

【原著論文】

# 大気環境指標としてのマイクロ繊維シートモニタリング法の可能性と生活環境における大気中 PAHs の環境リスク評価\*

## Evaluation of the Potential of the Micro Fiber Sheet Monitoring Method as an Air Quality Indicator and the Environmental Risks of PAHs in the Ambient Air

松本 文雄\*\*, 齊藤 貢\*\*\*, 大塚 尚寛\*\*\*

Fumio MATSUMOTO, Mitsugu SAITO and Naohiro OTSUKA

**Abstract.** We tried to measure and confirm the diameter of particles collected on micro fiber sheets (MFS) which provide a simple monitoring method of particulate matter (PM) in the ambient air. And we investigated the potential for using MFS as an indicator of the concentration of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and environmental risks of  $\Sigma$ PAHs in the atmosphere. In addition to this, we also set up MFS at a large number of sites in built-up areas and evaluated the risk of PAHs in the ambient air. The results of this indicated that the MFS were able to point out the PM,  $\Sigma$ PAHs and environmental risks of  $\Sigma$ PAHs. The results of measuring the PAH risks at multiple points showed that risks that cannot be ignored exist not only in main roadside areas but also in residential areas in regional cities.

**Key Words:** micro fiber sheet monitoring, environmental risks, PAHs, ambient air, regional city

### 1. はじめに

大気中には様々な有害物質が存在し、大気汚染防止法制定以降、種々の測定、基準制定等が行われてきた。そのうち、有害大気汚染物質としては248物質が指定され、一部に環境基準が設定されており、常時監視されている(環境省(2010)、環境省(2012a))。これには、自動車排気ガス等の化石燃料燃焼等によって大気浮遊粉じん(PM)として大気中に発生する多環芳香族炭化水素類(polycyclic aromatic hydrocarbons; PAHs)が含まれ(Nikolaou et al. (1984)), その中には国際がん研究機関(IARC)の発がん性評価(IARC(1983))で『Group1』となっているbenzo[a]pyrene(B[a]P)等発がん性が指摘されている物

質や、変異原性の疑われている多くの物質がある(Menzie et al. (1992), WHO (1998))。しかし、これらの物質の測定には多大な費用、労力等がかかることから測定機器の設置箇所は限られている(環境省(2012a))。例えば都道府県で北海道に次ぐ面積を有する岩手県においては、常時監視測定局は15箇所しかなく(岩手県(2012))、現在の測定箇所数では一部の住民を除き、大多数が自身に身近な生活環境レベルにおける大気中有害物質濃度情報、環境リスク情報を得ることは困難である。従前の研究では、各物質の濃度測定(環境省(2012a))や物質自体のリスク評価(IPCS INCHEM(2012)、環境省(2012b)、OEHHA(2003)、US EPA(2012))などの例はあるが、生活環境

\* 2011年7月17日受付, 2012年10月1日受理(改訂版受理)

\*\* 岩手県環境保健研究センター(Research Institute for Environmental Sciences and Public Health of Iwate Prefecture)

\*\*\* 岩手大学工学部(Faculty of Engineering, Iwate University)

レベルで、実測に基づき大気中リスクを示すことを目的に研究を行った例はみられない。

未測定箇所を補間する方法として、一定期間吸引可能なアクティブサンプラーを用いる方法等がある。しかしそれは電源が必要であることや、設備が大きい等の難点もあり、簡便法としては電源が不要なパッシブモニタリング法を用いることがある。大気中ガス状物質のパッシブモニタリングは、分子拡散を用いる方法等、様々提案され、実用化されている（柳沢、西村（1980）、山田ら（1996））。しかし、PMのパッシブモニタリング法は、物質を選択的に捕集することが難しく、実用例はほとんど無い。筆者らは、地域住民が自主的に大気環境状況を測定できる捕集材の開発を最終目標に、安価で、地域住民にも容易に設置可能なミクロ繊維シート（MFS）を用いた大気中粒子状物質簡易モニタリング法を開発し、MFSによる7日間捕集は、SPMとB[a]Pの大気環境指標に成り得ることを示してきた（齊藤、大塚（2003））。

