微小粒子状物質検討会

研究成果報告書

JATOP大気観測について

(財)日本自動車研究所 エネルギ・環境研究部

森川 多津子

.

JATOP 大気観測について

1. JATOPのPM_{2.5}広域観測

JATOP(Japan Auto-Oil Program、経済産業省補助事業、2007年度~)では PM_{2.5}の挙動を把握するため、夏季観測として、平成20(2008)年7月28日から8 月11日まで南関東7カ所(千葉県浦安市、東京都千代田区九段、さいたま市埼玉 大学構内、加須市騎西町埼玉県環境科学国際センター、東京都渋谷区代々木公 園、八王子市首都大学東京構内、つくば市国立環境研究所内)で、冬季観測とし て平成21(2009)年11月23日から12月9日まで南関東4カ所(千葉県浦安市、東京 都千代田区九段、さいたま市埼玉大学構内、加須市騎西町埼玉県環境科学国際 センター)で大気観測を実施した(図1-1)。



夏季観測(7ヶ所○+●) 冬季観測(4ヶ所○) 図1-1 観測地点

測定項目は、表1-1に示すようにデニューダによるガス・粒子同時捕集、 $PM_{2.5}$ フィルタ捕集、 $PM_{2.5}$ 化学成分のナイトレート(NO_3)・サルフェート(SO_4^{2-})・カ ーボン等の自動計測、NOx, O_3 等の前駆体ガス、VOC捕集、等である。

PM	フィル タ採取	粒子状物 質	質量	湿度35%、50%	% 24時間調湿後に電子天秤法計測		
			化学組成	水溶性イオン	イオンクロマト分析		
				炭素成分	IMPROVE法によるCarbon Profile計測		
				元素	中性子放射化分析		
				その他	Levoglucosan分析、14C分析		
		ガス状物質	デニューダ	法による硝酸ガス、アンモニア、塩素ガス計測			
	自動計測		質量	TEOM法による連	TEOM法による連続計測		
			化学組成	ナイトレート	ナイトレートモニタ		
				サルフェート	サルフェートモニタ		
				炭素成分	カーボンモニタによるEC,OC計測		
				AMS (Aerosol Ma	ss Spectrometer)によるPM1化学組成連続計測		
	NO, NO ₂		 化学発光法による連続計測				
ガス	O ₃		紫外吸収法による連続計測				
	VOC		キャニスターによる大気採取とガスクロマトグラフによる分析				
	気温·湿度		半導体センサーによる連続計測				
気象	風向·風速		超音波風速計による連続計測				
	上空気象		低層ゾンデーによる風向・風速、温度・湿度計測 (夏季観測)				
その 他	ヘリコ	プター観測	上空の粒子数濃度、NO, NO ₂ , O ₃ , VOC測定 (夏季観測)				

表 1-1 観測項目

2. 観測期間中の汚染物質の輸送

南関東に約250局ある常時監視局の風向・風速のデータを用い、距離2乗法で 地表付近の風の流れを2次元情報として得た。これを利用して夏季と冬季の観 測期間中の汚染物質の輸送を考察した。

図2-1に夏季観測の期間の各測定点に至る後方流跡線解析の結果を示す。各図の下に示す日時は、気塊が各測定局に到達した日時を示し、流跡線の長さは24時間の移動距離を示す。PM_{2.5}の24時間採取は平成20(2008)年7月29日9時に開始し、8月5日9時に終了した。この期間の前半は図に示すように東風が卓越していた。これが一転して8月2日9時に至る24時間前の流跡線は、南風に変わっている。この時点から7カ所の測定局でのPM_{2.5}濃度も高濃度状態となり、採取したPM_{2.5}成分は後述するようにSO₄²が多く含まれていた。



図2-1 平成20(2008)年夏季PM2.5 24時間採取観測期間前後の風の流れ

一方、平成21冬季の風の流れは、図2-2に示すように観測期間である平成21 年11月23日から12月7日にかけてほぼ北風を示していた。ただし、高濃度が観 測された11月27日、12月2日、5日(図中ハッチングした部分)の風向は、東風が やや入った状態であった。



