

東京都環境科学研究所における調査研究状況について

2018年12月17日
東京都環境科学研究所

	1 植物起源VOC (BVOC) インベントリ作成に関する研究	2 硝酸塩の生成条件に関する研究	3 自動車排出ガスに関する研究
対策分野	光化学オキシダント	PM2.5	自動車排出ガス
目的	<ul style="list-style-type: none"> ●これまでの植物起源VOC (BVOC) のインベントリは都内市街地での放出量を除外 ●都では別途市街地でのBVOC放出量を算出する必要あり 	<ul style="list-style-type: none"> ●PM2.5高濃度現象は秋～冬 ●硝酸塩の寄与が高い ●硝酸塩削減対策に向けた、窒素化合物の実態把握と生成条件の検討 	<ul style="list-style-type: none"> ●自動車はNOxやVOCの主要排出源 ●排出ガスの環境への影響を評価するために実際に走行している使用過程車を用いて、NOx、PM及びVOC等の汚染物質の排出量を測定
方法	<ul style="list-style-type: none"> ●単位葉面積当たりのBVOCの測定 ●衛生画像を用いた都内23区の総葉面積の推計 ●両者の積算から23区でのBVOC総放出量を推計 	<ul style="list-style-type: none"> ●東京都環境科学研究所（東京都江東区）において1時間毎の測定を通年で実施 ●測定項目：PM2.5中の硝酸塩等の化学成分濃度、NOx、ガス状硝酸等 	<ul style="list-style-type: none"> ●東京都環境科学研究所が所有する大型および小型シャシダイナモメータを使用 ●認証基準値評価のための規制モード及び東京都実走行パターンによる汚染物質排出量の計測
結果と今後の課題	<ul style="list-style-type: none"> ●四季別のBVOC測定と落葉樹、常緑樹別の葉面積推計結果から23区内の総放出量を算出 ●今後、都市域でのオキシダント生成への影響をシミュレーション等で検討していく必要あり 	<ul style="list-style-type: none"> ●ガス状のNOxの高低は必ずしもPM2.5中の硝酸塩濃度と一致しない。 ●高濃度時には硝酸ガスが微小粒子に転換している率が高い。 ●大気中の相対湿度が理論値での硝酸アンモニウムの潮解相対湿度を超える時にはPM2.5が高濃度 ●今後、アンモニアについても詳細な環境動態や発生源の把握をする必要あり 	<ul style="list-style-type: none"> ●大型車の規制モードでの走行では、PMは認証基準値をほぼ下回り、NOxは上回る排出量 ●VOCは大型、小型ともコールドスタートでの排出が非常に大きく、エンジン始動直後の対策が有効 ●今後は車載型排出ガス計測システム (PEMS) による路上走行データも合わせた解析、検証等や、温暖化対策も視野に入れたシャシダイナモ試験の検討が必要

東京都環境科学研究所における調査研究内容の詳細

1. 植物起源 VOC (BVOC) インベントリ作成に関する研究

1.1. 背景と目的

東京都は光化学オキシダントの低減のため、その生成原因物質である揮発性有機化合物 (VOC) の削減対策に取り組んできた。削減のためには VOC の様々な発生源からの排出量の目録 (インベントリ) の整備が必要であり、都でも産業、自動車、家庭等の人為的に排出されている VOC のインベントリ作成に取り組んできた。

オキシダント生成には人為的に排出される VOC だけでなく、自然起源の VOC も大きく寄与すると考えられている。自然起源 VOC の代表的な排出源である植物から排出される VOC についても、これまでに多くの研究者が全国的なインベントリの整備を行ってきた。しかし、これまでに整備されてきた全国的なインベントリは、森林簿や環境省の植生図を基に植物起源 VOC (BVOC) の放出量推計が行われており、森林や大規模緑地が少ない都市域では樹木からの BVOC 放出量は正確に捉えきれていないという問題がある (図 1)。また、BVOC は反応性が高く、NO_x が高い都市域では放出されてから速やかに反応し、都市の高濃度オキシダント生成に関与していることが予想される。そのため、都の光化学オキシダント対策を進める上では、都内市街地での放出実態を把握する必要があり、現状の推計では捉えられていない東京 23 区内の街路樹等から放出される BVOC を別途推計していく必要がある。

本研究では、都内 23 区の BVOC 放出量を推計し、その結果を基に都内の街路樹等を含めた緑地から放出される BVOC が都の光化学オキシダント生成にどれほど寄与しているかを評価することを目的に研究を進めてきた。

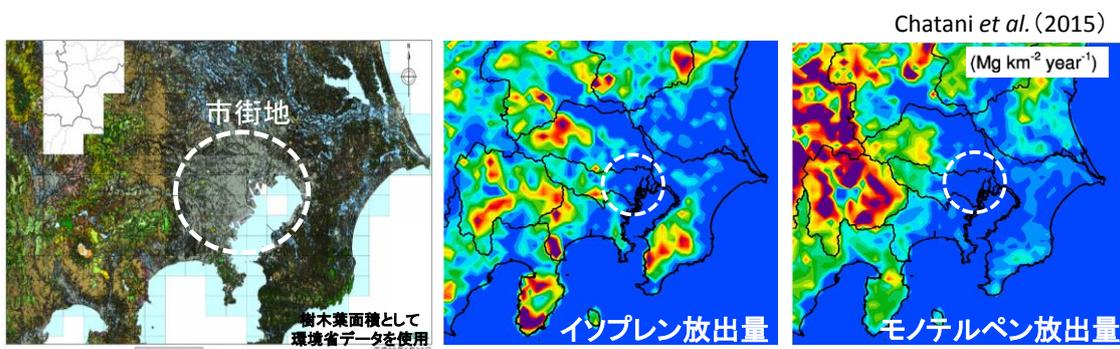


図 1 既存モデルによる BVOC 放出量分布の推移例

1.2. 方法

都内緑地からの BVOC の放出量推計には、①「樹木の単位葉面積当たりの BVOC 放出量」、②「都内 23 区の樹木の総葉面積」の 2 つを把握する必要がある。23 区からの BVOC 総放出量は①×②で表される。下記に各々の把握のための調査手法を示す。

(1) 樹木の単位葉面積当たりの BVOC 放出量の測定方法

まず、都内 23 区の街路樹本数ランキングの上位 20 位（東京都建設局調べ）までの樹種の BVOC 放出の有無を調査した。その結果、9 樹種から BVOC の放出が確認された。この 9 樹種について詳細な BVOC 放出特性を測定した。

単位葉面積当たりの BVOC 放出量測定はリーフキュベット法（図 2）と枝チャンバー法（図 3）を併用して行った。



図 2 リーフキュベット法による BVOC 放出量測定

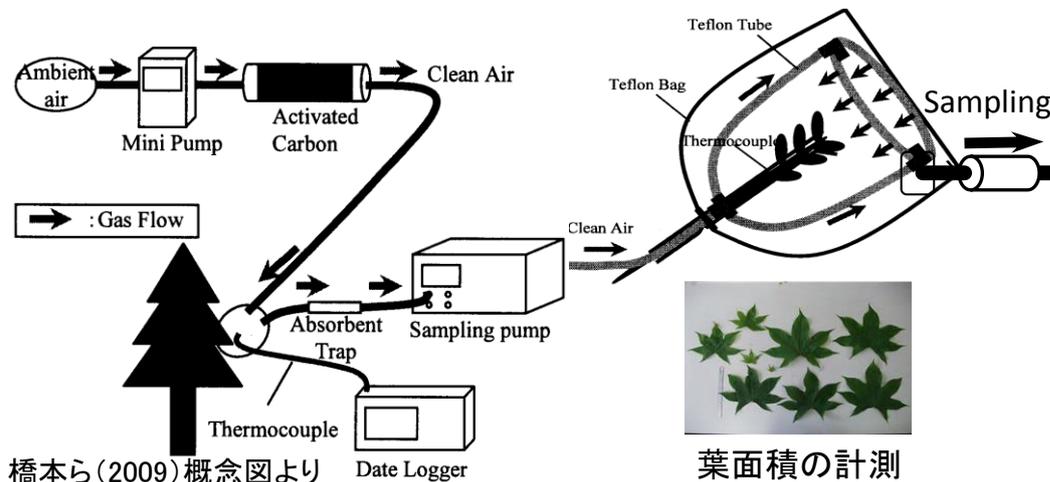


図 3 枝チャンバー法による BVOC 放出量測定

リーフキュベット法では対象樹木の葉の一定面積を専用の機器に挟み込む形でセットし、温度、光量を一定に制御しながら葉が放出する BVOC を採取した。採取には Tenax TA と Carbotrap を充填した吸着管を用い、採取後は加熱脱着-GC/MS 法で定量した。

枝チャンバー法では測定対象樹種の枝の一部をテフロン製バックで覆い、精製空気を流しながらバック内空気の一定量を、Tenax TA と Carbotrap を充填した吸着管に採取し、

採取後は加熱脱着-GC/MS 法で定量した。採取する時には光量（光合成有効光量子束密度：PPFD、単位： $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ）と葉温（ $^{\circ}\text{C}$ ）を測定し、様々な温度、光量の条件下での BVOC 放出量データを得た。

本研究における BVOC 放出量の測定では、リーフキュベット法と枝チャンバー法を併用している。リーフキュベット法は高精度な測定ができるが、装置が高価で複雑な構造のため使用頻度が制限される。一方、枝チャンバー法は、測定精度ではリーフキュベット法に劣るが、より簡便な構造のため装置を比較的容易に製作でき、複数台準備することで多数の個体を網羅的に測定できる。そこで、1 台のリーフキュベット法の装置で高精度な BVOC 放出量データを得るとともに、4 台の枝チャンバー法の装置で多数の樹木個体から網羅的にデータを収集した。

