

3 これまでの施策

東京都のこれまでの政策目標と主な取組を図 3-1 に示す。

3.1 これまでの政策目標と主な施策

3.1.1 これまでの政策目標

2002年1月に策定した東京都環境基本計画において、「2010年度までにSPM環境基準を、2005年度までにNO₂環境基準を全測定局で達成する」という目標を掲げた。

この目標を掲げた2001年度当時のSPM環境基準達成率は、一般環境大気測定局26%、自動車排出ガス測定局0%であった。

そこで、これまでの工場等のばい煙規制に加え、2003年度からディーゼル車排出ガス規制に取り組んだ。その結果、大気環境中のSPM、NO₂濃度は低減したものの、2005年度の自動車排出ガス測定局のNO₂環境基準達成率は56%にとどまっていた。

そのため、2008年3月に策定した東京都環境基本計画において、改めて2010年度までにSPM、NO₂環境基準を全測定局で達成するという目標を掲げた。

そして、2010年度のSPM環境基準達成率は、一般環境大気測定局、自動車排出ガス測定局ともに100%となり目標を達成した。一方、NO₂環境基準達成率は、一般環境測定局100%、自動車排出ガス測定局91%であった。自動車排出ガス測定局の環境基準を達成していない測定局は、2014年度以降、1局のみ（環七通り松原橋局）となっており、目標はおおむね達成している。

光化学オキシダントについては、2008年3月に策定した東京都環境基本計画において、「2016年度までに光化学スモッグ注意報発令日数を0日にする」という目標を掲げた。NO_x対策に加え、VOC対策の効果により、光化学スモッグ注意報発令日数は減少したものの、目標は達成できなかった。また、2016年3月に策定した東京都環境基本計画では、達成年度を改めて、「2020年度までに光化学スモッグ注意報発令日数を0日にする」という目標を掲げた。

これに加え、「2024年度までにPM_{2.5}環境基準を全局達成」、「2030年度までに光化学オキシダント濃度を全局で0.07ppm以下(年間4番目に高い日最高8時間値の3年平均値)」という目標を掲げた。なお、これらの目標は、2016年12月に策定した「都民ファーストでつくる『新しい東京』～2020年に向けた実行プラン～」でも同様に掲げている。

3.1.2 これまでの主な施策

固定発生源対策では、「大気汚染防止法」及び「都民の健康と安全を確保する環境に関する条例（以下「環境確保条例」という。）」に基づき、工場・事業場に対するばい煙等の排出規制を実施している。東京都では、1989年より「低NO_x小規模燃焼機器認定制度」を運用し、大気汚染防止法の規制対象より規模の小さい業務用小規模燃焼機器（主にボイラー等）を対象として、性能の良い燃焼機器を認定することで、認定機器の普及を図ってきた。2008年度からは、高効率な機器を評価基準に加えた「低NO_x・低CO₂小規模燃焼機器認定制度」を創設し、2015年度からはNO_x排出濃度とエネルギー効率の認定基準値を引き上げ、NO_x排出濃度の基準をエネルギー効率と同様に二段階に設定するなど認定基準を強化している。

光化学オキシダントの原因物質の一つである VOC の排出量の削減を図るため、環境確保条例に基づき、炭化水素系物質を貯蔵するガソリンスタンド等の貯蔵施設に対して排出防止設備（ペーパーリターン設備等：Stage I）の設置を義務付けている。Stage I は、東京都だけでなく、近隣県においても同様に条例による義務付けがなされている。また、中央環境審議会の答申を踏まえ²²、ガソリンスタンドにおける給油時の対策（自動車に給油する際に発生する燃料蒸発ガスを給油機にて回収する給油所対策：Stage II）の導入促進に向けて、東京都は、近隣三県（神奈川県、埼玉県、千葉県）や環境省などと連携しながら事業者への普及啓発を実施している。

VOC 対策では、規制と自主的取組を組み合わせた施策（ベストミックス）による排出抑制を実施しており、東京都では、自主的取組を促進するため、工場内塗装、印刷、クリーニング、金属等脱脂洗浄、屋外塗装等を行う事業者を対象に、効果的な VOC 排出抑制を行うための「VOC 対策ガイド」の作成や事業所の実態に即した抑制策を助言するための「VOC 対策アドバイザー派遣制度」を実施するなど、中小事業者に対する技術支援を行っている。2017 年度から 2018 年度には業界団体や事業者等の自主的取組を支援する「民間と連携した VOC 排出削減対策推進事業」を実施し、業界の排出特性に応じた効果的な VOC 対策の普及・拡大を促している。また、「特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律（以下「化管法」という。）」に基づく PRTR 制度及び環境確保条例に基づく化学物質適正管理制度の両制度により、事業者による化学物質の排出量等の把握と適正管理を進め、化学物質の環境中への排出量の削減、健康被害の未然防止を図っている。また、民生部門（家庭・オフィスにおける日用雑貨等の使用）への対策として、低 VOC 製品の選択促進に向けて、2017 年度に「身近な低 VOC 製品の選び方ガイドブック」を作成し、関係団体と連携して啓発に取り組むほか、シンポジウムを開催するなど、普及啓発を行っている。

移動発生源対策では、環境確保条例に基づき、一都三県（東京都、神奈川県、埼玉県、千葉県）で連携して使用過程車も含めたディーゼル車規制を進めている。また、自動車からの環境負荷を低減するために、低公害・低燃費車の普及を進めてきたが、大気環境の更なる改善と、自動車からの CO₂ 排出量の削減を一層進めていくため、燃料電池自動車や電気自動車等の次世代自動車等²³の普及支援策として中小企業者等への融資・補助を実施している。

²² 中央環境審議会：今後の自動車排出ガス低減対策のあり方について（第十三次答申）（平成 29 年 5 月 31 日），（2017）

²³ 次世代自動車等

東京都では、電気自動車（EV）、ガソリンプラグインハイブリッド自動車（PHV）、燃料電池自動車（FCV）、ハイブリッド自動車（HV）を次世代自動車等と位置付けている。

東京都の政策目標と主な取組

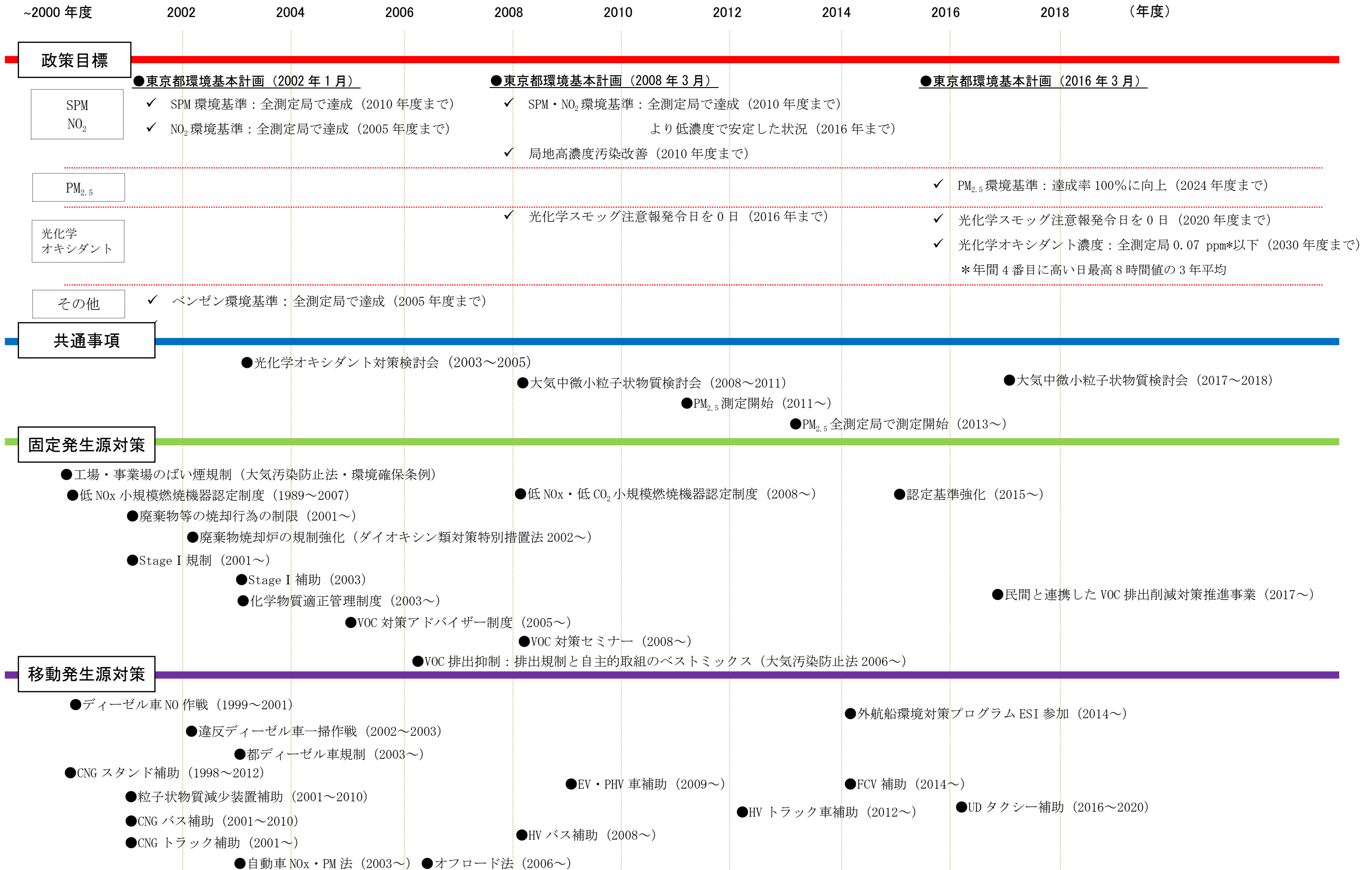


図 3-1 東京都の政策目標と主な取組

3.2 これまでの主な施策の実績

3.2.1 次世代自動車等

2008年度以降、東京都における自動車登録台数は、わずかに減少傾向を示している。燃料別の自動車登録台数の推移を見ると、従来のガソリン自動車は減少傾向にあり、燃費の良いハイブリッド自動車（HV）は増加傾向にある。

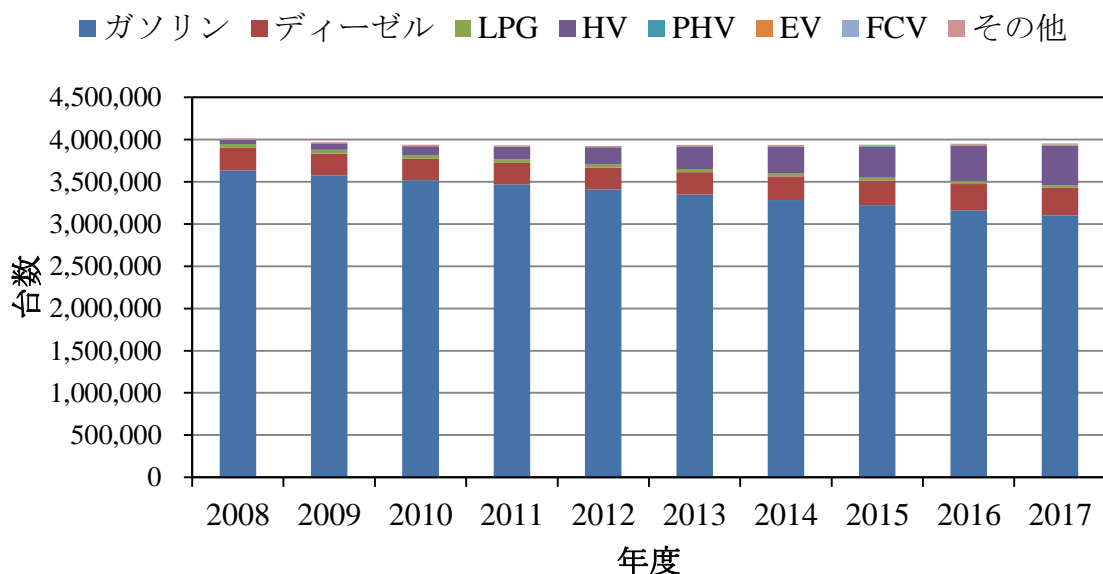


図 3-2 東京都における燃料別自動車登録台数の推移

※ それぞれ乗用車、大型車を含む。

※ HV 及び PHV は、ガソリンハイブリッド車及びディーゼルハイブリッド車を含む。

表 3-1 東京都における燃料別自動車登録台数の推移

	2008年度	2009年度	2010年度	2011年度	2012年度	2013年度	2014年度	2015年度	2016年度	2017年度
ガソリン	3,634,889	3,575,268	3,520,035	3,471,861	3,409,282	3,347,567	3,283,835	3,222,492	3,163,315	3,102,727
ディーゼル	265,912	257,475	254,294	253,542	258,646	268,257	279,576	294,243	311,040	325,014
LPG	48,733	45,832	40,664	39,369	38,197	37,046	36,062	35,142	34,208	32,029
HV	47,260	78,439	107,973	149,702	202,372	263,961	316,116	365,724	416,808	464,878
PHV		18	32	408	1,735	2,915	4,481	6,132	7,316	9,831
EV	20	17	575	1,173	1,740	2,392	3,160	3,699	4,254	5,281
FCV							28	144	342	485
その他	16,035	15,646	15,355	15,262	15,171	14,949	14,864	14,673	14,282	16,434
合計	4,012,849	3,972,695	3,938,928	3,931,317	3,927,143	3,937,087	3,938,122	3,942,249	3,951,564	3,954,248

※ それぞれ乗用車、大型車を含む。

※ HV 及び PHV は、ガソリンハイブリッド車及びディーゼルハイブリッド車を含む。

次世代自動車等の普及支援策として、ディーゼルハイブリッドバス（HVバス）、ディーゼルハイブリッドトラック（HVトラック）、ガソリンプラグインハイブリッド自動車（PHV）、燃料電池自動車（FCV）、電気自動車（EV）への補助実績を図 3-3 に示す。補助制度開始以降、ガソリン PHV、EV の補助実績はそれぞれ 784 台、1,115 台であり、2017 年度の燃料別自動車登録台数（PHV：9,831 台、EV：5,281 台）の 8.0%、21.1% を占める。FCV は、2017 年度までに 366 台の補助実績があり、2017 年度の燃料別自動車登録台数（485 台）の 75.5% を占める。

