fiber/cm³であった。平均重量濃度(標準偏差)は30.0(5.8) mg/m³, 30.8(7.4) mg/m³であった。また, 曝露チャンバー内の繊維の長径および短径の度数分布(ヒストグラム)は図3.1.2の如くであり, 幾何平均長径は15.49 μ m(2.02), 幾何平均短径は2.44 μ m(1.59)であった。

②繊維の肺内沈着率

今回の吸入繊維数は下記の計算式¹⁷⁾から求めた。

総吸入量 = 曝露濃度 × 呼吸量 × 曝露時間

また, ラットの呼吸量は

$$\text{呼吸量 (ml/min)} = 2.1 \times (\text{体重 (g)})^{0.75}$$

から求めた¹⁷⁾。ラットの平均体重は131(g)だったので,

呼吸量 = $2.1 \times (131 \text{ (g)})^{0.75} = 81.32 \text{ ml/min}$ であった。曝露チャンバー内の濃度は上記の繊維数の判断についての規定¹⁴⁾に従って計測した結果70.6 fiber/cm³であった。1日3時間を5日間曝露したので, 総吸入量は

総吸入量 = 総吸入量 = $70.6 \text{ fiber/cm}^3 \times 81.32 \text{ ml/min} \times 3 \times 60 \text{ min} \times 5 = 51.67 \times 10^5 \text{ fiber}$ であった。これに対応する吸入直後の肺内繊維数は, $3.0 \times 10^5 \text{ fiber}$ だったので肺内沈着率は

$$3.0 \times 10^5 / 51.67 \times 10^5 = 0.058$$

となり, 5.8%であった。

③全肺中の繊維数推移

RWの肺内滞留繊維数および曝露直後を100%とした割合を表3.1.2と図3.1.3に示した。

乾燥全肺中の繊維数平均値は, L>20ではその他のサイズのものより曝露終了直後から4週間にかけて比較的急速に減少傾向を示した(表3.1.2, 図3.1.3)。

Scheffe 法による多重比較では、 $L > 20$ は、直後群より、4 週後群では有意に減少していた ($p < 0.05$) (表 3.1.2, 図 3.1.3)。長径のサイズ別繊維数では $L \leq 5$, $5 < L \leq 20$ は曝露直後群と比較して、4 週後群でやや増加した。

④繊維の半減期

肺内繊維数を時間に対してプロットして得られたデータは、 $L > 20$, WHO 繊維は、図 3.1.4 のように直線的 (指数関数的) に減少したので、1-コンパートメントモデルを用いて半減期を計算した。これにより求めた繊維の半減期は、 $L > 20$ は 9 日、WHO 繊維で 84 日であった。

⑤繊維のサイズ (長径・短径) の分布と変化

直後群, 1 週後群, 2 週後群, 4 週後群の肺内繊維の長径と短径の幾何平均 (幾何標準偏差) の推移を表 3.1.3 に示した。

平均長径は、直後群に比べ、1 週後群, 2 週後群, 4 週後群で有意に減少した ($p < 0.05$) (表 3.1.3)。

平均短径は、2 週後群に比べ 4 週後群で有意に減少した ($p < 0.05$) (表 3.1.3)。

(5) 考察

これまでに多くの疫学, 動物実験, 物理化学的研究で、石綿や MMVF の繊維サイズと生体内滞留性が有害性, 特に発がん性の重要な要因として指摘されている。繊維サイズに関しては、長径 $5 \mu\text{m}$ 以上で短径 $3 \mu\text{m}$ 以下の吸入された繊維のうち細く長いものほど発がん性は強くなる。一方、生体内滞留性に関しては、肺組織内で溶解・運搬されずに長く滞留する繊維ほど発がん性が高いと見られる¹⁶⁾。特に長径 $20 \mu\text{m}$ 以上で半減期が長い繊維は、生体内での溶解性が低いので、線維化やがんを引き起こしやすいと言われている¹¹⁾、¹⁶⁾。今回の実験では、短期間の鼻部吸入曝露実験法を用いて RW の肺内動態を観察した。吸入曝露実験法は気管内注入実験法や胸腹腔内注入実験法と比べ、人への曝露経路に最も近い方法である。短期吸入曝露実験は、肺内に存在する繊維状物質の生体内滞留性を検討するために行われている。また、吸入曝露実験法には全身曝露, 鼻部曝露がある。鼻部曝露実験は全身曝露実験に比べ装置が小型で、吸入物質の肺内沈着の個体差が少ない傾向があり¹⁸⁾、投与物質の皮膚付着が少ないので肺内動態の観察に適している。

私共の研究室ではこれまで、鼻部吸入曝露後の RW の肺内動態を位相差顕微鏡により観察したが、今回は電子顕微鏡を用いて観察した。この理由は、前述したように繊維サイズが発がん性に関与するため、より詳細に繊維サイズを測定するためである。位相差顕微鏡の測定限界値は約 $0.2 \mu\text{m}$ であるが、走査型電子顕微鏡は 7 から $2 \mu\text{m}$ である¹⁹⁾。

肺内に吸入された RW などの繊維状物質の生体影響を検討する上で、肺内にどのくらい沈着し (肺内沈着率), どの程度排泄されるか (クリアランス) を評価することが大切である¹⁷⁾。

肺内沈着率について、先行研究²⁰⁾では石綿代替繊維の一種であるシリコンカーバイドウィスカをオス Wistar ラット (9 週令) 42 匹に 1 日 6 時間, 週 5 日間で 4 週間吸入曝露した報告がある。曝露した繊維の幾何平均長径 (幾何標準偏差) は $2.2 \mu\text{m}$ (1.9), 幾何平均短径 (幾何標準偏差) は $0.4 \mu\text{m}$ (1.6) で、実験期間中の曝露チャンバー内の濃度は、平均繊維数濃度 (標準偏差) は $214(31) \text{ fiber/cm}^3$, 平均重量濃度 (標準偏差) は $10.4 (0.5)$

mg/m³であった。曝露終了後3日目に解剖した時点での肺内沈着率は4.8%であった。一方、筆者らの実験では、1日3時間5日連続曝露終了直後の肺内沈着率は5.8%であった。