本報では、地方都市の主要道路沿道や住宅地域にMFSを設置し、同地点に設置、測定したアクティブサンプラーの結果と比較することにより、MFSに捕集される粒子の粒径を推定、確認するとともに、MFSがB[a]P以外の大気中PAHsの環境指標を得るための簡易モニタリング法として適用可能であるかを検討した。更に、MFSの大気中PAHsによる環境リスク評価への適用可能性について検討し、主要道路沿道、住宅地を含む地方都市において多地点モニタリングを行い、生活環境地域での大気中PAHsリスクを推定した。

## 2. 捕集及び測定方法

### 2.1. 採取地点および採取方法

大気試料の採取は、岩手県一関市の主要道路（国道4号線）沿いの三反田自動車排出ガス測定局（三反田局）、道路近傍ではない竹山町一般環境大気測定局（竹山町局）を含む約0.65km<sup>2</sup>の範囲で行った。主要道路沿道や住宅地を含む33箇所（うち4車線道路沿い6箇所（三反田局含む）；平均交通量1862台/時、2車線道路沿い13箇所；905台/時、1車線道路沿い13箇所；41台/時、道路近傍ではない地点1箇所（竹山町局））にMFSを設置し、三反田局には粒径別に採取可能なアンダーセンエアサンプラー（AN）を、竹山町局には10 $\mu$ m以下のPMが捕集可能なローポリウムエアサンプラー（LV）を設置し、同時捕集を行った。

Fig. 1に採取地点を、Fig. 2にMFSによる採取状況を示す。採取期間は2009年6月から2010年5月まで、採取時間は月1回、連続7日間である。MFS（流動パラフィン含ポリエチレン・ポリプロピレン製、 $\phi$  110mm, KAO）は、裏面をアクリル板に裁縫用糸で固定し、車道直近のカーブミラー等に高さ約1.5m（人間の呼吸する高さ）で設置した。なお、MFSは専門知識を有しない住民が設置することを想定し、主風向等に関わらず、道路に向けて設置した。ただし、竹山町局では道路からの直接影響を避けるため、近接道路から約20mの建屋屋上（2階部分、高さ約5m）に設置した。

AN（AN-200; SIBATA）はPMを0.43 $\mu$ m以下、0.43-0.65 $\mu$ m、0.65-1.1 $\mu$ m、1.1-2.1 $\mu$ m、2.1-3.3 $\mu$ m、3.3-4.7 $\mu$ m、4.7-7.0 $\mu$ m、7.0-11.0 $\mu$ m、11 $\mu$ m以上の範囲で空気力学的に分級する。各段に $\phi$  80mmフッ素樹脂処理ガラス繊維フィルター（T60A20; Tokyo Dylec）をセットし、吸引流量28.3L/min（LV-40BR; SIBATA）で採取した。また、LVは多段分粒装置（C-30; SIBATA）を取り付け、流量30L/min（LV-40BR; SIBATA）で採取した。採取用フィルターは、 $\phi$  55mmのガラス繊維フィルター（GB100R; ADVANTEC）である。

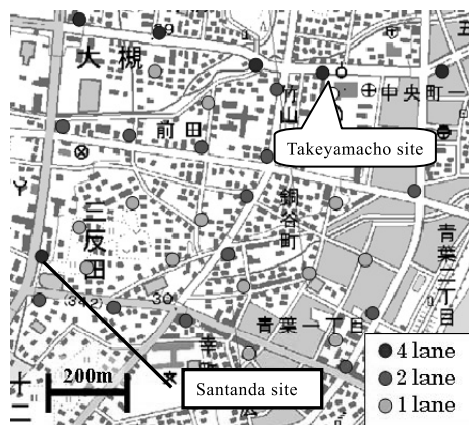


Fig. 1 Sampling site

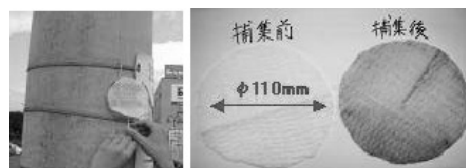


Fig. 2 MFS installation

## 2.2. 測定対象物質

測定対象は、捕集されたPM質量と4環と5環のPAHsのうち、B[a]Pに対するrelative potency (WHO (1998))が示され、粒子吸着態で存在(関本, 吉村(2006))しているbenzo[a]anthracene(B[a]A), chrysene (Chr), benzo[b]fluoranthene (B[b]F), benzo[k]fluoranthene (B[k]F), dibenzo[a,h]anthracene(DB[a,h]A)とB[a]Pの計6物質とした。