図2-2 平成21(2009)年冬季PM2.5 24時間採取観測期間前後の風の流れ

3. PM_{2.5}質量濃度

夏季と冬季とでは卓越風向が大きく異なる。しかしPM_{2.5}質量濃度は、図3-1 に示すように、浦安から騎西までの4局間で濃度の差が共に少なく、日変化に よる濃度変動が見られている。ここで、PM_{2.5}質量濃度は、夏季・冬季ともに24 時間採取後に50%室温で24時間調整した後の質量を示している。



南関東全体のSPM濃度(沿道局を除く約200局の常時監視局データから空間 展開して得た平均濃度)と比較すると、冬季はSPM濃度とPM_{2.5}濃度に大きな差 は見られていない。PM_{2.5}の質量濃度はSPMの70-80%に相当することを考慮す ると、冬季に4局のPM_{2.5}南関東平均SPM濃度が一致した結果は、4局が南関東 全体よりも20-30%高めの地域であったものの、南関東全体が空間的な均一な 濃度勾配を保ちつつ、気象による日変化を示していた結果と考えられる。4局 のPM_{2.5}濃度と風速とのと関係は、図3-3に示すように、きれいな逆相関関係が 見られていた。

これに対し、図3-1に示す夏季の結果は、特に南風に変化した8月2日以降、 SPM濃度とPM_{2.5}濃度との乖離が出ている。東風時と南風時の典型的なSPM空 間濃度分布の違いを図3-4に示す。南風の侵入により北部のSPM濃度が増加し、 8月2日前後でPM濃度の空間分布が大きく異なった。東風が卓越した7月29日は、 図3-4左の破線で囲んだ地域である南部の東西に長い地域で高濃度となった。一 方、南風が卓越した8月3日は、埼玉県西部の南北に長い地域で高濃度が見られ た。後者の粒子成分は、SO₄²⁻が多い特徴があった。PM_{2.5}濃度と風速との関係 は、夏季には図3-2に示すように風速との相関も悪く、風による物理的な拡散が 支配した冬季に対して、光化学二次粒子生成の影響を受けた北部高濃度化の過 程が推察された。





4. PM成分

夏季・冬季のPM成分の測定地域による違い、および高濃度時に卓越する成分 をまとめ、図4-1に示す。夏季の成分は、浦安を除き、 SO_4^2 とOCが主要な成分 で地域による大きな違いが無い点、南風が卓越した高濃度時には SO_4^2 の割合が 大幅に増える点が明らかとなった。これまで述べてきたように、粒子採取は24 時間であるため、 NO_3 やCFの濃度は検出できなかった。さらに、OC等の揮発 性の高い物質も含め、一部の成分は24時間サンプリング中に揮発した可能性が ある。

このような揮発性物質のガス-粒子平衡を調査するために、デニューダを用い たガス・粒子採取を同時に実施している。図4-2は、平成20年7月29日から8月4 日(サンプリング終了は、5日9時)の24時間採取した試料と、3時間ごとにデニュ ーダ観測した結果を示したものである。各無機イオン成分の7日間の最大値・ 最小値と平均値を黒で示し、24時間サンプリングに対応した3時間ごとのデニ ューダ観測から得られた日最大値・最小値、平均値を赤で示した。なお、スケ ールを一致させるため、NH₄+は濃度を1/5で表示するとともに、SO₄²⁻は1/10で 表示している。

この結果から、主要成分である NH_4^+ と $SO_4^{2^-}$ は、浦安を除き大きな差は無かったが、 CI^- や NO_3^- 等揮発性の高いイオンは、大きな食い違いが出た。さらに、 Na^+ , K^+ , Ca^{2+} 等の金属イオンも24時間採取で過小となった。



図4-1 PM成分のまとめ



図4-2 採取時間の違いによる濃度差 (夏季観測) (日最大値・最小値・平均値の比較、黒:3時間、赤:24時間)

一方、図4-1に示すように冬季はOCが主な成分で、ついでEC, NO₃が主要成分となり、高濃度時に増える特徴的な成分は無いことが分かった。また、冬季も地域による大きな違いは見られなかった。

