3.2.4 Ox 新指標相当値及び高濃度日発生日数による評価

(1) 新指標相当値による評価

前駆物質排出量削減時のOx 新指標相当値(Ox の日最高 8 時間値の暖候期 98%値の3年平均値)を算出し、都県別に整理した結果を図 3-28 に示す。

図 3-28 より新指標相当値は、VOC 排出量を削減した場合は全都県で減少する傾向が見られた。また、NOx 排出量が変化しない場合は、どのケースにおいても VOC 排出量削減により、Ox 新指標相当値が減少する傾向が見られた。VOC 排出量のみの削減効果として V50-N100 の削減ケースに着目した場合、埼玉県で最大 9.0 ppb 低下する結果となった。

NOx 排出量を削減した場合は、Ox 新指標相当値が増大する傾向が多くの都県で見られ、特に埼玉県、東京都、神奈川県で顕著であった。この傾向は NOx 排出量のみを削減したケースで顕著であり、NOx 排出量のみの削減効果として V100-N50 の削減ケースに着目した場合、埼玉県、東京都及び神奈川県ではそれぞれ 10.8 ppb、13.0 ppb、9.6 ppb 増加する結果となった。

また、VOCとNOx排出量を同時に削減したケース(例: V50-N50)では、概ね VOC排出量のみ削減ケース(V50-N100)とNOx排出量のみ削減ケース(V100-N50)の中間的な効果を示した。ただし、群馬県や山梨県においては、両ケースよりも削減効果が大きい結果が示された。

これらの結果は、既存の観測データ解析やモデル解析に基づく調査結果(井上ら, 2010; 神成, 2006; Kiriyama et al., 2010) とも整合しており、東京湾周辺の都市域(発生源地域)では VOC 律速であるが、発生源から離れるにしたがってレジームシフトを起こし、内陸地域(風下地域)では NOx 律速になるという O_3 生成・消滅機構によって理論的に説明できる(参考資料図 16)。

前駆物質排出量削減時の新指標値の変化傾向は、都県によって異なるものの、茨城県、栃木県、群馬県で比較的類似性が高く、同様に埼玉県、東京都、千葉県、神奈川県で類似性が見られた。前者を北関東、後者を南関東と定義して、各地域に属する都県の平均値を整理した結果を図 3-29 に示す。

地域別の特長として、北関東では VOC 排出量の削減が Ox 新指標相当値の低減に大きく寄与するが、NOx 排出量のみの削減ではほとんど変化がないことが示唆された。また、VOC と NOx 排出量を同時に削減すると、VOC のみ削減時より、Ox 低減効果がやや大きくなることが示唆された。一方で、南関東では北関東と同様に、VOC 排出量の削減は Ox 新指標相当値の低減に大きく寄与するが、NOx 排出量は 25%程度までの削減では新指標値の増大に寄与する可能性が示唆された。また、VOC と NOx の同時削減ケースでは、それぞれ単独の排出量削減ケースの中間的な効果を示した。

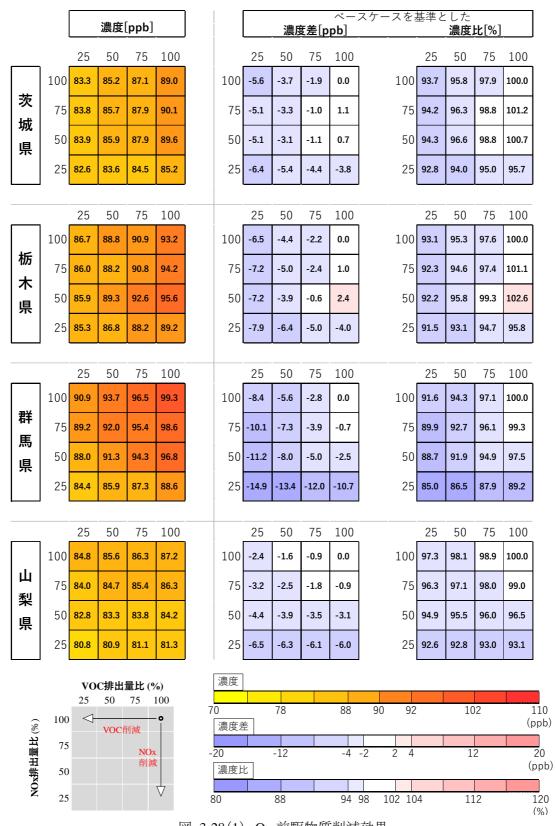


図 3-28(1) Ox 前駆物質削減効果

(都県別 Ox 新指標相当值: 茨城県、栃木県、群馬県、山梨県)

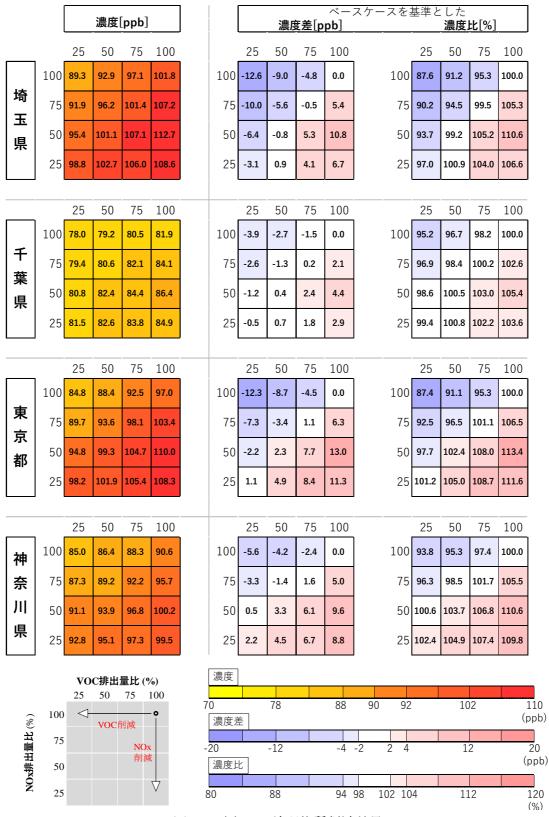


図 3-28(2) Ox 前駆物質削減効果

(都県別 Ox 新指標相当値:埼玉県、千葉県、東京都、神奈川県)

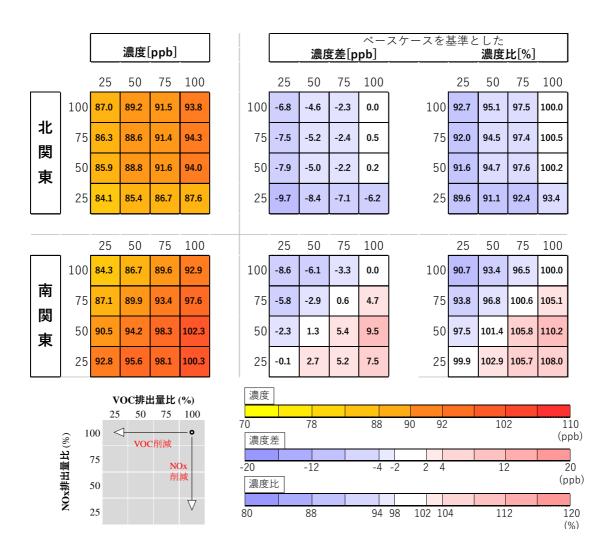


図 3-29 Ox 前駆物質削減効果(地域別 Ox 新指標相当値)

(2) 高濃度発生日数による評価

前駆物質排出量削減時にOx日最高8時間値が50 ppb、70 ppb、100 ppb を越えた日数について、都県別に整理した結果を図3-30に、基準ケースにおける発生日数からの変化率を整理した結果を図3-31に示す。

図 3-30 及び図 3-31 より、Ox 日最高 8 時間値が 50 ppb の発生日数は排出量削減による変化が少なく、100 ppb 以上の発生日数は変化が大きい結果となった。70 ppb 以上の発生日数は 50 ppb と 100 ppb の中間的な変化量となる都県が多く見られた。例として VOC 排出量を 50%削減したケース(V50-N100)では、Ox 日最高 8 時間値が 50 ppb 以上の日数は $5\sim10\%$ において前駆物質排出量削減の感度が大きくなることが示唆された。

Ox 日最高 8 時間値が 100 ppb 以上の発生日数に着目した場合、VOC 排出量のみを 50%に削減したケース(V50-N100)では、各都県とも出現日数が基準ケースの 50%程度まで 減ることが予想される一方で、NOx 排出量のみを 50%に削減したケース(V100-N50)では群 馬県、山梨県を除いて、基準ケースよりも発生日数が増加する結果となった。また、VOC と NOx 排出量の同時削減ケース(V50-N50)では、Ox 新指標相当値での評価と同様に、概ね VOC 排出量のみ削減ケース(V50-N100)と NOx 排出量のみ削減ケース(V100-N50)の中間 的な効果を示した。ただし、群馬県や山梨県においては、両ケースよりも削減効果が大きい結果が示された。

閾値別に見た場合の前駆物質排出量削減による変化傾向は、山梨県、千葉県、東京都、神奈川県ではどの濃度でも Ox 新指標相当値と類似した傾向が見られた。茨城県、栃木県では NOx 排出量のみ削減による日数の増大傾向は、100 ppb 以上において顕著であり、50 ppb 及び 70 ppb 以上の発生日数では微増または減少傾向となる。

新指標相当値での評価と同様に、高濃度発生日数についても北関東、南関東で平均し整理した結果を図 3-32、図 3-33 に示す。図 3-32 及び図 3-33 より、北関東では、Ox 日最高 8 時間値が 100 ppb 以上の発生日数に着目した場合、VOC 排出量の削減は高濃度発生日数の削減に大きく寄与するが、NOx 排出量のみの削減では 50%程度の削減まで減少に寄与しない可能性が示唆された。50 ppb 以上及び 70 ppb 以上の発生日数については VOC と NOx 排出量どちらの削減においても減少する可能性が示唆された。また、VOC と NOx 排出量を同時に削減した場合、VOC のみ削減時とほぼ同等か、より大きく高濃度発生日数の削減に寄与することが示唆された。

南関東では、Ox 日最高 8 時間値が 100 ppb 以上の発生日数に着目した場合、北関東と同様に VOC 排出量の削減は高濃度発生日数の削減に大きく寄与するが、NOx 排出量は 25%程度の削減までは発生日数の増大に寄与する可能性が示唆された。また、VOC と NOx 排出量を同時に削減した場合には、それぞれ単独に削減した場合の中間的な効果を示した。

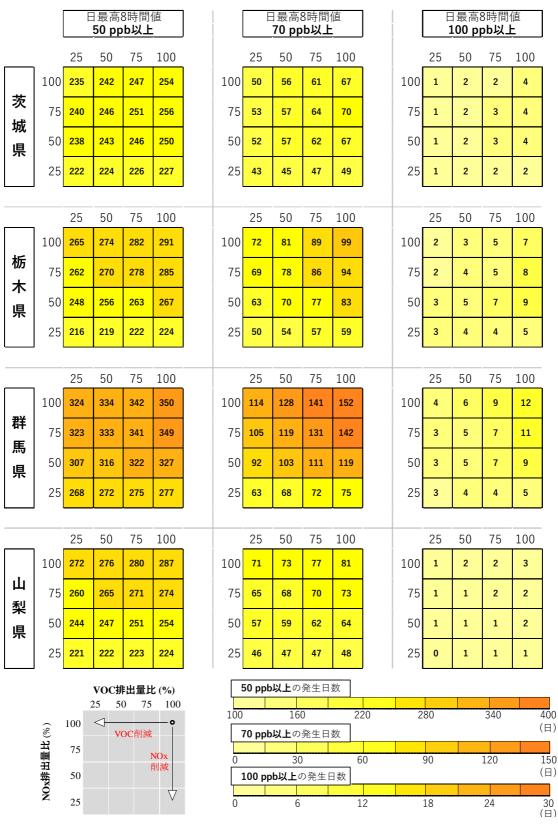


図 3-30(1) 都県別の暖候期積算 Ox 高濃度日発生日数 (測定局あたり、3 年積算日数: 茨城県、栃木県、群馬県、山梨県)

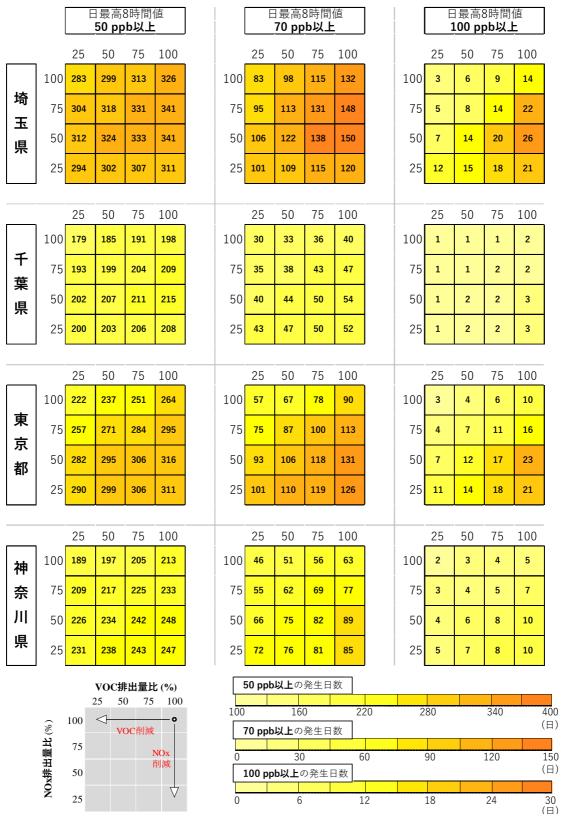


図 3-30(2) 都県別の暖候期積算 Ox 高濃度日発生日数 (測定局あたり、3 年積算日数: 埼玉県、千葉県、東京都、神奈川県)

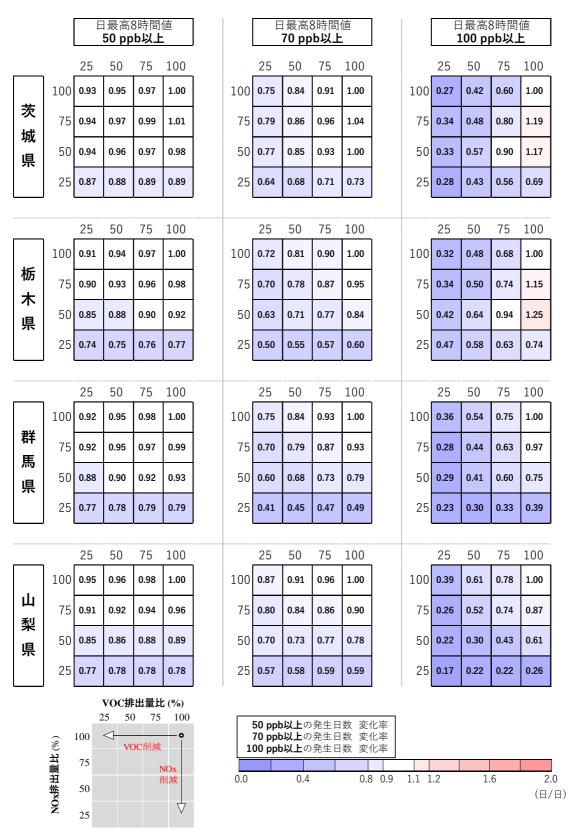


図 3-31(1) 都県別の暖候期積算 Ox 高濃度発生日数の変化率 (基準ケース比: 茨城県、栃木県、群馬県、山梨県)

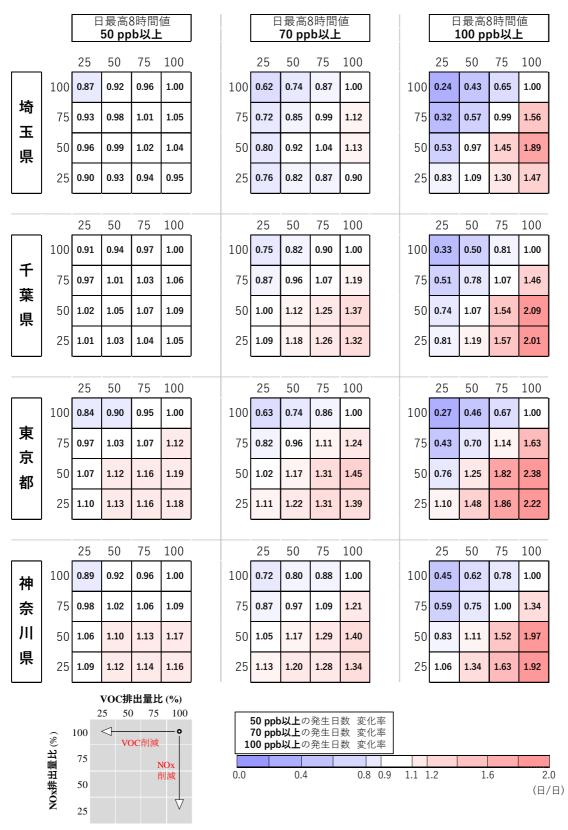


図 3-31(2) 都県別の暖候期積算 Ox 高濃度発生日数の変化率 (基準ケース比:埼玉県、千葉県、東京都、神奈川県)

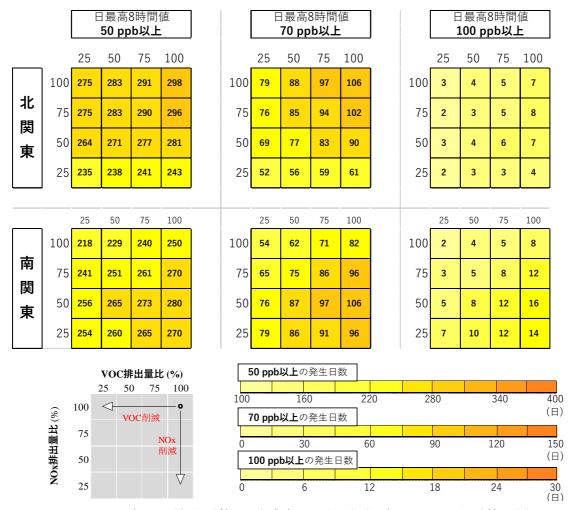


図 3-32 地域別の暖候期積算 Ox 高濃度日発生日数(測定局あたり、3 年積算日数)

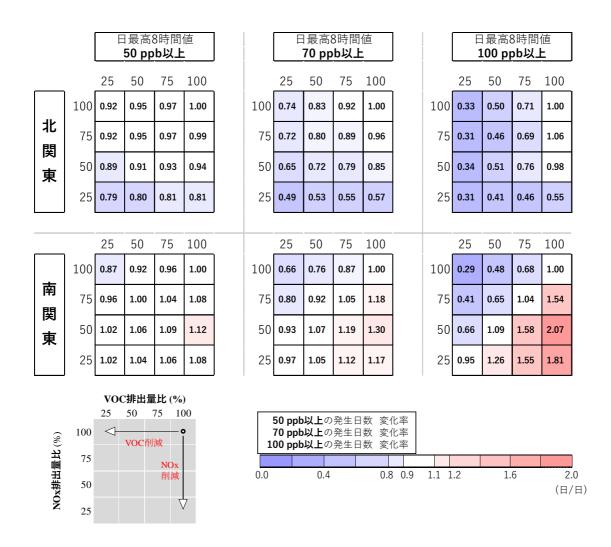


図 3-33 地域別の暖候期積算 Ox 高濃度発生日数の変化率(基準ケース比)