肺内の総繊維数および長径のサイズ別繊維数を検討したところ、長径が20 μ mより長い繊維は、曝露直後群から4週後群にかけて減少傾向を示した。先行研究では、曝露後30日では全てのサイズで30~50%まで減少していた^{20), 21)}。私共が以前行った吸入実験では、位相差顕微鏡で測定した肺内繊維数は、総繊維数および長径が20 μ mより長い繊維は、曝露終了直後に比べ4週後でそれぞれ53.6%, 17.9%であった。肺内に吸入され、沈着した繊維は沈着部位によってクリアランスのメカニズムが異なる。細気管支に沈着した繊維は粘液線毛運動によって咽頭まで運ばれ、体外へ排泄される^{11), 15)}。肺胞に沈着した繊維の排泄機構には、体液による溶解あるいは肺胞マクロファージに貪食され消化されるか(化学的排泄)、肺胞マクロファージによって気道やリンパ組織へ移動し排泄される移動(物理的排泄)があると考えられている。繊維の貪食には繊維の長径が関係する。長径が20 μ mより短い繊維は肺胞マクロファージに貪食され、消化されると考えられる^{11), 15)}。また、長径が20 μ mより長い繊維は肺胞マクロファージが貪食しきれないため、繊維が体液により溶解し消失するかまたは、繊維が横断面で折れ、破碎され、長径が短くなり、その後肺胞マクロファージに貪食されるか、肺上皮細胞へ取り込まれリンパ管へと輸送され排泄されると考えられる^{11), 15)}。これらの機序により繊維数が減少したと考えられる。また長径が20 μ mより短い繊維は観察期間中、増加する時期がみられた。この理由は、20 μ mより長い繊維は細胞外液による溶解を受け、繊維が横断面に折れて、繊維が破碎され、20 μ mより短い繊維数が増加した結果、Total fiber countも含めたいくつかの指標で滞留割合が高くなったと考えられる¹¹⁾。

また、半減期は、長径が20 μ mより長い繊維では9日であった。以前、私共が行った位相差顕微鏡による実験では、10日であった。先行研究では、WHO繊維で111日、長径が20 μ mより長い繊維で53日であった²⁰⁾。今回の実験結果では、長径が20 μ mより長い繊維の半減期がそれ以外の長径の繊維の半減期に比べ短かった。これは、20 μ mより長い繊維は折れて短くなるため減少速度が大きく半減期は短かったが、20 μ mより短い繊維はマクロファージの貪食により減少するが、折れて20 μ mより短い繊維数が増加した結果、減少速度が小さく半減期が長かったためと考えられる。

発塵した繊維の度数分布、長径と短径の平均は肺内の繊維と著しく異なっていた。ラットが鼻から吸入できる繊維のサイズは、主として長径80 μ m未満、短径1.5 μ m未満のものが多という報告²¹⁾があるようにラットの吸入性粉塵のサイズを示していると考えられる。また、肺内に繊維が吸入された後では、長径・短径ともに曝露終了直後から観察期間を経るにしたがって減少傾向を示した。先行研究ではデンマーク製RWで曝露直後の長径は9 μ m強、4週後では8 μ m強と減少していた²³⁾。また、短径も、曝露直後はほぼ0.7 μ m、4週後ではほぼ0.6 μ m程度と減少を認めた²³⁾。別の報告でもデンマーク製RWで曝露直後の長径は11 μ m強、4週後では10 μ m強と減少し、短径は0.8 μ m弱、4週後ではほぼ0.6 μ m弱と減少を示した²⁰⁾。以前、私共が行った位相差顕微鏡による実験も長径、短径ともに直後に比べ4週後で減少傾向を示した。減少の理由としては、前述したように繊維の長径が20 μ mより短いものは肺胞マクロファージに貪食され、20 μ mより大きい繊維は気管で捕捉され粘液線毛運動によって体外へ排出されるか、体液による溶解または

繊維が折れて短くなってマクロファージに貪食されたため平均値が減少したと考えられる¹⁵⁾。長径は前述した繊維数減少と同様の機序によって減少したと考えられる。また、短径は体液による溶解により減少したと考えられた。

今回は、RW の肺内滞留性をより精密に評価する目的で、短期間の鼻部吸入曝露実験法後、位相差型電子顕微鏡を用いて RW の肺内動態を観察した。その結果、RW の安全性が示唆されたものと考えられる。今後は、EU の吸入実験条件に合わせた鼻部吸入曝露実験による肺内滞留性の検討や長期間の吸入曝露実験を施行し、RW の発がん性についてさらに検証していく必要があると思われる。

参考文献

- 1) Doll R: Mortality from lung cancer in asbestos workers. *Br J Ind Med*, 12, 81-86, 1955.
- 2) 環境庁大気汚保全局企画課監修：石綿・ゼオライトのすべて，(財)日本環境衛生センター，1987，pp.1～476.
- 3) 森永謙二，神山宣彦：石綿取扱業務の健康管理，(財)産業医学振興財団，東京，1993，pp.141～166.
- 4) Berry G: Mortality of workers certified by pneumoconiosis medial panels as having asbestosis. *Br J Ind Med* ,38,130-137,1981.
- 5) Gormley IP , Bolton RE , Brown GM, Davis JMG & Wright A : Some observations on the in vitro cytotoxicity of silicon carbide whisker prepared by the wet dispersion process. *Environ Health Perspect*,51,35-39,1983.
- 6) Koshi K & Sakabe H: Effect of asbestos dusts on the cultured macrophages. *Ind Health*, 10, 16-23, 1972.
- 7) 環境大気汚染保全局企画課監修：アスベスト代替品のすべて，(財)日本環境衛生センター，1987，pp.106-109
- 8) McConnell EE, Axten C, Hesterberg TW, Chevalier J, Miiller WC, Everitt J, Oberdorster G, Chase GR, Thevenaz P & Kotin P: Studies on the inhalation toxicology of two fibreglasses and amosite asbestos in the syrian golden hamster. Part II. Result of chronic exposure. *Inhalation Toxicology* 1999; 11: 785-835.
- 9) Davies R: The effect of mineral fibers on macrophages, IARC. *Sci. Publ* 1980; vol 30, Edited by Wangner JC et.al, Lyon: 419-425.
- 10) Brown RC, Chamberlain M & Skidmore JW: In vitro effects of man-made mineral fibers. *Ann Occup Hyg* 1979; 22,175-179.
- 11) IARC. 2002. Man-made Vitrous Fibers. Monograph 81. Lyon, France: International Agency for Reserch on Cancer.
- 12) Kohyama N, Tanaka I, Tomita M, Kudo M & Shinohara Y: Preparation and Characteristics of Standard References Samples of Fibrous Minerals for Biological Experiments. *Industrial Health* 1997; 35, 415-432.
- 13) Kudo Y, Shibata K, Miki T, Ishibashi M, Hosoi K, Sato T, Kohyama N and Aizawaw Y: Behavior of new type of rock wool (HT wool) in lungs after exposure by nasal