（2） 都内 23 区の樹木の総葉面積の推計方法

葉面積の推計にはディジタルグローブ社の商業地球観測衛星である World View 2 の画像データを用いた。この画像は可視・近赤外多波長帯（8 波長）観測で得られた地上解像度 2m の高解像度画像であり、この画像の測定波長の解析から正規化植生指数（NDVI）を算出した。緑葉期と落葉期の 2 種の画像を用いることにより、常緑樹と落葉樹に分けて NDVI を求めた。

次に、衛星画像から得られた NDVI を用いて単位地表面積あたりの樹木葉面積（LAI）の推定方法を検討した。検討は魚眼レンズを用いた現地観測（図 4）を行い、観測から得られた LAI と当該地域の衛星画像から得られる NDVI を比較し、LAI-NDVI 関係式を導出した。緑葉期・落葉期ともに導出した LAI-NDVI 関係式を用いて、23 区全域での LAI を緑葉期・落葉期別に算出した。

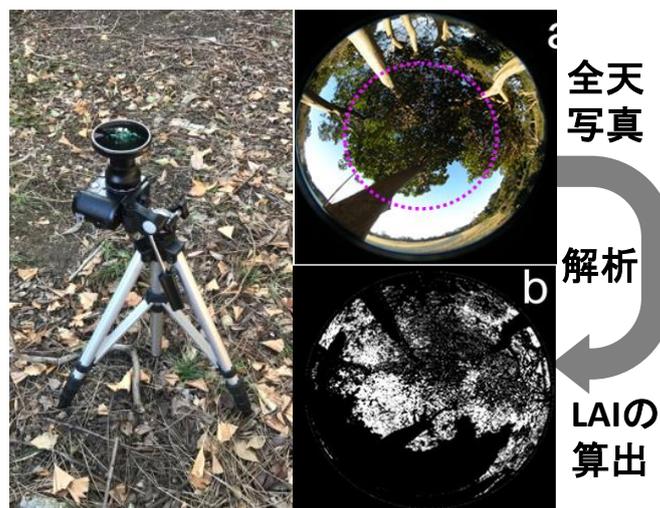


図 4 LAI の現地観測状況

また、衛星画像の解析によって得られた樹木の分布推定精度の検証のため、一部地域で航空写真による目視確認や樹木分布の現地調査による確認を行った。

1.3. 結果と考察

(1) 樹木の単位葉面積当たりの BVOC 放出量

リーフキュベット法による精密観測結果より、都内に植樹された樹木の BVOC の放出量が、温度及び光量に明瞭に依存することを確認した (図 5)。ここでは、例として BVOC 放出量が特に多かった 4 樹種について示す。図から、BVOC 放出量が温度・光量の変化に対して同様の応答を示すことが認められる。

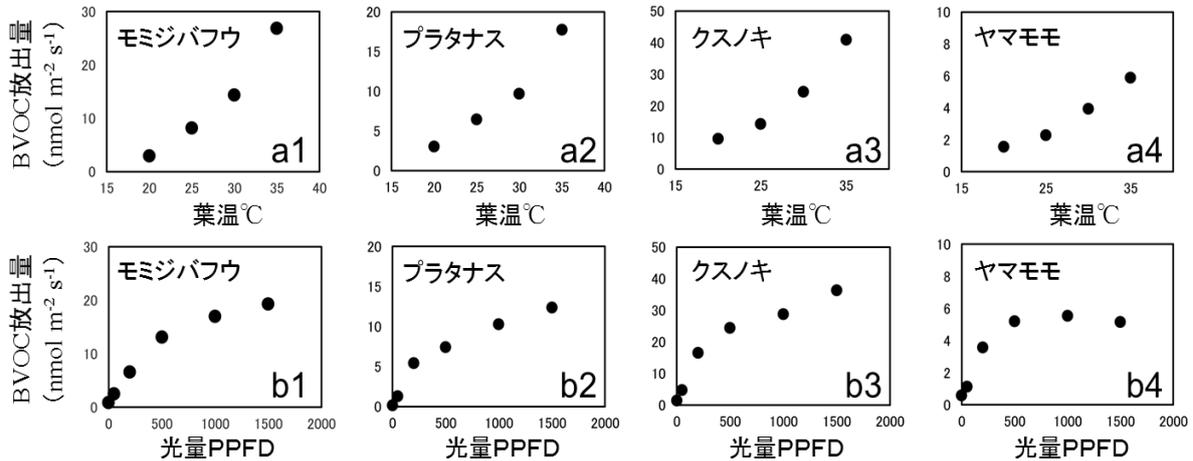


図 5 BVOC 放出量の葉温・光量依存性の確認 (BVOC 多量放出 4 樹種の例)
 光量 1000PPFD 一定での葉温と放出量の関係 (a1-a4)、
 葉温 30°C 一定での光量と放出量の関係 (b1-b4)

そこで、各々の樹種の BVOC 量放出量の予測に G93 モデルと呼ばれる既存の温度・光量依存型 BVOC 放出量予測モデルが適用可能か検討した。結果を図 6 に示す。ここでは、BVOC の放出が確認された 9 樹種について、各樹種 1 個体ずつの結果を示す。

G93 モデルは

$$\text{BVOC 放出量} = \text{基礎放出量} \times f(\text{温度, 光量})$$

で表される。ここで f は温度、光量で決定される値であり 0~2 の間の値をとる。例えば温度 30 度、光量 1000PPFD (PPFD:光合成光量子束密度) では $f=1$ となり、基礎放出量は $f=1$ のときの放出量でありモデルの傾きに相当する。図 6 に示されたように実測値はモデルの推定線上にプロットされ、実測値より求められるモデル式によって任意の温度・光量での BVOC 放出量が推定可能となった。

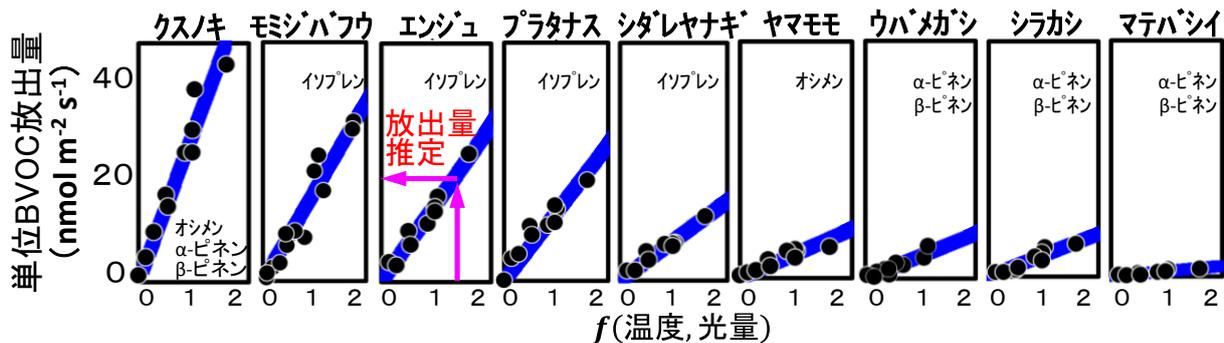


図 6 BVOC 実測値と G93 モデルの関係 (BVOC 放出樹種、1 個体ずつの例)

そこで、BVOC 放出樹種（9 樹種）の観測個体数を増やし、それらの観測を季節ごとに実施した。結果を図 7 に示す。BVOC 放出量は同じ温度・光量でも季節ごとに異なることが分かった。そのため、都内の BVOC 放出量推計には季節別のモデル式を算出して用いることとした。

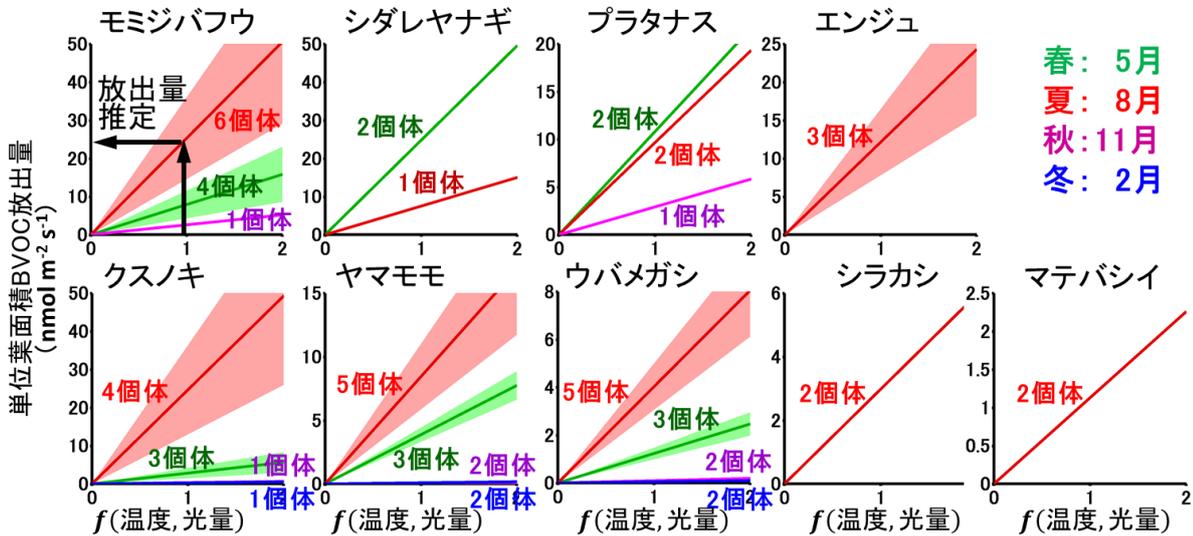


図 7 季節別の BVOC 放出量予測モデル (G93 モデル)