3.2.5 まとめ

関東地域における VOC 及び NOx の排出削減効果を評価するために、10 km 格子のシミュレーションモデルを用い、関東地域の 2008 ~ 2010 年を対象として、人為起源排出量の削減に伴う感度解析を実施した。解析にあたっては、基準ケースと感度分析ケースの計算結果の比(レスポンスファクター: RF)を測定値に乗じることで感度解析ケースにおける Ox 濃度の評価を行った。

(1) Ox 新指標相当値による評価

VOC 排出量を削減すると各都県で新指標相当値は減少し、VOC のみ 50%削減ケースでは、埼玉県で最大 9.0 ppb 低下する結果となった。一方、NOx 排出量を削減したケースでは、新指標相当値が増大することがあり、特に NOx のみ 50%削減ケースにおける埼玉県(10.8 ppb 増加)、東京都(13.0 ppb 増加)、神奈川県(9.6 ppb 増加)で顕著であった。また、VOC と NOx 排出量を同時に 50%削減したケースでは、概ね VOC 排出量のみ削減ケースとNOx 排出量のみ削減ケースの中間的な効果(即ち、NOx 削減ケースよりも効果はあるがVOC 削減ケースに比べると小さい)を示したが、北関東では、VOC と NOx 排出量を同時に削減すると、VOC のみ削減時より、Ox 低減効果がやや大きくなることが示唆された。

(2) 高濃度発生日数による評価

Ox 日最高 8 時間値が 50 ppb、70 ppb、100 ppb を閾値として、前駆物質排出量削減時に それぞれの閾値を越えた日数について、都県別に整理した。閾値が 50 ppb の発生日数は排出量削減による変化が少なく、100 ppb 以上の発生日数は変化が大きい結果となった。Ox 日最高 8 時間値が 100 ppb 以上の発生日数に着目した場合、VOC 排出量のみを 50%に削減したケースでは、各都県とも出現日数が基準ケースの 50%程度まで減ることが予想される一方で、NOx 排出量のみを 50%に削減したケースでは群馬県及び山梨県を除いて、基準ケースよりも発生日数が増加する結果となった。また、VOC と NOx 排出量を同時に 50%削減したケースでは、Ox 新指標相当値での評価と同様に、VOC 排出量のみ削減ケースと NOx 排出量のみ削減ケースの中間的な効果を示したが、北関東では、VOC のみ削減時とほぼ同等か、より大きく高濃度発生日数の削減に寄与することが示唆された。

3.3 シミュレーションモデルによる解析のまとめ

3.3.1 日本国内における Ox 濃度の長期変動要因

2013 年度(平成 25 年度)までの調査結果において、関東、中部、関西及び九州の 4 地域を対象に、2001 ~ 2010 年に一般環境大気測定局で測定された Ox 濃度等の長期変化を解析した結果、Ox 新指標による長期トレンドの変化は「前駆物質排出量の変化」「越境大気汚染の増加」「NO タイトレーション効果の低下」の 3 つの要因が組み合わさっていることが示唆された。そこで、シミュレーションモデルを用いてこれらの要因を解析した結果、以下の点が確認された。

① 前駆物質排出量変化(固定蒸発発生源の VOC 排出量削減)の影響

固定蒸発 VOC 排出量の削減対策によって関東地域では Ox 新指標相当値が低下し、特に東京都東部から埼玉県東部における地域で削減効果が大きい。これらの結果は、2013 年度 (平成 25 年度)までに実施した測定濃度の解析結果とも整合しており、固定蒸発 VOC 排出量の削減による Ox 低減効果が確認されたと考えられる。

② 越境大気汚染増加の影響

東アジア大陸における Ox 前駆物質 (VOC 及び NOx) 排出量の増大によって、日本国内の 広い範囲で Ox 日最高 8 時間値の暖候期 98%値が増加した。この増加割合は関東地域よりも 九州地域の方が大きい。

③ NO タイトレーションの影響

関東地域において O_3 と PO の濃度を 2001 年と 2009 年について比較すると、 ΔO_3 - ΔPO は 正の値(すなわち ΔO_3 > ΔPO) となっており、関東地域では NOx 排出削減に伴い、NO 濃度が減少したことにより NO タイトレーション効果が低下し、 O_3 濃度の減少が抑制されたことが示唆された。

3.3.2 前駆物質排出量削減の感度解析

関東地域における VOC 及び NOx の排出削減効果を評価するために、10 km 格子のシミュレーションモデルを用い、関東地域の 2008 ~ 2010 年を対象として、人為起源排出量の削減に伴う感度解析を実施した。Ox 濃度の解析結果を要約すると以下のとおりである。

・関東領域内の VOC 及び NOx 排出量を一律に 25%刻みで 25~100%に削減した場合のシミュレーション結果によると、VOC 削減は Ox 高濃度事例の減少につながるが、NOx 削減だけを実施すると、東京湾周辺の南関東においては Ox 高濃度事例が増加する可能性が示された。また、VOC 及び NOx を同時に削減すると、それぞれの物質を同じ割合だけ削減したケースに比べて中間的な効果(即ち、NOx 削減ケースよりも効果はあるが VOC 削減ケースに比べると小さい)を示すが、北関東では VOC と NOx 排出量を同時に削減すると、VOC のみ削減時より、Ox 低減効果が同等かやや大きくなる可能性が示された。

- ・物質別の排出削減効果に着目すると、内陸域では VOC 及び NOx の同時削減が Ox 低減 に有効であるのに対して、東京湾周辺域では特に VOC 削減による効果が顕著である。
- ・これらの結果は、既存の調査研究結果(観測データ解析やモデル解析に基づく結果)とも整合しており、東京湾周辺域(発生源地域)では VOC 律速であるが、発生源から離れるにしたがってレジームシフトを起こし、内陸域(風下地域)では NOx 律速になるという O3 生成・消滅機構によって理論的に説明できる。
- ・季節別に着目すると、一般的に夏季における Ox の低減効果は大きいことから、夏季の注意 報発令日の低減対策としては有効である一方、春季における効果は限定的である。この原 因として、夏季には関東地域内で排出された前駆物質によって生成される Ox の影響が大きいのに対して、春季には大陸からの越境汚染を含む関東地域外からの流入影響が大きく、域内の生成が少ないために、域内で排出された前駆物質の影響が小さくなるものと考えられる。
- ・域内の排出削減によって夏季の Ox 高濃度が低減しても春季の低減効果が小さいために、 春季に高濃度が発生しやすい年には排出削減効果が小さくなりやすい。このことから、新指標値や各年の暖候期 98%値を大幅に低減するためには、域内の排出削減と同時に、大陸からの越境汚染を含む域外での対策が必要である。

3.3.3 モデルの不確定性について

「2.5 シミュレーションモデルの再現性の確認」で整理したとおり、本調査で用いた大気質シミュレーションモデルについては、Ox 濃度の過大評価や VOC 及び NOx 濃度の過小評価の傾向等課題が明らかとなった。このような課題については、下記のような要因が影響しているものと考えられる。

【排出インベントリの不確実性に起因するもの】

- ・年間排出量や排出量の空間分布・月別・時刻別排出量の実態との乖離
- ・発生源別 VOC 組成の不確実性
- ・植物起源 VOC 排出量の不確実性
- ・未把握 VOC 発生源・成分(Missing VOC)の存在 等

【シミュレーションモデルに起因するもの】

- ・モデルでは未考慮の O3 生成・消滅過程の存在
- ・風や気温・日射量(紫外線量)等の気象場の再現性不足
- •モデル境界値の不確かさ
- ・格子サイズの違いにより再現可能な大気現象の限界 等

【その他】

- ・計算値と比較できる観測データの不足
- ・計算値と比較する観測データの代表性・測定誤差等

今後の大気環境施策検討におけるシミュレーションモデルの更なる活用に向けては、これらの要因について分析を行い、改善を図る必要があるものと考えられる。本調査では、これらの要因のうち、「植物起源 VOC 排出量の不確実性」と「未把握 VOC 発生源・物質 (Missing VOC)の存在」がシミュレーション結果に及ぼす影響について整理した。

(1) 植物起源 VOC 排出量の不確実性

植物起源 VOC (BVOC)は、大気中における反応性が比較的高い物質が多く、Ox 生成にも大きな影響を与えている。一方で、その排出量の推計値には不確実性が大きく、大気質シミュレーションモデルに入力する BVOC 排出量の違いは、Ox 濃度の再現性や、Ox 濃度のNOx、VOC 排出量に対する感度の予測結果にも大きな影響を及ぼすことが指摘されている(井上ら、2010)。

本調査においては、BVOCの排出量は、MEGANを用いて推計を行い、時刻別にモデルに入力したが、BVOC排出量は樹種や生育環境により大きく異なることが指摘されている(松永, 2010; 松永ら, 2012; Bao et al., 2008)。MEGANでは樹種による基礎放出量の違いや気温や日射量によるBVOC排出量の変動は考慮されているものの、日本国内のBVOCの排出実態を必ずしも反映していない可能性がある。そこで、本調査では、MEGANで推計さ

れた BVOC 排出量を 1/2 倍及び 2 倍にしたケースでシミュレーションを行い、「3.2 前駆物質 (VOC、NOx)の排出量削減の感度解析結果」に及ぼす影響を確認した(参考資料 図 17 ~ 図 19 に掲載)。

前駆物質排出量を削減した場合の Ox 濃度におよぼす感度を比較するため、BVOC 排出量が標準の場合 $(BVOC \times 1 \$ と表記)と BVOC 排出量を 2 倍とした場合 $(BVOC \times 2 \$ と表記)の 2009 年 8 月を対象とした排出量削減ケースの Ox 日最高 8 時間値月平均値(図 3-17 に示したフローにしたがって測定値に RF を乗じた推定値)を図 3-34 に示す。この結果より $BVOC \times 2$ では Ox 前駆物質の削減効果は、 $BVOC \times 1$ と比較して VOC のみを削減した場合の感度が低下し(Ox 濃度があまり低下しなくなる)、NOx も併せて削減した場合には感度が増加する (Ox 濃度がより低下するようになる)。地域別では群馬県、埼玉県、東京都で感度変化が顕著であった。

NOx、VOC 双方の排出量を 50%削減したケース(V50-N50)における Ox 日最高 8 時間値の 8 月平均値に着目すると、BVOC×2とBVOC×1の差は最大 2 ppb 程度であった。このため今回の解析事例では BVOC 排出量の不確実性が Ox 濃度の再現性に与える影響はそれほど大きくないと言える。しかし、定性的には前駆物質排出量削減の感度は変化し、事例日によっては本調査事例よりも大きな影響を及ぼす可能性もある。また、BVOC×2では山間部を中心に NMHC 濃度が 1.5 倍程度まで増加することから、BVOC 排出量の不確実性は現状のシミュレーションモデルにおける NMHC 濃度の過小評価の一因となっていることも考えられる。このため、今後の Ox 対策を検討するうえでは日本国内の BVOC 排出量の実態把握、BVOC 排出インベントリの精緻化が望まれる。

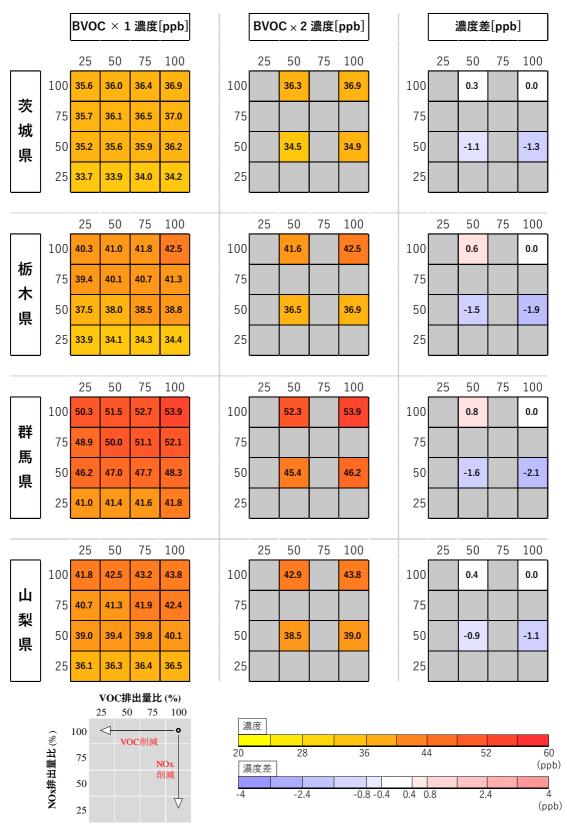


図 3-34(1) 都県別の Ox 日最高 8 時間値の 8 月平均値 (左:BVOC×1 における推定値、中央:BVOC×2 における推定値、右:差分)

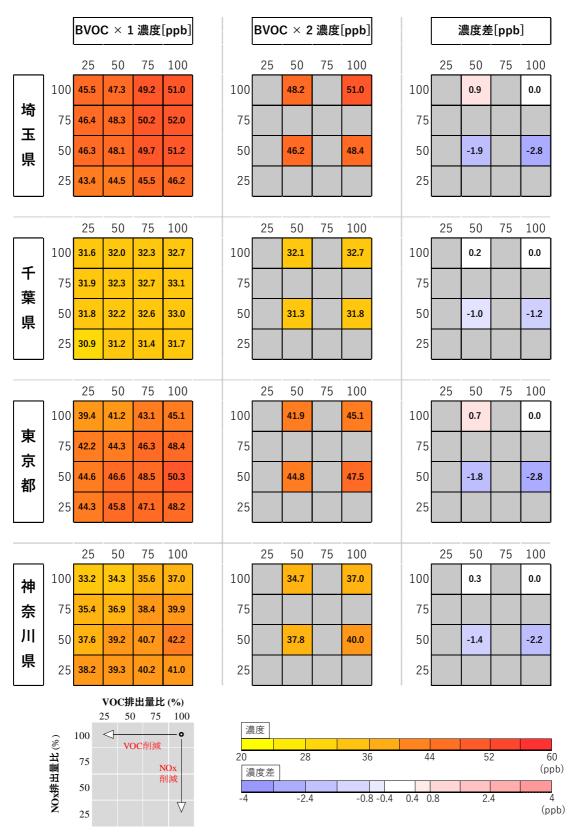


図 3-34(2) 都県別の Ox 日最高 8 時間値の 8 月平均値 (左:BVOC×1 における推定値、中央:BVOC×2 における推定値、右:差分)

(2) 未把握 VOC 発生源・成分 (Missing VOC) の影響検討

「2.5 シミュレーションモデルの再現性の確認」で整理したとおり、本調査におけるシミュレーションモデルでは、NMHC が測定値に比較すると過小評価となっている。シミュレーションモデルによる NMHC の過小評価は他の先行事例でも見られ、モデルで考慮する VOC 成分を増やすと、NMHC の計算値と測定値の乖離が小さくなる事例が報告されている(Kanaya et al., 2007)。 NMHC の過小評価は、本調査で使用した排出インベントリでは「2.3 排出インベントリデータの整理」で記載のとおり、植物起源・人為起源ともに、現時点で把握しうる VOC 発生源からの排出量を考慮しているものの、未把握の発生源・物質が存在している可能性を示唆している。また、既知の発生源についても排出量の推定については不確かさがあり、これがNMHC の過小評価に関連している可能性もある。

大気中には、数百種以上の VOC が存在するとされるが、全成分について濃度を把握することは困難である。過去の調査事例では埼玉県内の 100 成分の個別 VOC の積算値が NMHC 濃度のおよそ 7 割に相当する事例(埼玉県, 2016)や千葉県内の 43 成分の個別 VOC 濃度の積算値が NMHC 濃度の 4 割程度であった事例(竹内ら, 2010)、関東地方での 63 成分の個別 VOC 濃度の積算値が NMHC 濃度の 5 割程度であった事例(佐々木ら, 2009)等が報告されている。したがって、NMHC の測定濃度をシミュレーションモデルで精度よく再現するためには、NMHC として寄与が大きい VOC 成分を把握し、排出インベントリやモデル上で考慮する必要がある。

このように、光化学オキシダントの重要な前駆物質である VOC は、もう一方の前駆物質である NOx と比較すると、排出インベントリについて、排出量、組成、空間・時間配分において、現状では不確実性が大きく、精緻化が必要と考えられる。また、最近の研究では、NMHC 濃度とは別に、大気成分の個別濃度の測定結果と各成分の OH ラジカル反応性を考慮して積算した OH 反応性についても、実測された OH 反応性と比較すると小さいことが指摘されている(中嶋ら、2009; Chatani et al., 2009)。これは、大気中にはオキシダント生成に関わる未把握 VOC (Missing VOC) が存在することを示唆しており、これらの未把握 VOC については、現状の大気質シミュレーションモデルでは考慮されていない。

すなわち、一次排出の VOC 及び、大気中での反応過程において二次的に生成する VOC について、未把握の VOC が存在していると考えられ、本調査ではこれらを Missing VOC と定義して、光化学オキシダント生成に与える影響を考察した最近の調査事例について、文献整理を行った(参考資料表 28~表 31)。

これら既往調査の結果から、Missing VOC の存在は、シミュレーションモデルにおける、Ox 濃度の再現性及び前駆物質排出量を変化させた場合の感度にも影響する可能性が示唆された。しかしながら、NMHC 濃度や OH 反応性における計算値と測定値との乖離が何に起因しているかは、現時点では明確となっていない。したがって、今後シミュレーションモデル結果の信頼性を向上させる上では、Missing VOC の実態解明ならびにモデルへの反映にも取り組む必要があると考えられる。

4 今後の調査研究のあり方と課題

4.1 モニタリングに関する課題

光化学オキシダント対策を検討するためには、前駆物質の継続的なモニタリングデータを蓄積するとともに、光化学オキシダントのモニタリングの精度管理を適切に行うことが不可欠である。

