

7 人体健康影響評価

船舶排ガスによる人体健康影響に対する寄与度を定量的に評価するために、米国 EPA が開発した BenMAP コードを用い、死亡と疾病に対する評価を試みた。なお、本事業においては健康影響の変化量の評価にとどめ、金銭換算は行っていない。

対象域を関東域、対象年を 2005 年とし、人口分布、ベースライン人体健康影響発生率（死亡率、救急入院及び救急受診率）は日本の統計データを使い、大気汚染濃度については詳細な分布が得られることから実測値でなくシミュレーション結果を用いた。また、寄与度を評価する関数である C-R Function については疫学研究をベースに BenMAP に登録されている関数の中から適切と考えられるものを選択した。

日本と米国においては、ベースライン人体健康影響発生率が異なる。したがって、エンドポイントとして全死亡を取り上げる際には自殺や事故死が含まれていることに、また循環器疾患による死亡を取り上げる際には心疾患と脳血管疾患とでは日米で比率が異なっていることに留意が必要である。

得られた算出結果を評価した結果、①死亡に関する評価に使用した統計データは救急入院あるいは救急受診に関する統計データに比較して信頼できるものであること、②死亡者の変化数の方が救急入院あるいは救急受診者の変化数よりも大きいことから、わが国における人体健康影響の評価対象としては死亡者の変化量のみ絞る方が適切であると考えられた。

2005 年における関東域の大気汚染物質による死亡者数に対する船舶寄与率（船舶からの排出量をゼロとするとベースラインの死亡者がどれだけ減少するか）の評価結果は次のとおりであった。船舶寄与率の幅は、用いた C-R Function の違いによる。なお、C-R Function は大気汚染物質の濃度変化の絶対値にほぼ比例して死亡者数が増える関数となっているので、ここでの船舶寄与率は排出量ベースの船舶の寄与割合とは別物であることに注意されたい。

物質	エンドポイント	ベースラインに対する船舶寄与率
PM _{2.5}	全死亡(長期)	0.27~0.99%
	虚血性心疾患による死亡(長期)	1.43%
	肺がんによる死亡(長期)	0.88%
オゾン	呼吸器系疾患による死亡(長期)	0.37%
	全死亡(短期)	0.08~0.12%
	事故死以外の死亡(短期)	0.03~0.14%
	心肺疾患による死亡(短期)	0.10%

C-R Function のほとんどが実質的には大気汚染物質の濃度に対する線型関数と見なせる範囲にあるので、船舶寄与率は用いた C-R Function の β 値にほぼ比例するため、日本において、適切な β の値を選択することが重要であることがわかった。

PM_{2.5} による健康影響に関しては、BenMAP に登録されているのは長期曝露影響に関する C-R Function のみであり、短期曝露影響に関する C-R Function は登録されていない。他方、オゾンによる健康影響に関しては、BenMAP に登録されているのは長期曝露影響に関する C-R Function は少なく、短期曝露影響に関する C-R Function の方が多い。これは、原著論文においてもオゾンの長期曝露影響は必ずしも明確ではないが短期曝露影響は明確に示されていることによる。したがって、大気中オゾンの曝露による人体健康影響評価に際しては短期曝露影響の評価が重要であり、用いるシミュレーションの値についても、年平均値の再現性だけでなく、短期的な高濃度を再現できているかを十分に検討した上で用いる必要があると考える。

BenMAP 内部における短期曝露影響の処理方法は、1 日毎の 1 時間最大値あるいは日平均値を用いて C-R Function で 1 日毎の変動分を計算し、これを 365 日分加算するというものである。しかし、ベースライン死亡率を年間を通して一定としているので、C-R Function が実質的にほぼ線型と見なせることから、単純に年平均値を使って長期曝露影響と同様に計算した結果とほとんど差異がない。そもそも日単位のオゾン濃度の変化によって死亡率が変動することを前提にしている解析において、ベースラインオゾン濃度が日単位で変動するにも拘らずベースライン死亡率は年間を通して一定であると設定していることは論理的に不自然である。また、温暖期のみにおけるオゾン濃度と死亡率の関係を取扱っている原著論文に基づいた C-R Function を BenMAP では年間を通して適用していることも問題であろう。

そこで、今回は、期間を温暖期に限定した評価ではないが、温暖期にはオゾン濃度も高くなる傾向があるので、仮にある一定の濃度以上の場合のみに短期曝露による死亡者の変動があると仮定した評価を実施してみた。

短期曝露影響の評価方法については今後さらなる検討が必要である。例えば、何らかの方法でベースラインケースの日単位のオゾン濃度に対応してベースライン死亡率が変動するようなモデルを新たに導入するか、あるいは、ベースライン死亡率の季節変動あるいは月変動を考慮する評価が必要ではないかと考えられる。また C-R Function が温暖期に関するものであれば評価期間もそれに合わせて集計することも必要であろう。

7.1 人体健康影響評価の考え方

7.1.1 エンドポイントの検討

ECA 指定を希望する国あるいは共同体は、国際海事機関 (IMO : International Maritime Organization) の海洋環境保護委員会 (MEPC : Marine Environment Protection Committee) に対して下記8つのクライテリアに基づく評価から構成された提案文書を提出することとなっている。

- (1) 適用される ECA 案の明確な線引き
- (2) 規制対象となる排出汚染物質の種類 (e.g. NO_x, SO₂, PM, 又はこれらの組合せ)
- (3) 船舶起源の大気汚染物質によってリスクを受けると考えられる人口及び環境の範囲
- (4) 提案海域で排出される船舶起源の大気汚染物質が、大気環境濃度や生態系環境などを与える影響の評価。この評価には、必要に応じ、土壌、植生、水生、並びに人体などに対する影響についての説明を含めるものとする。
- (5) 提案海域における気象条件 (特に風況) 、並びに地理・地質・海洋・生物形態などの情報を整理し、大気汚染物質の濃度上昇や環境影響との関連性を評価する。
- (6) 提案海域内における船舶交通の特性や密度等の実態把握
- (7) 陸上における大気汚染物質の発生源対策
- (8) 船舶発生源の削減コストと陸上起源の削減コストの比較、並びに国際貿易に従事する船舶への経済的影響

したがって、上記のクライテリア (4) に対応して、船舶起源の大気汚染物質が大気環境濃度や生態系などを与える影響 (必要に応じ、土壌、植生、水生、並びに人体などに対する影響) の評価を実施する必要がある。

米国からの提案書においては、人体健康影響評価として、「BenMAP」 (the environmental Benefits MAPPING and analysis program)¹ を評価ツールとして、ECA を設定しない場合とした場合の2つのシナリオに対して、米国内の2020年時点におけるPM_{2.5}及びオゾンによる影響が評価されている。欧州においても評価ツールは異なるが、評価項目はほぼ同様である。

これらを参考にして、昨年度は我が国における ECA 申請時に必要とされる評価手法、評価モデル等について検討し、以下の方針が適切との結論が得られた。

人体健康に対する影響評価ツールとしては、米国で開発され公開されている「BenMAP」を採用する。これを用いて、CMAQ 等の大気シミュレーションモデルから得られる船舶からの排出量により増加した大気汚染物質濃度 (PM_{2.5}およびオゾン濃度) を入力し、評価指標として重要であると考えられる死亡数、疾病発生数の変化を求める。また、2020年における死

¹ US EPA, BenMAP (Environmental Benefits Mapping and Analysis Program) Version 4.0.35 (September 13, 2010) : <http://www.epa.gov/air/benmap/download.html>よりダウンロード。

亡数、疾病発生数等に占める船舶からの排出の寄与割合及び ECA 設定によるその低減割合を評価する。大気汚染物質の濃度から死亡数、疾病発生数等を求める関数 (C-R Function) は米国 EPA が設定・推奨しているものをベースとするが、利用可能な日本独自のデータを用いて部分的に修正して使用することについても検討する。

これを受けて、本事業において考慮するのが適切と考えられるエンドポイント及び C-R Function については、図 7.1-1 に示すようにしてスクリーニングを行った。

まず、人体健康影響としては、PM_{2.5} 及びオゾンの濃度変化に起因する死亡数及び疾病発生数の変化量を採りあげる。この時点で、エンドポイントは以下に絞られる。

・ PM_{2.5}

- ・ 死亡：全死亡、虚血性心疾患、肺癌による死亡
- ・ 疾病：慢性気管支炎、急性気管支炎、下気道疾患、喘息の悪化、上気道疾患、急性気管支炎、慢性気管支炎、急性心筋梗塞
- ・ 救急入院：呼吸器疾患、循環器疾患
- ・ 救急受診：喘息

・ オゾン

- ・ 死亡：全死亡、事故死以外、心肺疾患、呼吸器疾患による死亡
- ・ 救急入院：呼吸器疾患
- ・ 救急受診：喘息

次に、日本に対してベースラインの影響の発生率の設定が出来ない評価項目は除外する。死亡に関しては問題ないが、疾病に関して入手可能な情報は限られる。

さらに、各エンドポイントについて登録されている C-R Function を精査し、詳しくは 7.2.2 (3) で記載するが、以下の C-R Function は除外する。

- ・ ベースになる原著論文が明記されていない C-R Function
- ・ 原著論文には記載がなく、BenMAP 側で設定した C-R Function
- ・ 特定地域に対する疫学研究による C-R Function

PM_{2.5}及びオゾンに関連した評価項目に絞る。→NO₂ や SO₂に関する評価項目は除外。
死亡及び疾病に絞る。→労働損失、労働生産性低下、学校欠席は除外。



日本においてベースライン発生率が設定できる評価項目に絞る。(7.3)
→患者調査で統計値が得られない評価項目(うっ血性心不全、不整脈、急性心筋梗塞、下気道疾患、喘息の悪化、上気道疾患、急性気管支炎、慢性気管支炎)は除外。



原著論文が明記されている C-R Function に絞る。(7.2.2 (4))
→Expert PM_{2.5} Mortality Functions は除外。



原著論文に準拠した C-R Function に絞る。(7.2.2 (4))
→BenMAP で閾値を設定して β を修正した C-R Function は除外。
→BenMAP で 8 時間日最大値に変換して β を修正した C-R Function は除外。



短期曝露影響に関してはなるべく複数都市研究やメタ解析に準拠した C-R Function に絞る。
(7.2.2 (4))
→特定の地域のみに関する疫学研究に基づく C-R Function は、他に利用可能な疫学研究があれば、除外。

図 7.1-1 エンドポイント及び C-R Function のスクリーニング手順

なお、BenMAP では「全死亡」をエンドポイントとして取り上げているが、この「全死亡」には事故死や自殺が含まれる。したがって、大気汚染物質の濃度が変化した場合の「全死亡」の変化数は事故死や自殺によるベースラインの死亡率が高い地域ほど大きく計算されることになる。これに関して米国 EPA に確認したところ、以下の回答が得られた。計算結果の評価に当たってはこのことを十分に考慮する必要がある。

The Pope et al. (2002) study is applied relative to an "all-cause" mortality rate that includes the deaths that you mention above (質問文に“accidental death and suicide” と記述した) . Pope et al. (2002) and Krewski et al. (2009), which is an extended analysis of the same population cohort as Pope, also report relative risk estimates for other causes of death, including cardiovascular and lung cancer deaths.

7.1.2 大気汚染物質による人体健康影響評価方法

PM_{2.5}及びオゾンによる人体影響に関しては次の2種類の影響を考慮する必要がある。

- ・長期曝露による慢性的な影響：多くの場合1年以上の期間にわたり、高濃度の大气汚染物質に曝露されることによって、循環器系や呼吸器系などに慢性的な影響を受ける。大气汚染物質の長期的な曝露による影響として取り上げられているものとしては、死亡（全死因、呼吸器疾患死亡、循環器疾患死亡、肺がん死亡）、循環器疾患の発症や肺機能の低下などが挙げられる。
- ・短期曝露による急性影響：大气汚染物質の1日～数日単位の大气汚染物質の濃度変動に伴って発生する救急入院や疾病発症などの健康影響である。PM_{2.5}やオゾンなどの大气汚染物質の濃度は、人間活動や気象条件などの変化によって、急激に上昇することがある。このような急激な濃度上昇による健康影響として取り上げられているものとしては、死亡（全死亡、死因別死亡）、循環器や呼吸器疾患による救急入院や救急受診、不整脈、心拍変動、呼吸器症状などの循環器や呼吸器疾患の発症や悪化、肺機能の変化などが挙げられている。既に循環器疾患や呼吸器疾患に罹患している者や、高齢者など感受性の高い者は、高濃度の大气汚染物質の曝露を受けることによって、大きな健康影響を受ける可能性がある。

なお、現在の日本における環境濃度あるいは想定される将来の環境改善効果を見込んだ環境濃度の範囲内で、PM_{2.5}あるいはオゾンの高濃度に対する短期的な曝露により人の死亡が増加するとしてこれをエンドポイントとして取り上げることに关しては疑問を持つ向きもあろう。このような関係を示す疫学知見は、一般に、もともと疾病をもつ人間が、高濃度のPM_{2.5}あるいはオゾンに曝露されることがきっかけで、症状を悪化させ死亡に至るものと解釈されている。大气汚染物質の濃度は変化幅が大きくしかも急激に変化するという特性があるので、高濃度の大气汚染物質に対する短期曝露が疾病あるいは死亡の引き金になる可能性があると考えられる。

言うまでもないが、人体健康に影響を与える要因は大气汚染物質の濃度だけではなく、その他の様々な要因が複合して作用している。疫学研究は、そのような様々な要因による影響を調整したうえで、大气汚染物質による健康影響が統計学的に有意であるかを調べ、有意であれば、大气汚染物質の濃度と健康影響の大きさとの定量的な関係を明らかにすることを目的としている。疫学研究では決して大气汚染物質が死亡あるいは疾病の主要な原因であると主張しているのではない。例えば、Popeら2002では、PM_{2.5}によるリスクの大きさについて次のように述べている。

- ・ PM_{2.5}によるリスクは、喫煙によるリスクと比較してはるかに小さい。

- ・ 米国の都市における PM_{2.5} によるリスクは重度肥満によるリスクより小さく、中程度肥満によるリスクとほぼ同等である。

一般に、大気汚染物質濃度からそれによる影響を求める関数（数式 7.1-1 に示す）を健康影響推定関数（Concentration - Response Function、以下 C-R Function と呼ぶ）と言い、疫学研究によって定式化される。

$$R = f(C) \quad \text{数式 7.1-1}$$

- ・ R : 健康影響
- ・ C : 大気汚染物質濃度
- ・ $f(x)$: C-R Function

ただし、ほとんどの疫学研究では大気汚染物質の濃度変化（ ΔC ）に対する健康影響の変化（ ΔR ）を求めるところまででとどめている。

大気汚染物質濃度は、長期曝露影響の場合には日単位の 1 時間最大値あるいは日平均値等の年平均値が使用されるが、短期曝露影響の場合は日単位の 1 時間最大値あるいは日平均値等が使用される。

人体健康影響としては、ここでは前述のように死亡、疾病、救急入院及び救急受診を取り上げる。疫学研究で得られるのは、大気汚染物質濃度が一定程度変動した場合に、死亡、疾病、救急入院及び救急受診等の健康影響の発生するリスクがどの程度変化するか、であり、そのリスクの変化割合は以下のような指標で表現されることが多い。

相対リスク（RR : Relative Risk） : リスクが基準の何倍になるか。

リスク変化割合（% Change） : リスクが基準の何%変化するか。

オッズ比（Odds Ratio） : 影響が出るオッズが基準の何倍になるか。

ある大気汚染物質の濃度が C_0 のケースを基準ケースとし、そのときの影響量を R_0 とする。その大気汚染物質の濃度が ΔC だけ上昇したケースを評価ケースとし、そのときの影響量を R_c とする。このとき、これらの間には数式 7.1-2~4 に示す関係がある。

$$RR = \frac{R_c}{R_0} \quad \text{数式 7.1-2}$$

$$\%Change = (RR - 1) * 100 \quad \text{数式 7.1-3}$$

$$OddsRatio = \frac{R_c / (1 - R_c)}{R_0 / (1 - R_0)} = RR * \frac{1 - R_0}{1 - R_c} \quad \text{数式 7.1-4}$$

また、C-R Function は、通常は数式 7.1-5~7 に示すような関数で表現されることが多い。

Linear 関数 : $R = \alpha + \beta * C$ 数式 7.1-5

Log Linear 関数 : $R = B * Exp(\beta * C)$ 数式 7.1-6

Logistic 関数 : $R = \frac{K}{1 + Exp(-\beta * C)}$ 数式 7.1-7

7.1.3 BenMAP の基本モデル及び入力データ

BenMAP は、北米で実施された疫学研究の知見に基づいて米国 EPA がそれに独自の解釈を加えて設定した C-R Function を使用して、基準ケース（以下ベースラインと呼ぶ、例えば船舶を含むすべての排出源を考慮したケース）となる大気汚染物質の濃度分布及び対照ケース（以下コントロールと呼ぶ、例えば船舶からの排出をゼロとしたケース）の大気汚染物質濃度分布、ベースライン人体健康影響量分布、人口分布から、その両ケースの人体健康影響の差異を計算するシステムである。BenMAP は健康影響の変化量だけではなく、それを金銭換算する機能も有している。

ここで、BenMAP では疫学研究をベースに大気汚染物質の濃度が ΔC 変化した場合の人体健康影響量の変化量 ΔR を求める関数を設定しており、Health Impact Function と呼んでいる。ただし、C-R Function の方が広く使われているので、誤解を与えない限り、この関数のことも C-R Function と呼ぶことにする。

PM_{2.5}及びオゾンによる死亡、疾病、救急入院あるいは救急受診者数の変化の大きさは、当然ながら C-R Function によって大きく異なる。したがって、日本において適用するのが適切と考えられる C-R Function を検討するのが本筋ではあるが、そのためには非常に大きな手間と費用を要する広範な疫学研究が必須であるし、その結果得られた C-R Function の検証作業にも多大な時間が必要である。このため、本事業では米国で使用されている C-R Function をそのまま日本においても適用する方針とした。

今回は、BenMAP を以下のように利用する。

- ・ 目的：関東域を対象として、2005 年において船舶を含むすべての排出源を考慮したケースをベースラインとし、2005 年において船舶からの大気汚染物質の排出量をゼロとしたケースをコントロールとし、関東域において両ケースの人体健康影響の差異を求める。これは、来年度において実施予定の 2020 年における船舶から排出される大気汚染物質が人体健康に及ぼす影響の度合と、2020 年において ECA が設定された場合における影響の改善度合とを評価するための準備である。なお、本事業においては健康影響の変化量の評価にとどめ、金銭換算は行わない。
- ・ 入力データ
 - ・ 濃度分布：ベースラインとコントロールの濃度分布を入力する。今回は CMAQ を利用して求めた関東域の濃度分布を使用する。
 - ・ ベースラインは 2005 年において船舶を含むすべての排出源を考慮した場合の関東域の濃度分布
 - ・ コントロールは 2005 年において船舶からの大気汚染物質の排出量

をゼロとした場合の関東域の濃度分布

- ・人口分布：CMAQ の関東域のグリッド分割に合せた年齢層毎の人口分布を入力する。
- ・ベースライン健康影響量分布：CMAQ の関東域のグリッド分割に合せた年齢層毎の死亡率分布、救急入院あるいは救急受診率分布を入力する。
- ・C-R Function：エンドポイント毎に疫学研究に基づいて BenMAP で設定したものから選択する。日本独自の C-R Function は使っていない。
- ・出力データ：エンドポイント毎、C-R Function 毎に、コントロール（2005 年において船舶からの大気汚染物質の排出量をゼロとしたケース）とベースライン（2005 年において船舶を含むすべての排出源を考慮したケース）の健康影響量（人数）の差異の CMAQ の関東域のグリッド分割に合せた分布が得られる。

すなわち、BenMAP はコントロールとベースラインの大気汚染物質の濃度の変化に伴う健康影響の変化量分布を、数式 7.1-8 で推定する。

$$\Delta R = \sum_k f(C_{baseline}, C_{control}, Incidence_k) * Population_k \quad \text{数式 7.1-8}$$

これをすべてのグリッドに対して計算するので数式 7.1-9 のようになる。

$$\Delta R_j = \sum_k f(C_{baseline_j}, C_{control_j}, Incidence_{j,k}) * Population_{j,k} \quad \text{数式 7.1-9}$$

ΔR_j ：グリッド j の健康影響の変化量（人/年・グリッド）

$C_{baseline_j}$ ：グリッド j の大気汚染物質濃度のベースライン濃度（PM_{2.5} については $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、オゾンについては ppb）

$C_{control_j}$ ：グリッド j の大気汚染物質濃度のコントロール濃度（PM_{2.5} については $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、オゾンについては ppb）

$Incidence_{j,k}$ ：グリッド j の年齢層 k の健康影響のベースライン発生率(/年)

$f(x)$ ：C-R Function

$Population_{j,k}$ ：グリッド j の年齢層 k の人口（人/グリッド）

ここで、ほとんどの C-R Function は Log Linear 関数あるいは Logistic 関数なので、濃度に閾値を設定している C-R Function 以外は、健康影響の変化量分布は数式 7.1-10～12 に示す式で表現される。

Log Linear 関数の C-R Function

$$\Delta R_j = \sum_k \left(1 - \frac{1}{\text{Exp}(\beta * \Delta C_j)} \right) * \text{Incidence}_{j,k} * \text{Population}_{j,k} \quad \text{数式 7.1-10}$$

Logistic 関数の C-R Function

$$\Delta R_j = \sum_k \left(1 - \frac{1}{(1 - \text{Incidence}_{j,k}) * \text{Exp}(\beta * \Delta C_j) + \text{Incidence}_{j,k}} \right) * \text{Incidence}_{j,k} * \text{Population}_{j,k}$$

数式 7.1-11

$$\Delta C_j = C_{\text{control}_j} - C_{\text{baseline}_j} \quad \text{数式 7.1-12}$$

β : Log Linear 関数及び Logistic 関数の係数

これらの式の括弧の中は、 $\text{Incidence}_{j,k}$ が 1 より十分に小さく、 $\beta * \Delta C$ も 1 より十分に小さい場合には、近似的に $\beta * \Delta C$ と見なすことができる。ここで使用されている C-R Function のほとんどはその条件を満たしているので、ほぼ線型であると考えてよいことになる。その場合の式は数式 7.1-13 に示すとおりになり、近似的には、健康影響の変化量は、 β 、濃度差、ベースライン健康影響率、人口を掛け合わせたものと考えてよいことになる。すなわち、大気汚染物質の濃度変化の絶対値にほぼ比例して死亡者数が変化する。

$$\Delta R_j = \sum_k \beta * \Delta C_j * \text{Incidence}_{j,k} * \text{Population}_{j,k} \quad \text{数式 7.1-13}$$

これを確認するために、関東域の PM_{2.5} 濃度のベースラインとコントロールの差の最小値から最大値まで変化させた場合について、「全死亡」の C-R Function に関して、変化の様子を検討してみた。ただし、BenMAP では、濃度（ここでは PM_{2.5} 濃度）及び健康影響（ここでは死亡）の減少分を正としているが、ここでは、増加分を正、減少分を負と表記している。

Log Linear 関数の場合の、 $\left(1 - \frac{1}{\text{Exp}(\beta * \Delta C)} \right)$ の値を計算してみると表 7.1-1 のとおりとなる。 ΔC は関東域（陸上だけではなく海上も含めて）では -4.854～-0.006g/m³ の範囲であったが、試算では濃度が増加した場合についても評価する。また、全グリッ

どの ΔC の平均は $-0.481\mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。

表 7.1-1 PM_{2.5}濃度の変化に伴う全死亡者数の変化率（ベースラインに対する変化率）の試算結果

C-R Function	β	$\Delta C(\mu\text{g}/\text{m}^3)$									
		-5	-4	-3	-2	-1	0	1	2	3	
Laden ら(2006)	0.014842	-0.077	-0.061	-0.046	-0.030	-0.015	0	0.015	0.029	0.044	
Pope ら(2002)	0.005827	-0.030	-0.024	-0.018	-0.012	-0.006	0	0.006	0.012	0.017	
Krewski ら(2009)	0.005827	-0.030	-0.024	-0.018	-0.012	-0.006	0	0.006	0.012	0.017	

ちなみに、今回の関東域計算領域の総人口を 43,600,000 人、ベースライン死亡率を 1% とすると、死亡者数の変化は表 7.1-2 のとおりとなる。

表 7.1-2 関東域における PM_{2.5}濃度の変化に伴う全死亡者数の変化数（ベースラインに対する変化数）の試算結果

C-R Function	β	$\Delta C(\mu\text{g}/\text{m}^3)$									
		-5	-4	-3	-2	-1	0	1	2	3	
Laden ら(2006)	0.014842	-33572	-26596	-20056	-13080	-6540	0	6540	12644	19184	
Pope ら(2002)	0.005827	-13080	-10464	-7848	-5232	-2616	0	2616	5232	7412	
Krewski ら(2009)	0.005827	-13080	-10464	-7848	-5232	-2616	0	2616	5232	7412	

Pope と Krewski は関数形も係数 β も全く同じ値なので、当然ながら同じ結果が得られる。

このように、関数形は $\left(1 - \frac{1}{\text{Exp}(\beta * \Delta C)}\right)$ と Log Linear であるが、 ΔC の実際の変化範囲で見れば、実質的には $\beta * \Delta C$ と線型であると見なしてもよいことがわかる。Laden と Pope、Krewski の β は約 2.5 倍の差があるので、同じ濃度変化に対して死亡の変化数はそれぞれ約 2.5 倍となっている。

したがって、他の C-R Function についても近似的には β を「大気汚染物質濃度の単位変化あたりの健康影響の変化割合」として理解していけばよいことになる。

以上は、年平均値を使った長期曝露影響の評価式である。日単位の1時間最大値あるいは日平均値を365日分を使った短期曝露影響の評価式は、C-R FunctionがLog Linear関数の場合は数式7.1-14のようになる。

$$\Delta R_j = \sum_k \sum_{i=1}^{365} \left(1 - \frac{1}{\text{Exp}(\beta * \Delta C_{i,j})} \right) * \frac{\text{Incidence}_{j,k}}{365} * \text{Population}_{j,k} \quad \text{数式 7.1-14}$$

しかし、括弧の中のLog Linear関数が近似的に線型と見なせる領域では、この式は年平均値を使った長期曝露影響の評価式とほとんど等しくなってしまう。これについては7.2.3節で詳述する。

7.2 死亡に対する影響評価

7.2.1 日本における死亡の現状の概観

(1) 日本における死亡

日本における主な死因別死亡数とその比率を、2010年の人口動態調査結果にしたがって、表 7.2-1 に示す。日本における年間の死亡総数は 1,197,012 件であり、100,000 人あたりの死亡率は 947.1 である（1 A 上巻 総覧 第 3.1 表-1 人口動態の年間発生件数・率・平均発生間隔—前年との比較—）。死因別死亡数では、悪性新生物²による死亡数が最も多く死亡総数の 29.5%を占める。その中でも肺がん死亡が 5.8%と最も多い。循環器疾患のうち心疾患による死亡数は、死亡総数の 15.8%であり、脳血管疾患による死亡数は 10.3%である。呼吸器疾患による死亡数は 15.7%であり、このうち肺炎による死亡数が多く 9.9%を占めている。また、外因性の死亡としては、交通事故死などを含む不慮の事故による死亡が 3.4%、自殺による死亡が 2.5%である {1C 上巻 死亡 第 5.11 表 年次別にみた死因順位、1C 上巻 死亡 第 5.13 表 年次別にみた死因簡単分類・性別死亡数及び率（人口 10 万人対）から算出}。

2005 年の人口動態統計と比較すると、2010 年の全死亡の死亡率は 1.1 倍に増加した。死因順位の上位を占める死因は、2005 年と 2010 年で共通しており、悪性新生物、心疾患、脳血管疾患、呼吸器疾患の順に多い。しかし、悪性新生物、心疾患、呼吸器疾患による死亡率は、全死亡とほぼ同じ割合で増加しているが、脳血管疾患は 0.93 倍に減少している。

なお、人口動態調査における死因分類は、1990 年から ICD-10（国際疾病分類第 10 版）に準拠している。ICD とは「疾病及び関連保健問題の国際統計分類：International Statistical Classification of Diseases and Related Health Problems」のことで、異なる国や地域から、異なる時点で集計された死亡のデータの体系的な記録、分析、解釈及び比較を行うため、世界保健機関憲章に基づき、世界保健機関が作成した分類である。ICD は、定期的に更新が行われており、最新の分類は 10 回目の修正版 ICD-10 である。

² 悪性腫瘍のこと。細胞が何らかの原因で変異して増殖を続け、周囲の正常な組織を破壊する腫瘍。がんや肉腫などがこれに入る。

表 7.2-1 日本における 2010 年の主な死因別死亡数とその比率

死因分類	死亡数	死亡率	対総数の比率
総数	1,197,012	947.1	100.0%
悪性新生物	353,499	279.7	29.5%
気管、気管支及び肺	69,813	55.2	5.8%
循環器系の疾患	341,882	270.5	28.6%
心疾患*	189,360	149.8	15.8%
脳血管疾患	123,461	97.7	10.3%
呼吸器系の疾患	187,609	148.4	15.7%
肺炎	118,888	94.1	9.9%
慢性閉塞性肺疾患 ³	16,293	12.9	1.4%
喘息	2,065	1.6	0.2%

人口動態調査（2010年）：1C 上巻 死亡第 5.13 表から算出

死亡率：人口 10 万人対

*心疾患：心疾患（高血圧性心疾患を除く：ここで高血圧性心疾患とは、長い間の高血圧によって左心室に肥大が起こり心機能に異常が生じた状態）

日本における 2010 年の死因別死亡率の月変動を表 7.2-2 に示す。年間の死亡率（人口 10 万人対、以下同じ）は 947.1 である。月別死亡率をみると冬季に高く 1 月に 1,057.9、12 月に 1,033.2 である。一方、夏季の死亡率は低く 6 月～9 月の死亡率は、874.8～895.7 の範囲である。疾患別に見ると、悪性新生物による月別死亡率は 273.2～289.0 であり月別死亡率の変動範囲は小さい。循環器疾患死亡率は年間で 270.5 であり、月別死亡率は冬季に高く 1 月、2 月、12 月の死亡率は 309.1～332.6 の範囲である。心疾患及び脳血管疾患も冬季に死亡率が高くなる。呼吸器疾患死亡率は年間で 148.4 であり月別死亡率は冬季に高く 1 月、2 月、11 月、12 月の月別死亡率は 156.0～166.5 の範囲である（1C 上巻 死亡 第 5.18 表 月別にみた死因簡単分類別死亡率）。

³有毒なガスや微粒子の吸入、特に喫煙がきっかけになり、肺胞の破壊や気道炎症が起き、緩徐進行性および不可逆的に息切れが生じる病気。

表 7.2-2 日本における 2010 年の死因別死亡率の月変動

	総数	悪性新生物	循環器疾患			呼吸器疾患
			総数	心疾患	脳血管疾患	
年間	947.1	279.7	270.5	149.8	97.7	148.4
1 月	1057.9	280.9	332.6	192.3	113.0	166.5
2 月	1015	279.7	309.1	175.2	108.7	158.7
3 月	966.2	277.2	289.9	162.3	102.1	147.9
4 月	956.4	281.6	279.4	155.1	100.8	150.0
5 月	914.8	273.2	258.0	138.2	97.6	149.8
6 月	874.8	273.7	237.8	129.2	89.6	139.8
7 月	890.9	276.0	237.0	131.8	86.5	137.2
8 月	895.7	283.0	234.3	129.7	85.3	138.4
9 月	887.5	284.1	231.0	121.5	88.7	138.5
10 月	916.3	285.1	249.4	134.3	92.9	142.3
11 月	1000.7	289.0	290.5	160.6	103.9	156.0
12 月	1033.2	284.9	310.7	175.5	108.0	163.2

人口動態調査（2010 年）：1C 上巻 死亡第 5.18 表から引用

月間死亡率を年間死亡率に換算

心疾患：心疾患（高血圧性除く）

都道府県別の死因別死亡率について、上位 5 県と下位 5 県を挙げると、悪性新生物による死亡率は、青森県、秋田県、和歌山県、鳥取県、島根県で 344.1～377.3 と高く、埼玉県、千葉県、神奈川県、愛知県、沖縄県で 198.2～245.8 で低い（全国の悪性新生物による死亡率は 279.7）。循環器疾患のうち心疾患による死亡率は、秋田県、島根県、山口県、愛媛県、高知県で 203.3～222.8 と高く、東京都、神奈川県、愛知県、福岡県、沖縄県で 105.3～126.9 と低い（全国的心疾患による死亡率は 149.8）。脳血管疾患による死亡の占める死亡率は、岩手県、秋田県、山形県、長野県、高知県で 149.5～160.5 と高く、神奈川県、愛知県、滋賀県、大阪府、沖縄県で 66.3～80.0 と低い（全国の脳血管疾患による死亡率は 97.7）。呼吸器疾患による死亡率は、秋田県、山口県、徳島県、高知県、鹿児島県で 208.4～226.7 と高く、埼玉県、千葉県、東京都、神奈川県、愛知県で 114.6～120.7 と低い（全国の呼吸器系疾患による死亡率は 148.4）{1C 上巻 死亡 第 5.19 表 都道府県（20 都市再掲）別にみた死因簡単分類別死亡率（人口 10 万人対）}。

(2) 米国における死亡

大気汚染物質と健康影響に関する疫学研究の多くが米国で実施されている。本報告書においても米国で実施された疫学研究の結果に基づき、健康影響評価を行っていることから、米国における死亡の状況を確認した。米国の死亡統計における死因分類は、日本と同様に ICD-10 に準拠しているが、心疾患や慢性下気道疾患の統計値の集計方法に日米間で異なる点がある。ここでは、米国の National Vital Statistics Reports Vol.58 NO.19 2010 の集計方法に基づく統計値を表 7.2-3 に示す。

米国（2007 年）における年間死亡総数は、2,423,712 件であり、10 万人あたりの死亡率は 803.6 である。死亡総数に対する死因別死亡数では、心疾患による死亡が最も多く、全死亡に占める比率は 25.4% である。悪性新生物による死亡数は 23.2%、脳血管疾患による死亡数は 5.6%、慢性下気道疾患による死亡は 5.3% である。外因性の死亡数としては、事故死が 5.1%、自殺が 1.4% である。

表 7.2-3 米国における主な死因別死亡数とその比率

Cause of death (死因)	死亡数	死亡率	対総数の比率
All cause (全死亡)	2,423,712	803.6	100.0%
Malignant neoplasms (悪性新生物)	563,875	186.6	23.2%
trachea, bronchus and lung (気管、気管支および肺)	158,760	52.6	6.6%
Diseases of circulatory system* (循環器疾患)	810,257	268.6	33.4%
Diseases of heart (心疾患)	616,067	204.3	25.4%
Cerebrovascular diseases (脳血管疾患)	135,952	45.1	5.6%
Diseases of respiratory system* (呼吸器疾患)	227,307	75.4	9.4%
Pneumonia (肺炎)	52,306	17.3	2.2%
Chronic lower respiratory diseases (慢性下気道 ⁴ 疾患)	127,924	42.4	5.3%
Emphysema (肺気腫 ⁵)	12,790	4.2	0.5%
Asthma (喘息)	3,447	1.1	0.1%

死亡率：人口 10 万人対

* : National Vital Statistics Reports Vol.58 NO.19 2010 では集計値が記載されていないため、改めて算出した

⁴ 気道の一部。気管・気管支からなる。

⁵ 呼吸細気管支と肺胞が拡張し破壊される疾患。

人種別の死亡については、白人の年間死亡総数は2,074,151件で死亡率は851.5である。死因別死亡では心疾患死亡（25.6%）、悪性新生物（23.3%）、慢性下気道疾患（5.7%）、脳血管疾患（5.5%）の順に多い。黒人の年間死亡総数は289,585件で死亡率は723.4である。死因別死亡では、心疾患死亡（24.6%）、悪性新生物（22.1%）、脳血管疾患（5.9%）、事故死（4.7%）の順に多い。

(3) 日本と米国の比較

前述のように日本と米国の統計値では集計方法が異なることを踏まえた上で、日本と米国の死亡の状況を比較した。

悪性新生物による死亡数が全死亡に占める比率は、日本では29.5%、米国では23.2%であり日本において高い。循環器疾患のうち心疾患による死亡数の占める比率は日本で15.8%（高血圧性心疾患（全死亡の0.3%）を除く）、米国で25.4%（高血圧性心疾患を含む）であり米国で高い。脳血管疾患による死亡数の占める比率は日本で10.3%、米国で5.6%であり日本で高い。呼吸器疾患による死亡数の比率は、日本では15.7%であり、そのうち肺炎が最も多く9.9%である。一方、米国における呼吸器疾患による死亡数の比率は9.4%であり、肺炎による死亡数の占める比率は2.2%である。日本と比較すると呼吸器疾患及び肺炎による死亡の比率は低い。慢性閉塞性肺疾患（COPD）による死亡率は、日本と米国で集計方法が異なるため、比較が難しい。

以上のように、日米でベースラインの死因の比率は異なるが、BenMAPによる評価では、ベースラインの比率の相違を考慮したうえで、大気汚染物質濃度の変化による各死因による死亡者の変化数を求めているので、日本に対してBenMAPを用いて評価することには問題はないと考えられる。ただし、循環器疾患によるベースライン死亡の中で、心疾患と脳血管疾患の比率は日米間で異なっているので、米国において求められた全循環器疾患による死亡に関するC-R Functionを日本においてそのまま適用した評価結果の解釈については注意が必要であろう。

7.2.2 計算式の選定及び入力条件の設定

(1) 基本式

関東域を対象として、2005年において船舶を含むすべての排出源を考慮したケースをベースラインとし、2005年において船舶からの大気汚染物質の排出量をゼロとしたケースをコントロールとし、関東域において両ケースの死亡者の差異を求める。

その基本式は数式 7.2-1 に示すとおりである。

$$\Delta R_j = \sum_k f(C_{baseline_j}, C_{control_j}, Incidence_{j,k}) * Population_{j,k} \quad \text{数式 7.2-1}$$

ΔR_j : 2005年におけるエンドポイント毎、C-R Function 毎の CMAQ の関東域のグリッド分割に合せたグリッド j のコントロール（2005年において船舶からの大気汚染物質の排出量をゼロとしたケース）とベースライン（2005年において船舶を含むすべての排出源を考慮したケース）の死亡者数の変化量（人/年・グリッド）

$C_{baseline_j}$: 2005年における CMAQ の関東域のグリッド分割に合せたグリッド j の大気汚染物質濃度のベースライン濃度（PM_{2.5}については $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、オゾンについては ppb）

$C_{control_j}$: 2005年における CMAQ の関東域のグリッド分割に合せたグリッド j の大気汚染物質濃度のコントロール濃度（PM_{2.5}については $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、オゾンについては ppb）

$Incidence_{j,k}$: 2005年における CMAQ の関東域のグリッド分割に合せたグリッド j の年齢層 k のベースライン死亡率(年)。

$f(x)$: C-R Function。エンドポイント毎に疫学研究に基づいて BenMAP で設定したものから選択する。日本独自の C-R Function は使っていない。

$Population_{j,k}$: 2005年における CMAQ の関東域のグリッド分割に合せたグリッド j の年齢層 k の人口（人/グリッド）

(2) ベースライン死亡率分布

ベースライン死亡率は、ベースラインの大気汚染物質の濃度レベルに対応した死亡率であり、健康影響評価の基準となる。ECA 設定に伴う大気汚染物質濃度の変化による死亡率の変化は、解析の起点とするベースライン死亡率と、対策による大気汚染物質の濃度変化に応じたリスク値の増減 (C-R Function から推定) に基づいて推定される。また、今回のように 2005 年における船舶からの排出量をゼロとした場合の大気汚染物質濃度の変化による死亡率の変化を求める場合も同様であり、対象地域に関するベースライン死亡率を設定する必要がある。

BenMAP では、エンドポイント (全死亡、循環器疾患による死亡等)、人種、民族、性別、対象とする年齢階級、グリッド毎にベースライン死亡率を入力できるようになっている。今回は、人種、民族、性別の区別は行わず、対象とする地域 (グリッド)、年齢階級別、エンドポイント別の人口 1 人当たり一定期間 (1 年間または 1 日間が典型的) の死亡数の平均値を入力することにした。

BenMAP では、米国を対象とした各種統計および疫学調査を用いてベースライン死亡率を算出している。BenMAP のマニュアルでは、米国の 2004 年から 2006 年の統計データに基づき、死亡の原因となった疾患別、年齢層別に人口 100 人あたり年あたりの死亡数として例示されている。推計の単位とする地域の範囲としては、エンドポイントや州によって異なるが、概ね county レベルで推計を行っている。3 年間の平均を取っているのは、特異な年による影響を極力小さくするためである。

米国版 BenMAP では、各エンドポイントで対象とした死因を ICD-10 あるいは ICD-9 に基づいてマニュアルに記載している。

日本国内で実施されている、死亡件数に関する統計としては、厚生労働省が実施している「人口動態調査」が挙げられる。これらの調査では、日本の死因構造を把握するために整理された分類表である「死因分類表」に基づいて死因を分類している。これらの分類表は、ICD-10 に準拠しているものの、日本の死因構造に基づいていくつかの ICD-10 の項目を組み合わせると一つの分類としているため、BenMAP で指定されているエンドポイントと完全に対応しているわけではない。このため、米国版 BenMAP のエンドポイントが指定する死因にもっとも近い分類を選択した。

「人口動態調査」では、都道府県別、死因別、年齢階級別 (5 歳階級) にまとめた全国の死亡者数を年次ごとに公表しており、濃度シミュレーション対象年である平成 17 年 (2005 年) の統計値は既に公表されている。この「人口動態調査」に基づき、日本における「死亡率」について、人口データ、都道府県別・死因別死亡者数の統計値、全国

の死因別・年齢階級別の死亡者数の統計値を組み合わせ、都道府県別・死因別・年齢階級別の死亡率に関するベースラインを推定した。

ここで、参照年度は2005年とした。今回の評価は今後実施する2020年におけるECA設定の有無による影響の評価のいわば準備である。そのことを考慮すれば、ベースライン死亡率に関しては2005年に拘らず、最新のデータに基づいて設定し、それを2005年についても2020年についても使用する方が適切だったかもしれない。

まず、都道府県別・死因別・年齢階級別の死亡者数を人口1人当たりの値（死亡率）に換算した。年齢層の区分は、統計表に従って0歳から99歳までを5歳刻みとした。乳児死亡に関しては、BenMAPにおいて生後一ヶ月以上経過した小児の死亡と定義されている。この定義に従い、人口動態調査における乳児（1歳未満）の年間死亡数から、新生児（生後4週未満）の年間死亡数を引いた値を、乳児死亡数とした。それぞれの死亡エンドポイントに用いた分類は、表7.2-4にまとめる。

また、計算グリッドが複数の都道府県にまたがる場合は、グリッド内の面積の最も大きい都道府県に属するものとした。

表 7.2-4：日本における死因別ベースライン死亡率の設定方法

エンドポイント (死因)	対象汚染物質	年齢範囲	C-R Function の対象年齢	①BenMAP による死因 分類 (ICD-10 コード)	②簡単死亡分 類	①と②の対応	死亡人口	母数人口
①全死亡	PM _{2.5} オゾン	全年齢 (5歳階級)	30-99(PM _{2.5}) 0-99(オゾン)	All	総死亡	一致	都道府県の年齢層ごとの死亡総 数	都道府県の年齢 層ごとの人口
②事故死以 外	オゾン	全年齢 (5歳階級)	0-99	A00-R99	総死亡— 20000、22000	一致	都道府県の各年齢層の「総数」 より「20000 傷病及び死亡の外 因」、「22000 特殊目的用コー ド」を引いた死亡数	都道府県の年齢 層ごとの人口
③呼吸器疾 患	オゾン	全年齢 (5歳階級)	30-99	J00-J98	10000	一致	都道府県の各年齢層の「10000 呼吸器系の疾患」	都道府県の年齢 層ごとの人口
④肺がん疾 患	PM _{2.5}	全年齢 (5歳階級)	30-99	C34	02110	02110 は C33, C34 の合計	都道府県の各年齢層の「02110 気管、気管支及び肺の悪性新生 物」	都道府県の年齢 層ごとの人口
⑤虚血性心 疾患	PM _{2.5}	全年齢 (5歳階級)	30-99	I20-I25	09202、09203	I23 が含まれな い	都道府県の各年齢層の「09202 急性心筋梗塞」と「09203 そ の他の虚血性心筋梗塞」	都道府県の年齢 層ごとの人口
⑥心肺疾患 による死亡	オゾン	全年齢 (5歳階級)	0-99	I00-78, J10-J18, J40-J47, J67	09000、10100 10200、10400 10500	I80-89、I95-99 が余分に含まれ る。J40、J47、 J67 が含まれな い。	都道府県の各年齢層の「09000 循環器系の疾患」、「10100 インフルエンザ」、「10200 肺 炎」、「10400 慢性閉塞性肺 疾患」「10500 喘息」	都道府県の年齢 層ごとの人口
⑦乳児死亡	PM _{2.5}	0歳以下	<1	All	総死亡	一致	各都道府県の乳児死亡数より新 生児死亡数を引いたもの	都道府県の乳児 (0歳)の人口

*ICD-10 (国際疾病分類第 10 版)：死因や疾病の国際的な統計基準として世界保健機関 (WHO) によって公表された疾病及び関連保健問題の国際統計分類。ICD-10 は 1990 年の第 43 回世界保健総会で採択された。(http://www.mhlw.go.jp/toukei/sippe/) C33：気管の悪性新生物、C34：気管支及び肺の悪性新生物、I23：急性心筋梗塞の続発合併症、J40：気管支炎、急性又は慢性と明示されないもの、J47：気管支拡張症、J67：有機粉じんによる過敏性肺臓炎

*簡単死亡分類：我が国の死因構造を全体的に概観する目的で ICD-10 を参考にして作成されたものである。

(http://www.mhlw.go.jp/toukei/saikin/hw/jinkou/suii09/deth3.html)

(3) 健康影響推定関数の選択

BenMAP において評価するエンドポイントには、それぞれ複数の健康影響推定関数(以下 C-R Function) が登録されており、ユーザは評価に用いる C-R Function を選択することができる。

① スクリーニング基準

BenMAP に登録されている C-R Function には以下の 3 種類がある。

- ・ EPA Standard Health Functions : 米国 EPA が自ら実施する PM_{2.5} 及びオゾンによる影響評価において使用している C-R Function のセット
- ・ Expert PM_{2.5} Mortality Functions : 米国 EPA が匿名の専門家 (A~L までの 12 人) の意見を聴取し、それをベースに作成した PM_{2.5} による死亡に関する C-R Function のセット
- ・ NO₂ & SO₂ Standard Functions : 米国 EPA が自ら実施する NO₂ 及び SO₂ 影響評価において使用している C-R Function のセット

ここで、NO₂ & SO₂ Standard Functions は今回の検討の対象物質とは異なるので採用しない。Expert PM_{2.5} Mortality Functions については、専門家の意見としか記載されておらず、根拠となる原著論文が示されていない。専門家の意見の根拠が明らかではないので、採用しない。したがって、EPA Standard Health Functions として登録されている PM_{2.5} 及びオゾンによる死亡に関する C-R Function について検討する。

EPA Standard Health Function として BenMAP に登録されている死亡をエンドポイントとする C-R Function を表 7.2-5~6 に示す。これらの中には、日本に対して適用するには信頼性に欠けると思われるものもある。したがって、ここでは以下のようにして C-R Function のスクリーニングを実施した。

スクリーニング基準 1 : 原著論文に準拠していること。

BenMAP に登録されている C-R Function を原著論文に当たって確認したところ、原著論文では β 値そのものが与えられているものはごく少数であり、多くのものは PM_{2.5} あるいはオゾン濃度のある差に対して、相対リスク (RR : Relative Risk)、% Change、Odds Ratio の形で与えられており、BenMAP において、それを Log Linear 関数あるいは Logistic 関数の β の値に変換していることがわかった。また、オゾンについては $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 単位で与えられているものは ppb に変換している。このときに以下のような疑問点が発見されたが、これらはスクリーニングの対象とはしなかった。

- ・ 原著論文で相対リスク (RR : Relative Risk) として与えられているものは Log Linear 関数を仮定してベータを求めているが、% Change として与えられているものは線型としており、一貫性がない。

BenMAP に登録されている C-R Function の中には閾値つきのものがある。これらは原著論文には記載がなく、BenMAP において閾値を設定し、それに合せて β の値を BenMAP において調整していることがわかった。設定されている閾値はかなり低いものであり、その根拠も明確ではなく一貫していない。これらの C-R Function は採用しないことにした。(→スクリーニング基準 1-1)

BenMAP に登録されている C-R Function の中には、原著論文では 1 時間日最大値 (配列)、日平均値 (配列) に対する C-R Function を求めているのに、BenMAP 側で、関数形はそのままとして、対象地域の PM_{2.5} 及びオゾン濃度の統計分布(1 時間日最大値と 8 時間日最大値の経験的な相関関係)を考慮して β の値を 8 時間日最大値 (配列) に変換しているものがあった。これらは、文献間の β の値を直接比較するときには意味があるが、BenMAP を使って日本国内で評価を実施する場合には上記の統計分布が大きく異なるので意味はないものである。これらの C-R Function も採用しないことにした。(→スクリーニング基準 1-2)

スクリーニング基準 2 : なるべく広範な地域を対象にした疫学研究によっていること。

選択に当たっては、なるべく大気汚染物質濃度の異なる複数の都市や地域における疫学研究に基づく C-R Function を優先する。単一の都市・地域に関する研究に基づく C-R Function は、その地域の人口構成、大気汚染物質の濃度レベルや成分構成、住民の基礎疾患、社会経済環境等の要因による地域的な偏りがあると考えられる。このような偏りを少なくするには、同一の手法によって複数の都市で調査を行った研究 (複数都市研究) に基づく C-R Function を用いることが適切であると考えられるからである。

また、複数の疫学研究の結果を統合したメタ解析の手法を用いた疫学研究によって導かれた C-R Function も、複数都市研究と比較するとそれぞれの疫学研究によって調査方法が一様ではないことが多いとは言え、全体の傾向を大きく把握するには適切な研究であると考えられる。

ただし、以上のスクリーニングは米国を対象として整備された C-R Function について言えることである。米国に関して信頼できる C-R Function が日本においてそのまま適用することが適切かどうかに関しては議論があろう。今後の大きな課題であると考えられる。

スクリーニング基準 3 : C-R Function が Reasonable であること。

BenMAP に登録されている C-R Function のデータの内容を検討すると、 β がゼロあるいは負の値となっている C-R Function (Jerrett : NE 及び IMW についてのオゾンの呼吸器系疾患による死亡) があった。これはオゾンと PM_{2.5} による二汚染物質モデルによる解析結果であるが、オゾン濃度が上昇しても死亡者数は変わらない、あるいはオゾン

濃度が上昇すると死亡者が減少する、という結果になる。原著論文では確かにそのような結果が得られているのだが、この C-R Function は今回の評価では採用しないこととした。ただし、これらはスクリーニング基準 2 で除外されてしまっていた。

Woodruf ら 1997 には明らかに間違いと思われる箇所が見受けられた。前行の一部を誤ってコピーしたものと思われる。これらはスクリーニング基準 1 で除外されてしまっていた。

このほか、BenMAP には One-Step Analysis というオプションがあり、米国国内用に濃度分布さえ入力すれば、後は「Preloaded EPA parameters」、すなわち EPA が自らの実施する解析で採用しているベースライン発生率、C-R Function、人口分布のセットを用いて評価できるようになっている。「Preloaded EPA parameters」では死亡、疾病、救急入院、救急受診等を含めて PM_{2.5} については 61 個、オゾンについては 21 個の C-R Function が選択されている。今回は「Preloaded EPA parameters」において選択されていない C-R Function を無条件に除外することはしなかった。

② スクリーニング結果

以上のスクリーニングの結果を表 7.2-5~6 に示す。選択された C-R Function は以下のとおりである。

- ・ PM_{2.5} による長期曝露影響
 - ・ 全死亡：5 種類
 - ・ 虚血性心疾患⁶による死亡：1 種類
 - ・ 肺癌による死亡：1 種類
- ・ オゾンによる長期曝露影響
 - ・ 呼吸器疾患による死亡：1 種類
- ・ オゾンによる短期曝露影響
 - ・ 全死亡：2 種類
 - ・ 事故死以外の死亡：5 種類
 - ・ 心肺疾患による死亡：1 種類

PM_{2.5} の短期曝露影響による死亡に関する疫学知見は、これまで多数報告されているが、PM_{2.5} の短期曝露影響を評価した C-R Function は、BenMAP に組み込まれていない。今回は、BenMAP に組み込まれている C-R Function による推計を行うこととしているので、PM_{2.5} の短期曝露影響による死亡に関する評価は行わないこととする。

⁶冠動脈の閉塞や狭窄などにより心筋への血流が阻害され、心臓に障害が起こる疾患の総称。狭心症や心筋梗塞が含まれる。

PM_{2.5}への短期曝露による死亡が、BenMAPに組み込まれていない理由について、米国EPAに問合せたところ、以下の回答が得られた。米国EPAでは、長期曝露影響に関する疫学研究は、PM_{2.5}の長期曝露による死亡と短期曝露による死亡の両方を含んでいると考え、長期曝露影響に関する疫学研究のみをBenMAPに組み込んでいる。しかし、BenMAPに登録されている全ての長期曝露影響に関するC-R Functionが短期曝露影響を含んだものであると解釈すべきなのかどうか、検討が必要であろうと考えられる。

Long-term studies of PM_{2.5}-related mortality are generally understood to capture the PM_{2.5} deaths due to both long- and short-term exposure. For this reason, EPA quantifies only long-term PM_{2.5} mortality. However, as you note, there is a rich literature of short-term PM_{2.5} mortality studies, and you should feel free to add those health impact functions to your BenMAP database.