## 2.3. 測定方法

### 2.3.1. PM量の測定

捕集後のMFS, AN及びLVフィルターは恒温恒湿器で約2日～10日間恒量となるまで保管した後、電子天秤(AG135; METRALLR TRED0)で重量を測定し、捕集前の重量と比較することによりPM量を求めた。

### 2.3.2. 捕集したPMの顕微鏡観察および定量

実際にMFSに捕集されているPMの形状、平均粒径、量を確認するため、走査型電子顕微鏡(SEM)による観察、定量を行った。捕集後のMFSを5mm角に切断し、真鍮試料台に金蒸着した後、SEM(JSM-5900LV; JEOL)で1,000倍に拡大し、50視野(93 $\mu$ m $\times$ 125 $\mu$ m/1視野)についてPMの観察及び定量を行った。更に、一部について4,000倍まで拡大し、微小粒子の観察を行った。

### 2.3.3. PAHsの測定

PM量を秤量したMFS, AN及びLVフィルターはアセトン(best grade; 関東化学)100mL中で8時間ソックスレー抽出を行った。抽出液を減圧濃縮した後、濃縮液をほぼ乾固させ、アセトニトリル(best grade; 関東化学)1mLで再溶解し、フィルター(SLLHH04NL,  $\phi$  0.45 $\mu$ m; MILLIPORE)でろ過したものを分析試料とした。分析は、高速液体クロマトグラフィー(HPLC)で行った。

Table 1に測定条件を示す。PAHsは原則として試料作成後、7日間以内に測定した。

Table 1 Analytical condition of PAHs

PAHs (HPLC-FL; Agilent1100 series)	
Column:	Inertsil ODS-P 250 $\times$ 4.6mm ID, 5 $\mu$ m (GL Science)
Mobile Phase:	A; Water; B; Methanol
Gradient program:	0-5min B.70%hold, 5-20min B.70-100% linear-gradient, 20-45min B.100%hold
Flow Rate:	1mL/min, Column Temp.: 40C
Detect.:	FL (Ex nm, Em nm);
Jun. - Oct.:	(295, 401)
Nov. - Jan.:	0-14.5min (270, 330), 14.5-18.3min (250, 370), 18.3-21.0min (330, 430), 21.0-24.5min (270, 390), 24.5-33min (290, 430), 33.0-40min (370, 460)
Feb. - May:	0-16.0min (285, 325), 16.0-17.0min (296, 327), 17.0-18.3min (250, 400), 18.3-19.4min (358, 435), 19.4-21.0min (320, 391), 21.0-24.0min (280, 380), 24.0-30.1min (295, 420), 30.1-34.4min (300, 400), 34.4-37.0min (300, 500), 37.0-40min (285, 325)

## 3. MFSモニタリングの適用可能性検討

### 3.1. PM測定結果および考察

#### 3.1.1. MFSに捕集されたPM量

Fig. 3に、MFSに捕集された単位面積当りのPM捕集量と、竹山局に設置したLV, 三反田局に設置したANで同期間に採取したPM濃度との関係を示す。MFSに捕集されたPMとLV, ANで捕集されたPMとの間には正の相関関係( $R^2=0.536$ ,  $p<0.01$ )が認められた。一部でPM捕集量(捕集前後のMFS重量変化量)が負値となる月も見られたが、これは捕集期間中の降雨等によりMFS表面の塗布成分である流動パラフィンが少量流出したためと推定される。これを考慮しても、MFSによる大気中PMモニタリング結果は自動車等の発生源の影響を直接捉えられる可能性があり、発生源の直接影響を受けない地点においても、簡易に地域変化や経月変動を判断できるPM重量濃度の大気環境指標として評価できることが示唆された。

#### 3.1.2. MFSに捕集された粒径別PM濃度推定

MFSに捕集されたPMの粒径推定のため、三反田局に設置したANによって採取した各粒径帯のPM重量濃度と同箇所MFSに捕集されたPM捕集量を比較し、検討した。

Table 2にMFSに捕集されたPM捕集量とANによって採取された各粒径のPM重量濃度とのPearsonの相関係数RとANによって採取された各粒径のPM重量濃度を示す。MFSに捕集されたPMは、特に4.7 $\mu$ m以上の粗大粒子との相関が高く(e.g. 粒径11 $\mu$ m以上;  $R=0.695$ ,  $p<0.05$ ), また、微小粒子である粒径0.43~0.65 $\mu$ mのPM濃度との相関係数は粗大粒子に次いで高い値( $R=0.583$ ,  $p<0.05$ )を示した。MFS