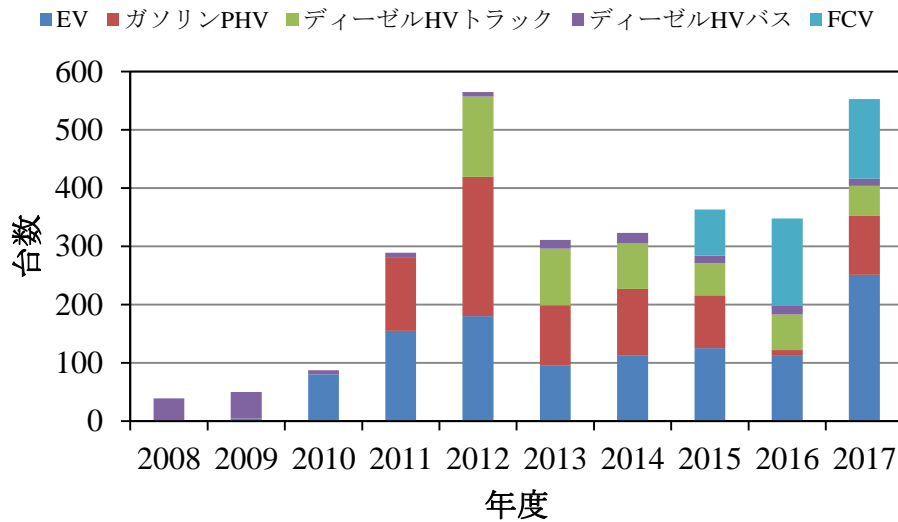


図 3-3 次世代自動車等の補助台数の推移

3.2.2 低 NOx・低 CO₂小規模燃焼機器認定制度

低 NOx・低 CO₂小規模燃焼機器認定制度では、1989 年度から 2007 年度までの間に低 NOx 認定機器として認定した機器数は、代表型式で 1,215 型式（2015 年度末までに製造中止となった機器を除くと 214 型式）であり、2008 年度の現制度の運用以降、低 NOx・低 CO₂ 認定機器は、2016 年度末時点で 508 型式（2015 年度末までに製造中止となった機器を除くと 458 型式）である。2008 年度以降の低 NOx・低 CO₂ 認定機器の販売台数は、いずれの種類の機器においてもほぼ一定の販売実績で推移している（図 3-4）。

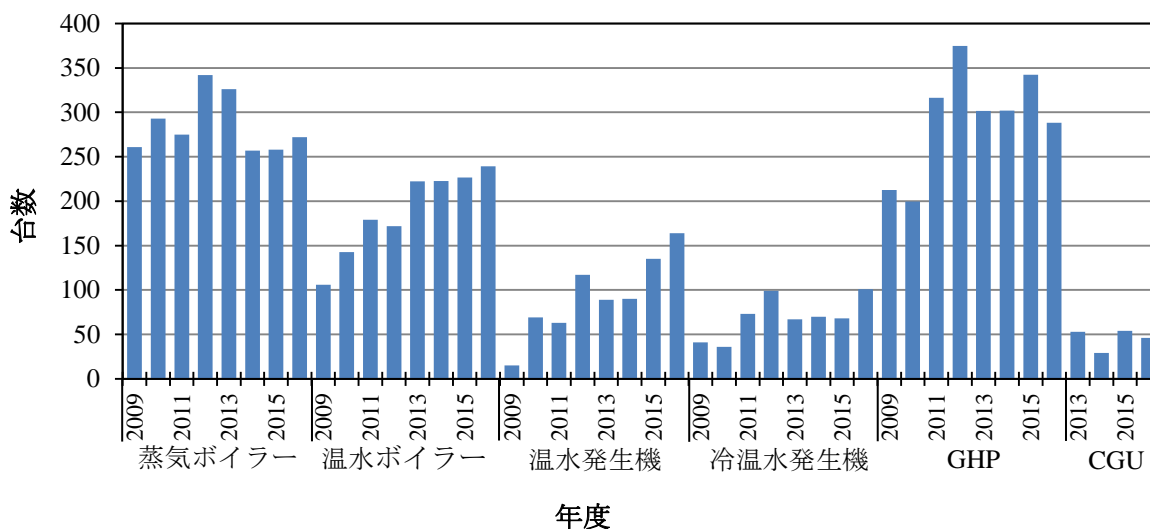


図 3-4 低 NOx・低 CO₂小規模燃焼機器認定制度における認定機器の販売台数の推移

- ※ GHP はガスヒートポンプ、CGU はコージェネレーションユニット。
- ※ 温水ボイラー及び GHP の都内販売台数は、目盛×10（台）。

3.3 大気汚染物質発生源の状況

前述のとおり、これまでの固定発生源、移動発生源の排出ガス対策により、東京都の大気環境は、PM_{2.5}、光化学オキシダントを除いて大幅に改善されてきた（図 1-1）。

大気汚染対策を検討するためには、大気汚染物質の発生源と排出実態を明らかにする必要があり、東京都では、固定発生源及び移動発生源を含む大気汚染物質の排出量について5年ごとに推計調査を実施している。その結果でも、2000年度から2015年度の大気汚染物質（ばいじん、NO_x、SO_x、VOC）の排出量は大きく減少している。以下、大気汚染物質の発生源からの排出量の経年変化と大気環境中濃度への影響について取りまとめた。

3.3.1 ばいじん

ばいじんの排出量とSPMの大気環境中濃度の推移を図 3-5 に、ばいじんの排出量割合の推移を図 3-6 に示す。

2015年度のばいじん排出量は2,080 tで、2000年度比66%減少した。

2015年度における自動車からの排出量は610 tで、2000年度比86%減少した。これは、2001年からの「自動車から排出される窒素酸化物及び粒子状物質の特定地域における総量の削減等に関する特別措置法」（以下「自動車NO_x・PM法」という。）による規制、2003年に東京都が先導して神奈川県、埼玉県、千葉県の一都三県で開始したディーゼル車規制等の効果と考えられる。

2015年度の建設機械からの排出量は190 tで、2000年度比57%減少した。これは、2006年に「特定特殊自動車排出ガスの規制等に関する法律」（以下「オフロード法」という。）による排出ガス規制が開始され、その後、2010、2014年に規制が強化された効果と考えられる。

家庭からの排出量は2000年度から横ばい傾向で推移しているが、ばいじん全体の排出量が減少したことから、全排出量に占める割合は、5.1%から15.4%に拡大した。

ばいじん排出量の減少に伴い、大気環境中のSPM濃度も低下している。2015年度のSPM濃度の年平均値は、一般環境大気測定局では0.019 mg/m³、2000年度比51%、自動車排出ガス測定局では0.021 mg/m³、2000年度比59%の低下であった。

一般環境大気測定局と自動車排出ガス測定局のSPM濃度の年平均値の差は、2000年度に0.012 mg/m³だったものが、2015年度には0.002 mg/m³となり、その差は、小さくなっている。

これは、前述したディーゼル車規制をはじめとする自動車排出ガス対策の効果と考えられる。

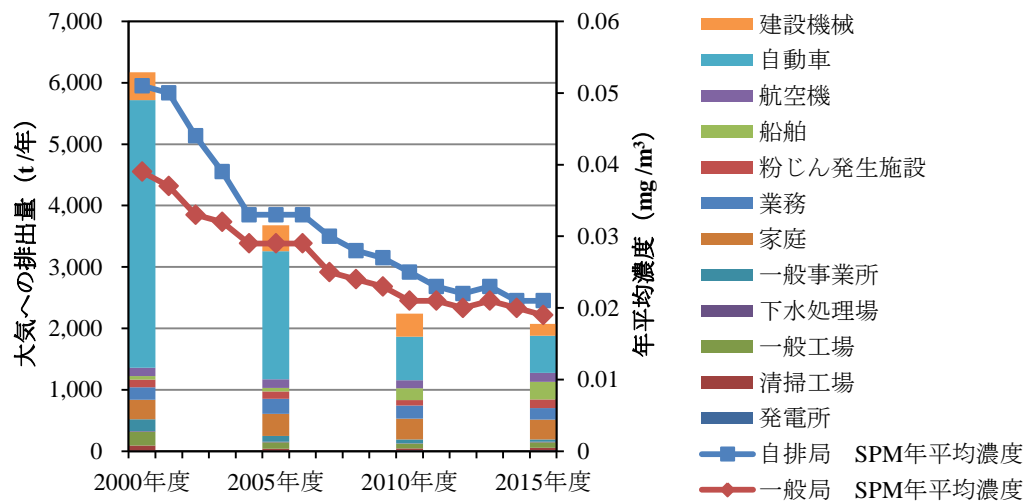


図 3-5 ばいじん排出量と SPM 濃度の推移

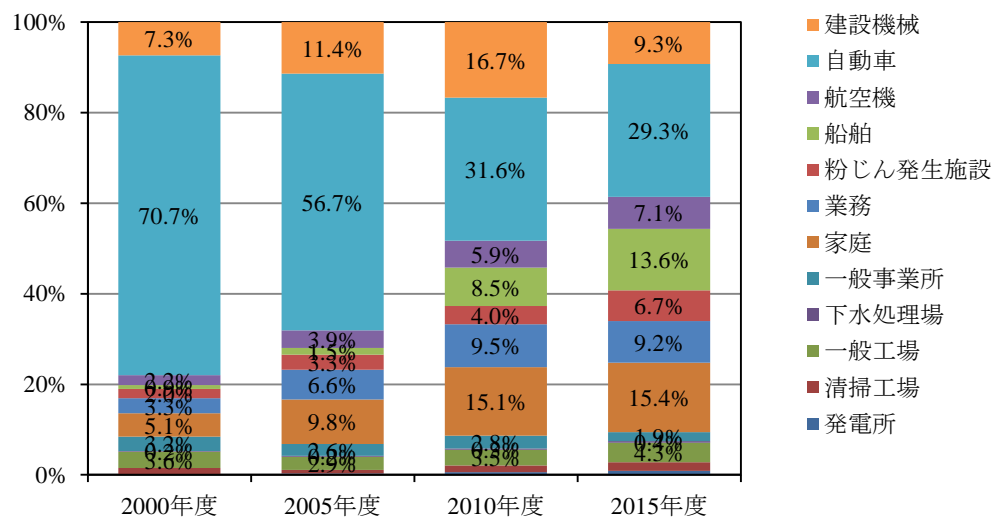


図 3-6 ばいじん排出量割合の推移

3.3.2 窒素酸化物（NOx）

NOx の排出量と大気環境中濃度の推移を図 3-7 に、NOx の排出量割合の推移を図 3-8 に示す。

2015 年度の NOx 排出量は 41,050 t で、2000 年度比 54%減少した。

2015 年度における自動車からの排出量は 17,520 t で、2000 年度比 70%減少した。これは、2001 年からの自動車 NOx・PM 法による規制、2003 年に東京都が先導して神奈川県、埼玉県、千葉県の一都三県で開始したディーゼル車規制等の効果と考えられる。

2015 年度における建設機械からの排出量は 3,500 t で、2000 年度比 69%減少した。これは、2006 年にオフロード法による排出ガス規制が開始され、その後、2010、2014 年に規制が強化された効果と考えられる。

家庭からの排出量は 2000 年度から横ばい傾向で推移しているが、NOx 全体の排出量が減少したことから、全体の排出量に占める割合は、6.0%から 12.9%まで拡大した。

NOx 排出量の減少に伴い、大気環境中の NOx 濃度も低下している。2015 年度の大気環境中の NOx 濃度は、一般環境大気測定局で 2000 年度比 55%、自動車排出ガス測定局で 2000 年度比 58%の低下であった。

一般環境大気測定局と自動車排出ガス測定局の NOx 濃度の年平均値の差は、2000 年度には 0.054 ppm だったが、2015 年度には 0.021 ppm となり、その差は、小さくなっている。これは、前述したディーゼル車規制等をはじめとする自動車排出ガス対策の効果と考えられる。

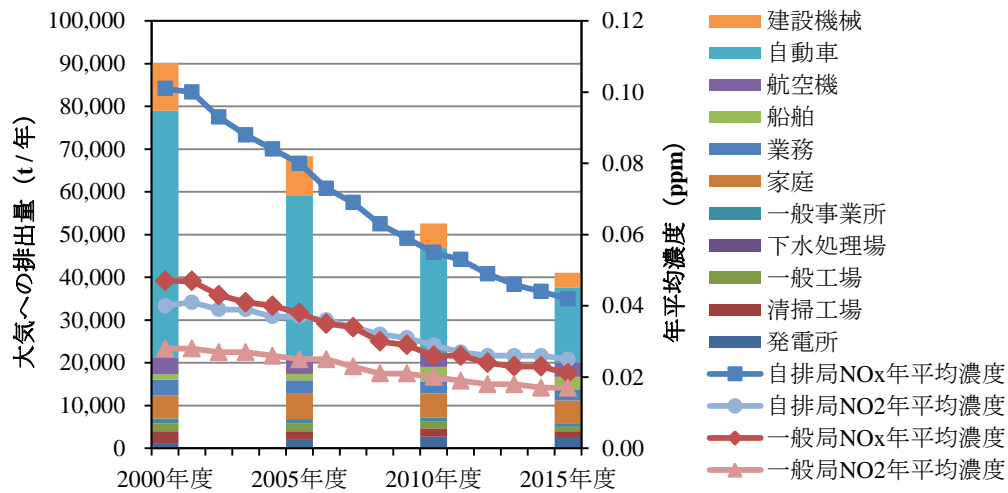


図 3-7 NOx 排出量と大気環境中濃度の推移

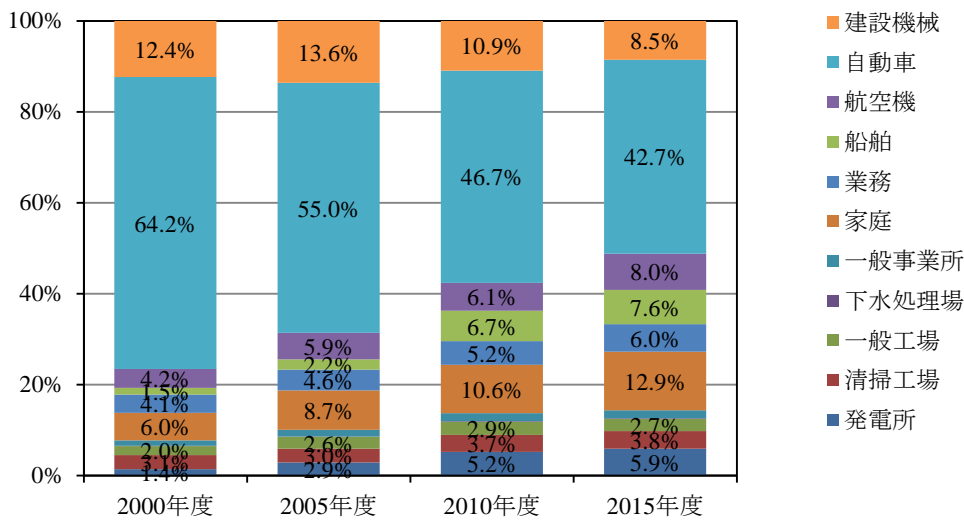


図 3-8 NOx 排出量割合の推移

3.3.3 硫黄酸化物 (SOx)

