平成 16 年度地域密着型環境研究

沿道局地汚染物質に関する濃度分布及び推計モデルによる研究

Study on Local Concentration of Air Pollutants by using Contour and Calculation Model

竹内	淨	Jo	TAKEUCHI	上坂	弘	Hiromu	KOSAKA
鈴木	隆生	Takao	SUZUKI	山田	大介	Daisuke	YAMADA
盛田	宗利	Munetoshi	MORITA	原	久男	Hisao	HARA
高橋	篤	Atsushi	TAKAHASHI	石田	哲夫	Tetsuo	ISHIDA
井上	俊明	Toshiaki	INOUE	米屋	由理*1	Yuri	YONEYA
廣瀬	健二*2	Kenji	HIROSE				

要　旨

当研究所は、環境省が推進する地域密着型環境研究として、池上新町交差点付近の大気汚染改善のための共同研究「ディーゼル車排出ガスを主因とした局地汚染の改善に関する研究」を、独立行政法人の３研究機関とともに行った。この一環として、当研究所の分担である現状の実態把握を目的に、平成 15 年度冬季及び平成 16 年度夏季に環境調査を行った。

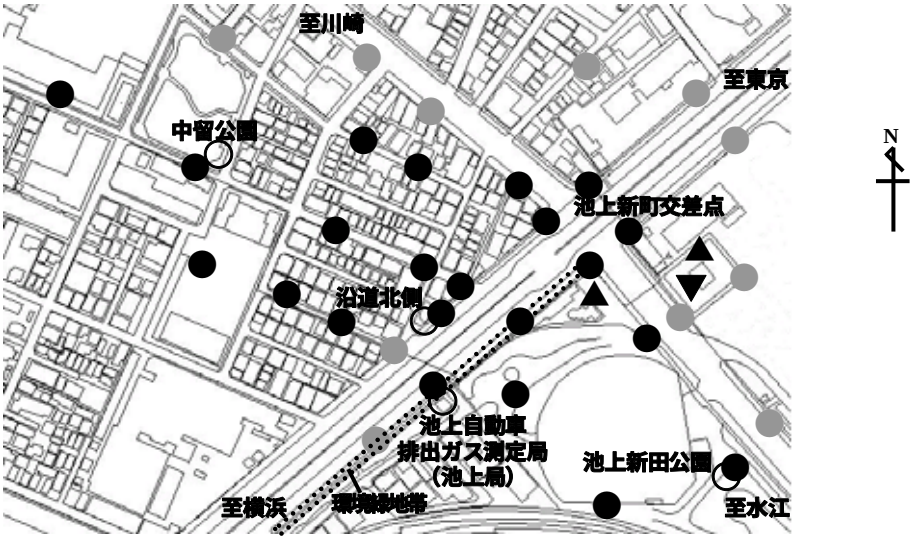
本研究では、調査結果の報告及び考察を行うとともに、現状解析から考えられる対策の検討も併せて行った。この結果、粒子状物質（PM）については広域的な大気汚染の影響が考えられ、窒素酸化物（NOx）については産業道路の北側で自動車排出ガスが拡散しにくい状況が考えられた。そこで、この産業道路の北側における NOx による局地汚染について、距離減衰による具体的な環境改善対策を検討した。

キーワード：地域密着型環境研究、局地汚染、濃度分布

Key Words: local environmental studies, local high concentration of air pollutants, contour

1　はじめに

当研究所では、本市川崎区を通る東京大師横浜線（産業道路）沿道の池上新町交差点周辺地域の大気汚染改善に向けた研究として、環境省が推進する「地域密着型環境研究」に応募し、「ディーゼル車排出ガスを主因とした局地汚染の改善に関する研究」を、平成 14 年度から３年間で、(独)国立環境研究所、(独)産業技術総合研究所及び(独)産業医学総合研究所と共同で実施した[1),2)]。最終



○　自動測定機（窒素酸化物 浮遊粒子状物質，炭素成分），揮発性有機化合物及び粒径別粒子状物質採取地点

●　PTIO（窒素酸化物），エアロゾルセンサー（粒子状物質）：平成15年度冬季22地点

●　PTIO（窒素酸化物），エアロゾルセンサー（粒子状物質）：平成16年度夏季追加11地点（夏季は全33地点）

▲　走行量測定用ビデオカメラ　▼　風向風速計

図1　調査地点

*1 環境局公害監視センター　*2 環境局地球温暖化対策担当

的に、各研究所からの大気汚染改善に向けた施策提言が期待されている。当研究所では、現状の調査解析を担当し、平成 15 年度冬季及び平成 16 年度夏季に当交差点周辺における環境調査を行った。本研究では、平成 15 年度冬季及び平成 16 年度夏季における環境調査の結果について報告するとともに、気象状況、NOx 排出量の推計及びそのモデル計算を用いて、現在の汚染状況を解析した。

2　調査方法

2.1 調査期間

冬季調査：平成 15 年 12 月５日（金）から 12 日（金）
夏季調査：平成 16 年８月 26 日(木)から９月２日（木）

2.2 調査地点及び分析項目

調査地点を図１に示した。なお、各分析項目及びその調査地点数は以下のとおりである。

(1) 自動測定機による窒素酸化物濃度、浮遊粒子状物質濃度、炭素成分濃度：３地点（窒素酸化物濃度、浮遊粒子状物質は池上自動車排出ガス測定局（以下、池上局）を含むと４地点）
(2) 粒径別粒子状物質濃度：冬季３地点、夏季４地点（自動測定機と同地点）
(3) 揮発性有機化合物濃度：冬季３地点、夏季４地点（(1)と同地点）
(4) エアロゾルセンサー*による粒子状物質濃度及び PTIO法による窒素酸化物濃度：冬季 22 地点、夏季 33 地点
(5) 風向風速計：１地点
(6) ビデオカメラによる自動車走行量調査：２地点

2.3 試料採取及び調査分析方法

2.3.1 自動測定機

窒素酸化物濃度は、化学発光方式の窒素酸化物計（堀場製作所製 APNA360）を用いて、１時間平均値の連続測定を行った。浮遊粒子状物質濃度は、β線式の浮遊粒子状物質計（DKK 製 DUB12）を用いて、１時間平均値の連続測定を行った。炭素成分濃度は、熱分離式の炭素成分自動連続分析計（R&P 製 Series5400）を用いて、PM2.5 中における元素状炭素及び有機炭素濃度の２時間平均値の連続測定を行った。

2.3.2 粒径別粒子状物質

ニールサンプラーを用いて、2.5μm以下の粒子と 2.5 から 10μmの粒子を採取した。採取した粒子について、水溶性成分(Cl^-、NO_3^-、SO_4^{2-}、NH_4^+、Na^+、K^+、Mg^{2+}、Ca^{2+})、炭素成分（元素状炭素、有機炭素）、金属成分、多環芳香族炭化水素（ベンゾ[*k*]フルオランテン、ベンゾ[*a*]ピレン、ベンゾ[*ghi*]ペリレン）の分析を行った。

水溶性成分は、イオンクロマトグラフ（日本ダイオネクス製DX-500）により測定した。炭素成分は、CHNコーダー（ヤナコ製MT-6）を用いて、600℃ He気流下で有機炭素を、900℃ He-O_2気流下で元素状炭素を測定した。金属成分は、ICP-MS（横河アナリティカルシステムズ製 Agilent7500c）を用いて測定した。多環芳香族炭化水素は、液体クロマトグラフ（Waters製Waters600）を用いて測定した[3), 4)]。

2.3.3 揮発性有機化合物

キャニスターにより、毎分約３mL で吸入し、24 時間の試料採取を行った。試料濃縮･加熱脱着装置（横河アナリティカルシステムズ製 Entech7000）および GC/MS（ヒューレットパッカード製 HP6890/5973）により分析を行った。

2.3.4 粒子状物質

(独)国立環境研究所が開発したエアロゾルセンサーを用いて[5)-7)]、自動測定機とは別に、粒子状物質を測定した。

2.3.5 窒素酸化物

PTIO法[8)-10)] により、自動測定機とは別に、窒素酸化物の試料採取及び分析を行った。

2.3.6 風向風速

プロペラ式風向風速計（光進電気工業製 MVS330）を用いて、１時間毎の移動平均値を測定した。

2.3.7 自動車走行量

赤外式ビデオカメラ及びハードディスク型画像記録レコーダーを用いて記録した画像から時間毎に９車種に分けて計測した。

2.3.8 走行方向別車速

(独)国立環境研究所が開発した走行動態計測装置（データテック製、セーフティーレコーダー）[11)] を取り付けた車両を用いて、池上新町交差点を通過する車両を、走行方向別に、昼間（午前７時から午後７時）及び夜間（午後７時から午前７時）に分けて、約１km追尾し、車速を測定した。

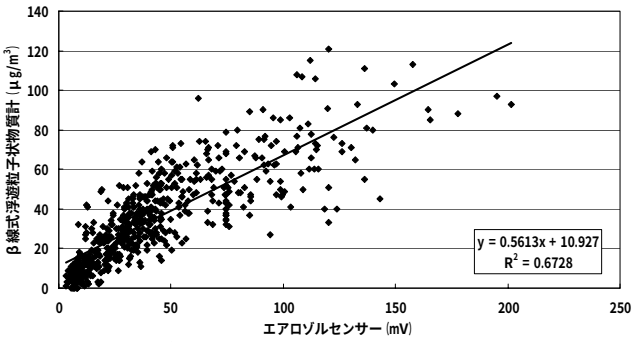


図２　エアロゾルセンサーとβ線式浮遊粒子状物質計との比較

*エアロゾルセンサー

(独)国立環境研究所が開発した、1-10μmの粒子を連続測定できる光散乱式パーティクルカウンターであり、出力は粒子数に比例するアナログ電圧である[5)-7)]。

特徴は、最小１分ごとの連続測定が可能であること、乾電池を使用した小型のサンプラーであるため多地点同時測定が可能なことである。

エアロゾルセンサーとβ線式の結果の比較結果を図２に示した。現在、試作段階であるため、本研究では、エアルゾルセンサーによる測定値の単位は mV のままとした。

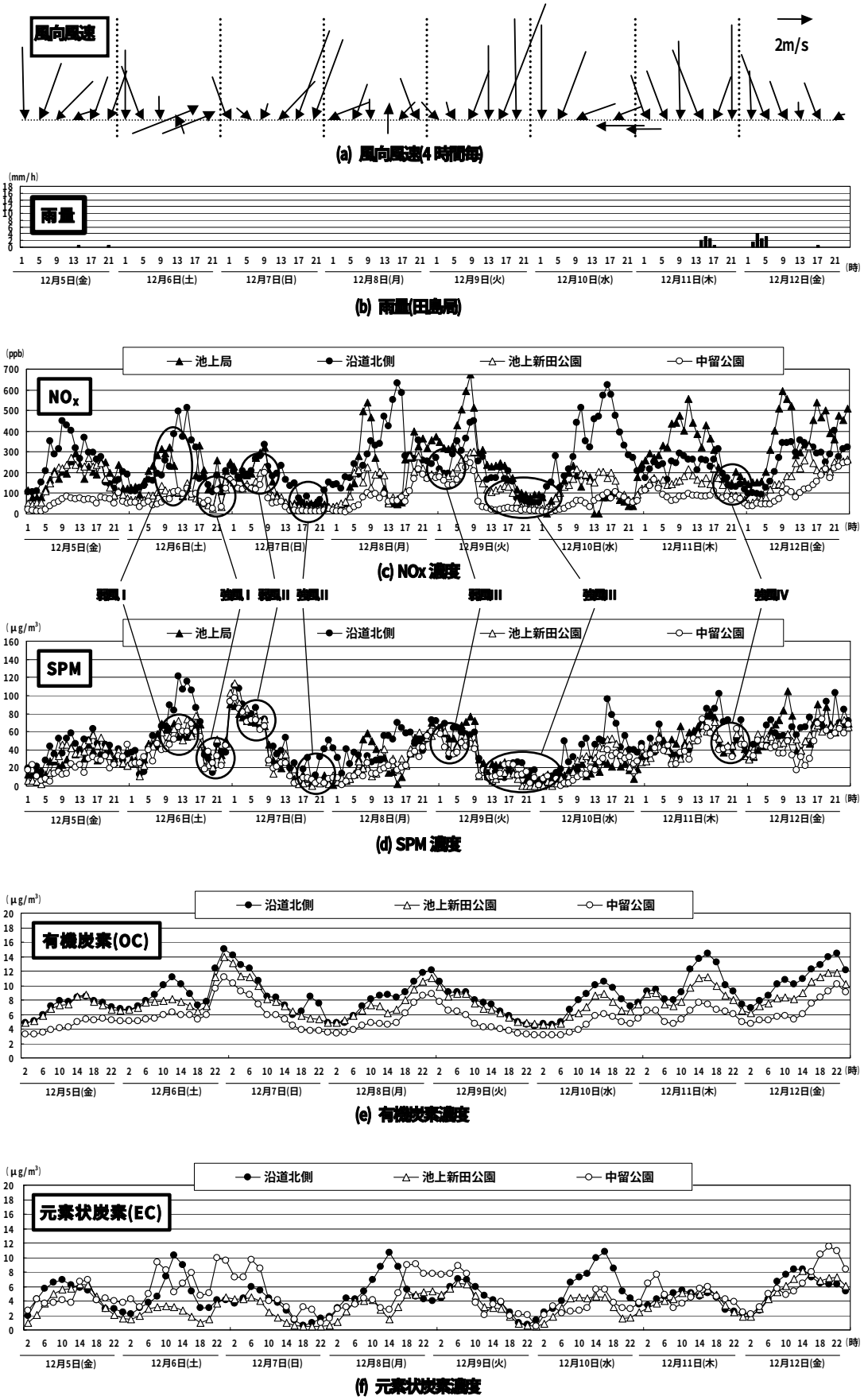


図3　自動測定機による各測定結果(平成 15 年度冬季)