に捕集されたPM量は質量の大きい粗大粒子だけでなく、質量の小さい0.43～0.65 $\mu\text{m}$ の粒径帯との相関も高く、この粒径帯のPMも多く捕集している可能性が推察され、実際にMFSに捕集された粒子径を顕微鏡で観察することとした。

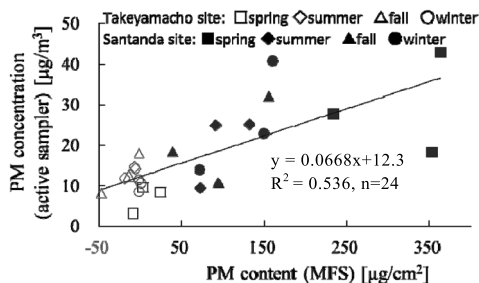


Fig. 3 Correlation between PM contents (MFS) and PM concentrations (active sampler)

Table 2 PM concentrations with AN and Pearson correlation coefficients between PM concentrations (AN) and the PM contents (MFS)

\*p<0.05

Particle size	11.0-	7.0-	4.7-	3.3-	2.1-
R (n=12)	.695	.578	.542	.283	.378
AN ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	4.37	2.52	2.51	2.73	2.00

Particle size	1.1-	0.65-	0.43-	-0.43	All size
R (n=12)	.120	.147	.583*	-.297	.512
AN ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	1.54	2.67	2.41	3.14	23.9

### 3.1.3. MFSに捕集されたPMの観察及び定量

Table 3にMFSに捕集されたPMを観察、定量(50視野)した結果を示す。平均粒子径0.5 $\mu\text{m}$ ～1 $\mu\text{m}$ の粒子が最も多く観察され、1 $\mu\text{m}$ 以下の粒子で全粒子数の60%以上を占めていた。また、ANのPM重量濃度比と比較しても、空気力学的

Table 3 PM quantitation results each particle size with SEM and the ratio of whole PM concentration with AN

Particle size ( $\mu\text{m}$ )	count	The ratio of whole PM number (%)	The ratio of whole PM concentration with AN (%)
10.0-	9	2.4	18 (11.0 $\mu\text{g}$ -)
5.0-10.0	4	1.0	21 (4.7-11.0 $\mu\text{g}$ )
3.0-5.0	8	2.1	11 (3.3-4.7 $\mu\text{g}$ )
2.0-3.0	27	7.1	8.4 (2.1-3.3 $\mu\text{g}$ )
1.5-2.0	27	7.1	3.2 (1.1-2.1 $\mu\text{g}/2$ )
1.0-1.5	70	18	3.2 (1.1-2.1 $\mu\text{g}/2$ )
0.5-1.0	138	36	21 (0.43-1.1 $\mu\text{g}$ )
-0.5	98	26	13 (-0.43 $\mu\text{g}$ )

分級と形状観察の相違はあるが、MFSは微小粒子も多く捕集しているという前項の結果を裏付けているといえる。Fig. 4に、SEM画像の一例を示す。1 $\mu\text{m}$ 以下の微小粒子や約2 $\mu\text{m}$ の粒子が付着しており、MFSには1 $\mu\text{m}$ 以下の微小粒子も多数捕集されていることが確認された。