表 7.2-5 : PM_{2.5}による死亡に関する C-R Function とそのスクリーニング結果

影響評価項目	エンドポイント	C-R Function (論文)	年齢(歳)	濃度データの処理	注意事項	原著論文の記載	BenMAPに登録されているβの値	スクリーニング (基準 1-2, 3 は該当せず)			
								基準 1:1: 閾値を設定せず	基準 2: 複数都市あるいはメタ解析	総合	
死亡 (全て長期)	全死亡	Pope et al.,2002	30-99	年平均値	51 Cities.	10μg/m ³ の相対リスク: 1.06	0.005827	○	○	○	
		Pope et al.,2002	30-99	年平均値	51 Cities. 閾値 7.5μg/m ³		0.005827	×	○	×	
		Pope et al.,2002	30-99	年平均値	51 Cities. 閾値 10μg/m ³		0.006555	×	○	×	
		Pope et al.,2002	30-99	年平均値	51 Cities. 閾値 12μg/m ³		0.007284	×	○	×	
		Pope et al.,2002	30-99	年平均値	51 Cities. 閾値 15μg/m ³		0.008740	×	○	×	
		Krewski et al., 2009	30-99	年平均値	116 US Cities	10μg/m ³ の相対リスク: 1.06	0.005827	○	○	○	
		Laden et al., 2006	25-99	年平均値	6 Cities	10μg/m ³ の相対リスク: 1.16	0.014842	○	○	○	
		Laden et al., 2006	25-99	年平均値	6 Cities. 閾値 10μg/m ³	0.014842	×	○	×		
		Woodruff et al.,1997	0-0	年平均値	86 Cities	10μg/m ³ のオッズ比: 1.04	0.003922	○	○	○	
		Woodruff et al.,1997	0-0	年平均値	86 Cities. 閾値 10μg/m ³	0.003922	×	○	×		
		Woodruff et al., 2006	0-0	年平均値	204 Counties	10μg/m ³ のオッズ比: 1.07	0.006766	○	○	○	
		Woodruff et al., 2006	0-0	年平均値	204 Counties. 閾値 10μg/m ³	0.006766	×	○	×		
		虚血性心疾患による死亡	Krewski et al., 2009	30-99	年平均値	116 US Cities	10μg/m ³ の相対リスク: 1.24	0.021511	○	○	○
		肺がんによる死亡	Krewski et al., 2009	30-99	年平均値	116 US Cities	10μg/m ³ の相対リスク: 1.14	0.013103	○	○	○

表 7.2-6 オゾンによる死亡に関する C-R Function とそのスクリーニング結果 (その 1)

エンドポイントグループ	エンドポイント	C-R Function (論文)	年齢 (歳)	濃度データの処理	注意事項	原著論文の記載	BenMAPに登録されているβの値	スクリーニング				
								基準 1-1 閾値を設定せず	基準 1-2 8時間日最大値に変換せず	基準 2 複数都市あるいはメタ解析	基準 3 合理的	総合
死亡	呼吸器系疾患による死亡 (長期)	Jerrett et al., 2009	33-99	1 時間日最大値の年平均値	NE . Single Pollutant Model	10ppbの相対リスク: 0.99	-0.001005	○	○	×	×	×
		Jerrett et al., 2009	33-99	1 時間日最大値の年平均値	IMW . Single Pollutant Model	10ppbの相対リスク: 1.00	0	○	○	×	×	×
		Jerrett et al., 2009	33-99	1 時間日最大値の年平均値	SE . Single Pollutant Model	10ppbの相対リスク: 1.12	0.011333	○	○	×	○	×
		Jerrett et al., 2009	33-99	1 時間日最大値の年平均値	UMW . Single Pollutant Model	10ppbの相対リスク: 1.14	0.013103	○	○	×	○	×
		Jerrett et al., 2009	33-99	1 時間日最大値の年平均値	NW . Single Pollutant Model	10ppbの相対リスク: 1.06	0.005827	○	○	×	○	×
		Jerrett et al., 2009	33-99	1 時間日最大値の年平均値	SW . Single Pollutant Model	10ppbの相対リスク: 1.21	0.019062	○	○	×	○	×
		Jerrett et al., 2009	33-99	1 時間日最大値の年平均値	SC . Single Pollutant Model	10ppbの相対リスク: 1.01	0.000995	○	○	×	○	×
		Jerrett et al., 2009	33-99	1 時間日最大値の年平均値	86 Urban Areas. PM _{2.5} との 2 Pollutant Model	10ppbの相対リスク: 1.04	0.003922	○	○	○	○	○
		Jerrett et al., 2009	33-99	1 時間日最大値の年平均値	86 Urban Areas. 閾値 56µg/m ³		0.00432	×	○	○	○	×
Jerrett et al., 2009	33-99	8 時間日最大値の年平均値	86 Urban Areas		0.004471	○	×	○	○	×		

表 7.2-6 オゾンによる死亡に関する C-R Function とそのスクリーニング結果 (その 2)

影響評価項目	エンドポイント	C-R Function (論文)	年齢 (歳)	濃度データの処理	注意事項	原著論文の記載	BenMAP に登録されている β の値	スクリーニング				
								基準 1-1 閾値を設定せず	基準 1-2 8時間日最大値に変換せず	基準 2 複数都市あるいはメタ解析	基準 3 合理的	総合
死亡	全死亡 (短期)	Levy et al., 2005	0-99	1 時間日最大値(配列)	US and non-US. メタ解析	$10\mu\text{g}/\text{m}^3$ の % Change : 0.43	0.000843	○	○	○	○	○
		Levy et al., 2005	0-99	8 時間日最大値(配列)			0.001121	○	×	○	○	×
		Bell et al., 2005	0-99	日平均値(配列)	US and non-US. メタ解析	10ppb の % Change : 1.5	0.0015	○	○	○	○	○
		Bell et al., 2005	0-99	8 時間日最大値(配列)			0.000795	○	×	○	○	×
	事故死以外の死亡 (短期)	Ito et al., 2005	0-99	1 時間日最大値(配列)	メタ解析	10ppb の % Change : 0.4	0.0004	○	○	○	○	○
		Ito et al., 2005	0-99	8 時間日最大値(配列)			0.000532	○	×	○	○	×
		Ito et al., 2005	0-99	日平均値(配列)	温暖期. メタ解析	20ppb の % Change : 3.5	0.00175	○	○	○	○	○
		Ito et al., 2005	0-99	8 時間日最大値(配列)			0.001173	○	×	○	○	×
		Ito and Thurston 1996	18-99	1 時間日最大値(配列)			Chicago IL.	100ppb の相対リスク : 1.07	0.000634	○	○	×
		Bell et al., 2004	0-99	日平均値(配列)	95 US Cities. 1年中	10ppb の % Change : 0.52	0.00052	○	○	○	○	○
		Bell et al., 2004	0-99	日平均値(配列)	95 US Cities. 温暖期	10ppb の % Change : 0.39	0.00039	○	○	○	○	○
		Bell et al., 2004	0-99	8 時間日最大値(配列)			0.000261	○	×	○	○	×

表 7.2-6 オゾンによる死亡に関する C-R Function とそのスクリーニング結果 (その 3)

影響評価項目	エンドポイント	C-R Function (論文)	年齢 (歳)	濃度データの処理	注意事項	原著論文の記載	BenMAP に登録されている β の値	スクリーニング				
								基準 1-1 閾値を設定せず	基準 1-2 8 時間日最大値に変換せず	基準 2 複数都市あるいはメタ解析	基準 3 合理的	総合
死亡	事故死以外の死亡 (短期)	Moolgavkar et al. 1995	18-99	日平均値(配列)	Philadelphia PA.	100ppb の相対リスク : 1.063	0.000611	○	○	×	○	×
		Moolgavkar et al. 1995	0-99	日平均値(配列)	Philadelphia PA. 温暖期。オゾンのみ	100ppb の相対リスク : 1.15	0.001398	○	○	×	○	×
		Moolgavkar et al. 1995	0-99	日平均値(配列)	Philadelphia PA. 温暖期。オゾン、TSP、SO ₂	100ppb の相対リスク : 1.15	0.001389	○	○	×	○	×
		Samet et al. 1997	18-99	日平均値(配列)	Philadelphia PA.	20.219ppb の % Change : 1.91	0.000936	○	○	×	○	×
		Schwartz 2005	0-99	1 時間日最大値(配列)	14 US Cities. 温暖期	10ppb の % Change : 0.37	0.00037	○	○	○	○	○
		Schwartz 2005	0-99	8 時間日最大値(配列)			0.000426	○	×	○	○	×
	心肺疾患による死亡 (短期)	Huang et al., 2005	0-99	日平均値(配列)	19 US Cities. 温暖期	10ppb の % Change : 1.25	0.00125	○	○	○	○	○
		Huang et al., 2005	0-99	8 時間日最大値(配列)			0.000813	○	×	○	○	×

(4) ベースラインとコントロールの大気汚染物質の濃度分布

BenMAP では、ベースライン（船舶からの排出量を含むすべての排出源を考慮したケース）の大気汚染物質の濃度と、コントロール（船舶からの排出量をゼロとしたケース）の大気汚染物質の濃度を比較し、その濃度差から健康影響の変化の大きさを推定する。

濃度データの統計処理は、用いる C-R Function で指定されている処理方法と一致させる必要がある。BenMAP は多種多様な処理方法に対応できるようになっているが、今回選択した PM_{2.5} 及びオゾンによる死亡に関連する C-R Function で指定されている濃度の統計処理方法は次の通り（「:」以降は本資料内の呼称）である。

- ・ 1 時間値の日最大値を 365 日分 : 1 時間日最大値（配列）
- ・ 日平均値を 365 日分 : 日平均値（配列）
- ・ 1 時間値の日最大値を年平均した値 : 1 時間日最大値の年平均値
- ・ 日平均値を年平均した値 : 年平均値

例えば、「1 時間日最大値（配列）」を使用する場合は、死亡者の変化数を 1 時間値の日最大値を使って 1 日毎に計算し、それらを足し合わせて 1 年間の死亡者の変化数とする。「1 時間日最大値の年平均値」を使用する場合は、1 年間の死亡者の変化数を一度に計算する。

CMAQ によるシミュレーションで得られた 2005 年における関東域の PM_{2.5} 及びオゾンの濃度分布を以下に示す。これらは 5.2.2 節に記載した計算結果である。

① PM_{2.5}

ベースライン（船舶からの排出量を含むすべての排出源を考慮したケース）の PM_{2.5} の濃度分布を図 7.2-1 に、コントロール（船舶からの排出量をゼロとしたケース）の PM_{2.5} の濃度分布を図 7.2-2 に示す。また、両者の濃度差の分布を図 7.2-3 に示す。船舶の排出量をゼロとした場合、海岸近傍での濃度減少が大きく、内陸に入るにしたがって濃度減少は小さくなる。

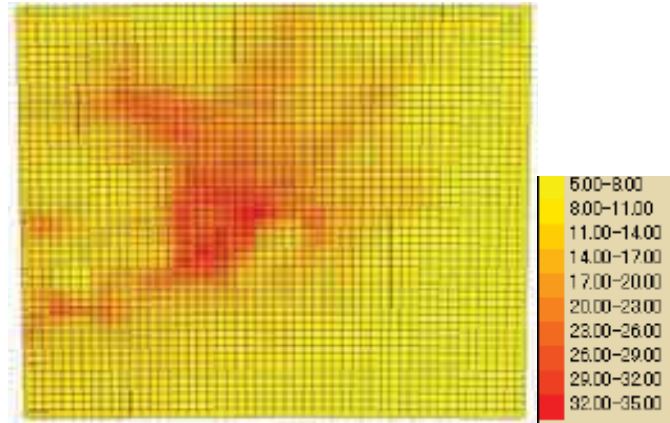


図 7.2-1 2005 年における関東域の PM_{2.5} のベースライン濃度分布（日平均値の年平均値）
船舶・陸上排出源の両方を含む（最小値：5.23μg/m³、最大値：30.99μg/m³）

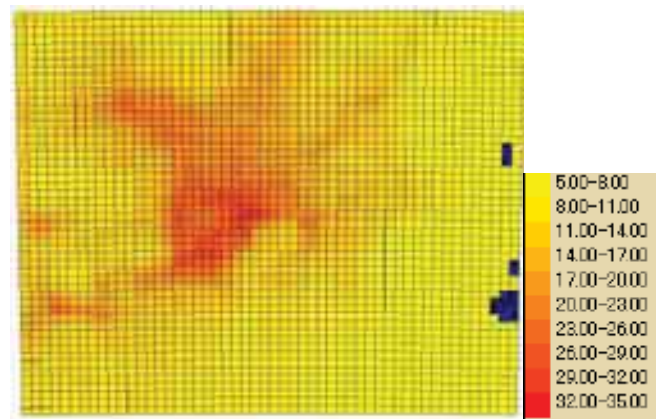


図 7.2-2 2005 年における関東域の PM_{2.5} のコントロール濃度分布（日平均値の年平均値）
陸上排出源のみ（最小値：4.96μg/m³、最大値：30.29μg/m³）

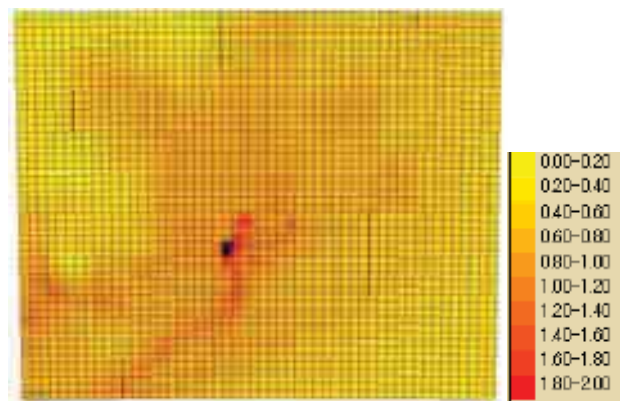


図 7.2-3 2005 年における関東域の PM_{2.5} のベースライン濃度とコントロール濃度差の分布
（最小値：0.13μg/m³、最大値：2.34μg/m³、人口の重み付け平均濃度差：約 0.7μg/m³）

② オゾン

ベースライン（船舶からの排出量を含むすべての排出源を考慮したケース）のオゾンの1時間日最大値の年平均値の濃度分布を図7.2-4に、コントロール（船舶からの排出量をゼロとしたケース）のPM_{2.5}の濃度分布を図7.2-5に示す。また、両者の濃度差の分布を図7.2-6に示す。また、日平均値のベースラインの濃度分布を図7.2-7に、コントロールの濃度分布を図7.2-8に、両者の濃度差の分布を図7.2-9に示す。船舶の排出量をゼロとした場合、東京湾内ではオゾン濃度が大きく上昇しているが、それ以外の地域では濃度は減少している。内陸に入りにしたがって濃度減少は小さくなるが、減少の程度はあまり顕著ではなく、ほぼ一様である。

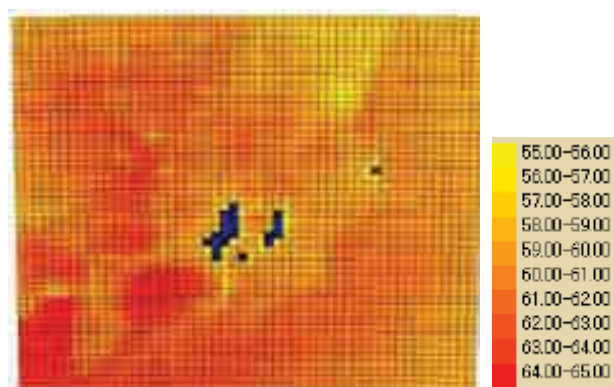


図 7.2-4 2005 年における関東域のオゾンのベースライン濃度分布（1 時間日最大値の年平均値）
船舶・陸上排出源の両方を含む（最小値：44.95ppb、最大値：64.03 ppb）

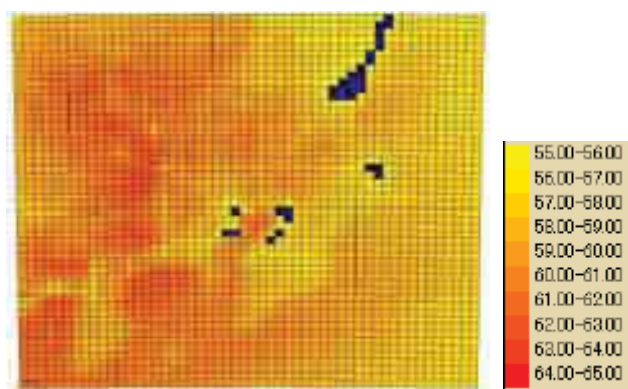


図 7.2-5 2005 年における関東域のオゾンのコントロール濃度分布（1 時間日最大値の年平均値）
陸上排出源のみ（最小値：50.27ppb、最大値：62.20 ppb）

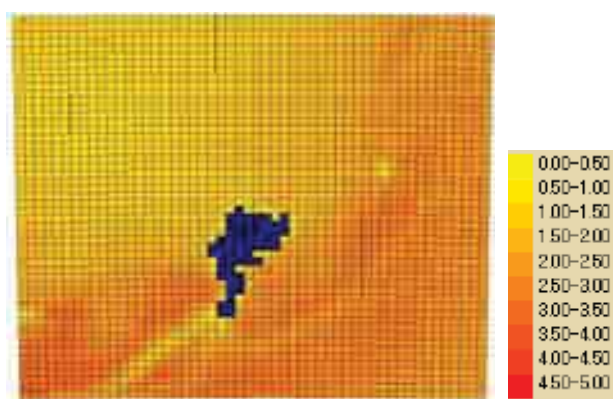


図 7.2-6 2005 年における関東域のオゾンのベースラインとコントロールの濃度差の分布
(1 時間日最大値の年平均値)

(最小値：-11.90ppb、最大値：3.11 ppb、人口の重み付け平均濃度差：約 0.9 ppb)

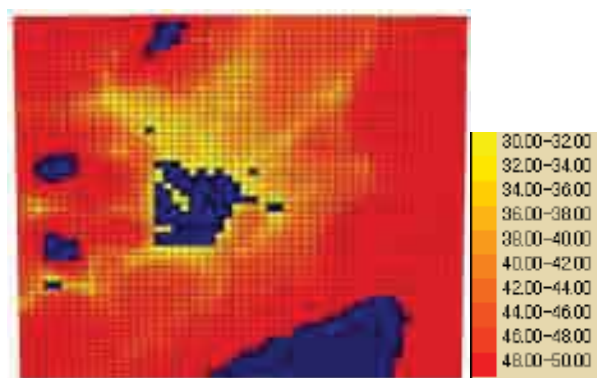


図 7.2-7 2005 年における関東域のオゾンのベースライン濃度分布 (日平均値の年平均値)

船舶・陸上排出源の両方を含む (最小値：21.29ppb、最大値：52.20 ppb)

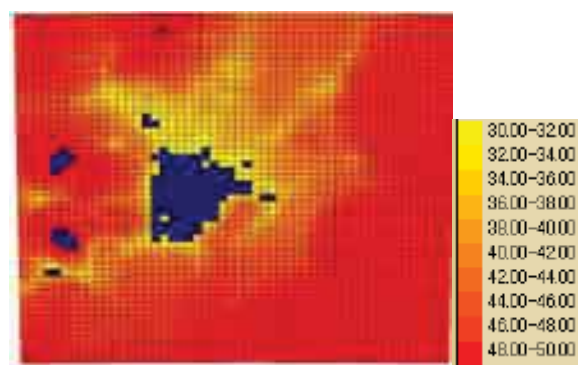


図 7.2-8 2005 年における関東域のオゾンのコントロール濃度分布 (日平均値の年平均値)

陸上排出源のみ (最小値：20.89ppb、最大値：51.30 ppb)

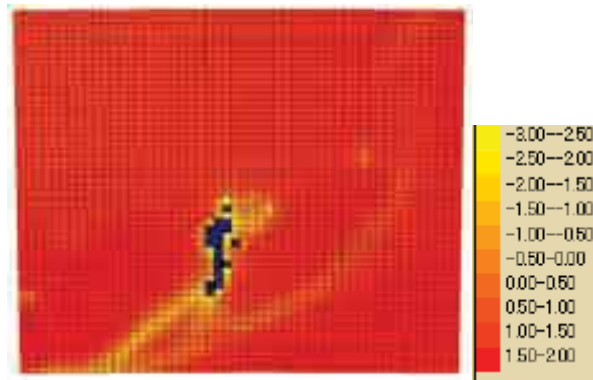


図 7.2-9 2005 年における関東域のオゾンのベースラインとコントロールの濃度差の分布
(日平均値の年平均値)

(最小値：-8.35ppb、最大値：1.76 ppb、人口の重み付け平均濃度差：約 0.8 ppb)

(5) 人口分布

人口分布については、以下のデータ

- ・ 平成 17 年国勢調査－世界測地系（1 km メッシュ）2005/10/01 の男女別人口総数、世代総数及びメッシュの地理情報データ⁷
- ・ ESRI ジャパン株式会社の全国市区町村界データ ver 5.28
- ・ 平成 17 年国勢調査－都道府県・市区町村別統計表（男女別人口，年齢（3 区分）・割合，就業者数，昼間人口など）⁹

を使用し、地理情報システム（ArcGIS）の空間結合機能を利用して、CMAQ 計算グリッドに対する 5 歳区分毎の人口分布データを作成した。集計に当たっては、1 km メッシュの中心座標が CMAQ 計算グリッドに含まれる人口はすべて当該グリッドに含まれると考えて集計した。その手順の概略及び計算結果を図 7.2-10～14 に示す。

最も人口の多いグリッドは約 38 万人/グリッドである。

⁷政府統計の総合窓口の地図でみる統計 (<http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/eStatTopPortal.do>)

⁸地理情報システム（GIS）で標準的に用いられるファイル形式の平成 17 年 10 月現在の市町村のシェープファイル。同ファイルには、市町村境界の地理データ（緯度経度）のほか、市町村の JIS コード（JCODE）との情報が含まれている。http://www.esrij.com/products/gis_data/japanshp/japanshp.html

⁹政府統計の総合窓口の最新結果一覧

(<http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/GL08020101.do? toGL08020101 &tstatCode=000001007251&requestSender=search>)

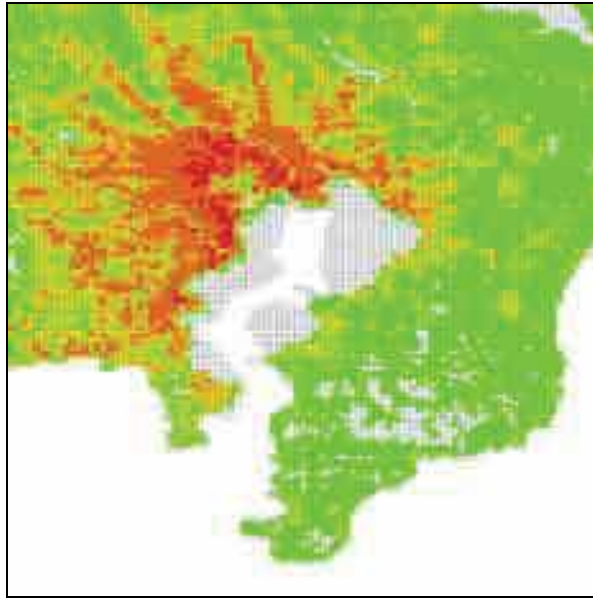


図 7.2-10 平成 17 年国勢調査－世界測地系（1 km メッシュ）2005/10/01 の男女別人口総数
及び世代総数を地理情報システムに対応させたマップ
海域にもメッシュが存在するのは、港湾区域を含んでいるからである。

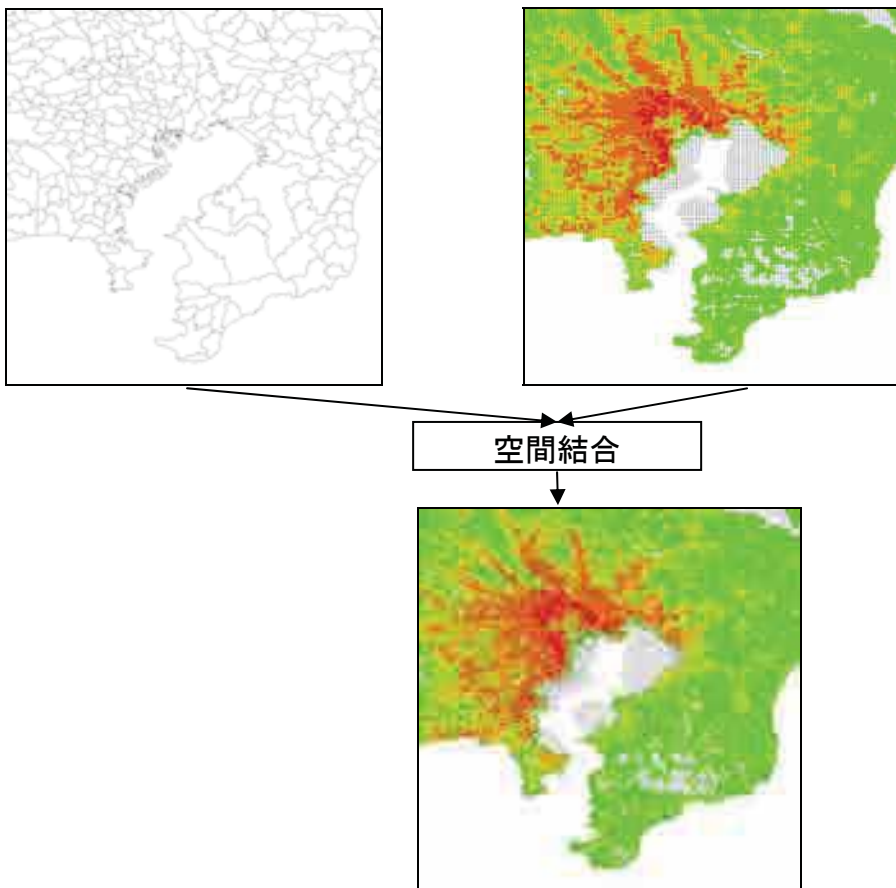


図 7.2-11 地理情報システムの空間結合機能により 1 km メッシュ人口データに市町村情報を
盛り込んだ結果（以下、1 km メッシュ人口データ）

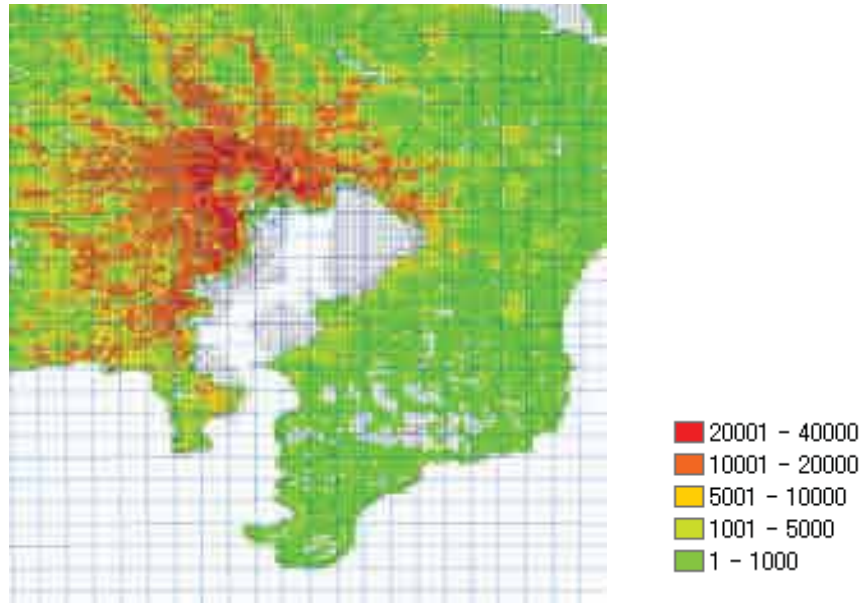


図 7.2-12 CMAQ 計算グリッドに 1 km メッシュ人口データをオーバーラップした結果

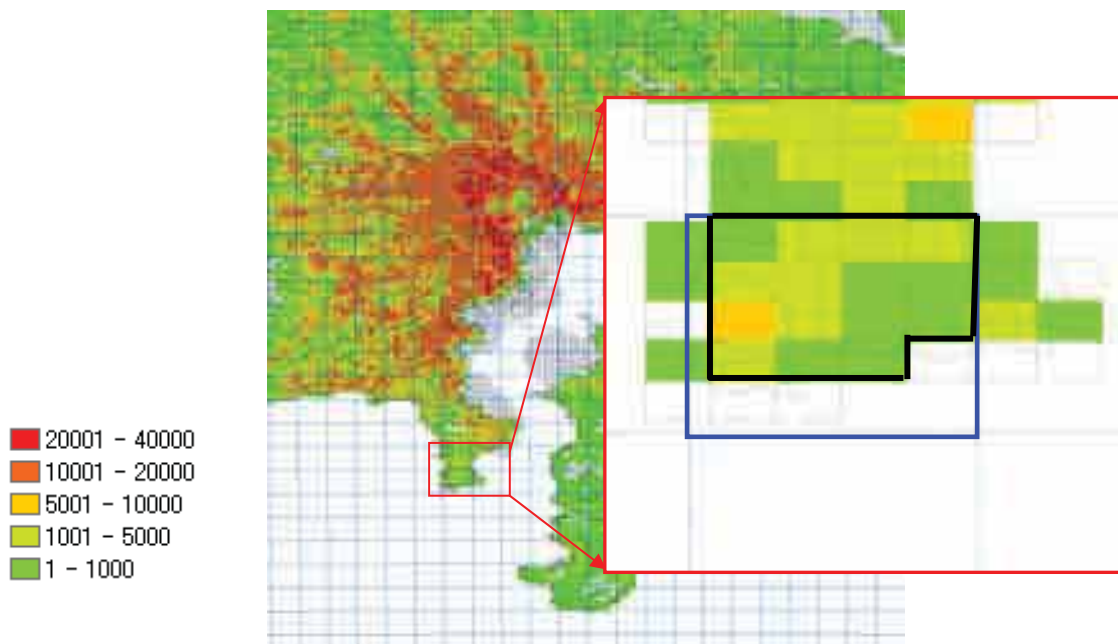


図 7.2-13 CMAQ 計算グリッドに含まれる人口データの判断方法

1 km メッシュ人口データの中心が青メッシュ線内にある場合は同グリッドの人口とする。例えば、黒線で囲まれる 1 km メッシュ人口データの総和が青メッシュの人口データとなる。

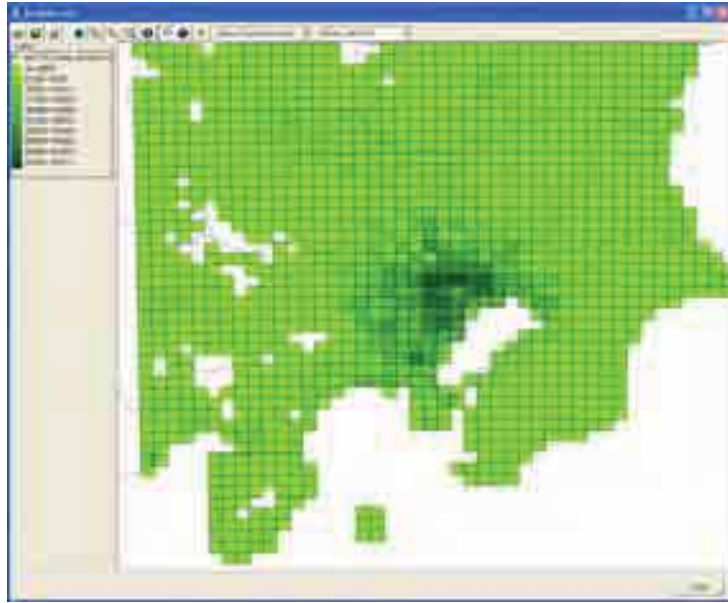


図 7.2-14 関東域の 2005 年における人口分布

7.2.3 計算結果

(1) PM_{2.5}への長期曝露による死亡者数に対する影響

① 死亡者の減少総数

船舶の排出量がゼロになったことに伴う PM_{2.5} の濃度変化に起因する死亡の減少数に関する計算結果は表 7.2-7 のとおりである。

Laden ら(2006)は、Pope ら(2002)、Krewski ら(2009)と比較すると β が約 2.5 倍なので、それにほぼ比例して影響を大きく評価する。Pope ら(2002)と Krewski ら(2009)とは関数形が同じで β も同じなので、死亡者の減少数は全く同じである。その他の項目も、基本的には β の大きさにほぼ比例して死亡者の減少数が変動する。

死因別にベースラインに対する割合を比較すると、Krewski に基づく虚血性心疾患による死亡者の減少数の割合は、全死亡や肺がんによる死亡者の減少数と比較して、やや高い値 (1.43%) となっている。これも Krewski に基づく虚血性心疾患による死亡に関する C-R Function の β の値が他に比較して大きいからである。

なお、PM_{2.5} の濃度変化の絶対値にほぼ比例して死亡者数が変化するので、ここでの船舶寄与率 (死亡者の減少数のベースラインに対する割合) は排出量ベースの船舶の寄与割合とは別物であることに注意が必要である。

表 7.2-7 2005 年における関東域の PM_{2.5}による死亡者の減少数に関する BenMAP の計算結果

影響評価項目	Endpoint	C-R Function (論文)	年齢 (歳)	濃度データの処理	健康影響係数: β	注意事項	対象人口	ベースライン死亡者数	死亡の減少数	ベースラインに対する割合	ベースライン死亡率	死亡率の減少分
死亡 (全て長期)	全死亡	Pope et al., 2002	30-99	年平均値	0.005827	51 Cities	29,916,277	321,280	1,255.87	0.39%	1.0739%	0.0042%
		Krewski et al., 2009	30-99	年平均値	0.005827	116 US Cities	29,916,277	321,280	1,255.87	0.39%	1.0739%	0.0042%
		Laden et al., 2006	25-99	年平均値	0.014842	6 Cities	33,025,340	322,743	3,203.69	0.99%	0.9773%	0.0097%
		Woodruff et al., 2006	0-0	年平均値	0.006766	204 Counties	372,505	281	1.30	0.46%	0.0755%	0.0003%
		Woodruff et al., 1997	0-0	年平均値	0.003922	86 Cities	372,505	281	0.75	0.27%	0.0755%	0.0002%
	虚血性心疾患による死亡	Krewski et al., 2009	30-99	年平均値	0.021511	116 US Cities	29,916,277	25,663	367.46	1.43%	0.0858%	0.0012%
	肺がんによる死亡	Krewski et al., 2009	30-99	年平均値	0.013103	116 US Cities	29,916,277	18,247	161.04	0.88%	0.0610%	0.0005%

② 死亡者の減少数の空間分布

船舶の排出量がゼロになったことに伴う $PM_{2.5}$ の濃度変化に起因する死亡者数の減少数の分布を各エンドポイント、C-R Function 毎に図 7.2-15～20 に示す。

どの C-R Function による死亡者の減少数の空間分布も、 $PM_{2.5}$ の日平均値の差異の空間分布と分布形はあまり変わらず、濃度差の大きい海岸近傍は人口も多いので、濃度分布のグリッドによる差異がより強調された分布となっている。

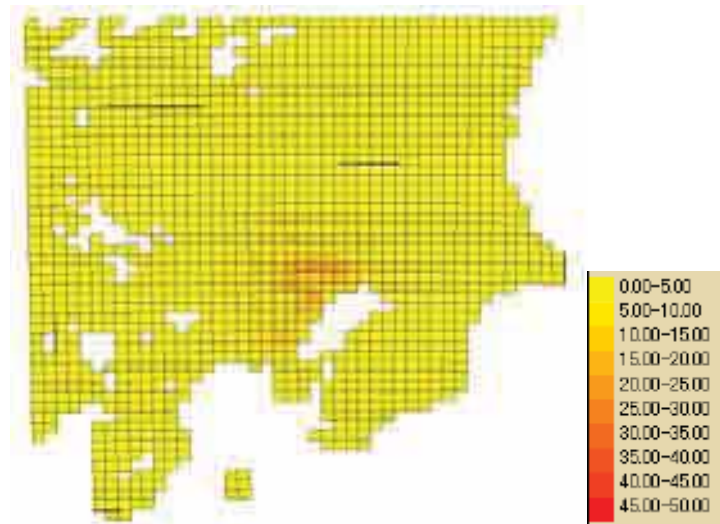


図 7.2-15 2005 年における関東域の全死亡者（30～99 歳）の減少数の分布
Pope ら(2002)、Krewski ら(2009)：(0～17.95 人/Grid)

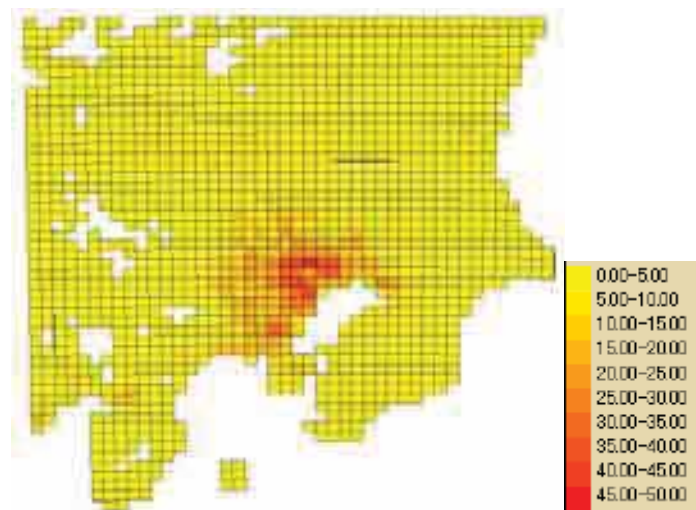


図 7.2-16 2005 年における関東域の全死亡者（25～99 歳）の減少数の分布
Laden ら(2006)：(0～45.77 人/Grid)

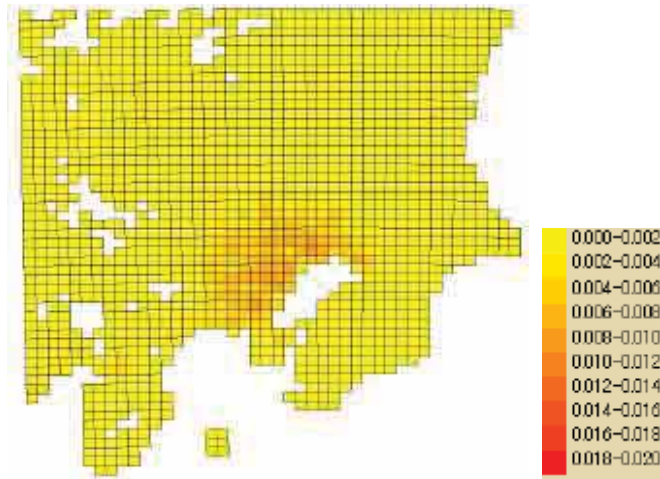


図 7.2-17 2005 年における関東域の全死亡者（新生児）の減少数の分布
Woodruf ら(1997) : (0~0.009 人/Grid)

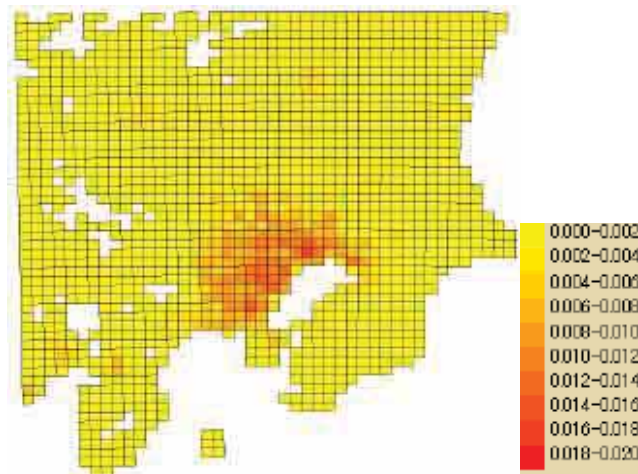


図 7.2-18 2005 年における関東域の全死亡者（新生児）の減少数の分布
Woodruf ら(2006) : (0~0.015 人/Grid)

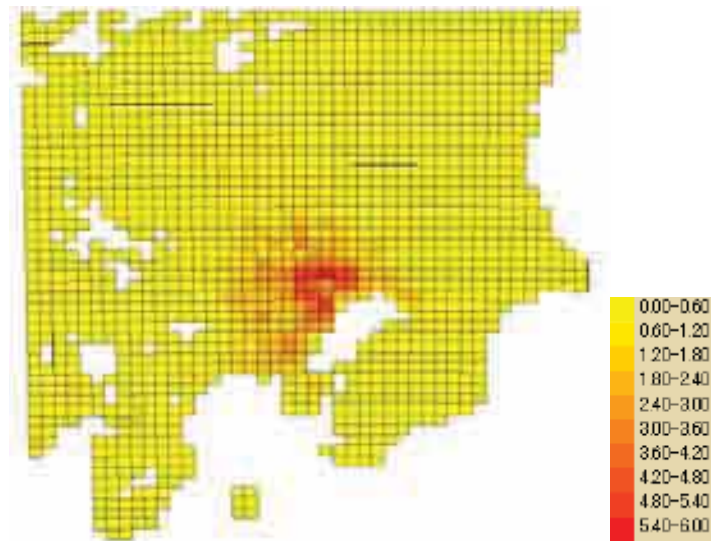


図 7.2-19 2005 年における関東域の虚血性心疾患による死亡者（33~99 歳）の減少数の分布
Krewski ら(2009) : (0~5.94 人/Grid)