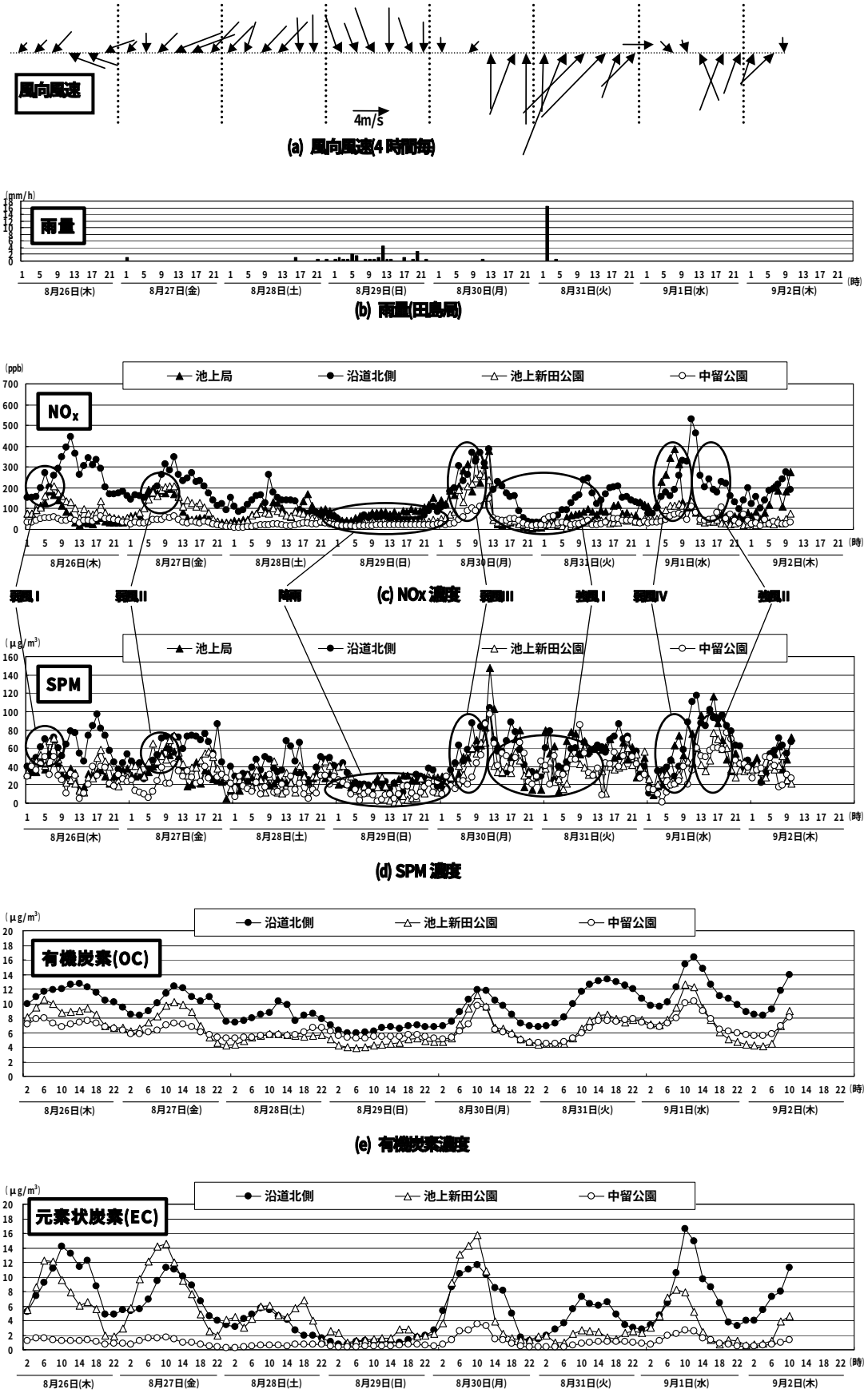
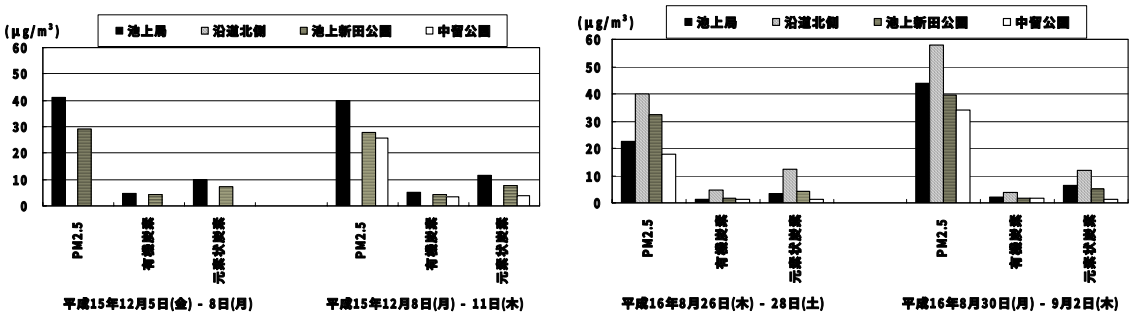
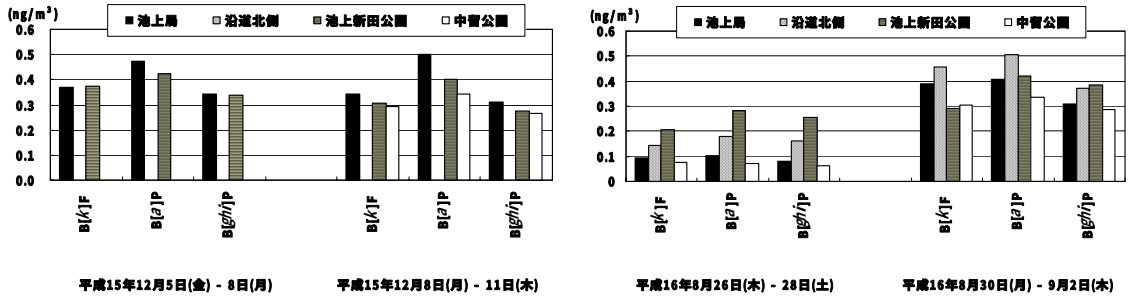


図4　自動測定機による各測定結果(平成 16 年度夏季)

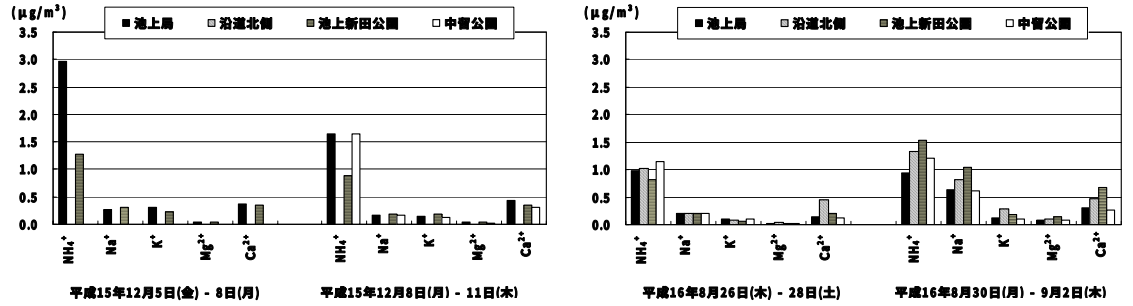


(a)　PM2.5 濃度及び PM2.5 中の有機炭素、元素状炭素濃度

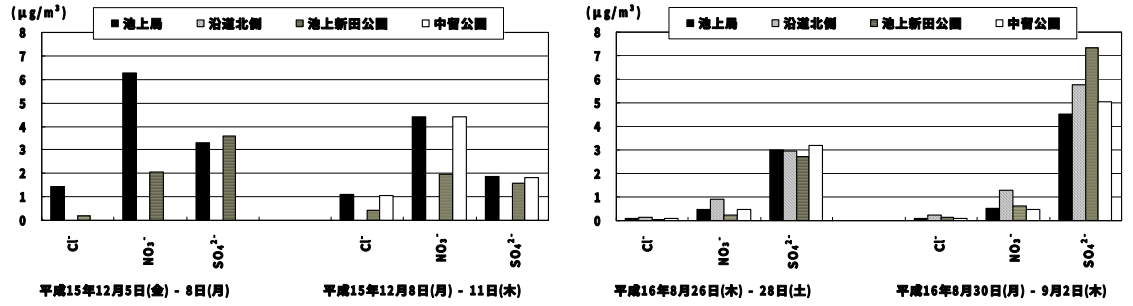


B[*k*]F：ベンゾ[*k*]フルオランテン、B[*a*]P：ベンゾ[*a*]ピレン、B[*ghi*]P：ベンゾ[*ghi*]ペリレン

(b)　PM2.5 中の多環芳香族炭化水素濃度



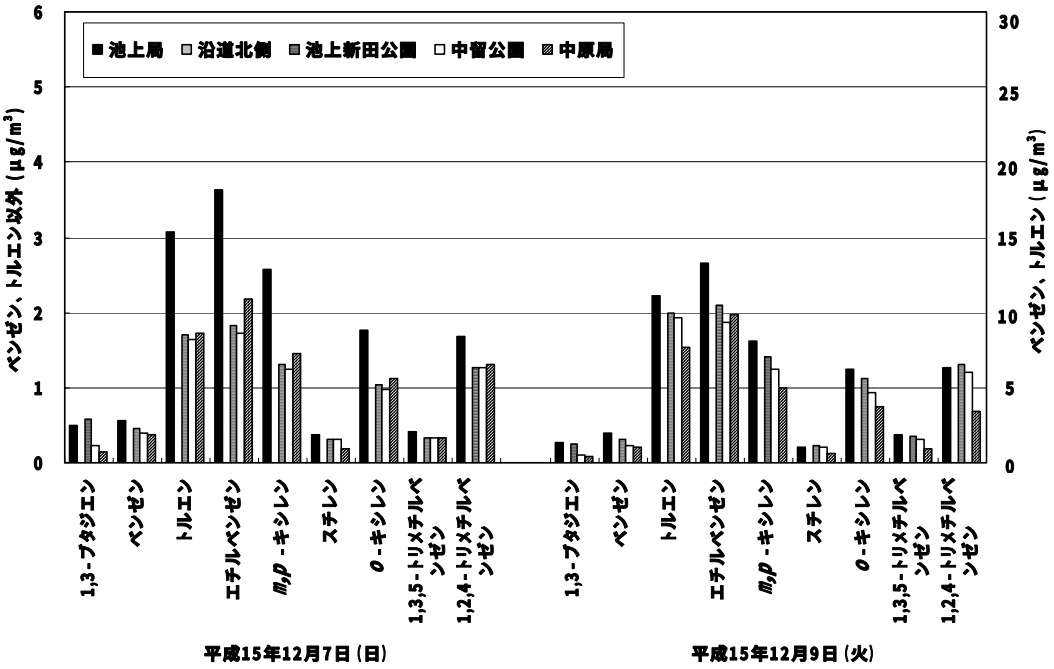
(c)　PM2.5 中の陽イオン濃度



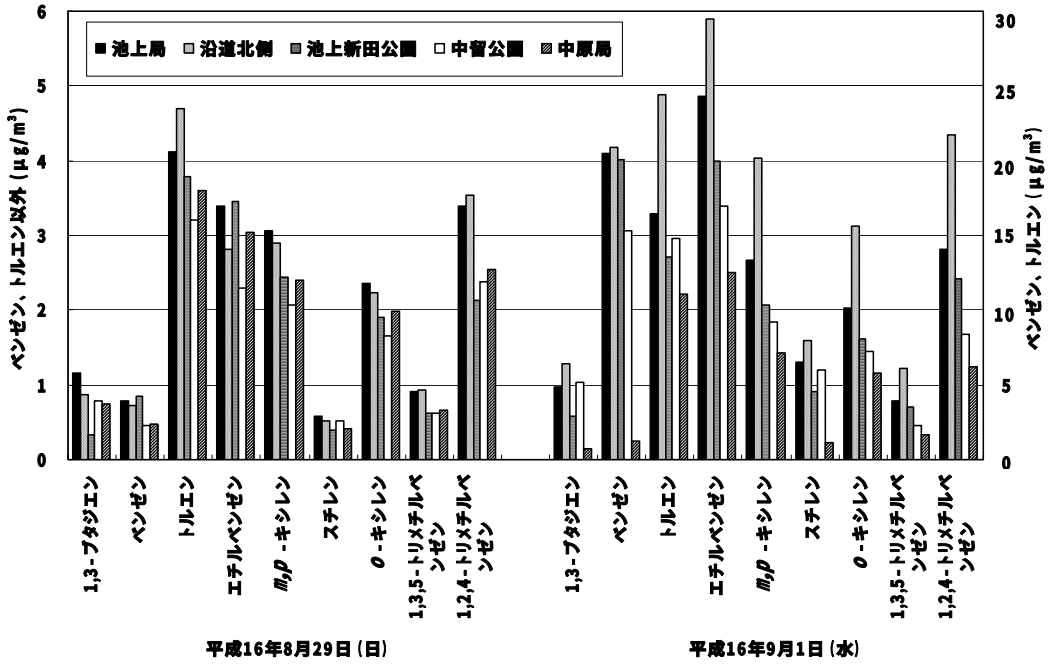
(d)　PM2.5 中の陰イオン濃度

図５　PM2.5 濃度及び PM2.5 中の炭素成分、多環芳香族炭化水素、水溶性成分濃度

* 平成 15 年 12 月の調査では、沿道北側において PM2.5 の測定を行っていない。また、12 月 5 日から 8 日の中留公園における測定値は欠測である。