特に、VOCについては、本調査の関東地域を対象に実施したシミュレーションにおいて、VOCの削減は、将来の光化学オキシダント濃度の低減に重要な役割を果たすことが示された。また、VOCは、PM2.5の成分として重要な二次有機エアロゾル(SOA, secondary organic aerosol)の原因物質でもあるが、我が国では光化学オキシダントや NOx などに比して、時間的、空間的に十分な測定データが得られていない。VOCは主要なものだけでも数十種類以上に及び、発生源ごとにその組成が異なるとともに、それぞれの成分の光化学反応性、PM2.5生成能等が異なっており、光化学オキシダントの生成機構を科学的に理解し、シミュレーションモデルを検証するためには、VOC成分の測定データを質的・量的にさらに強化する必要がある。特に、都市汚染ならびに越境汚染の影響が大きな地域において、光化学オキシダントの生成に関係する主要な VOC 成分の長期的・連続的なデータと3次元の短期的な時系列データを集積することが望まれる。前者に関しては、光化学オキシダントや PM2.5 に関連する大気質濃度や、気象要素と併せて総合的にモニタリングするスーパーサイトを設置し、観測を継続すること、後者に関しては航空機等を利用した集中観測を実施することが有効である。

4.2 シミュレーションモデルに関する課題

(1) 再現性の向上

本調査で使用したシミュレーションモデルは、再現性に関する設定目標を概ね満たし、既存の調査研究用モデルと同等の再現性を有している。また、長期観測データの解析から示唆されたオゾン濃度の長期トレンドに影響を及ぼす3つの要因に対する応答を基本的に再現できている。これらのことから、Ox 濃度の長期トレンドに影響を及ぼす要因の解析や排出削減効果の感度解析等には使用できると考えられる。

しかしながら本調査で用いたシミュレーションモデルは、現在我が国で用いられている多くの モデルと共通に次のような課題があることから、その原因を把握し、さらに改良を継続すること が必要である。

- ・関東、九州の両地域ともに、シミュレーションモデルの予測による暖候期の平均濃度が実 測値と比べて光化学オキシダントは過大に、NO2は過小に、NMHCは過小に推計するこ と。また、光化学オキシダントの新指標値についても過大に推計すること。
- ・主要 VOC 成分のうち、特にトルエンとエチレン等を実測値と比べて過小に推計すること。

今後、NOx、VOC 削減に伴う将来にわたる光化学オキシダント濃度の変動の議論のためには、大気中のエアロゾルと前駆物質との相互作用等によって生じる反応メカニズム、汚染物質

の輸送・沈着プロセス、前駆物質の排出実態などについての解明をさらに進める必要があると考えられる。また、モニタリングデータや衛星観測データの活用、海外のシミュレーションモデルとの比較検討等により、シミュレーションモデルの再現性を総合的に検証することが望まれる。

(2) 排出削減による光化学オキシダントの感度評価の妥当性の検証

シミュレーションモデルを都市における光化学オキシダント汚染に適用する場合には、常時監視局等の測定データによる検証が必須である。さらにシミュレーションモデルを利用して前駆物質の削減対策の効果を評価しようとする場合には、これに加えて、前駆物質の変化に対する光化学オキシダント濃度等の応答(即ち、モデル感度)をシミュレーションモデルが正しく表現できているかを VOC と NOx の排出量比が変化することによって生じる、週末の光化学オキシダント高濃度現象(週末効果)や大気中の光化学反応性の指標となる OH ラジカル濃度の実測との比較などの形で検証する必要がある。

(3) 排出削減効果の感度解析に関する課題

本調査では、前駆物質の排出削減による感度解析において、関東地域内の排出量のみを削減し、域外の排出量を固定して実施した。一方、部分的な解析結果によると、域外排出量を削減した効果は、特に春季に一定程度あることが示唆された。このため、今後、域外排出量を削減した場合の感度を確認する必要がある。また、関東以外の地域では、大気汚染物質の排出状況、気象場、越境汚染の影響などが関東地域とは異なると考えられることから、それらの地域における感度解析を進める必要がある。

4.3 インベントリに関する課題

排出インベントリは、大気汚染対策の根幹に関わる基礎情報であり、光化学オキシダント対策のみならず、大気汚染対策を総合的に推進するためには、大気汚染物質の排出インベントリの整備・更新を継続して行う必要がある。環境省では、2013 年度(平成 25 年度)から「PM_{2.5} 排出インベントリ及び発生源プロファイル策定検討会」において、JEI-DB (JATOP Emission Inventory Data Base)をベースとした大気汚染物質排出インベントリの整備を進めているところであるが、排出量及び大気中での反応性の観点から重要な排出源に関するインベントリの更なるデータ拡充は重要な課題である。例えば、温室効果ガスに関しては条約に基づき各国の排出量の提出が義務付けられていることから、我が国では国立環境研究所内に温室効果ガスインベントリオフィスが設置されている。これまで温室効果ガスの排出インベントリでは大気汚染物質についても副次的に取り扱われてきたが、大気汚染物質は短寿命気候汚染物質としても重要性を増していることから、今後より組織的・継続的にインベントリが整備されることが望ましい。

光化学オキシダントとの関係においては VOC と NOx が重要である。特に VOC に関しては、 Missing VOC を把握することや野外観測によって植物起源 VOC の不確実性をさらに低減させる ことが望まれる。また、インベントリの不確実性の評価において、衛星・地上観測データに基づき逆推計した排出量と比較する手法の活用を研究すべきものと思われる。

4.4 今後の国際協力に関する課題

「3.3.1 日本国内における Ox 濃度の長期変動要因」や「3.3.2 前駆物質排出量削減の感度解析」で記したように、光化学オキシダント対策としては、国内対策と越境汚染対策の両面を考慮することが必要である。越境汚染に対する国際的な取組は具体的には、「光化学オキシダント・対流圏オゾン検討会報告書ー中間報告ー」(平成 19 年 12 月)において、(1)調査研究面での国際協力、(2)アジア諸国との協力の下、東アジア酸性雨モニタリングネットワーク(EANET)の枠組みにおけるオゾンモニタリング、(3)大気汚染対策に関する近隣諸国との協力、(4)長距離越境大気汚染条約・半球移動タスクフォース(TF HTAP)等の地球規模の国際的な枠組みとの連携等が挙げられている。今後は、米国の大気モデル研究の取り組み等も参考にし、シミュレーションモデルに係わる共通の問題点の国際的な議論や、諸外国と情報交換するための場を設けることが有効である。

4.5 今後の光化学オキシダント対策に関する提言

(1) 新たな指標の更なる活用

我が国においては、大気汚染防止のための様々な取組の強化によって、VOC や NOx の大気中濃度が多くの地域で減少しているにも関わらず、光化学オキシダントについては、昼間の日最高1時間濃度の年平均値の漸増傾向や注意報発令地域の広域化が見られ、環境基準達成率も極めて低い水準にとどまってきた。このような中で、これまで光化学オキシダント濃度の指標として「環境基準の達成状況」、「光化学オキシダント注意報等の発令状況」、「昼間の日最高1時間濃度の年平均値」等を用いてきたが、気象要因による年々変動が大きく、長期的な環境改善効果を適切に示す指標となり得ないことが問題点として指摘されてきたため、本検討会では、光化学オキシダントに関する環境改善効果を適切に示すための統計的に堅牢な指標として、日最高8時間平均値の年間99%値の3年平均値を指標として活用することを平成26年3月に提案した。今後、この指標に基づく対策効果の把握を推進することが適当である。

なお、我が国では光化学オキシダントの環境基準値は設定後 40 年以上が経過しており、その間、蓄積されてきた健康影響や汚染実態に関する最新の科学的知見や諸外国の対策の 状況等を踏まえ、上記の新指標に基づく光化学オキシダントの目標のあり方等を検討していく ことが必要である。

(2) 国内における前駆物質の削減対策への取り組み

中央環境審議会大気・騒音振動部会微小粒子状物質等専門委員会において取りまとめられた「微小粒子状物質の国内における排出抑制策の在り方について ー中間取りまとめー」

(2015年3月)において提言されているように、短期的課題とされている VOC や NOx について、排出規制等の取組状況、排出実態や排出抑制技術の状況等を踏まえ、追加的な対策の可能性を検討するとともに、総合的な対策に取り組む上での基礎となる現象解明や情報整備等の中長期的課題に取り組む必要がある。

また、高濃度の光化学オキシダントの発生を抑制するためには、VOCとNOxの排出量比を充分に考慮して両者を削減する必要性が示唆されたことなどの本調査結果を踏まえ、光化学オキシダント対策のさらなる推進について、具体的に検討する必要がある。

(3) 光化学オキシダントと PM2.5 の総合的対策の展開

現在、微小粒子状物質(PM_{2.5})は光化学オキシダントとともに環境基準を超過している大気 汚染物質の一つであり、環境基準の達成が喫緊の政策課題となっている。

 $PM_{2.5}$ の主要成分である硝酸塩 (NO_3 -)と有機二次粒子 (SOA)の前駆物質はそれぞれ NOx、VOC であり、光化学オキシダントの前駆物質と共通するものが多い。また、 $PM_{2.5}$ を構成する二次粒子の多くは、大気中の光化学反応でオキシダントと同時に生成する。このため、実際の解析には共通のシミュレーションモデルを用いて解析することが望ましく、両者を共に制御する視点からの複眼的な対策が求められる。

資料1光化学オキシダント調査検討会・解析作業部会名簿

資料-表 1-1 光化学オキシダント調査検討会委員(五十音順 敬称略)

氏名	所属	職名	期間
〇秋元 肇	一般財団法人 日本環境衛生センター アジア大気汚染研究センター	所長	2014~2016年度
	国立研究開発法人 国立環境研究所	客員研究員	2014 ~ 2010+/X
板野 泰之	大阪市立環境科学研究所 調査研究課	研究主任	2014~2016年度
井上 和也	国立研究開発法人 産業技術総合研究所 安全科学研究部門 環境暴露モデリンググループ	主任研究員	2014~2016年度
指宿 堯嗣	一般社団法人 産業環境管理協会	技術顧問	2014~2016年度
岩崎 好陽	公益社団法人 におい・かおり環境協会	会長	2014~2015年度
浦野 紘平	環境資源システム総合研究所	所長 (横浜国立大学名誉教授)	2014~2016年度
그룹 쉐루	国立研究開発法人 国立環境研究所 福島支部準備室	総括(研究担当)	2014~2016年度
大原 利眞	国立研究開発法人 国立環境研究所	フェロー	2014~2016千度
小野 和則	JX日鉱日石エネルギー株式会社 社会環境安全部	担当マネージャー	2015年度
金谷 有剛	国立研究開発法人 海洋研究開発機構 地球表層物質循環研究分野	分野長代理	2014~2016年度
古関 恵一	東燃ゼネラル石油株式会社究所 中央研究所 戦略企画・調査部	部長	2016年度
七十 和文	埼玉県環境科学国際センター	総長	2014~2016年度
坂本 和彦	一般財団法人 日本環境衛生センター アジア大気汚染研究センター	所長	2014~2010千段
下原 孝章	福岡県保健環境研究所 環境科学部 大気課	課長	2014年度
紫竹 益吉	一般社団法人 日本化学工業協会 環境安全部	部長	2014~2016年度
竹内 庸夫	埼玉県環境科学国際センター 研究企画室	室長	2014~2015年度
橋本 光正	一般社団法人 日本塗料工業会	専務理事	2014~2015年度
八田 拓士	JX日鉱日石エネルギー株式会社 社会環境安全部	チームスタッフ	2014年度
星 純也	公益財団法人 東京都環境公社 東京都環境科学研究所 環境資源研究科	副参事研究員	2014~2016年度
向井 人史	国立研究開発法人 国立環境研究所 地球環境研究センター	センター長	2014~2016年度
米原 洋一	一般社団法人 日本塗料工業会	専務理事	2016年度
若松 伸司	愛媛大学 農学部	名誉教授	2014~2016年度

○: 座長

期間中に所属に変更のあった委員は両方を記載した。また職名は各所属での最終的なものを記載した。

資料-表 1-2 光化学オキシダント解析作業部会委員(五十音順 敬称略)

氏名	所属	職名	期間
井上 和也	国立研究開発法人 産業技術総合研究所 安全科学研究部門 環境暴露モデリンググループ	主任研究員	2014~2016年度
○大原 利眞	国立研究開発法人 国立環境研究所 福島支部準備室	総括(研究担当)	2014~2016年度
〇八原 利県	国立研究開発法人 国立環境研究所	フェロー	2014~2010平尺
梶野 瑞王	気象庁 気象研究所 環境・応用気象研究部	主任研究官	2016年度
金谷 有剛	国立研究開発法人 海洋研究開発機構 地球表層物質循環研究分野	分野長代理	2014~2016年度
黒川 純一	一般財団法人 日本環境衛生センター アジア大気汚染研究センター大気圏研究部	主任研究員	2015~2016年度
滝川 雅之	国立研究開発法人 海洋研究開発機構 北極環境変動総合研究センター 北極化学物質循環研究ユニット	ユニットリーダー	2016年度
茶谷 聡	国立研究開発法人 国立環境研究所 地域環境研究センター大気環境モデリング研究室	主任研究員	2016年度
永島 達也	国立研究開発法人 国立環境研究所 地域環境研究センター	主任研究員	2014~2016年度
速水 洋	一般財団法人 電力中央研究所 環境科学研究所	上席研究員	2014~2016年度
森川 多津子	一般財団法人 日本自動車研究所	主任研究員	2014~2016年度

o: 部会長

期間中に所属に変更のあった委員は両方を記載した。また職名は各所属での最終的なものを記載した。

資料 2 検討会・解析作業部会の開催状況

資料 2.1 平成 26 年度 (2014 年度)

資料 2.1.1 検討会

第1回 (平成26年9月12日)

- (1) 平成 26 年度 光化学オキシダント調査検討について
- (2)シミュレーションによる要因の検討について
- (3)シミュレーションによる対策の検討について
- (4) その他

第2回(平成26年12月24日)

- (1) シミュレーションを用いた解析結果について
- (2) 今後の予定について
- (3) その他

第3回(平成27年3月16日)

- (1) 光化学オキシダント解析作業部会における検討状況
- (2)シミュレーションを用いた解析結果について
- (3)次年度の作業計画(案)について
- (4) その他

資料 2.1.2 解析作業部会

第1回 (平成26年10月3日)

- (1) 光化学オキシダントシミュレーションによる解析作業部会について
- (2)シミュレーションを用いた解析方法についての検討
- (3)その他

第2回 (平成26年12月9日)

- (1)シミュレーションを用いた解析結果について
- (2) その他

第3回 (平成27年2月23日)

- (1) 今年度の解析項目について
- (2)シミュレーションを用いた解析結果について
- (3)次年度の作業計画(案)について
- (4) その他

資料 2.2 平成 27 年度 (2015 年度)

資料 2.2.1 検討会

第1回(平成27年9月4日)

- (1) 光化学オキシダント調査検討について
- (2) 平成 26 年度の解析結果について
- (3) 平成 27 年度の解析計画について
- (4) その他

第2回(平成28年1月15日)

- (1) これまでの検討内容と対応状況について
- (2) シミュレーションモデルの構築・改善について
- (3) シミュレーションモデルを用いた解析について
- (4) その他

第3回 (平成28年3月25日)

- (1)これまでの検討内容と対応状況について
- (2)シミュレーションを用いた解析結果について
- (3) その他

資料 2.2.2 解析作業部会

第1回 (平成27年9月24日)

- (1) 光化学オキシダントシミュレーションによる解析作業部会について
- (2) 平成 26 年度調査における計算結果の精度について
- (3) 平成 27 年度解析計画について
- (4)シミュレーションモデルの構築・改善について
- (5) その他

第2回(平成27年10月30日)

- (1)追加検討項目及び対応状況について
- (2) 再現性向上に関する作業について
- (3)60km格子における計算結果を対象とした解析結果
- (4) 10 km 格子における計算結果を対象とした解析結果
- (5)他モデルとの比較結果について
- (6)その他

第3回(平成27年11月10日)

- (1)追加検討項目及び対応状況について
- (2) 再現性向上に関する作業について
- (3)60 km 格子における計算結果を対象とした解析結果
- (4) 10 km 格子における計算結果を対象とした解析結果
- (5) 平成 27 年度の解析計画について
- (6)その他

第4回 (平成27年12月2日)

- (1) 追加検討項目及び対応状況について
- (2)排出量データの比較について
- (3)60km格子における計算結果を対象とした解析結果
- (4) 10 km 格子における計算結果を対象とした解析結果
- (5) 平成 27 年度の解析計画について
- (6)その他

第5回 (平成28年2月16日)

- (1)指摘事項及び対応状況について
- (2)指摘事項に対する解析結果
- (3)シミュレーションモデルを用いた解析結果
- (4)第3回検討会の議題について
- (5) その他

資料 2.3 平成 28 年度 (2016 年度)

資料 2.3.1 検討会

第1回 (平成28年9月21日)

- (1) 平成 28 年度の解析作業計画について
- (2) 光化学オキシダント調査検討会報告書の作成について
- (3)その他

第2回(平成29年1月13日)

- (1) オキシダント前駆物質削減効果の検討結果について
- (2) 光化学オキシダント調査検討会報告書(案)について
- (3) その他

第3回(平成29年3月14日)

- (1) 光化学オキシダント調査検討会報告書(案)について
- (2) その他

資料 2.3.2 解析作業部会

第1回 (平成28年8月26日)

- (1) 平成 28 年度光化学オキシダント調査検討業務について
- (2) 平成 28 年度の解析作業計画について
- (3) 光化学オキシダント調査検討会報告書の作成について
- (4)その他

第2回(平成28年10月11日)

- (1)オキシダント前駆物質(VOC 及び NOx)削減効果の検証に関する解析結果
- (2) NO タイトレーション効果の解析結果
- (3)シミュレーションの精度検証に関する解析結果
- (4) 光化学オキシダント調査検討会報告書(素案)について
- (5)その他

第3回 (平成28年12月9日)

- (1)オキシダント前駆物質削減効果の検証結果(追加事項)
- (2)他モデルの計算結果との比較検討結果
- (3) モデル精度向上のための検討結果(BVOC 不確実性シミュレーション)
- (4) 光化学オキシダント調査検討会報告書案について
- (5)指摘事項への対応結果
- (6)その他