- inhalation in rats(in press)
- 14) (社)日本作業環境測定協会：作業環境測定ガイドブックⅠ 鉱物性粉塵関係 労働省安全衛生部環境改善室編，第3刷，167-180，2000
 - 15) WHO(1985)Reference Methods for Measuring Airborne Man-Made Mineral Fibres(MMMF)(Environmental Health Series4),World Health Organization, Copenhagen
 - 16) Hesterberg TW, Hart GA: Synthetic Vitreous Fibers: A Review of Toxicology Research and Its Impact on Hazard Classification. *Critical Reviews in Toxicology* 2001;31 (1) :1-53.
 - 17) 田中 勇武: 小動物における呼吸器内の粒子沈着とクリアランス: エアロゾル研究 1988; 3(2), 16-23.
 - 18) Homma K : Experimental Study for Preparing Metal Fumes. *Industrial Health* 1966; 4,(3),129-137.
 - 19) 宮沢 七郎, 島田 達生監修 (2001) : ミクロの不思議な世界. 電子顕微鏡でみた私たちをとりまく自然と生活環境, 株式会社メジカルセンス, 東京.
 - 20) Akiyama I, Ogami A, Oyabu T, Yamato H, Morimoto Y, Tanaka I: Clearance of Deposited Silicon Carbide Whisker from Rat Lungs Inhaled during a 4-Week Exposure.: *J.Occup. Health* 2003; 45,31-35.
 - 20) Hesterberg TW, Chase G, Axen C, Miller WC, Musselman RP, Kamstrup O, Hadley J, Morscheidt C, Bernstein DM and Thevenaz P: Biopersistence of Synthetic Vitreous Fibers and Amosite Asbestos in the Rat Lung Following Inhalation. *Toxicology and Applied Pharmacology* 1998; 151,262-275.
 - 21) Musselman RP, Miller WC, Eastes W, Hadley JG, Kamstrup O, Thevenaz W and Hesterberg TW: Biopersistence of Man-made Vitreous Fibers and Crocidolite Fibers in Rat Lungs following Short-term Exposures. *Environmental Health Perspectives* 1994;102,supplement 5.
 - 22) McConnell EE, Kamstrup O, Musselman R, Hesterberg TW, Chevalier J, Miller WC, Thevenaz P: Chronic Inhalation Study Size-separated Rock and Slug Wool Insulation Fibers in Fisher 344/N Rats. *Inhalation Toxicology*. 1994;6,571-614.
 - 23) Hesterberg TW, Miller WC, Musselman RP, Kamstrup RD, Hamilton RD and Thevenaz P: Biopersistence of Man-Made Vitreous Fibers and Crocidolite Asbestos in the Rat Lung Following Inhalation. *Fundamental and Applied Toxicology*.1996;29,267-269.

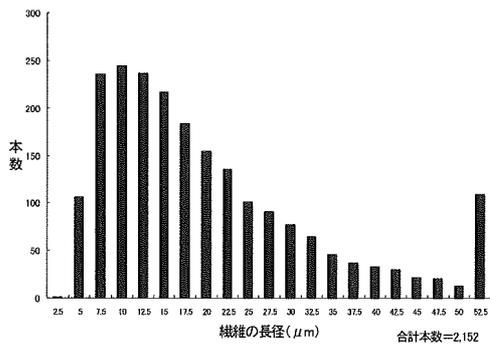


図 3.1.2a 発塵繊維の長径の分布 (曝露チャンパー内)

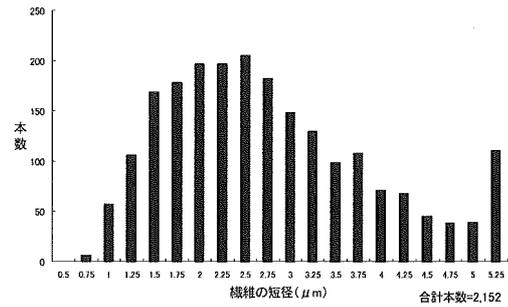
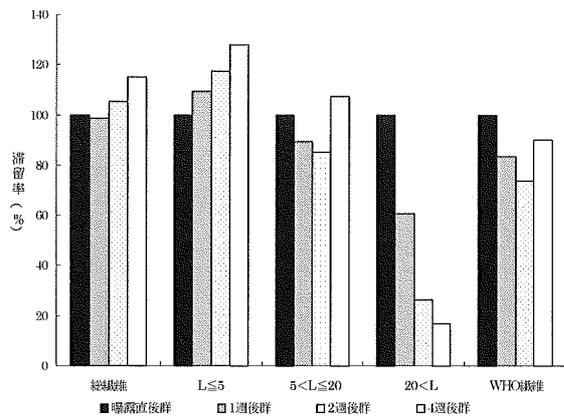


図 3.1.2b 発塵繊維の短径の分布 (曝露チャンパー内)



曝露直後群を 100 とした時の割合、 $n=5$ 、 L =繊維の長さ (μm)

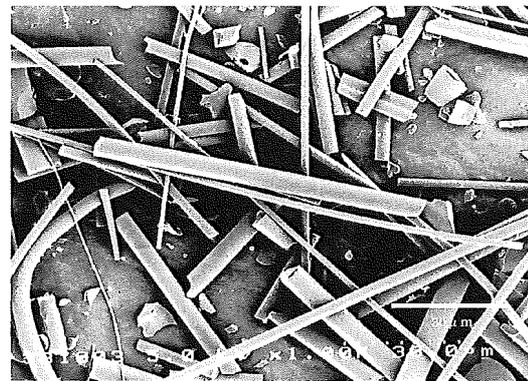


図 3.1.1 発塵前繊維の電子顕微鏡写真 (\times)