冬季のサンプリング時間によるアーティファクトを、図4-3に示す。冬季のデ ニューダ観測は、ガス化する濃度が夏季と比較して少ないと考えられたため、 日中は6時間、夜間は12時間採取とした。平成21(2009)年11月28日から12月4 日の、期間内の日最大値・最小値と平均値を比較した。また、スケールを合わ せるためCI は1/2の濃度で、NH4⁺, NO3⁻, SO4²⁻は1/10の濃度でプロットした。こ の結果は、夏季と対象的で、ガス化しているCI⁻(HCI)やNO3⁻(HNO3)等が粒子に 凝縮するため24時間採取の試料では高い濃度となった。このようなガス-粒子化 の作用もあり、冬季は夏季と比較して粒子中にNO3⁻が多く存在している。



図4-3 採取時間の違いによる濃度差 (冬季観測) (日最大値・最小値・平均値の比較、黒:3時間、赤:24時間)

このように揮発性成分は、気温によりガス-粒子の平衡がずれる。図4-4は、 デニューダ観測より得られたNO3 とNH4⁺のガスおよび粒子の濃度を示す。なお、 図4-4の凡例でgと記したものは、ガス状に存在するもので、デニューダ中の濃 度を示す。また、pはフィルタに採取された粒子中に含まれる濃度である。vは フィルターの下流に挿入したガス吸着剤を塗布したフィルタに吸着した濃度を 示し、フィルタから気化した成分を示す。よって、p+vが粒子として存在する 濃度である。

この結果から、夏季の日中にガス状NO₃ 濃度が上昇しガス化する傾向、また 夜間にはその割合が低下し、粒子として存在する傾向が見られた。構成比から は日中では約8割がガスとして存在し、夜間には5-6割が粒子となる。また、降 雨があった8月5日は他と異なり、日中でも粒子として存在する割合が多い結果 となり湿度依存性が示された。一方、冬季はNO₃ 濃度に明確な日変化が見られ ず、約8割が粒子として存在する状態が確認できた。

一方、NH₄⁺については、夏季観測前半ではガス状で存在する割合が高く3割 程度が粒子として存在していたが、8月1日以降、カウンターイオンであるSO₄²⁻ 濃度増加に伴い粒子の割合が6割程度に増加した。冬季はガス粒子合わせて濃 度が低く、ガス状で存在する割合が高かった。これは、冬季のSO₄²⁻濃度が低い こと、NH₄⁺の生成が少なくなることによるものと考えられる。

7

0



5. PM中の炭素成分の挙動

自動車排気と関連の深い炭素成分について、熱光学式炭素分析計でカーボン プロファイルを計測した。これは、図5-1に示すように、石英繊維フィルタに採 取した粒子をHe雰囲気中で加熱して気化する成分を加熱温度とともに測定す



る。炭素成分は有機炭素成分(OC)とし ては計測される温度範囲が低い順に OC1、OC2、OC3、OC4に分類できる。 気化したOCが炭化するため、OC4の計 測の後、2%のO₂を添加し、フィルタ を光学計測して初期の状態まで補正す る。ここでは、反射率が初期の状態と なるまでの値をPyrolyzed OC(Pyr-OC)とした。この後、O₂2%雰 囲気で加熱して無機炭素成分(EC)の 計測にはいるが、ECも検出温度の低い 順にEC1、EC2、EC3に分類して計測 することができる。

OCは、OC1からOC4およびPyr-OC までを指し、ECは、EC1からPyr-OC を差し引いたChar-ECと呼ばれる成分 と、EC2、EC3の和を指す。なお、OC の中でOC1が最も揮発性が高く、不安定な物質である。同様に、EC1は、低温 で燃焼した際の未燃生成分である。また、Pyr-OC は、酸化したOCとも称され、 光化学反応による影響を含んだ物質とされている。

Han et al. (2007)によると、Char-ECは、木材燃焼で特異的に出る成分で、植物燃焼由来成分であると言及している。一方、EC2とEC3の和はSoot-ECと呼び、高温燃焼による未燃生成物として分類している。これは、ディーゼル車排気粒子を含む、植物燃焼以外の人為的・工業的に生成した物質として考えられている。