SOx の排出量と SO₂ の大気環境中濃度の推移を図 3-9 に、SOx の排出量割合の推移を図 3-10 に示す。

2015 年度の SOx 排出量は 3,430 t で、2000 年度比 44% 減少した。

2015 年度における自動車からの排出量は 30 t で、2000 年度比 98% 減少した。これは、2005 年から石油業界が先進的な取組として、燃料中の硫黄分が 10 ppm 以下の軽油、ガソリンの全国供給を開始した効果と考えられる。なお、その後、軽油は 2007 年から、ガソリンは 2008 年から揮発油等の品質の確保等に関する法律で硫黄分は 10 ppm 以下に規制された。

2015 年度排出量においては、船舶からの排出量が 70.3% を占める。都内 SOx 排出量のうち、主な割合を占める船舶や発電所が位置する臨海部において大気環境調査を実施した (2018 年 2 月～3 月、2018 年 7 月～9 月)。臨海部の SO₂ 濃度が必ずしも船舶等のみの影響を受けているわけではないが、南風等、風向きによって船舶等の影響で SO₂ 濃度が高くなる可能性が考えられた (資料編 4 : 臨海部大気環境中濃度測定調査参照)。2020 年から海洋汚染防止条約 (以下「MARPOL 条約」という。) により船舶燃料油の硫黄分規制が現行の 3.5% 以下から 0.5% 以下に強化されることが決定しており、船舶からの排出量が今後大きく減少することが期待される。

2015 年度の大気環境中の SO₂ 濃度の年平均値は、一般環境大気測定局で 0.002 ppm、自動車排出ガス測定局で 0.002 ppm であった。

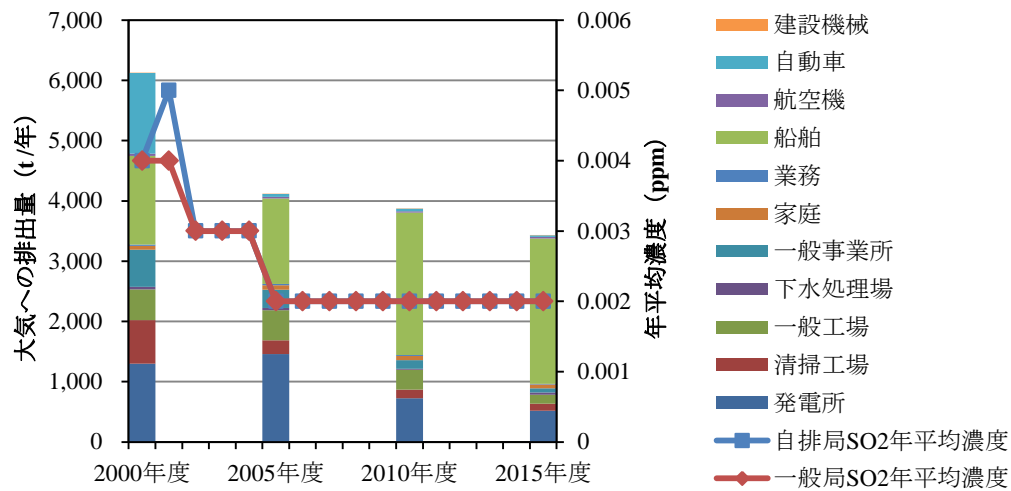


図 3-9 SOx 排出量と大気環境中 SO₂ 濃度の推移

※ 2010 年度以降の船舶における排出量は推計方法が一部変更されており、単純な比較はできないことに留意する必要がある。

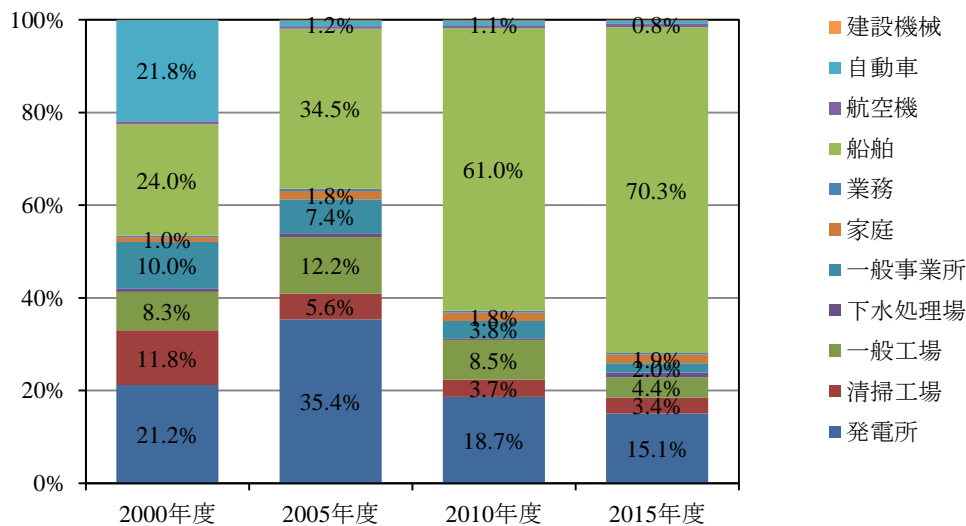


図 3-10 SOx 排出量割合の推移

3.3.4 揮発性有機化合物（VOC）

VOC 排出量と NMHC の大気環境中濃度の推移を図 3-11 に、VOC 排出量割合の推移を図 3-12 に、VOC 排出量の発生源別減少率を表 3-2 に示す。

VOC の排出削減については、国では、工場等からの固定発生源からの VOC の排出を抑制するため、2006 年度より規制と自主的取組を組み合わせた施策を実施しており、削減目標は、2010 年度を目途に 2000 年度比で 3 割程度の削減とされた。その後、2010 年度における全国の固定発生源からの VOC 排出量は、目標の 3 割を上回る削減を達成したため、新たな削減目標を設定せずに現行の VOC 排出抑制制度を継続することとされた。また、東京都では、2010 年度までに塗装や印刷等の蒸発系固定発生源の VOC 排出量を 2000 年度比で 30%削減という目標（『10 年後の東京』への実行プログラム 2008（2007 年 12 月））を掲げており、VOC 排出削減に取り組んでいる。

このような国や東京都の規制や自主的取組の推進等の動向を受け、2015 年度の都内全体の VOC 排出量は 60,370 t で、2000 年度比 56%減少した。なお、2010 年度の都内 VOC 排出量は、全体で 2000 年度比 49%の減少、2015 年度の VOC 排出量は 2010 年度比 14%の減少であった。

排出源別でみると、2015 年度における自動車からの排出量は 5,540 t で、2000 年度比 85%減少した。これは、2000 年から 2002 年の新短期規制、2005 年の新長期規制によるガソリン車の排出基準の強化の効果と考えられる。

2015 年度の金属表面処理からの排出量は 840 t で、2000 年度比 73%減少した。2015 年度の塗装（工場内）からの排出量は 4,440 t で、2000 年度比 61%減少した。2015 年度の印刷からの排出量は 8,770 t で、2000 年度比 57%減少した。これらを始めとした固定発生源からの排出量の減少は、2006 年からの大気汚染防止法による規制及び事業者の自主的取組の双方の効果と考えられる。

一方、2015 年度の民生部門からの排出量は 10,470 t で、2000 年度比 25%減少したが、VOC 全体の排出量が減少したことから、全体の排出量に占める割合は、10.2%から 17.3%に拡大した。塗装（工場外）からの排出量は 9,940 t で、2000 年度比 40%減少したが、同様に、全体の排出量に占める割合は、12.2%から 16.5%に拡大した。給油等からの排出量は 9,710 t で、2000 年度比 11%減少したが、全体の排出量に占める割合は、8.0%から 16.1%に拡大した。クリーニングからの排出量は 4,090 t で、2000 年度比 32%減少したが、全体の排出量に占める割合は、4.4%から 6.8%に拡大した。

2015 年度の排出量上位 5 排出源である民生部門、塗装（工場外）、給油等、印刷、自動車では、全体に占める排出量の割合は各々 10～17%程度で、合わせて全体の 74%となる。

また、2015 年度の大気環境中の NMHC 濃度は、一般環境大気測定局で 2000 年度比 45%、自動車排出ガス測定局で 2000 年度比 57%の低下であった。

VOC 削減目標年度としていた 2010 年度と比較すると、2010 年度の大気環境中の NMHC 濃度は、一般環境大気測定局で 2000 年度比 38%、自動車排出ガス測定局で 2000 年度比 55%の低下であり、2015 年度の NMHC 濃度は、一般環境大気測定局で 2010 年度比 11%、自動車排出ガス測定局で 2010 年度比 5%の低下であった。

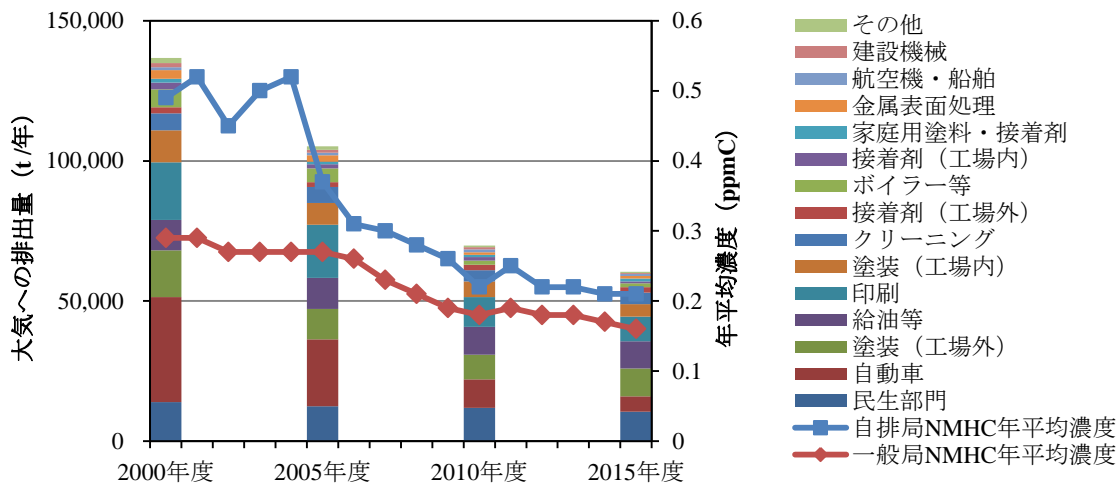


図 3-11 VOC 排出量と NMHC 濃度の推移

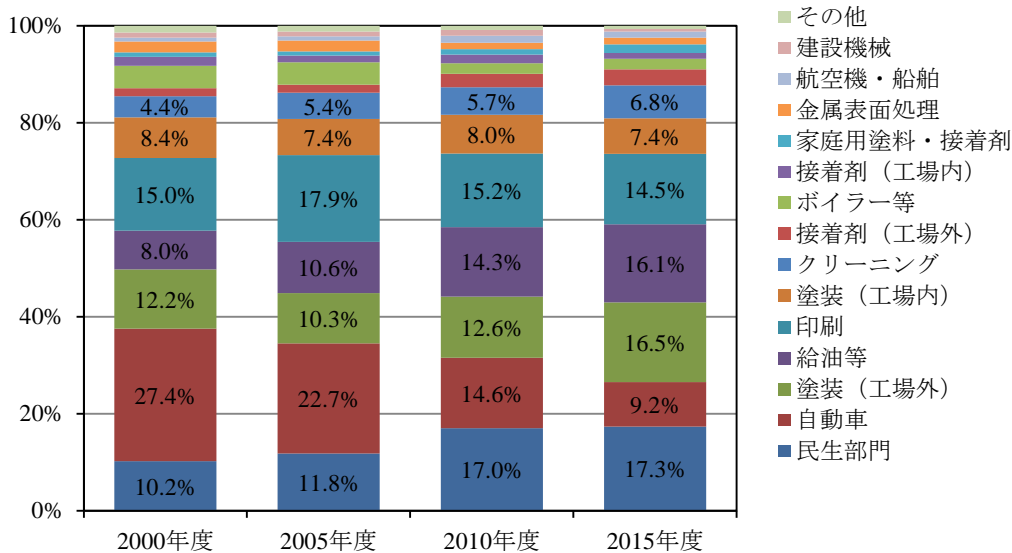


図 3-12 VOC 排出量割合の推移

表 3-2 2015 年度における VOC 排出量の発生源別減少率一覧 (2000 年度比)

(単位：t/年)

	民生部門	自動車	塗装 (工場外)	給油等	印刷	塗装 (工場内)	クリーニング	接着剤 (工場外)
2000年度	13,910	37,450	16,680	10,900	20,540	11,440	6,010	2,280
2015年度	10,470	5,540	9,940	9,710	8,770	4,440	4,090	2,000
減少率	25%	85%	40%	11%	57%	61%	32%	12%

	ボイラー等	接着剤 (工場内)	家庭用塗料・ 接着剤	金属表面処理	航空機・船舶	建設機械	その他	合計
2000年度	6,300	2,480	1,290	3,080	1,070	1,480	1,870	136,780
2015年度	1,310	710	1,100	840	760	320	390	60,370
減少率	79%	71%	15%	73%	29%	78%	79%	56%

※ 発生源の排出量は 10 t 単位で数値を丸めており、本表で示す各発生源の総和と本表の合計は、四捨五入の関係で合わない場合がある。

3.3.5 オキシダント生成能を考慮した VOC 排出量推移の考察

VOC は、その化学種によってオキシダント生成能に大きな差があることが知られている。オキシダント生成能の高い VOC は、アルケン類やアルキルベンゼン類など二重結合を有するものなどが知られている。

東京都は、PRTR 制度及び環境確保条例に基づく化学物質適正管理制度に基づき、事業者による化学物質の排出量等の把握と適正管理を進め、化学物質の環境中への排出量の削減、健康被害の未然防止を図っている²⁴。本制度では化学物質ごとに報告されており、各成分のオキシダント生成能を考慮して排出量の推移を考察することができる。

そこで、PRTR 制度と化学物質適正管理制度の報告対象となっている化学物質のうち VOC に該当する成分の推移を考察した。オキシダント生成能の考察に当たっては、VOC 排出量（大気への排出）に VOC 成分それぞれの最大オゾン生成能（Maximum Incremental Reactivity : MIR）を乗じて最大オゾン生成量（各成分の VOC 排出量 × MIR）を算出した。解析対象とした VOC は、各制度で報告される化学物質のうち、環境省の通知²⁵で掲げる VOC に該当する主な物質とし（表 3-3）、制度の改正により新たに追加された化学物質については対象から除いた。