(2) 都内 23 区の樹木の総葉面積

図 8 に現地観測 LAI と衛星データ NDVI の関係（落葉期の例）を示した。両者の関係の検討では衛星画像の位置誤差等の影響を考慮して、得られていた衛星画像データの現地 LAI 観測地点最近傍画素の周辺 3×3 画素にある NDVI 値を用いた。日陰の影響を回避するために、検討に用いた 9 画素のうち、最大の NDVI を用いることで LAI と良好な関係式が導き出せることが分かった。これにより、衛星画像から LAI を直接推定することが可能となった。図 9 に、例として都立木場公園を対象に行った LAI 推定の結果を示す。同様の調査を緑葉期にも実施し、緑葉期、落葉期各々の LAI-NDVI 関係式を用いて年間の 23 区全域の LAI を算出した。

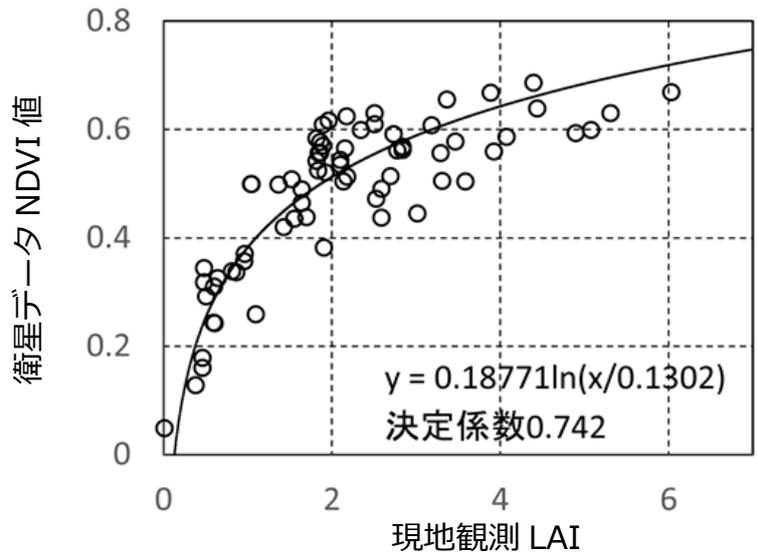


図 8 現地観測 LAI と衛星データ NDVI の関係、及び NDVI-LAI 関係式 (落葉期の例)

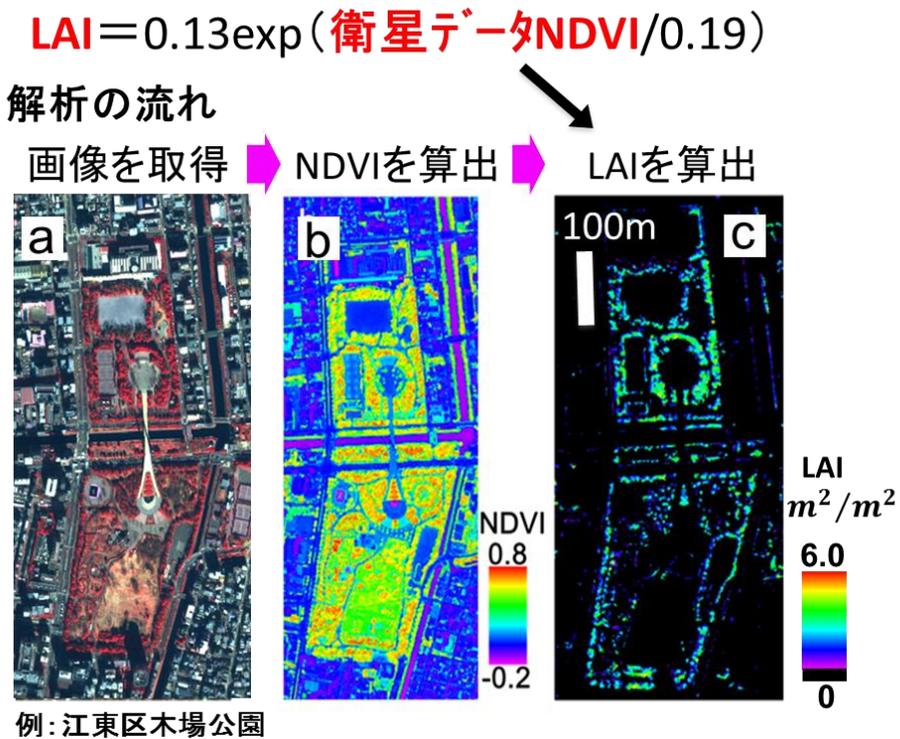


図 9 衛星画像 (a) のデータから算出した NDVI (b) に対して、NDVI-LAI 関係式の計算を行うことで、LAI が得られた (落葉期、木場公園の例)

(3) 都内 23 区の植物起源 VOC 放出量の推計

(1) 及び (2) で得られた結果から 23 区内の BVOC 総放出量を推計する。まず、(2) で得られた総葉面積に都内街路樹の樹種別本数割合 (東京道路の緑 2017) を乗じて緑葉期、落葉期ともに樹種別の総葉面積を算出する。さらに各々の樹種毎に (1) で得られた四季別、放出物質別の単位放出量 ($\text{nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) を樹種別の葉面積に乗じて合計し 23 区の総 BVOC 放出量を算出する。

1.4. 今後の課題

これまで、実態が把握できていなかった都内市街地における植物起源 VOC の放出実態を成分別に推計し、人為起源 VOC に対する植物起源 VOC の放出割合も明らかになってきた。しかし、BVOC は大気中での反応性が高く、放出された近傍での NO_x 濃度や気象条件等によって都内での高濃度オキシダント生成への寄与割合が異なってくることが予想される。本研究で把握された BVOC がどのように影響していくかを評価するためには、都内全域の総量ではなく、一定面積のグリット毎の物質別放出量に割り振る手法を検討し、そのインベントリデータを用いたシミュレーション解析が必要だと思われる。今後は、正確な BVOC の影響が見積もられた中でシミュレーションを実施し、人為起源 VOC の排出削減効果とその可能性を評価し、効果的な対策を立案していく必要がある。

2. 硝酸塩の生成条件に関する研究

2.1. 背景と目的

東京都内の PM_{2.5} 濃度は近年減少傾向にあるものの、環境基準達成率は年によって変動しており、安定的に環境基準を達成する状況にするためには、さらに年平均値を低減させる必要がある。近年の東京都内の PM_{2.5} 濃度は夏季の高濃度現象が少なくなったものの、秋季～冬季に高濃度となる現象が続いている。図 10 に示したように、近年夏季には東京都のバックグラウンド濃度（檜原）と都内濃度（足立区綾瀬）の差が少なくなり、都内由来の PM_{2.5} は減少していることが予想されるが、秋～冬季にはその差は大きく、都内（あるいは関東都市域）由来の PM_{2.5} が大きく影響していることが伺える。

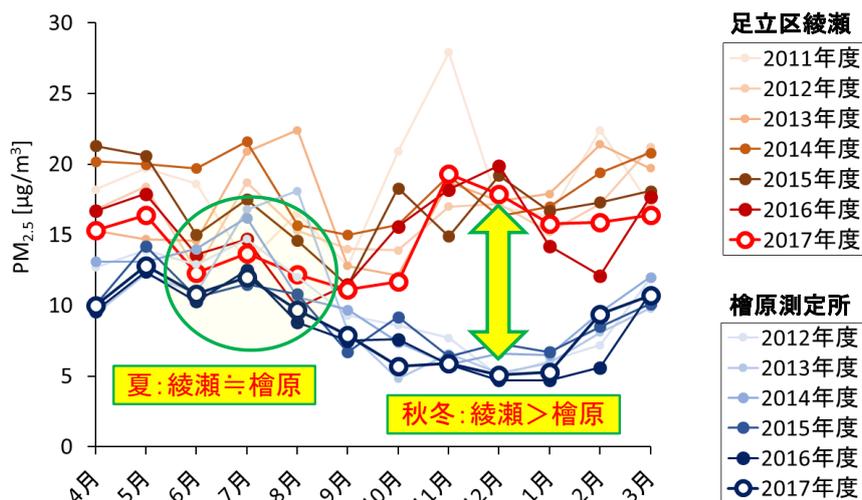


図 10 東京都区部（足立区綾瀬）とバックグラウンド地点（檜原）の月平均濃度の推移

東京都環境科学研究所では PM_{2.5} の高濃度現象の詳細な実態把握を行い、今後の対策に繋げていくために、平成 25（2013）年から日毎のフィルターサンプリングと PM_{2.5} の成分分析を行ってきた。得られた結果を、都内で PM_{2.5} 短期基準を超過した日の化学成分組成を整理すると、近年では PM_{2.5} 高濃度日に硝酸塩の寄与が高くなっていることが示された（図 11）。そのため、高濃度 PM_{2.5} の低減には窒素化合物の対策が重要になると考え、研究所では硝酸塩のガス状前駆物質（硝酸ガス、アンモニア）を含めた窒素化合物の高時間分解能測定（1 時間測定）の体制を整備し、その実態把握と生成条件の検討を行ってきた。