図5-2に熱光学分析で得られたCarbon Profileの季節および地域による違いを 示す。炭素濃度は冬季が高く、図に示した赤棒が目立つ。夏季はOC2が多く、 次いでChar-ECが高い濃度を示した。また、冬季よりEC2濃度が高いのが特徴 である。冬季はOC2、OC3、Char-ECが高い濃度であった。浦安のCarbon Profile が他と若干異なるものの、概して地域的な差異は認められない。

各炭素成分ごとに地域による差や季節の差を詳細に見ると、図5-3に示すよう に、排出源に関連すると思われる特徴が見られた。今回の観測では、OC1はほ とんど検出できなかったため、地域比較の検討からはずした。OC2は、浦安や 九段等の都心より埼玉大や騎西等の内陸部で高い濃度を示す傾向が見られた。 炭素中のOC2の割合(OC2/TC)が、オゾン濃度や気温・風速と正相関を示し(相 関係数はそれぞれ:0.63,0.88,0.51)光化学反応の活発な状態で高い濃度割合を 占め、OC2の一部が二次粒子生成した可能性が示唆された。この傾向はPyr-OC により顕著に見られ、NO, NO₂との負相関、オゾンや日射強度との正相関が見 られた(相関係数はそれぞれ:-0.60,-0.63,0.61,0.62)。



一方、OC4は比較的揮発性の低いOCで、濃度の地域差が見られなかった。 OC3は、OC2とOC4の中間的な傾向が地域分布に見られた。





図5-3 炭素成分の季節・地域特性比較

Char-ECは炭素成分の中で最も濃度が高く、全体を代表する成分である。夏季に九段で最も高い原因は不明である。冬季は騎西で最も高いほかは3箇所で同じような濃度を示した。夏季は東風と南風、冬季は北風がそれぞれ卓越していたため、夏季の分布は都心を中心とした排出源の影響が局所濃度を高めた可能性、冬季は騎西およびその北部で排出された影響が南関東全体に及んだ可能性が考えられる。詳細な解析を後述する。

EC3は非常に濃度が低いため、Soot-ECはほとんどEC2の傾向による。EC2 もOC4と同様に地域差がほとんど認められない傾向を示した。

図5-4に全炭素中のChar-ECの割合を示す。この結果からも夏季に九段で高い 濃度割合を示していた。Char-ECについてHan et al.が言及している植物燃焼由 来であるということを考えると、セルロース燃焼時に生成する植物燃焼トレー サーであるLevoglucosan濃度が高い結果が期待される。しかし、図5-5に示す ように、夏季の九段および浦安・埼玉大でLevoglucosanの含有率は非常に低く、 夏季の九段で見られたChar-ECの含有率が高い原因として、植物燃焼以外があ ったのではないかと考えられた。







図5-5 Levogulcosanの粒子含有率

一方、冬季は、埼玉大と騎西でLevoglucosanの含有率が高く、埼玉県北部の 植物燃焼成分が北風で東京に輸送された可能性が示唆された。

LevoglucosanとChar-ECとの関係は、図5-6 に示すように正の相関関係を示す傾向がある ものの、相関係数は0.27と低い。このことか らも、Char-EC中に植物燃焼以外の排出源の 影響を含むとともに、Levoglucosan自身も大 気中を浮遊している間に酸化を受けて消失す る可能性が考えられ、これらの成分から排出 源に関する情報を得るには限界があると考え られた。

図5-6で示した関係を用い、Levoglucosan 濃度から得たChar-ECに含まれる植物寄与を 試算した結果を図5-7に示す。上記したと同様 に、夏季の浦安・九段・埼玉大では、植物由



来のChar-ECは少なく、植物以外の排出源の影響が示唆されると共に、冬季は Char-ECの多くの部分が植物由来である可能性が示唆された。また、騎西に関 しては、夏季も冬季もLevoglucosanの割合が高く、Char-ECのほとんどが植物 由来であることを推定していた。なお、図に示す負の割合は、計算された植物 由来の寄与が観測結果を上回った結果である。



図5-7 LevogulcosanとChar-ECの関係より推計したChar-ECの植物寄与



全炭素中のSoot-ECの割合は、図 5-8に示すように、夏季の浦安を除き、 夏季・冬季とも地域差がなくほぼ一 定の割合を示した。図5-3に示した炭 素成分の絶対濃度の地域比較におい ても、差が少ない傾向が示されてい たが、気流による拡散の影響を排除 するために実施した全炭素との比率 の解析で一定値を示したことは、 Soot-ECが非常に広範囲に存在して いることを示唆するものである。