資料3参考文献

- Bao, H., Kondo, A., Kaga, A., Tada, M., Sakaguti, K., Inoue, Y., Shimoda, Y., Narumi, D.
 Machimura, T., Biogenic volatile organic compound emission potential of forests and paddy fields in the Kinki region of Japan, *Environ. Res.*, 106 (2), 156-169, (2008)
- Chatani, S., Shimo, N., Matsunaga, S., Kajii, Y., Kato, S., Nakashima, Y., Miyazaki, L., Ishii, K., Ueno, H., Sensitivity analyses of OH missing sinks over Tokyo metropolitan area in the summer of 2007, *Atmos. Chem. Phys.*, **9**, 8975-8986, (2009)
- 井上和也,安田龍介,吉門洋,東野晴行,関東地方における夏季地表オゾン濃度のNOx,VOC 排出量に対する感度の地理分布 第 I 報 大小 2 種類の植物起源 VOC 排出量推定値を入 力した場合の数値シミュレーションによる推定,大気環境学会誌,45,183-194,(2010)
- Guenther, A., Karl, T., Harley, P., Wiedinmyer, C., Palmer, P. I., Geron, C., Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature), *Atmos. Chem. Phys.*, **6**, 3181-3210, (2006)
- 海洋政策研究財団, 排出規制海域設定による大気環境改善効果の算定事業 報告書(平成 25 年 3 月)(2013)
- 環境省,微小粒子状物質(PM2.5)対策のあり方検討調査 報告書(平成22年3月)(2010a)
- 環境省,揮発性有機化合物(VOC)の浮遊粒子状物質及び光化学オキシダントの生成に係る調査 報告書(平成22年3月),(2010b)
- 環境省,光化学オキシダント調査検討会報告書-今後の対策を見すえた調査研究のあり方について-(平成24年3月),(2012)
- 環境省,光化学オキシダント調査検討会 報告書 ~光化学オキシダントの解析と対策へ向けた 指標の提言~ (平成 26 年 3 月), (2014)
- Kanaya, Y., Cao, R., Akimoto, H., Fukuda, M., Komazaki, Y., Yokouchi, Y., Koike, M., Tanimoto, H., Takegawa, N., Kondo, Y., Urban photochemistry in central Tokyo: 1. Observed and modeled OH and HO₂ radical concentrations during the winter and summer of 2004, *J. Geophys. Res.*, 112, D21312, (2007)
- 神成陽容, 関東・関西地域における光化学オキシダント濃度の週末効果に関する解析 第1報 二種類の週末効果反転現象の発見, 大気環境学会誌, 45, 209-219, (2006)
- Kiriyama, Y., Hayami, H., Itahashi, S., Shimadera, H., Miura, K., Nakatsuka, S., Morikawa, T., Effect of NOx and VOC Controls for Surface Ozone Concentration in Summertime in Kanto Region of Japan, *J. Jpn. Soc. Atmos. Environ.*, **50**, 8-15, (2010)
- Kurokawa, J., Ohara, T., Morikawa, T., Hanayama, S., Janssens-Maenhout, G., Fukui, T., Kawashima, K., Akimoto, H., Emissions of air pollutants and greenhouse gases over Asian regions during 2000–2008: Regional Emission inventory in ASia (REAS) version 2, Atmos. Chem. Phys., 13, 11019-11058, (2013)

- 黒川純一,猪股弥生,光化学オキシダント生成に関わる未計測 VOC の探索 (3)化学モデルによる未計測 VOC の光化学オキシダント生成能の評価,環境省環境研究総合推進費終了研究等成果報告書(平成28年5月,環境省),pp.63-84,(2016)
- Ohara, T., Akimoto, H., Kurokawa, J., Horii, N., Yamaji, K., Yan, X., Hayasaka, T., An Asian emission inventory of anthropogenic emission sources for the period 1980 2020, *Atmos. Chem. Phys.*, **7**, 4419-4444, (2007)
- 埼玉県, 平成 26 年度 大気環境調査事業報告書, pp37-56, (2016)
- 佐々木寛介, 木下輝昭, 石井康一郎, 坂本和彦, 大気中 VOC 組成と発生源寄与の解析, 大気環境学会誌. 44, 136-146, (2009)
- Skamarock, W.C., Klemp, J. B., Dudhia, J., Gill, D.O., Barker, D. M., Duda, M.G., Huang, X.-Y., Wang, W., Powers, J.G., A description of the advanced research WRF version 3, NCAR/TN-475+STR, 126pp, (2008)
- Sudo, K., Takahashi, M., Kurokawa., J., Akimoto, H., CHASER: A Global Chemical Model of the Troposphere 1.Model Description, *J. Geophys. Res.*, **107**, (2002)
- 石油エネルギー技術センター自動車・新燃料部, JATOP 技術報告書 大気改善研究自動車排出 量推計(平成24年3月), (2012a)
- 石油エネルギー技術センター自動車・新燃料部, JATOP 技術報告書 大気改善研究 PM2.5 広域 シミュレーション用発生源組成プロファイル (VOC、PM 及び NOx) (平成 24 年 3 月), (2012b)
- 竹内和俊 渡邉剛久 石井克巳 内藤季和 中西基晴, 揮発性有機化合物の光化学反応に関する 一考察, 平成 22 年度千葉県環境研究センター年報, (2011)
- 松永壮, 高分子量生物起源揮発性有機化合物(BVOC)の放出と特徴, *低温科学*, **68**, 41-44, (2010)
- 松永壮, 中塚誠次, 茶谷聡, 望月智貴, 谷晃, Muller, O, 高分子量生物起源揮発性有機化合物の放出と国内インベントリ, 大気環境学会誌, 47(1), A6-A8, (2012)
- 中嶋吉弘, 松田裕明, 井出滋雄, 宮崎洸治, 山崎晃司, 岡崎創, 長田拓也, 田島洋介, Suthawaree, J., 加藤俊吾, 下紳郎, 松永壮, Apel, E., Greenberg, J., Guenther, A., 上野広行, 佐々木啓行, 星純也, 吉野彩子, 横田久司, 石井康一郎, 梶井克純, OH ラジカル寿命観測による都市大気質の診断 II 東京都心部における総合観測 , 大気環境学会誌, 44, 33-41, (2009)
- U.S.EPA, Guidance on the Use of Models and Other Analyses for Demonstrating Attainment of Air Quality Goals for Ozone, PM2.5, and Regional Haze, EPA -454/B-07-002, (2007)

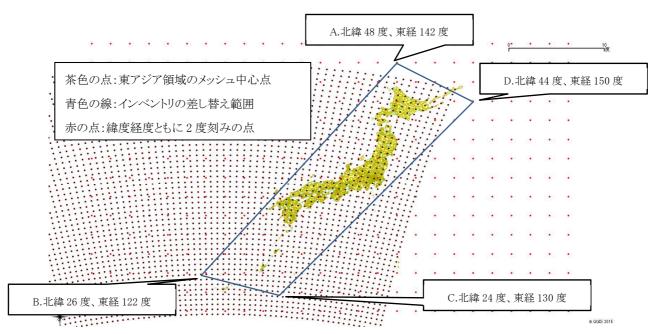
参考資料

図目次

参考資料-図 1	日本付近のインベントリの置き換え範囲	1
参考資料-図 2	測定値と計算値の月平均値経年変化図(気温及び風速、父島)	2
参考資料-図 3	精度評価指標による評価結果(気温及び風速、父島)	2
参考資料-図 4	EANET モニタリングサイトにおける測定値と計算値の経年変化図(月平均値)	3
参考資料-図 5	EANET モニタリングサイトにおける測定値と計算値の散布図(月平均値)	3
参考資料-図 6	EANET モニタリングサイトにおける測定値と計算値の比較(期間別)	4
参考資料-図 7	EANET モニタリングサイトにおける測定値と計算値の年の差分の散布図(期間別)	4
参考資料-図 8	PO 月平均値(暖候期平均値、上:関東地域、下:九州地域)	31
参考資料-図 9	NO2月平均值(暖候期平均值、上:関東地域、下:九州地域)	32
参考資料-図 1	0 Ox 時別平均値(暖候期平均値、上:関東地域、下:九州地域)	33
参考資料-図 1	1 PO 時別値(暖候期平均値、上:関東地域、下:九州地域)	34
参考資料-図 1	2 NOx 時別値(暖候期平均値、上:関東地域、下:九州地域)	35
参考資料-図 1	3 NO ₂ 時別値(暖候期平均値、上: 関東地域、下: 九州地域)	36
参考資料-図 1	4 NMHC 時別値(暖候期平均値、上:関東地域、下:九州地域)	37
参考資料-図 1	5 Ox 日最高 8 時間値の暖候期 98%値の濃度比(ケース A'/ケース C') 3	38
参考資料-図 1	6 オゾン反応レジームの概念図	39
参考資料-図 1	7 BVOC を変化させた場合の Ox 日最高 8 時間値 8 月平均値の変化4	Ю
参考資料-図 1	8 基準ケース(V100-N100)との Ox 濃度比(日最高 8 時間値 8 月平均値) 4	Ι1
参考資料-図 1	9(1) 都県別 Ox 日最高 8 時間値の 8 月平均値4	12
参考資料-図 2	0 前駆物質削減による NMHC、NOx 濃度の変化 北関東 4	14
参考資料-図 2	1 前駆物質削減による NMHC、NOx 濃度の変化 南関東4	14

表目次

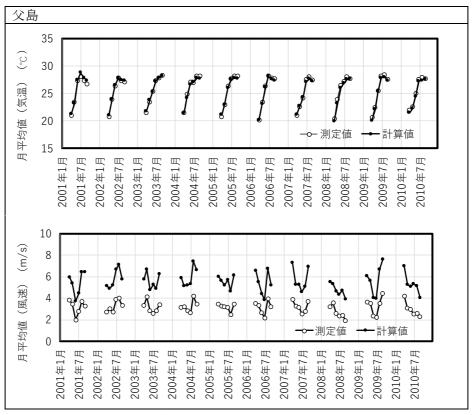
参考資料-表	1	CHASER とCMAQ の成分対応表	1
参考資料-表	2	精度評価指標による評価結果(2001年 60km格子計算値 関東地域)	5
参考資料-表	3	精度評価指標による評価結果(2002年 60km格子計算値 関東地域)	6
参考資料-表	4	精度評価指標による評価結果(2003 年 60 km 格子計算値 関東地域)	7
参考資料-表	5	精度評価指標による評価結果(2004年 60km格子計算値 関東地域)	8
参考資料-表	6	精度評価指標による評価結果(2005 年 60 km 格子計算値 関東地域)	9
参考資料-表	7	精度評価指標による評価結果(2006 年 60 km 格子計算値 関東地域)	10
参考資料-表	8	精度評価指標による評価結果(2007年 60km格子計算値 関東地域)	11
参考資料-表	9	精度評価指標による評価結果(2008 年 60 km 格子計算値 関東地域)	12
参考資料-表	10	精度評価指標による評価結果(2009 年 60 km 格子計算値 関東地域)	13
参考資料-表	11	精度評価指標による評価結果(2010年 60km格子計算値 関東地域)	14
参考資料-表	12	精度評価指標による評価結果(2001年 60km格子計算値 九州地域)	15
参考資料-表	13	精度評価指標による評価結果(2002 年 60 km 格子計算値 九州地域)	16
参考資料-表	14	精度評価指標による評価結果(2003 年 60 km 格子計算値 九州地域)	17
参考資料-表	15	精度評価指標による評価結果(2004年 60 km 格子計算値 九州地域)	18
参考資料-表	16	精度評価指標による評価結果(2005 年 60 km 格子計算値 九州地域)	19
参考資料-表	17	精度評価指標による評価結果(2006 年 60 km 格子計算値 九州地域)	20
参考資料-表	18	精度評価指標による評価結果(2007年 60km格子計算値 九州地域)	21
参考資料-表	19	精度評価指標による評価結果(2008 年 60 km 格子計算値 九州地域)	22
参考資料-表	20	精度評価指標による評価結果(2009年 60km格子計算値 九州地域)	23
参考資料-表	21	精度評価指標による評価結果(2010年 60km格子計算値 九州地域)	24
参考資料-表	22	精度評価指標による評価結果(2009年 10 km 格子計算値 関東地域)	25
参考資料-表	23	精度評価指標による評価結果(2009年 10 km 格子計算値 都県別)	26
参考資料-表	24	精度評価指標による評価結果(2009年 10 km 格子計算値 都県別)	27
参考資料-表	25	精度評価指標による評価結果(2009年 10 km 格子計算値 都県別)	28
参考資料-表	26	精度評価指標による評価結果(2009年 10 km 格子計算値 都県別)	29
参考資料-表	27	他モデルとの比較における、各モデルの詳細設定条件	30
参考資料-表	28	Missing VOC に関連する既往調査事例(1)	45
参考資料-表	29	Missing VOC に関連する既往調査事例(2)	46
参考資料-表	30	Missing VOC に関連する既往調査事例(3)	49
参考資料-表	31	Missing VOC に関連する既往調査事例(4)	51



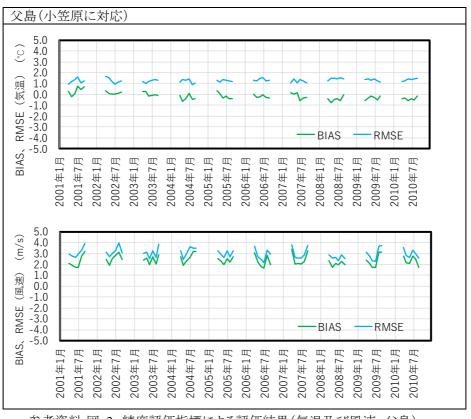
参考資料-図 1 日本付近のインベントリの置き換え範囲

参考資料-表 1 CHASER とCMAQ の成分対応表

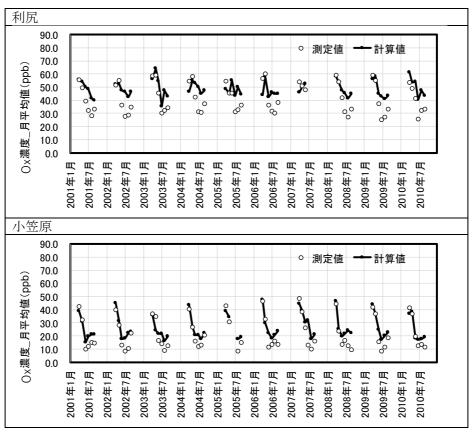
CHASER	CMAQ
化学種	化学種
C10H16 テルペン	TRP1
C2H4	ETHENE
C2H6	ALK1
C3H8	ALK2
C5H8 イソプレン	ISOPRENE
CH2O	нсно
CH3CHO	ссно
CH3COCH3	ACET
CH3OH	MEOH
CH3OOH	соон
CO	co
DMS	SO2
H2O2	HO2H
HNO3	HNO3
HNO4	HNO4
BC 質量濃度	AECJ
ダスト 質量濃度	ASOIL
硝酸塩(NH4NO3)粒子 質量濃度	ANO3J
OC 質量濃度	AORGPAJ
海塩粒子 質量濃度	ACLK:ANAK=3:2で分配
SOA 質量濃度	AOLGB
硫酸塩((NH4)2SO4)粒子 質量濃度	ASO4J
MPAN	MA_PAN
N2O5	N2O5
NH4	ANH4J
NO	NO
NO2	NO2
NO3	NO3
O3	O3
その他のNMVOC	ALK3:ALK4:ALK5=1:1:1で分配
PAN	PAN
SO2	SO2



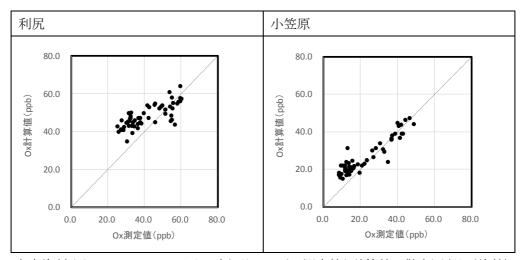
参考資料-図 2 測定値と計算値の月平均値経年変化図(気温及び風速、父島)



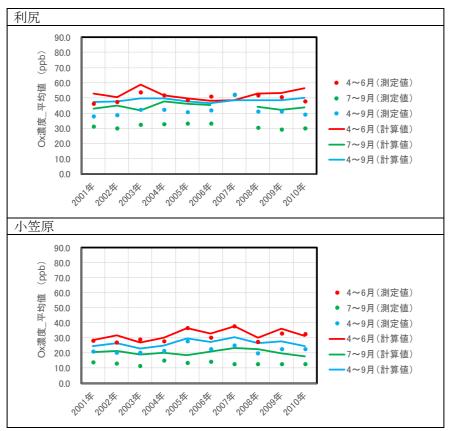
参考資料-図 3 精度評価指標による評価結果(気温及び風速、父島)



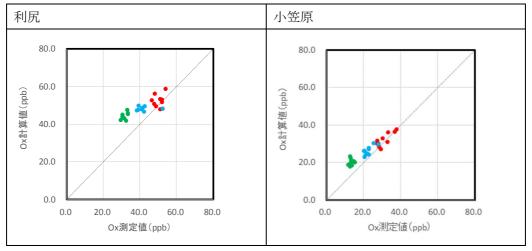
参考資料-図 4 EANET モニタリングサイトにおける測定値と計算値の経年変化図(月平均値)



参考資料-図 5 EANET モニタリングサイトにおける測定値と計算値の散布図(月平均値)

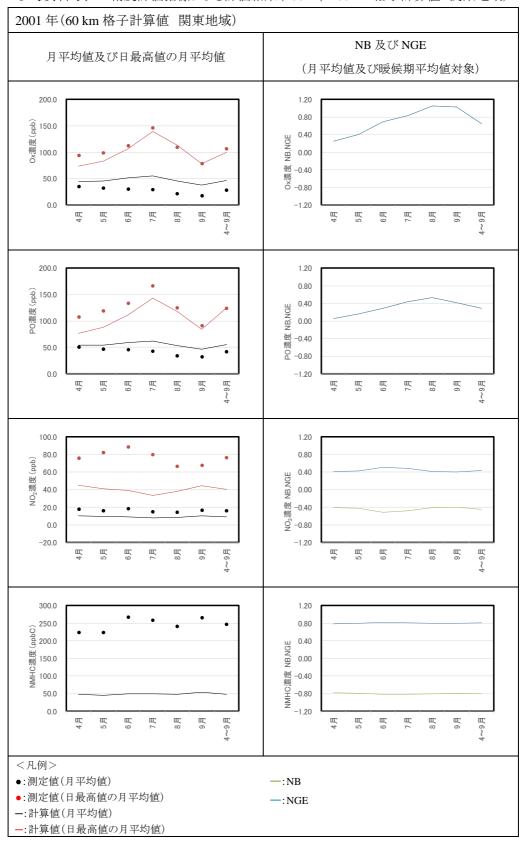


参考資料-図 6 EANET モニタリングサイトにおける測定値と計算値の比較(期間別)

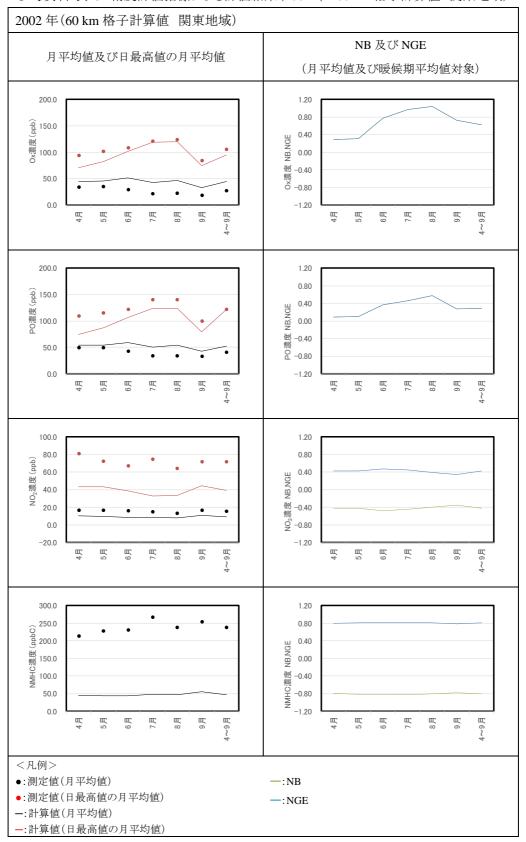


参考資料-図 7 EANET モニタリングサイトにおける測定値と計算値の年の差分の散布図(期間別)