(a)平成 15 年度冬季



(b)平成 16 年度夏季

図6 揮発性有機化合物濃度

*1 臨海部以外の地域と比較するため、市内中部の中原一般環境大気測定局（中原局）における測定結果を併記した。

*2 平成 15 年 12 月の調査では、沿道北側において揮発性有機化合物の測定を行っていない。

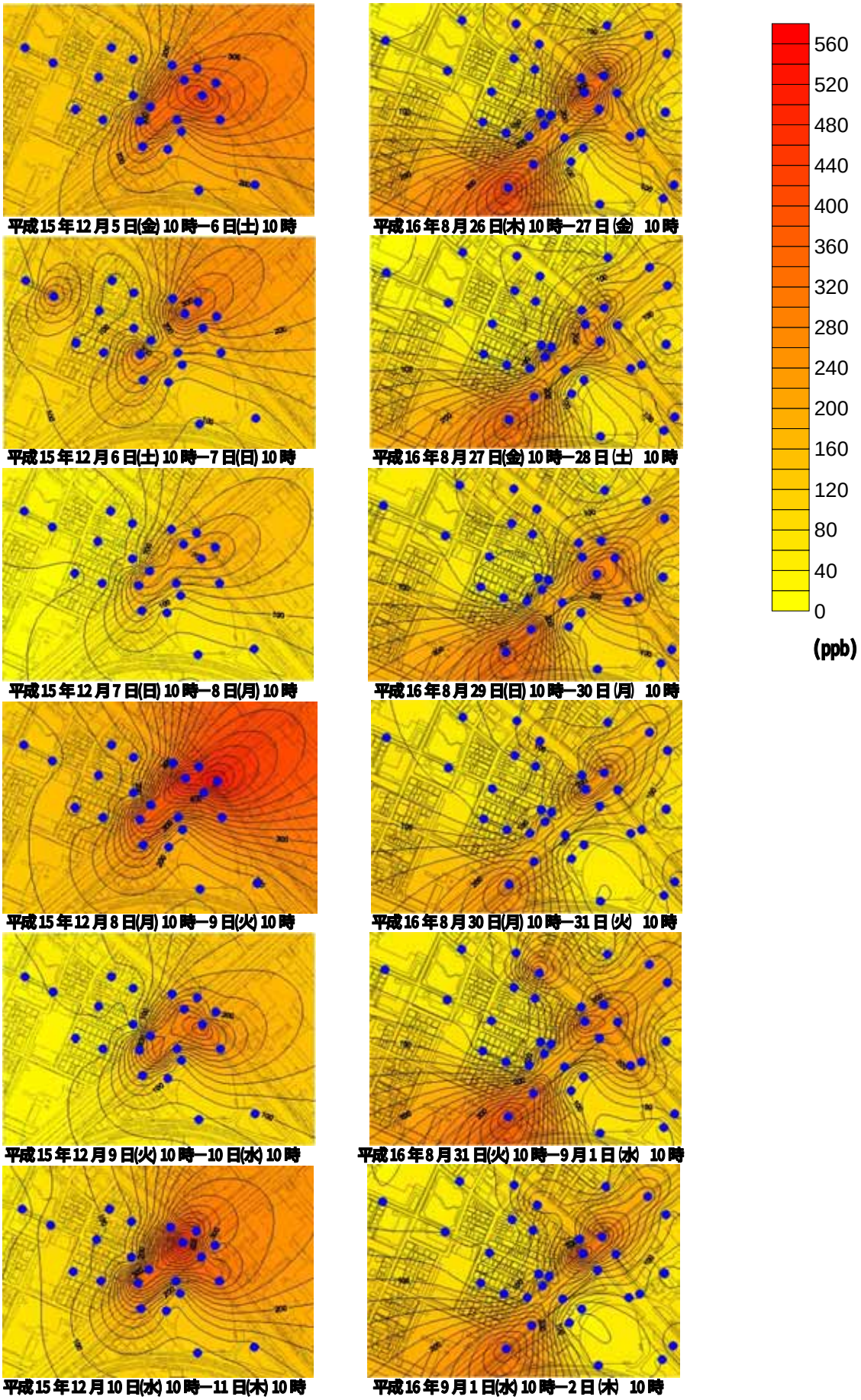


図７　PTIO 法による NOx 濃度（左：平成 15 年度冬季，　右：平成 16 年度夏季）
（位置関係は図１参照）

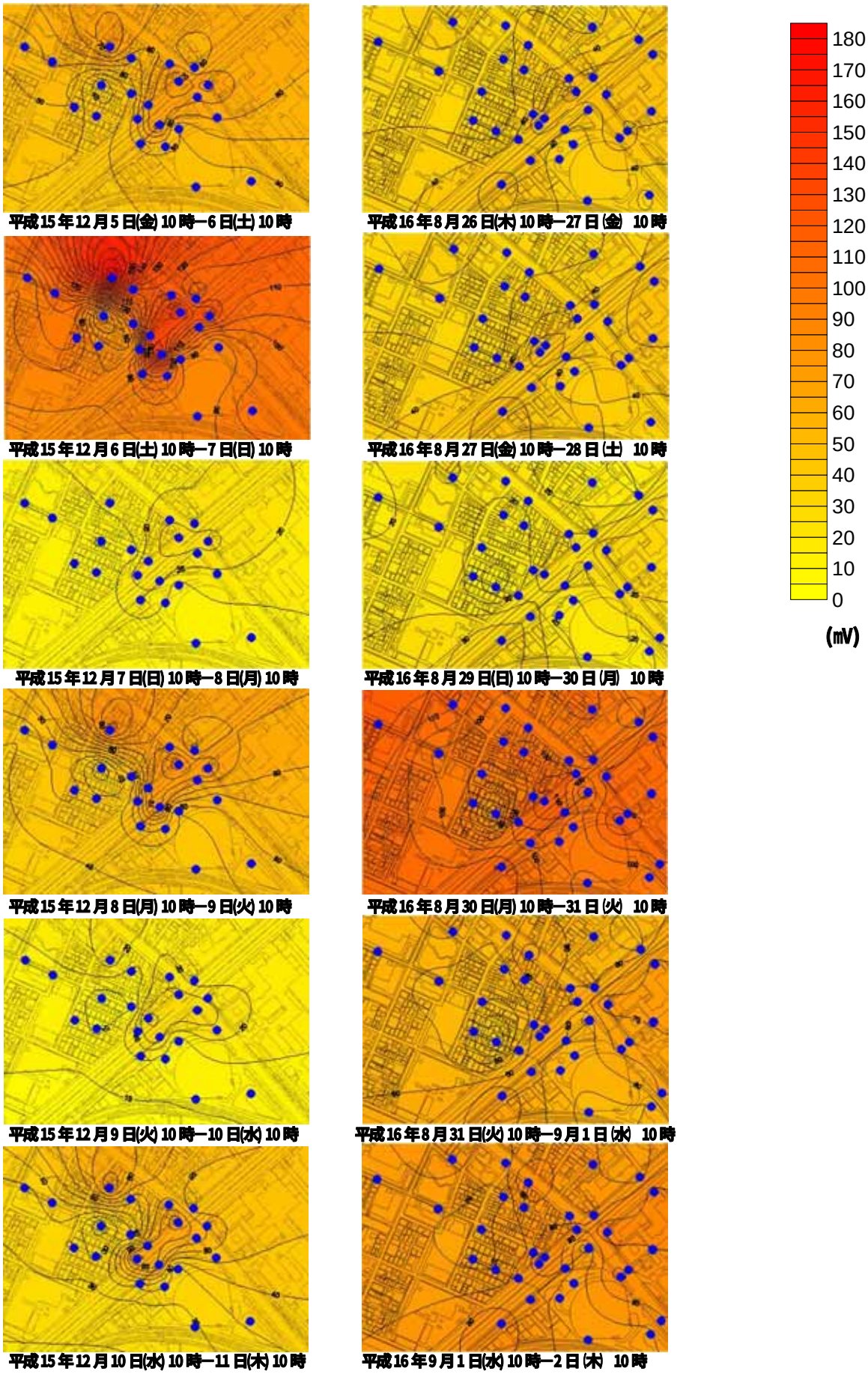
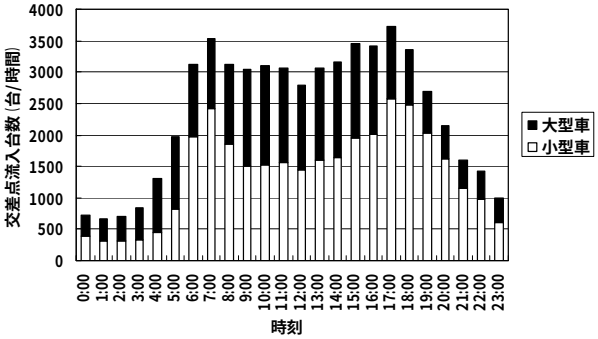
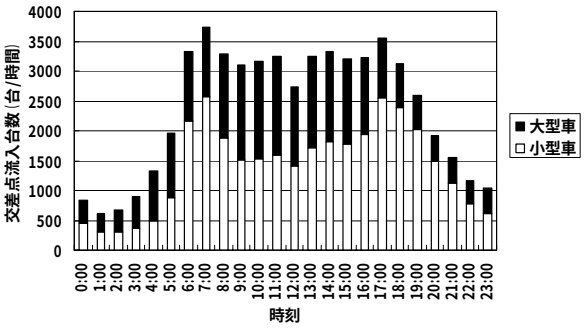


図８　エアロゾルセンサーによる粒子状物質濃度（左：平成 15 年度冬季，　右：平成 16 年度夏季）
（位置関係は図１参照）

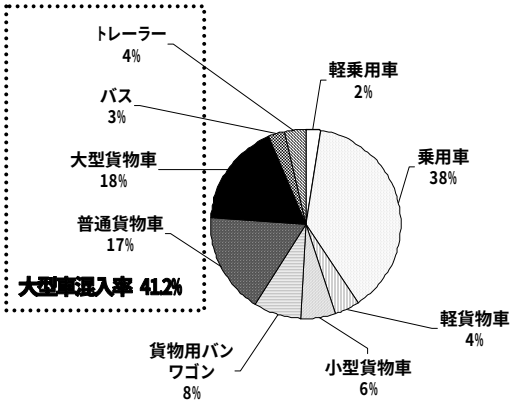


平成 15 年 12 月 5 日(金)　(総流入台数 57,014 台)

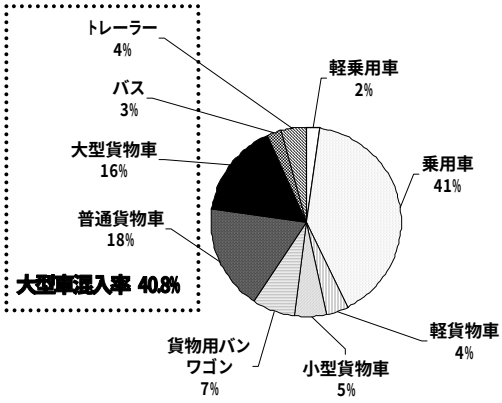


平成 16 年 9 月 1 日(水)　(総流入台数 56,855 台)

(a)冬季及び夏季における交差点流入台数

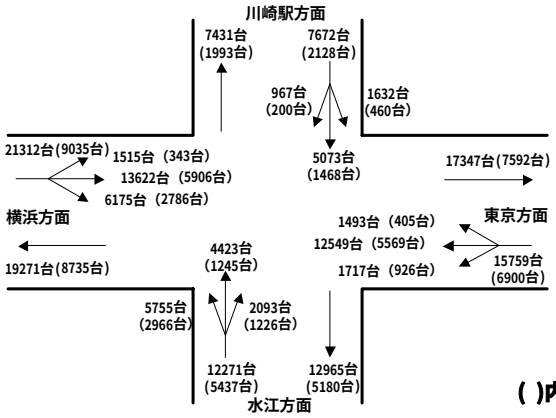


平成 15 年 12 月 5 日(金)　(総流入台数 57,014 台)

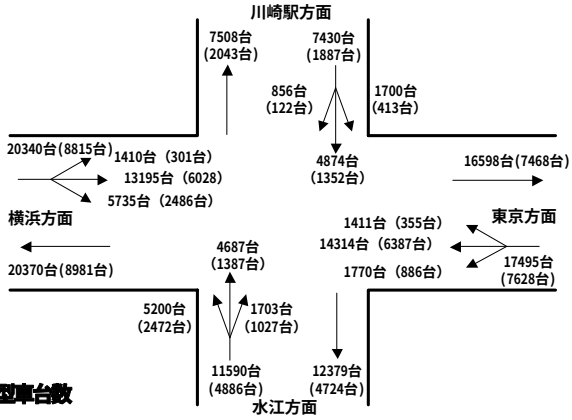


平成 16 年 9 月 1 日(水)　(総流入台数 56,855 台)

(b)冬季及び夏季における総流入台数の車種別比率



平成 15 年 12 月 5 日(金)　(総流入台数 57,014 台 (大型車 23,500 台))



平成 16 年 9 月 1 日(水)　(総流入台数 56,855 台 (23,216 台))