Char-ECが植物燃焼とどの程 度関係があるか、あるいは、 PM_{2.5}の成分間でどのような関 連を持っているかを調査するた め、夏季と冬季の24時間採取し た全粒子成分データとその際の 気象データ、およびNOxやO₃な どの大気汚染物質濃度を用い、 最短距離法を用いたクラスター 解析を実施した。結果を図5-9 に示す。各因子間で同じ挙動を 示す因子の距離は短く、近いも の同士がツリーとして示されて

いる。ただし、Mg²⁺やF⁻等のイオンは、濃度が非常に低く、他の因子の変動の 影響を受けないため、NO₂⁻以下のツリーは不動因子として考える。図の中で Char-ECと最も近い因子はNO₃⁻であり、NOxから生成するNO₃⁻と同様の挙動を 示すことから、燃焼生成物であることが示唆された。しかし、levoglucosanと 関係が非常に遠く、Char-ECが植物由来であると断言できない。

全体を網羅したクラスター解析から炭素成分の個々の特徴を把握するのが困 難であったため、個々の相関の調査から炭素の排出源に関する情報を検討した。 全炭素中の炭素成分割合と汚染ガス濃度や気象、無機イオン成分割合との相関 の結果を図5-10に示す。



図5-10 全炭素中の成分割合とガス・気象・無機イオン成分割合との相関

これまで述べてきたように、Char-ECはlevoglucosanと弱い正相関を示し植物由来を示唆するとともに、NOやNO₂とは強い正相関を示すことから、比較的ローカルな燃焼生成物である特徴を示している。一方、Soot-ECは、NOやNO₂とは負の強い相関を示すと共にオゾンや風速と正相関を示すことから、広域に存在する特徴を示し、levoglucosanとは負相関を示すことから、少なくともローカルな植物燃焼によって生成するものではないことが示唆された。以上のよ

うに、Char-ECとSoot-ECの挙動の一端は把握できたものの、まだ未解明な部分が多い。個々の炭素成分に関しては、上記した以外にまだ特徴が掴めていないのが現状で、比較的濃度の高いOC2、Pyr-OC、EC2等を中心に、観測回数を増やし挙動を把握することが重要である。

6. 炭素同位体による解析

6.1 夏季観測結果に対するTC中の¹⁴C分析

炭素同位体を用いた分析は、排出源の特定に有効である。¹³C および¹⁴C は、 ¹²C に対し、それぞれ1/100、1/100,000 程度存在し、¹³Cは燃料や燃焼方法・ 燃焼温度によって特有の排出をする。¹⁴Cは、半減期が5500 年と短いため、化 石燃料中には存在しない。従って、粒子中の¹⁴C/¹²C を調べ、植物由来¹⁴C濃度 で規格化したpMC(Percent Modern Carbon)を求めることにより化石燃料由来 か植物由来かが明らかとなる。

南関東7箇所で8月の1ヶ月間(代々木と浦安は2週間)、粒子を採取し、炭素同 位体分析を行った。結果の数値を表6-1 に、空間分布にしたものを図6-1に示す。 ここで、 δ^{13} C は、国際標準物質(Pee Dee belemnite)に含まれる¹³C 濃度との 差を示す。また、 Δ^{14} C は1950 年の植物由来炭素に含まれる¹⁴C 濃度との差 を示す。以上の結果から、pMC(Percent Modern Carbon;植物起源の¹⁴C/¹²C を 100とし、化石燃料起源を0とした指標)値は、 都心である九段で低く、郊外で 高い値を示した。さらに、都心であっても植物の多い代々木で高い結果となっ た。この結果から、全炭素の3-4割は植物由来であることが分かった。