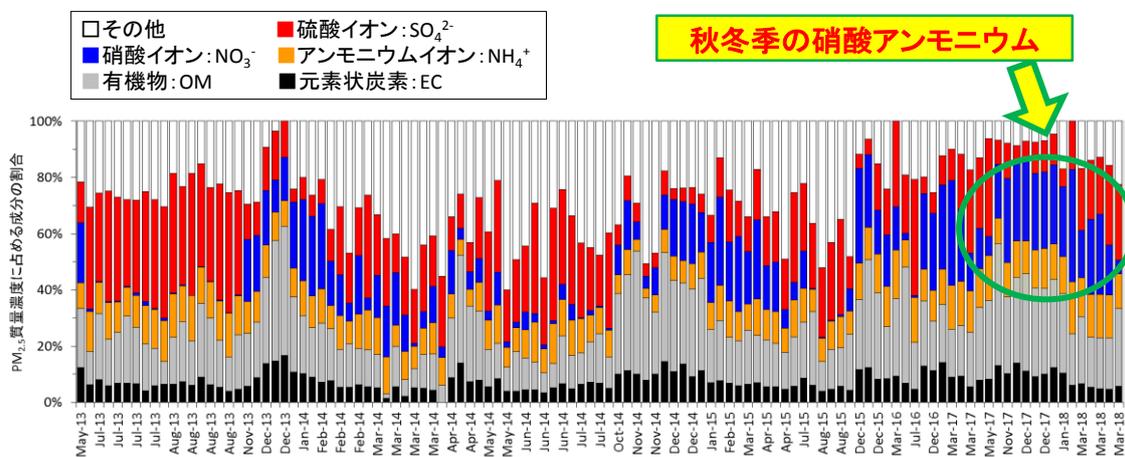


図 11 都内（東京都江東区）における短期基準超過日の PM_{2.5} 化学成分組成

2.2. 方法

(1) 測定地点と測定成分

測定及びフィルター等のサンプリングは東京都江東区の東京都環境科学研究所屋上（地上6階相当）で行った（図 12）。

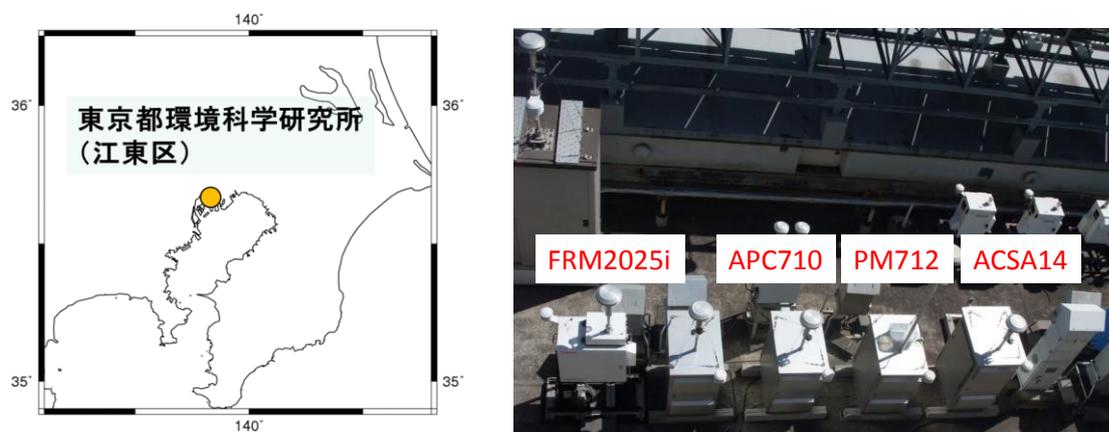


図 12 測定地点及び測定の様子

(2) 測定方法

各測定成分の測定方法と時間分解能を表 1 に示す。ガス成分は NO_x、CO 等の大気汚染常時監視測定項目として測定されている大気汚染物質の他に NO_y (NO_x+NO_x の酸化生成物)、HNO₃ ガス等の測定を 1 時間の時間分解能で測定した。粒子成分は主に大気エアロゾル化学成分連続自動分析装置 (ACSA-14) を用いて PM_{2.5} 中の硝酸イオン (fNO₃⁻)、硫酸イオン (fSO₄²⁻) 等や PM_{2.5-10} 中の硝酸イオン (cNO₃⁻)、硫酸イオン (cSO₄²⁻) 等の測定を 1 時間分解能で測定した。また、気象計を設置し、風向、風速、気温、相対湿度の測定も実施した。

表 1 ガス成分及び粒子成分の測定方法

測定項目	使用機器・手法	時間分解能
ガス成分		
NO _x (NO, NO ₂)	APNA-370	1 hr
NO _y , HNO ₃	NaClデニューダ差量法	1 hr
NH ₃	リン酸デニューダ差量法	1 hr
O ₃	APOA-370	1 hr
CO	43i	1 hr
SO ₂	42i	1 hr
HNO ₃	NaClデニューダ & イオンクロマトグラフ法	23 hr (10:00-翌9:00)
NH ₃	リン酸デニューダ & イオンクロマトグラフ法	23 hr (10:00-翌9:00)
粒子		
PM_{2.5}		
質量濃度	PM-712	1 hr
fNO ₃ ⁻	ACSA-14	1 hr
fSO ₄ ²⁻	ACSA-14	1 hr
fWSOC	ACSA-14	1 hr
EC	APC-710	1 hr
OC	APC-710	1 hr
イオン成分	FRM2025i & イオンクロマトグラフ法	24hr (10:00-翌10:00)
EC/OC	FRM2025i & サーマルオプティカル・リフレクタンス法	24hr (10:00-翌10:00)
WSOC	FRM2025i & TOC計 (Sievers 900)	24hr (10:00-翌10:00)
PM_{2.5-10}		
質量濃度	PM-712	1 hr
cNO ₃ ⁻	ACSA-14	1 hr
cSO ₄ ²⁻	ACSA-14	1 hr
cWSOC	ACSA-14	1 hr
気象		
風向・風速	WXT-520	1 hr
気温	WXT-520	1 hr
相対湿度	WXT-520	1 hr

2.3. 結果と考察

前述したように近年の PM_{2.5} 高濃度事例は秋季～冬季に現れるため、通年で測定した測定データのうち、冬季高濃度時の事例について詳細に解析を行った。

解析は 2017 年 12 月の高濃度事例を対象に実施した。図 13 に 2017 年 12 月の PM_{2.5} 濃度及び東京タワーで測定された地上 250 m と 4 m の気温の差を示す。図では高濃度期を①～⑥の期間に分類して示した。図より高濃度は周期的に出現しており、逆転層が形成されて地上より上空の温度が高くなったと考えられる日に高濃度となる傾向があることがわかる。

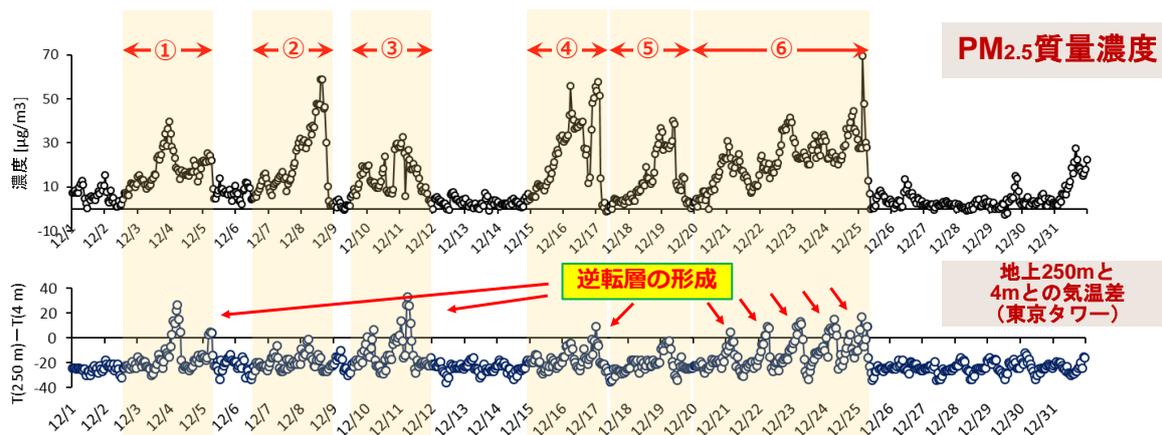


図 13 2017 年 12 月の PM_{2.5} 濃度と逆転層形成の状況

図 14 に 2017 年 12 月の PM_{2.5} 成分濃度の時間変化と気象条件を示す。高濃度が出現する時は概ね弱風時であり、高濃度出現後に風速が増したり、降雨があると急速に濃度が低下する様子が見られた。