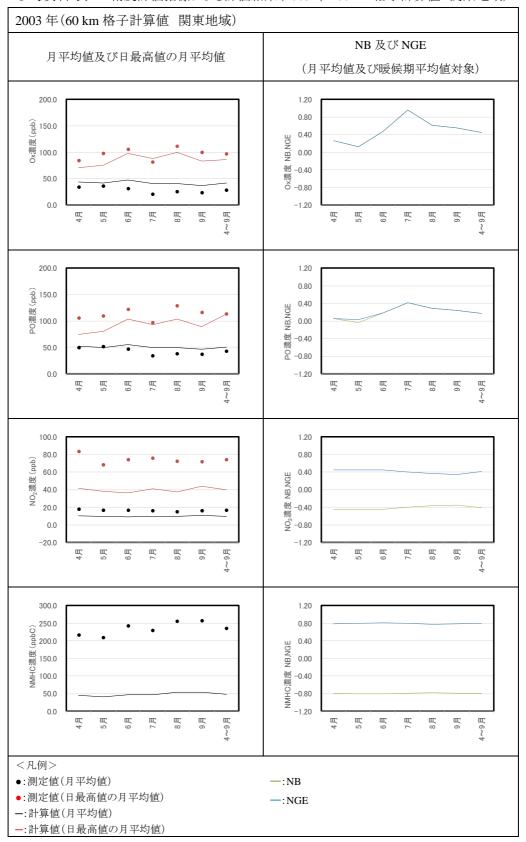
参考資料-表 2 精度評価指標による評価結果(2001年 60km 格子計算値 関東地域)



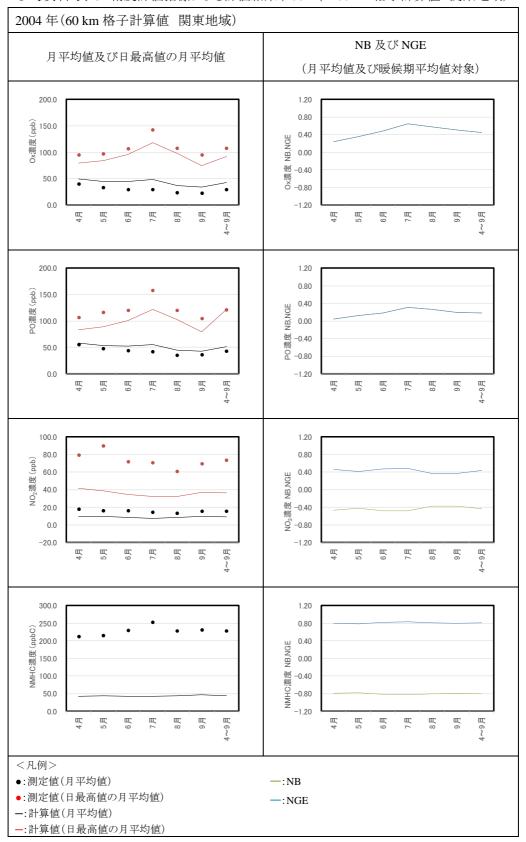
参考資料-表 3 精度評価指標による評価結果(2002年 60km 格子計算値 関東地域)



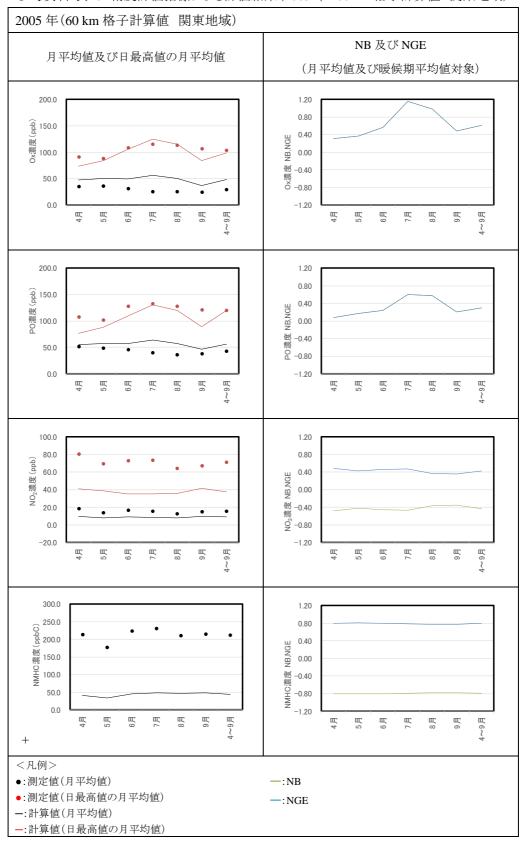
参考資料-表 4 精度評価指標による評価結果(2003年 60km 格子計算値 関東地域)



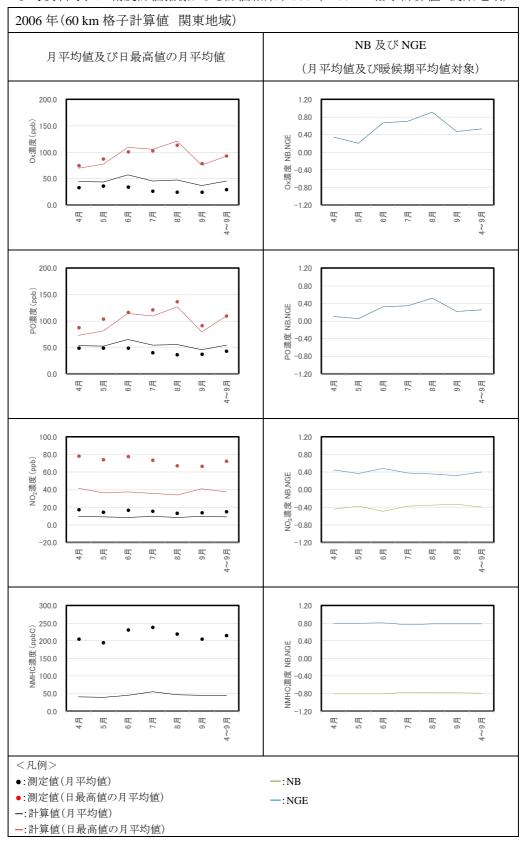
参考資料-表 5 精度評価指標による評価結果(2004年 60km 格子計算値 関東地域)



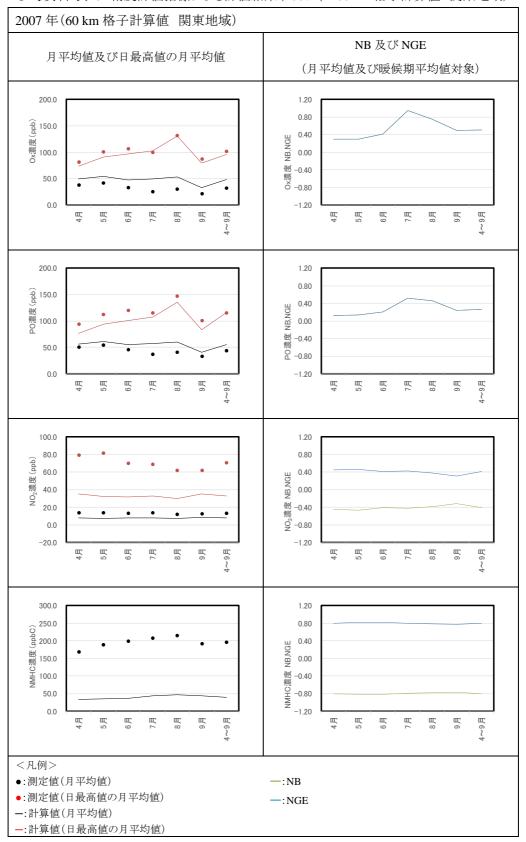
参考資料-表 6 精度評価指標による評価結果(2005年 60km 格子計算値 関東地域)



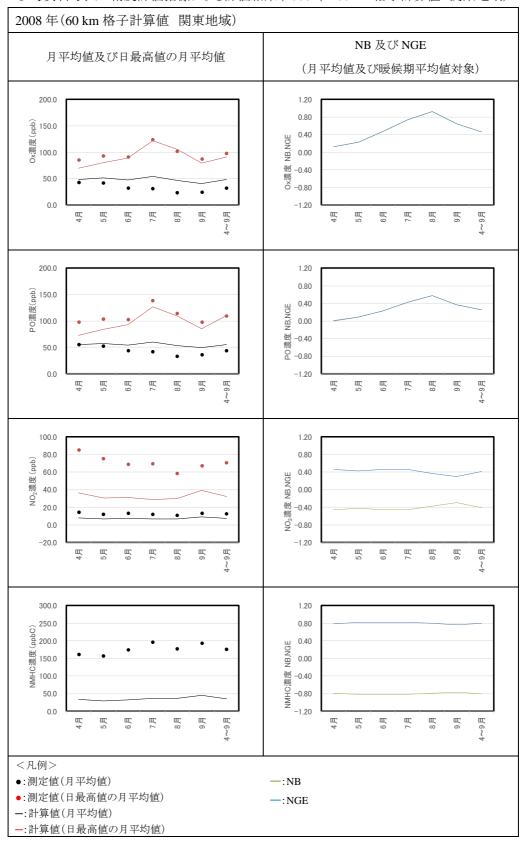
参考資料-表 7 精度評価指標による評価結果(2006年 60km 格子計算値 関東地域)



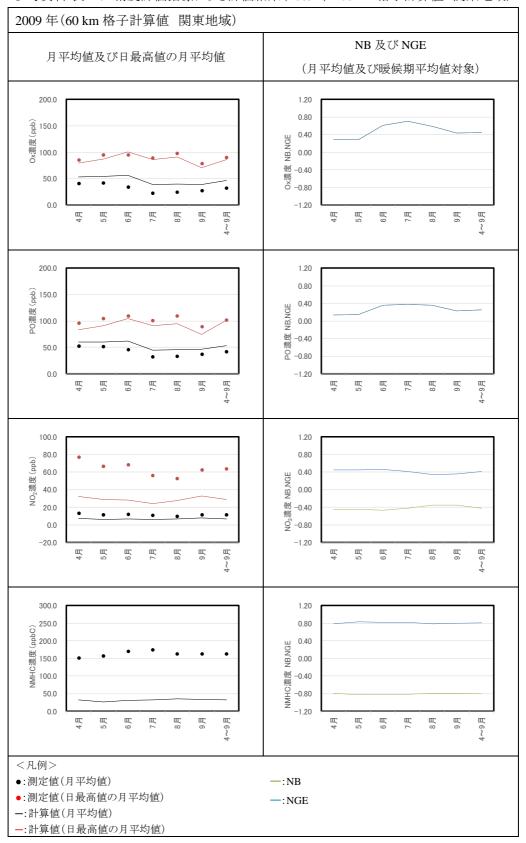
参考資料-表 8 精度評価指標による評価結果(2007年 60km 格子計算値 関東地域)



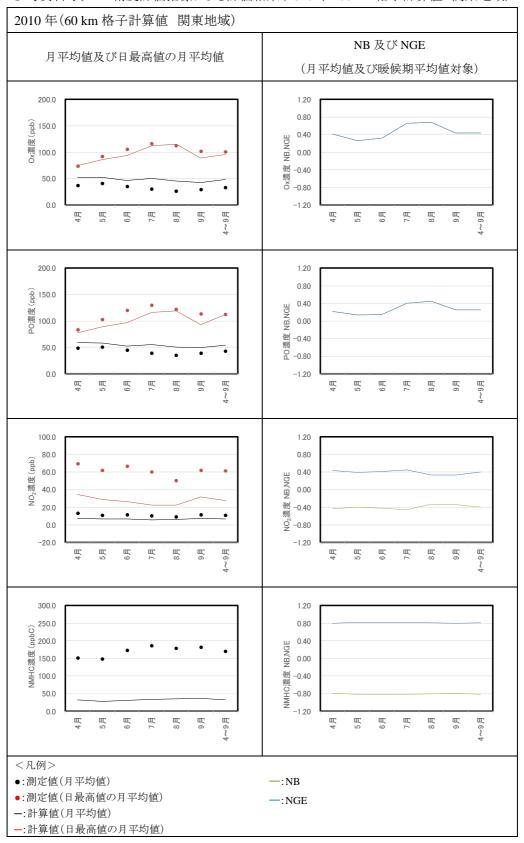
参考資料-表 9 精度評価指標による評価結果(2008年 60km 格子計算値 関東地域)



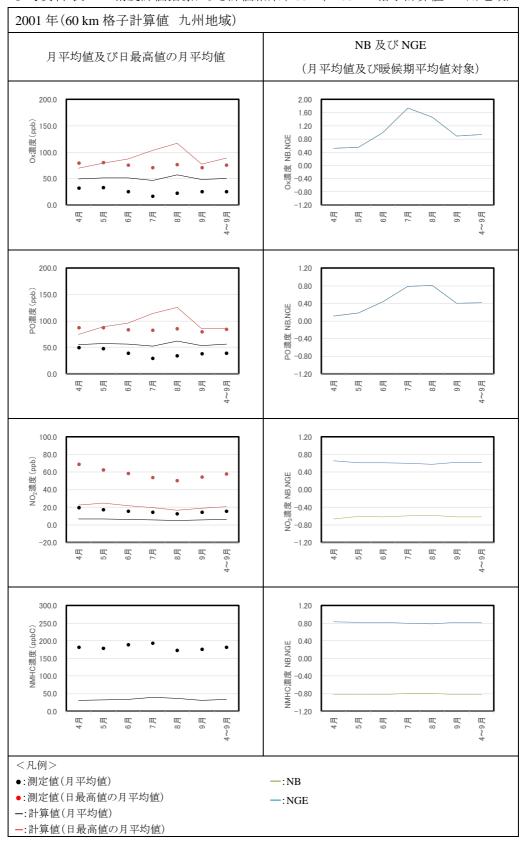
参考資料-表 10 精度評価指標による評価結果(2009年 60km 格子計算値 関東地域)



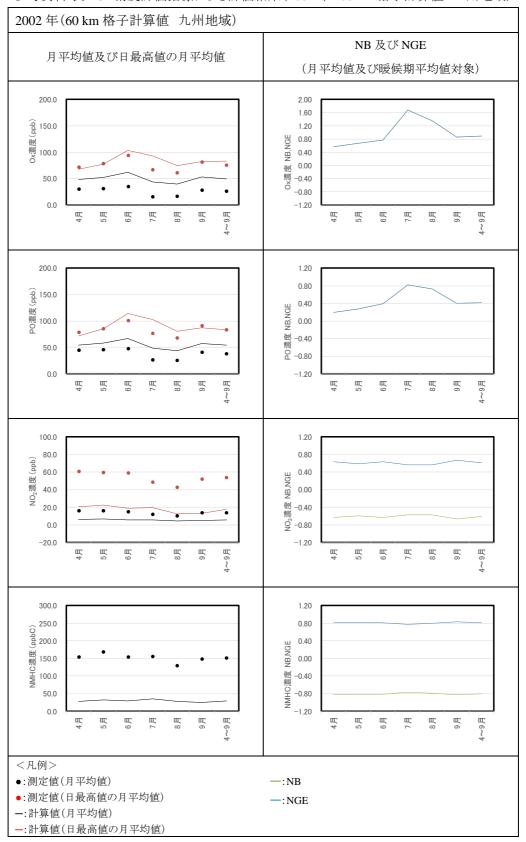
参考資料-表 11 精度評価指標による評価結果(2010年 60km 格子計算値 関東地域)



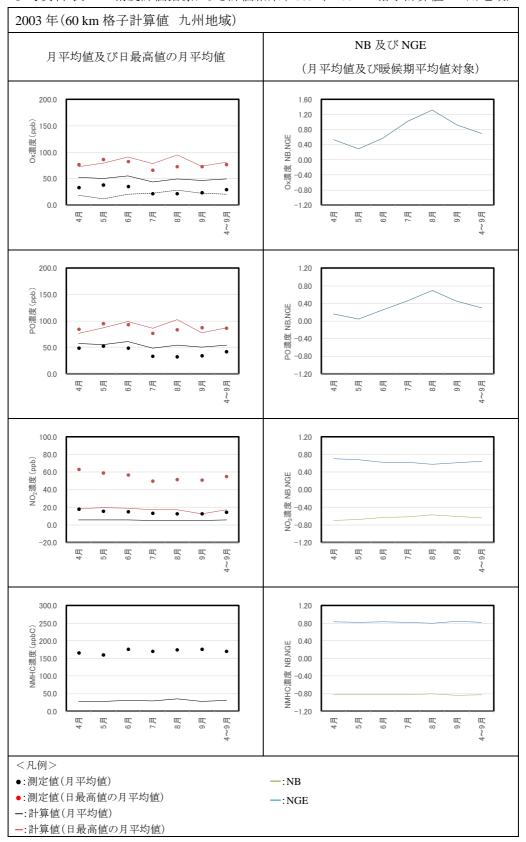
参考資料-表 12 精度評価指標による評価結果(2001年 60 km 格子計算値 九州地域)



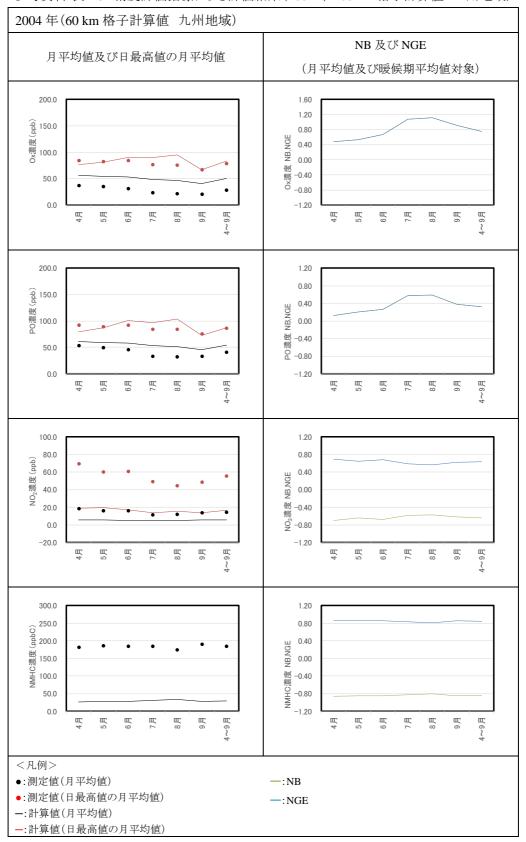
参考資料-表 13 精度評価指標による評価結果(2002年 60km 格子計算値 九州地域)