一般に高温燃焼ほど¹³C 濃度が増加する。浦安以外の地域で示す δ^{13} C 値は、 石油燃焼によるものと示唆される。

採取地	δ ¹³ C値 (‰)	pMC值 (%)	∆ ¹⁴ C値 (‰)
浦安	-30.80±0.18	37.32±0.14	-626.8±1.4
九段	-27.39 ± 0.12	29.14±0.12	-708.6 ± 1.2
埼玉大	-26.13±0.14	35.48±0.13	-645.2 ± 1.3
騎西	-25.79±0.16	38.79±0.15	-612.1 ± 1.5
国環研	-26.26 ± 0.17	46.97±0.15	-530.3 ± 1.5
首都大	-25.28 ± 0.20	41.01±0.16	-589.9 ± 1.6
代々木	-25.43 ± 0.10	41.07±0.14	-589.3 ± 1.4

表6-1 炭素同位体分析結果



図6-1 pMCの空間分布

6.2 冬季観測結果に対するEC/OC別の¹⁴C分析の試み

冬季の試料は、上記したPM_{2.5}の24時間採取と並行して4つの同じ測定局で、 同じサンプラー(ムラタ計測器製MCAS-SJ)を用い24時間採取を実施した。

加速器型質量分析器を用いた¹⁴C分析には、少なくとも約1mgの炭素試料が必要である。夏季観測では、全炭素(TC)に含まれる¹⁴C濃度を測定したが、冬季試料に対して、TCとともにEC中の¹⁴Cを測定し、ECとOCに含まれる植物寄与を計測することを目標とした。24時間採取した試料に含まれるEC濃度は、上記した別のフィルタで把握できるため、観測期間中、何日分のフィルタを足し合わせることで1mgCが達成できるか試算した。夏季観測では16.7L/minのポンプで採取したのに対し、冬季は30L/minのポンプで採取したので、より多くの試料が得られた可能性がある。このことから、濃度が高ければ、¹⁴C濃度の時間変化が測定できる可能性がある。結果としては、観測期間全てのフィルタ(浦安を除く3局は16日分、浦安は14日分)の足し合わせが必要であることが分かった。よって、ここでは、夏季と同様に約2週間の平均値として結果を得た。

PM_{2.5}試料からECの¹⁴C濃度を計測するための試料の作成法を図6-2に示す。 加熱する際に試料に含まれる微量金属による触媒作用や、試料に含まれている 酸素の影響で、OCが炭化しECとしてカウントされてしまうため、TCからOC の混入を防ぎECだけを抽出する方法は、He雰囲気または、微量の酸素を混ぜ た雰囲気中で、高温に加熱する手法で、酸素濃度、加熱温度、加熱時間等に関 し、これまで種々の方法が提案されてきた。ヨーロッパでは、加熱しないで強 塩基でOCを抽出する方法も提案されている。

大阪府立大学溝畑朗教授に協力頂き、加熱条件を調査した結果、試料により 炭化の条件がそれぞれ異なるため、加熱条件を一定に設定するのは問題があり、 図に示す熱光学式炭素分析法でOCの炭化分を補正してECの試料を得るのが最 も良いことが分かった。ここでは、1測定局で得た16枚(浦安は14枚)の試料そ れぞれを半切し、一方をTC用の試料として冷凍保存するとともに、片方をDRI Model 2001に特別に作成した試料セル中に入れてIMPROVE-Aの手順でOCを 脱気させ、EC試料を得た。 得られたTCおよびECの試料は、パレオラボ社で¹²C, ¹³C, ¹⁴Cの濃度を加速器 質量分析器を用いて計測し、それぞれの濃度から δ^{13} C、 Δ^{14} C、pMC(percent modern carbon)を得た。



図6-2 ECの放射性炭素¹⁴C濃度計測のための抽出法

冬季の分析結果を表6-2に示す。この結果から、南部の浦安から北部の騎西に 行くに従い、炭素同位体濃度が増加している傾向が見られた。また、それに追 従してpMC値の増加が見られた。ただし、詳細にデータを眺めると、浦安での ECに含まれる δ^{13} C濃度が低く、この結果は夏季に分析したTC中の δ^{13} Cの傾 向と一致したものであった。騎西でも δ^{13} C濃度が低く、他と異なる傾向を示し た。さらに、騎西では Δ^{14} C濃度が他から飛びぬけて高い濃度を示し、これまで 言及してきた騎西の特異性が確認された。