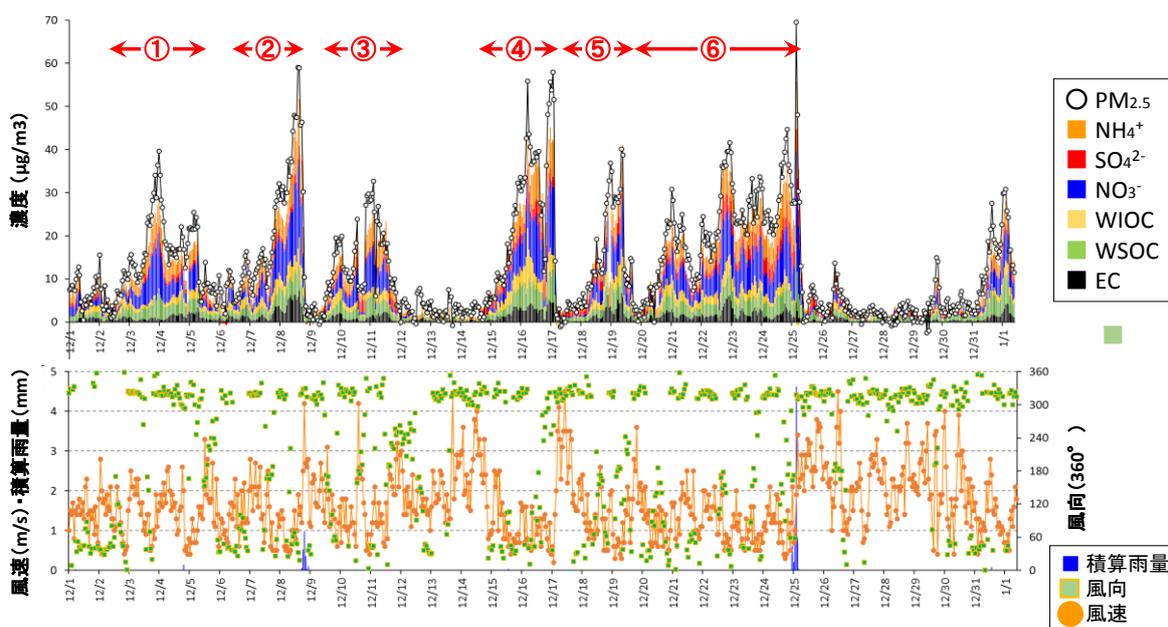


図 14 PM_{2.5} 成分濃度の時間変化と気象条件

図 15 に NO、NO₂、NO_y、PM_{2.5} 成分濃度及び HNO₃、fNO₃、cNO₃ の割合の時間変化を示す。PM_{2.5} 濃度の上昇時に硝酸塩の前駆体ガスである NO、NO₂ が高い場合と低い場合があり、現状の常時監視による NO_x の測定結果だけでは PM_{2.5} 濃度の上昇が予測できないことが示されている。一方、高濃度時にはガス、粒子を含めた全硝酸性窒素(HNO₃、fNO₃、cNO₃) 中の fNO₃ の割合が高くなり、何らかの要因によって HNO₃ ガスからの粒子への転換が進んでいることが伺えた。

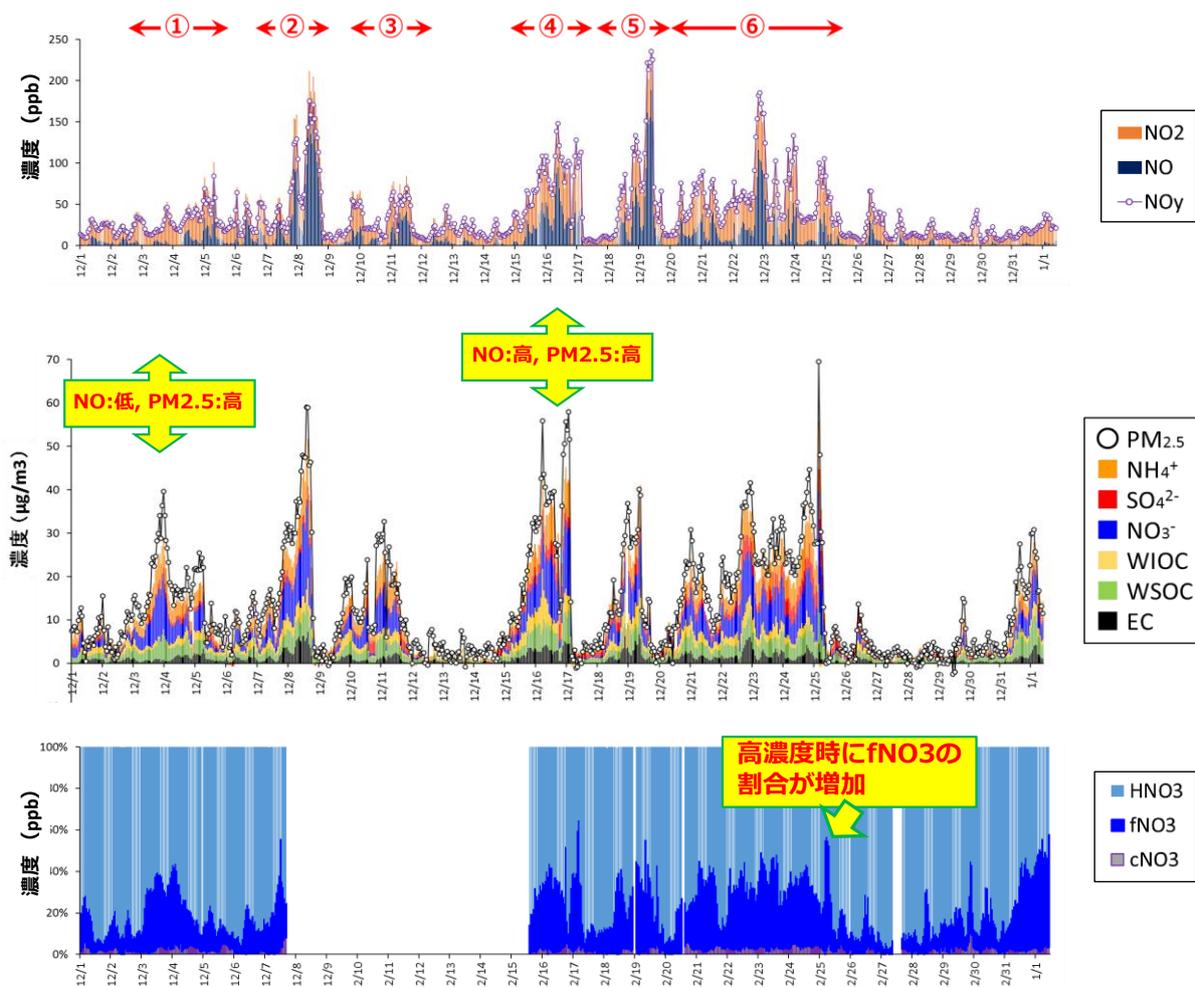


図 15 NO,NO₂,NO_y,PM_{2.5} 成分濃度及び HNO₃,fNO₃,cNO₃ の割合の時間変化

次に、相対湿度 (RH)、硝酸アンモニウムの潮解相対湿度 (DRH) と PM_{2.5} 濃度の関係について検討した。硝酸アンモニウムの潮解相対湿度は下記の式で表される。

$$\ln(DRH) = 723.7 / T + 1.6954$$

図 16 に相対湿度、計算された潮解相対湿度と PM_{2.5} 濃度を示す。期間②と⑥の終わりの部分で RH>DRH となり大気中の PM_{2.5} 濃度も急増している。大気中の相対湿度が潮解相対湿度を上回るほど増加することが PM_{2.5} 高濃度要因の一つとなっていると考えられる。しかし、RH<DRH でも高濃度事例はあり、湿度だけが要因となっているわけではない。

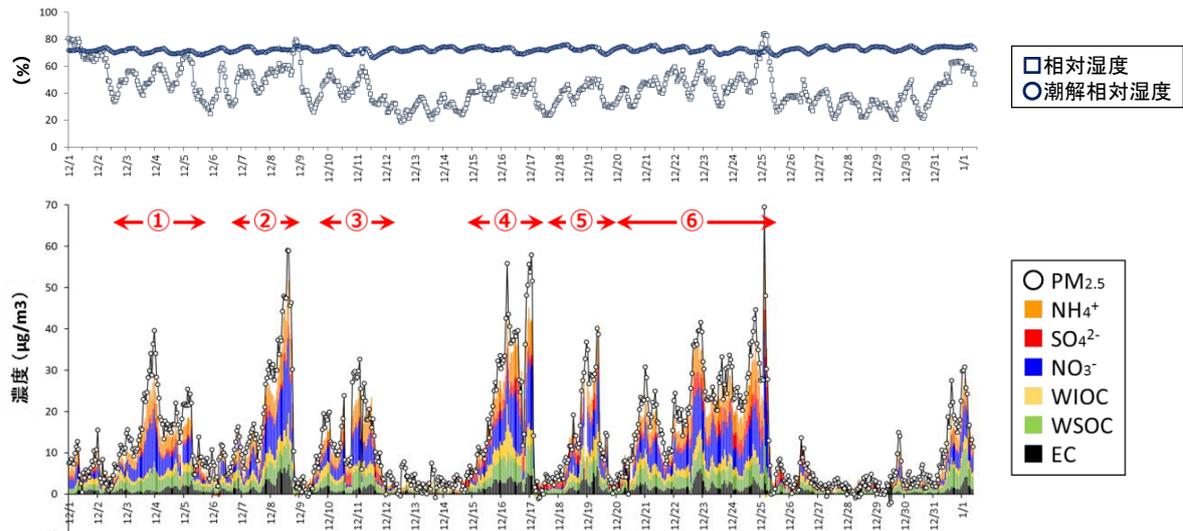
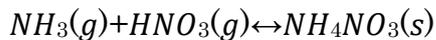


図 16 相対湿度、硝酸アンモニウムの潮解相対湿度と PM_{2.5} 濃度

そこで、硝酸アンモニウムの平衡と PM_{2.5} 濃度の関係について検討した。大気中での硝酸アンモニウムの生成は下記の式で表される。



ここで、実測値を

$$\text{Measured: } [HNO_3] \times [NH_3]$$

気温で規定される計算で得られる理論値を

$$\text{Calculated: } \ln Kp = 84.6 - (24220/T) - 6.1 \ln(T/298)$$

で表し、図 17 に図示する。

その結果、実測値と理論値の差が大きくなる時に PM_{2.5} 濃度が増加する傾向が見られた。すなわち、冬季の PM_{2.5} 高濃度時の硝酸アンモニウムの増加には、発生源から排出される NO、NO₂ 濃度よりも、その中間生成物である HNO₃ ガス濃度と大気中の NH₃ ガス濃度に影響されていることが示唆された。