トルエン及びキシレンの排出量（大気への排出）は、2016 年度において、PRTR 制度では全体の 5 割程度、化学物質適正管理制度では 3 割程度を占めていた（図 3-13 上図、図 3-14 上図）。一方、最大オゾン生成量では、PRTR 制度、化学物質適正管理制度ともに全体の 7～8 割程度を占め、両成分はオキシダント生成能を考慮すると全体に占める割合が拡大した（図 3-13 下図、図 3-14 下図）。

キシレンの排出量（大気への排出）を業種別でみると、輸送機械器具製造業や金属製品製造業、電気機械器具製造業等が多くを占めていた（図 3-15）。これらの業種では製造に伴う塗装に使用する塗料や希釈剤にキシレンが多く含まれるためと考えられる。

一方、トルエンでは、上記製造業のほかに、印刷業や燃料小売業（給油等）の割合が大きくなった（図 3-16）。これらは印刷インキ（特にグラビア印刷）やガソリンにトルエンが多く含まれるためと考えられる。

PRTR 制度や化学物質適正管理制度を基に算出した最大オゾン生成量は、割合の多い VOC 成分において、塗装や印刷、燃料小売業（給油等）が割合の多くを占めており、5 年ごとに推計した都内 VOC 排出量とおおむね同様の傾向を示した。

PRTR 制度や化学物質適正管理制度では、屋外塗装や自動車といった発生源や、石油系混合溶剤等の成分が不明である化学物質については届出の対象外であり、必ずしも東京都で推計した排出インベントリと同じものではないことに留意する必要がある。今後、これらの発生源や化学物質についても、本解析と同様の考察を行い、幅広い分野においてオキシダント生成能の高い VOC の実態把握を進めていくことが望ましい。

²⁴ 各制度の報告対象

PRTR 制度では、人や生態系に有害なおそれがあり、環境中に広く存在する物質として指定された 462 種類の化学物質の年間取扱量が 1 t 以上で従業員数が 21 人以上の 24 業種の事業者を届出の対象としており、化学物質適正管理制度では、人の健康に障害を及ぼす化学物質として、環境確保条例による濃度規制の対象物質となる 59 種類の化学物質の年間取扱量が 100 kg 以上の事業者を届出の対象としている。両制度では、自動車等の移動発生源や屋外塗装等の発生源、石油系混合溶剤等の成分が不明である化学物質については、届出の対象外となる。

²⁵ 大気汚染防止法の一部を改正する法律の施行について（通知）（平成 17 年 6 月 17 日付環管大発第 050617001）

表 3-3 解析に用いた VOC 成分の MIR

物質名(PRTR制度)	MIR	物質名 (化学物質適正管理制度)	MIR
メタクリル酸メチル	15.61	ホルムアルデヒド	9.46
1,3-ブタジエン	12.61	キシレン	7.74
1,3,5-トリメチルベンゼン	11.76	トルエン	4.00
アクリル酸メチル	11.48	メチルイソブチルケトン	3.88
イソプレン	10.61	塩化ビニルモノマー	2.83
ホルムアルデヒド	9.46	フェノール	2.76
キシレン	7.74	1,1-ジクロロエチレン	1.79
アセトアルデヒド	6.54	スチレン	1.73
トルエン	4.00	メチルエチルケトン	1.48
酢酸ビニル	3.20	ヘキサン	1.24
エチルベンゼン	3.04	酢酸ブチル	0.83
エチレングリコールモノメチルエーテル	2.93	ベンゼン	0.72
クロロエチレン	2.83	メタノール	0.67
フェノール	2.76	トリクロロエチレン	0.64
1,4-ジオキサン	2.62	酢酸エチル	0.63
アクリロニトリル	2.24	アセトン	0.36
酢酸2-エトキシエチル	1.84	1,2-ジクロロエタン	0.21
1,1-ジクロロエチレン	1.79	ジクロロメタン	0.04
スチレン	1.73	酸化エチレン	0.04
酢酸2-メトキシエチル	1.15	テトラクロロエチレン	0.03
ベンゼン	0.72	クロロホルム	0.02
トリクロロエチレン	0.64	臭素化合物 (臭化メチルに限る)	0.02
クロロベンゼン	0.32	1,1,1-トリクロロエタン	0.00
1,2-エポキシプロパン	0.29		
1,2-ジクロロプロパン	0.29		
1,2-ジクロロエタン	0.21		
ジクロロベンゼン	0.18		
ジクロロメタン	0.04		
エチレンオキシド	0.04		
クロロメタン	0.04		
テトラクロロエチレン	0.03		
クロロホルム	0.02		
ブロモメタン	0.02		
1,1,1-トリクロロエタン	0.00		

※ 解析対象とした VOC は、PRTR 制度と化学物質適正管理制度の各制度で報告される化学物質のうち、環境省の通知*で掲げる VOC に該当する主な物質とし、制度の改正により新たに追加された化学物質については対象から除いた。

* 大気汚染防止法の一部を改正する法律の施行について (通知) (平成 17 年 6 月 17 日付環管大発第 050617001)

※ MIR は、VOC 成分による反応性の違いを把握するために作成された指標。VOC・NO_x の初期濃度・排出量、気象条件等を設定した単純な光化学反応モデルにて、基本となるケースに対し、対象となる VOC 成分の排出量を増加させた際の、オゾン濃度の変化率で定義する。値が大きいほどオゾン生成する能力が高いとされる。本解析における MIR は、SAPRC Atmospheric Chemical Mechanisms and VOC Reactivity Scales の SAPRC-07 Mechanism の値を用いた。

<https://www.cert.ucr.edu/~carter/SAPRC/>

※ キシレンの MIR は、*m*-キシレン (MIR : 9.75)、*o*-キシレン (同 7.64)、*p*-キシレン (同 5.84) の平均値を用いた。

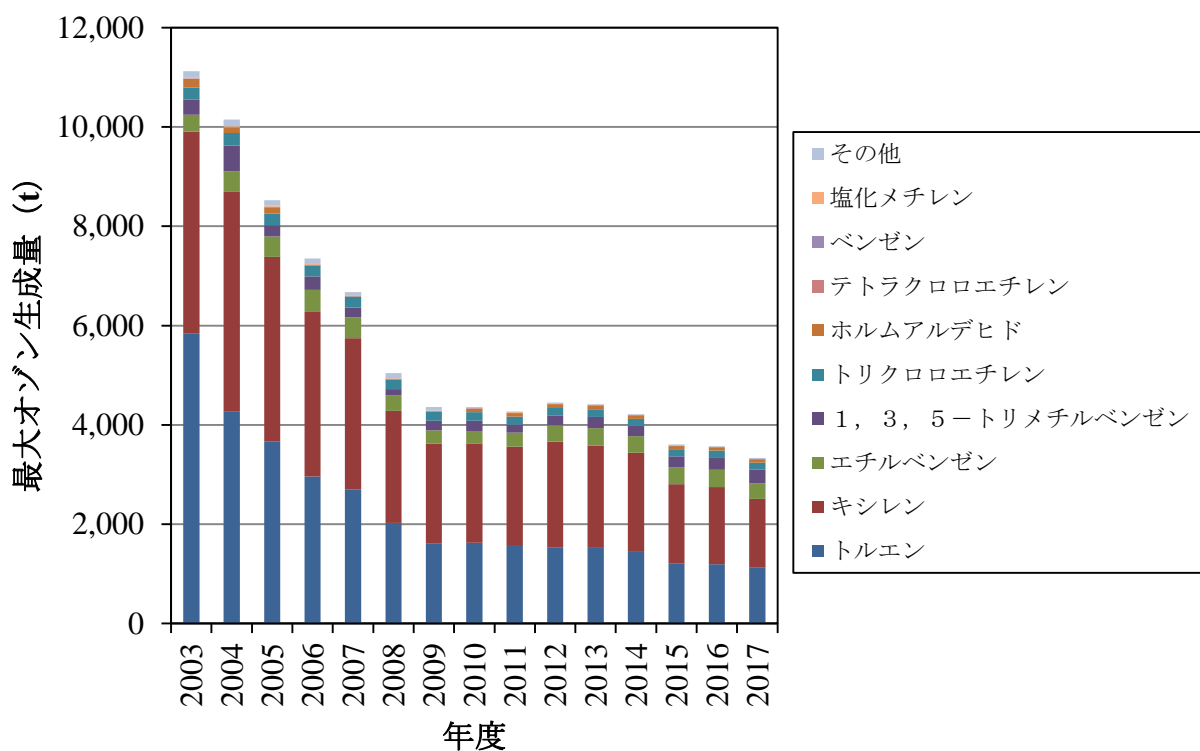
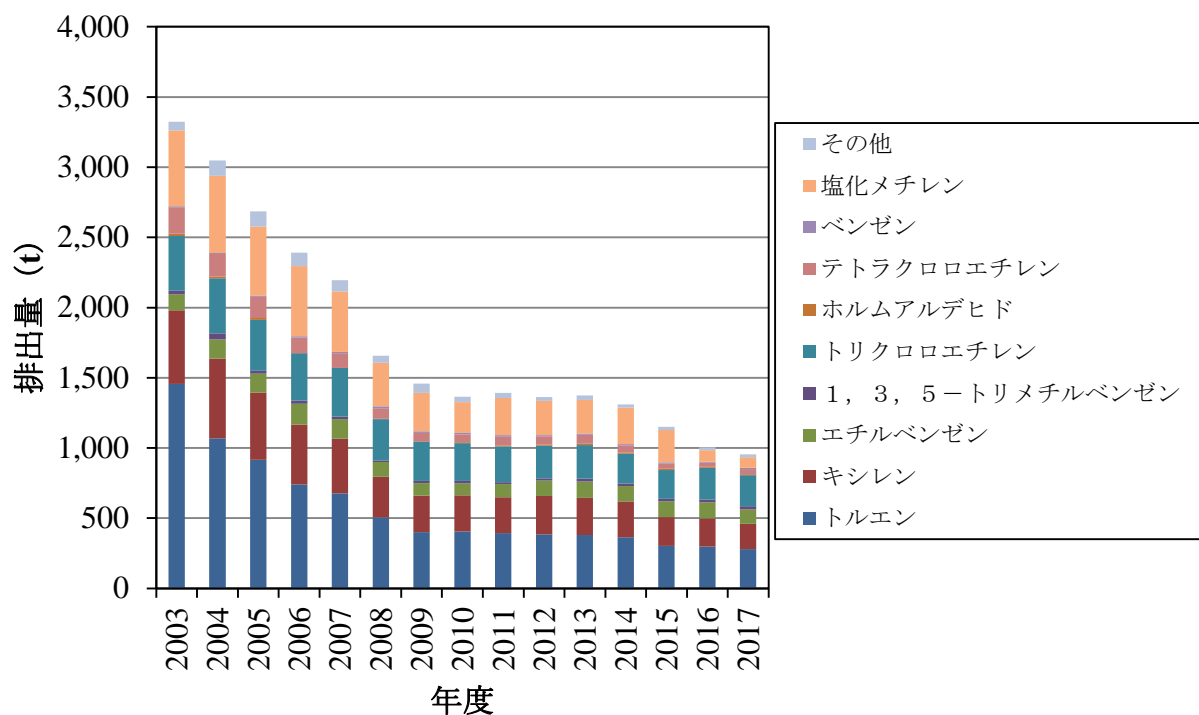


図 3-13 PRTR 制度を基に推計した VOC 排出量の推移（上図：VOC 排出量（大気への排出）、下図：最大オゾン生成量）

※ オキシダント生成能を考慮するため、VOC 成分ごとのオゾン生成の指標として用いられる最大オゾン生成能（Maximum Increment Reactivity：MIR）を用いて最大オゾン生成量を算出した。
 ※ 本図の排出量は、PRTR 制度の届出対象の事業所の報告を基に推計したものであり、東京都で推計した VOC 排出量と合致しないことに留意する必要がある。