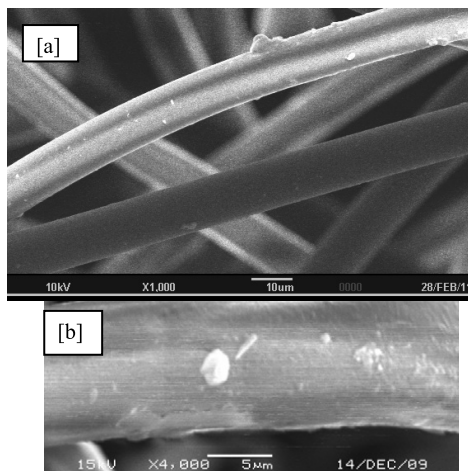


Fig. 4 SEM image; 1,000x[a], 4,000x[b] magnification

## 3.2. PAHs測定結果および考察

### 3.2.1. ANによる大気中PAHsの粒径濃度分布

Table 4にANで採取した粒径別PAHs濃度の年平均値を、Fig. 5にその割合を示す。測定したPAHsの中ではB[b]F、B[a]Aの濃度が高く、最も分子量の大きいDB[a,h]Aの濃度が最も低かった。また、微小粒子ほどPAHs濃度が高く、分子量の大きい物質ほど粗大粒子含有率が低かった。粒径別の割合は、どの物質も3.3 $\mu\text{m}$ 以下の粒径で約75～95%以上を占めており、特に分子量の大きい物質では大気中PAHsのほとんどは微小粒子中に含有していることが確認された。

ここで、大気中PAHsの環境指標として、測定対象PAHsの総合計を「 $\Sigma$ PAHs」と定義し、評

Table 4 PAHs concentration at each particle size

$\mu\text{m}$	-0.43	0.43-	0.65-	1.1-	2.1-	3.3-	4.7-	7.0-	11.0-	total
$\mu\text{g}/\text{m}^3$	0.65	1.1	2.1	3.3	4.7	7.0	11.0			PM
B[a]A	44.2	22.3	24.3	17.6	15.5	9.12	8.90	9.65	11.3	163
Chr	48.6	17.1	22.1	8.00	3.98	2.16	2.85	1.71	2.61	109
B[b]F	53.9	29.3	34.5	17.7	9.06	6.40	6.04	6.06	5.24	168
B[k]F	23.7	12.8	14.5	5.99	2.28	1.16	1.26	0.795	0.888	63.3
B[a]P	32.6	27.8	31.7	9.87	3.06	2.41	5.02	1.21	2.07	116
DB[ah]A	3.56	2.71	2.87	1.02	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	10.2
$\Sigma$ PAHs	207	112	123	60.2	33.9	21.3	24.1	19.4	22.1	630

価することを試みた。Fig. 6にΣPAHs季節毎濃度平均値と粒径別の割合を示す。冬季のΣPAHs濃度は夏季の約7倍、春季、秋季の約3倍となった。冬季にΣPAHs濃度が高くなる理由は、これまでも指摘されているように (Vardara et al. (2008)), 暖房等による化石燃料燃焼の影響が大きいことや、大気が安定し拡散されにくいこと、また、PAHsは紫外線によって分解されやすいため紫外線の少ない冬季が夏季に比べて濃度が高くなること等が考えられる。更に、濃度が高い冬季、秋季、春季、夏季の順に3.3μm以下の微小粒子の割合が大きくなっており、冬季のPAHs濃度増加の要因として微小粒子のPAHs濃度増加に関係することが示唆された。

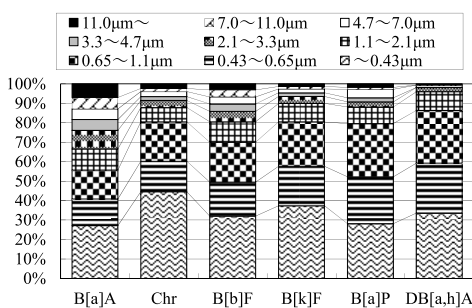


Fig. 5 The ratio of PAHs concentration at each particle size

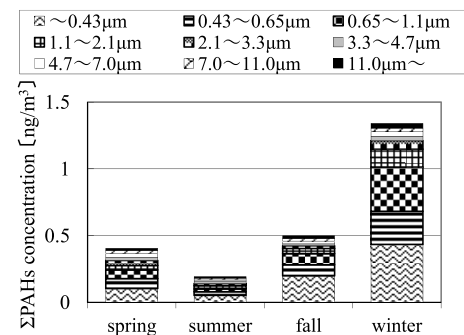


Fig. 6 Season variation of ΣPAHs concentration at each particle size

### 3.2.2. MFSに捕集された大気中PAHs濃度

Fig. 7にMFSに捕集された測定対象PAHsの6物質を合計した単位面積当たりのΣPAHs含有量と、竹山町局に設置したLV、三反田局に設置したANで同期間に採取したΣPAHs濃度との関係を示す。これらには正の相関関係 ( $R^2=0.602$ ,  $P<0.005$ ) が見られた。なお、MFSに吸着する