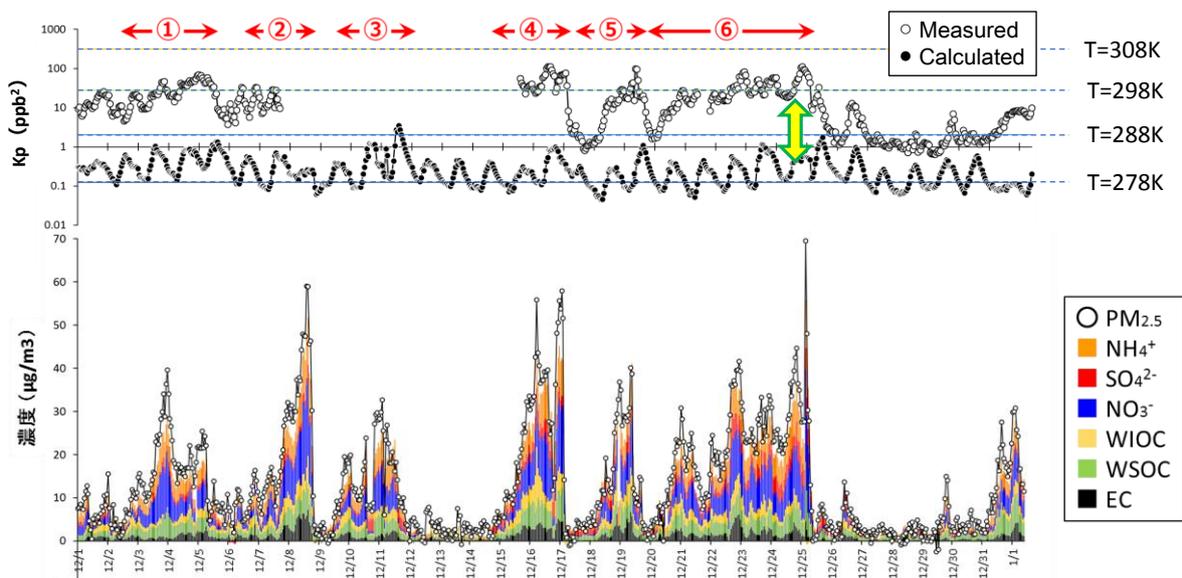


図 17 硝酸アンモニウムの平衡定数と PM_{2.5} 濃度

2.4. 今後の課題

これまでの研究で、冬季の硝酸塩増加による PM_{2.5} 高濃度現象は排出された NO、NO₂ の大気濃度よりも硝酸ガス濃度に影響されること、硝酸アンモニウムの潮解相対湿度が大気中の相対湿度を上回る時に高濃度になりうること、硝酸ガスとアンモニアガスの濃度積が大きくなる時に PM_{2.5} 濃度が高くなることが分かってきた。

湿度等の気象条件は人為的にコントロールできない要因であるため、今後さらに PM_{2.5} 削減対策を進めていくには、起こりうる気象条件下でも PM_{2.5} が高濃度化しない程度までの排出量を探っていくことになる。このためには硝酸ガスだけでなく、アンモニアガスについても詳細な環境濃度の把握や発生源の把握を進めていくことが必要である。さらに中長期的には、大気に排出されている汚染物質が人の健康影響をターゲットとした大気汚染物質としての評価だけでなく、温暖化や他の環境問題にどのような影響を与えているかについても検討し、総合的な環境改善に繋げていくような調査研究や対策が必要だと考える。

3. 自動車排出ガスに関する研究

3.1. 背景と目的

大気中に排出される粒子状物質 (PM) や NO_x、VOC 等の大気汚染物質の排出源として、自動車は依然として大きな割合を占めている。自動車排出ガスの規制は昭和 40 年代から順次強化され、最新規制は規制開始当初の数十分の一の濃度での規制になっている。しかし、規制が導入されても最新規制車への買い替えが進むまでは旧規制車が多く走行しており、実際に大気環境に影響を与えているのは旧規制車、最新規制車が混在して都内を走行している使用過程車になる。

東京都環境科学研究所では自動車排出ガスの環境への影響を評価するため、大型及び小型シャシダイナモメータを用いて使用過程車の排出ガス試験を行い (図 18)、データを蓄積してきた。シャシダイナモメータはローラーの上に測定対象車を設置して一定の走行モードで走らせ、排出されるガスや粒子の採取・分析を行う設備である。国内では自治体では東京都のみが運用しており、車両総重量 3.5~25 t に対応した大型シャシダイナモメータは排出ガス性状の認証を出せる公的機関は国内でも 3 カ所しかなく、そのうち、環境行政部門が設置し、排出ガスの環境への影響評価を主たる目的とした施設は国内唯一と考えられる。



図 18 シャシダイナモメータによる排出ガス測定 (左 : 大型、右 : 小型)

研究所で実施する排出ガス測定の目的は①都内使用過程車からの汚染物質排出量の算出 (排出係数の算出)、②最新規制車の規制効果の評価、③未規制物質 (VOC、N₂O、ナノ粒子個数濃度等) の排出量測定、④排出ガス処理装置の性能評価が挙げられる。このうち、①及び③の VOC 排出量測定について記載する。

3.2. 方法

(1) シャシダイナモメータによる排出ガス測定方法

図 19 にシャシダイナモメータの概略図を示す。シャシダイナモメータではローラーの上で測定対象車を走行させ、排出されたガスを外気で希釈しながら分析計に取り込み、NO_x、CO、HC 等の汚染物質の計測を行う。また、PM はフィルターで採取して排出濃度の測定を行う。ローラー上では排出ガス規制適合を評価するために国が定めた走行モードでの走行の他、東京都内の走行実態に合わせた東京都実走行パターンによる走行や定常モードと呼ばれる定速での走行を行った。得られたデータは仕事量当たりの排出量 (g/kWh) や走行km当たりの排出量 (g/km) に換算して評価する。

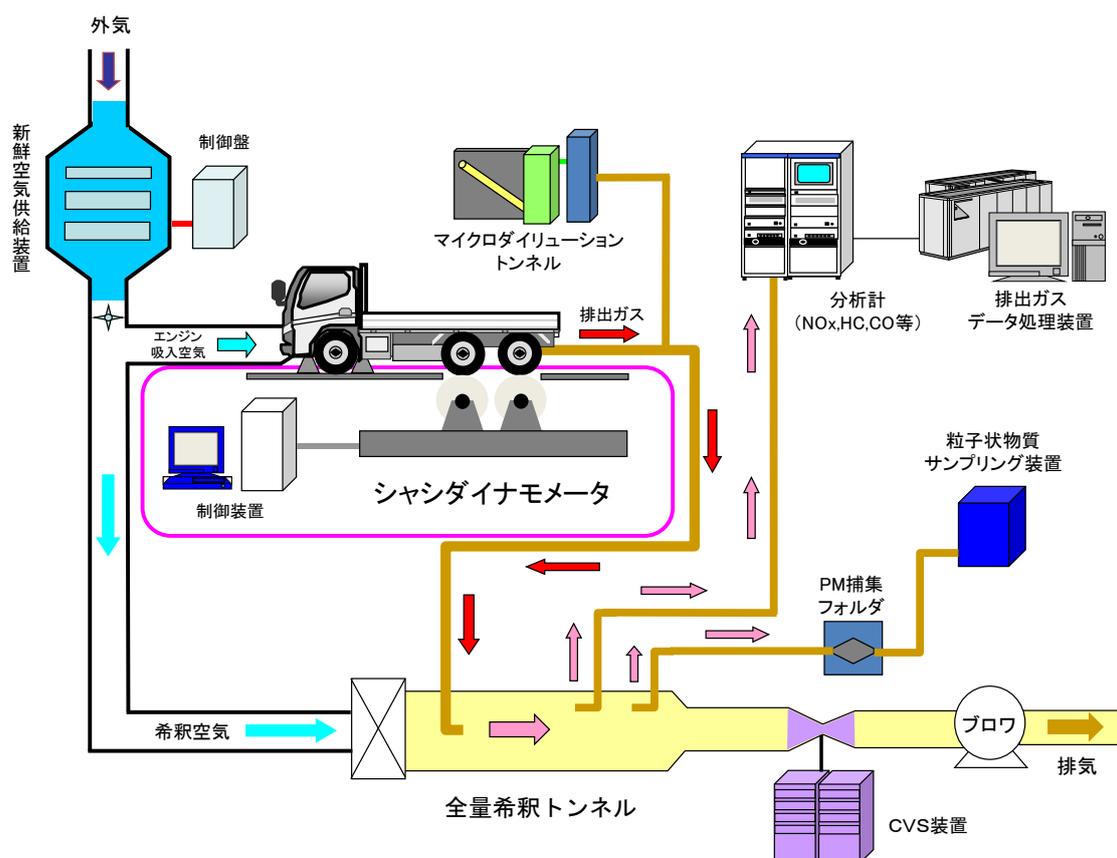


図 19 シャシダイナモメータの概略図

(2) 排出ガス中の VOC 類の測定方法

排出ガス中の炭化水素成分の測定は以下のように行った。各々の走行モードで走行した際の希釈排出ガスと希釈空気を捕集バッグに回収した後、それぞれを不活性コーティングした 1 L キャニスター内にサンプリングし、冷却濃縮後、GC-FID/MS で測定し 59 種を定量した。また、排出ガス中のアルデヒド類の測定は希釈排出ガス及び希釈空気をアルデヒド捕集用の DNPH 含浸カートリッジに採取した後、アセトニトリルで抽出し、LC/MS で定量した。

3.3. 結果と考察

(1) 使用過程車からの NO_x 及び粒子状物質 (PM) の排出量

平成 27～29 年度の間に延べ 17 台の大型の使用過程車 (平成 21 年度規制車) の測定を行った。このうち延べ 6 台については同一車両を経年的に測定する継続調査車両であった (表 2)。