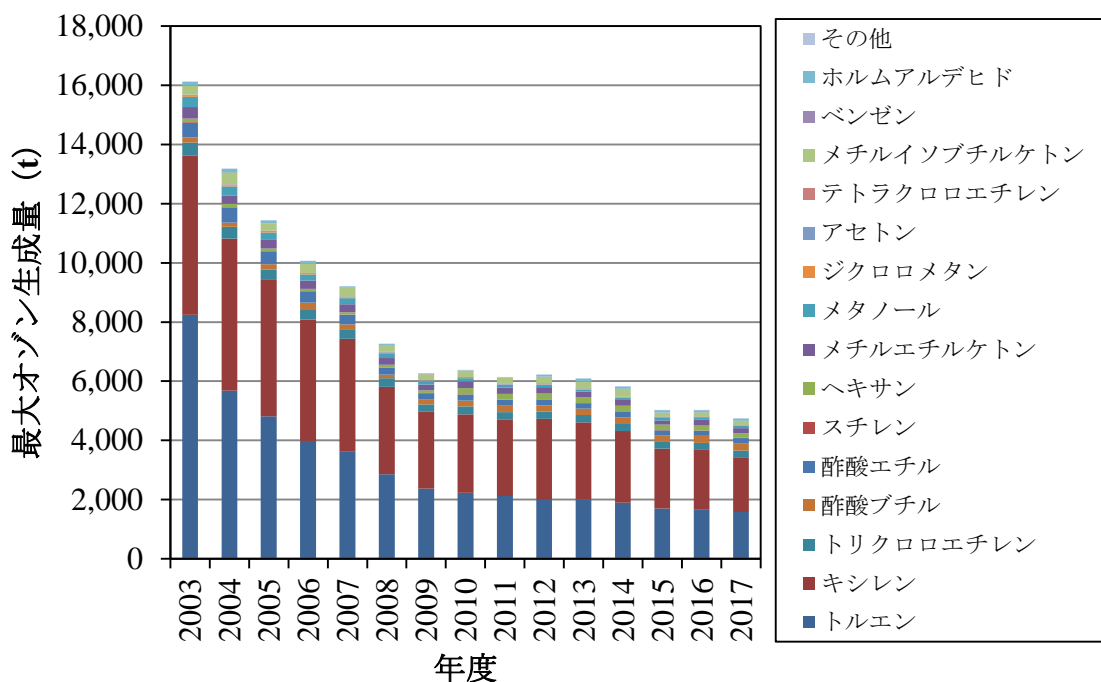
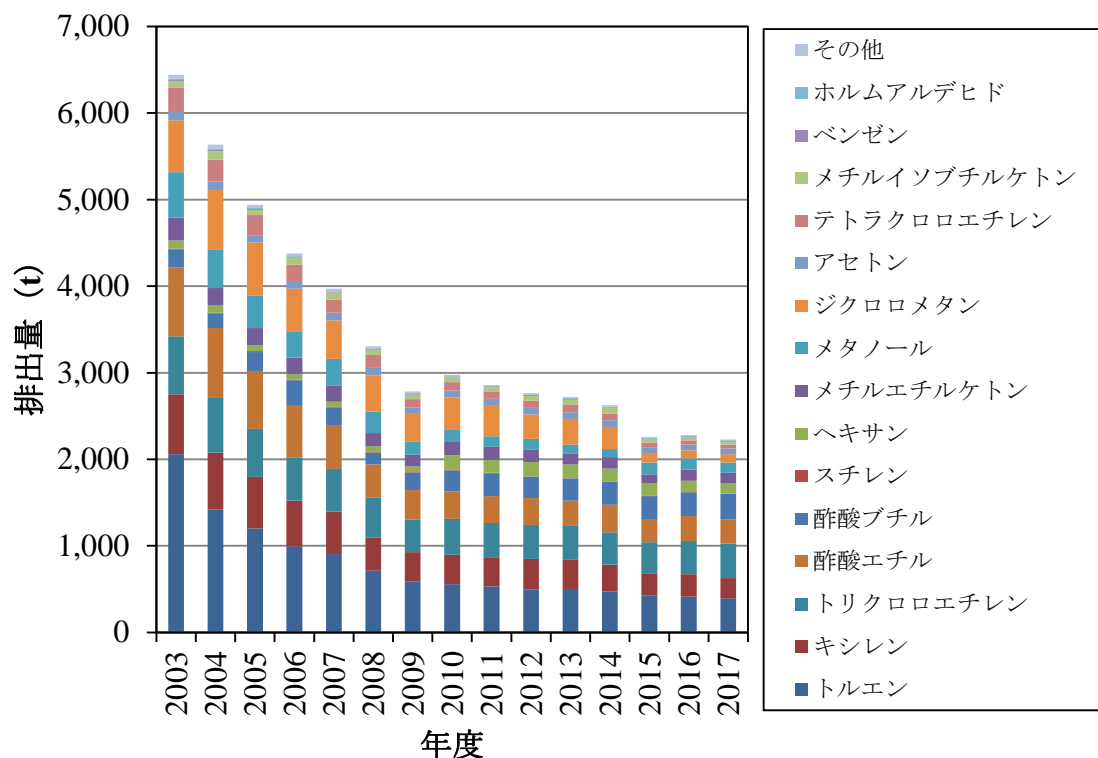
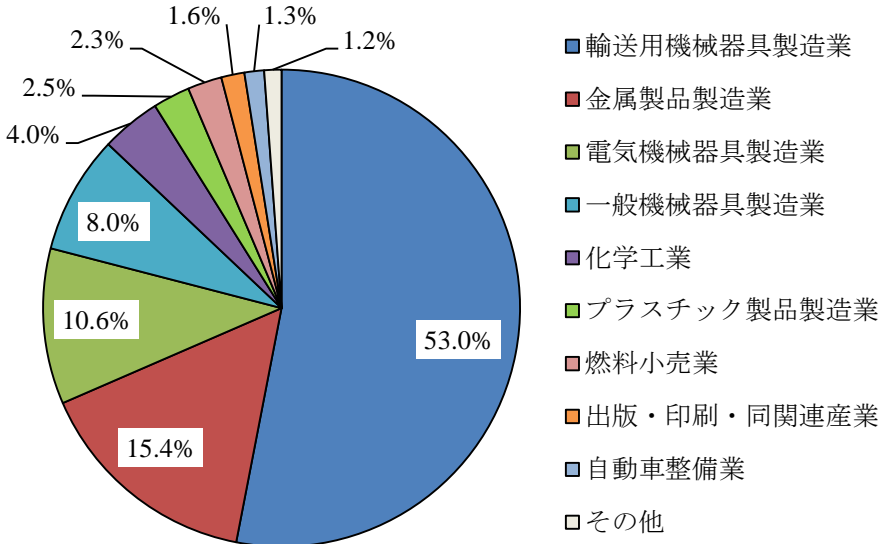


図 3-14 化学物質適正管理制度を基に推計した VOC 排出量の推移(上図:VOC 排出量(大気への排出)、下図:最大オゾン生成量)

- ※ オキシダント生成能を考慮するため、VOC 成分ごとのオゾン生成の指標として用いられる最大オゾン生成能 (Maximum Increment Reactivity : MIR) を用いて最大オゾン生成量を算出した。
- ※ 本図の排出量は、化学物質適正管理制度の届出対象の事業所の報告を基に推計したものであり、東京都で推計した VOC 排出量と合致しないことに留意する必要がある。

PRTR制度



化学物質適正管理制度

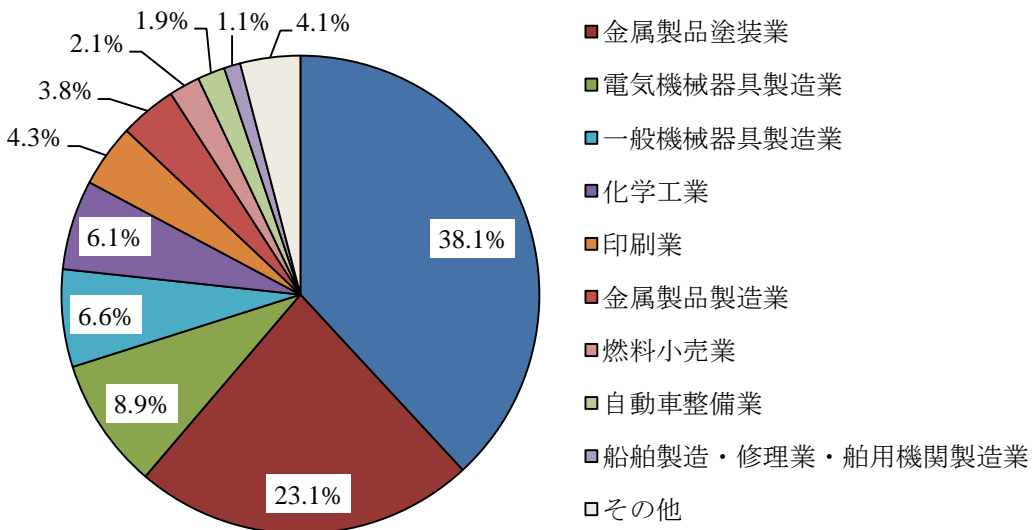
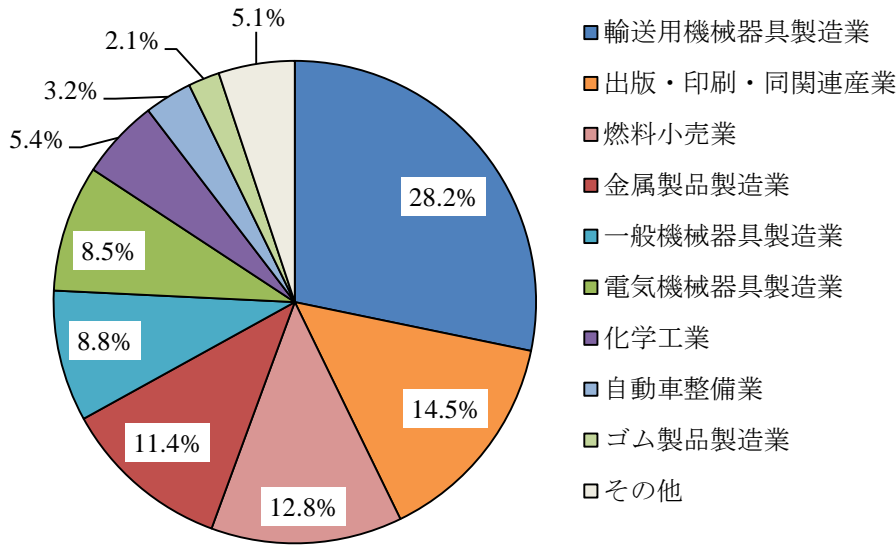


図 3-15 最大オゾン生成量の割合が大きかったキシレンの 2017 年度の排出量（大気への排出）の業種別割合（上図：PRTR 制度、下図：化学物質適正管理制度）

※ 2017 年度におけるキシレンの報告件数は、PRTR 制度で 686 件、化学物質適正管理制度で 1222 件。
 ※ 本図は、PRTR 制度、化学物質適正管理制度のそれぞれの制度で分類された業種別で区分しており、必ずしも同じ業種として分類されていないことに留意する必要がある。例えば、PRTR 制度の金属製品製造業は、化学物質適正管理制度の金属製品塗装業が含まれている。

PRTR制度



化学物質適正管理制度

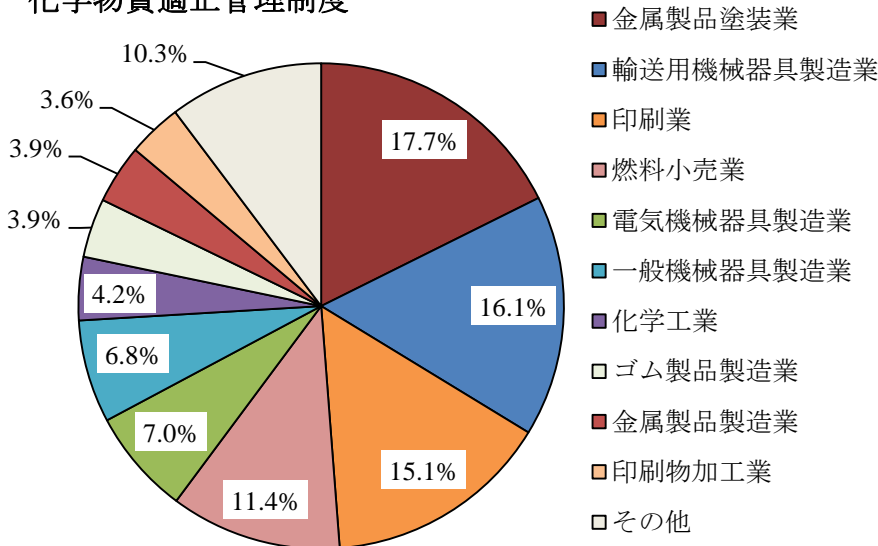


図 3-16 最大オゾン生成量の割合が大きかったトルエンの 2017 年度の排出量（大気への排出）の業種別割合（上図：PRTR 制度、下図：化学物質適正管理制度）

※ 2017 年度におけるトルエンの報告件数は、PRTR 制度で 720 件、化学物質適正管理制度で 1266 件。
 ※ 本図は、PRTR 制度、化学物質適正管理制度のそれぞれの制度で分類された業種別で区分しており、必ずしも同じ業種として分類されていないことに留意する必要がある。例えば、PRTR 制度の金属製品製造業は、化学物質適正管理制度の金属製品塗装業が含まれている。

3.4 シミュレーションモデルを用いた解析に基づく施策効果に関する考察

3.4.1 2015 年度と 2008 年度の発生源寄与割合の比較

今回、2015 年度の排出インベントリに基づきシミュレーション解析を行ったところであるが(2.1.3(2)参照)、2008 年度の排出インベントリにおいても同様の解析を行い、PM_{2.5} 及び光化学オキシダントの発生源寄与割合の違いを考察することで、施策効果の検証を試みた。

PM_{2.5} は、風が弱く拡散が起きにくい条件下において高濃度になる傾向があり、特に夏季では気温や日射が上昇することで光化学反応が促進され、PM_{2.5} のほかに光化学オキシダントも高濃度となる傾向がある。また、冷夏や梅雨の長さにも大きく影響を受け、PM_{2.5} 及び光化学オキシダント濃度が低濃度になることもある。気象条件によって大気汚染物質濃度が大きく異なる可能性があるため、異なる年度を比較する場合は排出量自体が異なることに加え、気象条件の違いにも注意する必要がある。

そこで、2008 年度と 2015 年度を比較する上で、排出インベントリと気象条件について各年度のデータを用いて計算した場合と気象条件を 2015 年度に統一した場合について、各年度の濃度比較を実施した。比較する上でのシミュレーションモデルの設定を表 3-4 に示す。

表 3-4 2008 年度と 2015 年度を比較する上でのシミュレーションモデルの設定条件

計算ケース	排出インベントリ年度	気象条件年度
A (気象 2008 排出 2008)	2008	2008
B (気象 2015 排出 2008)	2008	2015
C (気象 2015 排出 2015)	2015	2015

※ 自然起源の排出インベントリ(植物起源 VOC 等)については、気象条件の影響が大きいことから、気象年度に合わせた排出インベントリを使用した。

3.4.2 PM_{2.5}

(1) 気象条件を各年度のまま適用した場合の比較(ケース A とケース C)

各年度の排出インベントリ及び気象条件をそのまま適用して比較すると、PM_{2.5} の発生源寄与割合は、関東以外の寄与割合は年度や季節により違いはあるものの、関東域における発生源の寄与割合では、2015 年度は 2008 年度に比べて各季節とも低い結果となった(図 3-17)。しかしながら、夏季では、2015 年度の PM_{2.5} 濃度は 2008 年度より高くなり、関東以外の寄与割合が大きくなっていた。

そこで、次節では、気象条件を 2015 年度に統一した上で、発生源寄与割合を推計することとした。

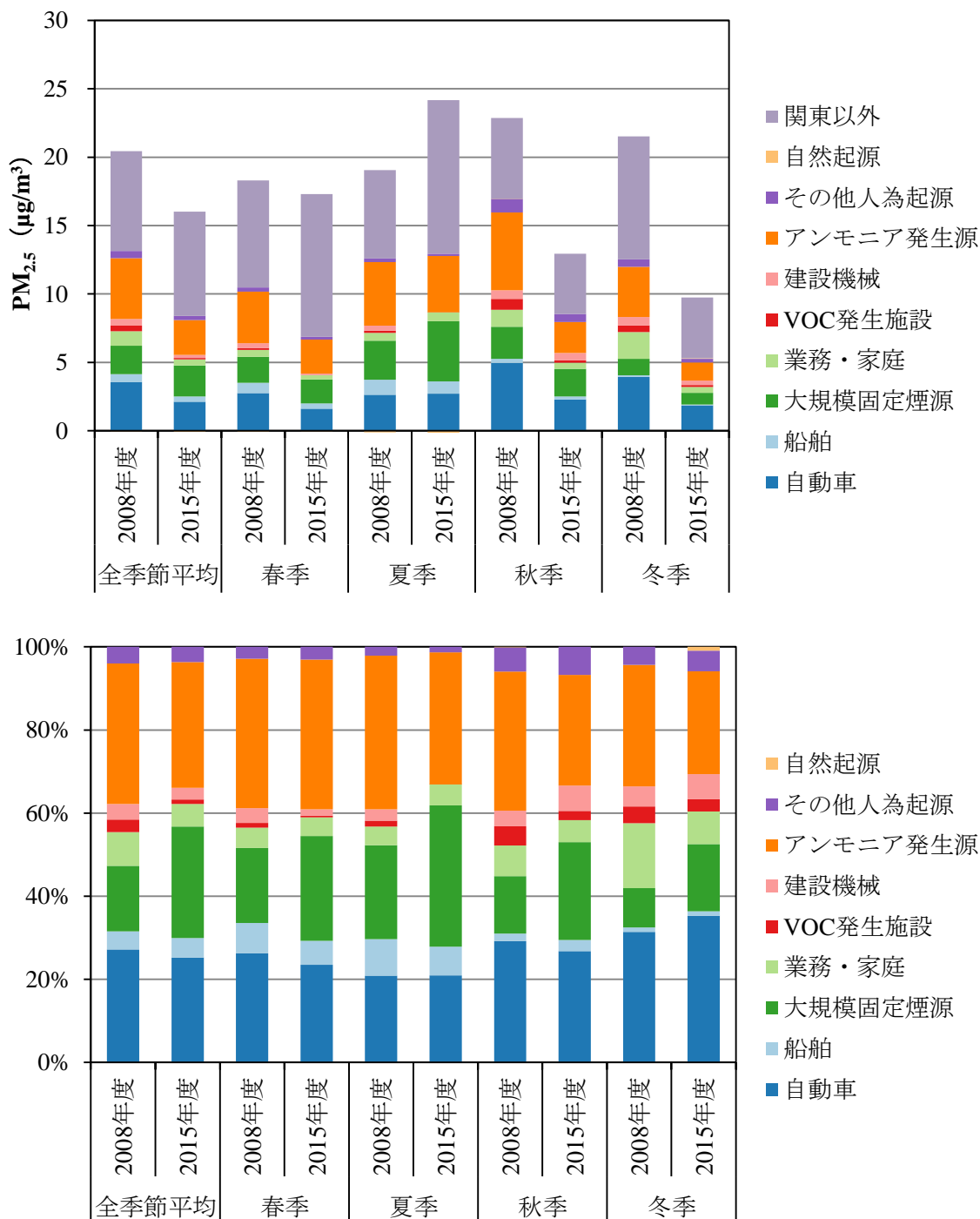


図 3-17 2008 年度と 2015 年度の PM_{2.5} 発生源寄与割合の比較 (ケース A とケース C)