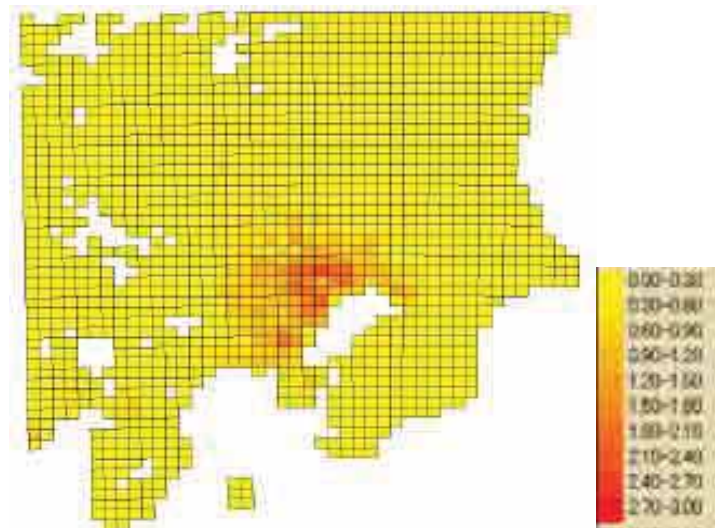


図 7.2-20 2005 年における関東域の肺がんによる死亡者（30～99 歳）の減少数の分布
Krewski ら(2009)：（0～2.30 人/Grid）

試みに、Laden ら(2006)について死亡者の減少数を都道府県単位で集計してみると表 7.2-8 のようになる。当然ながら、海に近接した都道府県において死亡者の減少割合が大きい。

表 7.2-8 Laden ら(2006)による C-R Function を使った場合の 2005 年の PM_{2.5} への長期曝露による死亡者の減少数の都道府県毎の集計結果

C-R Function	都道府県	対象人口	ベースライン死亡者数	死亡の減少数	ベースラインに対する割合 (%)	ベースライン死亡率	死亡率の減少分
Laden ら (2006)	福島県	12,824	190	1.0698	0.56%	1.4785%	0.0097%
	茨城県	2,212,910	25,375	214.3847	0.84%	1.1467%	0.0097%
	栃木県	1,429,485	16,861	131.1462	0.78%	1.1795%	0.0092%
	群馬県	1,574,355	18,889	146.6188	0.78%	1.1998%	0.0093%
	埼玉県	5,366,856	48,711	474.4230	0.97%	0.9076%	0.0088%
	千葉県	4,461,720	42,370	430.8855	1.02%	0.9496%	0.0097%
	東京都	9,636,488	91,056	952.2855	1.05%	0.9449%	0.0099%
	神奈川県	6,406,014	57,214	654.1274	1.14%	0.8931%	0.0102%
	新潟県	387	6	0.0186	0.29%	1.6755%	0.0048%
	山梨県	606,886	7,445	45.5736	0.61%	1.2267%	0.0075%
	長野県	142,343	1,928	6.8376	0.35%	1.3543%	0.0048%
	静岡県	1,127,560	12,187	142.1317	1.17%	1.0809%	0.0126%
	合計	33,025,340	322,743	3,203.6924	0.99%	0.9773%	0.0097%

③ PM_{2.5}への長期曝露影響に関する考察

以上見てきたように、関数形は同一で、しかもほぼ線型と見なしてよいので、死亡者の減少数も β の値の大小で事実上決まってしまう。このため、日本に対して適用する際には、適切な β を選択することがまず重要である。一方で、エンドポイントが全死亡の場合は、ベースライン死亡率に自殺や事故死が含まれるので、自殺や事故死が多い地域では大気汚染物質濃度の減少による死亡者の減少数が大きく計算されることになる。計算結果については慎重な取り扱いが必要である。

(2) オゾンへの長期曝露による死亡者数に対する影響

① 死亡者の減少総数

船舶の排出量がゼロになったことに伴うオゾンの長期的な濃度変化に起因する影響は、呼吸器疾患による死亡に関して Jerrett ら(2009)の C-R Function によって評価した。33～99 歳の関東域の総人口は 29,916,277 人、ベースライン死亡者は 48,053 人、船舶からの排出量をゼロとすると死亡者は 176.54 人減少する。これはベースライン死亡者数に対しては 0.37%の減少である。これは、総人口に対するベースライン死亡率 0.1606%に対して 0.37%であるから、総人口に対して 0.0006%の減少である(表 7.2-10 にまとめて示す)。なお、オゾンの濃度変化の絶対値にほぼ比例して死亡者数が変化するので、ここでの船舶寄与率(死亡者の減少数のベースラインに対する割合)は排出量ベースの船舶の寄与割合とは別物であることに注意が必要である。

② 死亡者の減少数の空間分布

船舶の排出量がゼロになったことに伴うオゾンの長期的な濃度変化に起因する呼吸器疾患による死亡者数の減少数の分布を図 7.2-21 に示す。

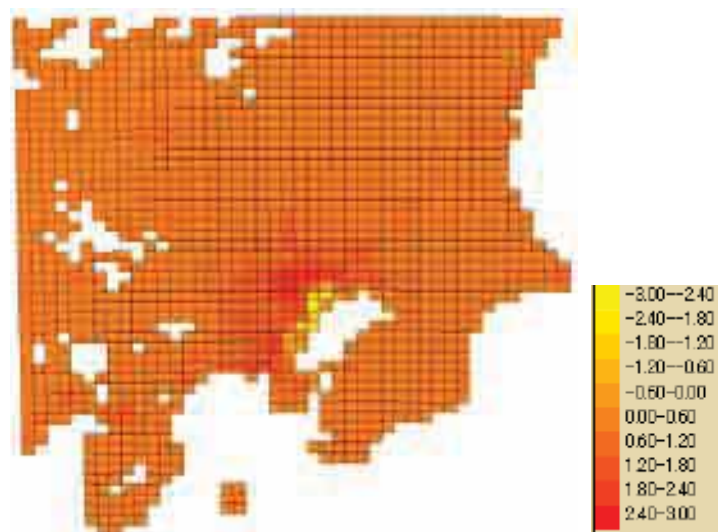


図 7.2-21 2005 年における関東域の呼吸器疾患による死亡者(33～99 歳)の減少数の分布
Jerrett ら(2009) : 1 時間日最大値の年平均値を使用 (-2.97～2.12 人/Grid)

試みに、Jerrett ら(2009)の 1 時間値の年平均値を使ったオゾンによる死亡者数の減少数を都道府県単位で集計してみると表 7.2-9 のようになる。PM_{2.5}に比較して、海に近接した都道府県と内陸の都道府県との差は小さくなっている。

表 7.2-9 Jerrett ら(2009) の C-R Function を使った場合の 2005 年のオゾンへの長期曝露による死亡者の減少数の都道府県毎の集計結果

C-R Function	都道府県	対象人口	ベースライン死亡者数	死亡の減少数	ベースラインに対する割合 (%)	ベースライン死亡率	死亡率の減少分
Jerrett ら (2009)	福島県	11,997	29	0.1686	0.58%	0.2423%	0.0014%
	茨城県	2,025,190	3,741	19.9328	0.53%	0.1847%	0.0010%
	栃木県	1,305,633	2,584	9.673	0.37%	0.1979%	0.0007%
	群馬県	1,444,731	3,116	8.5912	0.28%	0.2157%	0.0006%
	埼玉県	4,876,846	7,125	24.4934	0.34%	0.1461%	0.0005%
	千葉県	4,056,145	6,083	30.4718	0.50%	0.1500%	0.0008%
	東京都	8,617,137	13,688	32.6463	0.24%	0.1588%	0.0004%
	神奈川県	5,802,574	8,464	32.4944	0.38%	0.1459%	0.0006%
	新潟県	362	1	0.0032	0.32%	0.2791%	0.0009%
	山梨県	559,379	1,112	4.1635	0.37%	0.1988%	0.0007%
	長野県	131,729	283	0.7997	0.28%	0.2150%	0.0006%
	静岡県	1,041,130	1,749	12.5884	0.72%	0.1680%	0.0012%
	合計	29,916,277	48,053	176.5406	0.37%	0.1606%	0.0006%

③ オゾンへの長期曝露影響に関する考察

オゾンへの長期曝露影響に関しては明確に示されている原著論文は少なく、BenMAPに登録されているのはJerrettら(2009)による呼吸器疾患による死亡に関するC-R Functionのみである。PM_{2.5}で述べたように、死亡者の減少数は β の値の大小で事実上決まってしまうので、日本に対して適用する際には、適切な β を選択することが重要である。

(3) オゾンへの短期曝露による死亡者数に対する影響

① 死亡者の減少総数の変化

船舶の排出量がゼロになったことに伴うオゾンの濃度変化に起因する死亡者の減少総数に関する計算結果は表 7.2-10 のとおりである。

PM_{2.5}に関して述べたように、オゾンに関しても基本的には β の大きさにほぼ比例して死亡者の減少数変動する。また、日平均値（配列）と1時間日最大値（配列）を採用した場合で、大きな差は見られない。なお、オゾンの濃度変化の絶対値にほぼ比例して死亡者数が変化するので、ここでの船舶寄与率（死亡者の減少数のベースラインに対する割合）は排出量ベースの船舶の寄与割合とは別物であることに注意が必要である。

表 7.2-10 2005 年における関東域のオゾンによる死亡者の減少数に関する BenMAP の計算結果

影響評価項目	Endpoint	C-R Function (論文)	年齢 (歳)	濃度データの処理	健康影響係数: β	注意事項	計算領域内の対象人口	ベースライン死亡者数	死亡の減少数	ベースラインに対する割合	ベースライン死亡率	死亡率の減少分
死亡	呼吸器系疾患による死亡 (長期)	Jerrett et al., 2009	33-99	1 時間日最大値の年平均値	0.003922	86 Urban Areas. PM _{2.5} との 2 Pollutant Model	29,916,277	48,053	176.54	0.37%	0.1606%	0.0006%
	全死因 (短期)	Levy et al., 2005	0-99	1 時間日最大値(配列)	0.000843	US and non-US. メタ解析	43,593,947	326,260	257.32	0.08%	0.7484%	0.0006%
		Bell et al., 2005	0-99	日平均値(配列)	0.0015	US and non-US. メタ解析	43,593,947	326,260	390.45	0.12%	0.7484%	0.0009%
	事故死以外の死亡 (短期)	Ito et al., 2005	0-99	1 時間日最大値(配列)	0.0004	メタ解析	43,593,947	304,278	114.11	0.04%	0.6980%	0.0003%
		Ito et al., 2005	0-99	日平均値(配列)	0.00175	温暖期. メタ解析	43,593,947	304,278	424.37	0.14%	0.6980%	0.0010%
		Bell et al., 2004	0-99	日平均値(配列)	0.00052	95 US Cities. 1 年中	43,593,947	304,278	126.58	0.04%	0.6980%	0.0003%
		Bell et al., 2004	0-99	日平均値(配列)	0.00039	95 US Cities. 温暖期	43,593,947	304,278	94.97	0.03%	0.6980%	0.0002%
		Schwartz 2005	0-99	1 時間日最大値(配列)	0.00037	14 US Cities. 温暖期	43,593,947	304,278	99.52	0.03%	0.6980%	0.0002%
	心肺疾患による死亡 (短期)	Huang et al., 2005	0-99	日平均値(配列)	0.00125	19 US Cities. 温暖期	43,593,947	137,555	138.09	0.10%	0.3155%	0.0003%

② 死亡者の減少数の空間分布

船舶の排出量がゼロになったことに伴うオゾンの濃度変化に起因する死亡者の減少数の分布を各エンドポイント、C-R Function 毎に図 7.2-22～29 に示す。年齢層はすべて 0～99 歳である。

いずれも、オゾンの日平均値の年平均値、1 時間日最大値の年平均値の差異の分布と分布形はあまり変わらず、濃度差の大きい海岸近傍は人口も多いので、濃度分布のグリッドによる差異がより強調された分布となっている。濃度差が負になっている東京湾の西側近傍では死亡者は増加し、その他の大部分では減少している。

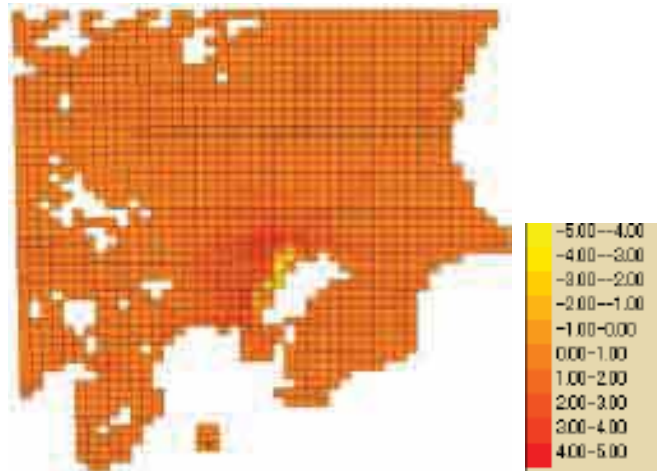


図 7.2-22 2005 年における関東域の全死亡者の減少数の分布：Levy ら(2005)
1 時間日最大値 (配列) : (-4.27～3.00 人/Grid)

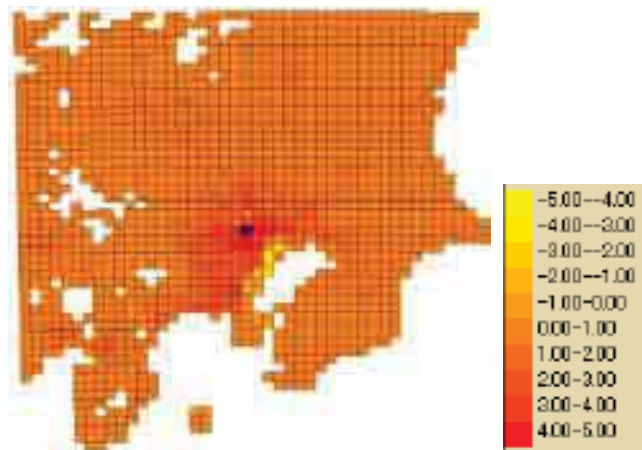


図 7.2-23 2005 年における関東域の全死亡者の減少数の分布：Bell ら(2005)
日平均値 (配列) : (-4.96～5.28 人/Grid)

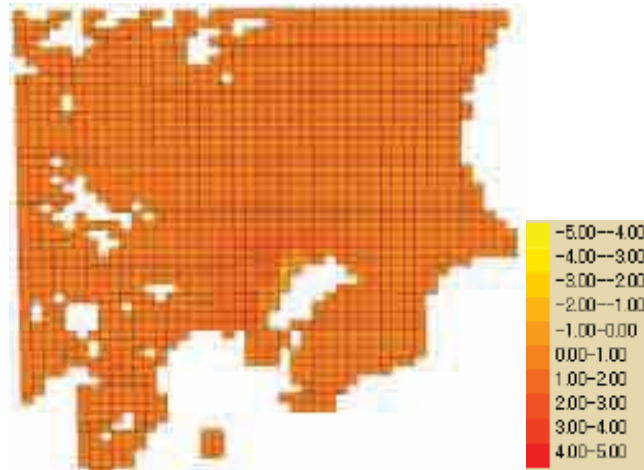


図 7.2-24 2005 年における関東域の事故死以外による死亡者の減少数の分布
Ito ら(2005) : 1 時間日最大値 (配列) : (-1.90~1.34 人/Grid)

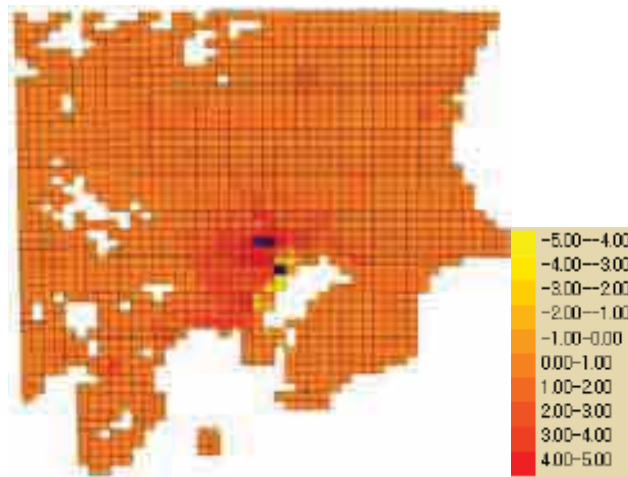


図 7.2-25 2005 年における関東域の事故死以外による死亡者の減少数の分布
Ito ら(2005) : 日平均値 (配列)、温暖期 : (-5.43~5.79 人/Grid)

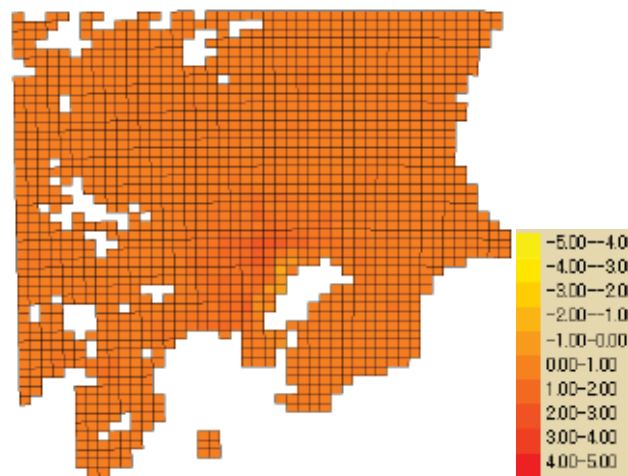


図 7.2-26 2005 年における関東域の事故死以外による死亡者の減少数の分布
Bell ら(2004) : 日平均値 (配列) : (-1.61~1.73 人/Grid)

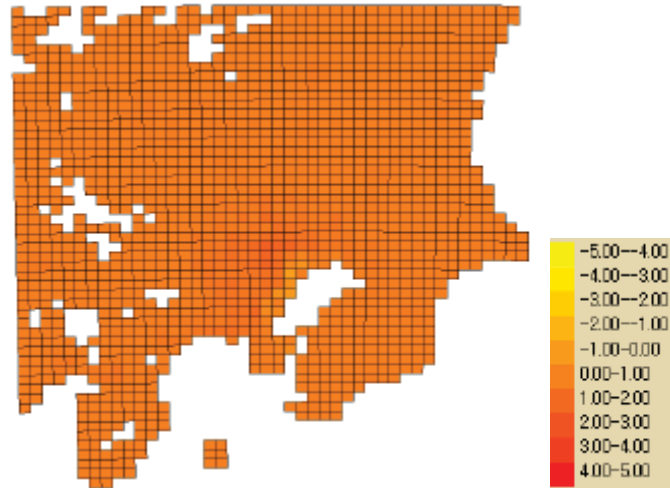


図 7.2-27 2005 年における関東域の事故死以外による死亡者の減少数の分布
Bell ら(2004) : 日平均値 (配列)、温暖期 : (-1.21~1.30 人/Grid)

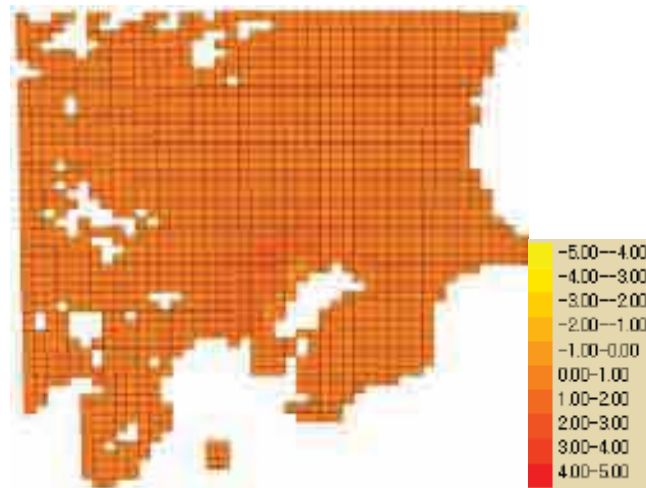


図 7.2-28 2005 年における関東域の事故死以外による死亡者の減少数の分布
Schwartz(2005) : 1 時間日最大値 (配列)、温暖期 : (-1.66~1.17 人/Grid)

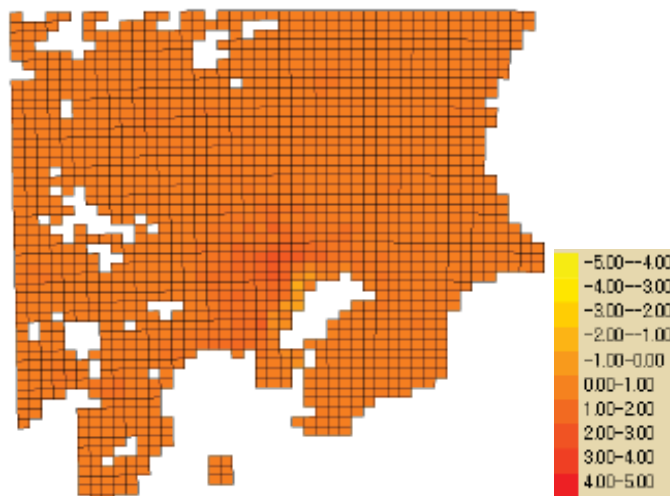


図 7.2-29 2005 年における関東域の心肺疾患による死亡者の減少数の分布
Huang ら(2005) : 日平均値 (配列)、温暖期 : (-1.71~1.84 人/Grid)

③ オゾンへの短期曝露影響に関する考察

オゾンへの短期曝露影響に関する C-R Function として、6 つの原著論文から 8 つの C-R Function を選択した。そのうちの事故死以外の死亡に関する Ito ら(2005)、Bell ら(2004)では、オゾン濃度 10ppb あるいは 20ppb 上昇あたりの死亡の増加率について、年間を通じた値と温暖期に関する値とを別々に提示している。また、事故死以外の死亡に関する Schwartz(2005)及び心肺疾患による死亡に関する Huang ら(2005)では、温暖期を対象としたオゾン濃度 10ppb 上昇あたりの死亡の増加率を提示しており、寒冷期におけるオゾン濃度の上昇による死亡率の増加は認められなかったとしている。そもそもオゾン濃度の測定自身が年間を通じては実施されていない都市もある¹⁰。温暖期に関する原著論文をベースにした C-R Function を年間を通じて適用してよいのか、検討が必要であろう。

また、BenMAP ではベースライン死亡率は年間を通して一定値でしか与えられない。そもそも日単位のオゾン濃度の変動によって死亡率が変動することを前提にしてその変動分を定量評価するための解析において、ベースラインケースでも明らかに日単位でオゾン濃度が変動しているにも拘らず、ベースライン死亡率は年間を通して一定値とするのは論理的に不自然である。BenMAP の機能としては具備されていないが、何らかの方法でベースラインケースの日単位のオゾン濃度に対応してベースライン死亡率が変動するようなモデルを新たに導入するか、あるいは、せめてベースライン死亡率の季節変動あるいは月変動を考慮する評価が必要なのではないかと考えられる。

現状の BenMAP による計算では、短期曝露影響は濃度として 1 日毎の 1 時間最大値あるいは日平均値を用いて C-R Function で 1 日毎の変動分を計算し、これを 365 日分加算している。しかし、ベースライン死亡率が年間を通して一定値で与えられ、C-R Function は季節によらず一定であり、しかもその関数が実質的には線型と見なせる範囲である。このような条件下では、1 日毎の変動分を計算しこれを 365 日分加算した結果と、長期曝露影響と同様に単純に年平均値を使って計算した結果とは、数式 7.2-2 に示すように、ほとんど差が見られない¹¹。

$$\begin{aligned}
 \Delta R &= \sum_{i=1}^{365} \left(1 - \frac{1}{\text{Exp}(\beta * \Delta C_i)} \right) * \frac{\text{Incidence}}{365} * \text{Population} \\
 &\approx \sum_{i=1}^{365} \beta * \Delta C_i * \frac{\text{Incidence}}{365} * \text{Population} && \text{数式 7.2-2} \\
 &= \beta * \frac{\sum_{i=1}^{365} \Delta C_i}{365} * \text{Incidence} * \text{Population}
 \end{aligned}$$

¹⁰ 米国では州ごとにオゾンの測定をすべき Ozone Monitoring Season が定められている。

<http://epa.gov/ttn/naaqs/ozone/ozonetech/40cfr58d.htm>

¹¹注 1：すなわち、1 日毎の 1 時間最大値あるいは日平均値が高く、かつそのような高濃度日の出現頻度が高かったとしても、年平均値が同じであれば、1 年間を通じた影響量は同じに計算されることになる。

注 2：ベースライン死亡率あるいは救急入院率、救急受診率が季節によって変化するのであれば、1 日毎の変動分を計算しこれを 365 日分加算した結果と、年平均値を使って計算した結果とは異なったものになる。

このことは実際に BenMAP を用いて確認した。すなわち、本来「1 時間日最大値（配列）」（365 日分の濃度データ）を使うはずの C-R Function に対して「1 時間日最大値の年平均値」の濃度データを使って計算してみた。その結果、死亡の減少数は表 7.2-11 に示すとおり、ほとんど差はなかった。

表 7.2-11 2005 年の関東圏においてオゾンの 1 時間日最大値(配列)を使って 1 日毎の死亡者数の変化を求めて 365 日分加算した場合と 1 時間日最大値の年平均値を使って 1 年分の死亡者数の変化を求めた場合の比較

エンドポイント	C-R Function	濃度データ	365 日分のデータ(本来)	年平均値 (試み)
全死亡	Levy ら(2005)	1 時間日最大値	257.32	258.17
事故死以外の死亡	Ito ら(2005)	1 時間日最大値	114.11	114.29
	Schwartz(2005)	1 時間日最大値	99.52	99.65

そこで、期間を温暖期に限定した評価ではないが、温暖期にはオゾン濃度が高くなる傾向があるので、仮にある一定の濃度以上の場合のみに短期曝露による死亡者の変動があると仮定した評価を実施してみた。その濃度としては、仮に 1 時間日最大値に対しては日本の注意報発令レベル、警報発令レベルのそれぞれの 120、240ppb を、また日平均値に関しては 60ppb、120ppb を仮に設定して評価を実施してみた。

1 時間日最大値に着目すると、240ppb を超える日は 1 日もなかったが、120ppb を超える日は存在し、その影響は表 7.2-12 に示すとおりとなった。

表 7.2-12 2005 年の関東圏においてオゾンの 1 時間日最大値(配列)を使って 1 日毎の死亡者数の変化を求めて 365 日分加算した場合とオゾンの 1 時間日最大値が 120ppb 以上の場合のみに短期曝露による死亡者の変動があると仮定した場合の比較

エンドポイント	C-R Function	死亡者の減少分 (人)	
		1 年中	120ppb 以上のみ
全死亡	Levy ら(2005)	257.32	26.63
事故以外の死亡	Ito ら(2005)	114.11	11.80
	Schwartz(2005)、温暖期	99.52	10.31

空間分布については、Levy ら(2005)の C-R Function に基づく全死亡について 365 日分を加算した結果を図 7.2-30 に、1 時間日最大値が 120ppb を超える日のみ死亡者数が変化するとして加算した結果を図 7.2-31 に記載する。

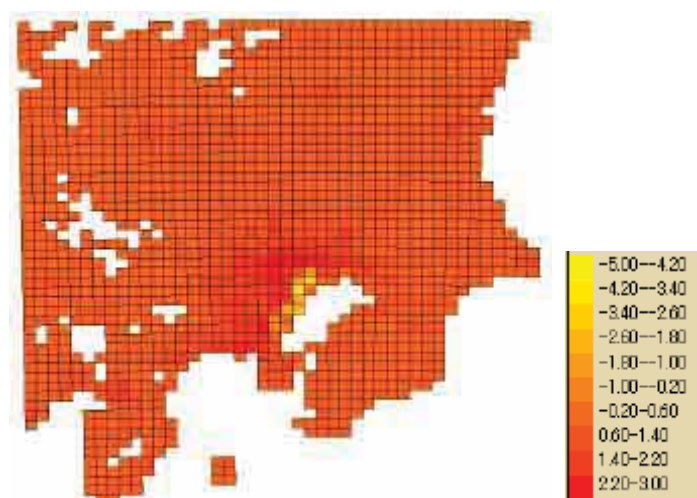


図 7.2-30 2005 年の関東圏における Levy ら(2005)の C-R Function に基づいて 365 日分の死亡者数の変化数を加算 (-4.27~3.00 人/Grid) : 総計 257.32 人の減少

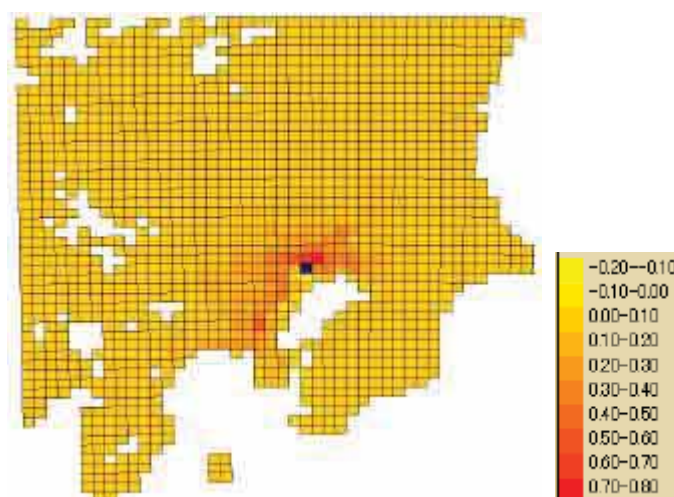


図 7.2-31 2005 年の関東圏における Levy ら(2005)の C-R Function に基づいて 1 時間日最大値が 120ppb を超える日のみ死亡者数が変化するとして加算 (-0.21~0.79 人/Grid) : 総計 26.63 人の減少

また、「日平均値（配列）」に対しては、120ppb を超える日は1日もなかったが60ppb を超える日は存在し、その影響は表 7.2-13 に示すようになった。

表 7.2-13 2005 年の関東圏においてオゾンの日平均値(配列)を使って1日毎の死亡者数の変化を求めて365日分加算した場合とオゾンの日平均値が60ppb 以上の場合のみに短期曝露による死亡者の変動があると仮定した場合の比較

エンドポイント	C-R Function	死亡者の減少分	
		1年中	60ppb 以上のみ
全死亡	Bell ら(2005)	390.42	108.02
事故死以外の死亡	Bell ら(2004)、1年中	126.58	35.02
	Bell ら(2004)、温暖期	94.97	26.27
	Ito ら(2005)、温暖期	424.37	117.45
心肺疾患による死亡	Huang ら(2005)、温暖期	138.09	38.44

空間分布については、Bell ら(2005)の C-R Function に基づく全死亡について、365 日分を加算した結果を図 7.2-32 に、日平均値が60ppb を超える日のみ死亡者数が変化するとして加算した結果を図 7.2-33 に記載する。

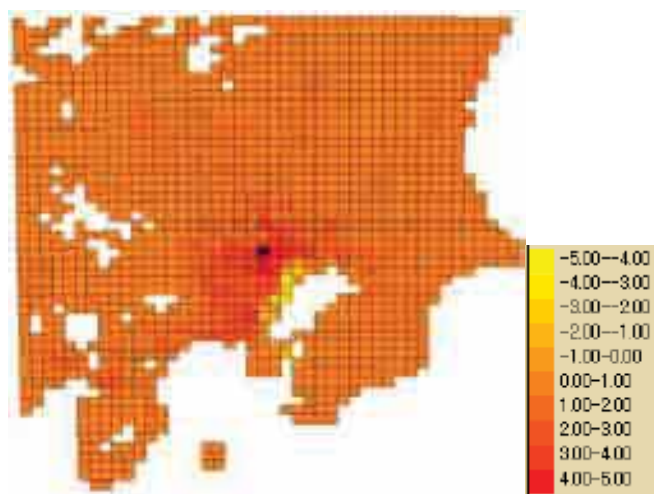


図 7.2-32 2005 年の関東圏における Bell ら(2005)の C-R Function に基づいて 365 日分の死亡者の変化数を加算 (-4.96~5.28 人/Grid) : 総計 390.42 人の減少

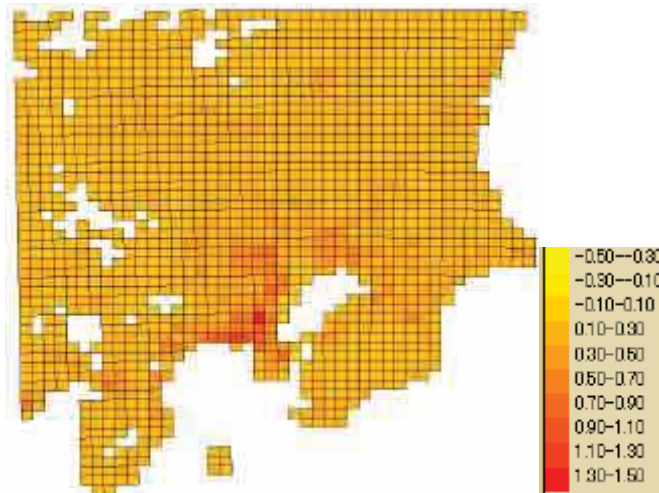


図 7.2-33 2005 年の関東圏における Bell ら(2005)の C-R Function に基づいて日平均値が 60ppb を超える日のみ死亡者が変化するとして加算 (-0.23~1.31 人/Grid) : 総計 108.02 人の減少

1 時間日最大値が 120ppb 以下あるいは日平均値が 60ppb 以下の日には死亡者数の変化がないとした場合は、内陸部分の死亡者数の変化はほぼゼロであり、死亡者の変化総数はそれぞれ約 10%、約 28%となった。

なお、前述のように、BenMAP に登録されている PM_{2.5}に関する C-R Function の中には、原著論文に閾値が記載されていないが、BenMAP 側で閾値を設定しているものがある。このとき、BenMAP 側では、トータルの死亡者の変化数をあまり大きく変えないように、数式 7.2-3 に示す式で β の値を補正しているが、今回はそのような補正は行わなかった。

$$\beta_{new} = \beta_{org} * \frac{HML - LML}{HML - Threshold} \quad \text{数式 7.2-3}$$

β_{new} : 閾値ありのときの β

β_{org} : 原著論文に基づいて設定した β

HML : 最高濃度

LML : 最低濃度

$Threshold$: 閾値

以上見てきたように、関数形は同一で、しかもほぼ線型と見なしてよいので、死亡の減少数の分布形も β の値の大小で事実上決まってしまう。このため、日本に対して適用する際には、適切な β を選択することがまず重要である。一方で、エンドポイントが全死亡の場合は、死亡のベースラインが日米では大きく異なる可能性があり、死亡数の絶対値については慎重な取り扱いが必要である。

また、BenMAP における短期曝露影響の評価方法には問題がある。疫学研究をベースに設定した C-R Function を適用して 1 日毎に死亡者の変化数を求め、それを 365 日分足し合わせているのだが、ベースライン死亡率が年間を通して一定値で与えられ、C-R Function も実質

的には線型と見なせる範囲にあるという条件下では、実質的には単純に年平均値を使った評価結果とほとんど差が見られない。したがって、日々の濃度変動による短期的な濃度上昇の出現頻度や濃度レベルの現われ方の違いによる変化を評価していると言えるかどうか疑問である。また、温暖期のみに着目した原著論文に基づく C-R Function を1年を通して適用していることも問題であろう。ここでは、期間を温暖期に限定した評価ではないが、温暖期にはオゾン濃度も高くなる傾向があるので、仮に1時間日最大値については120ppb、日平均値については60ppbを超える日のみに短期曝露による死亡者の変動があると仮定した評価を実施してみた。今後は計算の方法も含めてさらに検討が必要である。

7.3 救急入院及び救急受診に対する影響評価

救急入院及び救急受診に関しても死亡に関する評価と同様の評価を実施した。しかし、以下の理由から、救急入院及び救急受診に関する検討結果は参考資料への記載にとどめることとした。

- ・ 救急入院及び救急受診者数のベースラインの設定は患者調査によった。患者調査によっては統計値が得られない疾患がかなり多かった（うっ血性心不全、不整脈、急性心筋梗塞による救急入院や救急受診、入院までには至らない上気道疾患、下気道疾患、急性気管支炎、慢性気管支炎、喘息の悪化等）。また、患者調査は指定した施設における指定した1日の調査結果をベースにしたものであり、その結果を年間を通した評価に利用することが適切であるかどうかには疑問がある。
- ・ 大気汚染物質の濃度変化による救急入院及び救急受診者数の変化は死亡者の変化に比較して少ない。
- ・ ECA 設定の判断に使う指標としては死亡者の変化分だけでも十分である。死亡に関する評価結果は、使用したデータも信頼できるし、適切である。

7.3.1 日本の救急入院及び救急受診の現状の概観

患者調査は、病院及び診療所を利用する患者について、その傷病状況等の実態を明らかにし、医療行政の基礎資料を得ることを目的としたものである。平成 20 年度の患者調査による入院及び外来の患者数を表 7.3-1 に示す。

全国の入院患者数は、1,392,400 人、外来受診した患者数は 6,865,000 人であった。

悪性新生物による入院・外来患者数は、それぞれ 141,400 人、156,400 人であり、そのうち、気管・気管支及び肺の悪性新生物による入院・外来患者数は、それぞれ 20,300 人、14,600 人であった。悪性新生物のうち、胃、腸、気管・気管支及び肺に形成される腫瘍による患者が多い。特に気管・気管支及び肺に形成される腫瘍による入院・受診患者数は、それぞれ 20,300 人、14,600 人である。

循環器疾患による入院・受診患者数は、それぞれ 280,300 人、894,800 人であり、特に脳血管疾患による入院患者数（199,400 人）、高血圧性疾患による受診患者数（601,300 人）、心疾患による入院患者数（58,200 人）が多い。

呼吸器疾患による入院・受診患者数は、それぞれ 83,800 人、649,300 人であり、肺炎による入院患者数（37,000 人）、急性上気道感染症による受診患者数（260,600 人）が多い。

表 7.3-1 日本の入院及び外来の患者数（平成 20 年患者調査）

	入院患者数（千人）		外来受診患者数（千人）	
総数	1,392.4		6,865	
新生物	159.2	11.4%	218.2	3.2%
悪性新生物	141.4	10.2%	156.4	2.3%
胃の悪性新生物	17.1	1.2%	21.4	0.3%
結腸及び直腸の悪性新生物	19.6	1.4%	23.5	0.3%
気管・気管支及び肺の悪性新生物	20.3	1.5%	14.6	0.2%
循環器系の疾患	280.3	20.1%	894.8	13.0%
高血圧性疾患	8.7	0.6%	601.3	8.8%
心疾患（高血圧性心疾患を除く）	58.2	4.2%	130.3	1.9%
虚血性心疾患	18.9	1.4%	68	1.0%
脳血管疾患	199.4	14.3%	119.9	1.7%
呼吸器系の疾患	83.8	6.0%	649.3	9.5%
急性上気道 ¹² 感染症	1.5	0.1%	260.6	3.8%
肺炎	37	2.7%	9.1	0.1%
急性気管支炎及び急性細気管支炎	2.4	0.2%	100	1.5%
気管支炎及び慢性閉塞性肺疾患	8.9	0.6%	32.2	0.5%
喘息	5.7	0.4%	112.9	1.6%

（平成 20 年度患者調査 上巻第 12 表から引用、集計）

その他、入院患者数が多い疾病としては、糖尿病、統合失調症、統合失調症型障害及び妄想性障害、気分〔感情〕障害（躁うつ病を含む）、脊柱障害、糸球体疾患、腎尿細管間質性疾患

¹²気道の一部で、鼻から鼻腔、鼻咽腔、咽頭、喉頭までを言う。

及び腎不全、骨折（再掲）などが挙げられる。外来患者数の多い疾患としては、糖尿病、う蝕（虫歯）、歯肉炎及び歯周疾患、関節症、脊柱障害、糸球体疾患・腎尿細管間質性疾患及び腎不全などが挙げられる。

患者調査では、救急入院又は救急外来を受診した患者数について調査を行っている。その結果を表 7.3-2 に示す。ここで救急入院、救急外来受診とは、救急車で搬送されたケース、救急外来を受診したケース、診療時間外に受診したケースである。

平成 20 年の患者調査では、全国で 1 日に救急入院した患者数は 8,200 人、救急外来を受診した患者数は、19,400 人と推定されている。このうち、傷病別救急入院患者数では、循環器系の疾患による救急入院（1,500 人）、損傷、中毒及びその他の外因の影響（1,400 人）、呼吸器系の疾患（1,200 人）、消化器系の疾患（1,000 人）が多い。傷病別の救急外来を受診した患者数では、損傷・中毒及びその他の外因の影響（6,600 人）、呼吸器系の疾患（3,100 人、特に急性上気道感染症が 1,600 人）、循環器系の疾患（1,200 人）、感染症及び寄生虫症（1,200 人）が多い。

都道府県別の救急入院患者数では、人口の多い東京都、神奈川県、埼玉県、千葉県、愛知県、大阪府の 1 日あたりの患者数が多く（400～800 人）、その他の道府県では 100～300 人である。救急受診者数もほぼ同様に人口の多い都道府県において多く（700～2,200 人）、その他の道府県では 100～500 人である。

表 7.3-2 日本の救急入院及び救急外来の患者数（平成 20 年 患者調査）

傷病分類	救急入院（千人）	救急外来（千人）
総数	8.2	19.4
新生物	0.5	0.2
悪性新生物	0.1	0.1
胃の悪性新生物	0.1	0.0
結腸及び直腸の悪性新生物	0.0	0.0
気管、気管支及び肺の悪性新生物	0.0	0.0
循環器系の疾患	1.5	1.2
高血圧性疾患	0.0	0.2
心疾患（高血圧性心疾患を除く）	0.7	0.6
虚血性心疾患	0.3	0.3
脳血管疾患	0.7	0.4
呼吸器系の疾患	1.2	3.1
急性上気道感染症	0.1	1.6
肺炎	0.5	0.1
急性気管支炎及び急性細気管支炎	0.1	0.5
気管支炎及び慢性閉塞性肺疾患	0.1	0.2
喘息	0.1	0.5

（平成 20 年度患者調査 閲覧第 116 表から引用、集計）

7.3.2 計算式の選定及び入力条件の設定

(1) 基本式

参考資料参照

(2) ベースライン救急入院及び救急受診率分布

患者調査の結果を調べると、濃度シミュレーション対象年である平成 17 年（2005 年）の統計値も公表されているが、今回評価対象とした疾病のうち慢性閉鎖性肺疾患（COPD：Chronic Obstructive Pulmonary Disease）の件数は、全国値でも「0」と報告されている。そこで、今回は COPD についても報告件数が記載されている最新の平成 20 年度の統計値を採用することにした。

BenMAP に組み込まれている C-R Function のエンドポイントのうち、患者調査で公開されている範囲の統計表では、「循環器疾患」のうち

- ・うっ血性心不全¹³
- ・不整脈
- ・急性心筋梗塞

による救急入院や救急受診に関する統計値が得られない。

また、救急入院までには至らない以下のような疾病

- ・下気道疾患
- ・喘息の悪化
- ・上気道疾患
- ・急性気管支炎
- ・慢性気管支炎

に関してもデータが得られない。

このため、これらの疾患による救急入院や救急受診に関するエンドポイントは今回は評価しないこととする。

さらに、BenMAP に登録されている C-R Function のエンドポイントを見ると、以下のような指定がある。

- ・呼吸器疾患のうち、慢性閉塞性肺疾患（COPD）、ただし「喘息によるものを除く」
- ・循環器疾患のうち、虚血性心疾患、ただし「心筋梗塞によるものを除く」
- ・全循環器疾患、ただし「心筋梗塞によるものを除く」

BenMAP のマニュアルによると、このような指定は、便益分析等をする場合のダブルカウントを防ぐためである。しかし、これらの原著論文では、喘息や心筋梗塞を除くといった疾病に関する制限は記載されていない。ここでは便益分析までは実施しないので、BenMAP による推計を行う際には、特に喘息や心筋梗塞による救急入院を除くことはせず、COPD には喘息を含

¹³ ポンプとしての心機能の障害で血液循環機能が不十分となり、体循環・肺循環に鬱血をきたす状態。

め、虚血性心疾患、全循環器疾患には心筋梗塞を含めて推計する。

平成 20 年度調査における調査対象施設は、病院 6543 施設、一般診療所 5825 施設であり、病院については平成 20 年 10 月 21 日～23 日の 3 日間のうち病院ごとに指定した 1 日に実施され、一般診療所については平成 20 年 10 月 21 日～22 日、24 日の 3 日のうち診療所ごとに指定した 1 日に実施された。

患者調査の統計表は、以下のようにまとめられている。

- ・ 全国の病院からサンプル病院を抽出し、病院ごとに定めた 1 日の状況を観察している。
- ・ サンプル病院のデータに基づき、抽出率を考慮し全国の患者数を推計し掲載し、1000 名 = 「1」として表記されている。
- ・ 統計値「0」は、推計値が「1～49 名」であったことを示す。
- ・ 「0.1」は、推計値が「50～149 名」であったことを示す。
- ・ 「-」は患者がいなかったこと、すなわち患者数が「0 名」であったことを示す。

疾病に関するベースライン発生率を設定する統計値として、「入院-外来の救急の状況」に関する統計値を用いる。そのため、次の統計表を用いた。

- ・ 閲覧第 116 表：推計患者数（患者住所地），入院（新入院-繰越入院）-外来・救急の状況 × 傷病分類 × 都道府県別

閲覧第 116 表を確認したところ、最も総数が多い「循環器疾患系の疾病」でも多くの都道府県において救急入院、救急受診を受けた患者数の統計値は、「0」（50 名/日未満）であった。その他の傷病分類でも同様であり、多くの都道府県でベースライン発生率が"0"となり、濃度変動による救急入院・受診数の変化を推計することができない。このため、全国の傷病別、救急入院及び救急受診患者数を全国の人口で除して求めた推計値を、全国一律のベースライン発生率とした。

次にベースライン発生率を推計する傷病分類を選択した。閲覧第 116 表では、傷病分類（中分類）にそって集計されているので、ICD-9 や ICD-10 に基づいた区分は行わず、BenMAP に組み込まれている C-R Function の疾病区分と閲覧第 116 表の傷病名を比較してベースライン発生率を推計する傷病分類を選択した（表 7.3-3）。

患者調査には多数の統計表があるが、救急入院及び救急受診数を傷病別・年齢層別に整理した統計資料は提示されていない。そこで推定患者数について傷病別・年齢層別の分布を示した閲覧第 122 表を用いて、救急入院・救急受診における傷病別・年齢層別の分布を推定した。

- ・ 閲覧第 122 表（その 3）推計患者数（患者住所地），性・年齢階級×傷病中分類×入院-外来・都道府県別（外来）

年齢層の区分は、閲覧第 122 表に従って 0～4 歳、5 歳～14 歳、以下 10 歳刻みで 75 歳～85 歳までの区分と、85 歳以上の区分の 10 区分とした。C-R Function で指定される年齢範囲がこの年齢区分と一致しない場合には、BenMAP は年齢区分内を等分割して指定の年齢範囲のベースライン疾病率を計算する。

閲覧第 122 表の全国の統計値に基づき、傷病分類別に各年齢層の患者数が総数に占める比率（傷病区分別・年齢層別比率）を求めた。この傷病区分別・年齢層別比率を、第 116 表の全国に関する傷病分類別の救急入院の患者数にかけて、傷病区分別・年齢層別の患者数を推定し、さらに全国の年齢層別人口で割って人口 1 名当りのベースライン発生率を推計した。