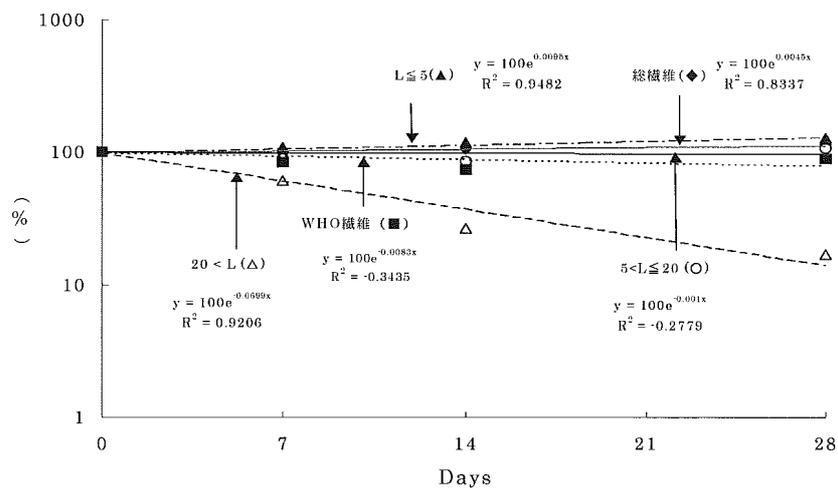


図 3.1.4 RW の肺からのクリアランス

表 3.1.1 曝露チャンバー内の濃度

1回目	デジタル粉塵計	繊維数濃度	重量濃度	2回目	デジタル粉塵計	繊維数濃度	重量濃度
	(counts/min)	(f/cm ³)	(mg/m ³)		(counts/min)	(f/cm ³)	(mg/m ³)
1日目(n=5)	9861(274)	81.0(19.5)	30.0(6.2)	1日目(n=5)	9550(134)	39.8(14.3)	24.4(3.6)
2日目(n=5)	9237(197)	72.8(5.0)	27.0(7.1)	2日目(n=5)	9824(585)	77.4(27.4)	30.8(4.6)
3日目(n=5)	9247(97)	81.3(14.9)	33.2(7.8)	3日目(n=5)	10419(215)	69.9(20.1)	37.2(5.4)
4日目(n=5)	9313(154)	65.0(26.2)	29.2(2.3)	4日目(n=5)	9636(1697)	63.1(21.6)	24.4(6.2)
5日目(n=5)	9137(81)	86.8(12.0)	30.4(4.3)	5日目(n=5)	10851(458)	68.5(20.2)	37.2(5.0)
平均(n=25)	9359(310)	77.4(17.4)	30.0(5.8)	平均(n=25)	10056(956)	63.7(23.3)	30.8(7.4)

算術平均(標準偏差)

表 3.1.2 肺内滞留繊維数

観察期間	総繊維	L≤5	5<L≤20	20<L	WHO繊維
	幾何平均×10 ⁵ /肺 (幾何標準偏差)				
直後群	9.418 (1.21)	6.011 (1.44)	2.423 (1.56)	0.544 (1.70)	3.006 (1.54)
1週後群	9.280 (1.12)	6.569 (1.08)	2.167 (1.61)	0.331 (1.85)	2.513 (1.61)
2週後群	9.928 (1.51)	7.067 (1.43)	2.067 (2.58)	0.144 (3.02)	2.213 (2.60)
4週後群	10.846 (1.13)	7.690 (1.24)	2.598 (1.73)	0.092 (1.93) [*]	2.704 (1.71)

* : 直後群との比較 (p<0.05)

WHO繊維：繊維の中で長さ5μmより大きく、幅3μm未満のもの
n = 5 L = 繊維の長径 (μm)

表 3.1.3 肺内滞留繊維の長径と短径の推移

	(μm)	
	長径	短径
	幾何平均(GSD)	幾何平均(GSD)
曝露直後群	3.34 (3.12)	0.31 (1.60)
1週後群	2.91 (2.88) ^a	0.30 (1.62)
2週後群	2.84 (2.76) ^a	0.33 (1.64)
4週後群	2.70 (2.67) ^a	0.30 (1.66) ^b

GSD：幾何標準偏差, n=5

a : 曝露直後群との比較 (p<0.05)

b : 2週後群との比較 (p<0.05)

表 3.1.4 曝露チャンバー内の濃度 (NC 社製)

1週目					2週目						
月 日	検体No.	デジタル粉塵計 (counts/min)	MF (f/cm3)	T60A20 (mg/m3)	月 日	検体No.	デジタル粉塵計 (counts/min)	MF (f/cm3)	T60A20 (mg/m3)		
1日目	①	9200	81.1	26	1日目	①	9800	58.9	24		
		10230					9710				
		10180					9400				
	②	10100	94.7	30		②	9400	26.1	30		
		10140					9570				
2日目	③	9980	92.3	40	2日目	③	9440	33.8	20		
		9700					9500				
		10030					9600				
	④	9930	89.3	24		④	9540	50.7	24		
		9600					9700				
3日目	⑤	9760	47.4	30	3日目	⑤	9380	29.5	24		
		9880					9420				
		9600					9700				
	4日目	①	9860	65.8		18	4日目	①	9470	101.6	30
			9930						9530		
9700			9640								
②		9500	76.3	25	②	9400		46.2	28		
		9100				9500					
5日目	③	9320	78.8	24	5日目	③	9420	95.7	38		
		9200					9800				
		9220					9420				
	④	8900	71.2	36		④	8720	48.9	26		
		9160					11100				
6日目	⑤	9160	71.8	32	6日目	⑤	10200	94.6	32		
		9000					10090				
		9170					9900				
	7日目	①	9160	57.9		20	7日目	①	10440	69.4	32
			9400						10440		
9270			10560								
②		9150	77	34	②	10400		98.2	36		
		9300				10530					
8日目	③	9380	94.9	38	8日目	③	10480	69.1	46		
		9300					10400				
		9190					10490				
	④	9240	92.4	34		④	10660	41.3	38		
		9100					10300				
9日目	⑤	9230	84.3	40	9日目	⑤	10630	71.5	34		
		9260					10560				
		9100					10500				
	10日目	①	9210	53.5		26	10日目	①	10400	80	20
			9180						9840		
9600			10160								
②		9360	97.3	30	②	9700		77.1	30		
		9260				10500					
11日目	③	9200	29.3	30	11日目	③	10380	46.4	16		
		9300					10900				
		9320					10520				
	④	9200	82.3	32		④	10380	33.5	30		
		9220					10470				
12日目	⑤	9220	62.6	28	12日目	⑤	10440	78.4	26		
		9400					7900				
		9210					8650				
	13日目	①	9140	81.8		34	13日目	①	4200	70.5	36
			9100						11000		
9200			10640								
②		9300	91.8	32	②	10540		80.9	38		
		9200				10800					
14日目	③	9200	96.7	24	14日目	③	10580	44.4	30		
		9160					10600				
		9200					10490				
	④	9000	95.6	34		④	10520	53	44		
		9120					11000				
15日目	⑤	9080	68.2	28	15日目	⑤	12060	93.9	38		
		9200					11600				
		9100					11200				
	①	9060	81.8	34		①	10640	70.5	36		
		9100					10540				
②	9100	91.8	32	②	10800	80.9	38				
	9160				10570						
③	9200	96.7	24	③	10580	44.4	30				
	9000				10600						
④	9120	95.6	34	④	10490	53	44				
	9080				10520						
⑤	9200	68.2	28	⑤	11000	93.9	38				
	9100				11200						
		算術平均	9359.067	77.372	30.04167			算術平均	10041.64	63.744	30.5
		標準偏差	309.8045	17.41928	5.856837			標準偏差	965.5123	23.30789	7.442533