上図：PM_{2.5} 発生源寄与濃度の推計結果、下図：関東域における発生源寄与割合（関東以外を除く）

- ※ 本図の 2008 年度と 2015 年度の発生源寄与割合は、排出インベントリと気象条件について各年度のデータを用いて比較している。
- ※ 各発生源は、東京都と関東 6 県の寄与割合を合計した関東全域（1 都 6 県）で示した。
- ※ 2008 年度と 2015 年度の両年度で調査を実施した 2 地点（足立区、多摩市（2008 年度は町田市））の平均であり、PM_{2.5} 成分分析を実施した各年度の 14 日間から推計した発生源寄与割合の結果である。
- ※ ここでの 100% 積み上げは、関東以外の排出を除いて、関東全域（1 都 6 県）のみの各発生源の寄与割合で算出した。

(2) 気象条件を統一した場合の比較

前節のとおり、各年度の気象条件をそのまま適用して比較すると、夏季における 2015 年度の $PM_{2.5}$ 質量濃度は 2008 年度と比較して高かった。そこで、 $PM_{2.5}$ や光化学オキシダントは気象条件によって濃度が異なることから、2015 年度の気象条件を 2008 年度に適用させて比較を行った。

2015 年度に気象条件を統一し、2008 年度及び 2015 年度の排出インベントリをそれぞれ用いた場合（ケース B とケース C）の $PM_{2.5}$ 質量濃度の結果を図 3-18 に示す。この結果、2015 年度では 2008 年度と比較して $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度低い結果となった。2015 年度の関東域の排出源による寄与割合は、気象条件を統一した場合の 2008 年度よりも小さく、特に自動車やアンモニア発生源の寄与割合が小さい結果となった。自動車 $NO_x \cdot PM$ 法等に基づく自動車排出ガス規制等による $NO_x \cdot PM$ の排出削減により、 $PM_{2.5}$ 発生源寄与割合が小さくなったものと考えられる。アンモニア発生源について $PM_{2.5}$ 発生源寄与割合が小さくなったが、これは、 NH_3 が粒子化するのに必要な硝酸 (HNO_3) が、自動車規制に伴う NO_x の削減により生成されなくなり、硝酸アンモニウム (NH_4NO_3) の生成が進まなかったため、アンモニア発生源の感度解析を実施しても、2008 年度よりも $PM_{2.5}$ の発生源寄与割合が大きくならなかったものと推察される。

同図から、気象条件を変化させた場合（ケース A とケース B）、2015 年度の気象条件では、2008 年度の気象条件と比べて、 $PM_{2.5}$ 質量濃度は高い結果となった。 $PM_{2.5}$ 発生源寄与割合は関東域の各発生源とも大きく、加えて関東以外の寄与割合が大きくなった。2015 年度夏季における気象条件では、大気が拡散されにくい状況下となり関東域の発生源寄与割合も大きくなったことに加え、大陸からの越境汚染を含む関東域外からの移流等の影響により、関東以外の寄与割合が大きくなったと考えられる。以上から、2015 年度夏季における $PM_{2.5}$ 濃度が高くなった要因は、気象条件の影響によることが示唆される。実際に、2015 年度において $PM_{2.5}$ 濃度が比較的高濃度であった 8 月 1 日（一般環境大気測定局平均の $PM_{2.5}$ 日平均値： $38.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）の気象状況では、猛暑日（ 35°C 以上）で、高層天気図では太平洋高気圧が関東域に張り出しており、下層大気の状態も安定で汚染物質が拡散されにくい状況であった。

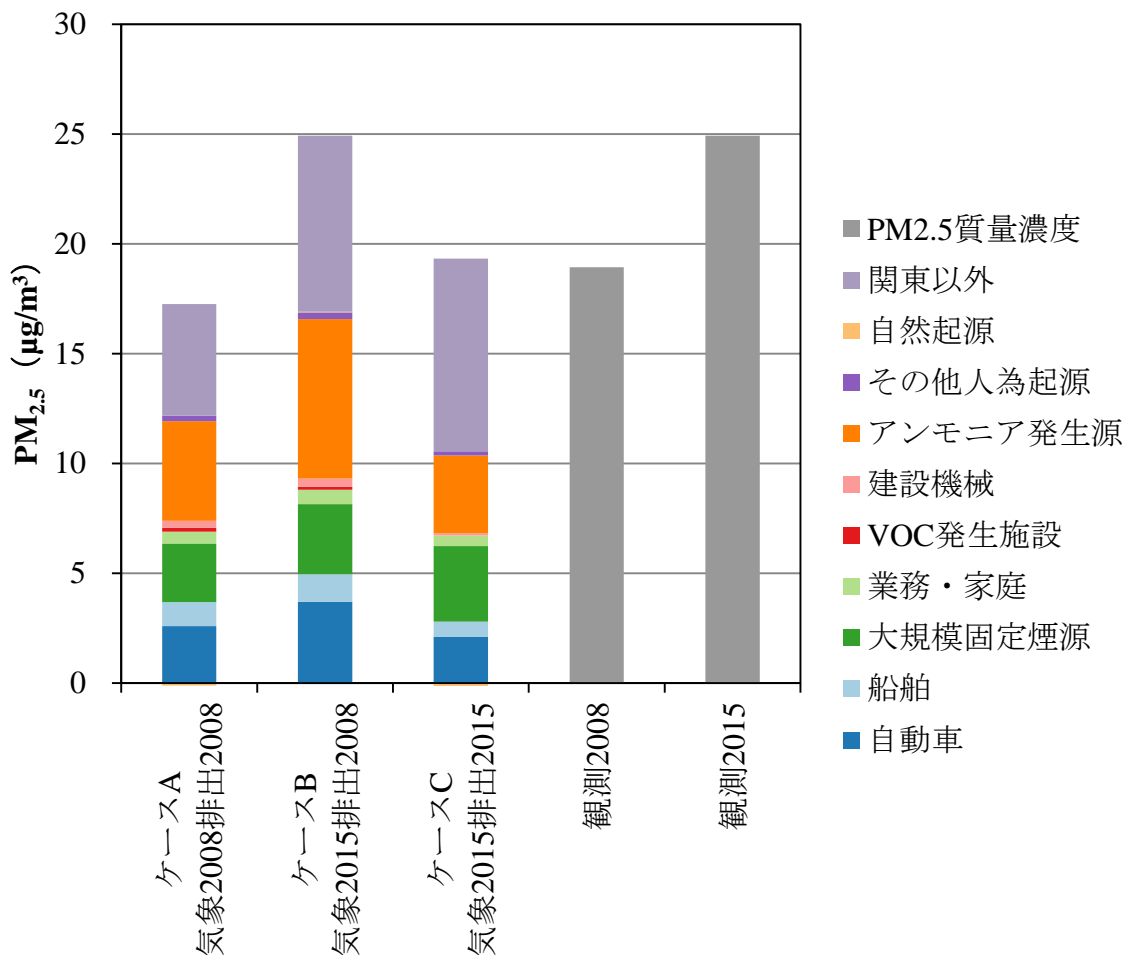


図 3-18 気象条件と排出量を変えた場合の夏季における PM_{2.5} 計算結果と観測値の比較

- ※ 本図では、排出インベントリと気象条件について各年度のデータを用いたケース (A 及び C) に加え、気象条件を 2015 年度、排出インベントリを 2008 年度として設定したケース (B) について比較している。排出インベントリや気象条件の影響を考察するため、本図の発生源寄与割合では、測定結果による補正等は実施していない。
- ※ ケース A 及びケース C の各発生源は、東京都と関東 6 県の寄与割合を合計した関東全域 (1 都 6 県) で示した。ケース B では、ゼロアウト法を実施する対象領域を関東全域 (関東 1 都 6 県) として寄与割合を推計した。
- ※ ケース A は、足立区綾瀬と町田市中町、ケース B 及びケース C は、足立区綾瀬と多摩市愛宕の平均を示し、PM_{2.5} 成分分析を実施した各年度の 14 日間から推計した発生源寄与割合の結果である。

(3) まとめ

2015 年度と 2008 年度における PM_{2.5} 発生源寄与割合について、気象条件を同一として比較したところ、関東以外の寄与割合は年度や季節により違いがあるものの、関東域の排出源による寄与割合では、2015 年度は 2008 年に比べて各季節とも小さい結果となった。2015 年度の PM_{2.5} 質量濃度は、2008 年度と比較して高かったが、気象条件を統一して比較したところ、2015 年度における関東域内の排出源の寄与割合は、2008 年度と比べて小さくなり、自動車排出ガス規制による NO_x 排出削減により PM_{2.5} 発生源寄与割合が小さくなったと考えられる。異なる年度の比較による施策効果の検証を試みる場合、気象条件による違いを考慮し、気象条件を統一させた上で比較することが望ましいと考えられる。また、アンモニア発生源の寄与割合は、NH₃ が粒子化するために必要な硝酸 (HNO₃) の寄与についても考慮する必要があり、ゼロアウト法による感度解析では、アンモニア発生源の寄与割合の変化を過大に評価している可能性があることに留意する必要がある。

(4) 参考(シミュレーションモデルとレセプターモデルを用いた発生源寄与割合の試算)

2008年度から2011年度の大気中微小粒子状物質検討会(以下「前回検討会」という。)では、シミュレーションモデルとレセプターモデル(CMB)を用いた発生源寄与割合の試算を行った²⁶。そこで、本検討会において、2008年度と2015年度について、前回検討会とおおむね同様の考え方でPM_{2.5}発生源寄与割合を試算した。具体的には、以下に示す手法により各モデルを統合し、発生源寄与割合の試算を実施した。

- ① シミュレーションモデルの計算値を観測値に基づいて補正する。
- ② 自然起源の成分である海塩や土壌はCMBモデルによる計算濃度を使用する²⁷。
- ③ PM_{2.5}中の水分は、平衡モデル(E-AIMモデル²⁸)により計算した量を使用する。
- ④ 一次粒子全体の寄与濃度はCMBモデルにより解析した結果を使用する。発生源寄与割合はシミュレーションモデルの感度解析結果で配分する。
- ⑤ 二次生成粒子(NO₃⁻、SO₄²⁻、NH₄⁺)については、シミュレーションモデルの発生源寄与解析結果を用いて、寄与濃度を求める。
- ⑥ 二次有機粒子等については、CMBモデルで推定した「二次有機粒子等」の寄与濃度を使用する²⁹。

上記手法を基に、2008年度と2015年度のPM_{2.5}発生源寄与割合を試算した(図3-19)。2008年度のPM_{2.5}質量濃度は、19.1 µg/m³であった一方、2015年度のPM_{2.5}質量濃度は15.9 µg/m³と2008年度に比べて低かった³⁰。発生源寄与割合では、都内全体の発生源は、2008年度では10.5%であった一方、2015年度では5.1%であった。関東6県の発生源は2008年度では29.7%であった一方、2015年度では32.0%であった。2015年度における関東全体の人為起源の発生源寄与濃度は、2008年度と比較して低かった(2015年度:5.9 µg/m³、2008年度:7.7 µg/m³)。関東外の発生源は、2008年度で27.1%であった一方、2015年度では33.5%と2008年度に比べて寄与が大きい結果となった。不明分(二次有機粒子等、海塩・土壌、平衡水分)の割合には大きな変化はなかった。

本試算結果は、2008年度では一般環境大気測定局9局、2015年度では一般環境大気測定局2局におけるPM_{2.5}成分分析結果であり、各季節14日間の平均値を年平均の発生源寄与割合として推計している。また、各年度の気象条件も異なることから濃度変化の要因を一概に比較できないことに留意する必要がある。

²⁶ 東京都微小粒子状物質検討会：東京都微小粒子状物質検討会報告書(平成23年7月)，(2011)

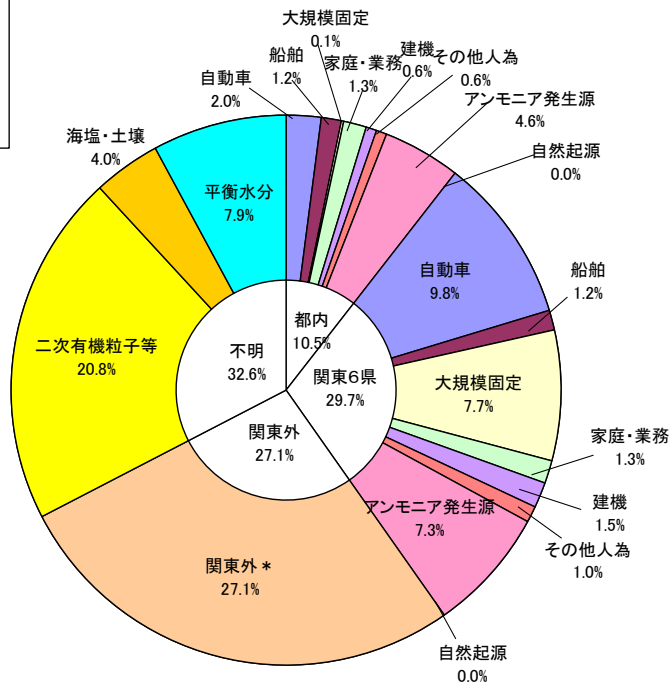
²⁷ CMBモデルは、2015年度PM_{2.5}発生源寄与割合推計では、本検討会で実施したCMB解析結果を用い、2008年度PM_{2.5}発生源寄与割合推計結果では、前回検討会で実施したCMB解析結果を用いた。