PAHs量は捕集期間中の降雨等による流動パラフィンの流出とともに減少する可能性はあるが、このことを考慮しても、MFSでの捕集はΣPAHsの環境指標となり得ると考えられた。

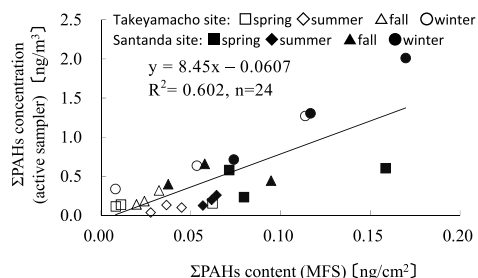


Fig. 7 Correlation between ΣPAHs contents (MFS) and ΣPAHs concentrations (active sampler)

## 4. 大気中PAHsのリスク評価

### 4.1. リスク評価手法

生活環境において大気中PAHsの地域住民の健康に与える影響 (大気中PAHsリスク) を大気中PAHsモニタリングの結果を用いて推定することを試みた。ここでは、エンドポイントを「発がん可能性」に設定し、測定した大気中PAHs6成分のリスク総計を「ΣPAHs risk」と定義し、Eq. 1により算出することとした。

$$\text{Air environmental risk of PAHs } (\Sigma\text{PAHs risk}) = \Sigma (\text{each PAHs unit risk} \times \text{each PAHs concentration}) : \text{Eq. 1}$$

Table 5にunit risk値を示す。unit riskはB[a]Pと、それに対するrelative potency (WHO (1998); Table A1. 6, US EPA (1993); Table 8)のオーダーの値を用いて算出した。なお、ここで用いたB[a]Pのunit risk値は他のPAHsリスクも含めて推察するために算出された値のため、本推定法では総リスク値が過大評価となる可能性があるが、リスクを安全側に評価するという原則や各PAHs unit risk値の不確実性、各PAHsの複合影響、吸入による差異、大気モニタリングによる不確実性を考え合わせ、本報では一定の環境リスク評価に用いることができると判断した。

Table 5 PAHs unit risk ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )<sup>-1</sup>

B[a]A	$8.70 \times 10^{-3}$	B[k]F	$8.70 \times 10^{-4}$
Chr	$8.70 \times 10^{-5}$	B[a]P	$8.70 \times 10^{-2}$
B[b]F	$8.70 \times 10^{-3}$	DB[a,h]A	$8.70 \times 10^{-2}$

## 4.2. アクティブサンプラーによる大気中 PAHs リスク

ANを設置している三反田局とLVを設置している竹山町局における $\Sigma$  PAHs riskをEq. 1により算出した。なお、each PAHs concentrationには各PAHs濃度を入力した。その結果、主要道路沿道にある三反田局のリスクは $1.39 \times 10^{-5}$ であり、近傍に発生源の無い竹山町局は $7.20 \times 10^{-6}$ であった。両局は1%の有意水準 ( $n=12$ ) でリスク値に差がみられ、竹山町局では現在の大気の一般的な許容レベルである $10^{-5}$ リスクレベルを下回っている一方、約800m離れた主要道路沿道の三反田局においては $10^{-5}$ リスクレベルを超えていることが確認された。このように、比較的狭い生活環境地域内でもリスクレベルに有意な差があることが明らかとなり、地域に密着したリスク評価の必要性が示唆された。

## 4.3. MFS を用いた大気中 PAHs リスク推定法

Fig. 8に、AN、LVで採取した大気中PAHsによる $\Sigma$  PAHs riskと、両地点で得られたMFSで測定された単位面積当たりの $\Sigma$  PAHs量の相関関係を示す。それらは正の相関関係 ( $R^2=0.585$ ,  $P<0.01$ ) を示し、MFSに捕集された各PAHsを足し合わせた $\Sigma$  PAHs量から、採取した地点における大気中 $\Sigma$  PAHs riskが推定できることが示唆された。このことから、MFSでの測定結果は大気中「 $\Sigma$  PAHs risk」の指標となり得ると考えられた。