冬季のTCのpMC値は、夏季と比較すると10-20%程度高く、冬季に植物由来 の寄与が増加する傾向が示された。

TC	δ ¹³ C値 (‰)	pMC値 (%)	Δ^{14} C 値 (‰)
Urayasu	-27.46 ± 0.24	46.73±0.16	-532.7 ± 1.6
Kudan	-27.32 ± 0.20	48.15 ± 0.17	-518.5 ± 1.7
Saitama	-27.88 ± 0.39	49.37 ± 0.18	-506.3 ± 1.8
Kisai	-26.90 ± 0.13	59.32 \pm 0.16	-406.8 ± 1.6
EC	δ ¹³ C値 (‰)	pMC値 (%)	Δ ¹⁴ C 值 (‰)
EC Urayasu	δ ¹³ C値 (‰) -28.68±0.24	pMC値 (%) 35.02±0.16	Δ ¹⁴ C 値 (‰) -649.8±1.6
EC Urayasu Kudan	$\frac{\delta^{13}C(a)}{(\%)}$ -28.68±0.24 -26.66±0.18	pMC値 (%) 35.02±0.16 35.23±0.12	Δ^{14} C 値 (‰) -649.8±1.6 -647.7±1.2
EC Urayasu Kudan Saitama	$\frac{\delta^{13}C(i_{(\%)})}{-28.68\pm0.24}$ -26.66±0.18 -27.29±0.15	pMC値 (%) 35.02±0.16 35.23±0.12 38.23±0.13	$\begin{array}{c} \Delta^{14} C (i\!$

表 6-2 炭素同位体濃度測定結果

pMCから計算した植物由来TC(BTC)濃度とlevoglucosan濃度との関係は、図 6-3に示すように正相関を示した。しかし、両者の近似線はBTC=0.3µg/m³付近 に切片を持った。これは、植物由来炭素であるもののlevoglucosanを含まない 物質であり、BTCが輸送過程にlevoglucosanが酸化消滅するような遠方の物質 であるか、植物燃焼を伴わないBVOCから生成した物質であるか、またその両 方かの可能性を示した。

TCおよびECのpMCとそれぞれの濃度から、TC=EC+OCを仮定し、OCのpMC が次式に示すように推計できる。

pMOC = (pMTCx[TC] - pMECx[EC]) / ([TC] - [EC])

ここで、pMOC, pMTC, pMECはそれぞれ OCのpMC値、TCのpMC値、ECのpMC値、 [TC], [EC]はそれぞれTC濃度、EC濃度を指 す。[TC], [EC]を前項で示す同時に採取した 試料濃度を用いた場合、表6-3に示すように、 浦安では53.6%を得た。一方、パレオラボ で加速器質量分析器にかける際に、供出し た試料から、酸洗浄後にデシケータ内で塩 酸(12N)蒸気による炭酸塩除去を実施し、鉄 表面に析出させた際に計測した[TC], [EC] を用いた場合、表中の括弧に示す値が得ら れた。騎西を除き、両者の差は10-15%で あった。このようにOCのpMC値はまだ不 確定な要素を含む。



図6-3 植物由来炭素濃度(BTC) とlevoglucosan濃度との関係

OCのpMC値も郊外へ行くに従い高い値を示した。このことから、郊外では 植物由来の炭素が多く排出されていることが確認された。また、冬季の観測期 間中の風向が北であったため、九段や浦安のpMC値は北部の植物寄与が影響し た可能性も考えられる。

全体の傾向から、冬季の植物寄与は、TC=50%、EC=40%、OC=60%であり、 ECと比較してOCの植物寄与が大きいことが明らかとなった。表6-3で得られた pMCを用い炭素の寄与を植物寄与(B)と化石燃料寄与(F)とに分類し、これまで 得られた結果を整理すると図6-4に示す結果となる。

	pMC值(%)			
	ТС	EC	OC推定值	
浦安	46.73±0.16	35.02 ± 0.16	53.60 (63.81)	
九段	48.15±0.17	35.23 ± 0.12	54.99 (68.06)	
埼玉大	49.37±0.18	38.23±0.13	55.21 (64.32)	
騎西	59.32 ± 0.16	45.54 ± 0.16	66.72 (217.19)	
平均	50.89	38.51	57.63	