²⁸ E-AIMモデル：<http://www.aim.env.uea.ac.uk/aim/aim.php>

²⁹ CMB解析では、シミュレーションモデルのように二次有機粒子(Secondary Organic Aerosol : SOA)を直接算出することができず、本検討会では便宜上、観測値のOC濃度に各発生源の寄与として割り当てられたOC濃度を差し引いて1.7を乗じることで二次有機粒子を算出している。また、CMB解析に使用した発生源プロフィールは、主に煙道中の粒子を対象とした既往の調査結果から整理されたものであり、凝縮性粒子が一次粒子として考慮されていないと考えられる。CMB解析で算出した二次有機粒子は、二次生成由来の有機粒子のほか、未把握の一次有機粒子も含まれることから、二次有機粒子の寄与を過大評価している可能性があることに留意する必要がある。ここでは、「二次有機粒子等」と表記した。

³⁰ 2008年度のPM_{2.5}質量濃度は、相対湿度50%±5%の条件で秤量した濃度をPM_{2.5}の環境基準の公定法である35%±5%の条件に換算した値である。

2008 年度
一般局 9 局平均
19.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$



2015 年度
一般局 2 局平均
15.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

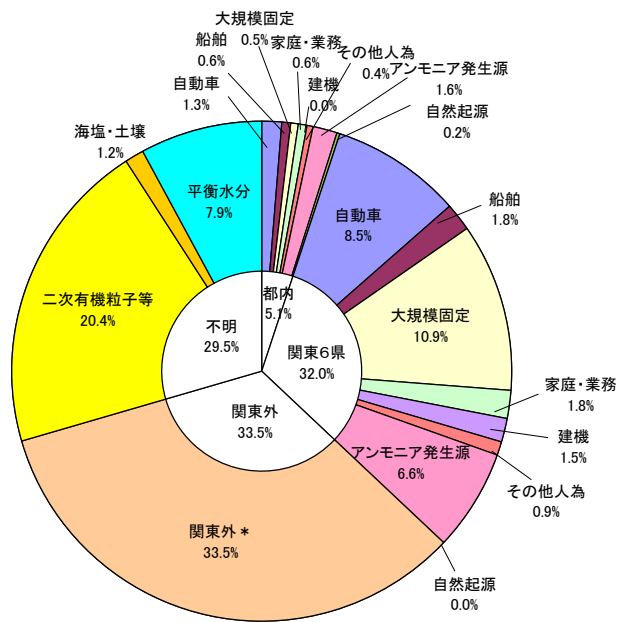


図 3-19 シミュレーションモデルとレセプターモデルから試算した PM_{2.5} 発生源寄与割合
上図：2008 年度、下図：2015 年度

- ※ 2008 年度の発生源寄与割合は、PM_{2.5} 成分分析を実施した一般環境大気測定局（一般局）9 局の結果から算出し、2015 年度発生源寄与割合は PM_{2.5} 成分分析を実施した一般局 2 局の結果から算出した。
- ※ 関東外には、シミュレーションモデルの誤差が含まれる。
- ※ マイナスの寄与割合の発生源は、0 として集計した。
- ※ PM_{2.5} 質量濃度に応じて円グラフの大きさを調整している。

3.4.3 光化学オキシダント

(1) 気象条件を各年度のまま適用した場合の比較（ケース A とケース C）

2008 年度及び 2015 年度それぞれにおいて、光化学オキシダント濃度が高濃度となる期間を対象として 2015 年度と 2008 年度の比較を行った。シミュレーションモデルで計算された光化学オキシダント濃度が 100 ppb を超過した日を高濃度日とした。

排出インベントリ及び気象条件をそのまま適用した場合（ケース A とケース C）の光化学オキシダント濃度には大きな変化がみられなかった。2015 年度の夏季における VOC 発生施設の寄与割合は、2008 年度と比較して小さい結果であったが、自動車の寄与割合は、2008 年度に比べて大きかった。また、関東以外の寄与割合は、2008 年と 2015 年度に違いはみられなかったが、両年度とも春季の寄与割合は、夏季に比べて大きい結果となった。

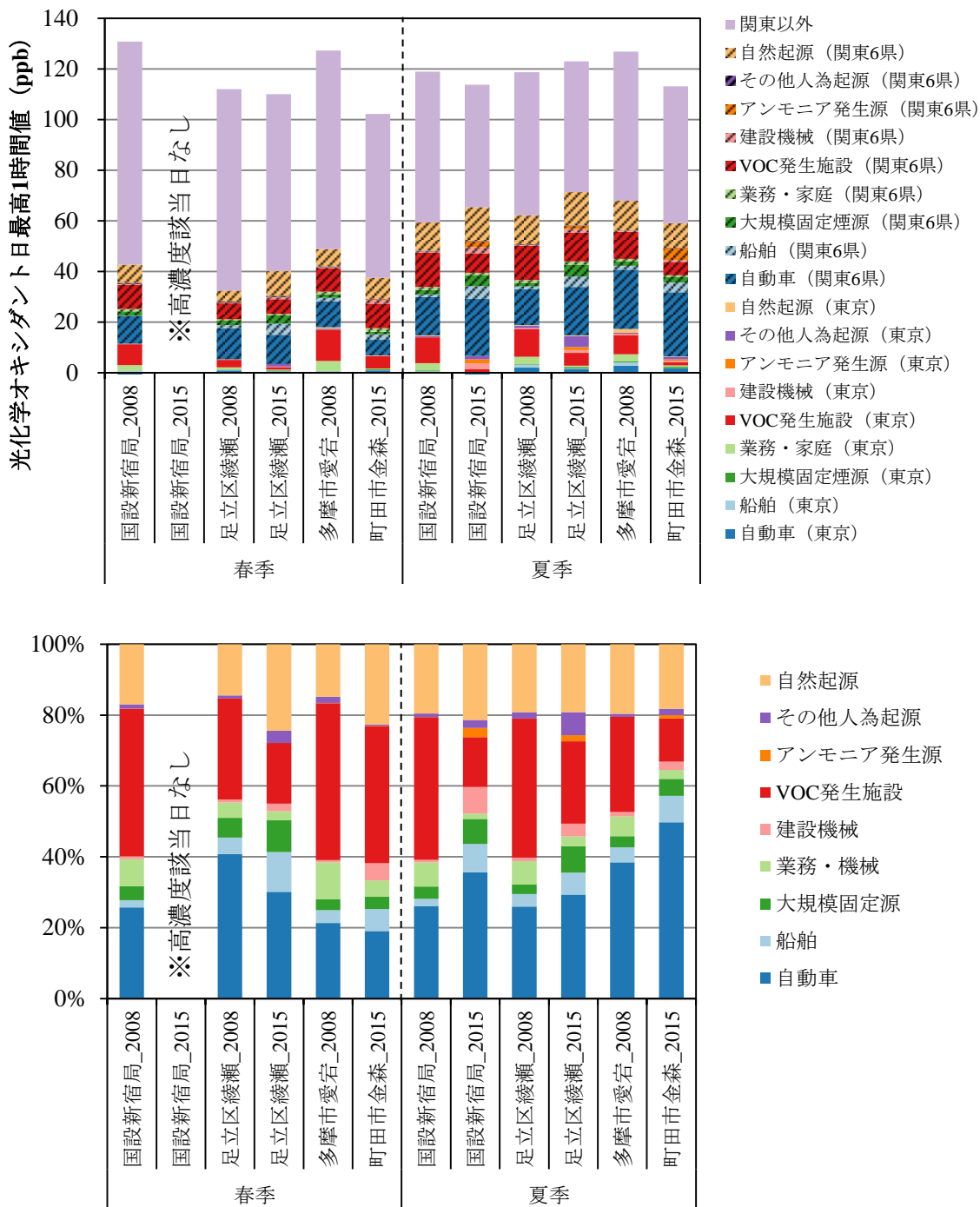


図 3-20 2008 年度及び 2015 年度の光化学オキシダント発生源寄与割合の比較 (ケース A 及びケース C)

上図：光化学オキシダント発生源寄与濃度の推計結果、下図：関東以外を除いた発生源寄与割合

- ※ 本図の 2008 年度と 2015 年度の発生源寄与割合は、排出インベントリと気象条件について各年度のデータを用いて比較している。
- ※ 日最高 1 時間値のシミュレーションモデルの計算値が 100 ppb を超過した日を対象とした。国設新宿局において、光化学オキシダントの発生源寄与割合が確認されないのは、100 ppb を超過した日が確認されなかったためである。
- ※ 上図では、ゼロアウト法を実施した対象領域別 (東京、関東 6 県、関東以外) における各発生源の寄与割合を示す。下図の 100% 積み上げは、関東以外の排出を除き、関東全域 (1 都 6 県) のみの各発生源の寄与割合で算出した。発生源は、東京都と関東 6 県の寄与割合を合計した関東全域 (1 都 6 県) の寄与割合を示す。両図ともにシミュレーションモデルの非線形性による誤差は、各発生源に配分して算出した。

(2) 気象条件を統一した比較

各年度の気象条件をそのまま適用して比較すると、2015年度の光化学オキシダント濃度は、2008年度と比べて違いはみられず、自動車の寄与割合では大きく、VOC発生施設の寄与割合では小さい結果となり、発生源によって違いがみられた(図3-20)。そこで、PM_{2.5}の解析と同様に2015年度の気象条件を2008年度に適用させて比較を行った(ケースBとケースC)。比較に当たっては、2015年度の光化学オキシダントが高濃度であった日(2015年7月27日月曜日)について、関東域における光化学オキシダント濃度の発生源寄与割合を算出した(図3-21)。

2015年度に気象条件を統一した場合、2015年度の光化学オキシダント濃度は、2008年度と比較して、どの地点においても低くなり、東京都や神奈川では2015年度のVOC発生施設の寄与割合は、2008年度と比べて小さい結果となった(図3-21)。これは、国や東京都が掲げたVOC削減目標(2010年度までに2000年度比VOC排出量を3割削減)に向けて、VOC規制や自主的取組によってVOC排出量が減少したためと考えられる。

2015年度夏季における自動車の寄与割合は、2008年度と比較して低くなったが(図3-21)、2015年度の光化学オキシダント全体の中では、比較的大きい割合を占めていた(図3-20)。

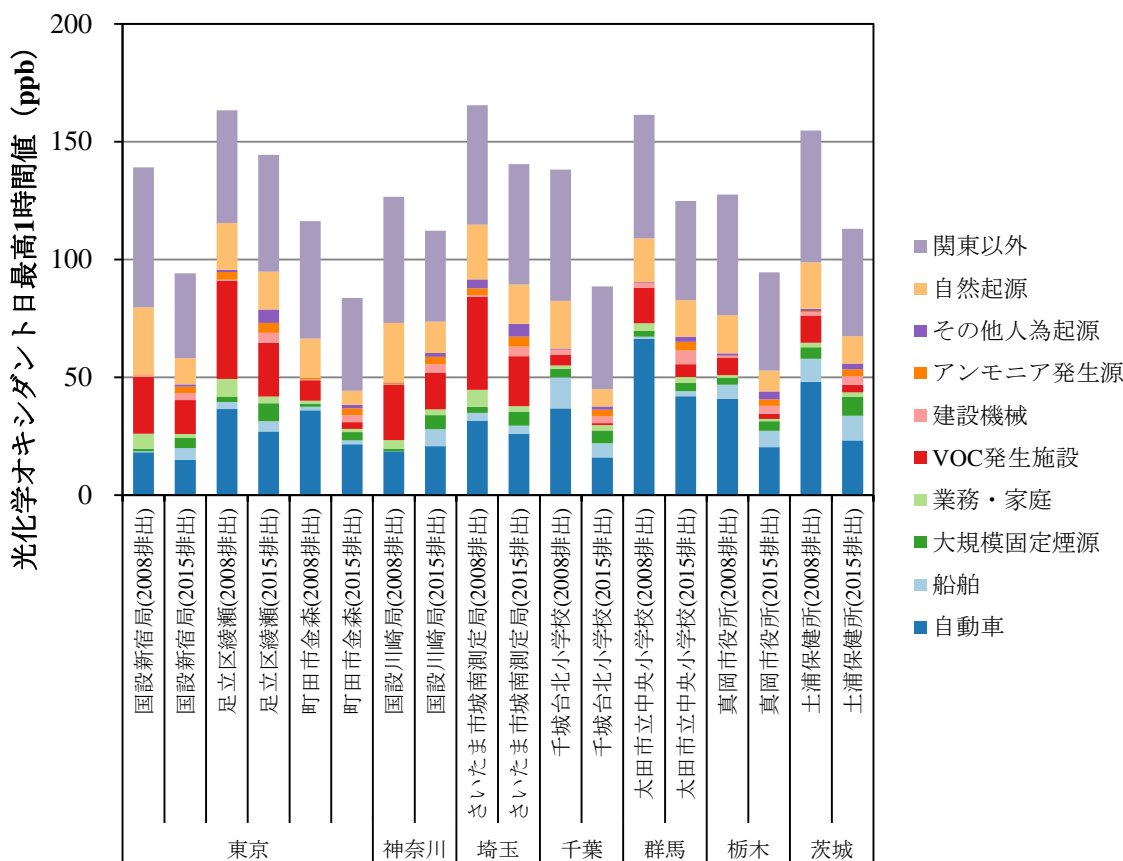


図3-21 2015年度7月27日(月)の気象条件を用いた計算を実施した光化学オキシダントに対する排出インベントリの影響(ケースBとケースC)

- ※ 本図では、気象条件を2015年度、排出インベントリを2008年度として設定したケース(B)、排出インベントリと気象年度について2015年度のデータを用いたケース(C)について比較している。
- ※ ケースCの各発生源は、東京都と関東6県の発生源寄与割合を合計した関東全域(1都6県)を示す。シミュレーションモデルの非線形性による誤差は、各発生源に配分して算出した。ケースBでは、ゼロアウト法を実施する対象領域を関東全域(関東1都6県)として寄与割合を推計した。

光化学オキシダント高濃度日における自動車の寄与割合は、2008年度、2015年度ともに、全体として大きな割合を占めていた（図 3-20）。

自動車からの排出は、排出ガスからの NO_x 及び VOC、蒸発ガスからの VOC、ブレーキダストや巻き上げ粉じんからの PM に大きく分類される。そこで、光化学オキシダントについて、自動車から排出される NO_x、VOC、その他（PM 等）の寄与割合を考察するため、「自動車からの NO_x 排出」、「自動車からの VOC 排出」、「自動車からの NO_x と VOC 以外の排出」に分けたゼロアウト法を用いて 2015 年度の光化学オキシダントの発生源寄与割合を推計した結果を図 3-22 及び図 3-23 に示す。