(c)冬季及び夏季における走行方向別流出入台数

図９　走行量調査結果（左：平成 15 年度冬季，右：平成 16 年度夏季）

3　結果

測定及び分析項目の結果について、図３から図９に示し、以下に概要をまとめた。

(1) 自動測定機の結果について、図３及び図４より、NOx 及び SPM 濃度は、風速が大きい（強風）のときに下がり、風速が小さい（弱風）のときに上がりやすく、沿道北側及び池上局では、産業道路に対して測定地点が風下になると濃度が高くなる傾向がみられた。

(2) PM2.5 及び PM2.5 中の各成分について、図５より、冬季（平成 15 年 12 月８日（月）から 11 日（木））の結果と、夏季（平成 16 年８月 30 日（月）から９月２日（木））の結果について同地点での測定値を比較すると、PM2.5 濃度は夏季に高いが、有機炭素、元素状炭素濃度は夏季に低かった。多環芳香族濃度は、夏季にやや高かった。水溶性成分濃度は、冬季に硝酸イオンが高く、夏季に硫酸イオンが高かった。

(3) 揮発性有機化合物について、図６より、全体的に冬季よりも夏季において濃度が高く、特に平成 16 年９月１日（水）の池上交差点付近におけるベンゼン濃度が高かった。併記した中原局のベンゼン濃度は全期間で増減が少ないことから、この高濃度の要因は、自動車排出よりも固定発生源等の地域的な他の影響が考えられた。

(4) 濃度分布(Golden Software 製 Surfer 8、補間方法：Kriging 法)の結果について、図７より、NOx（PTIO 法）は道路に沿って濃度が高かった。図８より、PM（エアロゾルセンサー）は地点間の濃度差が小さかった。

(5) 自動車走行量は、図９より、交差点流入台数、車種別比率、走行方向別流出入台数ともに、冬季及び夏季でほぼ同様の傾向がみられた。

4　考察

4.1 気象図による観測風の要因推定に関する考察

大気汚染物質の風による移流・拡散を検討する前に、まず、風がどのような状況で観測されるかを検討した。観測される風は、気圧配置による総観的規模の一般風及び海陸風のような局地風により形成されるが、その程度を把握することは困難である。前年度の報告では、北と南を除いた 14 方位について東よりの風と西よりの風に分けた場合、各時間帯で海陸風の影響と思われる風が 40 から 70%程度の出現率でみられたが、それ以上の考察はできなかった[34]。今回は、調査地点で観測された風の発生要因を、気象図から想定される一般風として考察を行った[12)-14)]。

結果を図 10 及び図 11 に、概要を以下に示した。冬季では、12 月６日から７日の間に低気圧に伴う前線の通過により、風向が大きく変化したが、それ以降は西高東低型の気圧配置により北よりの風が継続的に吹いたと考えられた。夏季では、８月 29 日までは太平洋岸に停滞前線が、オホーツク海付近に高気圧がそれぞれ位置し、梅雨期に似た気圧配置によって北よりの風が吹いたが、８月 30 日から 31 日の台風の通過により大きく風向が変化し、その後は温帯低気圧に伴う前線によって南よりの風に変化したと考えられた。

以上より、調査地点で観測された風は、総観的規模の一般風として、おおむね説明が可能であると考えられた。

4.2 気象影響による PM を中心とした考察

前節を踏まえて、環境調査の結果について、4.2.1 で冬季について、4.2.2 で夏季について PM を中心とした考察を行い、4.2.3 にそのまとめを述べた。

4.2.1 冬季における考察

図３の自動測定機による結果について、まず、風向と濃度との関係をみると、沿道付近の測定地点である沿道北側及び池上局（以下、沿道２地点。）では、産業道路に対して風下になったときに濃度が上昇した。特に NOx では沿道２地点における風下時のピークが顕著であった。SPM では、４地点における測定値の差が小さいが、各時刻において、沿道２地点における測定値は池上新田公園及び中留公園(以下、後背地２地点。)よりも大きかった。有機炭素濃度も SPM と同様の傾向がみられたが、元素状炭素では沿道から離れている中留公園の濃度が高かった。

図３(c)NOx 及び(d)SPM に記した強風及び弱風から、風速と濃度との関係をみると、全体的に、強風のときに濃度が下がり、弱風のときに濃度が上がることが分かった。特に、SPM 濃度の変動が顕著であった。図 10(b)の６日９時から 13 時の間に比較的発達していない温暖前線が通過し、温暖前線と寒冷前線間の強い南よりの風（実際には西南西）が吹き始めたときに対応して、図３の弱風Ⅰから強風Ⅰにおいて SPM 濃度が大きく変化した。また、図 10(e)の９日の気圧傾度の変化による北よりの風の風速変化に対応して、図３の弱風Ⅲから強風Ⅲにおける SPM 濃度が大きく変化した。これらの SPM の濃度変化には、図９(a)のように自動車走行が昼間に多く、夜間に少ないことによる周期的な変動傾向がみられなかった。

SPM濃度と風速との関係におけるもう１つの特徴は、強風後の濃度変化であった。図３の強風Ⅰにより濃度が大きく下がった後、寒冷前線が通過することで(図 10 (b))、北西の風に変化し、SPM濃度が上昇した。図２の強風Ⅱでは、風下である沿道北側を除き、北北東から東北東の風において低濃度が続いた。図３の強風Ⅲでも、北から北北東の風において低濃度が続いた。図３の強風Ⅳでは、北から北北西の風においてSPM濃度が一度は下がるが、すぐに上昇し、上下を繰り返した。これらの強風後の濃度変化から、①強風後の風に東よりの風が混ざるとSPMが継続的に低濃度で推移しやすく、②強風後の風に西よりの風が混ざるとSPM濃度が一度は大きく下がるが再び濃度が上がりやすいと考えられた。①に関しては、速水らにより、1999 年夏の関東におけるSPM低濃度の要因は太平洋からの清浄な空気の継続的な流入であるという報告がされている[15)]。

自動車排出との関係について濃度分布をみると、図７左の PTIO 法による NOx の濃度分布では、各測定期間にお

いて、沿道の高濃度域の広がりに変化がみられたが、後背地では常に同程度の濃度領域が存在していた。これに対して、図８左のエアロゾルセンサーによるPMの濃度分布では、測定地点間の濃度の違いよりも、測定期間（24時間）ごとの全体的な濃度の違いが顕著であった。また、この測定期間ごとの全体的な濃淡は、図３における該当期間に読み取れる平均的なSPM濃度の変化と同様であり、点的及び面的にも沿道と後背地との濃度差が小さいことが分かった。

図５左のPM2.5について、２期間を比較すると、PM2.5濃度、PM2.5中の炭素成分濃度は変化していないが、５日から８日の期間ではアンモニウムイオン及び硫酸イオンが、８日から11日の期間に比べて２倍近くの濃度になっていた。５日から８日の期間は土日を含んでいるが、PM2.5濃度は、平日である８日から11日の期間と同程度であった。５日から８日の期間では、図10(b)の前線の通過に伴う風向変化によって、広域的な大気の移流が起こり、PM2.5中の水溶性成分濃度の上昇をもたらしたと考えられた。また、この広域的な移流は、土日を含む５日から８日の期間のPM2.5濃度が、平日である８日から11日の期間と同程度となった要因の１つと考えられた。

4.2.2 夏季における考察

図４の結果について、風向と濃度との関係をみると、冬季と同様に、沿道２地点では、産業道路に対して風下になったときにNOx及びSPM濃度が上昇した。有機炭素濃度及び元素状炭素もSPMと同様の傾向がみられたが、沿道から離れている中留公園の元素状炭素は冬季と異なり、常に低濃度であった。

図４(c)NOx及び(d)SPMに記した強風及び弱風から、風速と濃度との関係をみると、全体的に、強風及び降雨のときに濃度が下がり、弱風のときに濃度が上がることが分かった。

SPM濃度と風速との関係についても、冬季と同様に、強風後の濃度変化をみると、図４の強風Ⅰ及び強風Ⅱとも、濃度が下がった後、西よりの風が混ざった風が吹き、濃度が上昇、もしくは上下を繰り返していた。冬季の状況を考慮すると、SPMの濃度は、太平洋側から東よりの風が継続的に吹く場合には、濃度が下がりやすく、大陸や列島側から西よりの風が継続的に吹く場合には、濃度が上がりやすいことが、沿道のような局地においても示唆された。

PMの濃度分布に関して、図８右のエアロゾルセンサーによる結果から、測定期間ごとの全体的な濃淡が図４の該当期間から読み取れる平均的なSPM濃度の変化と同様であり、夏季においても沿道と後背地との濃度差が小さいことが分かった。また、図８右の夏季では、図８左の冬季と比較すると、沿道の等濃度線の集中帯がみられず、平成16年度夏季においては沿道と後背地との差が平成15年度冬季よりも小さくなっていた。

図５右のPM2.5について、夏季の２期間を比較すると、PM2.5濃度は30日から２日の期間で高いが、PM2.5中の炭素成分濃度は変化していなかった。また、30日から２日の期間ではアンモニウムイオン、ナトリウムイオン及び硫酸イオンが、26日から28日の期間に比べて高かった。２期間は28日（土）を除けば平日であり、PM2.5中の炭素成分濃度に変化がないため、30日から２日の期間では、図11(c)の台風の通過に伴う風向変化によって、広域的な大気の移流が起こり、PM2.5中の水溶性成分濃度が上昇したと考えられた。また、冬季と同様に、この広域的な移流は、30日から２日の期間のPM2.5濃度が26日から28日の期間よりも高い要因の１つと考えられた。

夏季では、冬季に比べて、図９より走行量及び大型車混入率が変化していないにも関わらず、①図４(f)では後背地である中留公園の元素状炭素濃度が非常に低い、②図５(a)ではPM2.5中の元素状炭素濃度が両季節で測定した地点において低い、③図８のエアロゾルセンサーによるPMの濃度分布では沿道と後背地の濃度差が小さいことが分かった。これらの結果から、平成15年10月から首都圏で施行されたディーゼル車規制により[14]、ディーゼル車からのPM排出量の削減効果があらわれ、PMの濃度分布の平滑化及び中留公園の元素状炭素濃度の減少が起こった可能性が示唆された（冬季調査（平成15年12月）の時期は、DPFメーカーの生産が間に合わなかったために、申請は行っているがDPFを設置できない車両が走行していた。）。

4.2.3 気象影響によるPMを中心とした考察のまとめ

冬季及び夏季の調査結果について、気象影響によるPMを中心とした考察を以下に総括としてまとめた。

(1) NOxに関して、強風時に濃度が下がり、弱風時に濃度が上がった。沿道２地点では、風の強弱と併せて、風向の影響が強く、産業道路よりも風下に位置するときに濃度が顕著に上昇することが分かった。

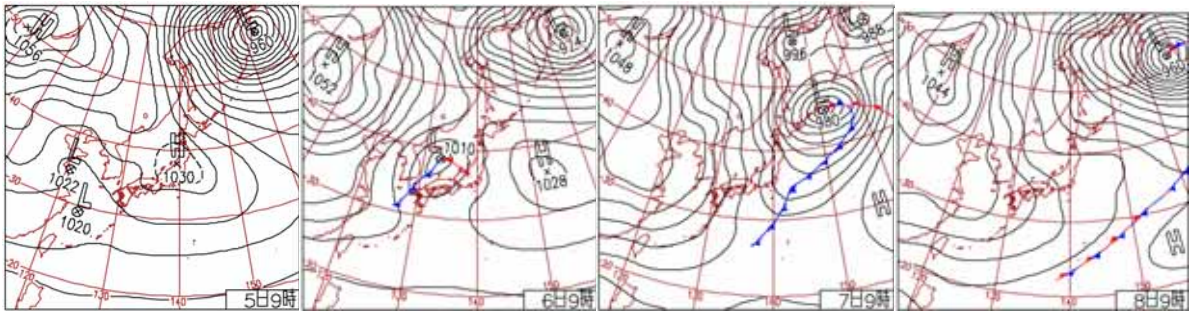
(2) SPMに関して、強風時に濃度が下がり、弱風時に濃度が上がる傾向が顕著であった。

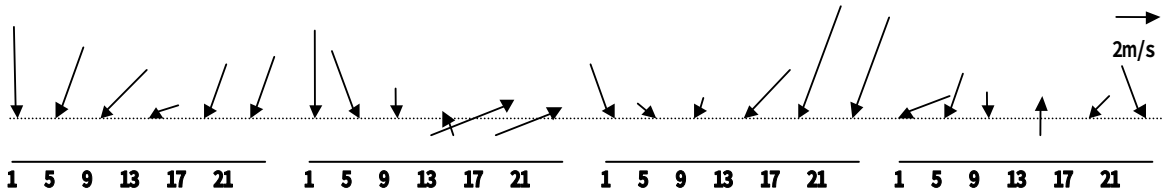
(3) SPMに関して、総観的規模の一般風として、強風後の風に、太平洋側からの東よりの風が混ざった場合には濃度が下がり、大陸や列島側からの西よりの風が混ざった場合には濃度が上がりやすいことが、沿道のような局地においても示唆された。

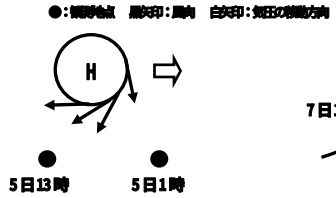
(4) SPMの経時変化及びPMの濃度分布に関して、沿道と後背地の濃度差が小さく、自動車排出の影響が小さいと考えられた。