表 7.3-3 患者調査に基づいてベースライン発生率を推計する傷病分類

傷病分類	汚染物質	エンドポイント	原著	年齢区分
①循環器系の疾患	PM _{2.5}	救急入院	Moolgavkar(2000a)	18-64
			Moolgavkar(2003)	65-99
②虚血性心疾患	PM _{2.5}	救急入院	Ito(2003)	65-99
③呼吸器系の疾患	オゾン	救急入院	Schwartz(1995)	65-99
			Burnett et al.(2001)	0-1
④肺炎	PM _{2.5}	救急入院	Ito(2003)	65-99
	オゾン	救急入院	Moolgavkar et al.(1997) Schwartz(1994a) Schwartz(1994b)	65-99
⑤気管支炎及び慢性閉塞性肺疾患 (COPD)	PM _{2.5}	救急入院	Moolgavkar(2000b)	18-64
			Ito(2003) Moolgavkar(2003)	65-99
	オゾン	救急入院	Moolgavkar et al.(1997) Schwartz(1994a)	65-99
⑥喘息	PM _{2.5}	救急入院	Sheppard(2003)	0-64
	PM _{2.5}	救急受診	Norris et al.(1999)	0-17
	オゾン	救急受診	Jaffe et al.(2003)	5-34
			Peel et al.(2005)	0-99
			Stieb et al.(1996)	0-99
			Wilson et al.(2005)	0-99

(3) 健康影響推定関数の選択

参考資料参照

(4) ベースラインとコントロールの大気汚染物質の濃度分布

参考資料参照

(5) 人口分布

参考資料参照

7.3.3 計算結果

参考資料参照

7.4 死亡、救急入院及び救急受診に関する考察及び今後の課題

7.4.1 今回の評価に関する考察

今回は、米国 EPA で開発された BenMAP コードを使用し、濃度分布、人口分布、ベースライン死亡、救急入院及び救急受診率は日本のデータを使い、C-R Function については BenMAP に登録されているものから適切と考えられるものを選択して、2005 年において関東域で船舶からの大気汚染物質の排出量がゼロになった場合の人体健康影響の変化量すなわち船舶寄与率を評価してみた。得られた死亡者数に関する結果を表 7.4-1 に示す。船舶寄与率の幅は、用いた C-R Function の違いによる。なお、C-R Function は大気汚染物質の濃度変化の絶対値にほぼ比例して死亡者数が変化する関数となっているので、ここでの船舶寄与率は排出量ベースの船舶の寄与割合とは別物であることに注意されたい。

表 7.4-1 2005 年における関東域の死亡者数に関する船舶寄与率のまとめ

物質	エンドポイント	ベースラインに対する船舶寄与率
PM _{2.5}	全死亡(長期)	0.27~0.99%
	虚血性心疾患による死亡(長期)	1.43%
	肺がんによる死亡(長期)	0.88%
オゾン	呼吸器系疾患による死亡(長期)	0.37%
	全死亡(短期)	0.08~0.12%
	事故死以外の死亡(短期)	0.03~0.14%
	心肺疾患による死亡(短期)	0.10%

(1) 影響評価項目について

今回は影響評価項目として死亡、救急入院及び救急受診を取り上げて、2005 年において船舶からの大気汚染物質の排出量がゼロになった場合の変化量を評価した。しかし、次のような理由により、ECA 設定の判断指標としては死亡のみの変化量に絞る方が適切であると考えられた。

- ・ ECA 設定の判断に使う指標としては死亡者の変化分だけでも十分である。死亡に関する評価結果は、使用したデータも信頼できるし、適切である。
- ・ 大気汚染物質の濃度変化による救急入院及び救急受診者数の変化は死亡者の変化に比較して少ない。
- ・ 救急入院及び救急受診者数のベースラインの設定は患者調査によったが、患者調査によっては統計値が得られない疾患が多く、また指定した施設における指定した 1 日の調査結果をベースにしたものを年間を通した評価に利用することが適切であるかどうかには疑問がある。

ただし、「全死亡」をエンドポイントとして使う場合には出力される減少数の絶対値につい

ては慎重な取り扱いが必要である。「全死亡」には事故死や自殺が含まれるので、出力される変化数も、事故死や自殺によるベースライン死亡率の高い地域ほど大きく計算されてしまうためである。

(2) ベースライン死亡、救急入院及び救急受診率について

BenMAP では、ベースライン死亡、救急入院及び救急受診率の空間分布、年齢層分布は考慮できるが、季節変動は考慮できず、1年を通して一定と見なしている。これは死亡、救急入院及び救急受診の実態を十分に反映しているとは言えないし、長期曝露影響評価はまだしも、短期曝露影響評価に際しては、ベースラインの濃度が日単位で変動しているにも拘らずベースライン死亡、救急入院及び救急受診率が一定という論理的な不自然さの原因ともなっている。

また、ベースライン死亡率については都道府県単位のデータのみ、ベースライン救急入院及び救急受診率は全国一律のもののみしか得られなかった。このため、市区町村単位のデータがある人口分布とは不整合が生じた。

(3) C-R Function について

米国で実施された疫学研究では、対象集団を構成する人種は、白人、黒人、アジア系など多様な人種が混在している。米国の人種別の人口構成は、白人が約 80%であり、黒人又はアフリカ系は約 13%であり (U.S. Census Bureau, The 2012 Statistical Abstract)、日本の人種構成とは全く異なっている。このような違いによって、PM_{2.5} やオゾンの曝露によって受ける健康影響が異なることが考えられる。米国の疫学研究では、PM_{2.5} 曝露による循環器への影響が報告されているが、日本では PM_{2.5} 曝露による循環器への影響を示した研究はみられない。ただし、このような影響の表われ方の違いが、米国と日本の人種の違いによるものなのか、生活習慣などの違いによるものなのか、不明である。また、米国と比較すると心疾患による死亡数も少なく、影響が表れにくいことも考えられる。

日本における大気汚染物質の健康影響の評価は、日本国内において実施された疫学研究に基づくことがより適切である。今後、日本で実施された疫学研究に基づく評価を検討することが必要と考えられる。

ほとんどの C-R Function が Log Linear 関数あるいは Logistic 関数であること、濃度差に健康影響係数 β をかけた値が十分小さいので実質的には線型と見なしてもよいことから、船舶からの排出量をゼロとした場合の死亡のベースラインに比較した減少割合は、濃度差そのものの分布に一定の係数をかけた分布と見なしてもよいものになった。その意味では、 β の値そのものが決定的因子である。

BenMAP に登録されている C-R Function を原著論文に当たって確認したところ、原著論文では β 値そのものが与えられているものはごく少数であり、多くのものは PM_{2.5} あるいはオゾン濃度のある差に対して、相対リスク (RR : Relative Risk)、% Change、Odds Ratio の形で与えられており、BenMAP において、それを Log Linear 関数あるいは Logistic 関数の β の値に変換していることがわかった。このときの処理に一貫性に欠けるところがあったり、処理のミスがあったりすることが発見された。

BenMAP に登録されている C-R Function の中には閾値つきのものがある。これらは原著論文には記載がなく、BenMAP において閾値を設定し、それに合せて β の値を BenMAP において調整していることがわかった。

BenMAP に登録されている C-R Function の中には、原著論文では 1 時間日最大値 (配列)、日平均値 (配列) に対する C-R Function を求めているのに、BenMAP 側で、関数形はそのままとして、対象地域のオゾン濃度の統計分布(1 時間日最大値と 8 時間日最大値の経験的な相関関係)を考慮して β の値を 8 時間日最大値 (配列) に変換しているものがあった。これらは、文献間の β の値を直接比較するときには意味があるが、BenMAP を使って日本国内で評価を実施する場合には上記の統計分布が大きく異なるので意味はないものである。

これらの原著論文に記載がなく、BenMAP 内で式の変形あるいは新たな処理を行っている

C-R Function については、全てスクリーニングで削除することとした。

BenMAP に登録されている C-R Function の中には、温暖期のもの、1年を通じてのもの、といった注釈が付いているものがある。しかし、BenMAP でその C-R Function を指定すると、それが1年を通じて適用されてしまう。温暖期限定の C-R Function を年間通じて適用してよいかどうか、は問題であろう。

以下、BenMAP に登録されている死亡に関する C-R Function からスクリーニングで選択した C-R Function について記載する。

① PM_{2.5} への長期曝露による死亡に関する C-R Function

PM_{2.5}の長期曝露による死亡の影響とは、多くの場合1年以上の期間にわたり高濃度のPM_{2.5}に曝露された結果として死亡率が上昇することを指す。大気汚染物質の濃度が異なる複数の都市において調査に登録した人々の集団（コホート）における死亡数を長期間にわたり追跡調査し、長期曝露の影響を検討するコホート研究が行われている。

コホート研究では、研究開始時に登録した対象者を長期にわたり追跡し、追跡期間中に記録された死亡を健康影響の指標としている。都市ごとの対象者集団における死亡数と、その都市の大気汚染物質濃度の調査期間中の平均値とを比較し、大気汚染物質の濃度上昇と死亡の相対リスクとの関連について検討している。

死亡に影響を及ぼす要因は多様であり、ある個人の年齢、性別、人種や、各個人の喫煙習慣、喫煙歴、食生活、肥満の程度、その地域の気象条件、失業率などの社会経済的状況なども死亡率に影響を及ぼすリスク因子である。コホート研究では、観察された死亡率と、様々なリスク因子やPM_{2.5}との関連を、回帰分析法を用いて解析している。回帰分析によってPM_{2.5}の濃度と死亡率との定量的な関連を回帰係数として算出し、その回帰係数から単位濃度上昇あたりの相対リスクを推計している。しかし、様々な工夫した回帰モデルを用いたとしても、大気汚染物質とその他のリスク因子の影響を完全に区別することは困難であり、推計された相対リスクは、不確実なものであると考える必要がある。

a) 全死亡：Popeら(2002)及びKrewskiら(2009)（ACS研究）

ACS研究（American Cancer Society Study）は、大気汚染物質の長期曝露影響について検討している代表的なコホート研究であり、登録した対象者（120万人）を長期にわたり追跡している。Popeら(2002)では、1982年から1998年のACS研究によって記録された死亡データのうち、PM_{2.5}の測定値が得られた地域に居住する約500,000人を対象として解析を行っている。Krewskiら(2009)では、調査期間を1982年から2000年に延長して解析を行っている。Popeら(2002)では、PM_{2.5}濃度10 μ g/m³増加あたりの全死亡（外因性死亡を含む）の相対リスクは、1.06（95%CI：1.02-1.11）であり、統計学的に有意な関連が認められた。Krewskiら(2009)でもPM_{2.5}濃度10 μ g/m³増加あたりの全死亡の相対リスクは、1.06（95%CI：1.04-1.08）であった。これらの研究は、疫学研究としての信頼性が高く、米国や日本、WHOにおいても、微小

粒子状物質に関する環境基準値を設定する際に PM_{2.5} と死亡との濃度反応関係を示す知見として参考¹⁴とされている。

b) 全死亡：Laden ら(2006) (ハーバード6都市研究)

ハーバード6都市研究は、米国6都市において1974年～1998年の期間に対象者8,096人の追跡を行ったコホート研究である。Laden ら(2006)の解析結果では、全死亡（外因性死亡を含む）の相対リスク（PM_{2.5} 10 µg/m³ 増加あたり）は1.16（95%CI：1.07-1.26）であった。

c) 全死亡：Woodruff ら(1997及び2006)

その他の長期曝露の影響に関する研究として、BenMAPにはWoodruff ら(1997)や、Woodruff ら(2006)に基づくC-R Functionが組み込まれている。これらの疫学研究のエンドポイントは新生児死亡であり対象とする年齢層は1歳以下である。

d) 虚血性心疾患による死亡：Krewski ら(2009)

ACS研究において、Krewski ら(2009)は、PM_{2.5}濃度10µg/m³増加あたりの虚血性心疾患死亡の相対リスクを1.24（95%CI：1.19-1.29）としている。

e) 肺がんによる死亡：Krewski ら(2009)

ACS研究において、Krewski ら(2009)は、PM_{2.5}濃度10µg/m³増加あたりの肺がん死亡の相対リスクを1.14（95%CI：1.06-1.23）としている。

② PM_{2.5}への短期曝露による死亡に関するC-R Function

PM_{2.5}の短期曝露影響による死亡に関する疫学知見は、これまで多数報告されているが、PM_{2.5}の短期曝露影響を評価したC-R Functionは、BenMAPに組み込まれていない。今回は、BenMAPに組み込まれているC-R Functionによる推計を行うこととしているので、PM_{2.5}の短期曝露影響による死亡に関する評価は行わないこととした。

短期曝露による死亡が、BenMAPに組み込まれていない理由について、米国EPAに問合せたところ、「長期曝露影響に関する疫学研究はPM_{2.5}の長期曝露による死亡と短期曝露による死亡の両方を含んでいると考え、長期曝露影響に関する疫学研究のみをBenMAPに組み込んだ」との回答が得られた。しかし、BenMAPに登録されている全ての長期曝露影響に関するC-R Functionが短期曝露影響を含んだものであると解釈すべきなのかどうか、検討が必要であろうと考えられる。

¹⁴ 中央環境審議会大気環境部会 微小粒子状物質環境基準専門委員会報告（平成21年9月）「米国6都市研究及び米国6都市拡張研究では、対象地域数が少ないために濃度－反応関係について精密な検討を行うことに制限があるが、PM_{2.5}濃度がおおむね15 µg/m³以下の地域と比較して、20 µg/m³を超える地域で死亡リスクの上昇がみられているとみなすことができる。ACS拡張研究では、PM_{2.5}濃度と相対リスクの関係について平滑化された濃度－反応関係とその信頼区間が示されている。米国EPA等の健康影響評価文書（U.S.EPA, 2005; WHO, 2006）では、この図に基づいて濃度－反応関数の信頼区間の幅が広がることが示されたのは、12～13 µg/m³を下回る領域からであったとされている。（5-4 ページ）」との記述がある。

③ オゾンへの長期曝露による死亡に関する C-R Function

Jerrett ら (2009)は、Pope ら(2002) 同様、ACS コホートのデータを解析した疫学研究であり、エンドポイントとして、全死亡、心肺疾患死亡、呼吸器疾患死亡、心血管疾患死亡、虚血性心疾患死亡が挙げられている。それぞれの死因別死亡の相対リスクについて、オゾンまたは PM_{2.5} との関連を、それぞれ別個に解析する単一汚染物質モデルと、オゾンと PM_{2.5} との関連を同時に解析する二汚染物質モデルを用いて検討している。結果として、オゾンについて解析した単一汚染物質モデルでは、オゾンの濃度上昇と心肺疾患死亡、呼吸器疾患死亡、心血管疾患死亡、虚血性心疾患死亡のリスク上昇について有意な正の関連がみられている。しかし、オゾンと PM_{2.5} による二汚染物質モデルによる解析結果では、オゾンと有意な正の関連を示すエンドポイントは、呼吸器疾患死亡のみであり、全死亡、心肺疾患死亡、心血管疾患死亡、虚血性心疾患死亡との関連は負になる傾向がみられた¹⁵。このようなオゾン濃度と呼吸器疾患死亡の関連は、PM_{2.5} を考慮し統計モデルを変更しても正の統計学的に有意な関連を示した（相対リスクの 95%信頼区間の下限値が 1 以上の値をとっている）。Jerrett ら(2009)の著者らは、PM_{2.5} を考慮するとオゾンと循環器疾患死亡のリスクへの影響は見いだせないと考察していることから、BenMAP には Jerrett ら(2009)のオゾンと呼吸器疾患死亡の関連に基づく C-R Function が組み込まれている。それらの C-R Function の中には、米国内の地域ごと

15 Jerrett et al. 2009 の Table 3 : オゾンの長期曝露による死亡への影響

Cause of Death	Single-Pollutant Model†			Two-Pollutant Model‡	
	Ozone (95% CI)	Ozone (95% CI)	PM _{2.5} (95% CI)	Ozone (95% CI)	PM _{2.5} (95% CI)
All-cause	1.00 (1.000-1.007)	1.00 (1.000-1.007)	1.00 (1.004-1.071)	0.88 (0.881-0.880)	1.00 (1.004-1.111)
Cardio/respiratory	1.014 (1.007-1.022)	1.016 (1.008-1.024)	1.229 (1.094-1.071)	0.902 (0.882-1.003)	1.151 (1.104-1.204)
Respiratory	1.029 (1.010-1.048)	1.037 (1.007-1.066)	1.031 (0.873-1.111)	1.046 (1.013-1.067)	0.927 (0.836-1.028)
Cardiovascular	1.011 (1.009-1.013)	1.014 (1.009-1.019)	1.150 (1.111-1.191)	0.883 (0.871-0.898)	1.096 (1.156-1.244)
Ischemic heart disease	1.017 (1.001-1.024)	1.017 (1.006-1.028)	1.111 (1.134-1.244)	0.971 (0.954-0.988)	1.104 (1.126-1.200)

* MSA denotes metropolitan statistical area, and PM_{2.5} fine particulate matter consisting of particles that are 2.5 µm or less in aerodynamic diameter. Ozone concentrations were measured from April to September during the years from 1977 to 2000, with follow-up from 1982 to 2000; changes in the concentration of PM_{2.5} of 10 µg per cubic meter were selected for analysis of the cohort in 1999 and 2000. These models are adjusted for all the individual and ecological risk factors listed in Table 1. For the ecological variation, the model included terms for differences at the level of the average for the metropolitan statistical area and at the level of the difference between the value for the ZIP Code of residence and the average for the metropolitan statistical area to represent between- and within-metropolitan area confounding influences. The risk of death was stratified according to age (in years), sex, and race.

† The single-pollutant models were based on 66 metropolitan statistical areas for which information on ozone was available and 66 metropolitan statistical areas for which information on both ozone and fine particulate matter was available.

‡ The two-pollutant models were based on 66 metropolitan statistical areas for which information on both ozone and fine particulate matter was available.

Table 3 をみると、統計学的に有意な負の関係を示すエンドポイント（全死亡、心血管死亡、虚血性心疾患）と、有意ではないエンドポイント（心肺疾患死亡）があり、オゾン濃度が低下すると死亡者が増加するということが示唆される結論となっている。BenMAP の Appendix G では、Jerrett ら 2009 について、交絡因子の調整や統計モデルの違い（単汚染物質モデル又は二汚染物質モデル）に対して、オゾンと呼吸器疾患死亡にみられる正の関連は、大きく変わらなかった（insensitive）と述べている。

The association of ozone with the risk of death from respiratory causes was insensitive to adjustment for confounders and to the type of statistical model used. The authors concluded that they were not able to detect an effect of ozone on the risk of death from cardiovascular causes when the concentration of PM_{2.5} was taken into account. But they did demonstrate a significant increase in the risk of death from respiratory causes in association with an increase in ozone concentration.

(NE、IMW、SE、UMW、NW、SW、SC)に異なる C-R Function が用意されているが、今回はそれらの C-R Function を採用せず、研究対象とした全 86 都市に関するものを選択する。

なお、オゾンの長期死亡に対する C-R Function として Jerrett ら(2009)のみが BenMAP に登録されていることに対して米国 EPA に質問したところ、以下のような回答が得られた。

Jerrett et al. (2009) was the only long-term ozone mortality study available in the literature at the time when we updated the health impact functions in BenMAP. I understand that there are other long-term ozone mortality studies that have recently been, or soon will be, published.

④ オゾンへの短期曝露による死亡に関する C-R Function

オゾンの日単位の濃度上昇によって日死亡の相対リスクが増加することを示した疫学知見は多く報告されている。日単位の死亡数と大気汚染物質の濃度との関連を検討した多くの疫学調査で、時系列解析法が用いられている。時系列解析では、対象地域において死亡した人全員（年齢によって層別化した文献もある）について、日単位の死亡件数を影響評価項目とし、日単位の大気汚染物質の濃度上昇との関連を解析している。大気汚染について解析している多くの時系列解析では、時間経過に伴う死亡の変動（例えばインフルエンザの流行による死亡件数の変動）、季節、曜日、気象要因（気温、相対湿度、露点など）による死亡への影響を解析するため、これらの要因を説明変数とし、日死亡率を目的変数とする回帰分析を行っている。回帰分析によって決定された回帰式によって推計される日死亡率と観察されている日死亡率との残差を、大気汚染物質の濃度変動に起因するものと考え、さらに回帰分析を行って相対リスクを推計している。

オゾンの長期曝露による死亡へ影響としては、前述のように、呼吸器疾患死亡との関連が報告されている。しかし、オゾンの短期曝露による死亡への影響として、全死亡 (Bell ら(2005)、Levy ら(2005))、外因性死亡を除く死亡 (Bell ら(2004)、Ito ら(2005)、Schwartz(2005))、心肺疾患死亡 (Huang ら(2005)) などの死因別死亡の相対リスク増加が報告されており、長期曝露よりも広範な死因による死亡との関連が報告されている。このため、PM_{2.5}とは異なり、オゾンの短期曝露による死亡が、長期曝露による死亡に含まれているとは言えず、短期曝露の影響について別途評価を行う必要がある。

a) 全死亡 : Levy ら(2005)、Bell ら(2005)

Bell ら(2005)、Levy ら(2005)の研究は、過去に実施された時系列解析による研究を収集、レビューしたメタ研究である。収集された時系列解析では、時間経過に伴う死亡率の変動、季節、曜日、温度、相対湿度などが調整されている。Bell ら(2005)、Levy ら(2005)によると、これまでに実施された大半の時系列解析では、オゾン濃度と全死亡の相対リスクは正の関連を示すが、一部の研究では、相対リスクが負の値を示すものもある。相対リスクの推定値と、解析に用いた日死亡の総件数との関係を見ると、極端に高い相対リスクを示している研究や、相対リスクが負の値を示している研究は、そのほとんどが日死亡の総件数の少ない研究である。解析対象とした日死亡の総件数が約 100 件を超える研究では、相対リスクは正の値を示

し、メタ解析全体の平均値に近い大きさになる (Levy ら(2005))。

b) 事故死以外の死亡 : Ito ら(2005)、Bell ら(2004)、Schwartz (2005)

Ito ら(2005)の研究は、過去に実施された時系列解析による研究を収集、レビューしたメタ研究である。Bell ら(2004)による複数都市研究では、全米 95 都市においてオゾンと日死亡 (外因死以外の死亡) との関連を解析し、2 つの都市を除くほとんどの都市において、オゾン濃度の上昇によって日死亡の相対リスクが高まることが示されている。Schwartz (2005)は全米 14 都市に関する疫学研究である。

c) 心肺疾患による死亡 : Huang ら(2005)

Huang ら 2005 は全米 19 都市に関する疫学研究である。

オゾンによる日死亡率について、温暖期と寒冷期に分けて解析を行った疫学研究では、寒冷期の相対リスクに対して、温暖期の相対リスクが高くなることが示されている (Bell ら(2005)、Ito ら(2005)、Levy ら(2005)、Schwartz(2005))。

温度や湿度などの気象条件は、死亡自体にも影響を及ぼすとともに、大気汚染物質の濃度にも影響を及ぼす。特に大気中において二次的に生成されるオゾンの濃度は、気温や湿度の影響を受け、温暖期にはオゾン濃度が高くなり寒冷期には低くなる。疫学研究の結果として、温暖期に相対リスクが高くなるのは、寒冷期よりもオゾン濃度が高まることが要因になっていると考えられる。

また、温暖期と寒冷期のオゾン濃度にほとんど差がない都市 (ブリスベン) では、温暖期と寒冷期のオゾンに対する日死亡の相対リスクがほぼ同等であるという知見も報告されている (Ito ら(2005))。

Schwartz2005 は、オゾン濃度と日死亡との関連に温度が及ぼす影響について検討している。ある死亡事例が発生した日 (イベント日とする) と、イベント日と同じ月でイベント日と気温が同等の日をコントロール日とし、イベント日とコントロール日のオゾン濃度 (1 時間値の日最大値) の差による死亡について解析した。その結果、オゾン濃度 10ppb 上昇による死亡リスク増加率は 0.23% (95% CI:0.01-0.44) であり、気温が同等であってもオゾン濃度と日死亡との間に統計学的に有意な関連が認められた。Bell ら(2005)は、全米 95 都市について、日平均気温 29°C 以下の日と、29°C よりも高い高温日に区分し、オゾン濃度と外因性死亡を除く日死亡の相対リスクを推定した。推定された相対リスクの増加率は、29°C 以下の日では 0.55% (95%CI : 0.30-0.80)、29°C より高温日では 0.50% (95%CI : 0.25-0.75) であり、ほぼ同等の結果となった。Schwartz2005 や Bell ら 2005 の結果は、温度が低くても高くてもオゾン濃度の上昇によって死亡が増加することを示している。

一方、Ito ら(2005)は、時系列解析で気象条件 (温度や露点) の影響を調整するため 2 種類の異なる統計モデルを用いている。これらの 2 種類のモデルによって推定された相対リスクの増加率は、オゾンの日平均濃度 20 ppb 増加あたり 2.0% (95%CI : 1.1-2.9) と 1.0% (95%CI : 0.0-2.0) で 2 倍の差がある。このように使用するモデルによって結果が異なることから、統計モデルによる調整方法では、気象条件の影響と大気汚染物質の影響を十分に区分しきれていないことが

示唆される。

以上のように、温暖期と寒冷期では、オゾンによる日死亡の関連が大きく異なる。回帰分析では、統計モデルによって気象条件を調整しているとはいえ、それら気象条件の影響を全て調整し切れているとは言えない。

(4) BenMAP について

① 長期曝露影響と短期曝露影響について

長期曝露影響とは、多くの場合 1 年以上の期間にわたり高濃度の大気汚染物質に曝露された場合の健康影響を示す。大気汚染物質の長期曝露影響に関する疫学調査では、大気汚染物質濃度の年平均値が異なる複数の都市や地域を選択し、それらの都市で発生する事象（例えば全死亡や死因別死亡など）の発生件数の違いから、各種要因を調整した上で、地域間の大気汚染物質濃度の差に起因する死亡率等の差をリスクの増減として捉える。

短期曝露影響とは、大気汚染物質の 1 日～数日単位の大気汚染物質の濃度上昇に伴って発生する死亡や、疾病発症や症状悪化による救急入院や救急受診として観察される健康影響である。短期曝露影響に関する疫学研究では、対象とした地域における大気汚染物質の日単位の時系列的な濃度変動と、その地域で発生した死亡、救急入院、救急受診などの件数の増減や、疾患の症状の悪化、心肺機能の変化との関連を解析し、大気汚染物質による健康リスクの増減を捉える研究が多い。

オゾンへの短期曝露影響に関する C-R Function として、6 つの原著論文から 8 つの C-R Function を選択した。そのうちの事故死以外の死亡に関する Ito ら(2005)、Bell ら(2004)では、オゾン濃度 10ppb あるいは 20ppb 上昇あたりの死亡の増加率について、年間を通じた値と温暖期に関する値とを別々に提示している。また、事故死以外の死亡に関する Schwartz(2005) 及び心肺疾患による死亡に関する Huang ら(2005)では、温暖期を対象としたオゾン濃度 10ppb 上昇あたりの死亡の増加率を提示しており、寒冷期におけるオゾン濃度の上昇による死亡率の増加は認められなかったとしている。そもそもオゾン濃度の測定自身が年間を通じては実施されていない都市もある。温暖期に関する原著論文をベースにした C-R Function を年間を通じて適用してよいのか、検討が必要であろう。

また、BenMAP ではベースライン死亡率は年間を通して一定値でしか与えられない。そもそも日単位の大気汚染物質濃度の変動によって死亡率が変動することを前提にしてその変動分を定量評価するための解析において、ベースラインケースでも明らかに日単位でオゾン濃度が変動しているにも拘らず、ベースライン死亡率は年間を通して一定値とするのは論理的に不自然である。BenMAP の機能としては具備されていないが、何らかの方法でベースラインケースの日単位の大気汚染物質濃度に対応してベースライン死亡率が変動するようなモデルを新たに導入するか、あるいは、ベースライン死亡率の季節変動あるいは月変動を考慮する評価が必要なのではないかと考えられる。

ECA 設定による効果は、地域規制であるがゆえに、年平均値における濃度削減幅より、ピーク値の濃度削減幅とその出現頻度を下げる方向に現われるのではないかと推定される。その意味では、何らかの方法で短期曝露の影響評価を実施することの意味は大きいと考えられる。

以上の考察を踏まえて、今回は、1 時間日最大値に対しては日本の注意報発令レベルである 120ppb を超えなければ短期曝露による死亡者数の変動はない、日平均値に対しては仮に 60ppb を超えなければ変動はないとして計算を実施してみた。

また、長期曝露による健康影響を評価する場合には、累積的な曝露が健康影響を及ぼしている可能性が考えられる。大気汚染物質の濃度は年々低下傾向にあり、現在の濃度レベルにおける影響は実は過去におけるより高濃度曝露に起因するものかもしれないが、現在の濃度の影響であるとしておく方が安全側の結果が得られると考える。

② BenMAP 内の処理アルゴリズムについて

BenMAP コードはソースが公開されておらず、動作や結果に疑問があっても内部での処理アルゴリズムを確認することができない。処理それ自身はそれほど複雑なものではないので、BenMAP コードは使用せず、独自の処理プログラムを用いて計算した方が、透明性が得られてより適切ではないかと思われる。

このように、BenMAP を使用して大気汚染物質による人体健康影響を実際に評価してみることを通じて、使用するデータ設定に関する注意点や問題点、BenMAP に関する注意点や問題点等が明らかになった。このことが今年度の大きな成果であると考えられる。

7.4.2 将来計算に当たっての課題

今回は 2005 年において船舶からの排出量をゼロとした場合にベースラインからどの程度の健康影響の改善が見られるかを試算した。今後、2020 年において ECA を設定した場合にベースラインからどの程度の健康影響の改善が見られるかを評価することになる。この場合の課題は以下のとおりである。

(1) 影響評価項目について

2020 年における ECA 設定の判断のための評価に際しても死亡者の変化数のみを指標として問題はないと考えられる。ただし、国内的な合意形成とは別に、IMO に対する申請時には便益評価を実施する必要が出て来ることも考えられる。その場合にも、死亡者の減少が便益評価においても最も支配的なファクターであろうと想定されるが、網羅性の観点からより幅広い評価項目を検討の俎上に上げ、各評価項目の全体に占める寄与度の大きさを考慮した検討が必要となろう。

(2) 人口データについて

2020 年における人口総数及び年齢構成については将来推計データを使い、空間分布については市区町村別の入手可能な最新のデータをそのまま使用することになろう。

(3) ベースライン死亡率について

2020 年におけるベースラインの死亡率を新たに設定することは非常に困難と予想される。したがって、入手できる最新のデータをそのまま使用することになる公算が高い。それならば、2005 年に関しても、それに合せて最新のデータに基づくものを採用した方が全体のデータの整合性がとれたのではないかと考えられる。また、最新のデータといっても、死因別、年齢層別のデータは得られても、都道府県別データが精一杯で市区町村別のデータは入手困難であろう。この場合には人口データとの不整合は避けられない。

(4) C-R Function について

全体の影響評価結果にもっとも大きく影響するのは C-R Function であろう。今回は米国の影響評価に用いられている BenMAP コードに登録されている C-R Function の中から適切と考えられるものを選択して評価を実施した。非常に困難なことではあるが、やはり日本に関する疫学研究に基づいた日本に対して適用できる C-R Function を使用して評価することが望ましい。あるいは、BenMAP に登録されている C-R Function のベースとなった原著論文の内容を検討して、日本に適用する際の β 値の補正について検討してみる意味はあるかもしれない。また、BenMAP に登録されている C-R Function は 2005 年までに公表された疫学研究をベースにした

ものが多い。より最新の疫学研究をベースにした C-R Function を独自に設定して評価することは可能である。

(5) BenMAP について

短期曝露影響の評価方法については BenMAP にとらわれずに適切な方法を検討する必要があると考えられる。何らかの方法でベースラインケースの日単位のオゾン濃度に対応してベースライン死亡率が変動するようなモデルを新たに導入するか、あるいは、ベースライン死亡率の季節変動あるいは月変動を考慮する評価が必要ではないかと考えられる。また C-R Function が温暖期に関するものであれば評価期間もそれに合せて集計することも必要であろう。

短期曝露影響の適切な評価方法を検討するためにも、BenMAP コードは使用せず、独自の処理プログラムを用いる方向で検討したい。

8 生態系影響評価

硫黄・窒素の沈着量及び AOT40 に対する船舶寄与分を、2005 年の現況再現シミュレーション及び船舶排出量をゼロとした仮想シミュレーションの差から定量した。

IMO に対する ECA 設定の提案書では、海域と陸域の両方で生態系影響評価を実施する必要がある。海域・陸域での生態系影響における船舶寄与分を定量するに当たり、まずはわが国における酸性化・富栄養化・植生影響の現状把握を海域・陸域ごとに行った。その概要を下記にまとめる；

酸性化 (8.2.1 参照)

- 日本周辺海域における海洋酸性化は顕在化していないと位置付けられた。また、日本の土壌・陸水では局所的な酸性化は示唆されるものの、日本全域における長期的な陸水 pH の低下は顕在化していない。
- 主要な酸性化原因物質のひとつである硫酸化物の沈着量 ($\text{kg-S ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) では、シミュレーションより得られた結果は米国の観測値よりも高い水準となった。ただし、その沈着量が直ちに酸性化を引き起こすものではない点に留意する必要がある。

富栄養化 (8.2.2 参照)

- 東京湾などの人口及び産業が集中し、外洋との海水交換率の小さい閉鎖性海域では、溶存態全窒素に対する環境基準達成率が低い。また、日本の陸水においてもその達成率は低く、概ね 10 %前後を長期にわたり推移している。これらの事実より、富栄養化の改善はみられていない。
- 主要な富栄養化原因物質のひとつである窒素化合物の沈着量 ($\text{kg-N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) では、シミュレーションより得られた結果は米国の観測値よりも高い水準となった。

植生影響 (8.2.3 及び 8.5 参照)

- 日本の様々な樹木が O_3 によって悪影響を受ける、もしくは既に受けている可能性が高い。なお、植生影響は陸上においてのみ評価した。
- シミュレーションでは、WHO が定めた植生影響に対する AOT40 のクライテリア (1 年生農作物 : $3 \text{ ppm} \cdot \text{h}$ 、樹木 : $10 \text{ ppm} \cdot \text{h}$) に対して、最大で 1 年生農作物 : $36.5 \text{ ppm} \cdot \text{h}$ 、樹木 : $61.1 \text{ ppm} \cdot \text{h}$ と、そのクライテリアを大きく上回った。

硫黄及び窒素の沈着量を、シミュレーションにおける日本計算領域内での EEZ 境界線の内側で積算した場合、それら沈着量に占める割合は下表に示す通り数パーセントと僅かであった。日本周辺では火山起源の硫黄沈着量が多いため、沈着量に対する船舶寄与率は窒素よりも硫黄のほうが小さくなった (8.3.1 及び 8.4.2 参照)。加えて、湿性・乾性別及び物質別でも沈着量及びそれに占める船舶寄与分を推計した。例えば、湿性沈着と乾性沈着の割合は、硫黄・窒素ともに湿性沈着量の配分が多くなった。しかしながら、 SO_2 乾性沈着における船舶寄与分は、船舶の隻数が集中する港湾内及び航路上といった局所的範囲において比較的多い結果を示した (8.3.2 及び 8.4.2 参照)。

AOT40 に対する船舶寄与分は、東京湾などの船舶が多い沿岸における陸域では AOT40 が増加する結果となった。これは、船舶からの NOx 排出量をゼロにすることで O₃ の消滅反応が縮小され、結果、O₃ 濃度が上昇したためである。広域的に見れば AOT40 を減少させる結果が示されたが、WHO クライテリアの達成に対する船舶排出量の削減効果は低いと考えられた（8.5 参照）。

	沈着量に対する船舶寄与率		
	硫黄沈着	窒素沈着	AOT40
陸域 (356,000 km ²)	3.7%	4.2%	空間分布で 評価
海域 (2,493,600 km ²)	2.9%	3.4%	
全域 (2,849,600 km ²)	3.1%	3.5%	

8.1 生態系影響評価の考え方

7章の冒頭で述べたとおり、国際海事機関 (IMO) の海洋環境保護委員会 (MEPC) に対する ECA 提案文書では、「(4) 提案海域で排出される船舶起源の大気汚染物質が、大気環境濃度や生態系環境などに与える影響の評価。この評価には、必要に応じ、土壌、植生、水生、並びに人体などに対する影響についての説明を含めるものとする」ことがクライテリアとして求められている。

海洋政策研究財団による「平成 22 年度 排出規制海域設定による大気環境改善効果の算定事業」では、同クライテリアにおける生態系環境への影響評価の手法を検討し、下記の方針で評価を行うことが適切と結論した；

環境及び生態系に対する影響に関しては、多岐にわたるエンドポイントの各々にどの程度の影響があるかを定量的に評価するところまでは踏み込まず、大気汚染物質の濃度分布及び沈着量分布を求め、その改善効果を見る。具体的には以下のとおりとする。

- 酸性化に関しては、大気シミュレーションモデルから得られる酸性物質の湿性沈着量 (SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 Cl^-) 及び乾性沈着量 (SO_2 、 HNO_3 、硫酸塩) の分布を求める。ただし、アンモニウムイオン (NH_4^+) も土壌に沈着した後、硝化反応によって H^+ を放出することから、潜在的な酸として考慮する。
- 富栄養化に関しては、大気シミュレーションモデルから得られる全窒素の湿性沈着量 (NO_3^- 、 NH_4^+) 及び乾性沈着量 (NH_3 、 HNO_3 、アンモニウム塩、硝酸塩等) の分布を求める。2020 年における各沈着量に占める船舶からの排出の寄与割合及び ECA 設定によるその低減割合を評価する。基本的には米国の評価方法と同じである。
- 地表オゾンの植生に対する影響に関しては、CMAQ 等から得られるオゾン濃度から AOT40 を求める。2020 年における AOT40 に占める船舶からの排出の寄与割合及び ECA 設定によるその低減割合を評価する。基本的には欧州の評価方法と同じである。

ここでは、ECA 設定が寄与する生態系影響への低減効果を算定する前段階として、硫黄・窒素の沈着量及び AOT40 に対する船舶寄与分を、2005 年の現況再現シミュレーション及び船舶排出量をゼロとした仮想シミュレーションの差から定量した。ただし、船舶排出量をゼロとすることは非現実的であり、そのシミュレーション結果より定量される船舶の寄与分がそのまま削減可能性を意味することにはならない。そのため、ここでの結果は ECA 設定の必要性を直接示した数値とはならない点に留意する必要がある。

8.2 わが国における生態系の酸性化及び富栄養化の状況

船舶の排出量が及ぼす生態系への影響を 2005 年の現況再現シミュレーションから定量するに当たり、まずはわが国における酸性化・富栄養化・植生影響の現状把握を、国外における状況との比較から試みた。

8.2.1 酸性化の状況

(1) 海洋における酸性化の状況

海水中において CO_2 が溶存すると、水素イオン (H^+) とともに炭酸水素イオン (HCO_3^-) や炭酸イオン (CO_3^{2-}) が生じる。つまり海水中には H^+ を中和する HCO_3^- や CO_3^{2-} が十分に溶解しており、酸性雨のような人為起源の酸性物質の流入に対してはかなりの程度まで pH を維持できるアルカリ度の緩衝作用が存在している。アルカリ度は海水中の様々なアルカリ成分の量を表す指標であり、海水中に酸や塩基を加えても pH をほぼ一定に保つ働きをもつ。つまり、アルカリ度が大きいほど酸性化物質に対する抵抗性が強い。Ocean CO_2 (<http://cdiac.ornl.gov/oceans/>) で公開されている海洋表層の3月のアルカリ度分布を図 8.2-1 に示す。日本周辺海域のアルカリ度は冬季から春季に高く、夏季に低い傾向を示し、3月に2320程度、7月は2270程度である。大西洋と比較すると低いが、東部北太平洋と比較すると高く、中程からやや高めの値であることが分かる。

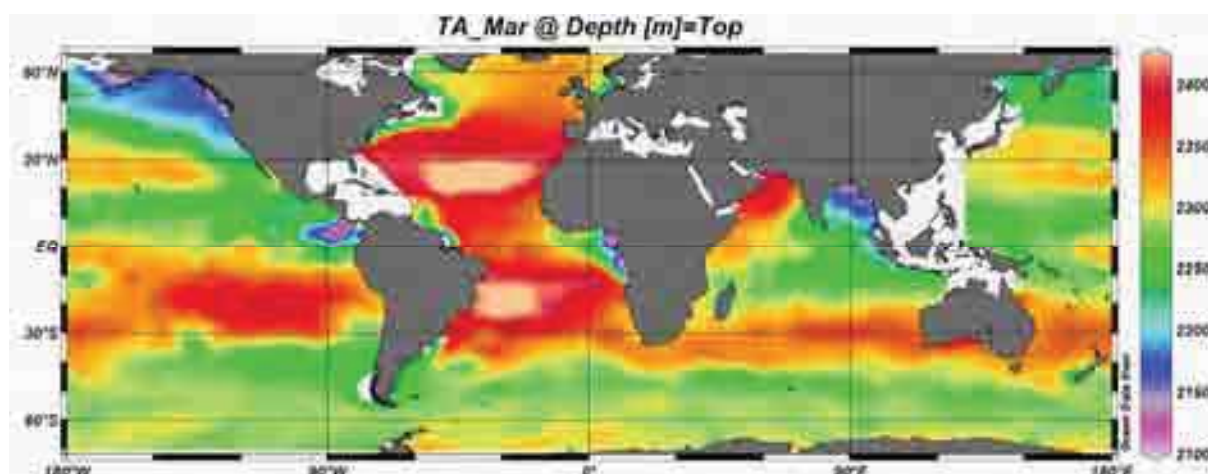


図 8.2-1 海洋表層のアルカリ度の分布 (3月)

(データソース : Ocean CO_2 ; <http://cdiac.ornl.gov/oceans/>)

しかしながら近年、CO₂排出量の増加に伴う海洋酸性化の進行が指摘されている。大気・海洋間では大量のCO₂が行き来しているが、1751年から2004年までに発生した人為起源CO₂(471Gt)のうち、およそ4分の1が海洋に吸収されたことが分かっている(向井, 2007)。海洋酸性化は、海洋のCO₂吸収能力を低下させるだけでなく、炭酸カルシウムの殻や骨格をもつ生物の成長を妨げ、海洋の炭素循環や海洋生態系に影響を引き起こす可能性がIPCC(気候変動に関する政府間パネル)でも指摘されている。

このような背景より、まずは日本近海における表層pHを把握することを目的として、日本海洋データセンター(JODC, http://www.jodc.go.jp/index_j.html)で公開されている各種海洋データから日本周辺海域の表層におけるpHの変動を解析した。利用したデータの領域範囲は北緯30から45度、東経130から145度、データ期間は1980年から2011年とした。利用した観測ポイントの数は合計13,378点となり、1980年代が最も多く9,765点、続いて1990年代が2,351点、2000年以降が1,262点と年度が進むに従って観測ポイントは減少した。pHの測定水深は観測点により様々であるため、ここでは各観測点における最も水深の浅い層のデータを採用した。

全期間の各観測点のデータを補間して作成した、日本周辺海域の表層のpH分布を図8.2-2に示す。同図より、日本周辺海域のpHは8.0から8.3であることが分かる。観測ラインに沿った多少の値のばらつきは見られるものの、空間的にはほぼ一様な値となっており、海域による特徴は見られなかった。

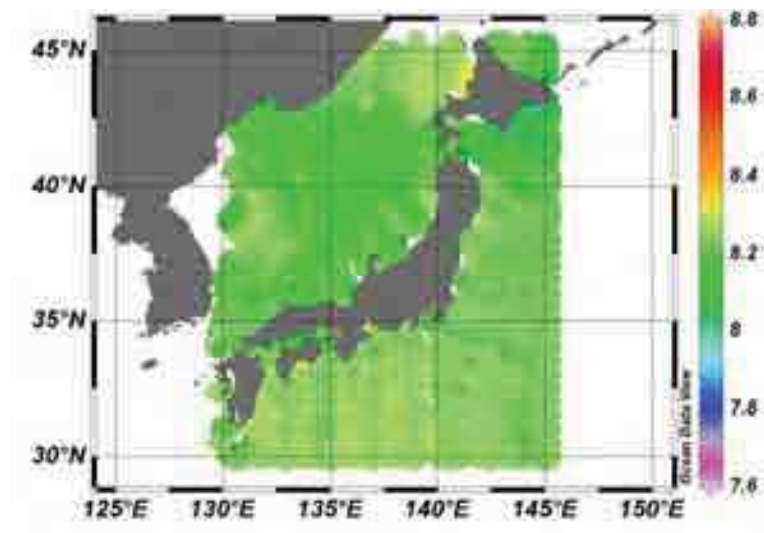


図 8.2-2 1980-2011年のデータより作成した日本周辺海域の表層のpH分布

(データソース：日本海洋データセンター)

次に、年代別 (1980 年代、1990 年代、2000 年以降) の表層における pH の分布を図 8.2-3 に示す。年代別で観測地点の数や分布に偏りがあるため、ここでは各年代とも空間補間を行わず、各観測点の pH をそのままプロットした。同図より、1980 年代には pH8.4 を超える値が多く観測されているが、2000 年以降は pH8.2 前後の値が多いことが見て取れる。そのため、近年における日本周辺海域では、ある程度の長期的な pH 低下が示唆される。

気象庁は、海洋汚染の防止及び海洋環境の保全に資するため、西部北太平洋の東経 137 度の観測線 (北緯 3~33 度) において定期的な海洋観測を 1980 年代より実施している (図 8.2-2 参照)。Midorikawa et al. (2011) は、同観測データより、日本の太平洋側近海を含む西部北太平洋における pH の平均減少速度が 0.0015 year^{-1} から 0.0021 year^{-1} であったことを報告した。Midorikawa et al. (2011) は、同値を其他海域における既存研究、例えば北大西洋： $0.0017 \pm 0.0005 \text{ yr}^{-1}$ (Gonzalez-Davila et al., 2007)、ハワイ周辺海域： $0.0019 \pm 0.0002 \text{ yr}^{-1}$ (Dore et al., 2009)、バミューダ周辺海域： $0.0017 \pm 0.0001 \text{ yr}^{-1}$ (Bates, 2007) などと比較し、日本の太平洋側近海を含む西部北太平洋における pH の平均減少速度が、其他海域と同程度であると結論付けた。言い換えれば、日本周辺海域の海洋酸性化は其他海域よりも顕在化したものではないということが示唆できる。

Midorikawa T. et al. (2011): Decreasing pH trend estimated from 25-yr times series of carbonate parameters in the western North Pacific., *Tellus*, 62B, 649-659.

Gonzalez-Davila, M. et al (2007): Interannual variability of the upper ocean carbon cycle in the northeast Atlantic Ocean. *Geophys. Res. Lett.*, 34, L07608, doi: 10.1029 / 2006GL028145

Dore, J. E. et al. (2009): Physical and biogeochemical modulation of ocean acidification in the central North Pacific., *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 106, 12 235-12 240.

Bates, N. R. (2007): Interannual variability of the oceanic CO₂ sink in the subtropical gyre of the North Atlantic Ocean over the last 2 decades. *J. Geophys. Res.*, 112, C09013, doi:10.1029/2006JC003759.