表 2 調査車両概要

平成27～29年度 調査車両(平成21年度規制適合車)

車両総重量		8t以下	12t超	備考
NO _x 後処理装置	尿素SCR	1	10	12t超のうち6台は、平成26年度からの継続調査車両
	HC-SCR	3	0	うち1台は、HV車
	無し	3	0	うち1台は、HV車

測定結果のうち PM 排出量を図 20 に示す。ここでは継続調査車両を除いた 11 台の大型車の法定モードによる排出量を示している。図中の赤線の高さが PM 排出量認証基準値を示し、赤線の長さは中環審第三次答申「今後の自動車排出ガス低減対策のあり方について」(平成 10 年 12 月) で示された基準維持の耐久走行距離の目標値になる。ただし、認証基準は新型車両においてエンジンダイナモメータによる測定で評価することとなっており、当所のシャシダイナモメータによる測定もこれに準じているものの、厳密には基準値の評価方法と異なることに注意が必要である。図に示されたように PM については全ての測定車両で認証基準値を下回る結果となり、使用過程車においても PM 排出量については認証基準を満足する性能が維持されていると考えられる。

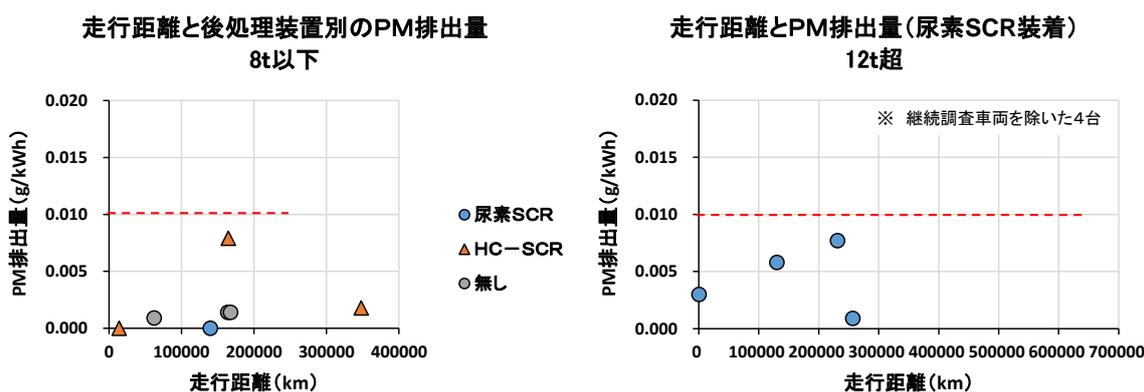


図 20 法定モードによる使用過程車からの PM 排出量測定結果

同様に測定した NO_x の排出量測定結果を図 21 に示した。NO_x については PM と異なり、耐久走行距離内であっても、使用過程車ではほとんどの車両で認証基準値を超過する排出量となった。NO_x の測定においても法定の基準値評価方法はエンジンダイナモメータによる測定となっているが、同じくシャシダイナモメータで測定した PM の排出量とは明らかに傾向が異なり、新車に比べ使用過程車では排出量が多くなっていることが伺える。

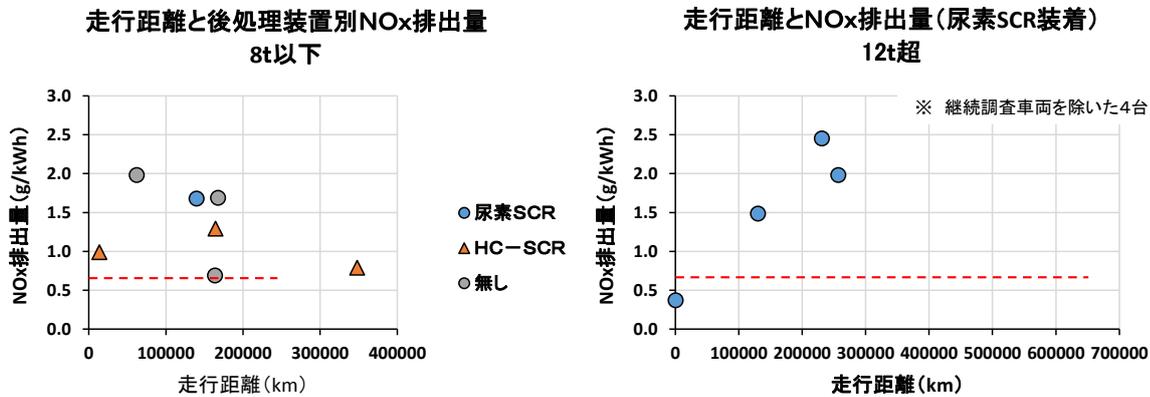


図 21 法定モードによる使用過程車からの NO_x 排出量測定結果

図 22 に同一車両を継続的に調査した際の走行距離による排出量変化を示す。調査は平成 26 年度から継続しており、2 つの車両の 4 年間の変化を示している。NO_x についてみると認証基準値は超えているものの、平成 29 年度の計測までは経年的な NO_x の排出量増加は見られず、この間の走行距離増による後処理装置等の性能劣化はみられていない。一方、PM 排出量については車両 1 では低レベルで推移しているものの、車両 2 は平成 28 年度から急激に排出量が上がっている。原因は明らかになっていないが、車両によってはこのような現象がみられることから、今後とも排出量の経年変化を注視していきたい。

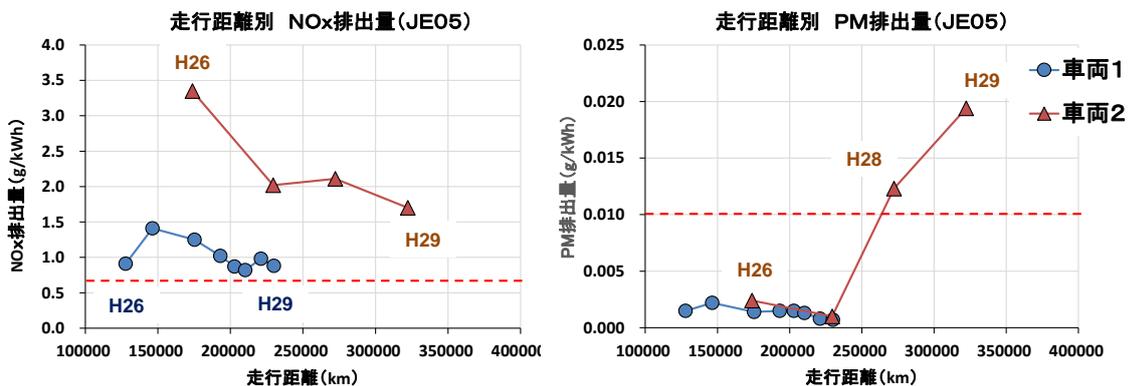


図 22 継続調査車両からの NO_x 及び PM 排出量測定結果

図 23 に東京都実走行パターンによる継続調査車両から NO_x 排出量の変化を示す。法定モードと同じく、東京都実走行パターンにおいても NO_x 排出量（排出係数）の増加はみられなかった。東京都実走行パターンはパターン No.1 から No.10 までは番号順に試験時の平均車速が早くなり、No.12 は渋滞していない高速道路を模したパターンで最も平均車速が早い。図では大型使用過程車では平均車速が早くなるほど排出係数が小さくなっていることも示されている。

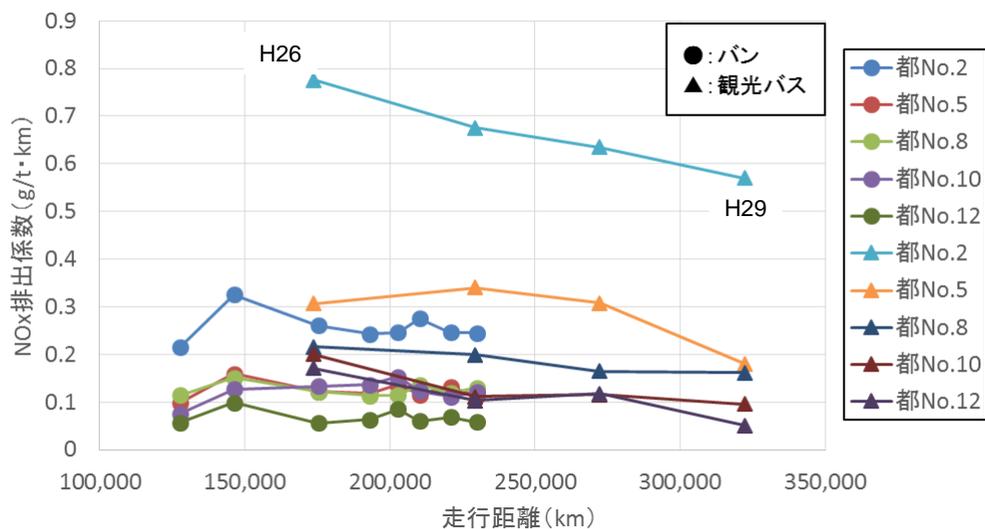


図 23 東京都実走行パターンによる継続調査車両からの NO_x 排出量測定結果

(2) 使用過程車からの VOC 類（炭化水素、アルデヒド）の排出量

図 24 に使用過程車（小型車）からの VOC 排出量測定結果を示す。ここではこれまでに測定した 31 台の車両のデータを整理した。VOC 成分としては炭化水素 59 成分、アルデヒド 16 成分を測定しているが、図ではアルカン、アルケン等の成分群毎にまとめて示した。また、車両暖機せずに測定を開始するコールドスタートでの測定値と車両暖機した後に測定を開始するホットスタートの測定値を示した。図から明らかなようにコールドスタートではホットスタートに比べ排出が著しく多くなっている。成分組成を見ると、DI-p（プレミアムガソリンの直噴）車では芳香族の割合が高くなっており、DE（ディーゼル）車ではアルデヒドの割合が高い結果となった。車両暖機を行うホットスタートでは DE 車の排出量が多く、DE 車についてはコールドスタートとホットスタートの差が少なく、ほぼ同程度の排出量となっている。