3.2 特定建築物における粒子状物質と化学物質の実態調査

16年度の実測結果を踏まえ、季節変動や空調機の違いによる空気環境の違いを把握するため、都内にある同一の建物において夏、秋、冬と季節別の実測調査を行い、また更に秋期においては2つの異なる建物において実測を行った。測定項目としては浮遊粒子状物質、VOCに加えて微生物の実測を行った。

3.2.1 測定対象ビルの概要

調査対象建物の概要（竣工年、建物延床面積、室内側測定場所（測定室）の延床面積）を表3.2.1に示す。本論中では、建物名称（東京1、東京2）を“1”および“2”と記載する場合がある。

また、測定を行った年月日、時刻などを表3.2.2に示す。計4回の実測は、基本的に全て室内外で同様の項目を測定し、いずれも24時間連続の測定を行っている。

・測定環境

室内側測定場所は室内中央部、室外側測定場所は測定室付近の外部空間とした。

測定室の開口部の有無とその方位、主な仕上げ材料、喫煙状況、人の不在時間、事務機器類について表3.2.3に示す。但し、東京1の秋期および冬期の測定では、不在時間帯についても測定者2名が測定器の確認のために1時間毎に数分間入室している。また、机については大きさがそれぞれ異なるため、総面積について記載する。各調査項目について、両建物共にほぼ共通している。特に、喫煙状況については禁煙である。

・空調設備

測定対象建物について、空調設備（測定室設計給気量、測定室設計外気量、空調方式、フィルタの種類：効率（%）通常運転時間、換気の種類）を表3.2.4に示す。

その他、今回実測を行った調査概要を表3.2.5に示す。

表 3.2.1 建物概要

建物名	東京1	東京2
竣工年	1975年6月	1958年4月
建物延床[m ²]	100,000m ² 以上 300,000m ² 未満	100,000m ² 以上 300,000m ³ 未満
測定室延床[m ²]	160.58	106.11

表 3.2.2 測定時刻等

建物名	東京1	東京2
調査日	夏期:2005.08.23-24 秋期:2005.10.17-18 冬期:2005.12.12-13	秋期:2005.10.24-25
測定時刻	17時-翌17時	17時-翌17時
測定時天候	夏期:雨・曇り 秋期:雨・曇り 冬期:晴れ・曇り	秋期:晴れ
室内側測定場所	事務室	事務室
室外側測定場所	昼間:1階エントランス 夜間:エントランス付近の開口部より、チューブにて外気取込(夏期を除く)	室内側測定場所と同階の測定開口部より、チューブにて外気取込
特記事項	外気に面した開口部なし	窓は常閉

表 3.2.3 測定室環境

建物名	東京1	東京2	
開口部方位	なし	東	
主要材料	床	カーペット類	
	壁	塗装	
	天井	ボード類	
人の不在時間	22:00-06:00	22:00-07:30	
喫煙状況	禁煙	禁煙	
事務機器	コンピュータ (夜間起動台数)[台]	17 (2)	21 (1)
	コピー機[台]	2	3
	プリンタ[台]	2	1
	机[m ²]	29.94	21.40

表 3.2.4 空調設備の概要

建物名	東京1	東京2	
測定室設計	給気量[m ³ /h]	5,480	1,800
	外気量[m ³ /h]	1,483.3	1,120
空調方式 (空調機器)	各階ユニット方式 (AHU)	各階ユニット方式 (AHU・OHU)	
空調設備	フィルタ:効率(%) 中性能:DOP60% プレ:AFI70%	電気集じん機 :AIF90%	
通常空調運転時間	夏期:07:30-20:00 秋期:07:30-20:00 冬期:07:30-18:00	秋期:08:00-18:00	
換気の種類	第1種換気方式	第1種換気方式	

表 3.2.5 測定・調査項目

SPM濃度測定	粒径別個数濃度	SMPSにて
		LPCにて
温湿度測定		自記記録温湿度計にて
聞き取り調査	建物概要	竣工年、建物延床面積、測定室延床面積
	測定環境	測定室開口部方位、主要材料 在室人数、喫煙状況、事務機器
	空調設備	測定室設計給気量・外気量、 空調方式、通常運転時間 換気の種類、設備系統図等

3.2.2 粒子状物質の実測調査結果

①質量濃度測定結果

<ピエゾバランス粉じん計>

東京 1 の室内質量濃度は夏の測定が平均値で $0.01\text{mg}/\text{m}^3$ の一番小さな値を示し、秋の測定が平均値で $0.03\text{mg}/\text{m}^3$ の一番高い値を示した。夏は 1 日を通して小さな値を示していたが、秋は昼（11:00～12:00）に $0.04\text{mg}/\text{m}^3$ の高い値を示した。冬の測定では夕方（16:00）に $0.04\text{mg}/\text{m}^3$ の値を示した。1 日の平均値は $0.02\text{mg}/\text{m}^3$ だった。室内質量濃度はどの季節もほぼ同じような値を示し、 $0.01\text{mg}/\text{m}^3$ 程度であった。