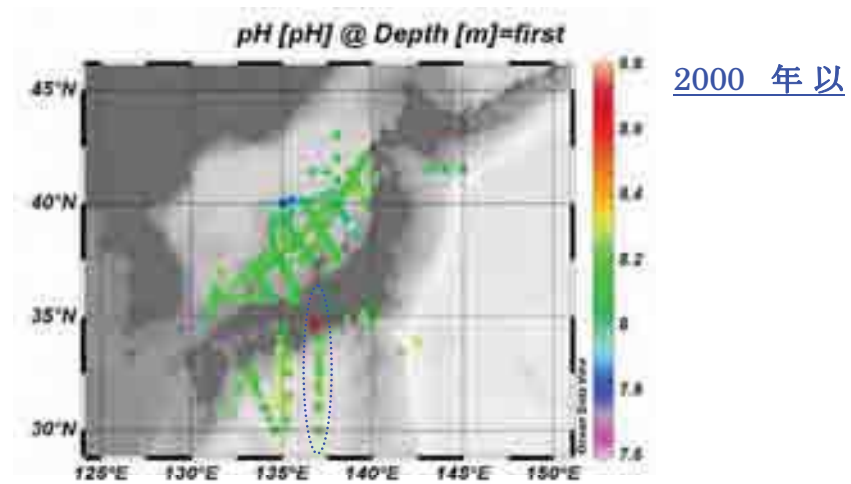
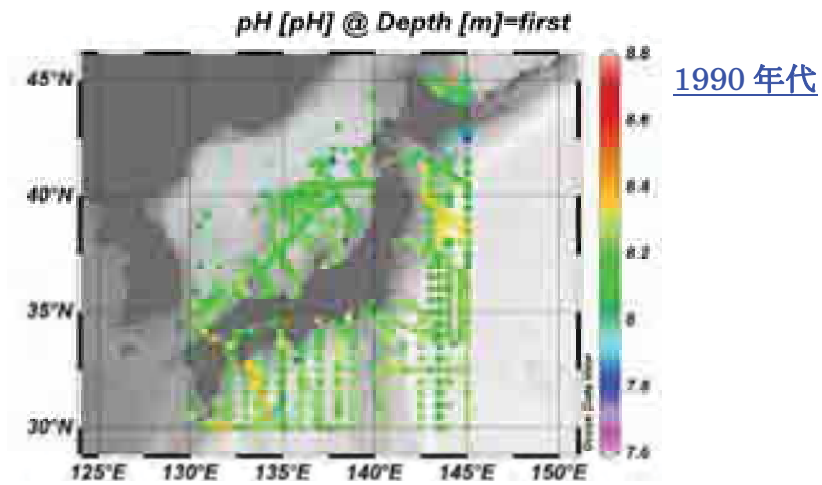
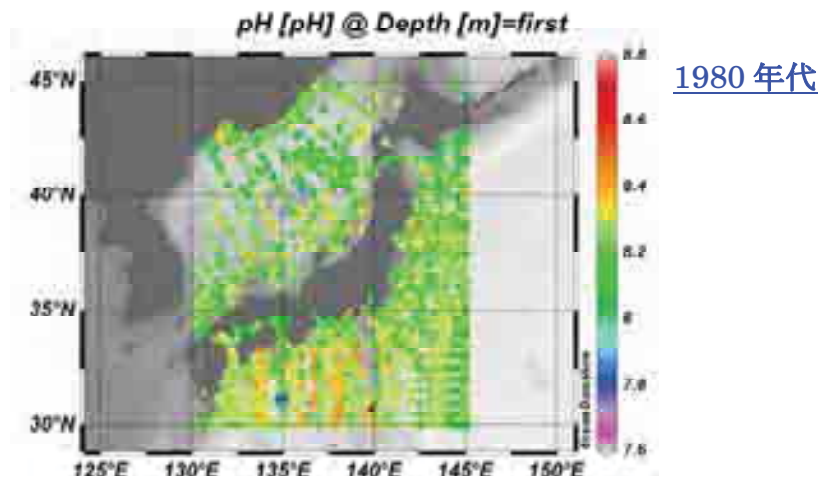


図 8.2-3 年代別 (1980年代、1990年代、2000年以降)で作成した日本周辺海域の

表層の pH 分布。青線内は気象庁観測。

(データソース：日本海洋データセンター)

(2) 陸域における酸性化の状況

環境省では、わが国の酸性沈着の状況やその影響を把握するため、昭和 58 年度から酸性雨対策調査を実施してきた。平成 15 年度からは酸性雨長期モニタリング計画 (14 年 3 月策定) に基づき、国内の湿性・乾性沈着モニタリング (31 地点)、湖沼等を対象とした陸水モニタリング (11 地点)、土壌・植生モニタリング (25 地点) を実施している。ここでは酸性雨長期モニタリング計画における土壌と陸水データより、陸域における酸性化の状況把握を試みた。

土壌の調査地点は平成 13 年度 (2001 年度) に設定され、長期モニタリング計画に基づき 5 年に 1 度のローリング調査が行われている。酸性雨長期モニタリング報告書 (環境省, 2009) では、平成 19 年度 (2007 年度) までに実施された 2 回の調査より、全国の土壌中 pH の変化を解析している。図 8.2-4 に、同報告書のデータより作成した石川、大阪、島根、山口、福岡の 5 府県における土壌水分中の pH の変動を示す。2 回という限られた測定値ではあるが、大幅な pH の下降はどの地点にも確認されなかった。同報告書でも、長期的な土壌の酸性化傾向は見られなかったとしている。

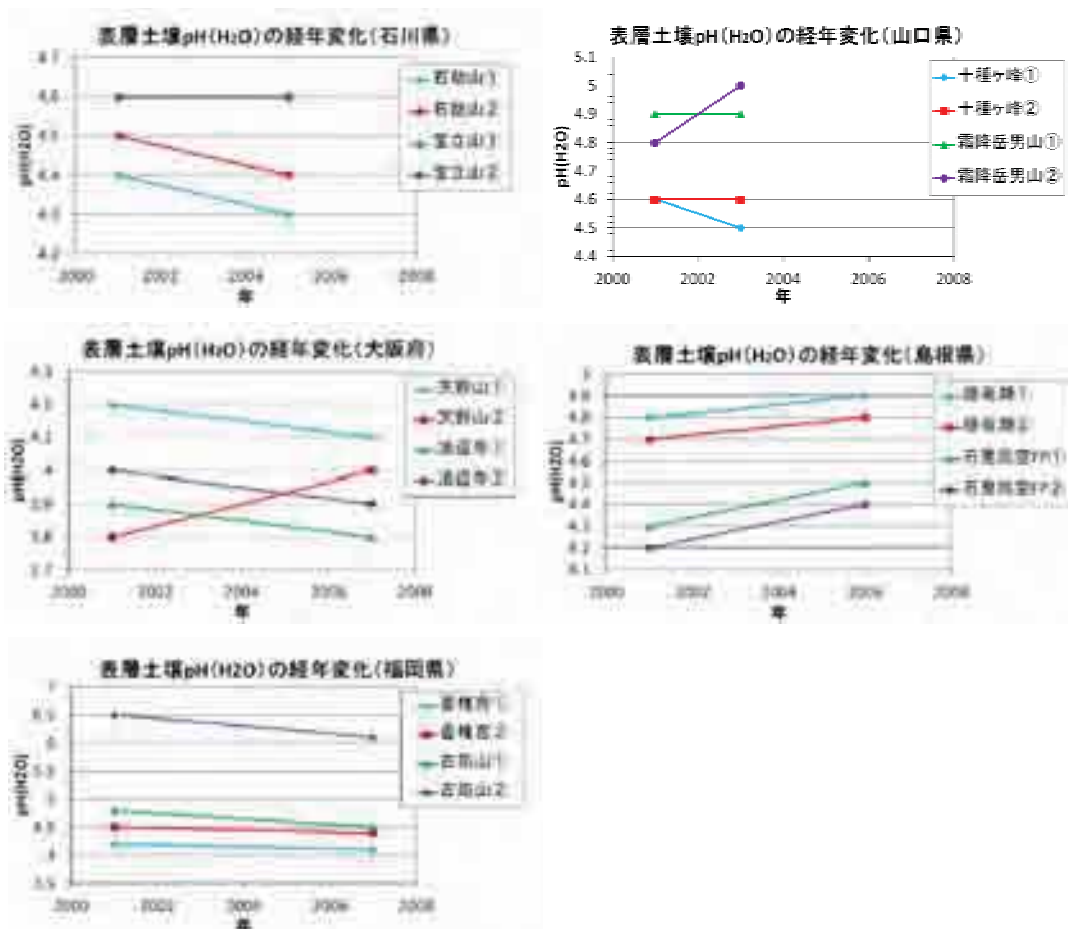


図 8.2-4 表層土壌 (0-10cm) における pH (H₂O) の経年変化

陸水調査地点は、酸性化に対する感受性が高いと考えられている湖沼及び河川を対象に11地点が選定されており、年4回の季節毎の水質調査が実施されている。

酸性雨長期モニタリング報告書（環境省，2009）では陸水調査の長期トレンド解析を示している。同長期トレンドで示された表 8.2-1に示す Z-Score は、増減幅の平均に対する標準化した相対値を示す値となっており、マイナス値で下降変動、プラス値で上昇変動を意味する。

同報告書では、釜ヶ谷川（伊自良湖流入河川）の Z-Score は pH の有意な低下傾向を指し示したものの、2004 年（平成 16 年）以降は横ばい傾向であったことを報告している。逆に、蟠竜湖では pH の有意な上昇傾向が確認できたことなどから、局所的な酸性化は示唆されるものの、日本全域における長期的な陸水 pH の低下は顕在化していないと考えられる。

表 8.2-1 pH の長期トレンド解析結果

湖沼名	調査期間	pH
双子池（雄池）	1998-2007	1.56
双子池（雌池）	1998-2007	-0.98
山居池	2001-2007	-1.52
夜叉ヶ池	2000-2007	-1.81
伊自良湖	1988-2007	-0.74
釜ヶ谷川	1988-2007	-2.07
孝洞川	1988-2007	-1.00
蟠竜湖	1989-2007	2.49
蟠竜湖 No.3	1989-2007	2.40

環境省 (2009): 平成 15~19 年度 酸性雨長期モニタリング報告書 (<http://www.env.go.jp/air/acidrain/index.html>)

(3) 酸性物質の沈着量分布

本報告書 4.2.3 節において、シミュレーションにおける地方計算領域の選定を行った際に、日本計算領域における硫黄の年間沈着量 ($\text{kg-S ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) の空間分布を示した。ここでは、主要な酸性物質として、同様の硫黄沈着量の分布を図 8.2-5に再掲する。なお、8.1 節で示した「平成 22 年度 排出規制海域設定による大気環境改善効果の算定事業」の決定方針に従い、硫黄沈着量は硫酸イオン (SO_4^{2-}) の湿性沈着量 (ガス状・粒子状が雲や降水中に溶解することでイオン化)、並びに SO_2 (ガス状) 及び硫酸塩 (粒子状) の乾性沈着量の合計値とした。

硫黄沈着量の評価指標として、CASTNET (Clean Air Status and Trends Network) による硫黄の年間沈着量 ($\text{kg-S ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) を図 8.2-6に紹介する (U.S.EPA, 2006)。同図によれば、2005 年の米国における硫黄沈着量は東海岸で多い結果を示しており、最大値は $15.5 \text{ kg-S ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ となっている。他方、西海岸では $2.0 \text{ kg-S ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ を超える沈着量は出現していない。

図 8.2-5中の凡例は、緑色より上の凡例範囲で $16 \text{ kg-S ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ 以上の硫黄沈着量を示す。つまり、同凡例範囲は、2005 年における CASTNET の最大値： $15.5 \text{ kg-S ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ を上回る沈着量を指し示すことになるが、西日本から日本海側にかけての広い範囲でその超過を示す領域が出現した。特に、東京や大阪といった都市域では非常に多い量の沈着量となった。

日本計算領域での EEZ 境界線の内側における硫黄沈着量を、陸域・海域別で積算した場合、積算の対象となった陸域： $356,000 \text{ km}^2$ 、海域： $2,493,600 \text{ km}^2$ の範囲に対して沈着量は陸域： $550 \text{ Gg-S year}^{-1}$ 、海域： $2,987 \text{ Gg-S year}^{-1}$ となった。片山ら (2004) は、1995 年を対象年として、東アジア地域における硫黄化合物の動態を物質輸送シミュレーションから解析し、日本の陸域における硫黄沈着量を 7 月： $52 \text{ Gg-S month}^{-1}$ 、12 月： $43 \text{ Gg-S month}^{-1}$ と見積もった。本シミュレーションでの対象年は 2005 年であるが、陸域における硫黄沈着量の月平均値は 45.8 Gg-S となり、片山ら (2004) が報告した硫黄沈着量とほぼ同程度の値となった。

このように、日本計算領域におけるシミュレーション結果では、米国の観測値に比べて非常に多くの硫黄沈着量が見積もられた。しかしながら、本節 (1) 及び (2) で先述したように、日本の海域及び陸域における pH 低下の傾向は著しく顕在化しているわけではない。主要な酸性物質である硫酸化合物の沈着量が非常に多いにもかかわらず、陸域・海域における pH の低下は観測結果からは導かれていない、という状況が日本における酸性化の現状と考えられる。

U.S. Environmental Protection Agency (2006): Clean Air Status and Trends Network (CASTNET) 2005 Annual Report

片山ら(2004):東アジアにおける硫黄化合物のソース・リセプター解析, 大気環境学会誌, 39 巻 第 4 号, pp200-217

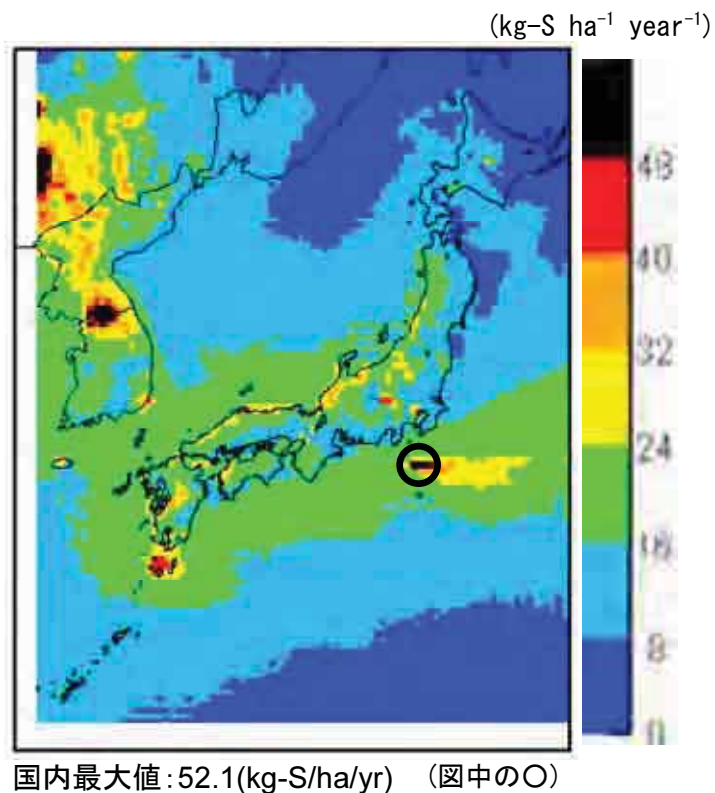


図 8.2-5 日本計算領域における硫黄の年間沈着量 (kg-S ha⁻¹ year⁻¹)

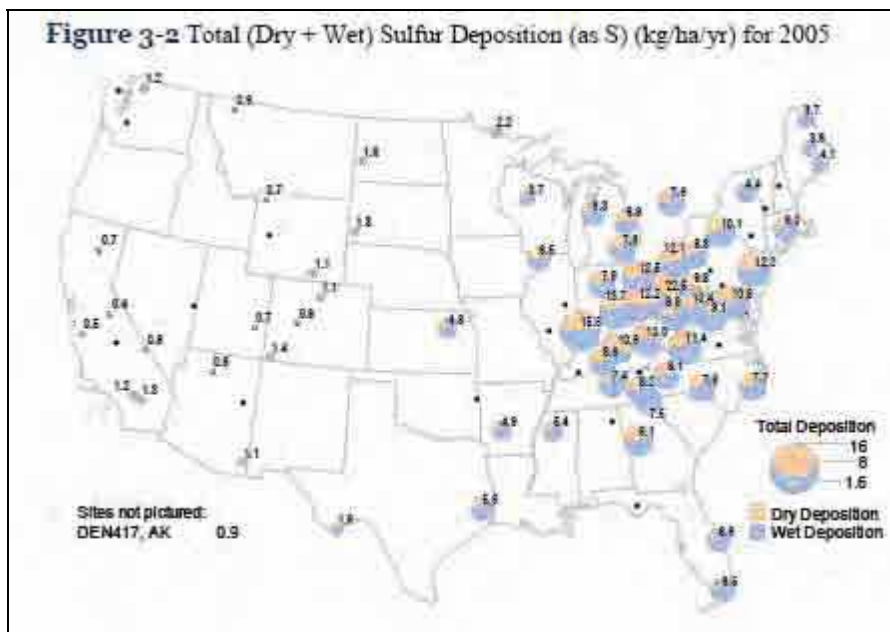


図 8.2-6 米国環境保護庁の CASTNET による 2005 年の硫黄の年間総沈着量

(http://epa.gov/castnet/javaweb/docs/annual_report_2005.pdf)

8.2.2 富栄養化の状況

(1) 海洋における富栄養化の状況

近年、人間活動の影響により沿岸域における窒素化合物やリンの濃度が増加し、栄養塩が過剰になる「富栄養化現象」が各地で出現している。海水中において、窒素 (N) はリン (P) やケイ素(Si) とともに植物プランクトンにとって必要な栄養塩の一種である。栄養塩は海洋表層域の生物生産において必須の物質であるが、過剰な栄養塩の負荷は赤潮や貧酸素現象、青潮などの二次的な悪影響を及ぼす。

例えば赤潮は、植物プランクトン等の微細な生物が異常増殖し、海域や湖沼等の水の色が著しく変色する現象である。水塊の変化や毒性を持つプランクトンの急激な増殖により、海洋生物が死滅するなどの被害を引き起こすため、特に養殖を行っている海域では大きな被害となる。貧酸素現象は、富栄養化や有機物により水質汚濁の進んだ内湾の底層において、大量発生したプランクトンが死滅、海底に沈殿し、底層で細菌によって分解される過程で海水中の酸素を大量に消費し、貧酸素水塊が形成される現象である。水産用水基準では、内湾漁場の夏季底層において最低限維持しなくてはならない溶存酸素は 4.3 mg L^{-1} (3 mL L^{-1}) と定義されている。この貧酸素水塊が季節風により底層から沿岸に湧き上がり、海水が青く見える現象を青潮と呼ぶ。青潮は赤潮と同様に魚介類の大量死を引き起こすなど、漁業に甚大な被害を与えることがある。

このように、富栄養化は生態系構成要素の重篤な変化や生物多様性の損失などを引き起こし、特に東京湾、伊勢湾、大阪湾などの人口及び産業が集中し、汚濁が著しく、外洋との海水交換率の小さい広域的な閉鎖性海域において多く確認されてきた。

「水質汚濁防止法 (昭和 45 年法律第 138 号)」では、富栄養化対策を目的として、化学的酸素要求量 (COD)、全窒素、全リンの環境基準を定めており、1995 年には表 8.2-2 に示すような水域別の類型を指定した。平成 22 年度までの過去 16 年間の全窒素・全リンの環境基準達成率を図 8.2-7 に示す (環境省, 2011)。平成 7 年度から平成 11 年度までの約 5 年間に於いて達成率は急激に上昇しているが、平成 10 年度以降はほぼ横ばいとなっている。平成 22 年度における環境基準の達成率は全窒素で 90.1%、全リンで 87.1%、全窒素と全リンを合わせれば 81.6%であった。

表 8.2-2 全窒素の環境基準 (mg L^{-1})

類型	環境基準	東京湾暫定目標
I	0.2	-
II	0.3	0.43
III	0.6	0.83
IV	1.0	1.0~1.2

環境省 (2011): 公共用水域の水質測定結果 (<http://www.env.go.jp/water/suiiki/index.html>)

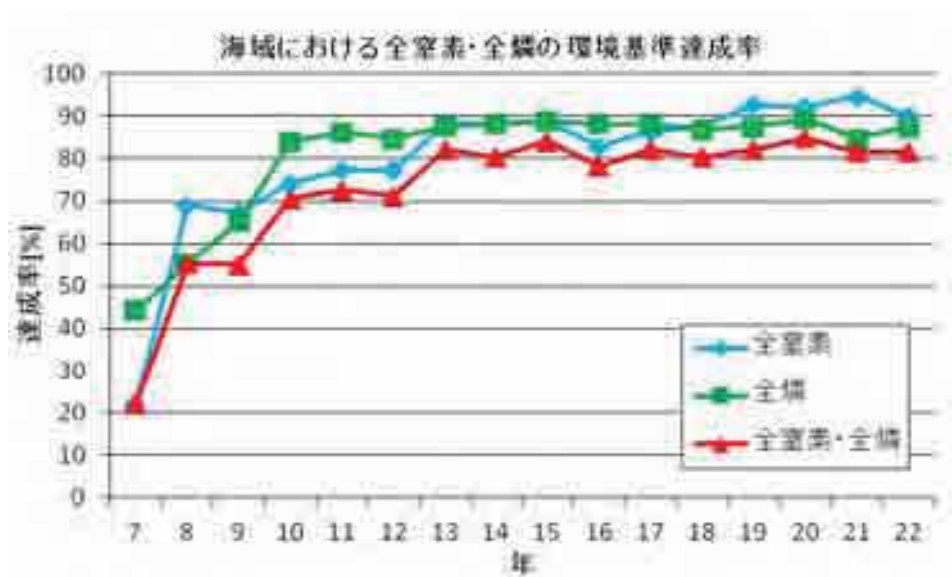


図 8.2-7 海域における全窒素及び全リンの環境基準達成率の推移
(データソース：平成 22 年度公共用水域水質測定結果)

東京湾を例に挙げれば、同湾は 4 つの特定重要港湾 (千葉港、東京港、川崎港、横浜港) と 2 つの重要港湾 (木更津港、横須賀港) を擁し、船舶の交通量が特に多い海域である。また、閉鎖性の内湾であり、沿岸地域や流入河川の流域における都市化・工業化の進展に伴い、赤潮や貧酸素、青潮などの環境汚染が顕在化している。近年では年間 50 回程度の赤潮の発生が確認されており、その回数に長期的な減少傾向は確認されていない。また、青潮については、年に数回程度の発生が継続的に続いており、東京湾ではアサリの大量死の原因として古くから知られている現象である (環境省, 2011a)。

東京湾では全窒素の環境基準が達成できておらず、第 6 次水質総量規制において表 8.2-2 のような $0.43 \sim 1.2 \text{ mg L}^{-1}$ の暫定目標が別途設けられている。図 8.2-8 に、平成 7 年度から 22 年度の期間における東京湾での全窒素の経年変化を示す (環境省, 2011b)。各類型ともに若干の減少傾向が見られるものの、直近となる平成 22 年度では、東京湾全体の平均で 0.73 mg L^{-1} 、II 類型で 0.32 mg L^{-1} 、III 類型で 0.68 mg L^{-1} 、IV 類型で 0.92 mg L^{-1} と高い水準を示した。

環境省 (2011a): 環境統計集 (<http://www.env.go.jp/doc/toukei/index.html>)

環境省 (2011b): 公共用水域の水質測定結果 (<http://www.env.go.jp/water/suiiki/index.html>)

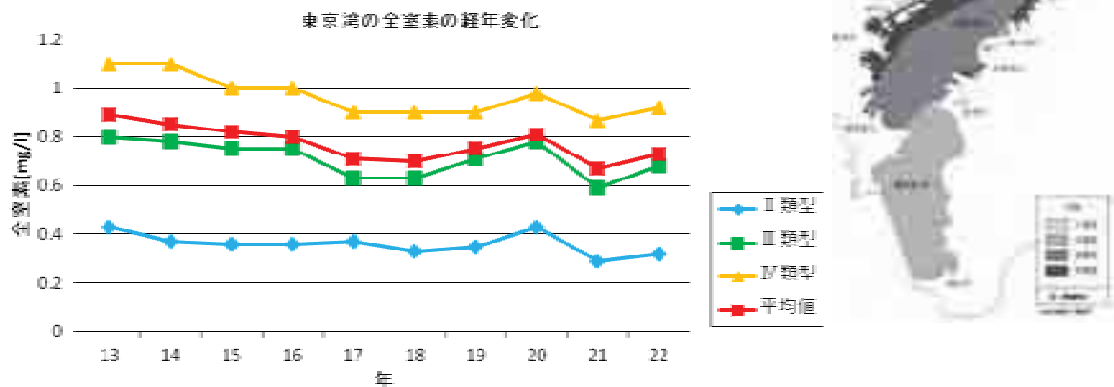


図 8.2-8 海域における全窒素の環境基準達成率の推移

(データソース：平成 22 年度公共用水域水質測定結果)

富栄養化は世界各国の内湾で発生しており、各国が規制や対策を実施している。バルト海では、汚染物質からバルト海の健全な海洋環境と生物多様性を保護し、持続可能な経済・社会活動を支えるための政府団体 Helsinki Commission (HELCOM, <http://www.helcom.fi/>)が存在する。例えば HELCOM のウェブページでは、バルト海に関する基本的な情報 (水深、面積など) から富栄養化や海域汚染に関連する排出量や水質データなど、様々な情報が公開されている。

東京湾と同様、バルト海においても生活排水の流入による富栄養化が問題となっており、様々な対策が進められている。図 8.2-9に、バルト海の複数地点で測定された溶存無機態窒素 (DIN: Dissolved Inorganic Nitrogen) 及び溶存無機態リン (DIP: Dissolved Inorganic Phosphorus) の経年変化を示す。溶存無機態窒素の変動は 1970 年代にピークを迎えたのち、1980 年代以降は減少傾向を示している。直近の 2007 年における測定値を見た場合、いずれの地点も概ね $10 \mu\text{mol L}^{-1}$ (0.14mg L^{-1}) 前後となっている。風間ら (2010) は、東京湾 IV 類型内の東京都内湾沿岸付近に位置する観測点では、全窒素中に占める DIN の割合が 1980 年以降は 1.0 mg L^{-1} から 1.5 mg L^{-1} で推移していたことを報告した。同値は 2005 年におけるバルト海での観測値の 10 倍程度の濃度であるが、その観測点の位置から考えれば、都内からの窒素負荷量を顕著に反映した結果だと考えられる。

環境省 (2011): 公共用水域の水質測定結果 (<http://www.env.go.jp/water/suiiki/index.html>)

風間ら (2010): 東京都の内湾域における窒素汚染の実態, 地球環境, 15 巻 第 2 号, pp171-178

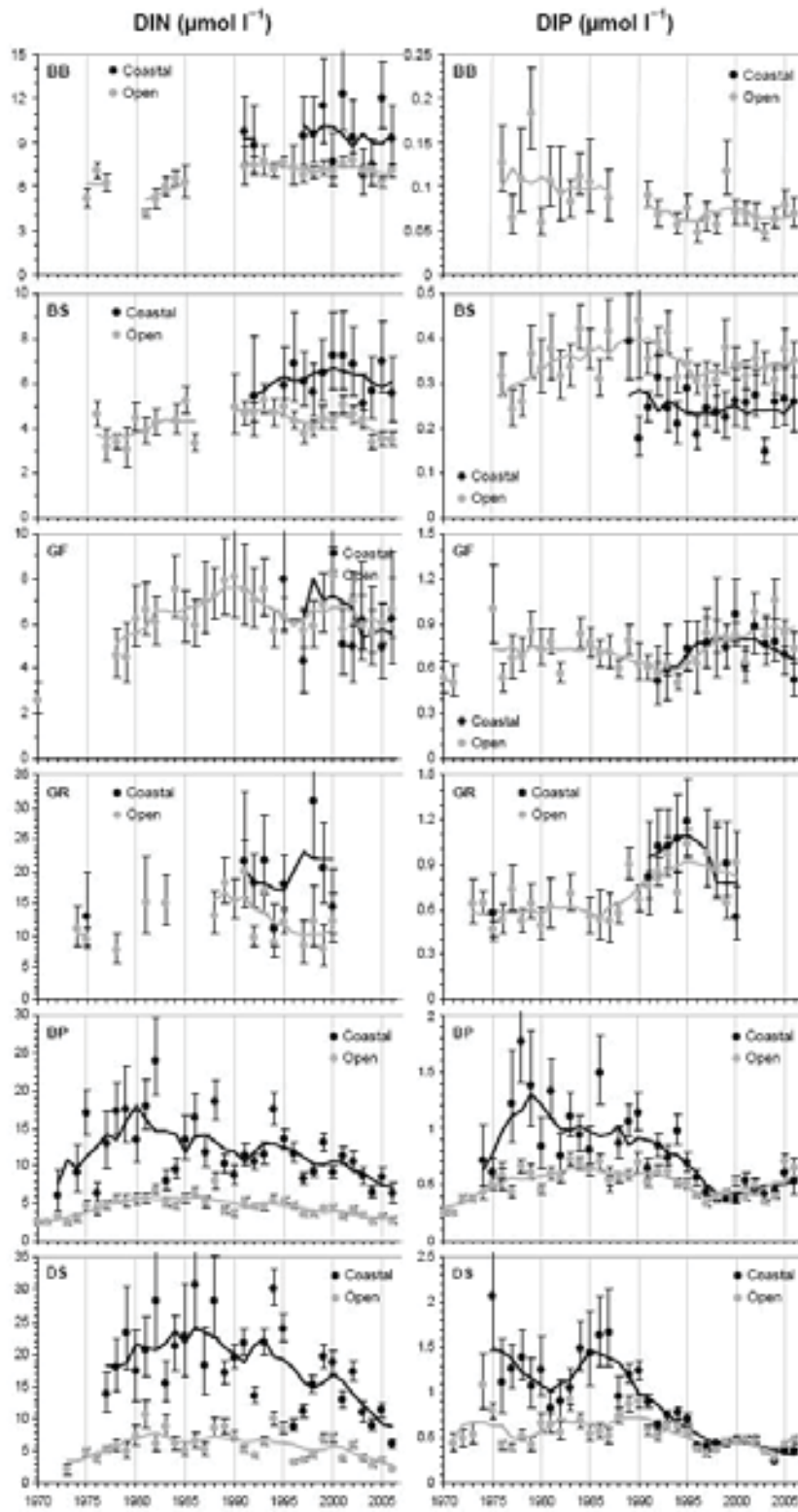


図 8.2-9 バルト海における海域ごとの溶存無機態窒素 (DIN) 及び
 溶存無機態リン (DIP) の経年変化
 (データソース: HELCOM, <http://www.helcom.fi>)

(2) 陸域における富栄養化の状況

土壌中に窒素やリンが過剰に蓄積された場合、それらは降水などによって地下水や湖沼・河川に流出し、集水域等において富栄養化をもたらす。そのため、陸水においても「水質汚濁防止法」に基づく排水規制が行われ、窒素及びリンに係る環境基準が定められている。現在、320の湖沼が窒素規制対象湖沼、1,393の湖沼がリン規制対象湖沼に指定されている。また、環境基準については、琵琶湖など合計115水域について類型指定が行われている。さらに、水質汚濁防止法の規制のみでは水質保全が十分でない湖沼については、湖沼水質保全特別措置法(昭和59年法律第61号)によって、環境基準の確保の緊要な湖沼を指定して湖沼水質保全計画を策定し、下水道整備、河川浄化等の水質の保全に資する事業、各種汚濁源に対する規制等の措置等を推進している。

過去30年にわたる類型指定湖沼での全窒素及び全リンの環境基準達成率の推移を図8.2-10に示す(環境省,2011)。これによれば全窒素の環境基準達成率は特に低く、概ね10%前後を長期にわたり推移していることがわかる。



図 8.2-10 湖沼における全窒素及び全リンの環境基準達成率の推移

(データソース：平成22年度公共用水域水質測定結果)

環境省 (2011): 公共用水域の水質測定結果 (<http://www.env.go.jp/water/suiiki/index.html>)

(3) 富栄養化原因物質の空間分布

本報告書 4.2.3 節において、シミュレーションにおける地方計算領域の選定を試みた際に、日本計算領域における窒素の年間沈着量 ($\text{kg-N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) の空間分布を示した。ここでは、主要な富栄養化原因物質として、同様の窒素沈着量の分布を図 8.2-11に再掲する。なお、8.1 節で示した「平成 22 年度 排出規制海域設定による大気環境改善効果の算定事業」で決定した方針に従い、富栄養化の評価における窒素沈着量は硝酸イオン (NO_3^-) 及びアンモニウムイオン (NH_4^+) の湿性沈着量 (ガス状・粒子状が雲や降水中に溶解することでイオン化)、並びに HNO_3 (ガス状)、 NH_3 (ガス状)、硝酸塩 (粒子状) 及びアンモニウム塩 (粒子状) の乾性沈着量の合計値とした。

窒素沈着量の評価指標として、硫黄の場合と同様に、CASTNET (Clean Air Status and Trends Network) による窒素の年間沈着量 ($\text{kg-N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) を図 8.2-12に紹介する (U.S.EPA, 2006)。同図によれば、2005 年の米国における窒素沈着量は東海岸で多い結果を示しており、最大値は $9.9 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ を示している。他方、西海岸での最大値は $5.0 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ となっている。

図 8.2-11中の凡例では、水色より上の凡例範囲で $10 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ 以上の窒素沈着量を示している。つまり、同凡例範囲は、2005 年における CASTNET の最大値： $9.9 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ を上回る沈着量を指し示すことになるが、日本国内及びその周辺海域の広い範囲で米国東海岸を上回る窒素沈着量を示す結果となった。特に、九州から西日本の日本海側にかけた広範囲、並びに大阪湾や東京湾近傍の都市圏において米国の最大値を大きく上回る沈着量が出現した。なお、日本計算領域での EEZ 境界線の内側における窒素沈着量を、陸域・海域別で積算した場合、積算の対象となった陸域： $356,000 \text{ km}^2$ 、海域： $2,493,600 \text{ km}^2$ の範囲に対して窒素沈着量は陸域： $623 \text{ Gg-N year}^{-1}$ 、海域： $2,231 \text{ Gg-N year}^{-1}$ となった。

このように、日本計算領域でのシミュレーションでは、硫黄沈着量と同様、米国の観測値に比べて非常に多くの窒素沈着量を示された。また、本節 (1) 及び (2) で先述した通り、東京湾や陸水における溶存態全窒素の環境基準達成率は長期にわたり低い水準にあることがわかった。ただし、東京湾海面上に対する大気からの窒素沈着量の計算値が年間 $1,460 \text{ ton-N year}^{-1}$ となるが、それに対して河川からの流入量は $75,920 \text{ ton-N year}^{-1}$ に及ぶ (東京湾再生推進会議, 2009)。結果、河川と大気からの負荷量だけで見れば、大気からの沈着による窒素負荷量への寄与は約 2%と僅かであることがわかる。

U.S. Environmental Protection Agency (2006): Clean Air Status and Trends Network (CASTNET) 2005 Annual Report

東京湾再生推進会議 (2009): 東京湾再生のための行動計画 第 2 回中間評価報告書 (<http://www1.kaiho.mlit.go.jp>)

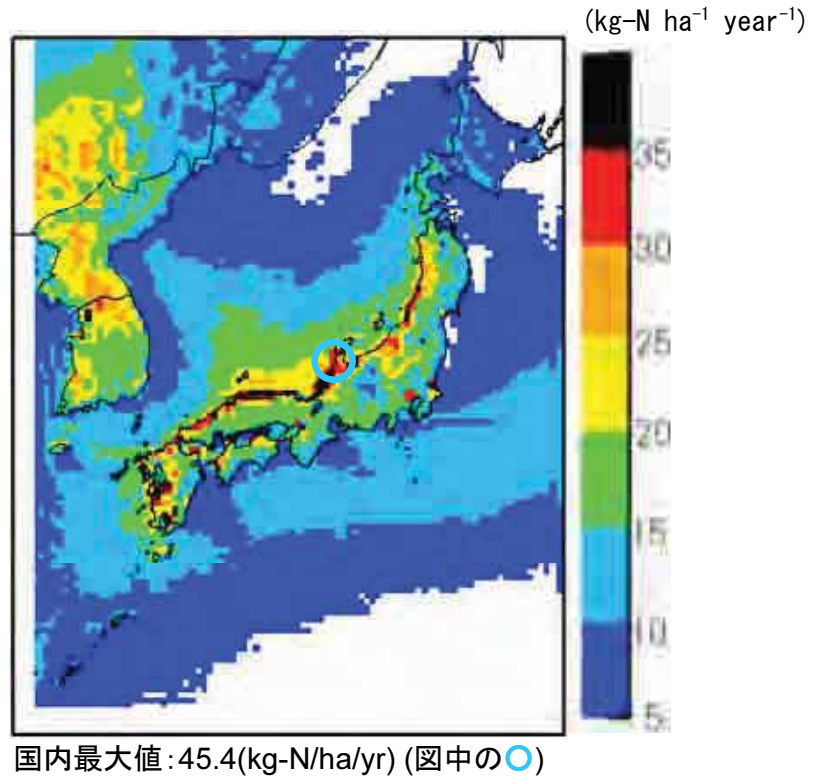


図 8.2-11 日本計算領域における窒素の年間沈着量 (kg-N ha⁻¹ year⁻¹)



図 8.2-12 米国環境保護庁の CASTNET による 2005 年の窒素の年間総沈着量
http://epa.gov/castnet/javaweb/docs/annual_report_2005.pdf

8.2.3 オゾンによる植生影響の状況

植生衰退を引き起こす要因として、土壌の酸性化や窒素余剰、二酸化硫黄・酸性霧などに代表されるの大気中の酸性物質の付着、そしてオゾン (O₃) に対する暴露などを挙げることができる。近年、北半球の広域で O₃ 濃度の上昇が指摘されており、それに伴う植生への影響の顕在化も懸念されている。ここでは O₃ と植生影響の関係に着目した。

O₃ による植生への障害発現は、植物内部に O₃ が取り込まれることが前提となる。気孔を通じて大気中から葉内へ取り込まれた O₃ は、その強い酸化力で葉の組織を傷つけて光合成などの生理機能を妨げる。結果、樹木では生長低下、農作物では可視障害や収量低下をもたらすことになる。そのため、O₃ が植生に与える影響についてはこれまでに数多くの研究がなされてきた。例えば小林 (1999) は、埼玉県中央部から関東平野中心部にかけての O₃ による稲の減収率は約 7 % (1981 - 1985 年の平均) 、関東地方全体では約 3% と推定した。また、アジア大気汚染研究センター (2005) は、樹木に対する既存の暴露実験の結果から、日本の様々な樹木が O₃ によって悪影響を受ける、もしくは既に受けている可能性が高いことを指摘している。

小林 和彦 (1999): 対流圏オゾンが農作物生産に及ぼす影響の評価, 大気環境学会誌, 34 巻 第 3 号, pp162-175
アジア大気汚染研究センター(2005): 増えつづける対流圏オゾンの脅威 (<http://www.acap.asia/acapjp/doc/ozone.pdf>)

8.3 船舶が及ぼす硫黄沈着量への寄与分

8.3.1 全硫黄沈着量

本報告書4.2.3節では、日本計算領域における硫黄の年間沈着量 ($\text{kg-S ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) に加え、その沈着量に占める船舶寄与分の空間分布を定量した。同寄与分の空間分布を図 8.3-1に再掲する。ただし、実際に船舶の排出量をゼロにすることは不可能であり、ここで示す寄与分は理論上の削減可能量である点に注意する必要がある。

硫黄沈着量に対する船舶寄与分を広域的に把握することを目的として、日本計算領域での EEZ 境界線の内側における船舶寄与分を、陸域・海域別に積算した。硫黄沈着量と併せて結果を表 8.3-1にまとめた。なお、積算の対象となった面積は、陸域：356,000 km^2 、海域：2,493,600 km^2 であった。

積算された硫黄沈着量は陸域：550 Gg-S year^{-1} 、海域：2,987 Gg-S year^{-1} 、全域：3,537 Gg-S year^{-1} であり、その沈着量に対する船舶寄与分は陸域：20 Gg-S year^{-1} (3.7%)、海域：88 Gg-S year^{-1} (2.9%)、全域：108 Gg-S year^{-1} (3.1%) と、割合で見れば僅かな量となった。

生産活動の進展が著しい東アジア地域は、石炭などの化石燃料燃焼に伴う大気中への硫黄・窒素の放出量が著しく多い地域となっており、同地域における環境の酸性化など水・物質循環系の質的な変化は、将来的に看過できない環境問題となっている。日本は東アジア地域において風下に位置することから、国外起源の硫酸化物及び窒素酸化物が大量に日本に運ばれる。そのため、日本列島及びその周辺海域への硫黄及び窒素の沈着量は非常に多い状況にあるといえる(窒素については8.4.1節で後述)。また、日本は火山体国としても有名であり、本シミュレーション結果でも火山周辺、特に三宅島周辺では非常に多くの硫黄沈着量が出現した。このような背景により、EEZ 境界線内という比較的広い範囲で硫黄沈着量を積算した場合、その船舶寄与分は非常に小さい寄与率を示す結果となった。

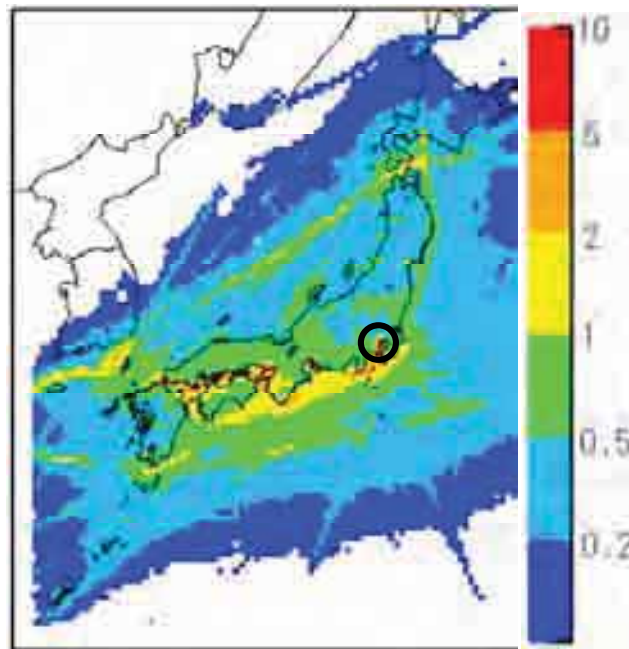
表 8.3-1 日本計算領域での EEZ 境界内側における硫黄沈着量・船舶寄与分の

陸域・海域別集計値

	全硫黄沈着量 (Gg-S/year)	船舶寄与分 (Gg-S/year)	船舶寄与率
陸域	550	20	3.7%
海域	2,987	88	2.9%
全域	3,537	108	3.1%

※ 陸域面積：356,000 km^2 及び海域面積：2,493,600 km^2

(kg-S ha⁻¹ year⁻¹)



寄与分 (標準計算—船舶排出量OFF計算) の
国内最大値:9.11(kg-S/ha/yr) (図中の○)

図 8.3-1 硫黄の年間沈着量に対する船舶の寄与分 (kg-S ha⁻¹ year⁻¹)

船舶の隻数が集中する港湾内及び航路上では当然ながら船舶寄与分は多くなる。例えば、図 8.2-6で示した CASTNET の硫黄沈着量では、米国西海岸において 2.0 (kg-S ha⁻¹ year⁻¹) を超える硫黄沈着量は存在しなかった。しかしながら、東京湾、伊勢湾、大阪湾、瀬戸内海、また、船舶の往来が著しい津軽海峡及び対馬海峡といった多数の領域では船舶寄与分のみで 2.0 (kg-S ha⁻¹ year⁻¹) を超える結果となった。

8.3.2 硫黄酸化物の湿性及び乾性沈着量

前節では硫黄沈着量およびそれに占める船舶寄与分について、その空間分布や海域・陸域別積算を行った。大気汚染物質はその発生後、拡散・輸送され、反応・変質過程を繰り返しながら、地表面ないし海水面へ沈着して除去される。その沈着沈着現象は、降水要素との相互作用の有無にしたがって「湿性沈着」と「乾性沈着」の二つに分類できる。また、ガス状・粒子状といったような汚染物質の大気中における形態にも沈着範囲は大きく左右される。

ここでは、日本国内における硫黄沈着に対して支配的となる物質形態及び沈着過程を解析するため、硫黄沈着量の積算で考慮した硫酸イオン (SO_4^{2-}) の湿性沈着量 (ガス状・粒子状が雲や降水中に溶解することでイオン化)、並びに SO_2 (ガス状) 及び硫酸塩 (粒子状) の乾性沈着量と、それらに占める船舶寄与分を EEZ 境界線の内側で集計した。その結果を表 8.3-2にまとめた。また、各々の沈着量及び船舶寄与分の空間分布をそれぞれ図 8.3-2 と図 8.3-3 に示した。

表 8.3-2における沈着量の個別積算値では、EEZ 境界線の内側全域における硫黄沈着量の配分は湿性沈着：58 % (2,040 Gg-S year⁻¹)、乾性沈着：42 % (1,497 Gg-S year⁻¹) となり、硫黄沈着については湿性沈着が乾性沈着を上回る結果となった。

図 8.3-2 で示した硫黄沈着量の空間分布図を見た場合、一般的に日本海側では年間の降水量が多いため、それに伴って湿性沈着量も多くなる結果を示した。面積当たりの最大沈着量は富山県で出現しており、その値は 25.9 kg-S ha⁻¹ year⁻¹ であった。他方、物質ごとに見た乾性沈着量の割合は、 SO_2 ：31 % (1,100 Gg-S year⁻¹)、硫酸塩：11 % (379 Gg-S year⁻¹) であり、硫酸塩の乾性沈着量は比較的少ない結果を示した。

一般的に、硫酸塩などの粒子状物質は SO_2 などのガス状物に比べて長距離輸送され、その輸送過程において雲凝結核として雲形成過程をコントロールする。雲中に取り込まれた粒子は、降水現象を介して地表面や海水面に湿性沈着することになる。本シミュレーションにおいても、硫酸塩の沈着の多くは乾性沈着ではなく湿性沈着によるものであったことを確認した。

上述の通り、大気汚染物質は粒子化することで長距離輸送されるため、その沈着範囲は広域に及ぶ。他方、 SO_2 などのガス状物質は、粒子状物質と比較して発生源近傍に沈着する。空間分布図を見た場合、三宅島、阿蘇山、十勝岳などの火山周辺は当然のこと、東京及び大阪の都市域において SO_2 の乾性沈着量が多くなった。面積当たりの最大沈着量は三宅島近傍で出現しており、その値は 38.3 kg-S ha⁻¹ year⁻¹ であった。

表 8.3-2における船舶寄与分の個別積算値では、EEZ 境界線の内側全域における船舶寄与分の配分は SO₂の乾性沈着量が最も多い結果となった (63.1%)。つまり、硫黄沈着量で見た場合、ECA の導入は SO₂の乾性沈着量の削減に対して最も効果的となる。

図 8.3-3 で示した寄与分の空間分布図を見た場合、硫酸イオンの湿性沈着に対する船舶寄与分は、面積単位当たりの量は少ないものの、陸域及び海域の広い範囲に出現した。降水量が多い日本海側に加えて、太平洋ベルト地帯においても船舶の寄与分が多くなる結果を示した。面積当たりの最大寄与分は新潟県の山側において出現しており、その値は 0.67 kg-S ha⁻¹ year⁻¹ であった。

SO₂ の乾性沈着量に対する船舶寄与分は、湿性沈着とは逆に面積当たりの量が多いが、その範囲は SO₂の大気中濃度に対する船舶寄与分と同様に、船舶隻数が集中する海域及びその近傍に限定される結果となった。面積当たりの最大寄与分は東京湾付近で出現しており、その値は 8.81 kg-S ha⁻¹ year⁻¹ であった。

硫酸塩の乾性沈着量に対する船舶寄与分は、長距離輸送の影響で SO₂の場合よりも広範囲に及んでいるが、その面積当たりの絶対値は他の沈着過程と比較して僅かな量であり、明確な地域的特長も見られなかった。

表 8.3-2 日本計算領域での EEZ 境界内側における硫黄沈着量・船舶寄与分の
沈着過程別集計値

	硫黄沈着量 (Gg-S/year)			船舶寄与分 (Gg-S/year)				
	陸域	海域	全域	陸域	海域	全域		
硫酸イオン 湿性沈着量 (A)	337	1,703	2,040	A/D : 58%	9 (2.6%)	29 (1.7%)	38 (1.9%)	A/D : 35.0%
SO ₂ 乾性沈着量 (B)	172	928	1,100	B/D : 31%	11 (6.2%)	58 (6.2%)	68 (6.2%)	B/D : 63.1%
硫酸塩 乾性沈着量 (C)	42	356	397	C/D : 11%	1 (2.2%)	1 (0.3%)	2 (0.5%)	C/D : 1.9%
全硫黄沈着量 (D)	550	2,987	3,537		20	88	108	