(5) PM2.5中の水溶性成分に関して、測定期間に、低気圧に伴う前線や台風の通過に伴って、大きく風向が変化するときに、濃度が高くなることが分かった。

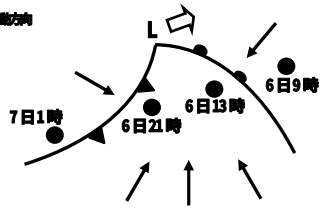
(6) (2)～(5)より、PMは、調査地域全体において、主として広域的な移流の影響を強く受けており、沿道においても自動車排出の影響よりも移流の影響を強く受けていると考えられた。







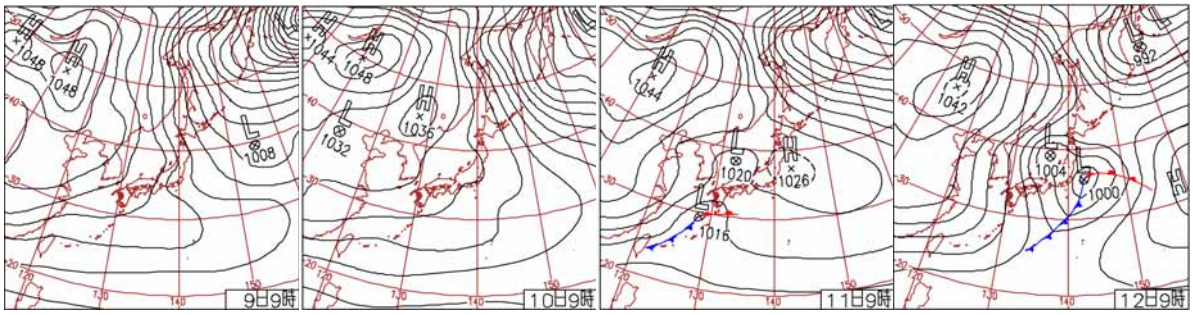
(a)観測地点と高気圧の位置関係

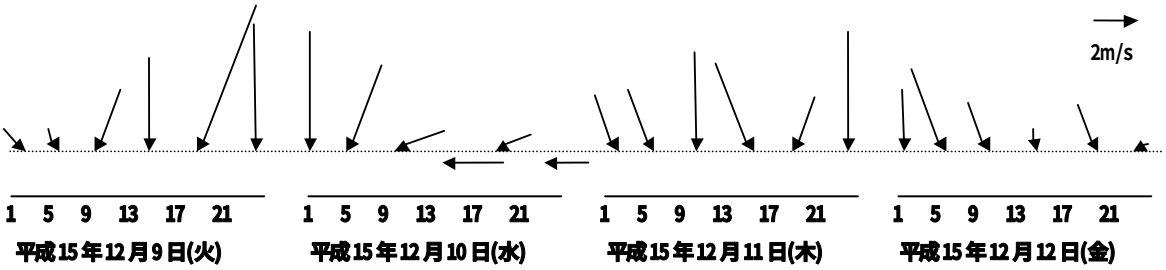


(b)観測地点と低気圧に伴う前線の位置関係

(c)前線通過後、等圧線の集中帯の幅が狭くなり、大陸からの北よりの風が徐々に強くなる。

(d)低気圧の移動に伴い、等圧線の幅が広くなり、北よりの風が徐々に弱くなる。



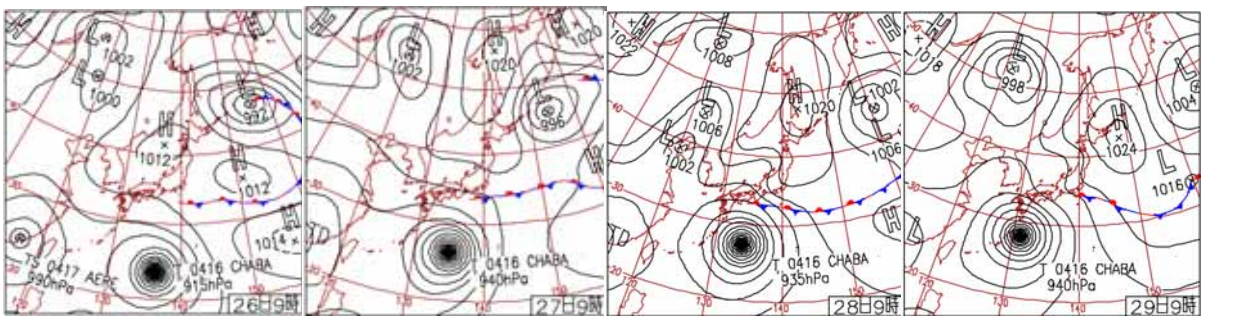


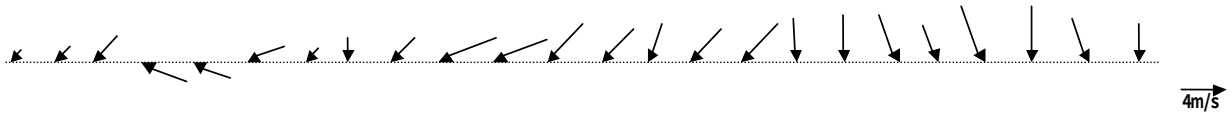
(e)太平洋北部海域の気圧の谷から低気圧が発生し、再び、等圧線の幅が狭くなり、北よりの風が徐々に強くなる。

(f)大陸からの移動性高気圧の接近に伴い、5日と同様に東よりの風が吹く。

(g)移動性高気圧の通過後、東シナ海で発生した低気圧が接近、関東よりも南側の太平洋沖を通過するため、(b)の図のように、北よりの風が吹き続ける。
田島局では11日14-17時に0.5-3mm/h、12日2-5時に2-4mm/hの降雨が観測された。

図10 平成15年度冬季の気象図による観測風の要因推定



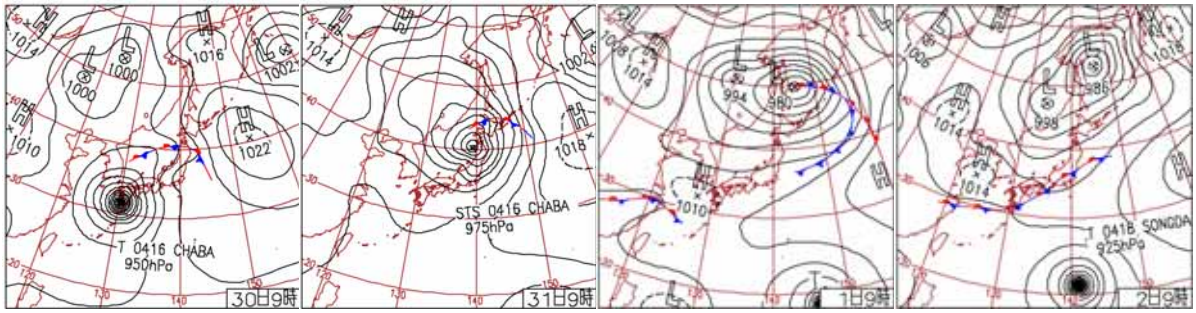


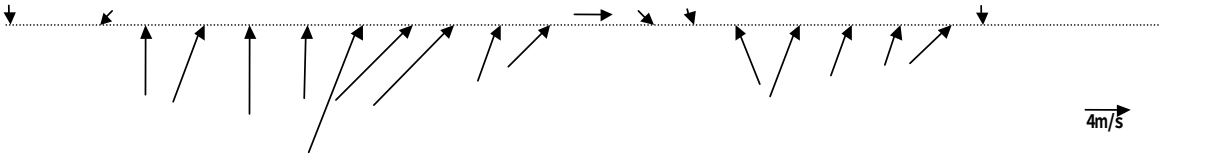
1　5　9　13　17　21　　1　5　9　13　17　21　　1　5　9　13　17　21　　1　5　9　13　17　21

平成 16 年 8 月 26 日(木)　　平成 16 年 8 月 27 日(金)　　平成 16 年 8 月 28 日(土)　　平成 16 年 8 月 29 日(日)

(a)前日 25 日から日本を通過し、太平洋上へ抜けた移動性高気圧により、東よりの風に支配される。

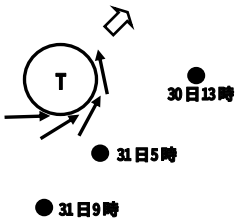
(b)26 日の太平洋上の移動性高気圧は東へ移動し、関東への影響はなくなるが、26 日に日本海上にあった移動性高気圧がオホーツク海へ移動し、東・北日本を広く覆うため、北よりの風に支配される。
太平洋南岸の停滞前線とオホーツク海に停滞する高気圧は、梅雨期に似た状態であり、太平洋側は曇天傾向になりやすい。
停滞前線が接近し、29 日 12 時頃ご通過するため、田島局では 28 日 21 時から 29 日 22 時までに 0.5-4.5mm/h の降雨が観測された。





1　5　9　13　17　21　　1　5　9　13　17　21　　1　5　9　13　17　21　　1　5　9　13　17　21

平成 16 年 8 月 30 日(月)　　平成 16 年 8 月 31 日(火)　　平成 16 年 9 月 1 日(水)　　平成 16 年 9 月 2 日(木)



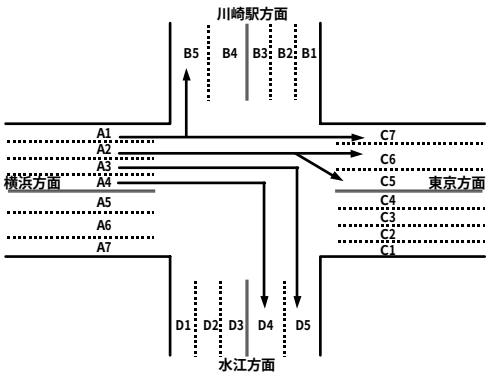
(c)観測地点と台風の位置関係

(d)31 日 2 時に田島局で 16.5mm/h の降雨が観測され、5 時の強風の状況から、この時間帯に最接近したと推測される。

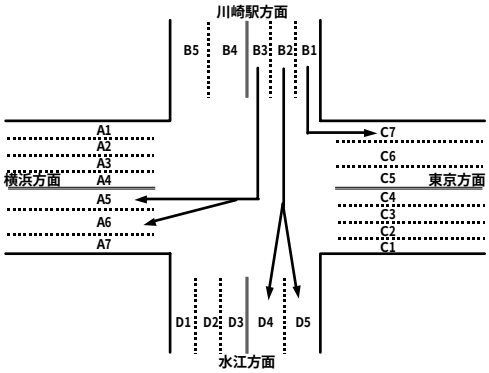
(e)31 日午後、台風は温帯低気圧となり、関東から遠ざかるとともに、中心気圧が上昇するため、風が徐々に弱まる。

(f) 1 日午前は、九州西側の高気圧により北東よりの弱い風となる
1 日午後は、温帯低気圧に伴う寒冷前線が関東よりも北に位置し、南西の風となる。

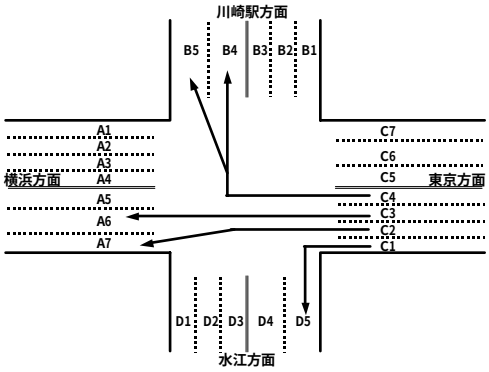
図 11 平成 16 年度夏季の気象図による観測風の要因推定



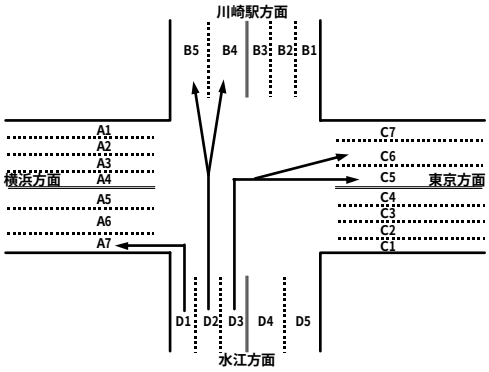
(a) 横浜方面から交差点への流入車両の走行パターン



(b) 川崎駅方面から交差点への流入車両の走行パターン



(c) 東京方面から交差点への流入車両の走行パターン



(d) 東京方面から交差点への流入車両の走行パターン

図 12 交差点流入車両の走行パターン

4.3 自動車排出による NOx に関する考察

気象影響による考察から、PMは広域的な大気の影響が強く、NOxは局地的な自動車排出の影響が大きいと考えられた。産業道路に沿って、高架に首都高速横浜羽田線があるが、共同研究者の(独)国立環境研究所上原らの報告から、高架からの汚染物質影響が地上沿道濃度に与える影響が小さいことが分かっているため[16)-19)]、地上（産業道路）における自動車走行量調査、NOx排出量の推計及びその環境濃度との関係について、次に考察を行った。

4.3.1 自動車走行に関する考察

図９に示したように、冬季及び夏季の平日では、交差点への総流入台数、車種別比率及び走行方向別流出入台数が同様の状況であった。また、横浜方面から東京方面への走行台数は、交差点への流入台数よりも交差点からの流出台数が少なく、東京方面から横浜方面への走行台数は、交差点への流入よりも交差点からの流出が多い。従って、交差点よりも横浜方面側の走行台数は、交差点よりも東京方面側の走行台数よりも多いことが分かった。この傾向は、大型車でも同様であり、横浜方面と水江方面との間の相互走行が多いことが要因であった。