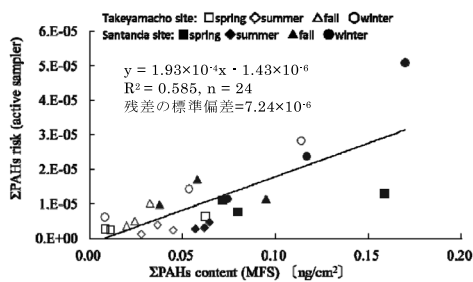


Fig. 8 Correlation between  $\Sigma$  PAHs contents (MFS) and  $\Sigma$  PAHs risks (active sampler)

## 5. 生活環境での大気中 PAHs 多点モニタリング

ここでは岩手県一関市の中心市街地約 $0.65\text{km}^2$ の範囲に33地点設置したMFSにより大気中PAHsを測定し、前節に基づき、生活環境にお

る大気中PAHsリスクを算出した結果を示す。

## 5.1. 生活環境における大気中 PAHs 濃度

Fig. 9にMFS設置箇所を車線数ごとに区分した、MFS単位面積あたりのPAHs量の季節平均値と年平均値 ( $n=12$ ) を示す。年平均値では4車線道路沿いのPAHs量が2車線、1車線道路沿いと比較して有意に高く、発生源である自動車の影響が認められた。その一方、2車線道路と1車線道路との間の有意な差はみられなかった。物質別ではどの車線でもB[a]Aの量が最も多く、最も分子量の大きいDB[a,h]Aの量が最も少なかった。また、どの車線数に関しても冬季にPAHs量が多く、夏季、秋季に少ない季節変動を示し、特に夏季、秋季の1車線道路で小さな値を示した。

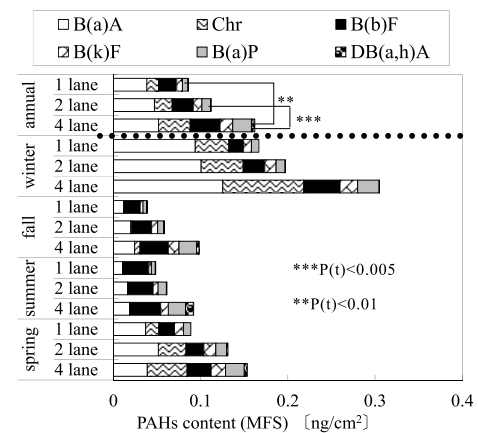


Fig. 9 The amount of PAHs contents with MFS by the number of lane

## 5.2. 生活環境における大気中 PAHs リスク推定

MFSを設置した33地点でのPAHs年間平均値に基づき、Fig. 8で示した回帰式を用いて、大気中 $\Sigma$  PAHs riskの推定を行った。

Fig. 10に各測定点におけるリスク推定結果を示す。主要道路沿道において、最大で $4.0 \times 10^{-5}$ 以上の大気中PAHsリスクが存在することが示唆された。また、エリア内部の住宅地域を含め、ほとんどの箇所一般的な許容レベルである $1.0 \times 10^{-5}$ リスクレベルを超えていた。このことから、不確定要素が存在する推定ながら、大気中PAHsによる環境リスクは岩手県一関市という地方都市の生活環境においても看過できないレベルにある可能性が示唆された。

以上に示した、MFSによる大気モニタリングと環境リスク推定方法を用いることで、現在行

れている大気測定局での観測では網羅されない住宅地等、住民に身近な生活環境での人体への影響を推定でき、大気中PAHsによる環境リスク指標となることが示唆された。本推定の結果、沿道の中でもよりリスクが高い箇所や、住宅地の中でもリスクの高い箇所、低い箇所が存在することが示され、地域住民への情報提供を念頭に、リスク情報の活用可能性が高まったといえる。

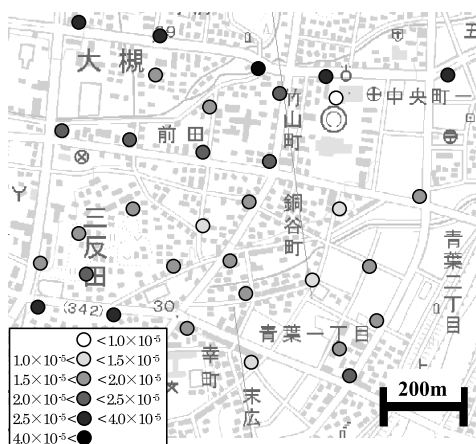


Fig. 10 Air environmental risk of PAHs at measurement points

## 6. おわりに

大気中粒子状物質の簡易モニタリング法であるMFSに捕集される粒子の粒径を推定、確認するとともに、MFSが大気中PAHs濃度とその環境リスク指標として適用可能であるかを検討した。更に、地方都市の生活環境において、MFSを多点に設置し、大気中PAHsのリスク評価を行った。得られた結果は次の通りである。