※ 陸域面積 : 356,000 km² 及び海域面積 : 2,493,600 km²

※ 船舶寄与分のカッコ内%値は、各沈着量に占める船舶寄与率 (船舶寄与分/硫黄沈着量)

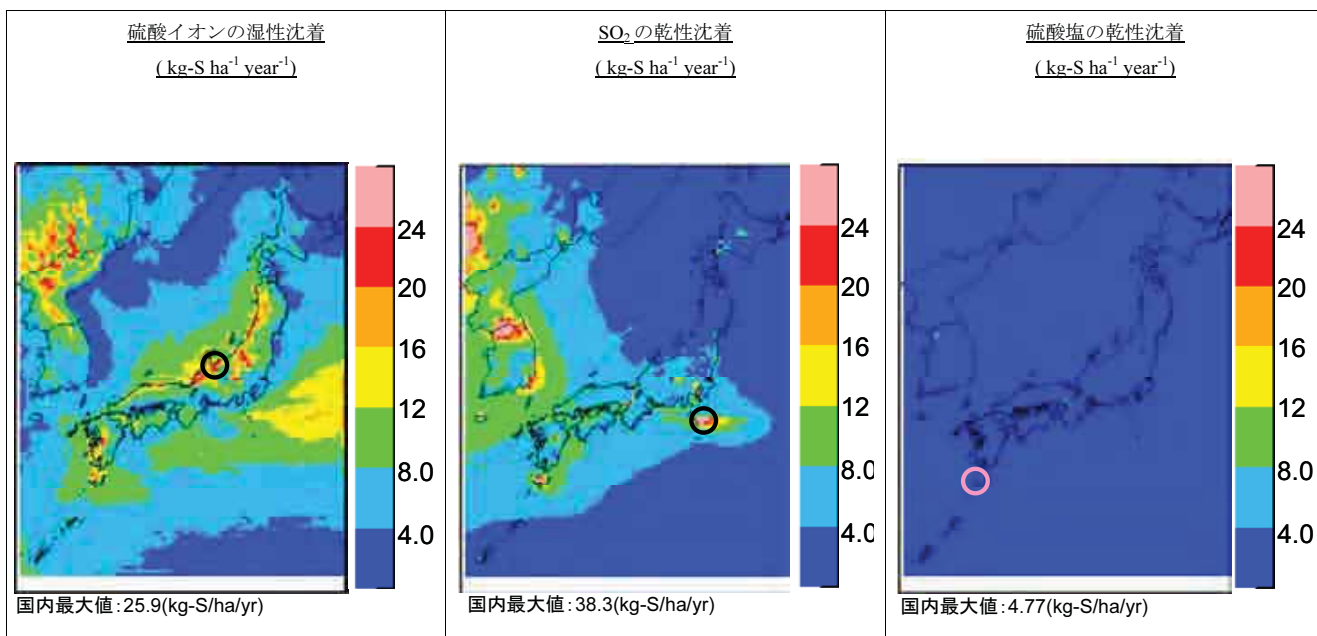


図 8.3-2 硫黄の湿性及び乾性沈着量の空間分布

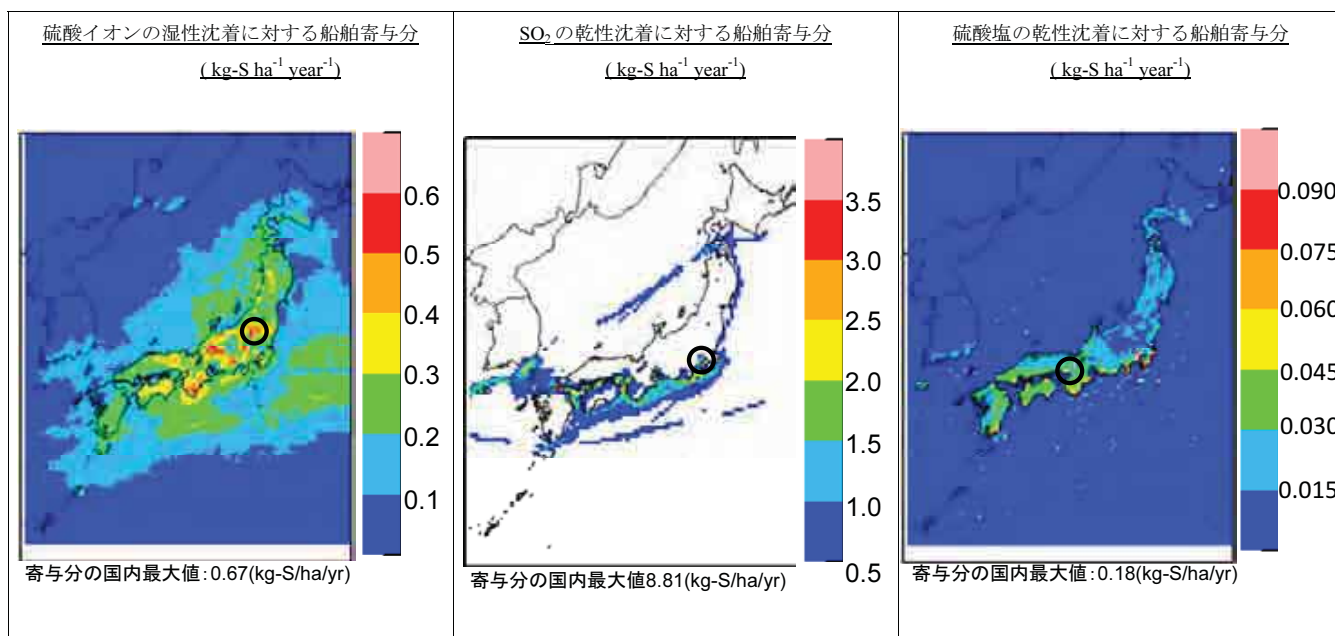


図 8.3-3 硫黄の湿性・乾性沈着量に対する船舶寄与分の空間分布

8.4 船舶が及ぼす窒素沈着量への寄与分

8.4.1 全窒素沈着量

本報告書 4.2.3 節では、日本計算領域における窒素の年間沈着量 ($\text{kg-N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) に加え、その沈着量に占める船舶寄与分の空間分布を定量した。同寄与分の空間分布を図 8.4-1 に再掲する。ただし、先述したとおり、実際に船舶の排出量をゼロにすることは不可能であり、ここで示す寄与分は理論上の削減可能量である点に注意する必要がある。

わが国の窒素沈着量に対する船舶寄与分を広域的に把握することを目的として、日本計算領域での EEZ 境界線の内側における窒素沈着量とその船舶寄与分を、陸域・海域別に積算した。その結果を表 8.4-1 にまとめた。積算された窒素沈着量は陸域： $623 \text{ Gg-N year}^{-1}$ 、海域： $2,231 \text{ Gg-N year}^{-1}$ 、全域： $2,853 \text{ Gg-N year}^{-1}$ であり、そのうち船舶による寄与分は陸域： $26 \text{ Gg-N year}^{-1}$ (4.2%)、海域： $75 \text{ Gg-N year}^{-1}$ (3.4%)、全域： $101 \text{ Gg-N year}^{-1}$ (3.5%) と、割合で見れば僅かな量であった。硫黄沈着量よりも船の寄与率が大きい理由には、硫黄沈着の場合は火山などの自然起源に起因する沈着量が多くあるためである。

表 8.4-1 日本計算領域での EEZ 境界内側における窒素沈着量・船舶寄与分の

陸域・海域別集計値

	窒素沈着量 (Gg-N/year)	船舶寄与分 (Gg-N/year)	船舶寄与率
陸域	623	26	4.2%
海域	2,231	75	3.4%
全域	2,853	101	3.5%

※ 陸域面積：356,000 km² 及び海域面積：2,493,600 km²

硫黄沈着量に対する船舶寄与分では、船舶の隻数が集中する港湾内及び航路上、特に東京湾、伊勢湾、大阪湾、瀬戸内海、津軽海峡、対馬海峡といった領域において大きな船舶寄与分が出現した。これは、船舶から直接排出された SO_2 の乾性沈着に起因するものであった。他方、窒素沈着については直接排出される NO_x の乾性沈着量を窒素沈着量の積算に含めておらず、ここでは硝酸系及びアンモニア系窒素の沈着に着目している。そのため、窒素沈着と硫黄沈着では船舶寄与分の空間分布に大きな違いが見られる結果となった。

なお、図 8.2-6 で示した、CASTNET (Clean Air Status and Trends Network) による窒素の年間沈着量にも NO_x の乾性沈着量は含まれていない。これは、 NO_x を対象とした乾性沈着の観測手法の開発及びその検証事例が SO_2 と比較して非常に限られていることが主たる理由である。

シミュレーションモデル内で計算される NO_x の乾性沈着量も、観測を対照とした再現性の検証に係る研究事例は限られている。ここでは NO_x の乾性沈着量を富栄養化の検討に含めなかったが、今後、その妥当性も含めて検討する必要がある。

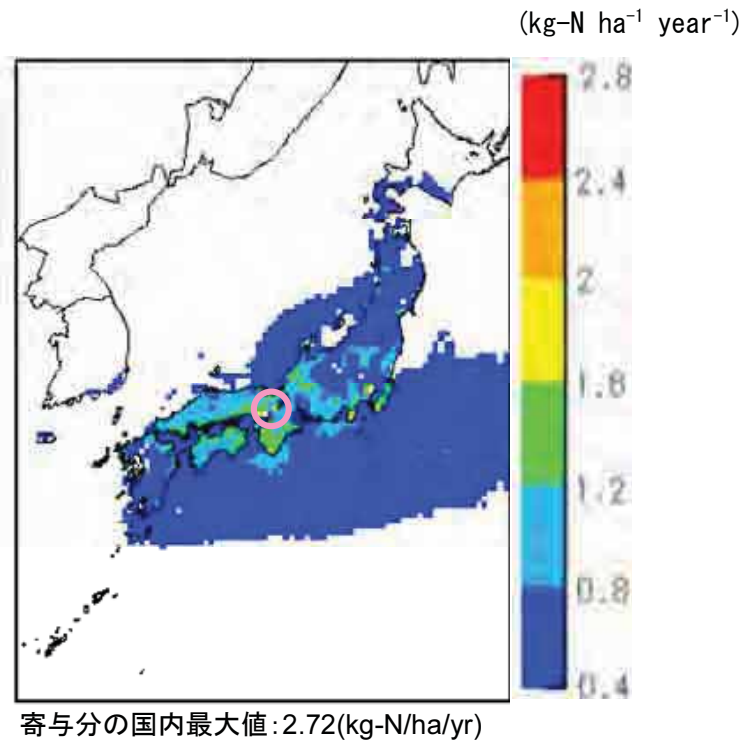


図 8.4-1 窒素の年間沈着量に対する船舶の寄与分

硫黄沈着量でも議論した通り、日本は東アジア地域において風下に位置することから、国外起源の硫黄酸化物及び窒素酸化物が大量に日本に運ばれる。そのため、日本列島及びその周辺海域への硫黄及び窒素の沈着量は非常に多い状況にある。

このような背景により、EEZ 境界線内という比較的広い範囲で窒素沈着量を積算した場合、その船舶寄与分は非常に小さい寄与率を示す結果となった。

8.2.2 節において、東京湾では海水中における全窒素濃度の環境基準が達成できておらず、バルト海と比較しても溶存無機態窒素の量が比較的多いことを指摘した。東京湾は最も船舶が集中する地域でもあり、東京湾海面上に対する大気からの窒素沈着量は年間 1,460 ton-N year⁻¹、それに対する船舶寄与分は 73 ton-N year⁻¹であった。それに対し、東京湾再生推進会議 (2009) は、河川からの流入量が 75,920 ton-N year⁻¹に及ぶと見積もられている。河川と大気からの負荷量だけで見れば、大気からの沈着による窒素負荷量への寄与は約 2%と、表表 8.4-1で示した EEZ 内の海域における値 (3.4%) よりも低く、船舶の寄与分に至っては約 0.1%と僅かであった。東京湾における富栄養化の原因は河川からの流入に多く起因するものであり、船舶の寄与は無視できる程度であると示唆される。

東京湾再生推進会議 (2009): 東京湾再生のための行動計画 第 2 回中間評価報告書 (<http://www1.kaiho.mlit.go.jp>)

8.4.2 窒素化合物の湿性及び乾性沈着量

前節では、窒素の沈着量に対して、その空間分布や海域・陸域別積算を行った。先述した通り、大気汚染物質の沈着沈着現象は、降水要素との相互作用の有無にしたがって「湿性沈着」と「乾性沈着」の二つに分類できる。また、ガス状・粒子状といったような汚染物質の大気中における形態にも沈着範囲は大きく左右される。

ここでは、日本国内における窒素沈着に対して支配的となる物質形態及び沈着過程を解析するため、窒素沈着量の積算で考慮した硝酸イオン (NO_3^-) 及びアンモニウムイオン (NH_4^+) の湿性沈着量 (ガス状・粒子状が雲や降水中に溶解することでイオン化)、並びに HNO_3 (ガス状)、 NH_3 (ガス状)、硝酸塩 (粒子状) 及びアンモニウム塩 (粒子状) の乾性沈着量と、それらに占める船舶寄与分を各々EEZ 境界線の内側で集計した。その結果を表 8.4-2にまとめた。また、各々の沈着量の空間分布図を図 8.4-2 (硝酸系) 及び図 8.4-3 (アンモニア系) に、各々の船舶寄与分を図 8.4-4 (硝酸系) 及び図 8.4-5 (アンモニア系) に示した。

表 8.4-2における沈着量の個別積算値では、EEZ 境界線の内側全域における窒素沈着量の配分は湿性沈着：65 % ($1,876 \text{ Gg-N year}^{-1}$)、乾性沈着：35 % ($977 \text{ Gg-N year}^{-1}$) となり、硫黄沈着量と同様、湿性沈着が乾性沈着を上回る結果となった。

図 8.4-2 及び図 8.4-3 で示した硝酸系及びアンモニウム系の窒素沈着量の空間分布図を見た場合、一般的に日本海側では年間の降水量が多いため、それに伴って湿性沈着量も多くなる結果を示した。面積当たりの最大沈着量は硝酸イオン・アンモニウムイオンともに石川県で出現しており、その値は硝酸イオン： $19.5 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ 、アンモニウムイオン： $17.8 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ であった。

乾性沈着の配分は全体の 35 %に留まったが、粒子状物質はその輸送過程において雲凝結核として雲形成過程をコントロールする。雲中に取り込まれた粒子は、降水現象を介して地表面や海水面に湿性沈着することになる。結果、硝酸塩及びアンモニウム塩の沈着は、硫酸塩と同様、乾性沈着ではなく湿性沈着が支配的となり、本シミュレーションにおいても、硝酸塩・アンモニウム塩の沈着の多くは乾性沈着ではなく湿性沈着によるものであったことを確認した。

ガス状物質は、粒子状物質と比較して発生源近傍に乾性沈着する。空間分布図を見た場合、 NH_3 の乾性沈着量は人口が密集する都市圏及び農畜産業が盛んな地域 (例えば関東北部や九州南部) で比較的多くなっており、面積当たりの最大沈着量は鹿児島での $28.3 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ であった。他方、 HNO_3 の乾性沈着量は SO_2 や NH_3 の乾性沈着量ほどの地域間差は出現していない。これは、 HNO_3 は大気中で NO_x が大気中で光化学的に酸化されて 2 次生成されるものであることから、その沈着は NO_x 発生源近傍に留まらず、比較的広範囲に沈着するためであると考えられる。面積当たりの最大沈着量は首都圏で出現しており、その値は $13.4 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ であった。また、 HNO_3 乾性沈着量に占める船舶の寄与分は陸域：13.4 %、海域：9.1 %、全域：10.5 %であり、 SO_2 や NH_3 の乾性沈着量と比較して船舶寄与率が大きい結果となった。

表 8.4-2における船舶寄与分の個別積算値では、EEZ 境界線の内側全域における船舶寄与分の配分は硝酸イオンの湿性沈着量が最も多くなった (51.3%)。つまり、ここでの窒素沈着量では、ECA の導入は硝酸イオンの節制沈着量の削減に対して最も効果的となる。硫黄沈着量では SO_2 乾性沈着 (63.1%) が最も多い配分となったため、硫黄と窒素では異なった沈着過程を持つこと結果となった。ただし、ここでの窒素沈着量には NO_x の乾性沈着量を考慮していない点に留意する必要がある。

続いて特筆すべきは、 NH_3 の乾性沈着量に対する船舶寄与分がマイナス (船舶排出量の規制で NH_3 乾性沈着量が増加) になっている点である。 NH_3 は船舶から直接排出される物質ではなく、その発生源は陸上に存在する人為起源 (発汗や尿尿処理など) や農畜産業起源 (家畜糞尿や施肥など) である。 NH_3 は塩基性物質であり、 SO_2 や NO_x の変質過程において H_2SO_4 や HNO_3 の中和に大きく寄与し、結果として硫酸アンモニウムや硝酸アンモニウムといった 2 次生成粒子を形成する。つまり、船舶からの SO_2 や NO_x 排出量を削減した場合、 NH_3 が中和すべき H_2SO_4 や HNO_3 の大気中濃度が減少する。結果、 NH_3 が消費されずに大気中濃度が増加、それに伴ってその乾性沈着量も増加したことが、船舶寄与分がマイナスとなった理由である。

図 8.4-4 示した硝酸系寄与分の空間分布図を見た場合、硝酸イオンの湿性沈着に対する船舶寄与分は、面積単位当たりの量は少ないものの、陸域及び海域の広い範囲に及ぶ結果となった。降水量が多い日本海側に加えて、太平洋上でも船舶の寄与分が多くなる結果を示した。面積当たりの最大寄与分は、硫酸イオンの湿性沈着量に対する船舶寄与分と同様、新潟県の山側において出現しており、その値は $0.85 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ であった。

HNO_3 の乾性沈着量に対する船舶寄与分は、硝酸イオンの湿性沈着とは逆に、面積当たりの量が多くかつ範囲が狭いという結果を示した。船舶の隻数が多い東京湾から瀬戸内海にかけての太平洋ベルト地帯に多く乾性沈着した様子が見て取れる。面積当たりの最大寄与分は首都圏で出現しており、その値は $2.29 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ であった。

硫酸塩の乾性沈着量に対する船舶寄与分は、長距離輸送の影響で HNO_3 の場合よりも広範囲に及んでおり、特に硫酸塩では出現していない、太平洋上における広範囲の船舶寄与分が確認できた。これは、硫酸塩と硝酸塩の水面上における表面抵抗の違いに起因するものである。しかしながら寄与分そのものの絶対値は少なく、その最大値は首都圏に出現した $0.50 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ であった。

図 8.4-5 示したアンモニア系寄与分の空間分布図を見た場合、アンモニウムイオンの湿性沈着に対する船舶寄与分は、 NH_3 排出量の多い内陸かつ降水量の多い地域で多くなる傾向を示した。面積当たりの最大寄与分は、他の湿性沈着量に対する船舶寄与分と同様、新潟県の山側において出現しており、その値は $0.14 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ であった。

先述の通り、 NH_3 の乾性沈着量に対する船舶寄与分はマイナスの分布を示したが、アンモニウム塩の乾性沈着に対する船舶寄与分はプラスの分布となった。その寄与範囲は硫酸塩の乾性沈着に対する船舶寄与分と類似しており、主に陸上において多くなる傾向を示した。面積当たりの最大沈着量は首都圏での $0.11 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ であった。

表 8.4-2 日本計算領域での EEZ 境界内側における窒素沈着量・船舶寄与分の

沈着過程別集計値

	窒素沈着量 (Gg-N/year)		船舶寄与分 (Gg-N/year)	
	陸域	海域	陸域	海域
硝酸イオン 湿性沈着量 (A)	157	823	10 (6.6%)	41 (5.0%)
アンモニウムイオン 湿性沈着量 (B)	171	724	1 (0.6%)	2 (0.2%)
HNO3 乾性沈着量 (C)	106	227	14 (13.4%)	21 (9.1%)
NH3 乾性沈着量 (D)	109	98	-3 (-3.1%)	-3 (-3.1%)
硝酸塩 乾性沈着量 (E)	58	293	3 (5.5%)	14 (4.7%)
アンモニウム塩 乾性沈着量 (F)	21	65	0.5 (2.2%)	0.4 (0.7%)
全窒素沈着量 (G)	623	2,231	26	75
				101
				A/G : 51.3%
				B/G : 2.6%
				C/G : 34.7%
				D/G : -6.3%
				E/G : 16.9%
				F/G : 0.9%

※ 陸域面積：356,000 km² 及び海域面積：2,493,600 km²

※ 船舶寄与分のカッコ内%値は、各沈着量に占める船舶寄与率 (船舶寄与分/窒素沈着量)

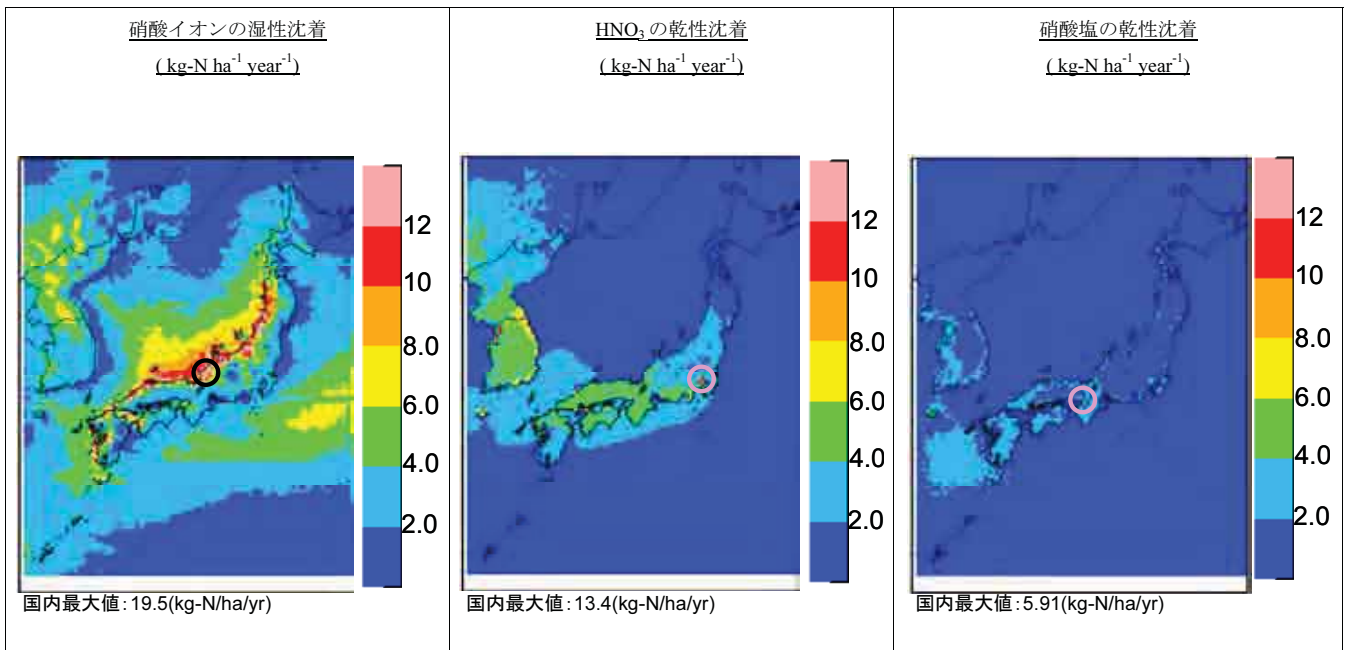


図 8.4-2 窒素の湿性及び乾性沈着量の空間分布 (硝酸系)

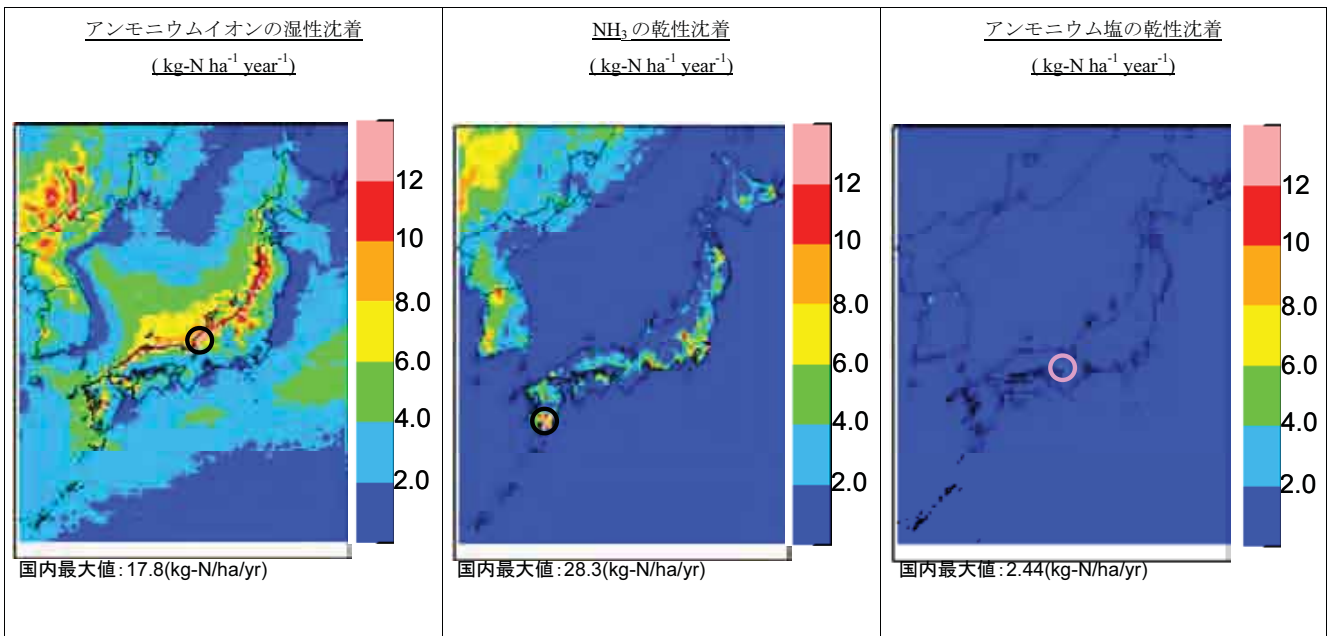


図 8.4-3 窒素の湿性及び乾性沈着量の空間分布 (アンモニア系)

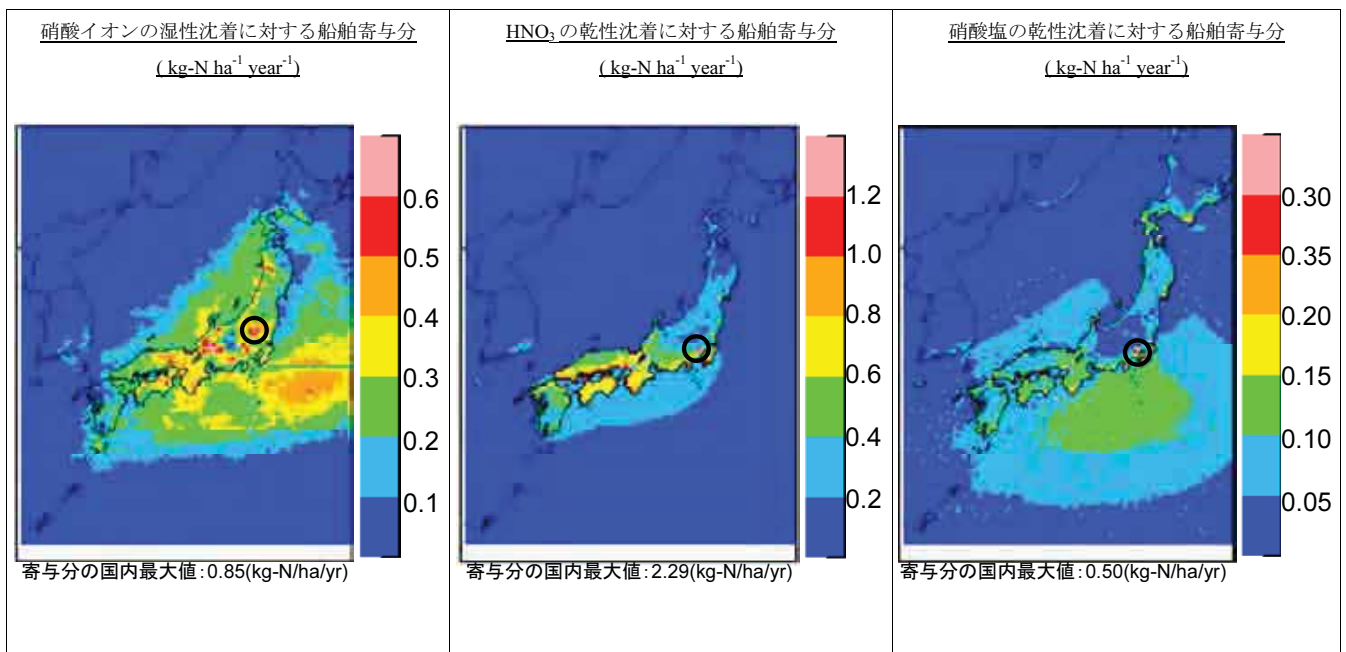


図 8.4-4 窒素の湿性・乾性沈着量に対する船舶寄与分の空間分布 (硝酸系)

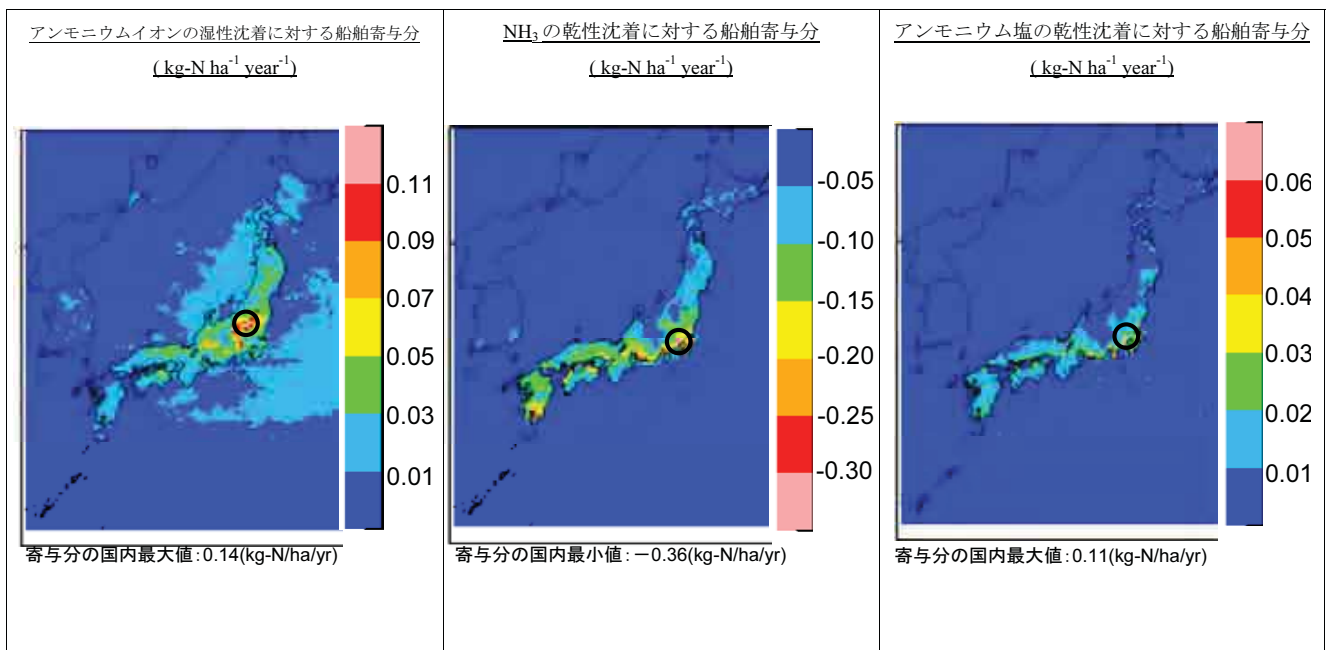


図 8.4-5 窒素の湿性・乾性沈着量に対する船舶寄与分の空間分布 (アンモニア系)

8.5 船舶が及ぼす AOT40 への寄与分

8.5.1 植生影響に対するオゾンの WHO 指針 (AOT40)

オゾン (O_3) は強い酸化作用を持つことから、大気中では光化学スモッグとして人間に影響を及ぼすだけでなく、農作物や樹木の成長にも影響を及ぼす。農作物や樹木に対する O_3 の影響評価については、ヨーロッパ地域を中心にドース (濃度×暴露時間) を用いたクリティカルレベルが導入されている。世界保健機関 (WHO) は、ヨーロッパ地域における O_3 の植生への影響の指標として、 O_3 濃度が 40 ppb 以上の時の濃度と時間の積 (ドース) に対する指針 (Guideline) を定めている。この O_3 濃度 40ppb 以上を対象にしたドースは AOT40 (Accumulated Exposure Over Threshold of 40ppb) と呼ばれ、下記式より計算される。

$$AOT40 = \sum (C_i - 40) * t_i \quad (\text{式 8.5-1})$$

C_i : O_3 濃度の 1 時間値 (ppb)

t_i : 時間 (h) ただし、 $C_i - 40 < 0$ または日射量が 50 W m^{-2} 以下の場合は $t_i = 0$

ヨーロッパではバックグラウンドの O_3 濃度が 40 ppb よりも若干低いことから、積算の閾値として 40 ppb が採用された。また、植物の障害発現は、植物内部に O_3 が取り込まれることが前提となるため、AOT40 の積算は植生の光合成が盛んになる日照時 (50 W m^{-2} 以上) を対象にすることとされている。

WHO 指針では、1 年生農作物を対象とした 5~7 月の 3 ヶ月間における AOT40 のクリティカルレベルを $3 \text{ ppm} \cdot \text{h}$ としている。同値は、 O_3 に対して感受性の高い小麦を対象としたヨーロッパでのオープントップチャンバー (OTC) による O_3 暴露実験から導かれたものであり、1 年生農作物の標準的な栽培期間である 5~7 月の 3 ヶ月間において 5% の減収を引き起こすドースであった。

加えて、WHO は森林・樹木に対する指針も定めており、4~9 月の 6 ヶ月間における AOT40 のクリティカルレベルを $10 \text{ ppm} \cdot \text{h}$ と定めている。同値は、 O_3 感受性の高いヨーロッパパナの苗木を対象とした OTC による O_3 暴露実験から導かれたものであり、ブナの生長期に該当する 4~9 月の 6 ヶ月間において 1 年当たり 10% の生長率減少を引き起こすドースであった。ただし、このクリティカルレベルが日本国内の植生に対して妥当であるかどうかは議論がなされていない状況にある。

8.5.2 AOT40 の空間分布

(1) 5-7月の3ヶ月間を対象とした1年生農作物に対するAOT40の算出

日本計算領域及び関東計算領域でのシミュレーション結果より、5-7月の3ヶ月間におけるAOT40を算出した。50 W m²以上の日照時の判断には、気象シミュレーションモデルWRF結果出力を利用した。算出されたAOT40の空間分布を図8.5-1に示す。

WHO指針では、1年生農作物を対象とした5~7月の3ヶ月間におけるAOT40は3 ppm・hである。空間分布図を見た場合、日本及び関東計算領域においてAOT40が3 ppm・hを下回る領域は存在せず、西日本ほどより大きなAOT40の値を示す結果となった。ただし、日本計算領域および地方計算領域におけるモデル計算値の再現性確認では、O₃濃度のモデル計算値は観測値よりも過大になる傾向を示したため、ここでのAOT40値も実際よりは過大にあると考えられる。

日本計算領域における陸上のAOT40最大値は福岡県で出現しており、その値は36.5 (ppm・h)となった。また、関東計算領域における陸上のAOT40最大値は東京都西部で出現しており、その値は33.0 (ppm・h)となった。両地域における最大値ともWHO指針を大きく上回るものであった。

WHO指針は、ヨーロッパにおいてO₃感受性の比較的高い植生に対して行われた暴露実験をもとに設定された指針である。O₃に対する感受性は植物の品種に固有するものであり、また生育環境やその他環境負荷との関連性によっても大きく変化する。東アジアでは近年、O₃のバックグラウンド濃度そのものが上昇傾向にあることが多くの研究において指摘されている。そのため、同WHO指針が世界中全ての地域にそのまま当てはまるわけではなく、その指針を日本へ適用する場合にも、その解釈には十分注意する必要がある。

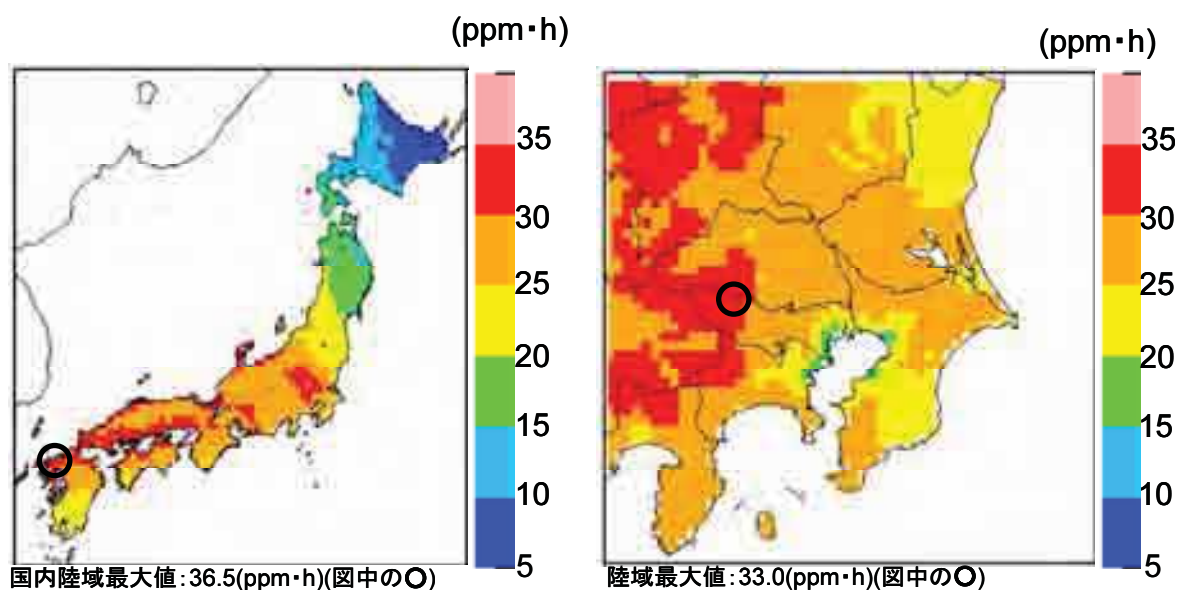


図 8.5-1 シミュレーションより算出された5-7月の3ヶ月間におけるAOT40の空間分布

図 8.5-2に、標準計算及び船舶排出量をゼロとした計算の差から定量した AOT40 に対する船舶寄与分の水平分布を示す。船舶隻数が集中する東京湾や大阪湾などではマイナスの船舶寄与分（船舶排出量の規制で AOT40 が増加）が出現している。この現象は、船舶からの NOx 排出量が削減されることで、下記式のオゾンの消滅反応が発生源近傍で縮小されたことに起因する（O₃ タイトレーションの縮小）。



陸上における AOT40 の船舶寄与分は概ね 1～5 ppm・h の範囲にあり、東京湾や大阪湾を除けばその船舶寄与分は広く出現した。日本計算領域における陸上の船舶寄与分最大値は三重県沿岸で出現しており、その値は 5.84 (ppm・h) となった。また、関東計算領域における陸上の同最大値は伊豆半島南端で出現しており、その値は 5.72 (ppm・h) となった。

シミュレーションでは、WHO クライテリアに対する AOT40 の水準は非常に高く見積もられた。そのため、そのクライテリアの達成に対する船舶排出量の削減効果は低いと考えられる。

O₃ は大気中で生成される 2 次生成物質であり、大気中では複雑な生成・消滅反応を示す。その生成・消滅に係る収支は、陸上も含めた NOx・NMVOCs 排出量及びそれら大気中濃度にも深く関連性があり、その解明には排出成分毎の感度解析を行う必要がある。そのため、ここでは船舶排出量と AOT40 低減の関連性を地域別に追求するための情報が不十分であることから、明確な結論を導くことはできない。

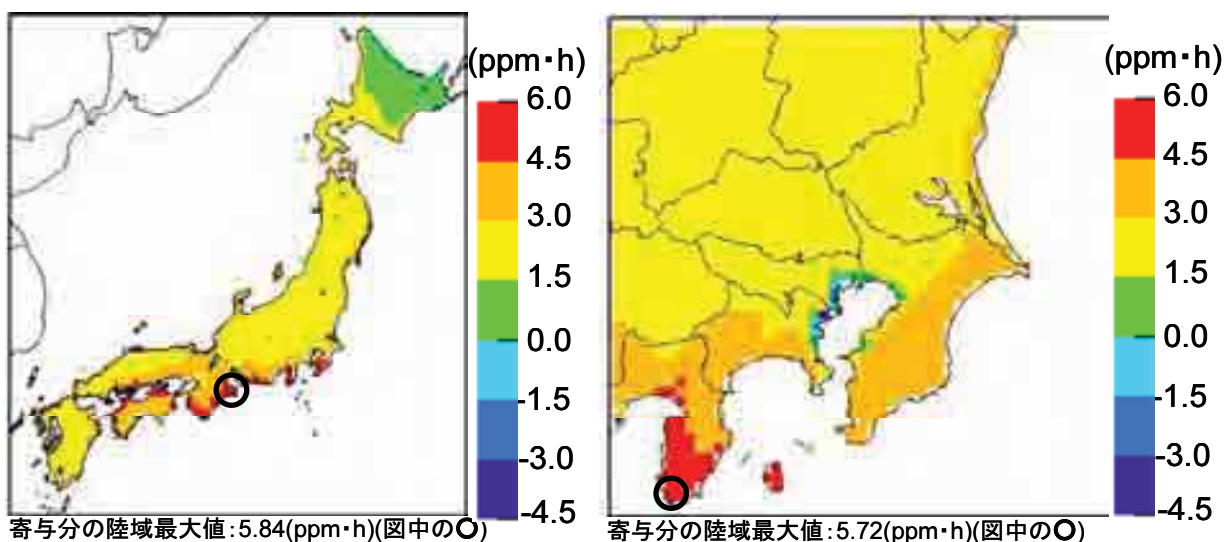


図 8.5-2 5-7 月の 3 ヶ月間における AOT40 に対する船舶寄与分の空間分布

(2) 4-9月の6ヶ月間を対象とした森林・樹木に対するAOT40の算出

日本計算領域及び関東計算領域でのシミュレーション結果より、4-9月の3ヶ月間におけるAOT40を算出した。50 W m²以上の日照時の判断には、気象シミュレーションモデルWRF結果出力を利用した。算出されたAOT40の空間分布を図8.5-3に示す。

WHO指針では、森林・樹木を対象とした4~9月の6ヶ月間におけるAOT40は10 ppm・hとなっている。水平分布図を見た場合、日本及び関東計算領域においてAOT40が10 ppm・hを下回る領域はやはり存在せず、西日本ほどより大きなAOT40の値を示す結果となった。日本計算領域における陸上のAOT40最大値は首都圏で出現しており、その値は59.0 (ppm・h)となった。また、関東計算領域における陸上のAOT40最大値は東京都西部で出現しており、その値は61.1 (ppm・h)となった。両地域における最大値ともWHO指針を大きく上回るものであった。ただし、本節(1)でも議論したとおり、O₃濃度のモデル計算値は観測値よりも過大であり、かつWHO指針が世界中全ての地域にそのまま当てはまるわけではなく、ここでのクリティカルレベルが日本国内の植生に対して妥当であるかどうかは議論がなされていない状況にある。

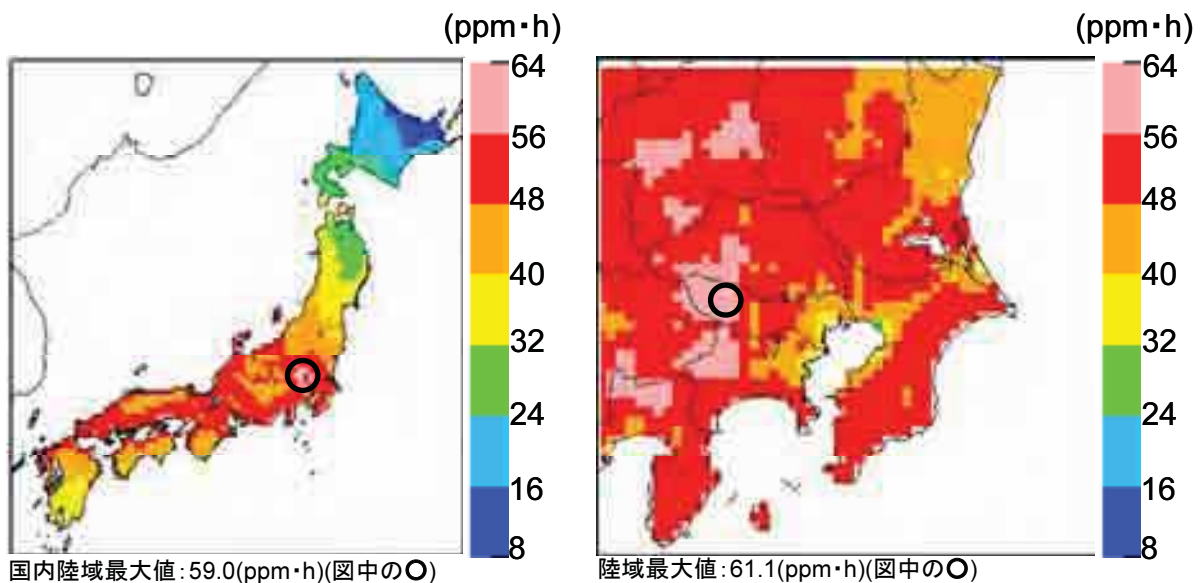


図 8.5-3 シミュレーションより算出された4-9月の6ヶ月間におけるAOT40の空間分布

図 8.5-4に、4-9月の6ヶ月間を対象とした場合のAOT40に対する船舶寄与分の水平分布を示す。5~7月の3ヶ月におけるAOT40と同様、船舶隻数が集中する東京湾や大阪湾などではマイナスの船舶寄与分(船舶排出量の規制でAOT40が増加)が出現している。

陸上におけるAOT40の船舶寄与分は概ね1~10 ppm・hの範囲にあり、東京湾や大阪湾を除いてみれば、その船舶寄与分は広く出現した。日本計算領域における陸上の船舶寄与分最大値は紀伊半島南端で出現しており、その値は9.76 (ppm・h)となった。また、関東計算領域における陸上の同最大値は伊豆半島南端で出現しており、その値は9.85 (ppm・h)となった。