東京 2 の測定では室内質量濃度に関して、夕方 15:00 に $0.05\text{mg}/\text{m}^3$ の高い値を示し、1 日を通して高い値を示していて、平均で $0.03\text{mg}/\text{m}^3$ であった。室外では平均値 $0.02\text{mg}/\text{m}^3$ であった。

<デジタル粉じん計>

濃度は、相対濃度（CPM: Count Per Minutes）で表されるが、質量濃度に変換する場合に、質量濃度変換計数（ $=0.0013\text{mg}/\text{m}^3/\text{CPM}$ ）を乗じて質量濃度を算出することが一般的である。

東京 1 の室内質量濃度の測定では 6:30 に空調が入る時間で増加し、そのまま横ばいになった。夏は 20:00、秋、冬は 18:00 に空調が切れる時間で質量濃度が増加して、それを過ぎると若干減少し横ばいの形になった。特徴的なのは冬の非空調時間の変動が大きかったことだが、全体的に変動は小さかった。東京 2 の室内質量濃度は東京 1 と変動の違いがあり空調が切れる 18:00 に質量濃度が増加し、空調の入る 8:00 に濃度が減少した。

室外の質量濃度は東京 1 に関して、夏がもっとも変動が小さく、秋の変動が大きかった。夏の測定では一番多いところで 24cpm を示しているが、秋の測定では 75cpm を示している。夏の約 3 倍の値を示した。また、どの測定でも夜間より、6:30～20:00 にかけて質量濃度が増加している。冬の測定では夜 12:00 ぐらいまで増加した状態が続いた。東京 2 の室外質量濃度測定結果では、東京 1 とは対照的に夜間の質量濃度が増加していた。17:00 頃から増加し、8:00 に減少した。

東京 1、東京 2 どちらに関しても、室内質量濃度の変化が微小ながら室外質量濃度と増減の仕方が似ている傾向があり、空調の稼動の関係で外気の濃度変動が室内に影響を与えている可能性が伺えた。

また、ピエゾバランス粉じん計と LD とを比較した場合に、室内における係数値を比較

してみると、1.7, 1.8, 2.2, 1.8 となり、通常使用されている 1.3 よりも大きくなった。これは室内における粉じん濃度の低下による係数値のばらつきもあるが、当時考えられていた室内粉じんの性状と現在のものとは異なっていることも要因であると考えられる。

②LPC 粒径別個数濃度測定結果

東京 1 の LPC による室内粒径別個数濃度の測定では夏の測定において、空調時間帯に $0.3\ \mu\text{m}$ ~ $0.7\ \mu\text{m}$ の粒径範囲で個数濃度が増加した。この範囲よりも大きな粒径 $0.7\ \mu\text{m}$ ~ $2.0\ \mu\text{m}$ では空調時間帯よりも非空調時間帯のほうが個数濃度が増加した。 $5.0\ \mu\text{m}$ 以上になると空調時間のほうが個数濃度が増加した。増加した。また、どの粒径においても非空調時間帯に変動が大きくなっていて 3 つのピークを示し、粒径が小さくなるにつれ非空調時間の変動が大きくなった。この傾向は粒径が小さくなるにつれ個数濃度が減少し、非空調時間帯に何らかの大きな影響を受けたと考えられる。外気の変動は 9:00~11:00 ぐらいにかけて変動が大きくなっている。

秋の測定では $0.3\ \mu\text{m}$ ~ $2.0\ \mu\text{m}$ の範囲で個数濃度の変動はほとんど無く、同じような個数濃度を示していた。 $2.0\ \mu\text{m}$ 以上になると変動が大きくなり、 $5.0\ \mu\text{m}$ 以上になると変動がかなり大きくなった。 $2.0\ \mu\text{m}$ 以上の変動の大きさは個数濃度が少ないためだと考えられる。 $0.3\ \mu\text{m}$ ~ $2.0\ \mu\text{m}$ の非空調時間帯の変動で、小さいながらも夏と同じように 3 つのピークを示した。また全ての粒径で 18:30 頃と 10:40 頃に大きなピークを示した。外気に関しては 17:00~20:00, 7:30~14:00 にかけて個数濃度が増加し、その変動も大きかった。朝から夕方にかけて個数濃度が増加し、室内の変動とは違う傾向を示した。

冬の測定では、 $0.3\ \mu\text{m}$ ~ $2.0\ \mu\text{m}$ にかけて、22:30 に大きなピークを持ち、その後個数濃度は減少し、6:30 頃に若干上昇する。冬の測定では他の測定とは違い、外気と個数濃度の変動がほぼ一致している。特に $0.3\ \mu\text{m}$ ~ $5.0\ \mu\text{m}$ の粒径範囲でその傾向があり、全粒径の変動もほぼ一致していた。この測定では外気の影響が室内に及んでいることが考えられる。また室内個数濃度において非空調時間帯に他の測定ではあった 3 つのピークが測定されなかったことも違いとして挙げられる。

東京 2 の測定においては東京 1 の秋の測定とほぼ同時期に行ったものの、東京 1 の冬の測定と同様に外気の影響が室内に及んでいる傾向が伺えた。しかし、冬の測定との違いは、非空調時間帯に個数濃度が増加している点である。18:00 の空調が切れる時間に個数濃度が上昇し、8:00 の空調が入る時間に個数濃度が減少した。この傾向は $0.3\ \mu\text{m}$ ~ $5.0\ \mu\text{m}$ の粒径範囲で見られ、 $5.0\ \mu\text{m}$ 以上の測定ではその傾向は見られなかった。 $5.0\ \mu\text{m}$ 以上の範囲では、非空調時間に個数濃度が減少した。この原因について具体的な理由は今回の測定では分からなかった。

今回の全測定では、各測定毎に $0.3\ \mu\text{m}$ ~ $1.0\ \mu\text{m}$ の粒径範囲にかけて同じような傾向を示し、この範囲において関係性があり、それ以上の粒径範囲では、個数濃度が少ないため関係性が薄い傾向が伺える結果となった。