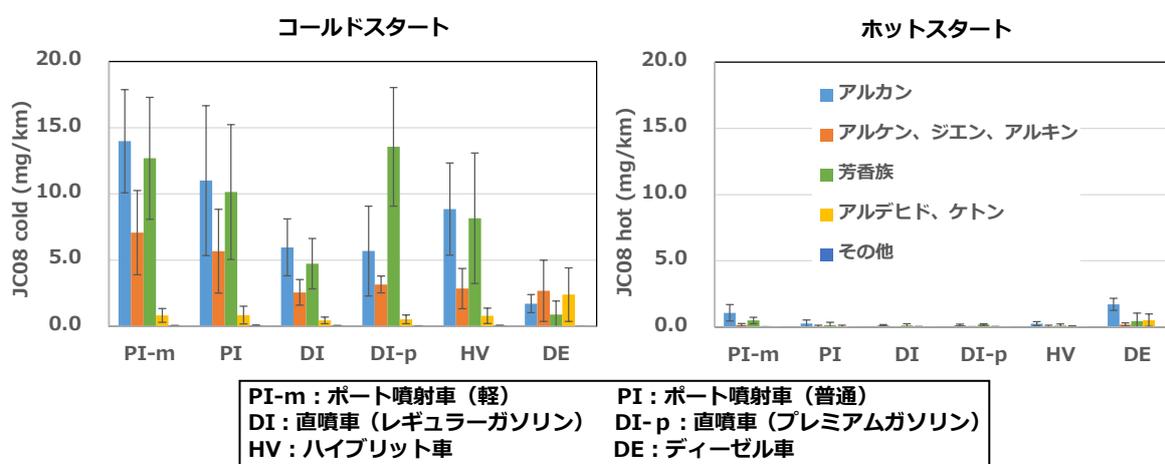


図 24 法定モードによる使用過程車（小型車）からの VOC 排出量測定結果

図 25 に法定モード走行のコールドスタートとホットスタートの小型車からの VOC 排出量の関係を VOC の最大オゾン生成推計値 (OFP) で示した。OFP は各 VOC 排出量に最大オゾン生成能 (MIR 値) を乗じて算出した。両者の関係は車種によって異なり、ポート噴射ではコールドスタート時の排出量が多く、そのうち軽ではホットスタートでもやや高い値となっている。成分ではアルケンや芳香族炭化水素の寄与が大きい結果となった。ディーゼル車ではコールドスタートの排出量は他の車種に比べ低く、ホットスタートで比較的高い排出となっている。成分別にはアルカンやアルデヒドの寄与が大きくなり、車種によって排出特性が異なる結果となった。

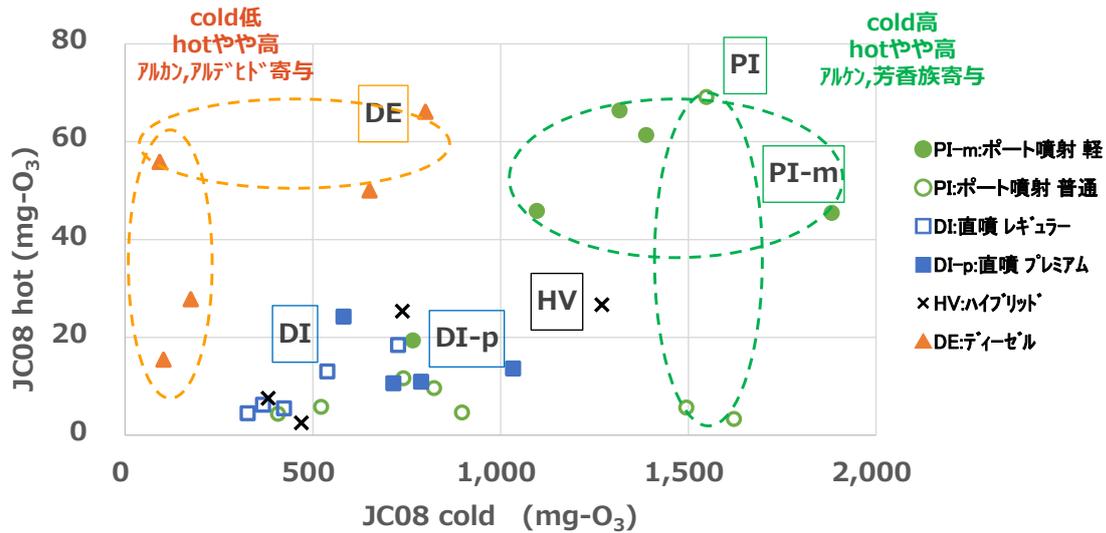


図 25 法定モード走行時の最大オゾン生成推計値 (OFP)

図 26 に使用過程車 (大型車) からの VOC 排出量測定結果を示した。ここではこれまでに測定した 22 台の車両のデータを示した。図の車量 ID の下に排ガス後処理装置の種類も付記した。大型車についてもホットスタートに比べコールドスタート時に多くの VOC を排出する結果となった。大型車の場合はコールドスタートではアルケン、アルデヒドが多く排出されているが、これらの成分は OFP が高く、オゾン生成への寄与が大きいと考えられる。

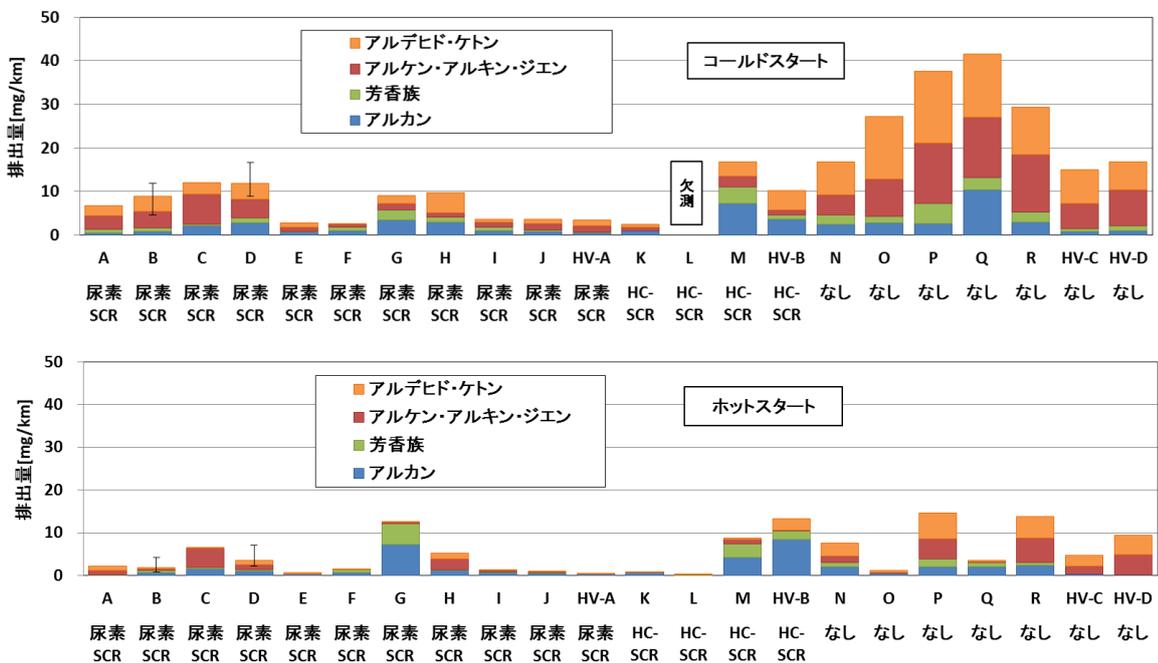


図 26 法定モードによる使用過程車 (大型車) からの VOC 排出量測定結果

小型車、大型車ともに VOC はコールドスタート時に多く排出されており、エンジン始動直後から排ガス温度や処理装置の触媒温度を上げるなど発進時の対策を検討することによって、使用過程車からの VOC 排出を低減できる可能性があると思われる。

3.4. 今後の課題

東京都環境科学研究所では、これまでシャシダイナモメータを用いて多くの排出ガス測定データを蓄積してきた。これまで述べたように最新規制の使用過程車でも、大型車のNO_xの排出量測定値が多くの場合で認証基準値を上回っていることや、大型車、小型車ともにコールドスタート時のVOC排出が多く、大型車ではオゾン生成に影響する成分が特に多く排出されていることが分かった。

NO_x、VOCは大気環境中に排出されると、PM_{2.5}及び光化学オキシダントの原因物質となる。NO_xは先に述べたように秋～冬季の硝酸塩の増加の原因物質と考えられることや、自動車からのVOCも都内VOCインベントリの中で主要な発生源となっていることから、自動車は対策の優先順位の高い発生源といえる。

PM_{2.5}及び光化学オキシダント対策を進める上で、今後もシャシダイナモメータを用いた試験や平成30年度より本格的に使用を開始した車載式排出ガス測定システム(Portable Emission Measurement System:PEMS)を用いた路上での試験による使用過程車の排出実態の把握、自動車排出ガス対策の効果検証等は貴重なデータとなってくると思われる。さらに中長期的には、エネルギー使用量(燃費)、温暖化物質の排出実態の把握等にシャシダイナモメータを活用することによって、自動車が環境に与える影響の総合的な評価を進めていく必要があると考える。