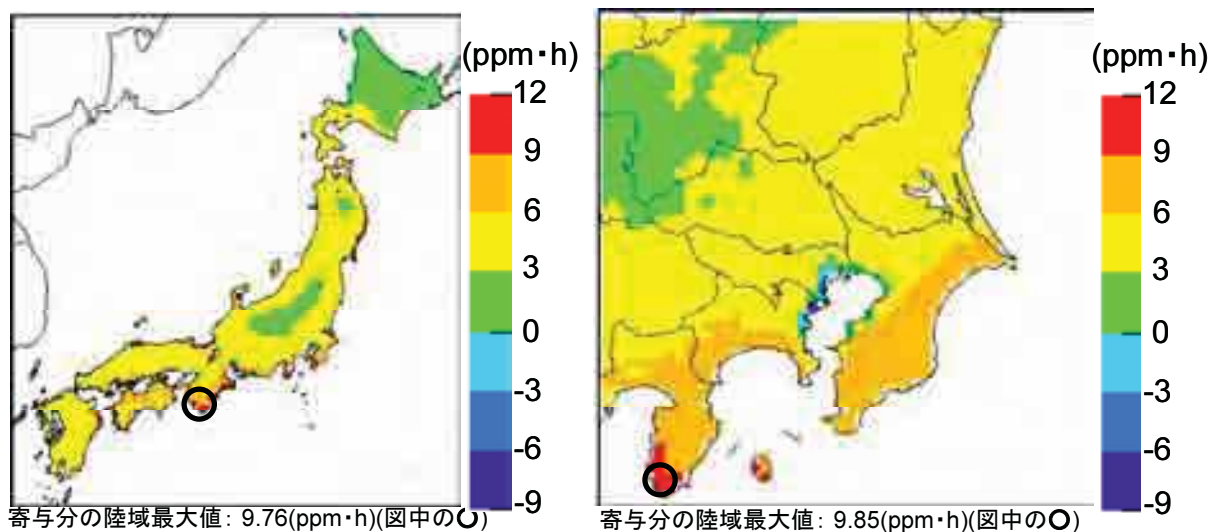


図 8.5-4 4-9月の6ヶ月間におけるAOT40に対する船舶寄与分の空間分布

9 将来を対象とした船舶起源排出量の推計方法

将来（2020年）を対象とした船舶起源排出量の推計シナリオを下表のように設定し、各々のシナリオにおける排出係数の決定及び排出量の算定方法を検討した。シナリオ3の対象は2020年であるが、2020年ではTier3対象となる2016年1月1日以降の新造船の割合が少ないことが予想される。そのため、本年度はシナリオ3に加え、全ての船舶が2016年1月1日以降の建造船（tier3対応）であると仮定した「シナリオ3+」を設定した。

	ECA for S	ECA for N
シナリオ0	なし	なし
シナリオ1	なし	あり
シナリオ2	なし（ただしGlobal Switchによる燃料中S分への規制を考慮）	なし
シナリオ3	あり	あり
シナリオ3+	あり	あり（ただし全ての船舶がtier3対応と仮定）
シナリオ4	あり	なし

将来を対象とした排出量の推計に当たっては、活動量が2005年から将来に向けて変化しないシナリオ（以下、Aシリーズ）、並びに変化するシナリオ（以下、Bシリーズ）の2つのパターンを想定した。ただし、基本的には排出係数は活動量に依存するものではないことから、Aシリーズ及びBシリーズの双方に同じ排出係数を適用することとした。また、Bシリーズにおける活動量の推計方法は2000～2008年の船種・船型別の入港隻数より回帰式を求め、当該回帰式より2020年の入港隻数を推定した（9.2参照）。入港隻数の2020年/2005年比は、外航船は102%で微増するものの、内航船は62%と減少する推計結果となった。

2020年を対象としたNOx排出量の将来推計では、船舶のディーゼルエンジンに対してTier0からTier3の何れかに該当する排出係数を設定する必要がある。Tier3において、「合計推進出力が750kW未満の同船舶で130kWよりも大きなディーゼル機関は、状況に応じてTier3を考慮する」必要があるが、本報告書では、この条件に該当するディーゼル機関すべてに対してTier3を適用した（9.3.1（1）参照）。

2020年を対象とした船舶からのNO_x排出量推計では、2020年における船齢構成を設定してTier0からTier3に該当する船舶の比率を決定する必要がある。外航船の船齢構成は、IMO-GHG-2nd Study(2009)にてIPCCのB2シナリオ(低成長)に基づいて算出された隻数比率より設定した。内航船の船齢構成は、近年その変動が横ばいにある“延べ総トン数”を内航船の活動量として扱い、その延べ総トン数が2020年まで一定であると仮定して設定した。漁船の船齢構成は、漁船の寿命を30年と想定し、寿命を超えた漁船が翌年に同数の新造船として更新されるものと仮定して船齢構成を算出した(9.3.1(2)参照)。

ECA for S および Global Switch の適用に伴う油種の変更(残渣油から蒸発油への燃料の変更)によって、燃料中の含窒素有機化合物の低減が期待でき、結果としてFuel NO_xの生成量が低減する。米国のECA申請書のTechnical Support DocumentではTier0~2の適用機関に対して7%と見積られていることから、ここでは船舶のディーゼル機関におけるNO_x排出係数をECA for Sについては全て一律に7%減少させることとした。Global Switchについては、そのS分5%はECA for SのS分0.1%によりも多いことから、ここでは一律に6%減少するものと仮に設定した(9.3.1(3)参照)。

SO₂及びPM排出量の推計に必要な燃料中のS分は、ECA for Sを設定するシナリオ3/3+/4ではA重油・C重油ともに硫黄分0.1%を、Global Switchを設定するシナリオ2ではA重油・C重油ともに硫黄分0.5%を設定した。両規制を考慮しないシナリオ0及びシナリオ1では、外航船のC重油のみ2005年における2.7%から2.61%へとわずかに改善する設定とした。なお、軽油中の硫黄分は2005年における50 ppmから5 ppmへと改善する設定とした(9.3.2参照)

NO_x、SO_x、PM以外の燃焼起源の大気汚染物質の排出係数は熱量あたりの排出量[g/MJ]として整理されているが、将来における燃料の発熱量は現況と同じと仮定し、2020年に対する排出係数には2005年と同じものを適用した(9.3.3参照)。

9.1 推計シナリオの検討

将来における排出係数は、SOx 規制による油種の変更や NOx 規制における Tier1 から Tier3 対象船の割合などに基づいて適切に設定する必要がある。本事業の H22 年度報告書 (海洋政策研究財団, 2011) では、表 9.1-1 に示すシナリオ 0~3 までを設定し、それぞれについて 2020 年を予測の対象として大気汚染物質の各排出量を算定した。

シナリオ 3 の対象は 2020 年であるが、2020 年では Tier3 対象となる 2016 年 1 月 1 日以降の新造船の割合が少ないことが予想される。そのため、本年度はシナリオ 3 に加え、全ての船舶が 2016 年 1 月 1 日以降の建造船であると仮定した「シナリオ 3+」を新たに設定した。また、ECA for S のみが設定されるとした「シナリオ 4」も新たに設定した。各シナリオの概要は表 9.1-1 を参照されたい。

本章では、各々のシナリオに対する排出係数の決定及び排出量の算定方法をまとめた。

表 9.1-1 将来における船舶からの排出量推計シナリオの概要

	ECA for S	ECA for N
シナリオ 0	なし	なし
シナリオ 1	なし	あり
シナリオ 2	なし (ただし Global Switch による燃料中 S 分への規制を考慮)	なし
シナリオ 3	あり	あり
シナリオ 3+	あり	あり (ただし全ての船舶が 2016 年 1 月 1 日以降の新造船と仮定)
シナリオ 4	あり	なし

※ ECA for S 及び Global Switch による燃料中 S 分の改善では Fuel NOx の減少を考慮

9.2 将来における活動量の変化

大気汚染物質の排出量は、基本的には「活動量×排出係数」で算出される。排出量そのものを過去のトレンドから統計的に外挿する手法もあるが、ここでは2020年の活動量と排出係数をそれぞれ独立に考えて、両者を乗じることで将来における排出量を推計した。

排出係数は、将来導入される規制の内容を検討して設定される。他方、活動量は様々な経済的要素の変化を予測して設定されるため、その予測の内容次第で活動量は大きく増減することになる。そのため、将来を対象とした排出量の推計に当たっては、活動量が2005年から将来に向けて変化しないシナリオ（以下、Aシリーズ）、並びに変化するシナリオ（以下、Bシリーズ）の2つのパターンを想定した。

Bシリーズでの2020年を対象とした活動量の変化については、例えばIPCCのB2（低成長）シナリオに基づく活動量設定を全てに適用するなどが考えられるが、ここでは表9.2-1に示す考え方で推計を行った。なお、基本的には排出係数は活動量に依存するものではないことから、Aシリーズ及びBシリーズの双方に同じ排出係数を適用することとした。

表 9.2-1 Bシリーズにおける2020年を対象とした活動量変化の考え方

	航行船舶	停泊船舶
外航 (日本発着)	船型毎の入港隻数の経年変化より線形外挿による活動量設定	船型毎の入港隻数の経年変化より線形外挿による活動量設定
外航 (日本非発着)	船種船型ごとにIPCCのB2（低成長）シナリオに基づく活動量設定	なし
内航	船型毎の入港隻数の経年変化より線形外挿に基づく活動量設定	船型毎の入港隻数の経年変化より線形外挿
漁船	同一とする。	なし

※ 次年度に行う排出量の空間配分では改革中の新規埠頭も考慮する。

Bシリーズにおける活動量の推計方法は本事業のH22年度報告書（海洋政策研究財団,2011）を踏襲し、2000～2008年の船種・船型別の入港隻数より回帰式を求め、当該回帰式より2020年の入港隻数を推定した。結果を表9.2-2にまとめた。

活動量の将来予測は多分に経済的要素の変化に対する不確実性が高いことから、十分に時間をかけて検討する必要がある。そのため本年度は、Aシリーズより推計された排出量についてのみ大気質シミュレーションモデルを用いた大気質改善効果の評価を実施した。

海洋政策研究財団 (2011): 平成 22 年度 排出規制海域設定による大気環境改善効果の算定事業
(<http://www.sof.or.jp/jp/report/pdf/ISBN978-4-88404-265-3.pdf>)

表 9.2-2 2020 年/2005 年の入港隻数比率

船種	船型区分	回帰式 (直線近似)		決定係数	2005 年 入港隻数	2020 年 入港隻数 (推定値)	2020 年/ 2005 年 入港隻数比
		傾き	切片				
内航商船	5～500GT	-49,925	2,016,709	0.9670	1,796,236	1,018,216	0.5669
	500～1,000GT	-1,572	135,694	0.6179	126,075	104,258	0.8270
	1,000～3,000GT	-2,495	86,298	0.9185	70,968	36,403	0.5129
	3,000～6,000GT	268	42,244	0.3689	45,627	47,610	1.0435
	6,000～10,000GT	119	9,363	0.5269	9,737	11,745	1.2062
	10,000GT～	980	3,209	0.9730	7,206	22,806	3.1649
外航商船	5～500GT	-726	14,681	0.9108	11,826	167	0.0142
	500～1,000GT	-177	6,438	0.6195	6,215	2,906	0.4675
	1,000～3,000GT	506	20,027	0.7745	23,023	30,154	1.3097
	3,000～6,000GT	-579	27,139	0.8162	24,846	15,550	0.6258
	6,000～10,000GT	1,123	16,020	0.8629	22,857	38,478	1.6834
	10,000GT～	255	40,480	0.4812	41,138	45,582	1.1080
内航自航	5～500GT	-3,818	145,239	0.9648	128,450	68,886	0.5363
	500～1,000GT	-19,372	930,831	0.9710	839,035	543,401	0.6476
	1,000～3,000GT	-519	100,797	0.0756	105,366	90,410	0.8581
	3,000～6,000GT	550	13,496	0.5578	14,995	24,497	1.6337
	6,000～10,000GT	-1,186	26,486	0.7398	21,963	2,760	0.1257
	10,000GT～	-455	18,543	0.5423	17,830	9,449	0.5299

※ 西暦 2000 年の場合は X=0

9.3 将来における排出係数の決定

9.3.1 将来における NOx の燃焼系排出係数

(1) NOx 規制の対象とするディーゼル機関

2020 年を対象とした NOx 排出量の将来推計では、船舶のディーゼルエンジンに対して Tier0 から Tier3 の何れかに該当する排出係数を設定する必要がある。2005 年以降の建造船について Tier0 および各 NOx 規制の対象となる出力規模を表 9.3-1にまとめる。なお、2005 年時点の内航船及び漁船は Tier1 適合船が皆無であったと仮定し、全て PreTier1 (Tier1 に対して 3 割を上乗せした値) とした。外航船は 21.3 % (2005 年における Tier1 規制船舶の隻数存在確率) が Tier1、残りが PreTier1 とした (海洋政策研究財団, 2011)。

表 9.3-1 2005 年以降の建造船について NOx 規制の対象となる機関

	範囲	対象となる機関規模
Tier 0	全海域	130kW 以下のディーゼル機関
Tier 1		2005/1/1～2010/12/31 に建造された船舶で 130kW よりも大きいディーゼル機関 (主機と補機を個別に考える)
Tier 2		2011/1/1～2015/12/31 に建造された船舶で 130kW よりも大きいディーゼル機関 (主機と補機を個別に考える)
Tier 3	ECA 設定海域	2016/1/1 以降に建造された合計推進出力が 750kW 以上の船舶に搭載される 130kW よりも大きなディーゼル機関 合計推進出力が 750kW 未満の同船舶で 130kW よりも大きなディーゼル機関は、状況に応じて Tier3 を考慮する。

表 9.3-1中の Tier3 において、「合計推進出力が 750kW 未満の同船舶で 130kW よりも大きなディーゼル機関は、状況に応じて Tier3 を考慮する」必要があるが、本報告書では、この条件に該当するディーゼル機関すべてに対して Tier3 を適用し、シミュレーションに入力することとした。なお、「合計推進出力が 750kW 未満の同船舶で 130kW よりも大きなディーゼル機関」について、全て Tier3 とした場合と、全て Tier3 にしなかった場合 (Tier2 まで) における NOx 排出量の差を推計し、本報告書 10.5 節にまとめた。

その他、NOx 規制の対象となるディーゼル機関の設定方法を①外航船/内航船及び②漁船に分けて下記の通り設定した；

海洋政策研究財団 (2011): 平成 22 年度 排出規制海域設定による大気環境改善効果の算定事業

(<http://www.sof.or.jp/jp/report/pdf/ISBN978-4-88404-265-3.pdf>)

① 外航船および内航船

a) 航行時

機関出力が 130 kW よりも大きい主機・補機ディーゼルに対して、本節 (3) で説明する船齢構成より Tier0 から Tier3 を設定した。機関出力は AIS データをベースにグリッド別・時刻別に算出した。

b) 停泊時

機関出力が 130 kW よりも大きい補機ディーゼルに対して、本節 (3) で説明する船齢構成より Tier0 から Tier3 を設定した。機関出力 130 kW の判断は、海洋政策研究財団 (2008) の事業報告書の 6-14 ページに示されている、補機ディーゼル合計出力の算出方法および窒素酸化物総量規制マニュアル新版にある船種毎の補機搭載数に従い、船種・船型毎に行った。なお、補助ボイラは NOx 規制の対象外とした。

② 漁船

本事業の昨年度報告書 (海洋政策研究財団, 2011) の 111 ページに示されている漁船のトン数区分別の機関定格出力より、機関定格出力が 130 kW よりも大きい 10 GT 以上の漁船に対して、次節で説明する船齢構成より Tier0 から Tier3 を設定した。なお、出力が 130 kW 以下となる 10 GT 未満の漁船は軽油を使用することとしているため、軽油使用船は全て Tier0 となる。表 9.3-2 に、漁船のトン数区分別の機関定格出力を再掲した。

海洋政策研究財団 (2008): 平成 19 年度 船舶期限の粒子状物質 (PM) の環境影響に関する調査研究報告書
(http://www.sof.or.jp/jp/report/pdf/200806_ISBN978-4-88404-213-4.pdf)

海洋政策研究財団 (2011): 平成 22 年度 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
(<http://www.sof.or.jp/jp/report/pdf/ISBN978-4-88404-265-3.pdf>)

表 9.3-2 漁船のトン数区分別の機関定格出力

トン数区分 [GT]	平均総トン数 [GT]	平均出力 [kW]	回帰式による機関定格出力 [kW]
1トン未満	0.7	26.1	35
1～3	1.9	51.5	60
3～5	4.4	106.1	95
5～10	7.8	167.4	129
10～20	15.1	250.3	186
20～30	26.0	152.0	249
30～50	39.4	321.8	312
50～100	79.0	461.7	455
100～150	129.2	558.0	595
150～200	174.2	850.2	699
200～350	304.9	932.3	947
350～500	414.8	808.7	1,119
500～1,000	666.8	1,390.3	1,448

(2) 船齢構成

2020年を対象とした船舶の排出量推計において、船舶が Tier0 から Tier3 の何れに該当するかを決定するためには船齢構成を設定する必要がある。以下に①外航船、②内航船、③漁船ごとに検討した船齢構成を紹介する。

① 外航船

外航船の2020年における船齢構成は、IMO-GHG-2nd Study (2009) にて IPCC の B2 シナリオ（低成長）に基づいて算出された隻数比率より設定した。なお、IPCC の B2 シナリオでは、外航船の増加率（線形の増加率）をコンテナ船：3.93%、その他：1.02%と設定されている。

A シリーズでは「活動量変化なし」とすることが前提であるため、低成長とはいえ外航船舶の増加率を考慮した同手法は、理論上は A シリーズには適用できないことになる。しかしながら、実際には日本に寄港する外航船の船齢構成は、世界の平均的な構成比率よりも船齢の小さい船舶が多く含まれていることが想定されることから、ゼロ成長においても一定の船腹量の増加が見込まれる（船齢の若い船舶の構成比率が多い）同設定より推計された表 9.3-3に示す船齢構成を A シリーズにおいても適用することとした。

表 9.3-3 2020年における外航船の船齢構成

船齢区分 (2020)		隻数比率
5年未満	Tier3	20.8%
5年以上10年未満	Tier2	27.4%
10年以上20年以下	Tier1	47.0%
21年以上	Tier0	4.8%

② 内航船

近年の内航船舶の状況は図 9.3-1に示す通り、(i) 隻数は年々減少、(ii) 船舶の延べ総トン数は概ね横ばい、(iii) 平均総トン数が上昇傾向となっている。このような背景のもと、A シリーズの前提である「活動量一定」を「隻数一定」と解釈して内航船に適用すれば、実状を反映していないシナリオとなってしまう恐れがある。そこで、ここでは減少傾向にある隻数ではなく、概ね横ばいにある“延べ総トン数”を内航船の活動量として扱い、その延べ総トン数が 2020 年まで一定であると仮定して船齢構成を設定した。

表 9.3-4に、「2011 年版船舶明細書」より集計した 2010 年における船齢別総トン数などをまとめる。同表をもとに、船齢 30 年を超えた分の延べ総トン数が、翌年に同トン数分の新造船として更新されるものと仮定して、2020 年における船齢別総トン数を算出した。その結果を表 9.3-5に示す。同表にある Tier0 から Tier3 までの延べ総トン割合より、2020 年における NOx の排出係数を設定することとした。



図 9.3-1 内航船の隻数・総トン数・平均総トン数の年々変動

(内航海運代替建造対策検討会資料より抜粋； <http://www.mlit.go.jp/common/000138720.pdf>)

表 9.3-4 2010 年における船齢別総トン数など（「2011 年版船舶明細書」より集計）

船齢区分 (2010)	隻数	延べ総トン	平均総トン	隻数割合	延べ総トン割合
5 年未満	782	783,851	1,002	10.5%	16.8%
5 年以上 10 年未満	769	847,339	1,102	10.3%	18.2%
10 年以上 15 年以下	1,163	878,200	755	15.5%	18.8%
16 年以上 20 年未満	2,052	1,299,463	633	27.4%	27.8%
20 年以上 25 年未満	1,417	595,646	420	18.9%	12.8%
25 年以上	1,299	263,334	203	17.4%	5.6%

表 9.3-5 2020 年における船齢別総トン数の推計値

船齢区分 (2020)		延べ総トン	延べ総トン割合
5 年未満	Tier3	595,646	12.8%
5 年以上 10 年未満	Tier2	263,334	5.6%
10 年以上 15 年以下	Tier1	783,851	16.8%
16 年以上 20 年未満	Tier0	847,339	18.2%
20 年以上 25 年未満	Tier0	878,200	18.8%
25 年以上	Tier0	1,299,463	27.8%

※Tier0 合計：64.8%

③ 漁船

図 9.3-1に、平成 20 年における漁船の船齢構成を示す。なお、同図は水産庁資料 (http://www.jfa.maff.go.jp/j/kikaku/kihonkeikaku/pdf/35kikaku_shiryo1.pdf) の 10 ページより抜粋したものである。



図 9.3-2 平成 20 年における漁船の船齢構成

図 9.3-2のうち、左図は 10 トン未満の漁船の船齢構成であるが、表 9.3-2より、10 トン未満の漁船の出力は NOx 規制対象外となる 130 kW 以下に相当することから、船齢に関係なくすべて Tier0 とした。

10-19 トン（中央図）と 20 トン超（右図）については、2020 年を対象とした船齢構成を設定する必要がある。図 9.3-2の船齢（グラフ横軸）は 50 年まで伸びているが、ここでは、漁船の寿命を 30 年もしくは 35 年と想定し、寿命を超えた漁船が翌年に同数の新造船として更新されるものと仮定して船齢構成を算出した。

表 9.3-6に、漁船の船齢を 30 年と想定した場合の 2020 年における隻数比率を、表 9.3-7 に、同 35 年と想定した場合の隻数比率をまとめた。Tier0 となる漁船の割合は、寿命 35 年と設定した方が大きくなる結果となった。なお、大気質改善効果を目的としたシミュレーションの入力値には漁船の船齢を 30 年と想定した場合の排出量を採用した。これは、船舶自身の寿命が 35 年以上であっても、その間に機関換装がなされるであろうことを想定したものである。

表 9.3-6 漁船の船齢を 30 年と想定した場合の 2020 年における隻数比率

進水年	NOx 規制	10-19 トン	20 トン以上
2005 年以前	Tier0	44.1%	52.3%
2005-2010	Tier1	16.1%	8.7%
2011-2015	Tier2	21.6%	11.3%
2016-	Tier3	18.2%	27.6%

表 9.3-7 漁船の船齢を 35 年と想定した場合の 2020 年における隻数比率

進水年	NOx 規制	10-19 トン	20 トン以上
2005 年以前	Tier0	62.3%	80.0%
2005-2010	Tier1	6.0%	4.8%
2011-2015	Tier2	10.1%	3.9%
2016-	Tier3	21.6%	11.3%

(3) C 重油燃料中の硫黄分削減時における Fuel NOx の減少分

ECA for S および Global Switch の適用に伴う油種の変更 (残渣油から蒸発油への燃料の変更) によって、燃料中の含窒素有機化合物の低減が期待でき、結果として Fuel NOx の生成量が低減する。燃焼過程で発生する NOx を含めた NOx 全体の排出係数に対するその低減割合は、米国の ECA 申請書の Technical Support Document では Tier0~2 の適用機関に対して 7% と見積られていることから、ここでは船舶のディーゼル機関における NOx 排出係数を ECA for S については 7% 減少させることとした。

Global Switch については、その S 分 5% は ECA for S の S 分 0.1% よりも多いことから、ここでは 6% 減少するものと仮に設定した。

(4) NOx 排出強度の計算方法 (A3 シナリオを例として)

表 9.3-8に、ECA for N と ECA for S の双方を考慮した A3 シナリオにおける外航船、内航船、漁船の NOx 排出強度の算出結果をまとめた。

改訂された MARPOL73/78 条約付属書 VI における NOx 規制の内容 (表 1.1-1 参照) より、Tier1 を 1 とした場合の NOx 排出強度の相対値を Tier0 : 1.3、Tier2 : 0.8、Tier3 : 0.2 と設定した。それに加え、ECA for S における燃料中の硫黄分削減時における Fuel NOx の減少分 7% を Tier0 から Tier2 に加味すれば、その相対値は Tier0 : 1.209、Tier1 : 0.930、Tier2 : 0.774 となる。NOx 排出強度はそれら相対値と各々における割合との加重平均より算出した。

なお、ECA for N が設定されない海域では、Tier3 の比率を Tier2 に加算して NOx 排出強度を算出した。

表 9.3-8 A3 シナリオにおける外航船、内航船、漁船の NOx 排出強度

		Tier1 を 1 とした場合の NOx 排出強度	割合
外航船	Tier0	1.209	4.8%
	Tier1	0.930	47.0%
	Tier2	0.744	27.4%
	Tier3	0.200	20.8%
	加重平均	0.741	-
内航船	Tier0	1.209	64.8%
	Tier1	0.930	16.8%
	Tier2	0.744	5.6%
	Tier3	0.200	12.8%
	加重平均	1.007	-
漁船 10-19 トン (船齢 30 年)	Tier0	1.209	44.1%
	Tier1	0.930	16.1%
	Tier2	0.744	21.6%
	Tier3	0.200	18.2%
	加重平均	0.880	-
漁船 20 トン以上 (船齢 30 年)	Tier0	1.209	52.4%
	Tier1	0.930	8.7%
	Tier2	0.744	11.3%
	Tier3	0.200	27.6%
	加重平均	0.854	-

9.3.2 将来における SO₂ 及び PM の燃焼系排出係数

(1) SO₂

SO₂ の排出量は、燃料消費量と燃料中に含まれる硫黄分 (%) の積に比例する。本事業では、ECA for S を設定しない A0 シナリオでは表 9.3-9 に示す硫黄分を、ECA for S を設定するシナリオでは A 重油・C 重油ともに硫黄分 0.1% を、Global Switch を設定するシナリオ 2 では A 重油・C 重油ともに硫黄分 0.5% を設定した。

表 9.3-9 2020 年を対象とした A0 シナリオでの硫黄分 (%)

	C 重油	A 重油	軽油
外航船	2.61 ^{a)}	Non	Non
内航船	2.53 ^{b)}	0.61 ^{b)}	Non
漁船	Non		0.0005

a) MEPC62/4 より。2005 年では 2.7% (MEPC55/4/1)

b) 2005 年から変化なし

なお、ここでの SO₂ 排出量は SO₂ 凝縮より生成される硫酸塩 (Sulfate) を含んだものであるため、本事業の H22 年度報告書 (海洋政策研究財団, 2011) と同様に下記式より硫酸塩を算出して SO₂ 排出量から差し引いた。

$$\text{Sulfate [g/kWh]} = 0.267 \times \text{S 分 [\%]} - 0.00885 \quad (\text{数式 9.3-1})$$

(2) PM

表 9.3-9 で設定した硫黄分より、本事業の H22 年度報告書 (海洋政策研究財団, 2011) と同様に下記式から算出した。

$$\text{PM [g/kWh]} = 0.585 \times \text{S 分 [\%]} + 0.281 \quad (\text{数式 9.3-2})$$

海洋政策研究財団 (2011): 平成 22 年度 排出規制海域設定による大気環境改善効果の算定事業
(<http://www.sof.or.jp/jp/report/pdf/ISBN978-4-88404-265-3.pdf>)

9.3.3 将来におけるその他成分の燃焼系排出係数

NO_x、SO_x、PM 以外の燃焼起源の大気汚染物質の排出係数は熱量あたりの排出量 [g/MJ] として整理されているが、将来における燃料の発熱量は現況と同じと仮定し、2020 年に対する排出係数には 2005 年と同じものを適用した。

なお、2005 年における NO_x、SO_x、PM 以外の燃焼起源の大気汚染物質の排出係数は、表 9.3-10に示す 1996 年改訂 IPCC ガイドラインの報告値を採用した (海洋政策研究財団, 2011)。ただし、当該係数は熱量当たりの排出量 (g/MJ) として整理されているため、表 9.3-11に示す発熱量の値を用いて重量換算した。

表 9.3-10 その他の汚染物質の排出係数 (g/MJ)

項目	ディーゼル機関	補助ボイラ
CH ₄	0.007	0.0030
N ₂ O	0.002	0.0003
NM VOC	0.052	-
CO	0.180	0.0150

表 9.3-11 各種燃料の真発熱量 (LHV)

油種	発熱量 (MJ/kg-fuel)		
	C 重油	A 重油	軽油
全船 (LHV)	40.64	42.31	42.31

※ :第 11 回内航海運における使用燃料油、潤滑油に関する実態調査報告書 (内航総連、2007)

海洋政策研究財団 (2011): 平成 22 年度 排出規制海域設定による大気環境改善効果の算定事業

(<http://www.sof.or.jp/jp/report/pdf/ISBN978-4-88404-265-3.pdf>)

9.4 その他の規制や発生源の考慮について

9.4.1 EEDI 規制

MARPOL 73/78 条約 附属書 VI GHG 関連の新章の採択により、新造船に対して一種の燃費基準である required EEDI(Energy Efficiency design Index)が課される。2015 年～2019 年(フェーズ 1)は全船型について、reference line に対して 10%の削減が義務づけられる。

EEDI の達成方法は様々であるが、最も現実的なのは、船体構造やプロペラなどの改善により推進効率を向上させることにある。この場合、同じ運航速度に対して必要な機関出力が減少する。このため、機関の定格燃料消費率に変化がなくても、同じオペレーションに対する燃料消費量が低下する。他方、機関の定格燃料消費率が 10%程度改善した場合あるいは廃熱回収などにより実質的燃料消費率が改善された場合でも EEDI は上昇する。

SO_x、PM の排出量については、上記の二つの方法論のいずれでも最終的な燃料消費量に変化がないため、EEDI が 10%向上した船舶においては、SO_x、PM の排出量も 10%削減されると近似してよい。他方、後者で対応した場合には必要とされる仕事量(kWh)は変化しない場合もあり、この場合には NO_x 排出量は変化しない。

本事業では、以上の考察に基づき、EEDI による影響は、SO_x と PM 排出量については EEDI の改善率を適用し、NO_x については排出量に変化しないものとする。

9.4.2 Tier0 既存船に対するアップグレードキットの搭載

Tier0 既存船に対するアップグレードキットの搭載は、それによって Tier1 へ変化する船舶数は僅かであると考えられることから、考慮しないこととした。

9.4.3 改革中の新規埠頭への排出量の割り振り

2020 年に稼動している新規バースへの地理的割り振りについては、今年度は考慮しない。また、次年度における作業においては、中央防波堤外側や南本牧ふ頭など既に港湾計画などにおいて 2020 年において稼動が予定されている主な埠頭については考慮する。ただし、再配置は同一港湾内でのみ行うものとする。つまり、外航・内航ともに港湾間での O-D データの調整は行わない予定である。

9.4.4 将来における陸上起源排出量

本事業では、陸上起源の 2020 年を対象とした将来推計については行っていない。特に活動量については、今後も緩やかな伸びを示すことが予測されるが、現状のまま大気質シミュレーションには利用することとした。ただし、次年度以降、船舶同様に車齢分布の変化に伴って自動車起源の排出係数を 2020 年に更新する必要性はあると考える。

10 将来を対象とした船舶起源排出量の推計結果と考察

9章で検討したシナリオに対し、活動量が2005年から将来に向けて変化しないAシリーズ及び変化するBシリーズの2つを適用し、将来を対象とした排出量の推計を行った。推計の対象とした海域は4章で抽出した東京湾、伊勢湾、大阪湾、瀬戸内海、津軽海峡に加え、日本周辺離岸距離12海里及び50海里とした。ただしこれら海域はECA設定の解析を行う候補であり、この時点では同海域にECAを設定することが必要であると結論したものではない。

ECAの設定及びGlobal Switchを考慮しないシナリオであるA0シナリオ及びB0シナリオの排出量について、2005年における排出量と比較した(10.2参照)。

A0シナリオでは活動量が2005年から変化しないので、SO₂及びPMの排出係数を決定するS分が外航船C重油:2.7%→2.61%に、漁船軽油:50ppm→5ppmに変更となったため、外航船と漁船の排出量にはその変更に伴う排出量の削減(例えば日本周辺離岸距離12海里におけるSO₂では外航船:0.97、漁船:0.99)が確認できた。内航船についてはA・C重油ともにS分の変更を考慮していないため、A0シナリオについては2005年からの変動はない結果となった。

B0シナリオは活動量の変動を加味したものであるが、外航船では全体的な活動量が増加を示したためSO₂及びPM排出量は2005年から増加した。他方、NO_xは逆に減少する結果となったが、これはTier2規制船の割合増加がその隻数増加を上回ったことを意味する。また、B0シナリオは外航船の活動量が増えているため、A0シナリオよりも排出量は多くなる。

各ECA設定シナリオ(A1/A3/A3+/A4)およびGlobal Switchシナリオ(A2)における排出量をA0シナリオと比較した(10.3.1参照)。例えば離岸距離12海里以内におけるNO_x排出量の削減量が多い順に「A3+>>A3>A1>A4>A2」であり、一番少ないA2:13,550 ton year⁻¹と一番多いA3+:284,114 ton year⁻¹では20倍以上の開きとなった。A3+は2020年におけるシナリオではないため、2020年時点での最大削減量はA3:48,950 ton year⁻¹となるが、その開きは3倍程度であった。NO_x削減量の地域差はNO_x規制対象外となる130kW未満の補機ディーゼルの存在に起因する。瀬戸内海では130kW未満の補機ディーゼルを搭載した内航船が多く存在したために、ECA for Nの設定効果(A1/A3/A3+)が最も小さくなった。

Aシリーズにおける将来シナリオ各々におけるA0シナリオからの排出削減量に対して、内航(航行・停泊)、外航(航行・停泊)、漁船(航行・操業)の内分率を解析した(10.3.2参照)。例えば離岸距離12海里以内におけるNO_x排出量に関してA1のA0からの削減量は33,087 ton year⁻¹となっているが、この削減量に大きく貢献したものは内航航行:38%と外航航行:37%であった。地域的には、瀬戸内海及び津軽海峡は航行船舶の排出量の削減が他の3海域に比較して非常に大きい。他の3海域に関してはほぼ似通った傾向が見られた。

同様の解析はBシリーズに対しても実施した(10.4参照)。Bシリーズについては、将来の活動量予測に係る不確実性が大きいので、大気質シミュレーションモデルによる大気質改善効果の評価は実施しないこととし、ここでは排出量のみを推計した。

10.1 推計シナリオの概要

本報告書 9 章で検討したシナリオの概要を表 10.1-1にまとめた。これらシナリオに対し、活動量が 2005 年から将来に向けて変化しない A シリーズ及び変化する B シリーズの 2 つを適用し、将来を対象とした排出量の推計を行った。B シリーズにおける活動量の変化は表 9.2-2 を参照されたい。

表 10.1-1 排出量を推計したシナリオの概要

シナリオ	規制内容	燃料中の硫黄分	ECA for N
シナリオ 0 A0 及び B0	ECA for N なし ----- ECA for S なし Global Switch なし	<ul style="list-style-type: none"> 外航船の C 重油が 2.61%に僅かながら改善。 軽油が 50ppm → 5ppm へ改善。 内航船・漁船の A 重油は変わらず 0.61% 	<ul style="list-style-type: none"> ECA の設定は行わない。そのため NOx 規制は Tier2 まで。
シナリオ 1 A1 及び B1	ECA for N あり ----- ECA for S なし Global Switch なし	<ul style="list-style-type: none"> A0 に同じ 	<ul style="list-style-type: none"> 新造船に搭載される 130kW よりも大きいディーゼル機関を Tier3 対象とする。
シナリオ 2 A2 及び B2	ECA for N なし ----- ECA for S なし Global Switch あり	<ul style="list-style-type: none"> A0 設定から、Global Switch の設定を行うことで A・C 重油ともに 0.5%に改善。 	<ul style="list-style-type: none"> ECA の設定は行わない。そのため NOx 規制は Tier2 まで。 油種向上による 6%の NOx 排出量減を ECA 内の Tier0 から Tier2 に対して加味する。
シナリオ 3 A3 及び B3	ECA for N あり ----- ECA for S あり	<ul style="list-style-type: none"> A0 設定から、ECA for S の設定を行うことで A・C 重油ともに 0.1%に改善。 	<ul style="list-style-type: none"> 新造船に搭載される 130kW よりも大きいディーゼル機関を Tier3 対象とする。 油種向上による 7%の NOx 排出量減を ECA 内の Tier0 から Tier2 に対して加味する。
シナリオ 3+ A3+及び B3+	ECA for N あり ----- ECA for S あり	<ul style="list-style-type: none"> A3 に同じ 	<ul style="list-style-type: none"> 130kW よりも大きい全てのディーゼル機関を Tier3 対象とする。 ECA 設定海域外における 130kW よりも大きい全てのディーゼル機関を Tier2 とする。 油種向上による 7%の NOx 排出量減を ECA 内の Tier0 (130kW 以下)に対して加味する。
シナリオ 4 A4 及び B4	ECA for N なし ----- ECA for S あり	<ul style="list-style-type: none"> A3 に同じ 	<ul style="list-style-type: none"> ECA の設定は行わない。そのため NOx 規制は Tier2 まで。 油種向上による 7%の NOx 排出量減を ECA 内の Tier0 から Tier2 に対して加味する。

10.2 2005年とA0及びB0シナリオにおける排出量の比較

ECAの設定及びGlobal Switchを考慮しないシナリオであるA0シナリオ及びB0シナリオの排出量について、2005年における排出量と比較した結果を海域毎にまとめた。比較は離岸距離12海里以内：表10.2-1及び離岸距離50海里以内：表10.2-2に加え、地方計算領域の対象とした東京湾：表10.2-3、伊勢湾：表10.2-4、大阪湾：表10.2-5、瀬戸内海：表10.2-6、津軽海峡：表10.2-7について行った。

SO₂及びPM排出量は、それらの排出係数を決定する硫黄分が外航船C重油：2.7%→2.61%に、漁船軽油：50ppm→5ppmに変更となったため、活動量が2005年から変化しないA0シナリオにおける外航船と漁船の排出量にはその変更に伴う排出量の削減が確認できた。内航船についてはA・C重油ともに硫黄分の変更を考慮していないため、A0シナリオについては2005年からの変動はない結果となった。B0シナリオは活動量の変動を加味したものであるが、外航船では活動量に増加を示す船型に起因し、SO₂及びPM排出量は2005年から増加した。

NO_x排出量は、設定した船齢構成で決定されたNO_x排出係数の相対値に従った減少となった。外航船では活動量が増加したB0シナリオのNO_x排出量が2005年よりは減少する結果となった。これはTier2規制船の割合増加がその隻数増加を上回ったことを意味する。また、外航船で活動量が増加したB0シナリオのNO_x排出量はA0シナリオのNO_x排出量より多くなる結果となった。

表 10.2-1 離岸距離 12NM 以内における 2005 年排出量と将来排出量 (A0・B0) 排出量の比較

12NM		NOx			SO ₂			PM		
		2005 排出量 (ton/year)	A0/2005	B0/2005	2005 排出量 (ton/year)	A0/2005	B0/2005	2005 排出量 (ton/year)	A0/2005	B0/2005
内航	停泊	43,638	0.97	0.73	10,925	1.00	0.97	2,337	1.00	0.89
	航行	212,770	0.89	0.66	80,665	1.00	0.75	14,841	1.00	0.75
外航	停泊	30,450	0.75	0.84	27,887	0.97	1.09	4,343	0.97	1.10
	航行	120,719	0.74	0.80	68,300	0.97	1.02	11,848	0.97	1.04
漁船	操業	56,529	0.91	0.91	4,834	0.99	0.99	1,706	1.00	1.00
	航行	34,604	0.89	0.89	3,533	0.99	0.99	1,123	1.00	1.00
	内航合計	256,408	0.90	0.67	91,590	1.00	0.78	17,178	1.00	0.77
	外航合計	151,169	0.74	0.81	96,187	0.97	1.04	16,192	0.97	1.05
	漁船合計	91,133	0.90	0.90	8,367	0.99	0.99	2,829	1.00	1.00

表 10.2-2 離岸距離 50NM 以内における 2005 年排出量と将来排出量 (A0・B0) 排出量の比較

50NM		NOx			SO ₂			PM		
		2005 排出量 (ton/year)	A0/2005	B0/2005	2005 排出量 (ton/year)	A0/2005	B0/2005	2005 排出量 (ton/year)	A0/2005	B0/2005
内航	停泊	43,638	0.97	0.73	10,925	1.00	0.97	2,337	1.00	0.89
	航行	266,807	0.89	0.67	103,304	1.00	0.77	18,919	1.00	0.76
外航	停泊	30,450	0.75	0.84	27,887	0.97	1.09	4,343	0.97	1.10
	航行	302,432	0.74	0.81	163,980	0.97	1.04	28,897	0.97	1.05
漁船	操業	73,146	0.89	0.89	7,761	0.99	0.99	2,413	1.00	1.00
	航行	40,793	0.88	0.88	4,624	1.00	1.00	1,386	1.00	1.00
	内航合計	310,446	0.90	0.68	114,229	1.00	0.78	21,255	1.00	0.78
	外航合計	332,881	0.74	0.81	191,867	0.97	1.04	33,241	0.97	1.05
	漁船合計	113,938	0.89	0.89	12,384	1.00	1.00	3,799	1.00	1.00

表 10.2-3 東京湾における 2005 年排出量と将来排出量 (A0・B0) 排出量の比較

東京湾	NOx			SO ₂			PM		
	2005 排出量 (ton/year)	A0/2005	B0/2005	2005 排出量 (ton/year)	A0/2005	B0/2005	2005 排出量 (ton/year)	A0/2005	B0/2005
内航 停泊	5,377	0.95	0.98	1,548	1.00	1.45	315	1.00	1.31
内航 航行	8,322	0.89	0.65	3,050	1.00	0.74	561	1.00	0.74
外航 停泊	8,591	0.74	0.86	7,868	0.97	1.12	1,225	0.97	1.13
外航 航行	5,345	0.74	0.81	2,982	0.97	1.04	515	0.97	1.05
漁船 操業	427	0.92	0.92	33	0.99	0.99	12	1.00	1.00
漁船 航行	270	0.90	0.90	26	0.99	0.99	9	1.00	1.00
内航合計	13,699	0.91	0.78	4,597	1.00	0.98	876	1.00	0.95
外航合計	13,936	0.74	0.84	10,850	0.97	1.10	1,740	0.97	1.10
漁船合計	696	0.91	0.91	59	0.99	0.99	21	1.00	1.00

表 10.2-4 伊勢湾における 2005 年排出量と将来排出量 (A0・B0) 排出量の比較

伊勢湾	NOx			SO ₂			PM		
	2005 排出量 (ton/year)	A0/2005	B0/2005	2005 排出量 (ton/year)	A0/2005	B0/2005	2005 排出量 (ton/year)	A0/2005	B0/2005
内航 停泊	2,965	0.97	0.74	742	1.00	0.96	159	1.00	0.89
内航 航行	5,319	0.89	0.63	1,857	1.00	0.73	348	1.00	0.72
外航 停泊	4,400	0.74	0.85	4,030	0.97	1.11	628	0.97	1.11
外航 航行	3,349	0.74	0.83	1,832	0.97	1.06	320	0.97	1.07
漁船 操業	1,762	0.92	0.92	141	0.99	0.99	52	1.00	1.00
漁船 航行	1,386	0.88	0.88	159	1.00	1.00	47	1.00	1.00
内航合計	8,284	0.92	0.67	2,599	1.00	0.80	507	1.00	0.78
外航合計	7,750	0.74	0.84	5,862	0.97	1.09	948	0.97	1.10
漁船合計	3,148	0.90	0.90	300	0.99	0.99	99	1.00	1.00

表 10.2-5 大阪湾における 2005 年排出量と将来排出量 (A0・B0) 排出量の比較

大阪湾	NOx			SO ₂			PM			
	2005 排出量 (ton/year)	A0/2005	B0/2005	2005 排出量 (ton/year)	A0/2005	B0/2005	2005 排出量 (ton/year)	A0/2005	B0/2005	
内航	停泊	3,094	0.97	0.67	797	1.00	0.83	169	1.00	0.78
	航行	6,608	0.89	0.62	2,500	1.00	0.71	458	1.00	0.71
外航	停泊	4,134	0.74	0.87	3,786	0.97	1.14	590	0.97	1.14
	航行	4,253	0.74	0.81	2,322	0.97	1.04	407	0.97	1.05
漁船	操業	946	0.93	0.93	64	0.99	0.99	26	1.00	1.00
	航行	522	0.92	0.92	41	0.99	0.99	15	1.00	1.00
	内航合計	9,702	0.91	0.64	3,297	1.00	0.74	627	1.00	0.73
	外航合計	8,387	0.74	0.84	6,107	0.97	1.10	996	0.97	1.11
	漁船合計	1,468	0.93	0.93	105	0.99	0.99	41	1.00	1.00

表 10.2-6 瀬戸内海における 2005 年排出量と将来排出量 (A0・B0) 排出量の比較

瀬戸内海	NOx			SO ₂			PM			
	2005 排出量 (ton/year)	A0/2005	B0/2005	2005 排出量 (ton/year)	A0/2005	B0/2005	2005 排出量 (ton/year)	A0/2005	B0/2005	
内航	停泊	20,256	0.98	0.64	4,589	1.00	0.75	1,021	1.00	0.71
	航行	73,699	0.89	0.66	27,383	1.00	0.75	5,065	1.00	0.75
外航	停泊	10,475	0.75	0.84	9,593	0.97	1.09	1,494	0.97	1.09
	航行	28,157	0.74	0.77	17,321	0.97	0.97	2,915	0.97	0.99
漁船	操業	13,985	0.91	0.91	1,164	0.99	0.99	418	1.00	1.00
	航行	8,105	0.90	0.90	778	0.99	0.99	256	1.00	1.00
	内航合計	93,955	0.91	0.66	31,972	1.00	0.75	6,086	1.00	0.74
	外航合計	38,632	0.74	0.79	26,914	0.97	1.01	4,410	0.97	1.02
	漁船合計	22,089	0.91	0.91	1,943	0.99	0.99	674	1.00	1.00

表 10.2-7 津軽海峡における 2005 年排出量と将来排出量 (A0・B0) 排出量の比較

津軽海峡	NOx			SO ₂			PM			
	2005 排出量 (ton/year)	A0/2005	B0/2005	2005 排出量 (ton/year)	A0/2005	B0/2005	2005 排出量 (ton/year)	A0/2005	B0/2005	
内航	停泊	364	0.92	0.66	123	1.00	0.76	24	1.00	0.75
	航行	9,442	0.89	0.79	3,919	1.00	0.87	705	1.00	0.88
外航	停泊	54	0.75	0.82	50	0.97	1.07	8	0.97	1.08
	航行	7,036	0.74	0.83	3,569	0.97	1.07	648	0.97	1.08
漁船	操業	2,219	0.91	0.91	202	0.99	0.99	69	1.00	1.00
	航行	1,528	0.88	0.88	175	1.00	1.00	52	1.00	1.00
	内航合計	9,806	0.89	0.79	4,042	1.00	0.87	729	1.00	0.87
	外航合計	7,090	0.74	0.83	3,618	0.97	1.07	656	0.97	1.08
	漁船合計	3,747	0.90	0.90	377	0.99	0.99	121	1.00	1.00

10.3 A シリーズ (活動量が変化しない) における排出量推計結果

10.3.1 シナリオ別の排出量削減割合

A0 を分母とした各 ECA 設定シナリオ (A1/A3/A3+/A4) および Global Switch シナリオ (A2) における値の割合を海域毎に表 10.3-1 (離岸距離 12 海里以内)、表 10.3-2 (離岸距離 50 海里以内)、表 10.3-3 (東京湾)、表 10.3-4 (伊勢湾)、表 10.3-5 (大阪湾)、表 10.3-6 (瀬戸内海)、表 10.3-7 (津軽海峡) にまとめた。

SO₂ や PM では、A0 シナリオと A1 シナリオは同じ排出係数を用いているため、排出量に差は出現していない。また、A1 以外のシナリオでは、外航船および漁船 (10 トン以上) はそれぞれ C 重油および A 重油のみ利用しているとしたため、海域毎に差は見られなかった。

SO₂ の削減量に対して、PM の削減量が割合として少ない理由は PM 及びそれに含まれる硫酸塩の排出係数の設定に起因したものである。本事業では、PM 及び硫酸塩の排出係数を GL (Germanischer Lloyd) より提供された図 10.3-1 に示す燃料中の硫黄分 (%) と希釈法における PM 排出係数 (g/kWh) の直線近似式 (数式 9.3-1 及び数式 9.3-2) から設定した。SO₂ 排出量はこの硫酸塩を減じたものとなっているが、燃料中硫黄分の設定で PM 中の硫酸塩が大きく減少するのに対して、粒子状炭素および SOF 分は大きく減少しないため、SO₂ と PM の削減量に差が生じた理由である。