③SMPS 測定結果

室内と室外において、SMPS による粒径別の粒子個数濃度を 1 日目の 17 時から 2 日目の 17 時まで経時測定した。外気のサンプリングポイントは上東京 1 ではエントランス付近、東京 2 では測定室と同層階の開口部（窓）とした。東京 1 の夏期の測定では、外気の測定は管理上の制約から執務者の在室時間のみ行った。また、秋期では SMPS が 1 台のみであったため、SMPS による測定は室内のみで行った。

本来の SPM は粒径的には連続した形で存在する場合が多い。しかし、実際の測定では、全粒径範囲についてある粒径区分に分割し、その区間での各々の粒径区分における個数濃度の計測を行っている。

個数濃度の測定で使用した SMPS の粒径範囲は、各々対数目盛上で等間隔（1 桁分）となるように設定されており、各粒径（代表値）はその粒径範囲の対数上の中央値である。SMPS は基準化されたデータを得ることができる。

粒度分布については、室内に関しては各測定において空調時間帯の個数濃度は非空調時間帯よりも低くなっている。また、非空調時間帯では空調機や発じん等の影響がないにも関わらず分布に変化があり、特に、冬では濃度の急激な減少がみられる。分布のピークはおよそ、夏・秋・秋 2 では空調時間が 90nm 前後、非空調時間（夏：20:00～7:30、秋・冬：18:00～7:30、秋 2：08:00～18:00）で 60nm 前後である。冬は空調時間と非空調時間ともに約 40～100nm である。特に、冬の分布形状は 2 山型等となる時間帯もしばしば存在し、全体的に複雑な分布を示している。室外と比較すると、冬については全体的に似た形状を示している。

SMPS の時系列変化を各測定の粒径毎に 1 日の時系列変化を追ってみると、室内の非空調時間帯に粒子個数が上昇し、またその変動は大きい。一方、空調時間帯は粒子個数が減少しており、その変動は小さくなっている。これは空調機による清浄作用の影響が大きいためと思われる。この影響はどの粒径についても共通してみられる。また夜間の粒子個数の変動が大きく、更に夜間から朝にかけて空調が入っていないにもかかわらず徐々に粒子個数濃度が少なくなっている。

今回の測定では室外の粒子個数濃度が夏は夜間、秋は終日、秋 2 の夜間の一部で測定が行えなかったため、夏・冬・秋 2 の空調時のみのデータ分析を行う。

室内・室外の粒子個数濃度を比べてみると、細かな変動が一致している時間帯があり、これは人が出勤する時間やお昼時、夕方等である。また、各測定において、外気の方が濃度は比較的高くなる傾向にある。

夏・秋の測定において、非空調時間帯においては粒径 50.5, 72.3nm の粒子の個数濃度が高く、空調時間帯では 103.7nm の粒子が高くなる傾向にある。冬については非空調時間では 72.3, 103.7nm が高く、03:00 以降は 30.5nm の増加が目立つ。秋 2 については夏・冬と比較的似ているが、空調時間は粒子の大きさに関係なく近い濃度を示している。

外気温はどの測定においても朝 9:00 頃に急激に上がり、これと同時に室外個数濃度も上昇している。室内についても同じ時間に若干上昇しているが、空調の影響であると考えられる。また、外気温が緩やかに下がる非空調時間帯についても室内粒子個数は大きな変動を伴うものの減少している時間も一致している。

測定により多少異なるが、湿度が急激に変化する時に粒子個数濃度も極端に変化してい

る。また、空調時間帯では湿度が約 40~50%の値で一定になり、粒子の変動も一定になる。

夏の 07:00 や冬の 03:05 の粒度分布は、他の多くの分布形状と異なり、ピークが左側にある傾向にある。各測定における粒径別個数濃度の時系列変化をみてみると、夏の場合は 07:00 頃、冬の場合は 23:00 頃と 02:00~09:00 頃は 30.5nm の粒子が多く、これが分布の歪み等の原因となっている。また、秋 2 の 09:00 以降は各粒径で近い濃度を示しているが、この時間帯の分布は台形等の平らな形状を示している。

④季節変動による影響について

時系列の個数濃度の変化においては、SMPS の測定では、空調時間帯は粒子個数が減少しており、その変動は小さくなっている。これは空調の影響が大きいことを示していると思われ、影響は粒径に関係ない。その逆に非空調時間の粒子個数の変動が大きいという傾向が出た。また、室内の湿度の変化と大きく関係している傾向があり、室内の湿度の変化が大きくなる時間と個数濃度の変化が激しくなる時間帯がほぼ同時刻で、湿度が安定してくる時間と個数濃度が安定してくる時間も同時刻という傾向があるという傾向が伺えた。LPC の測定結果では、SMPS のような個数濃度の増減とは違い、夏の測定では空調時間帯の個数濃度が大きく季節を経るごとに、非空調時間と同じような傾向になった。粒径が大きくなることで、個数濃度が少なくなりその影響がこのような結果に繋がったと考えられる。

更に、季節変動より室内個数濃度は徐々に増加するという測定結果が確認された。この傾向は 14.8nm~0.2 μ m の粒径範囲で見られ、外気温度の変化によるもので室外の気温が下がることで室外個数濃度が増加し、その影響で室内個数濃度が増加する可能性があり、1 日の室内個数濃度の変化も外気温度の上下変化に追従する傾向があった。

次に室内・室外の粒度分布と季節変動の関係は、まず室内粒度分布に関して、夏の測定の際には夜間の空調の停止している時間にはピークが 40~60nm になっているが、朝方から空調が稼働し始めると 100nm 前後にピークがきている。

秋の測定に関しては非空調時間帯、空調時間帯ともに 60nm 近辺の粒径の粒子が多くなり、空調時間帯には 100nm の粒径の粒子も同じくらいの個数濃度を示す。空調時間帯に関しては 60nm, 100nm の間をピークが行き来している状態になっている。またはその区間をまたがるような形をしており、

冬の測定に関しては非空調時間帯には 20nm 近辺にピークを持ち、空調時間帯には 60nm 近辺にピークを持つような形になる。このように粒子個数の時系列変化と同様に季節毎にその傾向が移り変わる結果が出た。