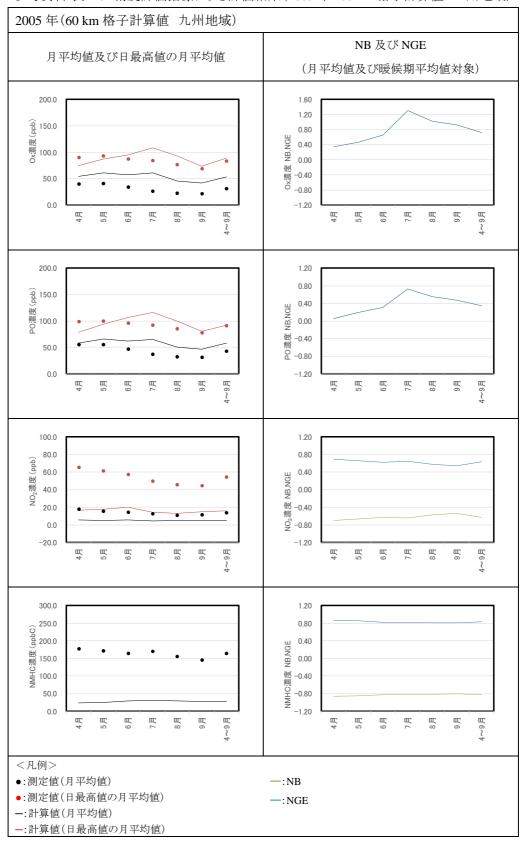
参考資料-表 14 精度評価指標による評価結果(2003 年 60 km 格子計算値 九州地域)



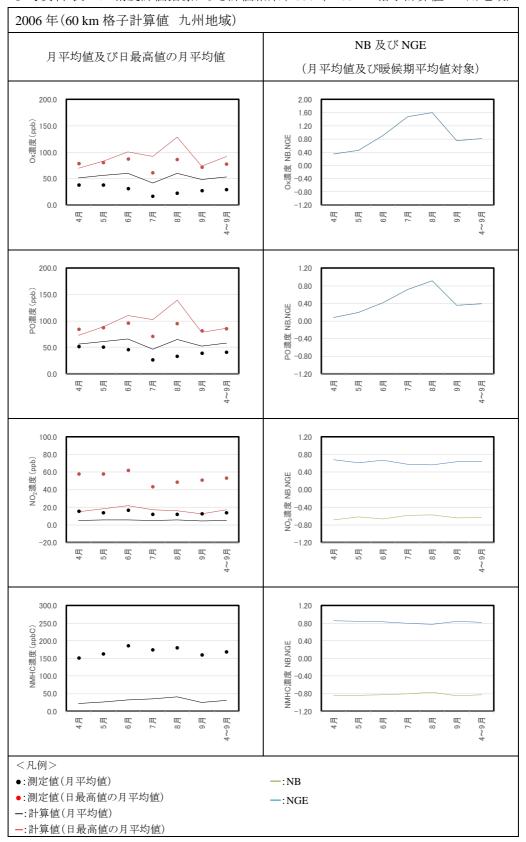
参考資料-表 15 精度評価指標による評価結果(2004年 60 km 格子計算値 九州地域)



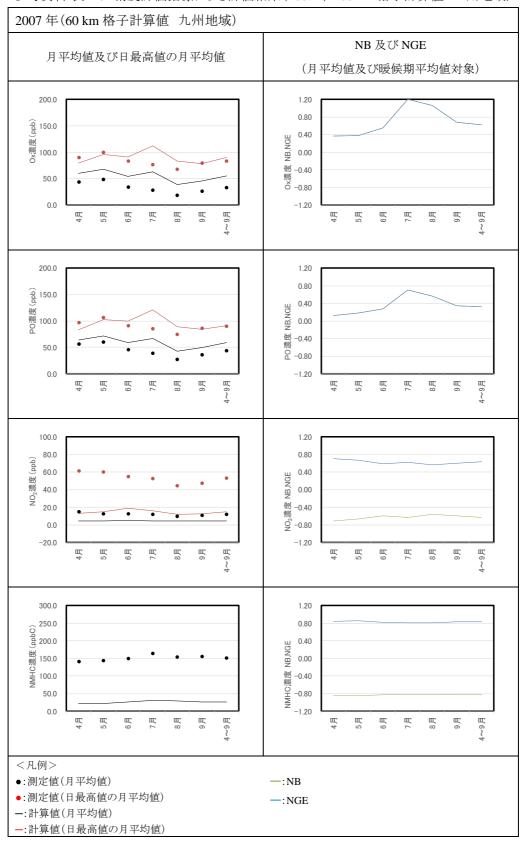
参考資料-表 16 精度評価指標による評価結果(2005年 60km 格子計算値 九州地域)



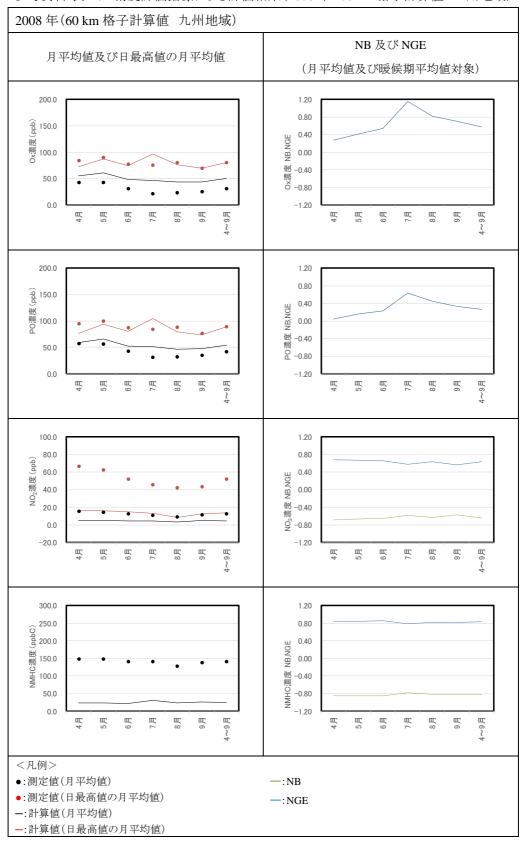
参考資料-表 17 精度評価指標による評価結果(2006年 60km 格子計算値 九州地域)



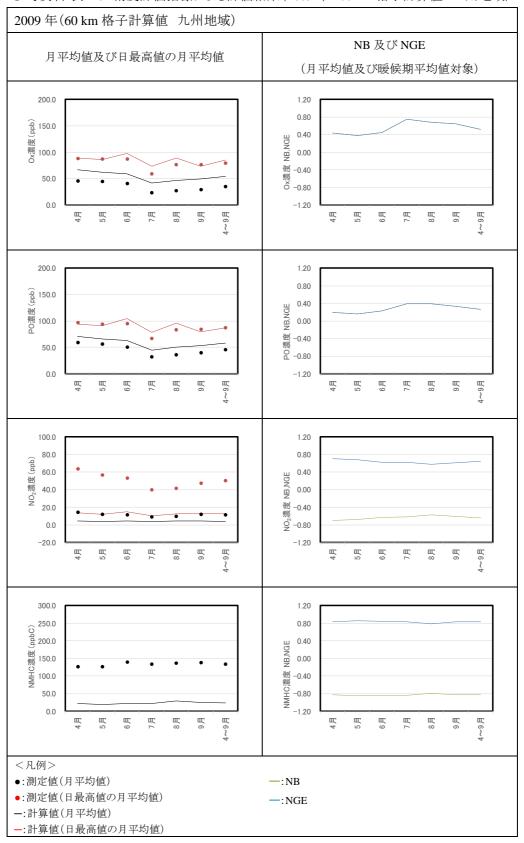
参考資料-表 18 精度評価指標による評価結果(2007年 60km 格子計算値 九州地域)



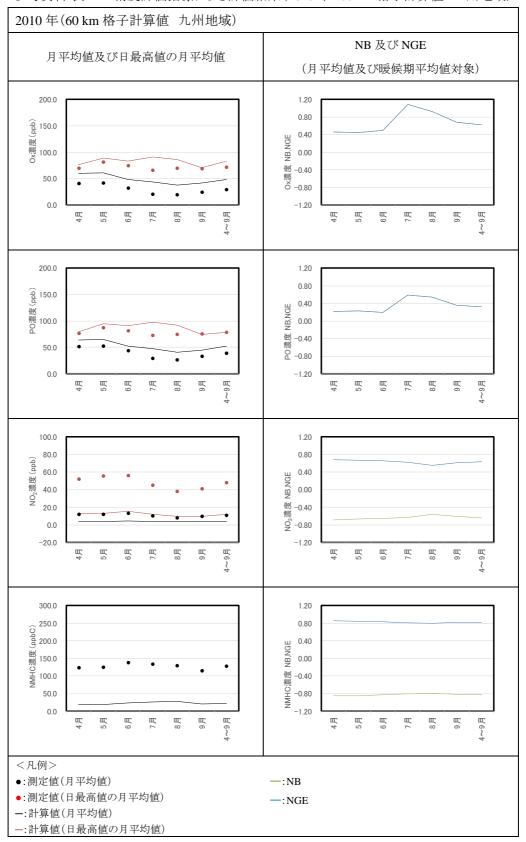
参考資料-表 19 精度評価指標による評価結果(2008年 60 km 格子計算値 九州地域)



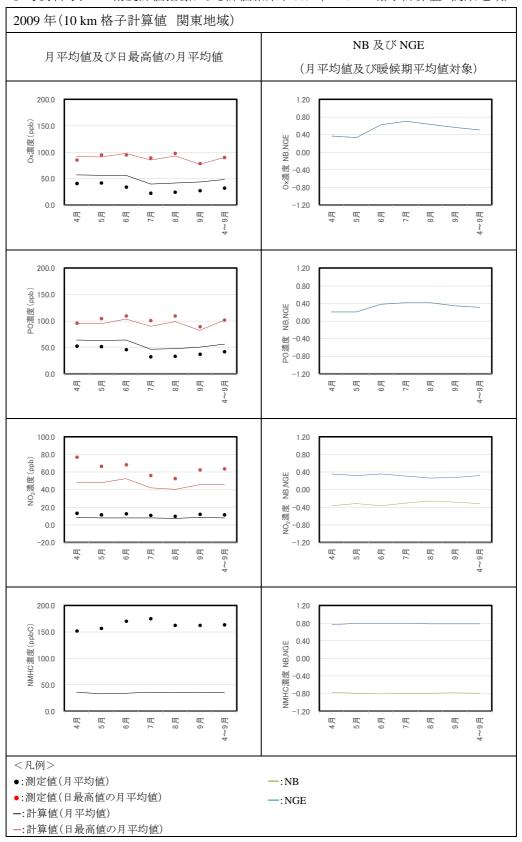
参考資料-表 20 精度評価指標による評価結果(2009年 60km 格子計算値 九州地域)



参考資料-表 21 精度評価指標による評価結果(2010年 60km 格子計算値 九州地域)



参考資料-表 22 精度評価指標による評価結果(2009年 10km 格子計算値 関東地域)



参考資料-表 23 精度評価指標による評価結果(2009年 10km 格子計算値 都県別)

		Ox			
平均値		評価指標()	NB)	評価指標(N	IGE)
関東地域		関東地域		関東地域	
2009年 測定値(ppb) 計	十算値(ppb)	対象期間	NB	対象期間	NGE
4月 41.6	56.7	4月	0.36	4月	0.36
5月 41.8	55.8	5月	0.33	5月	0.33
6月 34.8	56.6	6月	0.62	6月	0.62
7月 23.1	39.5	7月	0.71	7月	0.71
8月 25.2	41.3	8月	0.64	8月	0.64
9月 27.6	43.2	9月	0.57	9月	0.57
4~9月 32.4	48.9	4~9月	0.54	4~9月	0.54
_		栃木	到)	が 栃木 群馬 埼玉 千葉	四)

- ・関東地域における月平均値を対象とした NB から、計算値は測定値と比べると過大(33~71%)であった。
- ・関東地域における暖候期を対象とした NB から、計算値は測定値と比べると過大(54%)であった。
- ・精度評価指標 NB および NGE の値から、相対的に精度レベルの高い都県(上位 3 都県)として、東京都、埼玉県及び茨城県があげられる。

参考資料-表 24 精度評価指標による評価結果(2009年 10km 格子計算値 都県別)

				PO				
	平均値			評価指標(1	NB)		評価指標(N	IGE)
関東地域	戉		Ē	関東地域		B	J 東地域	
2009年	測定値(ppb)	計算値(ppb)		対象期間	NB		対象期間	NGE
4月	53.3	64.2		4月	0.21		4月	0.21
5月	51.9	62.7		5月	0.21		5月	0.21
6月	46.0	63.6		6月	0.38		6月	0.38
7月	32.6	46.1		7月	0.41		7月	0.41
8月	33.9	47.9		8月	0.41		8月	0.41
9月	37.8	50.7		9月	0.34		9月	0.34
4~9月	42.6	55.9		4~9月	0.33		4~9月	0.33
	_		7	各都県(月平均値 た評価指標の分布値 茨城 栃木 群馬玉 千葉 東京 神奈川 山梨 -1.0-0.5 0.0 (NB (P	6 囲)	た	群馬 ■ 埼玉	範囲)

- ・関東地域における月平均値を対象とした NB から、計算値は測定値と比べると過大($21 \sim 41\%$)であった。
- ・関東地域における暖候期を対象とした NB から、計算値は測定値と比べると過大(33%)であった。
- ・関東地域及び全都県で計算値が測定値と比べると過大であるが、Ox と比較すると過大の程度が低減した。
- ・精度評価指標 NB および NGE の値から、相対的に精度レベルの高い都県(上位 3 都県)として、東京都、埼玉県及び神奈川県があげられる。

参考資料-表 25 精度評価指標による評価結果(2009年 10km 格子計算値 都県別)

	NO ₂	
平均値	評価指標(NB)	評価指標(NGE)
関東地域	関東地域	関東地域
2009年 測定値(ppb) 計算値(pp	対象期間 NB	対象期間 NGE
4月 13.2 8.4	4月 -0.36	4月 0.36
5月 11.6 7.9	5月 -0.32	5月 0.33
6月 12.6 8.1	6月 -0.36	6月 0.62
7月 11.0 7.6	7月 -0.30	7月 0.71
8月 10.2 7.5	8月 -0.26	8月 0.64
9月 12.0 8.7	9月 -0.28	9月 0.57
4~9月 11.7 8.0	4~9月 -0.31	4~9月 0.54
_	各都県(月平均値を対象とした評価指標の分布範囲) 茨城	各都県(月平均値を対象とした評価指標の分布範囲) Total

- ・関東地域における月平均値を対象とした NB から、計算値は測定値と比べると過小 (-36~-26%)であった。
- ・関東地域における暖候期を対象とした NB から、計算値は測定値と比べると過小(-31%)であった。
- ・精度評価指標 NB および NGE の値から、相対的に精度レベルの高い都県(上位 3 都県)として、千葉県、東京都及び神奈川県があげられる。

参考資料-表 26 精度評価指標による評価結果(2009年 10km 格子計算値 都県別)

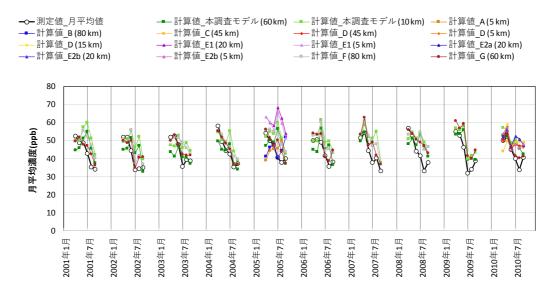
	NMHC	
平均値	評価指標(NB)	評価指標(NGE)
関東地域	関東地域	関東地域
2009年 測定値(ppb) 計算値(ppb)	対象期間 NB	対象期間 NGE
4月 152.2 35.6	4月 -0.77	4月 0.77
5月 157.5 32.5	5月 -0.79	5月 0.79
6月 170.9 34.0	6月 -0.80	6月 0.80
7月 175.2 35.6	7月 -0.80	7月 0.80
8月 162.8 34.8	8月 -0.79	8月 0.79
9月 163.1 36.0	9月 -0.78	9月 0.78
4~9月 163.6 34.6	4~9月 -0.79	4~9月 0.79
_	各都県(月平均値を対象とした評価指標の分布範囲) 茨城	各都県(月平均値を対象とした評価指標の分布範囲) 下が板板が木 群馬 埼玉 千葉 東京 神奈川 山梨 1.0-0.5 0.0 0.5 1.0 1.5 NGE (NMHC)

- ・関東地域における月平均値を対象とした NB から、計算値は測定値と比べると過小 $(-80 \sim -77\%)$ であった。
- ・関東地域における暖候期を対象とした NB から、計算値は測定値と比べると過小(-79%)であった。
- ・精度評価指標 NB および NGE の値から、相対的に精度レベルの高い都県(上位 3 都県)として、東京都、千葉県及び埼玉県があげられる。