次に、図 12 に車線を考慮した場合の交差点への流入車両の走行パターンを示した。図 12(b)及び(d)では直進・右左折がそれぞれ１車線ずつであるのに対して、図 12(a)の横浜方面からの車線では、車線 A3 及び車線 A4 の２車線が右折専用、車線 A1 が直進及び左折兼用、車線 A2 が直進専用であり、図 12(c)の東京方面からの車線では、車線 C2 及び車線 C3 の２車線が直進専用、車線 C1 及び車線 C4 がそれぞれ左折及び右折専用であることが特徴であった。流入車両の走行パターンとしては、図 12(a) の横浜方面からの走行では、車線 A2 の直進車が車線 C5 及び車線 C6 に分かれるのに対して、図 12(c)では車線 C2 から車線 A7 へ、車線 C3 から車線 A6 へ直進し、車線 A5 へは車線変更しないことであった。図 12(b)で車線 B3 から車線 A5 への走行があるが、図９(c)に示したように、走行台数は少なかった。この図 12(c)の車線 A5 は、交差点から横浜方面へ走行すると、途中で右折専用車線になり、また、さらに横浜方面へ走行すると、首都高速横浜羽田線の入口へとつながっているため、この池上新町交差点を通過して横浜方面へ向かう多くのドライバーは車線 A5 での走行を避けていると考えられた。

4.3.2 NOx 排出量の推計

次に、図９に示した自動車走行に関する調査の結果から、NOx 排出量の推計を行った。

4.3.2.1 NOx 排出量の推計モデル

排出の推計は、排出過程により大きく３つに分けられている[20)]。

・暖機後排出（hot emissions）
・始動時排出（cold emissions）　} テールパイプ排気口排出
・蒸発ガス（evaporative emissions）

沿道のような局地モデルでは、簡易的な暖機後排出を中心にした研究[21)] が行われている。本研究では、EEA（欧

州環境庁、European Environment Agency(EU)）が開発した自動車排出量計算プログラムCOPERT III[22] を参考に、以下の式（1）及び（2）に示した暖機後排出を算出する方法を採用した。

排出量推計値の算出式は、

$E_{HOT;i,j,k,t}$ [g] = $N_{i,k,t}$ [台]×1 [km/台]×$e_{HOT;i,j,k}(V)$ [g/km]

(排出量推計値)=(走行量)×(走行距離)×(排出係数)

・・・・式（1）

であり、排出係数の算出式は、

$e_{HOT;i,j,k}(V) = aV^2+bV+c$

・・・・式（2）

とした。ここで、

i:車種，j:汚染物質，k：走行方向，t：時間帯，

V: 昼夜別走行方向別平均車速

とした。

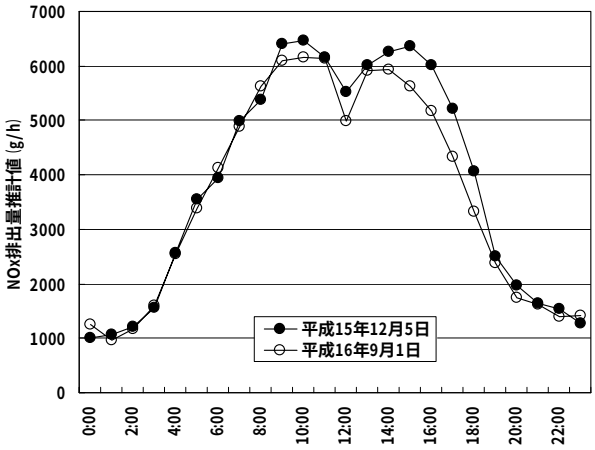


図13 池上新町交差点を中心に500mの範囲における自動車走行による NOx 排出量推計値の経時変化

(単位：g/m/day)

図 14 日当たり NOx 排出量推計値の分布
(平成 15 年 12 月 5 日（金）)

＊ 簡易スプライン法[24]

プロット数：200，メッシュ：100×133

走行方向別車速調査において、交差点を中心に 500m の範囲で、走行車両を１km追尾して調査していることから、走行距離は１kmとした。式（1）及び式（2）における排出係数は、平成 13 年度に環境局公害部自動車対策課(現・交通環境対策課）が行った自動車交通対策検討調査[23]から引用した。平均車速は、走行方向別車速調査の結果より、走行方向別、昼夜時間帯別、小型車、大型車別に算出したものを利用した。

4.3.2.2 NOx 排出量推計値の結果

上記の方法により、平成 15 年 12 月５日（金）及び平成 16 年９月１日（水）における自動車走行調査及び走行方向別車速調査の結果から、NOx 排出量推計値を求めた。

冬季及び夏季における時間当たりの NOx 排出量推計値の結果を図 13 に示した。図 13 より、冬季（平成 15 年 12 月５日（金））及び夏季（平成 16 年９月１日（水））において、NOx 排出量推計値は同様の傾向を示した。

次に、調査結果を用いて、車線ごとに NOx 排出の線源を作成して日当たりの NOx 排出量推計値を算出し、その分布を図 14 に示した。交差点の中心付近で、日当たりの NOx 排出量が高いと推測された。

4.3.3 NOx 濃度を目的変数とした重回帰分析

NOx の環境濃度における自動車排出の影響を検討するために、図 13 の時間当たりの NOx 排出量推計値、風向風速の測定結果及び後背地の NOx 濃度を説明変数とし、沿道２地点（沿道北側及び池上局）の NOx 濃度を目的変数とした重回帰分析を行った。後背地の NOx 濃度は、川崎区内の田島一般大気環境測定局（以下、田島局。）の測定値を用いた。上記で平日の NOx 排出量推計値を算出したため、対象期間は平日とし、冬季は平成 15 年 12 月４日（木）（予備調査日）、５日（金）、８日（月）から 12 日（金）の７日間、夏季は平成 16 年８月 26 日（木）、27 日（金）、30 日（月）、から９月２日（木）の６日間とした。

4.3.3.1 重回帰分析における統計モデル

統計モデルは、

$y = ax_1 + bx_2 + \sum c_i x_i \quad (i \geqq 3)$

・・・・式（3）

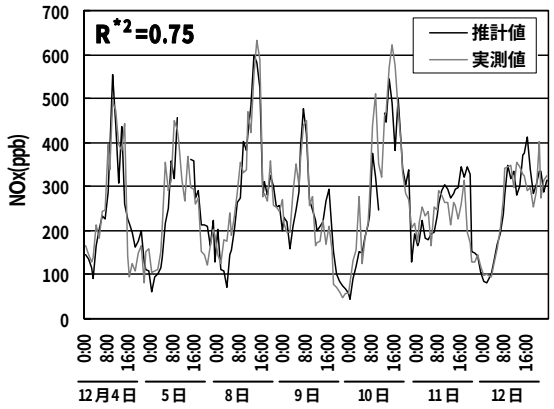
とした。ここで、変数は各時刻における値であり、

y：NOx濃度，x_1：後背地NOx濃度，

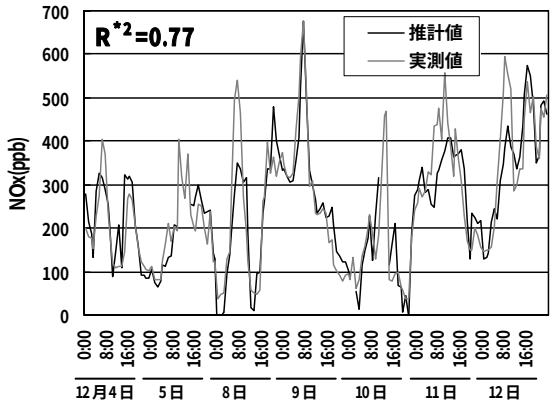
x_2：NOx排出量推計値，$x_i(i \geqq 3)$ ：風向ごとの風速

とした。

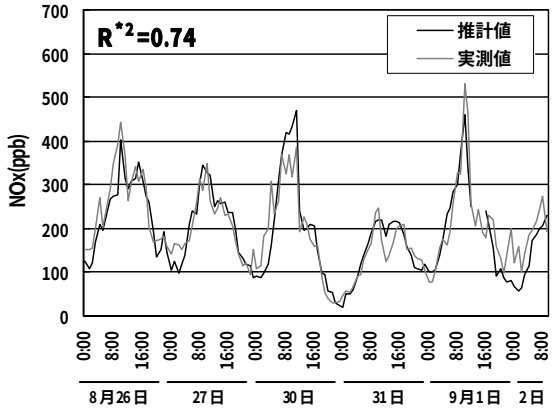
この統計モデルでは、風速とNOx濃度の関係が統計的に１次線形として有意な場合に、c_iが負の風向ではNOx濃度が下がり、c_iが正の風向では、NOx濃度が上がると考えた。また、c_iが負の風向では、移流による影響が少なく、風速が大きいほどNOx濃度を下げると考えた。しかし、c_iが正の風向では移流により風速に比例してNOx濃度が上がると考えられるが、強風時にNOx濃度が下がることが考慮されていない。この意味では、風速による影響を厳密に反映した統計モデルとは言い難いが、ここでは、１次線形として有意ではない風向を除去することで、NOx濃



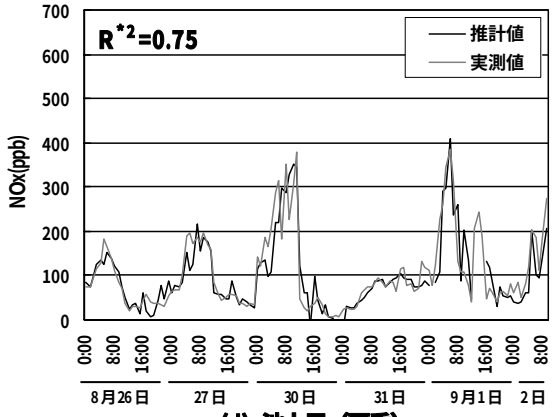
(a) 沿道北側（冬季）



(b) 池上局（冬季）



(c) 沿道北側（夏季）



(d) 池上局（夏季）

図 15 回帰式から得られた NOx 推計値と NOx 実測値の関係

度を常に上昇、または、常に低下させる風向を説明変数として残し、沿道２地点における風速の顕著な影響を検討することに重点を置いた。この統計モデルによって、上記の風速、NOx 排出量推計値及び後背地 NOx 濃度の変動が、沿道２地点の NOx 濃度に与える影響の程度を検討することできると考えた。

危険率は 0.05%とし（$p<0.05$）、上記の式(3)において、最初に全風向別の風速を説明変数として重回帰分析を行い、有意でない変数を除去の対象にして変数を増減させて、重回帰分析を繰り返し、全ての変数が有意で、自由度調整済み寄与率（変数を増やすと寄与率は自然と高くなるため、変数の増加による自由度を考慮した寄与率、以下R^{*2}。）が高い結果を最終的に採用した。

4.3.3.2 重回帰分析の結果

重回帰分析の結果、回帰式から得られたNOx推計値とNOx濃度の関係、並びに、R^{*2}を図 15(a)から(d)に示した。R^{*2}は、0.74 から 0.77 であり、調査期間に関わらず、強い相関がみられる結果となった。回帰式の１部を以下に示した（風速については省略。）。

沿道北側（冬季）

$$y = 0.03x_{1,W} + 1.05x_{2,W} + \sum c_i x_{i,W} \quad (i=3\sim11)$$

・・・・式 (4)

池上局（冬季）

$$y = 0.03x_{1,W} + 1.62x_{2,W} + \sum c_i x_{i,W} \quad (i=3\sim11)$$

・・・・式 (5)

沿道北側（夏季）

$$y = 0.03x_{1,S} + 1.98x_{2,S} + \sum c_i x_{i,S} \quad (i=3\sim8)$$

・・・・式 (6)

池上局（夏季）

$$y = 0.01x_{1,S} + 2.03x_{2,S} + \sum c_i x_{i,S} \quad (i=3\sim12)$$

・・・・式 (7)

（添字 W：冬季の測定値、添字 S：夏季の測定値）

観測された風向は、冬季に 13 方位、夏季に 16 方位であり、重回帰分析における最終的に有意な風向は、冬季では沿道北側で９方位（観測数の 49%）、池上局で９方位（同 74%）、夏季では沿道北側で６方位（同 45%）、池上局で 10 方位（同 46%）であった。前述のとおり、風速を１次線形としていることが、風速の変数を多く取り込めていない要因の１つと推測されるが、図 15 に示すように、NOx 推計値は NOx 実測値とよく一致しており、この統計モデルは大きく誤ったモデルではないと考えられた。

4.3.3.3 変数の影響度

次に、各調査時期及び地点で、回帰式から得られた NOx の推計値を平均したときの値、並びに、各変数とその係数の積から得られる値（以下、変数項。）の平均値を求めた。NOx 推計値に対する各変数項の影響を検討するため、NOx 平均推計値及び各変数項の平均値を、それぞれ NOx 推計値及び各変数項の代表値として、図 16 に示した。