室外粒度分布に関して夏は、60nm 近辺に大きな持つピークを持ち、もう一つ小さなピークとして 100nm 近辺に持つことが多々ある。または両粒径で同じような個数濃度を示し、台形のようなピークの形を持つ場合もある。先ほど述べたとおり室内の粒度分布は 100nm にピークを持ち、冬は夏と同じ粒径でだいたい同じ 60nm でピークを持つのだが、測定時の気象状況が非常に風が強く粒度分布が不安定な状態であった。二つの季節においてほぼ同じようなピークをもつが夏の測定でピークを二つ持つという点が両季節の違いであり、その違いが室内の個数濃度に影響している可能性がある。このような変化は、個数濃度の時系列変化と同様に、季節変動により外気温度の低下によるものと考えられ、季節

変動の影響を示唆している結果であると思われる。

⑤在室者の影響について

測定結果は、10分間隔で測定室内の在室者・パソコン・プリンタのアクティビティをカウントしたものである。

測定に際し、室内空間における人体や事務機器等からの発じんによる影響を把握するにあたっては、在室者・パソコン・プリンタの3種類を代表とし、各粒子発生源の動作量・作業量をアクティビティとして定義した。在室者については、測定室内の室務者及び測定者を在室者とし、座っている人(A)とその他の人(B)の2種類に分類した。パソコンについては、測定室内の全てのパソコンを対象とし、事前に設置場所と台数を把握した上で電源のON・OFFで区別した。プリンタについては、測定室内のレーザー出力機器(カラー・白黒)を対象とし、10間毎の印刷枚数を計測した。

在室者とパソコンのアクティビティの変化はどの測定回にも同じような傾向であったが、プリンタのアクティビティについては、測定回毎に異なる変動を示した。印刷のタイミングに傾向は見られず、まとまった枚数の出力回数は日に数回程度である。そして、プリンタの印刷枚数が東京1と東京2では、その最大数が桁違いであった。

在室者の変動は、出勤時・昼休み・退社時等の人が発活に活動する時間帯に大きくなりやすい傾向があり、東京1よりも東京2の方が全体の数が多いにも関わらず、活動する人の数が少なかった。また、パソコンは出勤時と退社時以外にはあまり変化は見られなかった。

相関は粒径毎にその分布形状が異なり、どのアクティビティとも関係は弱いものばかりであった。特に、プリンタとの相関関係は殆どみられない。

在室者について粒径別にみると、50~300nmの範囲では、在室者の数が増すにつれて個数濃度も高くなるような傾向がややみられる。また、30nm以下、400nm以上になるとその相関は弱まっている。パソコンについては、全般的に在室者と同じかそれ以上に強い傾向が著しく見られるが、これはパソコンを使用する人間の存在が影響していると考えられる。

3.2.3 微生物の測定

(1) 測定方法

調査対象ビルと調査日は以下の通りである。

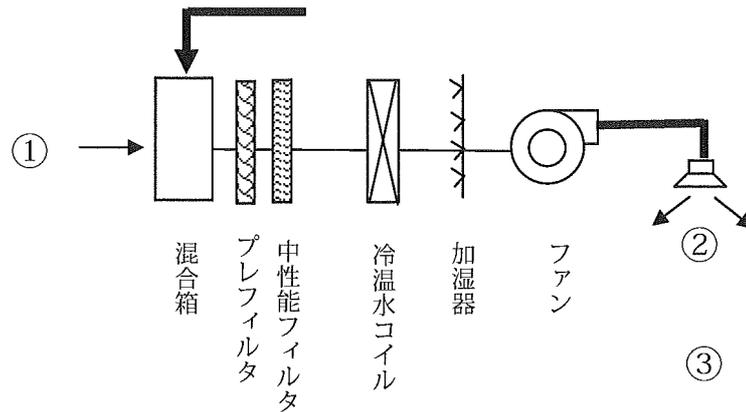
2005年 8月24日：東京1, 1F (冷房期)

2005年10月25日：東京2, 7F (冷房期)

2005年12月13日：東京1, 1F (暖房期)

室内浮遊微生物汚染実態を把握するために8:00~17:00(東京ビル1)、7:00~17:00(東京ビル2)の毎正時に屋外①、室内の給気口②、室内の机上高さ③の三箇所において、浮遊微生物と浮遊粒子濃度の測定を行った。また、空調運転開始の前に室内と屋外中の浮遊微生物濃度も測定した。

浮遊微生物と浮遊粒子の測定は以下の通りで行った。



測定箇所

図 3-2-6 在室者のアクティビティ

①浮遊微生物

浮遊微生物の測定は細菌，真菌の2種類を対象とし，その濃度をMBS-1000（BIOSAMP MBS-1000，ミドリ安全製），粒径別濃度をアンダーセンサンプラ（東京ダイレック製）を用いて測定した。MBS-1000の1回の測定は200Lの空気（2分）を吸引した。なお，MBS-1000を用いた1回の測定においては同じ種類の培地2枚を使用し，その平均値を求めた。細菌と真菌の測定に使用した培地を以下に示す。

イ) トリプトソーヤ寒天培地（以降SCDと略す）。

SCDは極めて広範囲の菌の発育に適するため，一般に細菌の測定に用いられる。本研究ではSCD培地培養後の観察コロニー数を計数した後，コロニーから釣菌したのに対してグラム染色を行い，生物顕微鏡（1000倍）にて球菌（グラム陰性と陽性），桿菌（グラム陰性と陽性），及び芽胞菌の5種類に分類した。

ロ) CP加ポテトデキストロース寒天培地（以降PDAと略す）。

本培地はポテトデキストロース寒天培地に抗生物質であるクロラムフェニコール100mg/Lを添加して調製したものであるため，主として真菌の測定に用いられる。本研究ではPDA培地培養後の観察コロニー数を計数した後，カビについて属まで同定を行った。なお，ここではカビと酵母の合計したものを真菌数とした。

培地の培養条件は32℃・2日間（SCD）と25℃・3日間以上（PDA）であった。

②浮遊粒子

パーティクルカウンタ KR-12A（リオン製）（粒径範囲：0.3～0.5 μm，0.5～0.7 μm，0.7～1.0 μm，1.0～2.0 μm，2.0～5.0 μm，5.0 μm～）を用い，微生物の測定期間（各2分）に1分間隔計2分の測定を行った。

(2) 結果及び考察

①室内浮遊細菌，真菌濃度

室内浮遊細菌，浮遊真菌の濃度範囲を表 3.2.6 に示す。冷房期に比べ暖房期の室内浮遊