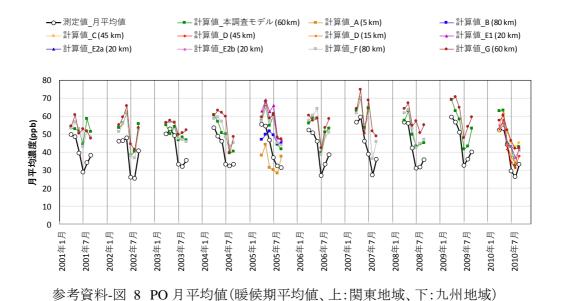
参考資料-表 27 他モデルとの比較における、各モデルの詳細設定条件

ilia.	設定項目	モデルA	モデルB	モデルC	モデルD	モデルE1	モデルE2	モデルF	モデルG	本調査
気象モデル		RAMS4.4	WRF-Chem	WRF	WRFv3.7	WRFv3.3.1	WRFv3.5.1	WRFv3.3.1	WRFv3.3.1	WRFv3.5.1
化学輸送モデル	デル	ADMER-PRO	WRF-Chem	RAQM2	CMAQV5.0.2	CMAQv4.7.1	CMAQv5.01	CMAQv4.7.1	CMAQv4.7.1	CMAQ4.7.1
気層反応モジュール	ルーエジ	CB4	RADM2	SAPRC99	SAPRC07tc	SAPRC99	SAPRC07tc	SAPRC99	SAPRC99	SAPRC99
粒子化モジュール	√ 1 − E	なし	SORGAM	MADMS/ ISORROPIA2	AERO6	AERO5	AERO6	AERO5	AERO5	AERO5
発生源デー	人為起源	なし	REASv2	MICS-Asia Phase III	REASv2.1	REAS, INTEX-B, GEIA	[中国] 清華大学	REASv2.1	REASv2.1	REASv2.1
Þ	(アジア領域)				(2008)		[中国以外のアジア] ITASA-GAINS			
	100	-					יייייייייייייייייייייייייייייייייייייי			
	人為起源 (日本霊異記)	ADMER-PRO内藏	REASv2	MICS-Asia Phase III	JEI-DB2014	ЈАТОР	JEI-DB2010改	REASv2.1	JATOP	JEI-DB
	バイオマス	ADMER-PRO内藏	FINN	MICS-Asia Phase III		なし	GFEDv4.0,	GFEDv3.1	GFEDv3.1	ı
	燃焼				日本域(よ)EI-DB2014		アジア領域のみ			
	植生起源	ADMER-PRO内蔵	MEGAN	MICS-Asia Phase III MEGAN v2.1	MEGAN v2.1	MEGAN2.04	MEGANver2.1	MEGANv2.04	MEGANv2.1	MEGANv2.10
		(気象条件による補正			日本域(はMEGAN	(日本領域は樹木を	+JATOP + WRF気象	(+WRF気象場)	(+WRF気象場)	
		はADMER-PRO気象場			v2.04+JEI-DB	JATOP データに入替	場			
		にてオンラインで実				し土地利用を変更)				
		施)				(EF はMEGAN2.1で設 定されたものを使用)				
	火山起源	なし	なし	MICS-Asia Phase III JEI-DB2014		ЭМА	JMAのみ12火山考慮	ACESS+JMA	AEROCOM+JMA	なし
								(日本域)	(日本域)	
東アジア領域の境界値	或の境界値	境界値データはオゾン	1	MRI-CCM2/	MOZART-4	MOZART月平均值	MOZART月平均值	CHASER	CHASER	CHASER
		のみ日本域のオゾンゾ		MASINGARmk2		(CO及びO ₃)	(CO, O ₃ OH)			
		ンデデータより作成								
チェミッメ	東アジア		東アジア(80 km)	アジア(45 km)	アジア(45 km)		東アジア(40 km)	東アジア(80 km)	東アジア(60 km)	東アジア(60 km)
イズおよび			2005年	2010年	2010年		2010年	2001~2008年	2001~2010年	2001~2010年
計算対象年	¥ □	日本域(20 km)			日本(15 km)	日本(20 km)	日本(20 km)			
					2010年	2005年	2010年			
	関東/九州	関東、九州(5 km) 2007年			関東(5 km)	関東(5 km)	関東(5 km)			関東(10 km)
		7005≄			2010年	7005≄	Z010≄			2001~2010年

関東地域

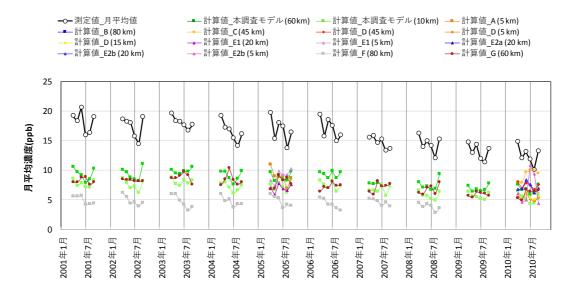


九州地域

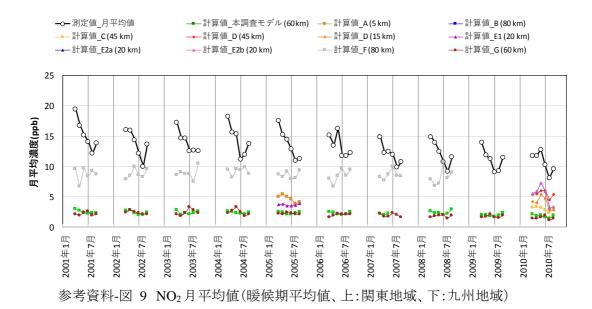


資-31

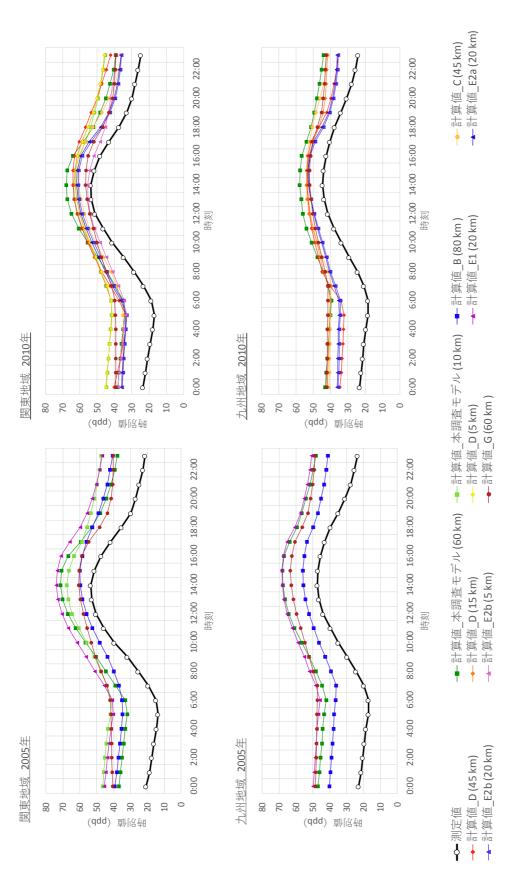
関東地域



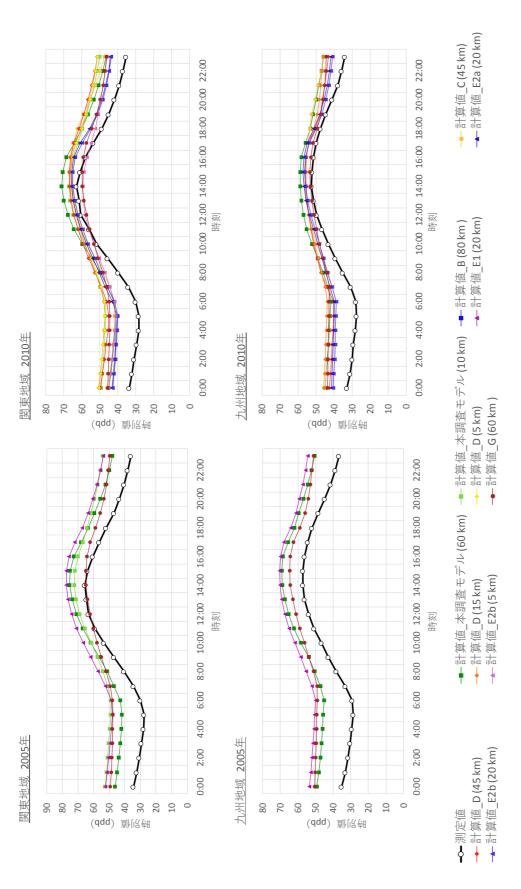
九州地域



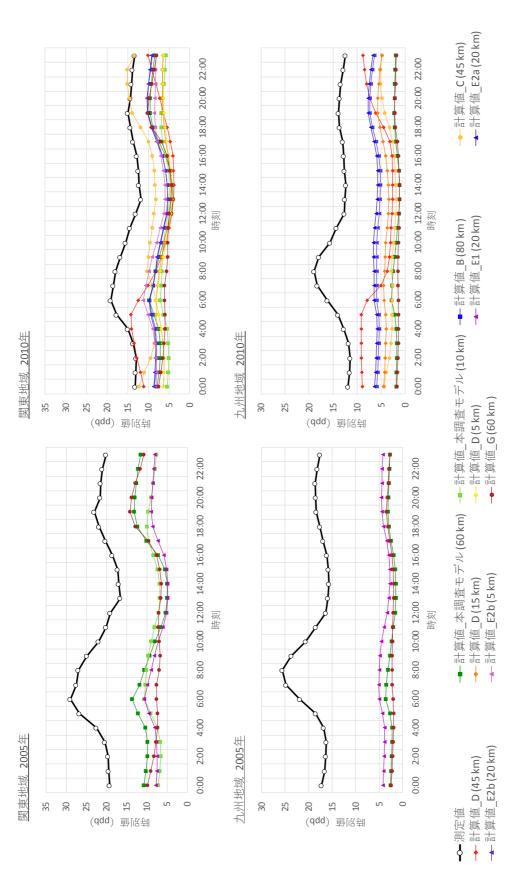
資-32



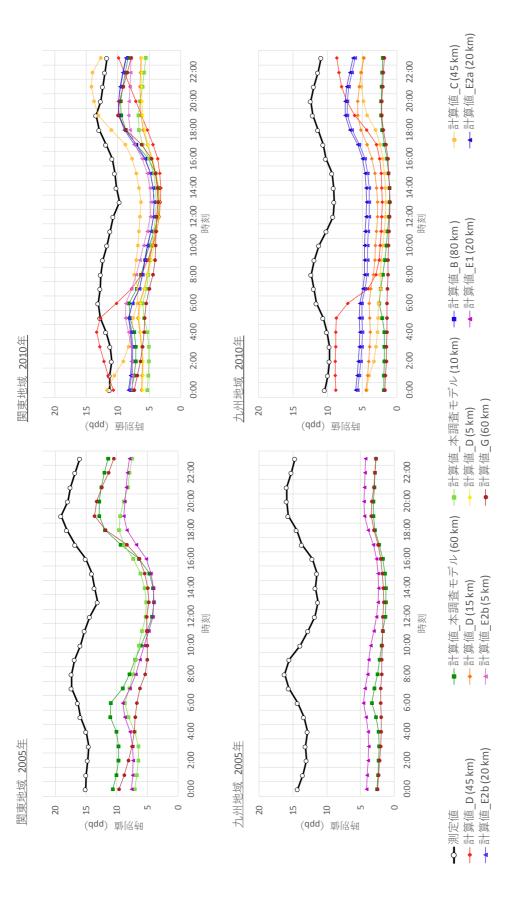
参考資料-図 10 Ox 時別平均值(暖候期平均值、上:関東地域、下:九州地域)



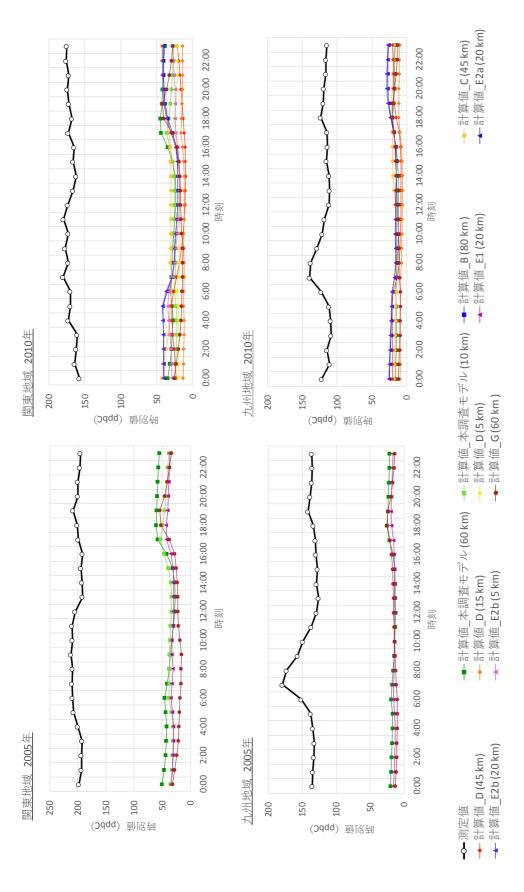
参考資料-図 11 PO 時別值(暖候期平均值、上:関東地域、下:九州地域)



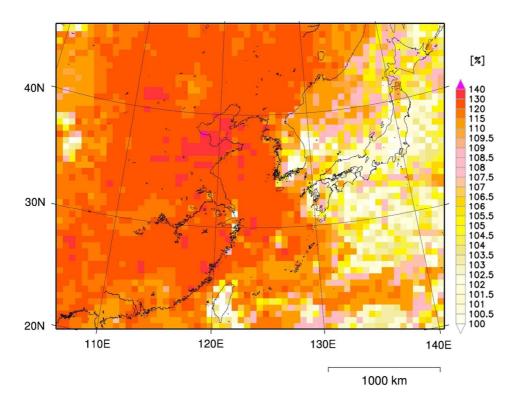
参考資料-図 12 NOx 時別值(暖候期平均值、上:関東地域、下:九州地域)



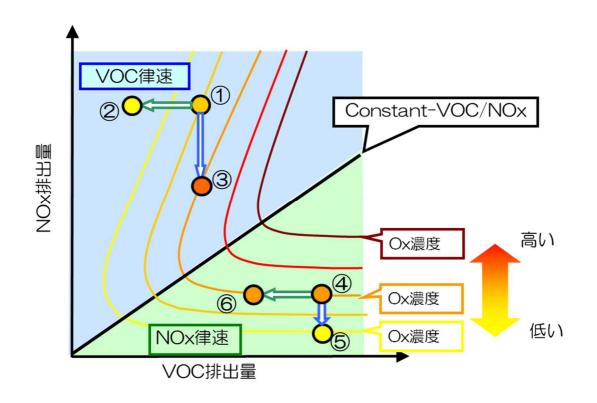
参考資料-図 13 NO2時別值(暖候期平均值、上:関東地域、下:九州地域)



参考資料-図 14 NMHC 時別值(暖候期平均值、上:関東地域、下:九州地域)

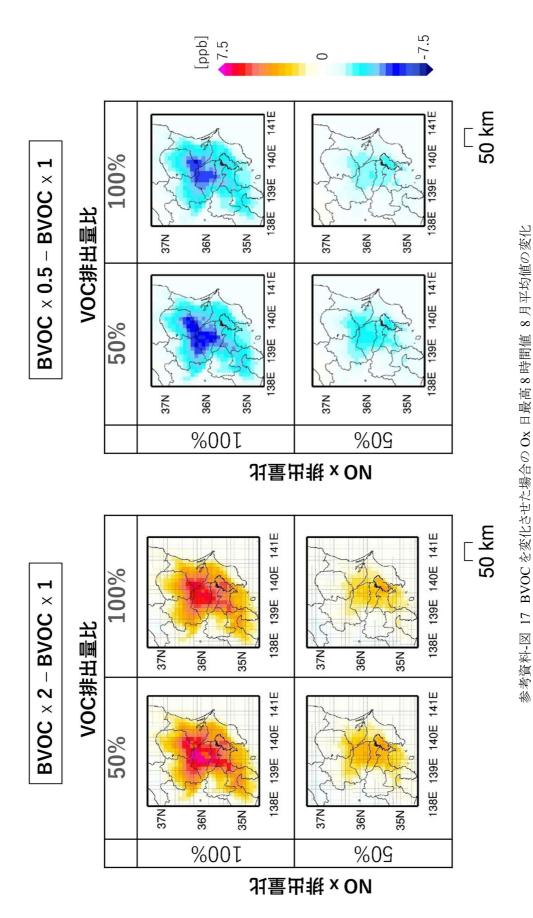


参考資料-図 15 Ox 日最高 8 時間値の暖候期 98%値の濃度比(ケース A' / ケース C')

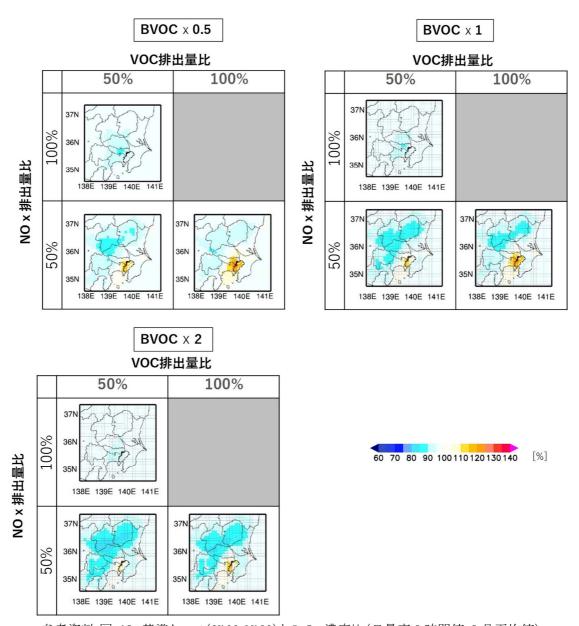


【VOC-律速】VOC排出量の低下で O_3 濃度は低下する(① \rightarrow ②)が NO \times 排出量の低下では O_3 濃度はほとんど変化しないか増加する(① \rightarrow ③)。 【NO \times - 律速】NO \times 排出量の低下で O_3 濃度は低下する(④ \rightarrow ⑤)が、 VOC排出量が低下しても O_3 はほとんど変化しない(④ \rightarrow ⑥)。

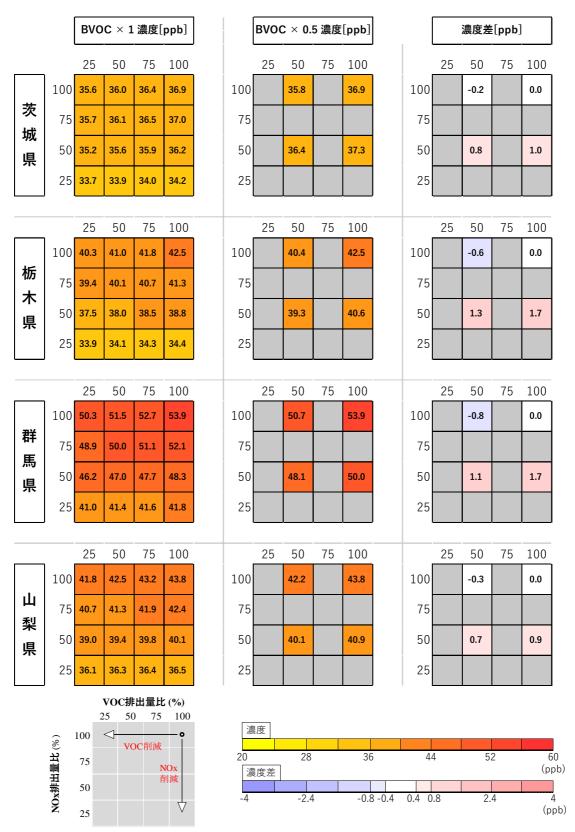
参考資料-図 16 オゾン反応レジームの概念図



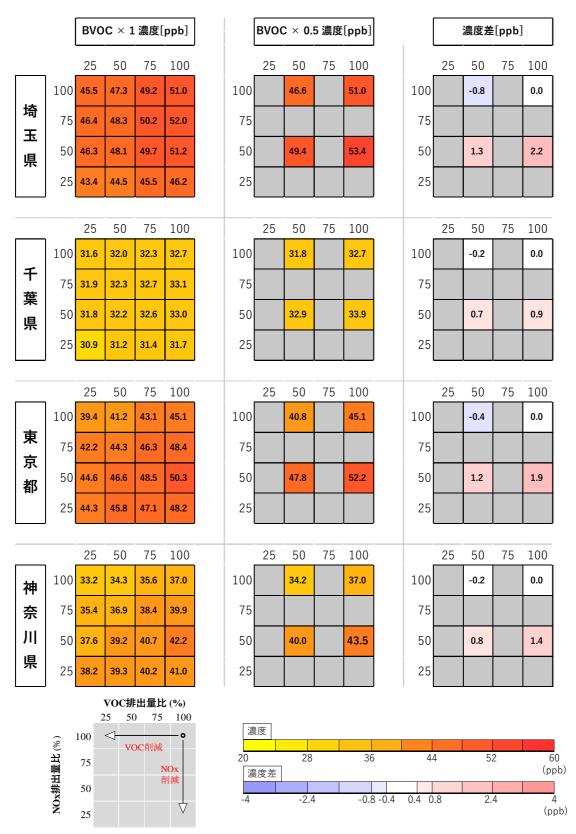
 $(\pm: BVOC \times 2 - BVOC \times 1, \pm: BVOC \times 0.5 - BVOC \times 1)$