沿道北側の特徴は、道路端であるため、後背地 NOx 濃度変数項の影響よりも NOx 排出量推計値変数項の影響を常に強く受けており、調査時期に関わらず、各変数項の

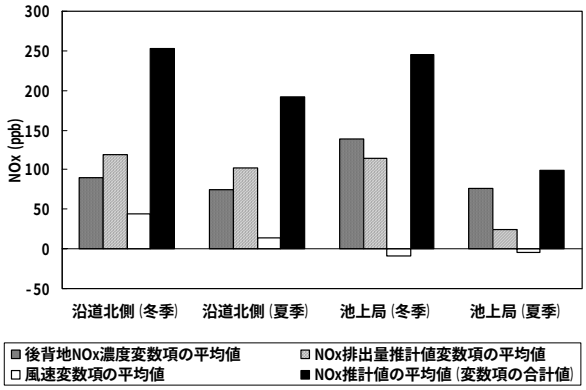


図 16 平均した NOx 推計値における各変数項の影響

図 17 拡散計算における線源モデル（メッシュ：100×100（3.3m×4.9m））

影響の全体的な構成比にほとんど変化はなかった。これに対して、池上局では、冬季及び夏季ともに、後背地 NOx 濃度変数項の影響が強く、冬季では NOx 排出量推計値変数項の影響も強く受けていることが分かった。冬季における濃度上昇の要因の１つは、大気が安定し、拡散が抑制されることであると一般的に言われており、これによって、２地点とも冬季において（池上局では顕著に）、後背地 NOx 濃度変数項及び NOx 排出量推計値変数項の両方の変数項の影響が夏季よりも強いことで、冬季の NOx 推計値が夏季よりも高いと考えられた。

また、池上局の結果に関する他の特徴として、沿道北側に比べ、夏季及び冬季ともに風速変数項が負であり、濃度が下がりやすいことが分かった。これは、環境緑地帯及び公園が付近にあり（図１）、沿道北側に比べ、周囲に建造物が少なく、風が通りやすいためと考えられた。

4.3.3.4 重回帰分析による考察のまとめ

以上の結果に関する考察を以下にまとめた。

(1) 沿道北側では、冬季及び夏季に関わらず、NOx 排出の影響を強く受けていると考えられた。

(2) 冬季には、夏季よりも NOx 排出及び後背地 NOx 濃度の影響を強く受けていると考えられた。

(3) 沿道北側では、風に伴う移流によって濃度が上がりやすく、池上局では逆に風による拡散により濃度が下がりやすいと考えられた。

4.3.4 METI-LIS を用いた NOx の拡散計算

上記の重回帰分析において、NOx 排出量推計値変数項は NOx 排出ガスの１次的な拡散影響を意味し、風速変数項は NOx 排出ガスの拡散（発散）を促して NOx 濃度を低下させる効果と NOx 排出ガスの移流によって２次的に濃度を上昇させる効果の両方を意味すると考えられるため、NOx 排出ガスの拡散についてより検討する必要があると考えられた。ここでは、NOx 排出の線源モデルを作り、METI-LIS による拡散計算を行い、沿道２地点の拡散状況を考察した。

4.3.4.1 拡散計算モデルと計算方法

METI-LIS（経済産業省-低煙源工場拡散モデル）は、経済産業省が配布している拡散計算プログラムであり[25]、線源を使った拡散計算も可能である。計算は、数値流体計算ではなく、有風時はプルーム式[*1]を、無風時はパフ式[*2]を使っており、定常一様な場を想定した拡散計算である。線源モデルでは、各式を積分して計算している。

本研究では、図 14 に示した NOx 排出量推計値の分布、並びに、図 12 の走行パターンから 21 の線源で構成された時刻ごとの 24 の線源モデルを作成し（図 17）、走行量調査を行った平成 15 年 12 月５日及び平成 16 年９月１日を対象に、当日の気象条件を用いて拡散計算を行った。計算結果から得られる地上 1.5m における NOx 拡散濃度に、後背地の NOx 濃度として田島一般局の測定値を足し合わせ、NOx 濃度の計算値とした。

ただし、METI-LIS の線源拡散モデルでは、構造物による影響を考慮できないため、有風時と無風時を計算し、実測値との比較を行うことで、周辺建屋及び高架の影響を含めて拡散状況を考察した。

---

*1 プルーム式[26]

$$C(x,y,z)=\frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u}\exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right)\left[\exp\left(-\frac{(z-He)^2}{2\sigma_z^2}\right)+\exp\left(-\frac{(z+He)^2}{2\sigma_z^2}\right)\right]$$

x 軸：風下方向(正)、y 軸：x 軸に直角な水平方向、z 軸：鉛直方向、

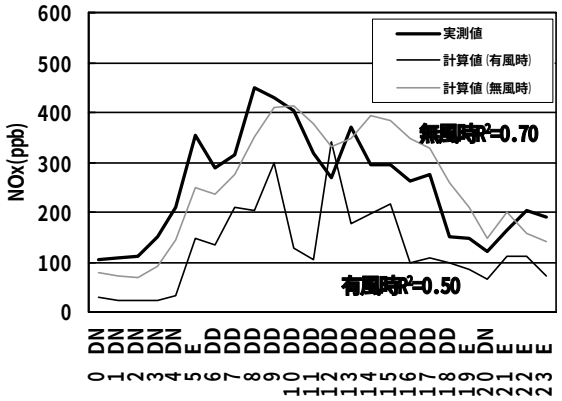
C：x,y,z における濃度、Q：単位距離・時間あたりの排出強度（ここでは g/m/h、線源ごとに設定。）、He：有効上昇高さ（ここでは 0m。）、

u：風速、σ_y：y 方向の拡散幅（Pasquill-Gifford(PG)線図によるパラメーター）、σ_z：z 方向の拡散幅（PG 線図によるパラメーター）

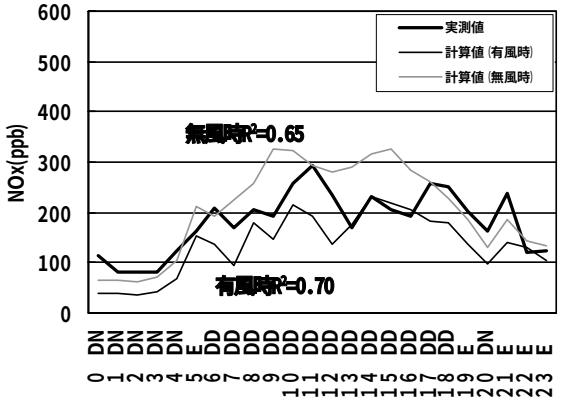
*2 パフ式（パフ基本式の風速を０とした場合の式）[26]

$$C(R,z)=\frac{Q}{(2\pi)^{3/2}\gamma}\left[\frac{1}{R^2+\frac{\alpha^2}{\gamma^2}(z-He)^2}+\frac{1}{R^2+\frac{\alpha^2}{\gamma^2}(z+He)^2}\right] \qquad R=x^2+y^2$$

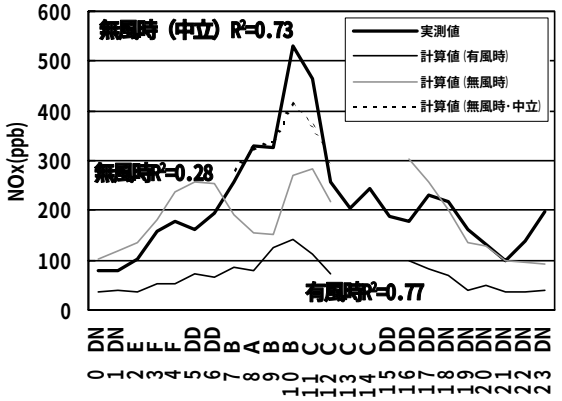
C：同上、Q：同上、He：同上、α、γ：Turner 線図によるパラメーター



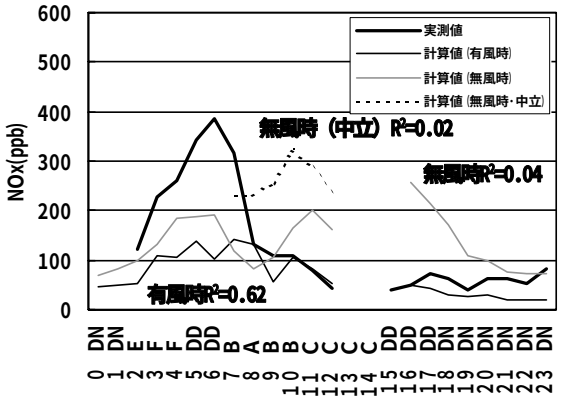
(a) 沿道北側（平成 15 年 12 月 5 日）



(b) 池上局（平成 15 年 12 月 5 日）



(c) 沿道北側（平成 16 年 9 月 1 日）



(d) 池上局（平成 16 年 9 月 1 日）

図 18 計算値と実測値の関係（R^2：実測に対する寄与率）

横軸英字：パスキル大気安定度

4.3.4.2 拡散計算の結果

図 18 に、平成 15 年 12 月 5 日及び平成 16 年 9 月 1 日を対象として、沿道 2 地点における NOx 濃度の計算値と実測値の関係を示した。

図 18 の横軸の英字は、パスキル大気安定度* を示しており、日射量と風速から決定している[26]。図 17 より、平成 15 年 12 月 5 日の昼間は中立、夜間は中立から弱い安定であり、平成 16 年 9 月 1 日の昼間は不安定、夜間は中立から中程度の安定であった。NOx 排出量が多い昼間では、冬季よりも夏季において不安定であることから拡散しやすい状況であると考えられた。

図 18 に、計算値と実測値との相関を寄与率 R^2 で示した。図 18(a)及び(b)より、平成 15 年 12 月 5 日の実測値と計算値を比較すると、沿道北側では、計算値と実測値との相関は、有風時よりも無風時の結果で強く、池上局では、計算値と実測値との相関は、無風時よりも有風時の結果で強かった。

図 18(c)より、平成 16 年 9 月 1 日の実測値と計算値を比較すると、沿道北側では、計算値と実測値との相関は、無風時よりも有風時の結果で強かったが、実測値と計算値は大きくかけ離れていた。昼間の大気安定度が不安定な時間帯だけを無風時の中立(DD)の条件として計算し、他の時間帯の条件を変えていない結果と合わせて実測値との相関をみると、有風時と同程度に強く、計算値は実測値に近い結果であった。

図 18(d)より、池上局では、計算値と実測値との相関は、無風時よりも有風時の結果で強かったが、実測値と計算値の差が大きい時間帯があった。また、沿道北側と同様に中立の条件で計算したが、相関は強くなかった。

4.3.4.3 拡散計算に関する考察

計算値と実測値の関係について考察を以下にまとめた。

(1) 沿道北側では、冬季及び夏季に関わらず、実測値は無風時中立の計算値に近いことから、高架及び周辺建屋の影響によって、拡散しにくい状況がつくられていると考えられた。

(2) 池上局は、逆に、冬季及び夏季に関わらず、実測値は有風時の計算値に近く、拡散しやすい状況がつくられていると考えられた。

(3) 冬季及び夏季に関わらず、沿道北側の NOx 濃度が池上局よりも平均的に高い要因は、単に風向による影響だけではなく、周辺の構造物の影響が強いことであると考えられた。

---

*パスキル（Pasquill）が提案した大気安定度分類では、A-B、B-C、C-D を各中間の状況として設定し、夜間は雲量を使って区別しているが、METI-LIS では、A-B は A、B-C は B、C-D は C とし、夜間については風速だけで決定している[12),26)]。昼間は、A（非常に不安定）、B（中程度に不安定）、C（弱い不安定）、DD（中立）、夜間は、DN（中立）、E（弱い安定）、F（中程度に安定）である。

5　現状の解析から考えられる対策

前述のとおり、本調査結果では、PM よりも NOx に関して、交差点付近の局地汚染がみられ、現状においても NOx 濃度の低減に対する対策が必要とされている。

本研究の柱である地域密着型環境研究では、共同研究者の独立行政法人の３機関が、風洞実験[16)-18)]、数値シミュレーション[28),29)] 等の研究を行い、大気汚染改善に向けた施策を提言することが期待されている。共同研究の中で、当研究所は環境調査による現状解析を担当しているが、ここでは、現状の解析から考えられる対策について検討した。

5.1 現状の解析から考えられる理想的な条件

調査結果、NOx に関する重回帰分析及び拡散計算の考察から、沿道２地点（沿道北側及び池上局）を比較すると、沿道北側において NOx 濃度が高く、その要因としては、周辺の構造物によって拡散しにくい状況がつくられていることが考えられた。図１のように、沿道北側の測定地点は歩道の道路端であり、３から４m 程度の歩道を挟んですぐに住居が密集する地域となる。NOx 濃度が高い交差点周辺では、この車道と住居の間の距離を離すことが理想的な条件と考えられた。

5.2 拡散場としての環境緑地帯の設置と問題点

前述の考察から、池上局に関しては、環境緑地帯及び公園によって濃度が拡散しやすい状況がつくられていることが考えられたため、沿道北側周辺においても、環境緑地帯を設置することが望まれる。しかし、１車線を環境緑地帯にした場合には、横浜方面から交差点までの車線が減ることにより、渋滞が起こり、NOx 濃度がさらに高くなる恐れがある。