表6-3 計測したTCおよびECのpMC値と推計したOCのpMC値



図6-4 炭素成分と植物・化石寄与濃度

夏季では化石燃料由来の全炭素(FTC)は、測定局によりまちまちの濃度を示 したが、冬季には測定局によらずほぼ一定の濃度(3μg/m³)を示した。さらに冬 季では化石燃料由来のEC(FEC)も1.5μg/m³一定の傾向を示した。参考として炭 素成分濃度を左図に示すが、Soot-ECはほとんどPECに含まれる他、Char-EC の一部もFECに含まれるものと考えられる。FTCの傾向が夏季と冬季とで大き く異なる原因として、排出源の位置と風向が考えられる。化石燃料を多く消費 する地域は東京と湾岸の工業地域である。夏季は南風が卓越し、排出源に近い 測定地域はその影響を強く受ける。一方、冬季は北風が卓越していたため、特 定の排出源の影響を受けず、南関東全域で均一な濃度となった可能性を示唆し ている。

植物由来の全炭素(BTC)は、前述したように北部郊外ほど高い濃度を示して いる。今回計測した植物起源のEC(BEC)も北部郊外が高い結果となり、植物燃 焼が北部郊外で多いことが示唆された。さらに、推計した植物起源のOC(BOC) は、BTCの70%以上を占め、植物由来の炭素の多くがOCであることが確認でき た。BOCも北部郊外ほど高濃度となっているが、その割合がBECの地域差より 大きく、北部から東京方面へ輸送される過程でBOCが消滅した割合が高いこと を示した。この知見は、今後の粒子生成・消滅のメカニズム考察に有益な情報 となる。また、BOCはOCの55%程度であったことから、化石由来のOC(FOC) も無視できない影響を持っていることが明らかとなった。今後は、OC1から Pyr-OCまでの成分とBOCおよびPOCとの関係を明らかにすることが課題であ る。 7. まとめ

1. JATOP広域観測結果によると、夏季と冬季の高濃度は、それぞれ異なる気 流と関係し、汚染物質の移動の影響を受けた地域分布を示した。すなわち、夏 季高濃度は南風に転じた時点で高濃度を示し、二次粒子生成によると考えられ る北部地域で高濃度を示した。一方、冬季は弱風時に高濃度となり、南関東が 均一に濃度変化を現した。

2. 夏季は SO_4^2 が卓越し、 NH_4 ⁺濃度増加を高めて高濃度化した過程が見られた。 一方、冬季はOCが多く、次いで NO_3 とECが多く見られ、高濃度時でも組成の 大きな変化は見られなかった。

3. NO₃のガス-粒子平衡は、夏季の日中は約8割がガス側に、夜間は5-6割が粒 子側にシフトする日変化が見られたが、冬季は明確な日変化が見られず、粒子 側にシフトした分布となった。NH₄⁺は、夏季観測前半ではガス状で存在する割 合が高く3割程度が粒子として存在していたが、8月1日以降、カウンターイオ ンであるSO₄²⁻濃度増加に伴い粒子の割合が6割程度に増加した。冬季はガス粒 子合わせて濃度が低く、ガス状で存在する割合が高かった。

4. 炭素成分分析の結果、冬季は夏季より高濃度であったほか、OC2、Pyr-OC、 Char-EC、EC2が主な成分であった。OC2およびPyr-OCは、光化学二次生成の 影響を受けた挙動を示した。全炭素中のChar-ECは、levoglucosanと弱い相関 を示し、植物寄与の可能性を示唆した。冬季は北風により関東北部の植物燃焼 がChar-EC濃度に影響を及ぼしたが、夏季には植物燃焼以外の排出源の影響が 浦安・九段で強く見られた。一方、全炭素中のSoot-ECはlevoglucosanと負相 関を示し、地域によらず一定の値を示した。

参考文献

Han, Y.M., Cao J.J., Chow J.C., Watson, J.G., An, Z.S., Jin, Z.D., Fung, K., Liu, S., 2007. Evaluation of using thermal/optical reflectance method to discriminate between soot- and char-EC. *Chemosphere*, **69**, 569–574.