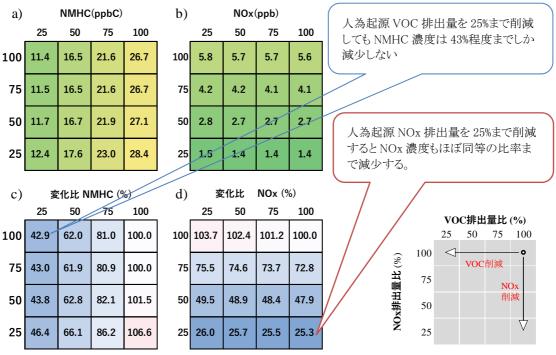
参考資料-図 18 基準ケース(V100-N100)との Ox 濃度比(日最高 8 時間値 8 月平均値) (左上:BVOC × 0.5、右上:BVOC × 1、左下:BVOC × 2)



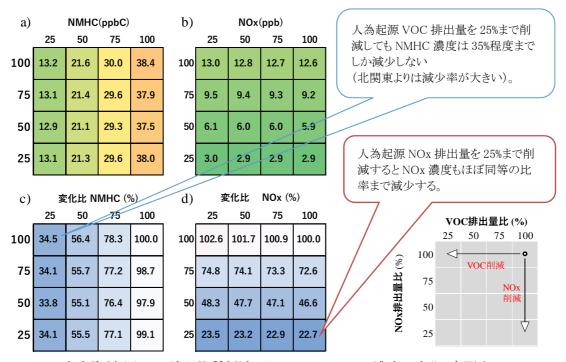
参考資料-図 19(1) 都県別 Ox 日最高 8 時間値の 8 月平均値 (左:BVOC×1 における推定値、中央:BVOC×0.5 における推定値、右:差分)



参考資料-図 19(2) 都県別 Ox 日最高 8 時間値の 8 月平均値 (左:BVOC×1 における推定値、中央:BVOC×0.5 における推定値、右:差分)



参考資料-図 20 前駆物質削減による NMHC、NOx 濃度の変化 北関東 a) NMHC、b) NOx、c) NMHCの変化比(%)、d) NOx の変化比(%)



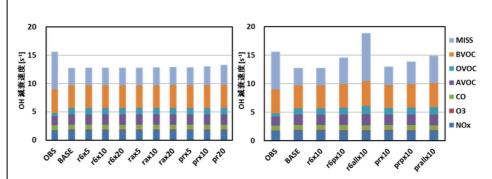
参考資料-図 21 前駆物質削減による NMHC、NOx 濃度の変化 南関東 a) NMHC、b) NOx、c) NMHCの変化比(%)、d) NOx の変化比(%)

参考資料-表 28 Missing VOC に関連する既往調査事例(1)

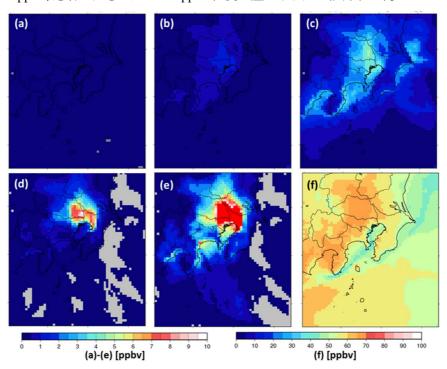
タイトル			
			concentrations during the winter and
著者	_	R. Cao, H. Akimoto, M. Fukuda, Y N. Takegawa and Y. Kondo	Y. Komazaki, Y. Yokouchi, M. Koike, H.
出典	J. Geophys.	Res., 112, D21312, 2007	
概要	定した。また した場合、 ³ についても	こ、ボックスモデルを用いて計算値 モデル上での VOC については、犭 考慮したところ、計算値と観測値の	OH ラジカル及び HO_2 ラジカル濃度を測 と観測値の比較を行った。 $NMHC$ に着目 則定した VOC 成分に加え未測定の成分) 差が小さくなり再現性が向上した。
内容	を制御を を制御を を制御を を制御を を制御を を制御を をして をして をして をして をして ののれる ののれる ののれる ののれる ののので ののので ののが ののが ののが ののが ののが の	。また、ボックスモデル (RACM) を、夏季は 14 成分、冬季は 30 成分いら、存在するであろう他の VOC をでは合計 50 数種の VOCs をケースについても計算した。未分は 2001 ~ 2002 年に駒場で「ータセットから、アセチレンに「比として推定した (Table 2)。おける NMHC 濃度の観測値ける計算値の比率(計算値/ご着目すると、未計測の成分をで考慮することにより、冬季は夏季は 0.43→0.71 となり、同上した(Figure 2.)。ご駒場の CO 濃度比から、COの発生源が同じかつ、同程度いるものと仮定すると、観測さての 84~91%がモデル上で再とが示された。	TO OH ラジカル及び HO2 ラジカル濃度用いて計算値と観測値の比較を行った。 の VOC を測定したが、日本の他都市もた。アセチレン濃度の関数などの形で考慮 (a) Setapaya Total meas. *assumed NMHCs meas. NM+Cs measured NM+Cs measured NM+Cs at Komaba (gray line) and the summed concentrations of measured and assumed NM+Cs at Komaba (black line) in (a) winter and (b) summer.
Y 1/47			
71日	Table 2. Observ	ved and Assumed Hydrocarbons in Categories of RAC	M^a
门台	Table 2. Observ	ved and Assumed Hydrocarbons in Categories of RAC Observed Species	M ^a Assumed Species
r 144			Assumed Species 2,2-dimethylbutane (0.3), 2,2-dimethylhexane (0.15) 2-/3-methylpentane (0.4, 0,2), 2,3-dimethylbutane (0.2), 3,3-dimethylpentane (0.2), cyclopentane (0.05) methylcyclopentane (0.2), cyclohexane (0.05), 2-methylhexane (0.069), 2,3-dimethylpentane (0.027), 3-methylhexane (0.3), n-heptane (0.25), methylcyclohexane (0.1), 2-/3-methylheptane (0.027, 0.05), n-octane (0.15), nonane (0.032),
r 144	RACM Category ETH HC3 HC5	Observed Species ethane acetylene, propane, n-/i-butane, methanol [W]	Assumed Species 2,2-dimethylbutane (0.3), 2,2-dimethylhexane (0.15) 2-/3-methylpentane (0.4, 0.2), 2,3-dimethylbutane (0.2), 3,3-dimethylpentane (0.2), cyclopentane (0.05) methylcyclopentane (0.05), 23-dimethylpentane (0.05), 2-methylhexane (0.69), 2,3-dimethylpentane (0.027), 3-methylhexane (0.3), n-heptane (0.25), methylcyclohexane (0.1), 2-/3-methylheptane (0.027, 0.05), n-octane (0.15),
r 14f	RACM Category ETH HC3 HC5 HC8	Observed Species ethane acetylene, propane, n-/i-butane, methanol [W] n-/i-pentane, n-hexane	Assumed Species 2,2-dimethylbutane (0.3), 2,2-dimethylhexane (0.15) 2-/3-methylpentane (0.4, 0,2), 2,3-dimethylbutane (0.2), 3,3-dimethylpentane (0.2), cyclopentane (0.05) methylcyclopentane (0.2), cyclohexane (0.05), 2-methylhexane (0.069), 2,3-dimethylpentane (0.027), 3-methylhexane (0.3), n-heptane (0.25), methylcyclohexane (0.1), 2-/3-methylpeptane (0.027, 0.05), n-octane (0.15), nonane (0.032), decame (0.041) 2-methyl-1-putene (0.0321), 1-pentene, 3-methyl-1-butene, 4-methyl-1-pentene, styrene [S] 2-methyl-1-pentene, trans-/cis-2-pentene, cyclopentene,
r 14th	ETH HC3 HC5 HC8 ETE OLT OLI DIEN ISO API	Observed Species ethane acetylene, propane, n-/i-butane, methanol [W] n-/i-pentane, n-hexane ethene propene, 1-butene, styrene [W], isobutene [W]	Assumed Species 2,2-dimethylbutane (0.3), 2,2-dimethylhexane (0.15) 2-/3-methylpentane (0.4, 0.2), 2,3-dimethylbutane (0.2), 3,3-dimethylpentane (0.2), cyclopentane (0.05) methylcyclopentane (0.069), 2,3-dimethylpentane (0.027), 3-methylhexane (0.069), 2,3-dimethylpentane (0.027), methylcyclohexane (0.1), 2-/3-methylheptane (0.027, 0.05), n-octane (0.15), nonane (0.032), decane (0.041) 2-methyl-1-butene (0.0321), 1-pentene, 3-methyl-1-butene, 4-methyl-1-pentene, styrene [S]
P. 1. 位	ETH HC3 HC5 HC8 ETE OLT OLI DIEN ISO	Observed Species ethane acetylene, propane, n-/i-butane, methanol [W] n-/i-pentane, n-hexane ethene propene, 1-butene, styrene [W], isobutene [W] trans-2-butene [W], cis-2-butene 1,3-butadiene [S]	Assumed Species 2,2-dimethylbutane (0.3), 2,2-dimethylhexane (0.15) 2-/3-methylpentane (0.4, 0.2), 2,3-dimethylbutane (0.2), 3,3-dimethylpentane (0.2), eyclopentane (0.05) methylcyclopentane (0.05), 2,3-dimethylpentane (0.027), 3-methylhexane (0.069), 2,3-dimethylpentane (0.027), 3-methylhexane (0.1), 2-/3-methylexane (0.1), 2-/3-methyleyclokane (0.1), 2-/3-methylpentane (0.027, 0.05), n-octane (0.15), nonane (0.032), decane (0.041) 2-methyl-1-butene (0.0321), 1-pentene, 3-methyl-1-butene, 4-methyl-1-pentene, styrene [S] 2-methyl-2-butene, trans-/cis-2-pentene, cyclopentene, trans-/cis-2-butene, [Tars-/cis-2-butene]

参考資料-表 29 Missing VOC に関連する既往調査事例(2)

	参考資料-表 29 Missing VOC に関連する既往調査事例(2)				
タイトル	光化学オキシダント生成に関わる未計測 VOC の探索 (3)化学モデルによる未計測 VOC の光化学オキシダント生成能の評価				
著者	一般財団法人日本環境衛生センター アジア大気汚染研究センター 黒川純一・猪股弥生				
出典	環境省環境研究総合推進費終了研究等成果報告書(平成28年度5月,環境省)				
概要	大気中の OH 減衰速度について、標準インベントリデータによる CMAQ の計算値と 観測値を比較したところ、Missing 分は計算値が過小となった。この過小分の Missing VOC について、スギから排出される未同定テルペン類や二次生成 VOC における未同 定物質を想定し、CMAQ を用いて OH 減衰速度やオゾン生成に対する感度解析を行った。				
	大気中の OH 減衰速度について、標準インベントリデータによる CMAQ の計算値と観測値を比較したところ、Missing 分は計算値が過小となった(図(3)-6)。				
内容	20 (は(2013年7-8月) 20 (は(2013年11月) 10 (2014年2月) 10 (2014年2月2日) 10 (2014年2月2日) 10 (2014年2月2日) 10 (2014年2月2日) 10 (2014年2月2日				

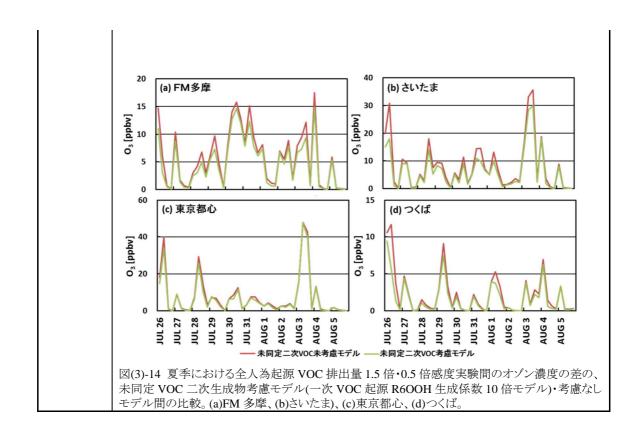


また、上記(b) 感度解析ケースでオゾン濃度を計算したところ、夏季観測期間平均で $1\sim4$ ppbv、応答の大きい日では 8 ppbv 程度の差がみられた(図(3)-13)。



図(3)-13 (a) ~ (e) R6OOH 生成係数 10 倍感度実験と基準実験におけるオゾン濃度の差。(a)芳香族 VOC 実験との差、(b)、(d)全一次 VOC 実験との差、(c)、(e)全 VOC 実験との差、(f) 基準実験オゾン濃度。(a) ~ (c)及び(f): 日中夏季期間平均値、(d)、(e): 応答の大きかった 2013 年 7 月 22 日 12 時の値

さらに、VOC 排出量を基準ケースから 0.5 倍及び 1.5 倍したケースのオゾン濃度の 差分(感度)については、未同定二次生成 VOC を考慮しないと過大評価する可能性が 示唆された(図(3)-14)。



参考資料-表 30 Missing VOC に関連する既往調査事例(3)

Sensitivity analyses of OH missing sinks over Tokyo metropolitan area in the summer of				
2007				
S. Chatani, N. Shimo, S. Matsunaga, Y. Kajii, S. Kato, Y. Nakashima, K. Miyazaki, K. Ishii and H. Ueno				
Atmos. Chem. Phys., 9, 8975–8986, 2009				
2007 年夏季の東京を対象として、大気の OH 反応性を計測した。計測された OH 反応性を WRF/CMAQ による計算結果と比較したところ、計算値の方が OH 反応性が小さかった。これは、個別 VOC 成分の OH 反応性と、OH の Missing sink を過小評価しているためと考えられた。 未知の二次生成 VOC 成分を Missing sink と仮定してシミュレーションしたところ、オゾン生成が促進されたことが示唆された。				
2007 年夏季の東京を対象として、大気中の OH 反応性を計測した。計測された OH 反応性をWRF/CMAQ による計算結果と比較したところ、計算値の方がOH 反応性が小さかった (Fig. 2.)。また、計測された OH 反応性の29%が未同定の"Missing sink"であった (Fig. 3.)。 VOC のモデル対象成分ごとに観測値と計算値の比率で、排出量及び境界濃度を補正してシミュレーションを行ったところ、全 OH 反応性は、測定値に近づいたが、Missing Sink については、約3.0 s ⁻¹ 過小であった (Fig. 7.)。 そこで、二次的に生成される VOC のモデル対象成分のうち、RCHO、DCB1、PROD2の OH 反応性に3.0 s ⁻¹ を加算してシミュレーションを実施した。この結果、Missing sink は、二次エアロゾルの生成を抑制する一方、オゾン生成を促進することが示唆された (Fig. 10.)。				
Missing sinks 29% NO 2% CO+O ₃ +SO ₂ +CH ₄ 7% Anthropogenic VOC Biogenic VOC 21% Fig. 3. Contribution of species groups to directly measured OH reactivity which is averaged over the target period. Fig. 7. Measured and simulated OH reactivity of species groups which is averaged over the target period before and after application of scaling factors. Contribution of species groups except for missing sinks in measured OH reactivity is obtained from measured concentrations of species and their reaction rate coefficients. OH reactivity of missing sinks in measured OH reactivity is obtained by subtracting sum of OH reactivity of species groups from directly measured OH reactivity.				

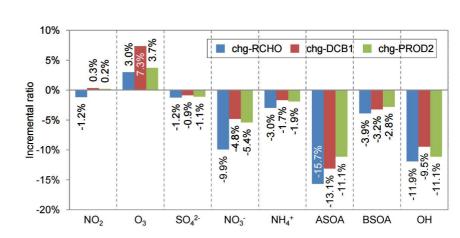


Fig. 10. Incremental ratios of concentrations of NO₂, O₃, OH and secondary aerosol components in the chg-RCHO, chg-DCB1 and chg-PROD2 cases compared to those in the base case, which are averaged over the target period.

参考資料-表 31 Missing VOC に関連する既往調査事例(4)

	多行員付予数 31 Wissing VOC に因在する処は側直事内(中)				
タイトル	OH ラジカル寿命観測による都市大気質の診断Ⅱ - 東京都心部における総合観測 -				
著者	中嶋吉弘, 松田裕明, 井出滋雄, 宮崎洸治, 山崎晃司, 岡崎創, 長田拓也, 田島洋介, J. Suthawaree, 加藤俊吾, 下紳郎, 松永壮, E. Apel, J. Greenberg, A. Guenther, 上野広行, 佐々木啓行, 星純也, 吉野彩子, 横田久司, 石井康一郎, 梶井克純				
出典	大気環境学会誌, 44, 33-41, 2009				
概要	2007年夏季に東京都江東区においてレーザーポンプ・プローブ法を用いた OH ラジカル寿命測定および大気微量成分濃度の観測を行った。OH ラジカル反応性の実測値と大気微量成分濃度の測定により得られた計算値との間には差異がみられ、OH ラジカルとの未知の反応物質が存在することが確認された。				
内容	2007 年夏季に東京都江東区においてレーザーボンプ・プローブ法を用いた OH ラジカル寿命測定及び大気微量成分濃度の観測を行った。OH ラジカル反応性の実測値と大気微量成分濃度の制定により得られた計算値を比較した (Fig. 4)。 Fig. 4 (b) に示す、OH ラジカルの反応性の実測値 (Kmeas) 及び計算値 (Kcalc) の差は、OH + NO.5 反応速度定数の誤差やエアロゾルの関与では説明することが困難な、OH ラジカルと反応する未知の化学物質であると考えられる。この未知の化学物質について、植物起源 VOC ような日変動と顕著に現れなかった。この結果は、未知の化学物質が植物起源 VOCs のような日変動を示す化学物質とは異なる発生源であることを示唆している。未知の化学物質による OH ラジカル 反応性の 26.3%を占めていた。 ***********************************				