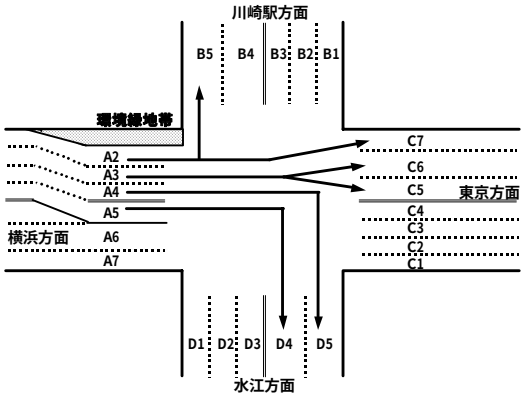


図 19 沿道北側周辺の NOx 濃度低減のための改善策

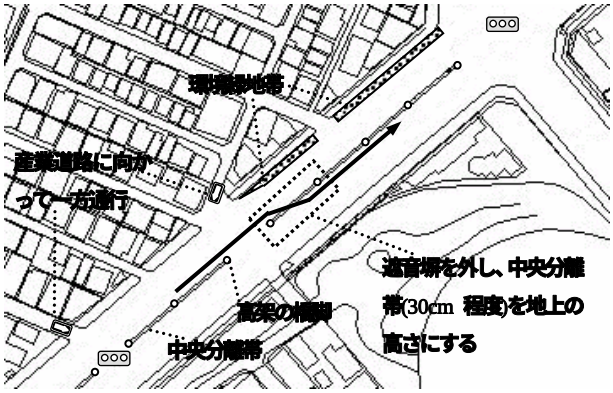


図 20 計算上想定した環境緑地帯と中央分離帯通過位置

5.3 走行車両が少ない車線の活用

走行パターンの考察で述べた図 12 の交差点から横浜方面への車線 A5 を利用して、横浜方面から交差点への車線を減らさずに環境緑地帯を設置することを考えた。考察で述べたように、車線 A5 は、交差点から横浜方面へ走行すると右折専用車線となるため、交差点から横浜方面へ向かう車両は少ない。そこで、図 19 及び図 20 に示すように、車線 A1 に環境緑地帯を設置し、走行車両が少ない車線 A5 の走行方向を変えて、横浜方面から交差点へ向かう４車線を進行方向の右車線にずらすことを検討した。交差点から横浜方面への走行途中で右折する車両によって、渋滞が起こることが考えられるが、図 20 のように、交差点から横浜方面へ向かう途中で、最初に右折可能な位置で、３車線になるように設定した。この位置は、信号がなく、２本の生活道路（１本は一方通行のため産業道路からは侵入禁止。）がつながっているだけなので、右折車両は少ないと考えられる。

5.4 METI-LIS による対策前後の拡散濃度予測計算

図 20 のように、沿道北側の測定地点から交差点までの住居側の１車線が環境緑地帯になった場合について、新たに NOx 排出の線源モデルを作成し、前述の METI-LIS を用いて拡散計算を行った。構造物を考慮できないため、計算はできるだけ最悪条件を選び、冬季の状況を想定し大気安定度は中立（DD）とし、排出量が最も多い午前 10 時の NOx 排出線源を使い、無風状態を計算した。自動車排出による NOx 拡散濃度を、表１に示した。

表１ 対策前後の沿道２地点の NOx 拡散濃度

	沿道北側	池上局
対策前	308 ppb	218 ppb
対策後	283 ppb	220 ppb
対策前－対策後	-25 ppb	+2 ppb

対策の前後で、沿道北側では 25ppb ほど NOx 濃度が低下した。しかし、NOx 排出線源が池上局側に寄ってしまうため、池上局では、２ppb ほど NOx 濃度が上昇した。

5.5 現状の解析から考えられる対策のまとめ

以上より、交通量及び単体排出量が変化しない場合を想定し、沿道北側の NOx 濃度を低減させる目的に、走行車両が少ない車線の走行方向を変え、住居側の車線を環境緑地帯にすることを対策として検討した。予測計算の結果では、NOx 濃度は、沿道北側では、25ppb 低下したが、池上局では２ppb 上昇した。

6　まとめ

池上新町交差点周辺地域の大気汚染改善に向けた環境調査を平成 15 年冬季及び平成 16 年夏季に行い、その結果、考察及び現状から考えられる対策について報告した。

1)　PM について

1-1)　PM は、風速が大きいときには濃度が上がり、風速が小さいときには濃度が下がる傾向が顕著にみられた。

1-2)　強風後の風が東よりの場合（太平洋側）、SPM 濃度が低く推移し、西よりの場合（列島及び大陸側）、SPM 濃度が再び上昇する傾向がみられ、局地においても、総観的規模の一般風の影響を受けていると考えられた。

1-3)　前線や台風の通過により風向が大きく変わる場合、PM2.5 中の水溶性成分の濃度が上昇した。

1-4)　PM の濃度分布では、沿道（道路から 0～10m 程度。）と後背地（道路から 80～100m 程度。）の濃度差が小さく、自動車排出の影響は小さいと考えられた。

1-5)　上記の 1-1)～1-4)から、PM は、交差点付近においても、自動車排出の影響よりも、広域的な大気の影響が強いと考えられた。

2)　NOx について

2-1)　NOx 濃度を目的変数とした重回帰分析の結果、沿道の南側の測定地点では、NOx 推計値の平均値において、風速変数による影響が常に負であり（濃度低下）、排出量推計値による影響は、冬季に強く、夏季に弱かった。沿道の北側の測定地点では、NOx 推計値の平均値において、排出量推計値変数項の影響が強く、風速変数項による影響は常に正であった（濃度上昇）。

2-2)　METI-LIS による拡散計算の結果、沿道の南側の測定地点における実測値は、無風時の計算値よりも有風時の計算値と相関が強く、沿道の北側の測定地点における実測値は、有風時の計算値よりも無風時（中立）の計算値と相関が強かった。

2-3)　上記の 2-1)、2-2)から、沿道の南側の測定地点では、風による拡散の影響で NOx 濃度が下がりやすく、拡散しやすい状況がつくられていると考えられた。沿道の北側の測定地点では、風による拡散影響は弱く、構造物の影響によって、拡散しにくい状況がつくられていると考えられた。

3)　局地汚染対策について

沿道の北側は、南側よりも、平均的に NOx 濃度が高く、拡散しにくい状況が作られていると考えられたため、走行車両が少ない車線を活用して、沿道の北側の車線に環境緑地帯を設置することを対策として検討した。

METI-LIS を用いて、無風時中立の状況で、改善前と改善後の拡散計算を行った結果、沿道の北側の地点では、NOx の拡散濃度が 25ppb 低下したが、沿道の南側の地点では、NOx の拡散濃度が 2ppb 上昇した。

本研究は、環境省が推進する地域密着型環境研究「ディーゼル車排出ガスを主因とした局地汚染の改善に関する研究」の一環として、当研究所が平成 15 年度及び平成 16 年度に行った環境調査の成果として報告した。

本研究でも現状解析から考えられる対策を示したが、今後、共同研究者から、より高度な研究による改善策の提言が期待されている。

上記の地域密着型環境研究は、平成 16 年度で終了しているが、今後も、本研究を礎に、沿道大気汚染の改善に向けて必要とされる研究を引き続き行う予定である。

文献

1)　環境省総合環境政策局総務課環境研究技術室編：ディーゼル車排出ガスを主因とした局地汚染の改善に関する研究、平成 14 年度環境保全研究成果集(III)、85(１)-(22)（2004）

2)　環境省総合環境政策局総務課環境研究技術室編：ディーゼル車排出ガスを主因とした局地汚染の改善に関する研究、平成 15 年度環境保全研究成果集(III)、67(１)-(27)（2005）

3)　塩崎拓哉、田辺潔、松下秀鶴：高速液体クロマトグラフィーによる大気浮遊粉じん中の多環芳香族炭化水素多成分分析法、大気汚染学会誌、**19**(４)、300-307（1984）

4)　有害大気汚染物質測定の実際編集委員会編：有害大気汚染物質測定の実際、第 2 版、財団法人日本環境衛生センター、221-238（2000）

5)　松本幸雄、内山正弘、須賀伸介、福山力、田野中武志、小川重男、丸尾容子、井上俊明、原久男：多地点同時測定による沿道の粒子分布の評価、第 44 回大気環境学会年会講演要旨集、451（2003）

6)　須賀伸介、松本幸雄、内山正弘、田野中武志、丸尾容子、小川重男、井上俊明、原久男：多地点同時大気汚染観測データの機差較正について、第 44 回大気環境学会年会講演要旨集、342　（2003）

7)　松本幸雄、内山正弘、福山力、須賀伸介、田野中武志、小川重男、丸尾容子：沿道周辺粒子の多地点同時測定、第 20 回エアロゾル科学技術研究討論会要旨集、73-74（2003）

8)　大塚幸雄、村上武弘、金子幹宏、佐野貞雄、和田裕：トリエタノールアミンろ紙を用いる大気中の二酸化窒素、二酸化硫黄およびホルムアルデヒドの大気汚染度測定法、大気汚染学会誌、**13**(６)、233-238（1978）

9)　平野耕一郎、前田裕行、中村貢、米山悦夫：生活環境の NO、NO_2 と個人暴露量との関係、第 22 回大気汚染学会講演要旨集、427（1981）

10)　前田裕行、平野耕一郎：NO、NO_2 の同時測定用パーソ

ナルサンプラーの検討、第 22 回大気汚染学会講演要旨集、497 (1981)
11) 独立行政法人国立環境研究所：大気中微小粒子状物質(PM2.5)・ディーゼル排気粒子(DEP)等の大気中粒子状物質の動態解明と影響評価プロジェクト（中間報告)、国立環境研究所特別研究報告、SR-59-2003、１－47 (2003)
12) 大気汚染全国協議会編:大気汚染ハンドブック(３)、４版、コロナ社、72-81 (1973)
13) 気象庁：日々の天気（９時の地上天気図)、http://www.data.kishou.go.jp/yohou/kaisetu/hibiten/ よりダウンロード可
14) 小倉義光:一般気象学、２版、東京大学出版会(1999)
15) 速水洋、内田敬、桜井達也、藤田慎一、三浦和彦：1999 年夏の関東地方における SPM 低濃度減少の気象的要因、大気環境学会誌、**40**(５)、193-200 (2005)
16) 上原清、松本幸雄、老川進、林誠司、山尾幸夫、河田忠、若松伸司、井上俊明、原久男：実市街地の２次元簡易模型を用いた風洞実験・その１～その３、第 44 回大気環境学会年会要旨集、408-410 (2003)
17) 上原清、松本幸雄、林誠司、山尾幸夫、神田勲、若松伸司、大原利眞：川崎市池上新町交差点周辺の沿道大気汚染に関する風洞実験・その１～その２、 第 45 回大気環境学会年会要旨集、312-313 (2004)
18) 上原清、松本幸雄、林誠司、山尾幸夫、若松伸司、大原利眞：川崎市池上新町交差点周辺の沿道大気汚染に関する風洞実験・その３～その４、 第 46 回大気環境学会年会要旨集、255-256 (2005)
19) 小川靖、フィリス・ディオズイ・小川、上原清、植田洋匡：大気拡散実験用風洞の特性、国立公害研究所研究報告、33(17)-(27) (1982)
20) 林誠司：自動車排出量予測の現状と課題、 第 44 回大気環境学会年会要旨集、232-233 (2003)
21) R. M. Corvalan, Maurico Osses and Cristian M. Urrutia; Hot Emission Model for Mobile Sources; J. Air & Waste Manage. Assoc., **52**, 167-174 (2002)
22) L. Ntziachristos, Z. Samaras, S. Eggleston, N. Gorissen, D. Hassel, A. J. Hickman, R. Joumard, R. Rijkeboer, L. White and K. H. Zierock; COPERT III Computer programme to calculate emissions from road transport, European Environment Agency Technical report No.49 (2000)
23) 川崎市:自動車交通対策検討調査報告書(平成 14 年)
24) 早狩進：コンターマップ作成 Excel アドイン、http://www.jomon.ne.jp/~hayakari/ よりダウンロード可
25) 経済産業省：経済産業省一低煙源工場拡散モデル（METI-LIS)Ver.2.0、http://www.jemai.or.jp/（社団法人産業環境管理協会ホームページ）よりダウンロード可
26) 経済産業省：有害大気汚染物質に係る発生源周辺における環境影響予測手法マニュアル（経済産業省一低煙源工場拡散モデル：METI-LIS）Ver.2.0（平成 15 年）
27) 近藤裕昭：数値モデルによる大気環境解析、大気環境学会誌、**36**(５)、262-274 (2001)
28) 近藤裕昭、富塚孝之、田中幹人、鈴木基雄：高架道路周辺の CFD による拡散解析、第 45 回大気環境学会年会要旨集、400 (2004)
29) 近藤裕昭、旭一岳、富塚孝之：マルチスケールモデルによる池上新町付近の拡散解析（その１)、第 46 回大気環境学会年会要旨集、327 (2005)
30) 米屋由理、竹内淨、岩渕美香、山田大介、盛田宗利、原久男、井上俊明：ディーゼル排出ガス局地汚染物質に関する濃度分布測定手法の検討、第 45 回大気環境学会年会要旨集、710 (2004)
31) 竹内淨、米屋由理、岩渕美香、山田大介、盛田宗利、原久男、井上俊明、江田良将、廣瀬健二：自動車排出量推計値と局地汚染濃度の関係について、 第 45 回大気環境学会年会要旨集、711 (2004)
32) 竹内淨、上坂弘、山田大介、盛田宗利、原久男、井上俊明、米屋由理、廣瀬健二：自動車排出量推計値と局地汚染濃度の関係について（第２報)、 第 46 回大気環境学会年会要旨集、260 (2005)
33) 米屋由理、竹内淨、江田良将、岩渕美香、山田大介、盛田宗利、原久男、高橋篤、石田哲夫、井上俊明、廣瀬健二：平成 15 年度地域密着型環境研究(１) ディーゼル車排出ガス局地汚染物質に関する濃度分布測定手法の検討、川崎市公害研究所年報第 31 号、24-33 (2004)
34) 竹内淨、米屋由理、江田良将、岩渕美香、山田大介、盛田宗利、原久男、高橋篤、石田哲夫、井上俊明、廣瀬健二：平成 15 年度地域密着型環境研究(２) 自動車排出量推計値と局地汚染濃度の関係について、川崎市公害研究所年報第 31 号、34-47 (2004)