高濃度日の日最高 1 時間値では、自動車 NO_x が光化学オキシダントに及ぼす影響の寄与は VOC よりも大きく、自動車の主要因であった。高濃度日では、光化学反応により光化学オキシダントが生成されるための NO_x 中の NO₂ による影響が大きく、日最高 1 時間値では NO_x の寄与割合が大きくなると考えられる（NO₂ + O₂ → O₃ + NO の反応が進む）。一方、日平均値では、図 3-22 及び図 3-23 の下図で示すように、NO_x の寄与は負となることが確認された。夜間等の光化学反応が促進されない時間帯では、光化学オキシダントが生成されず、NO_x 中の NO によるタイトレーション効果（NO が光化学オキシダントと反応して NO₂ となり光化学オキシダントを減少させる効果）の影響を受け光化学オキシダント濃度は低下する（O₃ + NO → NO₂ + O₂ の反応が進む）。日中の NO_x の寄与割合が大きくなるものの、光化学反応が促進されない時間帯での NO のタイトレーション効果による影響が日中の NO_x の寄与割合よりも大きく、日平均値では NO_x の寄与割合が負となると推察される。

光化学オキシダント高濃度日における日最高 1 時間値では、多摩部（町田市金森）における自動車からの寄与割合は、区部（国設新宿局）と比べて大きな割合を占め、特に自動車 NO_x の排出の寄与割合が大きかった。光化学オキシダント高濃度日において、多摩部では光化学オキシダントを生成する NO_x の影響が区部よりも大きくなると考えられる。

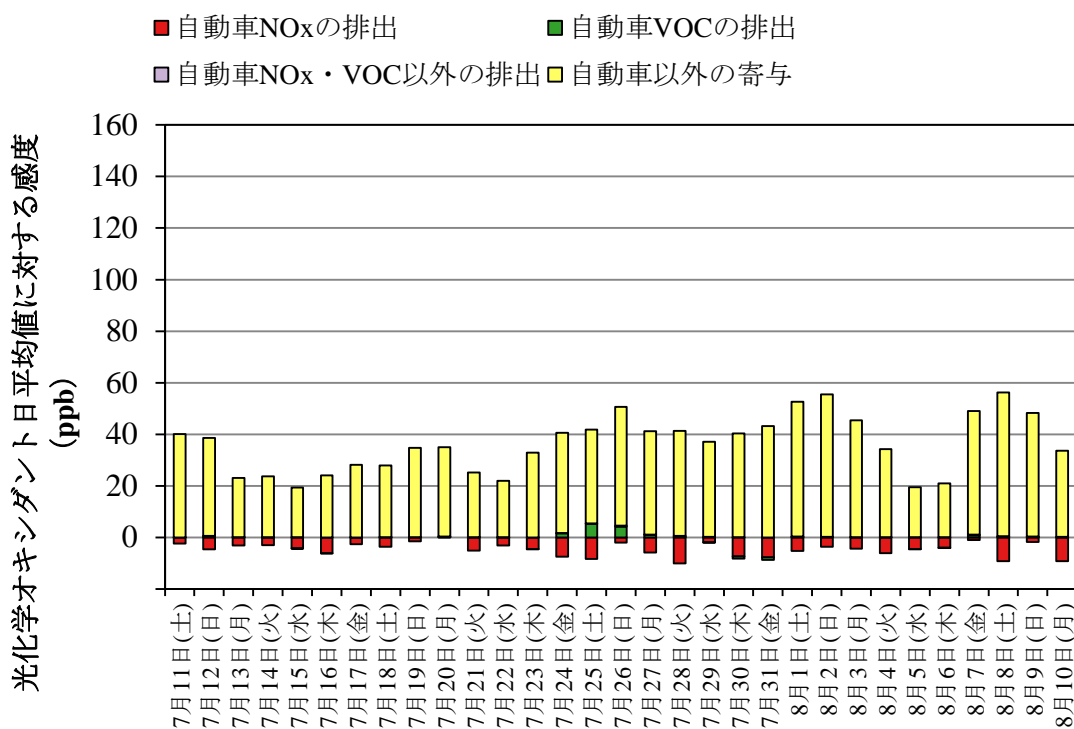
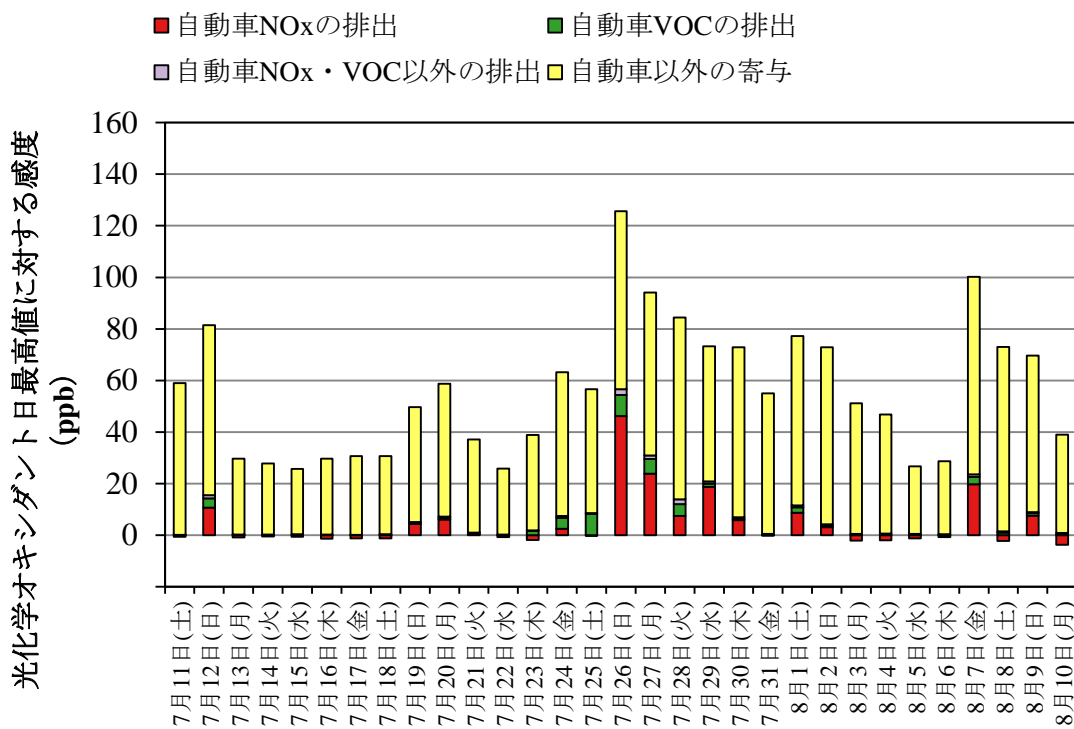


図 3-22 光化学オキシダントに対する自動車からの寄与割合の推移（2015 年度：国設新宿局）（上図：日最高値、下図：日平均値）

- ※ 「自動車 NO_x の排出」、「自動車 VOC の排出」、「自動車 NO_x と VOC 以外の排出」に分けてゼロアウト法を実施し、シミュレーションモデルによる基準計算濃度とゼロアウト法による各寄与濃度の合計の差を「自動車以外の寄与」とした。
- ※ 夏季を対象とし、国設新宿局の結果を示す。
- ※ ここで示す自動車の寄与は移動発生源を対象としており、自動車 VOC は走行時及び駐停車時に排出される VOC であり、給油時に排出される VOC は含まれていない。

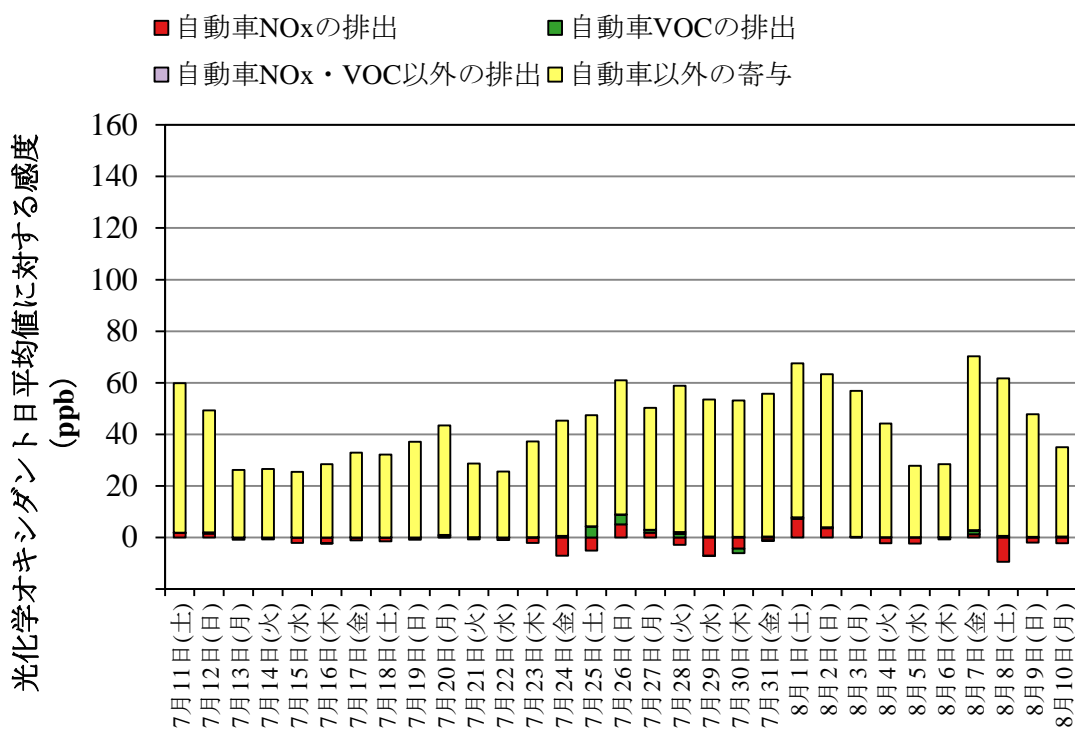
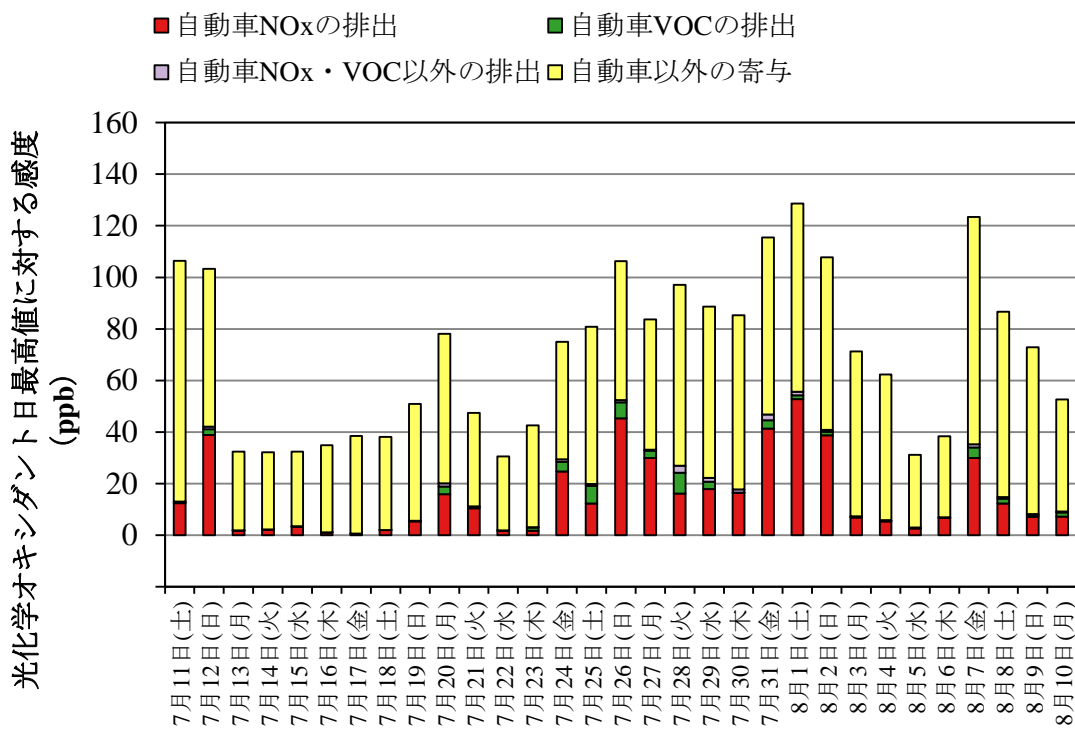


図 3-23 光化学オキシダントに対する自動車からの寄与割合の推移（2015 年度：町田市金森）（上図：日最高値、下図：日平均値）

- ※ 「自動車 NO_x の排出」、「自動車 VOC の排出」、「自動車 NO_x と VOC 以外の排出」に分けてゼロアウト法を実施し、シミュレーションモデルによる基準計算濃度とゼロアウト法による各寄与濃度の合計の差を「自動車以外の寄与」とした。
- ※ 夏季を対象とし、町田市金森局の結果を示す。
- ※ ここで示す自動車の寄与は移動発生源を対象としており、自動車 VOC は走行時及び駐停車時に排出される VOC であり、給油時に排出される VOC は含まれていない。

(3) まとめ

2015年度と2008年度における光化学オキシダントの発生源寄与割合について、排出インベントリ及び気象条件をそのまま適用して比較したところ、2015年度の光化学オキシダント濃度は2008年度と比較して大きな違いはみられなかったが、自動車の寄与割合は大きく、VOC発生施設では小さくなった。気象条件を統一して比較したところ、2015年度の光化学オキシダント濃度は、2008年度と比較して低くなり、自動車及びVOC発生施設の寄与割合も小さくなった。VOC規制や自主的取組によるVOCの排出削減や自動車NO_x・PM法等による自動車排出ガス規制により、それぞれの光化学オキシダントの寄与濃度が低くなったと考えられる。光化学オキシダントについても、PM_{2.5}と同様に異なる年度の比較による施策効果の検証を試みる場合、気象条件による違いを考慮し、気象条件を統一させた上での比較が望ましいと考えられる。2015年度の高濃度日における自動車からの寄与割合は、関東域全体に占める割合が比較的大きかったことから、自動車からの寄与割合について物質別に解析した。その結果、多摩部において、自動車NO_xの寄与が大きな割合を占めた。多摩部では光化学オキシダントを生成するNO_xの影響が区部よりも大きくなると考えられる。