- (1) MFSによる7日間の大気モニタリングは、PMの捕集に有効であり、PM量の大気環境指標となり得ることが示唆された。また、MFSは微小粒子も捕集していることがANとの比較、SEMによる観察、定量で明らかとなった。また、「PAHs 6成分の総計」と定義した「 $\Sigma$  PAHs」の大気環境指標となり得ることが示唆された。
- (2) 定点で測定したアクティブサンプラーの結果との比較により、MFSでの測定結果は大気中「 $\Sigma$  PAHs risk」の指標となり得ると考えられた。
- (3) 多点モニタリングの結果から、主要道路沿道において、最大で $4.0 \times 10^{-5}$ 以上の大気中PAHsリスクが存在し、住宅地域を含め、地方都市の生

活環境においても看過できないレベルにあることが示唆された。

(4) MFSによる大気モニタリングと環境リスク推定法は、住民に身近な生活環境での人体への影響を推定できる指標となることが示唆され、地域住民への情報提供を念頭に、リスク情報の活用可能性が高まったといえる。

## 謝辞

本研究に協力頂いた岩手大学大学院修士の倉谷昌臣氏（現（株）建設技術研究所）、田沼大樹氏（現 東日本旅客鉄道（株））に謝意を表する。

## 参考文献

- IARC (1983) Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, 32, 211
- IPCS INCHEM (2012) Environmental Health Criteria, <http://www.inchem.org/pages/ehc.html> (2012年9月14日確認)
- 岩手県 (2012) 大気自動測定結果, <http://www.pref.iwate.jp/~hp1353/togo/air/html/index.html> (2012年9月14日確認)
- 環境省 (2010) 水・大気環境局 大気環境課, 有害大気汚染物質測定方法マニュアル, 2010改訂
- 環境省 (2012a) 大気汚染モニタリング実施結果, <http://www.env.go.jp/air/osen/monitoring.html> (2012年9月14日確認)
- 環境省 (2012b) 化学物質の環境リスク初期評価, <http://www.env.go.jp/chemi/risk/index.html> (2012年9月14日確認)
- Menzie, C. A., Potocki, B. B., and Santodonato, J. (1992) Exposure to carcinogenic PAHs in the environment, *Environ. Sci. Technol.*, 26, 1278-1284
- Nikolaou, K., Masclat, P., and Mouvier, G. (1984) Sources and chemical reactivity of polynuclear aromatic hydrocarbons in the atmosphere - a critical review, *Sci. Total Environ.*, 32, 103-132
- OEHHA (2003) Toxicity Criteria Database, <http://www.oehha.ca.gov/risk/ChemicalDB/> (2012年9月14日確認)
- 齊藤 貢, 大塚尚寛 (2003) ミクロ繊維シートを用いた多点での簡易大気モニタリング法, *大気環境学会誌*, 38, 3, 162-171
- 関本順之, 吉村博文 (2006) 大気環境中における多環芳香族炭化水素 (PAH) の挙動, *佐賀県環境*

センター所報, 18, 21-26

US EPA (1993) Provisional guidance for quantitative risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons, 600, R-93, 089

US EPA (2012) Integrated Risk Information System, <http://www.epa.gov/iris/> (2012年9月14日確認)

Vardara, N., Esenb, F., Tasdemir, Y. (2008) Seasonal concentrations and partitioning of PAHs in a suburban site of Bursa, Turkey, Environmental Pollution, 155, 2, 298-307

WHO (1998) Polycyclic aromatic hydrocarbons, selected non-heterocyclic, Environmental Health Criteria, 202

山田 悦, 吉田大作, 胡 連春, 山田 武 (1996) パッシブサンプラーを用いる山間部における大気中二酸化窒素及び二酸化硫黄の簡易測定法, 分析化学, 45, 12, 1083-1088

柳沢幸雄, 西村 肇 (1980) 生活環境中濃度測定用 NO<sub>2</sub> パーソナルサンプラー, 大気汚染学会誌, 15, 8, 316-323