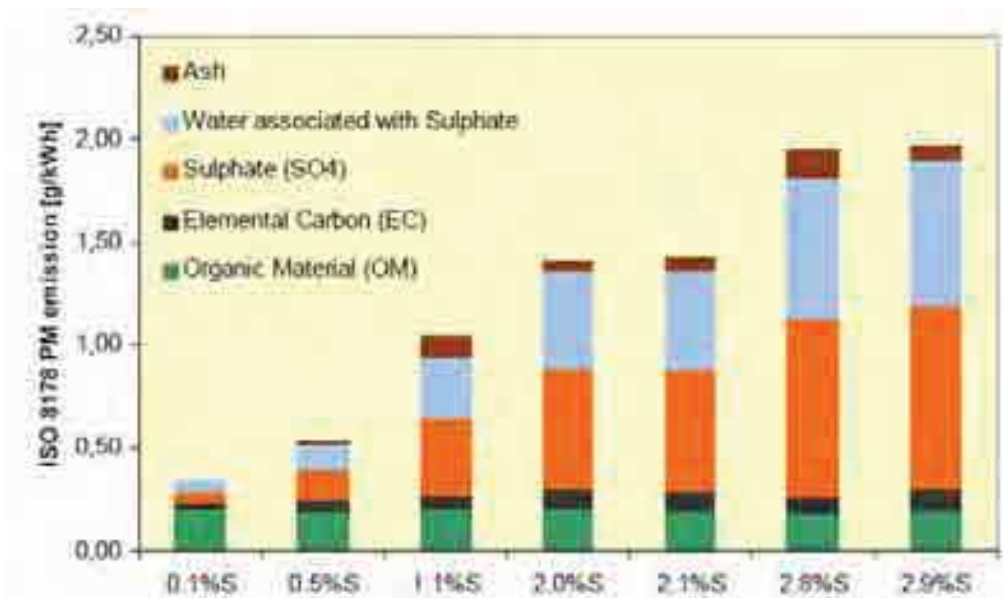


図 10.3-1 The compositions of particulate matter obtained from different fuel types, Germanischer Lloyd

内航船は C 重油の使用比率が高い大型船舶が存在する海域において、ECA for S (A3、A3+、A4 シナリオ) による削減効果が大きくなる。このことから、津軽海峡および東京湾では比較的大きな内航船が停泊あるいは航行していることがわかる。

NOx 削減量の地域差は、NOx 規制対象外となる 130kW 未満の補機ディーゼルの存在に起因する。A0 シナリオで見た場合、停泊船舶における規制対象外の NOx 排出量およびその全体に占める割合 (%) は内航船 : 29,463 ton/yr (69.6%)、外航船 : 377 ton/yr (1.7%) となる。外航船は大型船舶が多いため、130kW 未満の比較的小さい補機ディーゼルを搭載した船舶は僅かであった。

海域別に規制対象外の NOx 排出量を内航船で見た場合、東京湾 : 2,399 ton/yr (46.9%)、伊勢湾 : 1,802 ton/yr (62.9%)、大阪湾 : 1,521 ton/yr (50.9%)、瀬戸内海 : 15,649 ton/yr (78.8%)、津軽海峡 : 50 ton/yr (15.0%) となる。規制対象外の NOx 排出量が多い瀬戸内海において、ECA for N 設定効果 (A1/A3/A3+) が最も低い結果となっている。ECA for N を設定しない A2 シナリオと A4 シナリオでは、排出削減量の差は C 重油に対する fuel NOx の削減率 (各々 -6% と -7%) の差によって生じたものである。

表 10.3-1 離岸距離 12NM 以内における各シナリオと A0 との排出量割合

12NM		NOx					SO ₂			PM			
		A0 排出量 (ton/year)	A1/A0	A2/A0	A3/A0	A3+/A0	A4/A0	A0 排出量 (ton/year)	A2/A0	A3/A0 A3+/A0 A4/A0	A0 排出量 (ton/year)	A2/A0	A3/A0 A3+/A0 A4/A0
内航	停泊	42,343	0.98	1.00	0.98	0.80	0.99	10,925	0.65	0.13	2,337	0.78	0.46
	航行	189,393	0.93	0.97	0.90	0.17	0.96	80,665	0.31	0.06	14,841	0.47	0.28
外航	停泊	22,732	0.87	0.94	0.81	0.23	0.93	26,958	0.19	0.04	4,221	0.32	0.19
	航行	89,703	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	66,024	0.19	0.04	11,513	0.32	0.19
漁船	操業	51,549	0.95	1.00	0.92	0.65	1.00	4,794	0.82	0.17	1,706	0.95	0.68
	航行	30,919	0.94	1.00	0.91	0.57	1.00	3,514	0.82	0.17	1,123	0.95	0.65
	内航合計	231,736	0.94	0.97	0.91	0.29	0.97	91,590	0.35	0.07	17,178	0.51	0.30
	外航合計	112,435	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	92,982	0.19	0.04	15,733	0.32	0.19
	漁船合計	82,468	0.94	1.00	0.92	0.62	1.00	8,308	0.82	0.17	2,829	0.95	0.67

表 10.3-2 離岸距離 50NM 以内における各シナリオと A0 との排出量割合

50NM		NOx					SO ₂			PM			
		A0 排出量 (ton/year)	A1/A0	A2/A0	A3/A0	A3+/A0	A4/A0	A0 排出量 (ton/year)	A2/A0	A3/A0 A3+/A0 A4/A0	A0 排出量 (ton/year)	A2/A0	A3/A0 A3+/A0 A4/A0
内航	停泊	42,343	0.98	1.00	0.98	0.80	0.99	10,925	0.65	0.13	2,337	0.78	0.46
	航行	237,491	0.93	0.96	0.90	0.17	0.96	103,304	0.30	0.06	18,919	0.46	0.27
外航	停泊	22,732	0.87	0.94	0.81	0.23	0.93	26,958	0.19	0.04	4,221	0.32	0.19
	航行	224,727	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	158,517	0.19	0.04	28,079	0.32	0.19
漁船	操業	65,200	0.93	1.00	0.90	0.55	1.00	7,721	0.82	0.17	2,413	0.95	0.64
	航行	36,010	0.93	1.00	0.89	0.52	1.00	4,604	0.82	0.17	1,386	0.95	0.63
	内航合計	279,834	0.94	0.97	0.91	0.27	0.96	114,229	0.33	0.07	21,255	0.49	0.29
	外航合計	247,459	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	185,475	0.19	0.04	32,300	0.32	0.19
	漁船合計	101,209	0.93	1.00	0.90	0.54	1.00	12,325	0.82	0.17	3,799	0.95	0.63

表 10.3-3 東京湾における各シナリオと A0 との排出量割合

東京湾	NOx						SO ₂			PM		
	A0 排出量 (ton/year)	A1/A0	A2/A0	A3/A0	A3+/A0	A4/A0	A0 排出量 (ton/year)	A2/A0	A3/A0 A3+/A0 A4/A0	A0 排出量 (ton/year)	A2/A0	A3/A0 A3+/A0 A4/A0
内航 停泊	5,111	0.97	0.99	0.96	0.65	0.99	1,548	0.56	0.11	315	0.71	0.42
内航 航行	7,408	0.93	0.97	0.90	0.17	0.97	3,050	0.34	0.07	561	0.51	0.30
外航 停泊	6,398	0.87	0.94	0.81	0.22	0.93	7,606	0.19	0.04	1,191	0.32	0.19
外航 航行	3,971	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	2,883	0.19	0.04	500	0.32	0.19
漁船 操業	393	0.95	1.00	0.93	0.69	1.00	32	0.82	0.17	12	0.96	0.70
漁船 航行	242	0.94	1.00	0.91	0.60	1.00	26	0.82	0.17	9	0.95	0.66
内航合計	12,519	0.95	0.98	0.93	0.37	0.98	4,597	0.42	0.08	876	0.59	0.35
外航合計	10,370	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	10,489	0.19	0.04	1,691	0.32	0.19
漁船合計	635	0.95	1.00	0.92	0.65	1.00	58	0.82	0.17	21	0.96	0.69

表 10.3-4 伊勢湾における各シナリオと A0 との排出量割合

伊勢湾	NOx						SO ₂			PM		
	A0 排出量 (ton/year)	A1/A0	A2/A0	A3/A0	A3+/A0	A4/A0	A0 排出量 (ton/year)	A2/A0	A3/A0 A3+/A0 A4/A0	A0 排出量 (ton/year)	A2/A0	A3/A0 A3+/A0 A4/A0
内航 停泊	2,863	0.98	1.00	0.98	0.76	0.99	742	0.65	0.13	159	0.78	0.46
内航 航行	4,735	0.93	0.98	0.91	0.17	0.97	1,857	0.38	0.08	348	0.55	0.32
外航 停泊	3,273	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	3,896	0.19	0.04	610	0.32	0.19
外航 航行	2,489	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	1,771	0.19	0.04	311	0.32	0.19
漁船 操業	1,613	0.96	1.00	0.93	0.68	1.00	139	0.82	0.17	52	0.96	0.70
漁船 航行	1,216	0.94	1.00	0.90	0.51	1.00	159	0.82	0.17	47	0.95	0.62
内航合計	7,598	0.95	0.98	0.93	0.39	0.98	2,599	0.45	0.09	507	0.62	0.37
外航合計	5,761	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	5,667	0.19	0.04	921	0.32	0.19
漁船合計	2,829	0.95	1.00	0.92	0.61	1.00	298	0.82	0.17	99	0.95	0.66

表 10.3-5 大阪湾における各シナリオと A0 との排出量割合

大阪湾		NOx						SO ₂			PM		
		A0 排出量 (ton/year)	A1/A0	A2/A0	A3/A0	A3+/A0	A4/A0	A0 排出量 (ton/year)	A2/A0	A3/A0 A3+/A0 A4/A0	A0 排出量 (ton/year)	A2/A0	A3/A0 A3+/A0 A4/A0
内航	停泊	2,988	0.98	0.99	0.98	0.76	0.99	797	0.63	0.13	169	0.77	0.45
	航行	5,882	0.93	0.97	0.90	0.17	0.96	2,500	0.32	0.06	458	0.48	0.28
外航	停泊	3,076	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	3,660	0.19	0.04	573	0.32	0.19
	航行	3,160	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	2,244	0.19	0.04	395	0.32	0.19
漁船	操業	880	0.96	1.00	0.94	0.73	1.00	63	0.82	0.17	26	0.96	0.73
	航行	480	0.95	1.00	0.93	0.69	1.00	40	0.82	0.17	15	0.96	0.70
	内航合計	8,871	0.95	0.98	0.92	0.37	0.97	3,297	0.39	0.08	627	0.55	0.33
	外航合計	6,236	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	5,904	0.19	0.04	968	0.32	0.19
	漁船合計	1,360	0.96	1.00	0.94	0.71	1.00	103	0.82	0.17	41	0.96	0.72

表 10.3-6 瀬戸内海における各シナリオと A0 との排出量割合

瀬戸内海		NOx						SO ₂			PM		
		A0 排出量 (ton/year)	A1/A0	A2/A0	A3/A0	A3+/A0	A4/A0	A0 排出量 (ton/year)	A2/A0	A3/A0 A3+/A0 A4/A0	A0 排出量 (ton/year)	A2/A0	A3/A0 A3+/A0 A4/A0
内航	停泊	19,869	0.99	1.00	0.99	0.87	1.00	4,589	0.71	0.14	1,021	0.83	0.49
	航行	65,602	0.93	0.97	0.90	0.17	0.96	27,383	0.32	0.06	5,065	0.48	0.28
外航	停泊	7,813	0.87	0.94	0.81	0.23	0.93	9,274	0.19	0.04	1,452	0.32	0.19
	航行	20,925	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	16,744	0.19	0.04	2,833	0.32	0.19
漁船	操業	12,776	0.95	1.00	0.93	0.66	1.00	1,154	0.82	0.17	418	0.96	0.69
	航行	7,290	0.94	1.00	0.91	0.60	1.00	773	0.82	0.17	256	0.95	0.66
	内航合計	85,471	0.95	0.97	0.92	0.33	0.97	31,972	0.37	0.08	6,086	0.54	0.32
	外航合計	28,738	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	26,017	0.19	0.04	4,285	0.32	0.19
	漁船合計	20,066	0.95	1.00	0.92	0.64	1.00	1,928	0.82	0.17	674	0.95	0.68

表 10.3-7 津軽海峡における各シナリオと A0 との排出量割合

津軽海峡	NOx						SO ₂			PM		
	A0 排出量 (ton/year)	A1/A0	A2/A0	A3/A0	A3+/A0	A4/A0	A0 排出量 (ton/year)	A2/A0	A3/A0 A3+/A0 A4/A0	A0 排出量 (ton/year)	A2/A0	A3/A0 A3+/A0 A4/A0
内航 停泊	334	0.95	0.99	0.94	0.40	0.98	123	0.48	0.10	24	0.64	0.38
内航 航行	8,403	0.93	0.95	0.88	0.17	0.94	3,919	0.24	0.05	705	0.38	0.23
外航 停泊	41	0.87	0.94	0.81	0.24	0.93	48	0.19	0.04	8	0.32	0.19
外航 航行	5,228	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	3,450	0.19	0.04	630	0.32	0.19
漁船 操業	2,012	0.94	1.00	0.92	0.62	1.00	201	0.82	0.17	69	0.95	0.67
漁船 航行	1,349	0.93	1.00	0.89	0.51	1.00	174	0.82	0.17	52	0.95	0.62
内航合計	8,738	0.93	0.95	0.89	0.18	0.95	4,042	0.25	0.05	729	0.39	0.23
外航合計	5,268	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	3,498	0.19	0.04	637	0.32	0.19
漁船合計	3,360	0.94	1.00	0.91	0.58	1.00	375	0.82	0.17	121	0.95	0.65

10.3.2 シナリオ別の排出削減量に対する外航・内航・漁船別割合

A シリーズにおける将来シナリオ各々における A0 シナリオからの排出削減量に対して、内航（航行・停泊）、外航（航行・停泊）、漁船（航行・操業）の内分率を海域毎に表 10.3-8（離岸距離 12 海里以内）、表 10.3-9（離岸距離 50 海里以内）表 10.3-10（東京湾）、表 10.3-11（伊勢湾）、（大阪湾）、表 10.3-13（瀬戸内海）、表 10.3-14（津軽海峡）にまとめた。同割合より、ECA 設定の効果の大きさをセクター別に把握することが可能となる。

NOx 排出量を見た場合、例えば表 10.3-8 の 12NM 以内における A1 の A0 からの削減量は 33,087 ton year⁻¹ となっているが、この削減量に大きく貢献したものは内航航行：38%と外航航行：37%であった。削減量が多い順に「A3+ >> A3 > A1 > A4 > A2」であり、一番少ない A2：13,550 ton year⁻¹ と一番多い A3+：284,114 ton year⁻¹ では 20 倍以上の開きとなった。A3+ は 2020 年におけるシナリオではないため、2020 年時点での最大削減量は A3：48,950 ton year⁻¹ となるが、その開きは 3 倍程度であった。

大気質改善に係る発生源対策の効果の大きさはこのような排出削減量の差のみで評価できるものではなく、その排出量を入力値とした大気質シミュレーションモデルによる評価・解析が必要となる。本報告書 11 章ではこれら排出量を利用して各シナリオにおける大気質改善効果の選定を行った。

表 10.3-8 離岸距離 12NM 以内における A0 からのシナリオ別排出削減量とその内分率

12NM		NOx				SO ₂		PM		
		A1	A2	A3	A3+	A4	A2	A3 A3+ A4	A2	A3 A3+ A4
内航	停泊	2%	1%	2%	3%	1%	3%	5%	3%	5%
	航行	38%	48%	40%	55%	49%	41%	42%	41%	42%
外航	停泊	9%	10%	9%	6%	10%	16%	14%	15%	13%
	航行	37%	40%	36%	25%	40%	39%	35%	41%	36%
漁船	操業	8%	0%	8%	6%	0%	1%	2%	0%	2%
	航行	6%	0%	6%	5%	0%	0%	2%	0%	2%
A0 からの削減量 (ton/year)		33,087	13,550	48,950	284,114	15,749	136,106	181,391	19,241	25,677

表 10.3-9 離岸距離 50NM 以内における A0 からのシナリオ別排出削減量とその内分率

50NM		NOx					SO ₂		PM	
		A1	A2	A3	A3+	A4	A2	A3 A3+ A4	A2	A3 A3+ A4
内航	停泊	1%	1%	1%	2%	1%	2%	3%	2%	3%
	航行	28%	36%	30%	44%	37%	32%	33%	31%	32%
外航	停泊	5%	6%	5%	4%	6%	10%	9%	9%	8%
	航行	53%	57%	52%	40%	57%	56%	52%	58%	53%
漁船	操業	8%	0%	8%	7%	0%	1%	2%	0%	2%
	航行	5%	0%	5%	4%	0%	0%	1%	0%	1%
A0 からの削減量 (ton/year)		57,135	23,851	84,119	444,700	27,680	228,304	295,085	33,031	42,679

表 10.3-10 東京湾における A0 からのシナリオ別排出削減量とその内分率

東京湾		NOx					SO ₂		PM	
		A1	A2	A3	A3+	A4	A2	A3 A3+ A4	A2	A3 A3+ A4
内航	停泊	7%	5%	6%	11%	5%	6%	10%	6%	9%
	航行	24%	24%	24%	38%	24%	18%	20%	18%	20%
外航	停泊	42%	44%	42%	31%	44%	55%	51%	54%	50%
	航行	26%	27%	26%	19%	27%	21%	19%	22%	21%
漁船	操業	1%	0%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%
	航行	1%	0%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%
A0 からの削減量 (ton/year)		2,069	878	2,949	16,193	1,018	11,167	14,340	1,519	1,952

表 10.3-11 伊勢湾における A0 からのシナリオ別排出削減量とその内分率

伊勢湾		NOx					SO ₂		PM	
		A1	A2	A3	A3+	A4	A2	A3 A3+ A4	A2	A3 A3+ A4
内航	停泊	4%	3%	4%	7%	3%	4%	8%	4%	8%
	航行	24%	24%	24%	38%	24%	19%	21%	19%	21%
外航	停泊	34%	41%	34%	25%	41%	52%	46%	50%	45%
	航行	26%	32%	26%	19%	31%	24%	21%	26%	23%
漁船	操業	5%	0%	6%	5%	0%	0%	1%	0%	1%
	航行	6%	0%	7%	6%	0%	0%	2%	0%	2%
A0 からの削減量 (ton/year)		1,299	478	1,851	10,207	555	6,055	8,056	826	1,102

表 10.3-12 大阪湾における A0 からのシナリオ別排出削減量とその内分率

大阪湾		NOx				SO ₂		PM		
		A1	A2	A3	A3+	A4	A2	A3 A3+ A4	A2	A3 A3+ A4
内航	停泊	4%	3%	4%	7%	3%	4%	8%	4%	8%
	航行	29%	34%	31%	45%	34%	25%	27%	25%	27%
外航	停泊	31%	31%	30%	22%	31%	44%	40%	42%	38%
	航行	32%	32%	31%	23%	32%	27%	25%	29%	26%
漁船	操業	3%	0%	3%	2%	0%	0%	1%	0%	1%
	航行	2%	0%	2%	1%	0%	0%	0%	0%	0%
A0 からの削減量 (ton/year)		1,350	596	1,969	10,825	692	6,796	8,797	942	1,219

表 10.3-13 瀬戸内海における A0 からのシナリオ別排出削減量とその内分率

瀬戸内海		NOx				SO ₂		PM		
		A1	A2	A3	A3+	A4	A2	A3 A3+ A4	A2	A3 A3+ A4
内航	停泊	2%	1%	2%	3%	1%	3%	7%	3%	7%
	航行	46%	55%	48%	63%	56%	45%	46%	46%	46%
外航	停泊	11%	12%	11%	7%	12%	18%	16%	17%	15%
	航行	30%	32%	29%	19%	31%	33%	29%	34%	29%
漁船	操業	7%	0%	7%	5%	0%	1%	2%	0%	2%
	航行	4%	0%	4%	3%	0%	0%	1%	0%	1%
A0 からの削減量 (ton/year)		9,494	4,013	14,073	86,456	4,668	41,390	56,168	5,774	7,848

表 10.3-14 津軽海峡における A0 からのシナリオ別排出削減量とその内分率

津軽海峡		NOx				SO ₂		PM		
		A1	A2	A3	A3+	A4	A2	A3 A3+ A4	A2	A3 A3+ A4
内航	停泊	1%	1%	1%	2%	1%	1%	1%	1%	1%
	航行	37%	55%	42%	55%	55%	50%	50%	49%	49%
外航	停泊	0%	0%	0%	0%	0%	1%	1%	1%	1%
	航行	47%	44%	43%	32%	44%	47%	44%	49%	46%
漁船	操業	8%	0%	7%	6%	0%	1%	2%	0%	2%
	航行	7%	0%	6%	5%	0%	1%	2%	0%	2%
A0 からの削減量 (ton/year)		1,505	720	2,335	12,681	838	5,935	7,513	885	1,120

10.4 B シリーズ (活動量が変化する) における排出量推計結果

10.4.1 シナリオ別の排出量削減割合

B0 を分母とした各 ECA 設定シナリオ (B1/B3/B3+/B4) および Global Switch シナリオ (B2) における値の割合を海域毎に表 10.4-1 (離岸距離 12 海里以内)、表 10.4-2 (離岸距離 50 海里以内)、表 10.4-3 (東京湾)、表 10.4-4 (伊勢湾)、表 10.4-5 (大阪湾)、表 10.4-6 (瀬戸内海)、表 10.4-7 (津軽海峡) にまとめた。

なお、B シリーズは将来に向けて活動量に変化するシナリオとなっているが、活動量の将来予測は多分に経済的要素の変化に対する不確実性が高いことから、十分に時間をかけて検討する必要がある。そのため本年度は、A シリーズより推計された排出量についてのみ大気質シミュレーションモデルを用いた大気質改善効果の評価を実施し、B シリーズは排出量のみ推計した。

表 10.4-1 離岸距離 12NM 以内における各シナリオと B0 との排出量割合

12NM		NOx					SO ₂			PM			
		B0 排出量 (ton/year)	B1/B0	B2/B0	B3/B0	B3+/B0	B4/B0	B0 排出量 (ton/year)	B2/B0	B3/B0 B3+/B0 B4/B0	B0 排出量 (ton/year)	B2/B0	B3/B0 B3+/B0 B4/B0
内航	停泊	32,014	0.97	0.99	0.96	0.67	0.99	10,612	0.51	0.10	2,090	0.67	0.40
	航行	140,603	0.93	0.96	0.90	0.17	0.96	60,548	0.30	0.06	11,118	0.45	0.27
外航	停泊	25,581	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	30,449	0.19	0.04	4,767	0.32	0.19
	航行	97,043	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	69,921	0.19	0.04	12,292	0.32	0.19
漁船	操業	51,549	0.95	1.00	0.92	0.65	1.00	4,794	0.82	0.17	1,706	0.95	0.68
	航行	30,919	0.94	1.00	0.91	0.57	1.00	3,514	0.82	0.17	1,123	0.95	0.65
	内航合計	172,617	0.94	0.97	0.91	0.26	0.96	71,160	0.33	0.07	13,208	0.49	0.29
	外航合計	122,625	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	100,370	0.19	0.04	17,059	0.32	0.19
	漁船合計	82,468	0.94	1.00	0.92	0.62	1.00	8,308	0.82	0.17	2,829	0.95	0.67

表 10.4-2 離岸距離 50NM 以内における各シナリオと B0 との排出量割合

50NM		NOx					SO ₂			PM			
		B0 排出量 (ton/year)	B1/B0	B2/B0	B3/B0	B3+/B0	B4/B0	B0 排出量 (ton/year)	B2/B0	B3/B0 B3+/B0 B4/B0	B0 排出量 (ton/year)	B2/B0	B3/B0 B3+/B0 B4/B0
内航	停泊	32,014	0.97	0.99	0.96	0.67	0.99	10,612	0.51	0.10	2,090	0.67	0.40
	航行	178,964	0.93	0.96	0.89	0.17	0.95	79,030	0.29	0.06	14,440	0.44	0.26
外航	停泊	25,581	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	30,449	0.19	0.04	4,767	0.32	0.19
	航行	244,698	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	169,778	0.19	0.04	30,279	0.32	0.19
漁船	操業	65,200	0.93	1.00	0.90	0.55	1.00	7,721	0.82	0.17	2,413	0.95	0.64
	航行	36,010	0.93	1.00	0.89	0.52	1.00	4,604	0.82	0.17	1,386	0.95	0.63
	内航合計	210,978	0.94	0.97	0.90	0.25	0.96	89,642	0.31	0.06	16,530	0.47	0.28
	外航合計	270,279	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	200,226	0.19	0.04	35,046	0.32	0.19
	漁船合計	101,209	0.93	1.00	0.90	0.54	1.00	12,325	0.82	0.17	3,799	0.95	0.63

表 10.4-3 東京湾における各シナリオと B0 との排出量割合

東京湾		NOx					SO ₂			PM			
		B0 排出量 (ton/year)	B1/B0	B2/B0	B3/B0	B3+/B0	B4/B0	B0 排出量 (ton/year)	B2/B0	B3/B0 B3+/B0 B4/B0	B0 排出量 (ton/year)	B2/B0	B3/B0 B3+/B0 B4/B0
内航	停泊	5,283	0.96	0.98	0.94	0.46	0.98	2,246	0.41	0.08	414	0.58	0.34
	航行	5,382	0.93	0.97	0.90	0.17	0.96	2,267	0.32	0.07	415	0.49	0.29
外航	停泊	7,399	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	8,809	0.19	0.04	1,379	0.32	0.19
	航行	4,351	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	3,111	0.19	0.04	543	0.32	0.19
漁船	操業	393	0.95	1.00	0.93	0.69	1.00	32	0.82	0.17	12	0.96	0.70
	航行	242	0.94	1.00	0.91	0.60	1.00	26	0.82	0.17	9	0.95	0.66
	内航合計	10,665	0.95	0.98	0.92	0.32	0.97	4,513	0.37	0.07	829	0.53	0.32
	外航合計	11,750	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	11,921	0.19	0.04	1,922	0.32	0.19
	漁船合計	635	0.95	1.00	0.92	0.65	1.00	58	0.82	0.17	21	0.96	0.69

表 10.4-4 伊勢湾における各シナリオと B0 との排出量割合

伊勢湾		NOx					SO ₂			PM			
		B0 排出量 (ton/year)	B1/B0	B2/B0	B3/B0	B3+/B0	B4/B0	B0 排出量 (ton/year)	B2/B0	B3/B0 B3+/B0 B4/B0	B0 排出量 (ton/year)	B2/B0	B3/B0 B3+/B0 B4/B0
内航	停泊	2,209	0.97	0.99	0.96	0.63	0.99	713	0.53	0.11	142	0.69	0.41
	航行	3,333	0.93	0.97	0.90	0.17	0.97	1,355	0.35	0.07	252	0.52	0.31
外航	停泊	3,751	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	4,468	0.19	0.04	699	0.32	0.19
	航行	2,765	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	1,949	0.19	0.04	344	0.32	0.19
漁船	操業	1,613	0.96	1.00	0.93	0.68	1.00	139	0.82	0.17	52	0.96	0.70
	航行	1,216	0.94	1.00	0.90	0.51	1.00	159	0.82	0.17	47	0.95	0.62
	内航合計	5,541	0.95	0.98	0.93	0.36	0.98	2,069	0.41	0.08	394	0.58	0.34
	外航合計	6,516	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	6,417	0.19	0.04	1,044	0.32	0.19
	漁船合計	2,829	0.95	1.00	0.92	0.61	1.00	298	0.82	0.17	99	0.95	0.66

表 10.4-5 大阪湾における各シナリオと B0 との排出量割合

大阪湾		NOx					SO ₂			PM			
		B0 排出量 (ton/year)	B1/B0	B2/B0	B3/B0	B3+/B0	B4/B0	B0 排出量 (ton/year)	B2/B0	B3/B0 B3+/B0 B4/B0	B0 排出量 (ton/year)	B2/B0	B3/B0 B3+/B0 B4/B0
内航	停泊	2,059	0.97	0.99	0.96	0.68	0.99	665	0.52	0.11	132	0.68	0.40
	航行	4,122	0.93	0.96	0.90	0.17	0.96	1,771	0.30	0.06	324	0.46	0.27
外航	停泊	3,616	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	4,307	0.19	0.04	674	0.32	0.19
	航行	3,449	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	2,408	0.19	0.04	427	0.32	0.19
漁船	操業	880	0.96	1.00	0.94	0.73	1.00	63	0.82	0.17	26	0.96	0.73
	航行	480	0.95	1.00	0.93	0.69	1.00	40	0.82	0.17	15	0.96	0.70
	内航合計	6,181	0.95	0.97	0.92	0.34	0.97	2,436	0.36	0.07	456	0.53	0.31
	外航合計	7,065	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	6,715	0.19	0.04	1,101	0.32	0.19
	漁船合計	1,360	0.96	1.00	0.94	0.71	1.00	103	0.82	0.17	41	0.96	0.72

表 10.4-6 瀬戸内海における各シナリオと B0 との排出量割合

瀬戸内海		NOx					SO ₂			PM			
		B0 排出量 (ton/year)	B1/B0	B2/B0	B3/B0	B3+/B0	B4/B0	B0 排出量 (ton/year)	B2/B0	B3/B0 B3+/B0 B4/B0	B0 排出量 (ton/year)	B2/B0	B3/B0 B3+/B0 B4/B0
内航	停泊	12,942	0.98	0.99	0.98	0.81	0.99	3,430	0.63	0.13	726	0.77	0.45
	航行	48,735	0.93	0.96	0.90	0.17	0.96	20,465	0.30	0.06	3,778	0.46	0.27
外航	停泊	8,768	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	10,434	0.19	0.04	1,634	0.32	0.19
	航行	21,779	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	16,800	0.19	0.04	2,878	0.32	0.19
漁船	操業	12,776	0.95	1.00	0.93	0.66	1.00	1,154	0.82	0.17	418	0.96	0.69
	航行	7,290	0.94	1.00	0.91	0.60	1.00	773	0.82	0.17	256	0.95	0.66
	内航合計	61,677	0.94	0.97	0.91	0.31	0.97	23,895	0.35	0.07	4,504	0.51	0.30
	外航合計	30,546	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	27,234	0.19	0.04	4,512	0.32	0.19
	漁船合計	20,066	0.95	1.00	0.92	0.64	1.00	1,928	0.82	0.17	674	0.95	0.68

表 10.4-7 津軽海峡における各シナリオと B0 との排出量割合

津軽海峡	B0 排出量 (ton/year)	NOx					SO ₂			PM			
		B1/B0	B2/B0	B3/B0	B3+/B0	B4/B0	B0 排出量 (ton/year)	B2/B0	B3/B0 B3+/B0 B4/B0	B0 排出量 (ton/year)	B2/B0	B3/B0 B3+/B0 B4/B0	
内航	停泊	239	0.95	0.98	0.94	0.42	0.98	94	0.45	0.09	18	0.61	0.36
	航行	7,476	0.93	0.95	0.89	0.17	0.95	3,407	0.24	0.05	617	0.39	0.23
外航	停泊	45	0.87	0.94	0.81	0.22	0.93	53	0.19	0.04	8	0.32	0.19
	航行	5,815	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	3,827	0.19	0.04	700	0.32	0.19
漁船	操業	2,012	0.94	1.00	0.92	0.62	1.00	201	0.82	0.17	69	0.95	0.67
	航行	1,349	0.93	1.00	0.89	0.51	1.00	174	0.82	0.17	52	0.95	0.62
	内航合計	7,715	0.93	0.96	0.89	0.18	0.95	3,501	0.25	0.05	635	0.39	0.23
	外航合計	5,860	0.86	0.94	0.81	0.22	0.93	3,881	0.19	0.04	708	0.32	0.19
	漁船合計	3,360	0.94	1.00	0.91	0.58	1.00	375	0.82	0.17	121	0.95	0.65

10.4.2 シナリオ別の排出削減量に対する外航・内航・漁船別割合

B シリーズにおける将来シナリオ各々における B0 シナリオからの排出削減量に対して、内航 (航行・停泊)、外航 (航行・停泊)、漁船 (航行・操業) の内分率を海域毎に表 10.4-8 (離岸距離 12 海里以内)、表 10.4-9 (離岸距離 50 海里以内)、表 10.4-10 (東京湾)、表 10.4-11 (伊勢湾)、表 10.4-12 (大阪湾)、表 10.4-13 (瀬戸内海)、表 10.4-14 (津軽海峡) にまとめた。同割合より、B シリーズの ECA 設定の効果の大きさをセクター別に把握することが可能となる。

表 10.4-8 離岸距離 12NM 以内における B0 からのシナリオ別排出削減量とその内分率

12NM	NO _x					SO ₂		PM		
	B1	B2	B3	B3+	B4	B2	B3 B3+ B4	B2	B3 B3+ B4	
内航	停泊	3%	3%	3%	4%	3%	4%	6%	4%	5%
	航行	30%	40%	32%	46%	40%	33%	34%	33%	34%
外航	停泊	11%	12%	11%	8%	12%	19%	17%	18%	16%
	航行	42%	46%	40%	30%	45%	43%	40%	45%	41%
漁船	操業	9%	0%	9%	7%	0%	1%	2%	0%	2%
	航行	6%	0%	6%	5%	0%	0%	2%	0%	2%
B0 からの削減量 (ton/year)		31,408	12,883	46,537	253,944	14,965	130,320	169,815	18,529	24,177

表 10.4-9 離岸距離 50NM 以内における B0 からのシナリオ別排出削減量とその内分率

50NM		NOx					SO ₂		PM	
		B1	B2	B3	B3+	B4	B2	B3 B3+ B4	B2	B3 B3+ B4
内航	停泊	2%	1%	1%	3%	1%	2%	3%	2%	3%
	航行	21%	29%	23%	36%	29%	25%	26%	25%	26%
外航	停泊	6%	7%	6%	5%	7%	11%	10%	10%	9%
	航行	59%	63%	57%	46%	63%	61%	57%	63%	59%
漁船	操業	8%	0%	8%	7%	0%	1%	2%	0%	2%
	航行	5%	0%	5%	4%	0%	0%	1%	0%	1%
B0 からの削減量 (ton/year)		56,517	23,612	83,156	416,357	27,389	225,633	286,698	32,897	41,792

表 10.4-10 東京湾における B0 からのシナリオ別排出削減量とその内分率

東京湾		NOx					SO ₂		PM	
		B1	B2	B3	B3+	B4	B2	B3 B3+ B4	B2	B3 B3+ B4
内航	停泊	10%	10%	10%	17%	10%	11%	13%	10%	13%
	航行	16%	17%	17%	27%	17%	12%	14%	12%	14%
外航	停泊	45%	46%	45%	35%	46%	57%	54%	55%	52%
	航行	27%	27%	26%	20%	27%	20%	19%	22%	21%
漁船	操業	1%	0%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%
	航行	1%	0%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%
B0 からの削減量 (ton/year)		2,211	974	3,185	16,675	1,130	12,497	15,684	1,701	2,135

表 10.4-11 伊勢湾における B0 からのシナリオ別排出削減量とその内分率

伊勢湾		NOx					SO ₂		PM	
		B1	B2	B3	B3+	B4	B2	B3 B3+ B4	B2	B3 B3+ B4
内航	停泊	5%	4%	5%	8%	4%	5%	8%	5%	7%
	航行	17%	18%	17%	28%	18%	14%	15%	14%	15%
外航	停泊	39%	45%	38%	30%	45%	56%	52%	54%	50%
	航行	29%	33%	28%	22%	33%	24%	23%	27%	25%
漁船	操業	5%	0%	6%	5%	0%	0%	1%	0%	1%
	航行	6%	0%	6%	6%	0%	0%	2%	0%	2%
B0 からの削減量 (ton/year)		1,319	509	1,899	9,769	590	6,457	8,314	883	1,140

表 10.4-12 大阪湾における B0 からのシナリオ別排出削減量とその内分率

大阪湾		NOx					SO ₂		PM	
		B1	B2	B3	B3+	B4	B2	B3 B3+ B4	B2	B3 B3+ B4
内航	停泊	4%	3%	4%	7%	3%	5%	7%	4%	6%
	航行	20%	25%	22%	34%	25%	18%	19%	18%	19%
外航	停泊	37%	37%	36%	28%	37%	50%	47%	47%	45%
	航行	35%	35%	34%	27%	35%	28%	26%	30%	28%
漁船	操業	3%	0%	3%	2%	0%	0%	1%	0%	1%
	航行	2%	0%	2%	2%	0%	0%	0%	0%	0%
B0 からの削減量 (ton/year)		1,342	597	1,958	9,977	692	6,994	8,797	969	1,220

表 10.4-13 瀬戸内海における B0 からのシナリオ別排出削減量とその内分率

瀬戸内海		NOx					SO ₂		PM	
		B1	B2	B3	B3+	B4	B2	B3 B3+ B4	B2	B3 B3+ B4
内航	停泊	2%	2%	2%	3%	2%	3%	6%	3%	6%
	航行	38%	47%	39%	55%	48%	38%	38%	38%	39%
外航	停泊	14%	15%	13%	9%	14%	22%	20%	21%	19%
	航行	34%	36%	33%	23%	36%	36%	32%	37%	33%
漁船	操業	7%	0%	7%	6%	0%	1%	2%	0%	2%
	航行	5%	0%	5%	4%	0%	0%	1%	0%	1%
B0 からの削減量 (ton/year)		8,611	3,648	12,806	73,863	4,241	37,877	49,986	5,311	7,022

表 10.4-14 津軽海峡における B0 からのシナリオ別排出削減量とその内分率

津軽海峡		NOx					SO ₂		PM	
		B1	B2	B3	B3+	B4	B2	B3 B3+ B4	B2	B3 B3+ B4
内航	停泊	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%
	航行	33%	49%	37%	50%	49%	44%	44%	43%	43%
外航	停泊	0%	0%	0%	0%	0%	1%	1%	1%	1%
	航行	52%	50%	48%	37%	50%	53%	50%	55%	51%
漁船	操業	8%	0%	7%	6%	0%	1%	2%	0%	2%
	航行	7%	0%	6%	5%	0%	1%	2%	0%	2%
B0 からの削減量 (ton/year)		1,519	700	2,324	12,314	814	5,832	7,366	874	1,104

10.5 合計推進出力 750kW 未満の船舶による NOx 排出量への影響

改正された MARPOL 73/78 条約附属書 VI における NOx 規制では、「合計推進出力が 750kW 未満の同船舶で 130kW よりも大きなディーゼル機関は、Admin の判断により Tier3 の適用を免除できる」とされている。本報告書では、大気環境改善効果を最大限に見積もるため、この規定により免除の可能性があるディーゼル機関すべてに対して Tier3 を適用し、シミュレーションに入力することとした。

ここでは「合計推進出力が 750kW 未満の同船舶で 130kW よりも大きなディーゼル機関」を全て Tier3 とした場合と全て Tier2 とした場合における航行船舶からの NOx 排出量を比較するために、A3・A3+・B3・B3+シナリオについて海域別に推計した。結果を表 10.5-1：離岸距離 12NM 以内、表 10.5-2：離岸距離 50NM 以内、表 10.5-3：東京湾、表 10.5-4：伊勢湾、表 10.5-5：大阪湾、表 10.5-6：瀬戸内海、表 10.5-7：津軽海峡にまとめた。

2020 年を想定した A3 及び B3 シナリオでは、当該船舶を Tier3 にした場合と Tier2 までとした場合の違いは数パーセント程度であった。外航船の主機ディーゼル機関はその殆どが 750 kW 以上であったことから、Tier3 にした場合と Tier2 までとした場合の差は僅かであった。

他方、全ての船舶が 2016 年 1 月 1 日以降の建造船であると仮定した A3+及び B3+では、全ての船舶が Tier3 対象となるため、当該船舶を Tier3 にした場合と Tier2 までとした場合では両者の差は大きくなった。

表 10.5-1 離岸距離 12NM 以内において「合計推進出力が 750kW 未満の同船舶で 130kW よりも大きなディーゼル機関」を
全て Tier3 とした場合と全て Tier2 した場合における NOx 排出量の比較

12nm	A3			A3+			B3			B3+		
	Tier3	Tier2	Tier2/Tier3	Tier3	Tier2	Tier2/Tier3	Tier3	Tier2	Tier2/Tier3	Tier3	Tier2	Tier2/Tier3
内航航行	169,937	172,727	1.02	32,768	54,588	1.67	125,878	127,458	1.01	24,330	36,685	1.51
外航航行	72,313	72,540	1.00	19,561	20,650	1.06	78,235	78,241	1.00	21,159	21,184	1.00
漁船操業	47,562	49,989	1.05	33,527	44,892	1.34	47,562	49,989	1.05	33,527	44,892	1.34
漁船航行	28,062	29,762	1.06	17,740	26,014	1.47	28,062	29,762	1.06	17,740	26,014	1.47

表 10.5-2 離岸距離 50NM 以内において「合計推進出力が 750kW 未満の同船舶で 130kW よりも大きなディーゼル機関」を
全て Tier3 とした場合と全て Tier2 した場合における NOx 排出量の比較

50nm	A3			A3+			B3			B3+		
	Tier3	Tier2	Tier2/Tier3	Tier3	Tier2	Tier2/Tier3	Tier3	Tier2	Tier2/Tier3	Tier3	Tier2	Tier2/Tier3
内航航行	212,612	215,796	1.01	41,090	65,986	1.61	159,809	161,611	1.01	30,967	36,685	1.18
外航航行	181,160	181,535	1.00	49,003	50,796	1.04	197,273	197,283	1.00	53,353	53,399	1.00
漁船操業	58,619	62,684	1.07	36,086	54,397	1.51	58,619	62,684	1.07	36,086	54,397	1.51
漁船航行	32,175	34,459	1.07	18,693	29,420	1.57	32,175	34,459	1.07	18,693	29,420	1.57

表 10.5-3 東京湾内において「合計推進出力が 750kW 未満の同船舶で 130kW よりも大きなディーゼル機関」を
全て Tier3 とした場合と全て Tier2 した場合における NOx 排出量の比較

東京湾	A3			A3+			B3			B3+		
	Tier3	Tier2	Tier2/Tier3	Tier3	Tier2	Tier2/Tier3	Tier3	Tier2	Tier2/Tier3	Tier3	Tier2	Tier2/Tier3
内航航行	6,697	6,810	1.02	1,282	2,168	1.69	4,849	4,913	1.01	931	1,433	1.54
外航航行	3,202	3,209	1.00	866	900	1.04	3,507	3,508	1.00	949	949	1.00
漁船操業	366	383	1.05	271	348	1.28	366	383	1.05	271	348	1.28
漁船航行	221	234	1.06	144	206	1.43	221	234	1.06	144	206	1.43

表 10.5-4 伊勢湾内において「合計推進出力が 750kW 未満の同船舶で 130kW よりも大きなディーゼル機関」を
全て Tier3 とした場合と全て Tier2 した場合における NOx 排出量の比較

伊勢湾	A3			A3+			B3			B3+		
	Tier3	Tier2	Tier2/Tier3	Tier3	Tier2	Tier2/Tier3	Tier3	Tier2	Tier2/Tier3	Tier3	Tier2	Tier2/Tier3
内航航行	4,299	4,413	1.03	819	1,708	2.08	3,014	3,079	1.02	577	1,080	1.87
外航航行	2,006	2,009	1.00	543	556	1.03	2,229	2,229	1.00	603	603	1.00
漁船操業	1,504	1,568	1.04	1,092	1,423	1.30	1,504	1,568	1.04	1,092	1,423	1.30
漁船航行	1,094	1,165	1.06	624	1,000	1.60	1,094	1,165	1.06	624	1,000	1.60

表 10.5-5 大阪湾内において「合計推進出力が 750kW 未満の同船舶で 130kW よりも大きなディーゼル機関」を
全て Tier3 とした場合と全て Tier2 した場合における NOx 排出量の比較

大阪湾	A3			A3+			B3			B3+		
	Tier3	Tier2	Tier2/Tier3	Tier3	Tier2	Tier2/Tier3	Tier3	Tier2	Tier2/Tier3	Tier3	Tier2	Tier2/Tier3
内航航行	5,279	5,389	1.02	1,018	1,881	1.85	3,692	3,755	1.02	713	1,203	1.69
外航航行	2,548	2,554	1.00	689	719	1.04	2,781	2,781	1.00	752	753	1.00
漁船操業	828	860	1.04	643	793	1.23	828	860	1.04	643	793	1.23
漁船航行	447	467	1.04	329	424	1.29	447	467	1.04	329	424	1.29

表 10.5-6 瀬戸内海において「合計推進出力が 750kW 未満の同船舶で 130kW よりも大きなディーゼル機関」を
全て Tier3 とした場合と全て Tier2 した場合における NOx 排出量の比較

瀬戸内海	A3			A3+			B3			B3+		
	Tier3	Tier2	Tier2/Tier3	Tier3	Tier2	Tier2/Tier3	Tier3	Tier2	Tier2/Tier3	Tier3	Tier2	Tier2/Tier3
内航航行	58,911	59,969	1.02	11,350	19,627	1.73	43,678	44,277	1.01	8,433	13,116	1.56
外航航行	16,867	16,982	1.01	4,564	5,112	1.12	17,558	17,560	1.00	4,749	4,758	1.00
漁船操業	11,834	12,401	1.05	8,446	11,182	1.32	11,834	12,401	1.05	8,446	11,182	1.32
漁船航行	6,669	7,038	1.06	4,394	6,224	1.42	6,669	7,038	1.06	4,394	6,224	1.42

表 10.5-7 津軽海峡において「合計推進出力が 750kW 未満の同船舶で 130kW よりも大きなディーゼル機関」を
 全て Tier3 とした場合と全て Tier2 した場合における NOx 排出量の比較

津軽海峡	A3			A3+			B3			B3+		
	Tier3	Tier2	Tier2/Tier3	Tier3	Tier2	Tier2/Tier3	Tier3	Tier2	Tier2/Tier3	Tier3	Tier2	Tier2/Tier3
内航航行	7,427	7,446	1.00	1,454	1,603	1.10	6,619	6,630	1.00	1,294	1,378	1.07
外航航行	4,215	4,217	1.00	1,140	1,151	1.01	4,688	4,688	1.00	1,268	1,269	1.00
漁船操業	1,842	1,946	1.06	1,256	1,732	1.38	1,842	1,946	1.06	1,256	1,732	1.38
漁船航行	1,201	1,292	1.08	693	1,104	1.59	1,201	1,292	1.08	693	1,104	1.59

11 将来を対象とした大気質改善効果の算定シミュレーション

日本計算領域及び本報告書 4 章で抽出した地方計算領域を対象に、大気質シミュレーションを実施し、A シリーズにおけるシナリオ別の大気質改善効果を算定した。なお、本章で設定した港湾における地理的領域は、あくまでも一次計算のものであり、この範囲の海域に ECA を設定することを前提にしたものではない。細かい地理的設定範囲の違いによる大気質改善効果は次年度において解析を試みる予定である。

ECA for S 及び ECA for N 設定による大気質改善効果の有効性を評価するに当たっては、下記に示す評価項目を考慮した。

- ・ Global Switch の導入があっても ECA for S 設定が必要か。
- ・ Fuel NO_x の減少のみで十分か、ECA for N を追加的に設定する必要があるか。
- ・ 全ての船舶が Tier3 対応と想定するとどの程度の改善が期待できるか。
- ・ 都市部以外における ECA 設定の有効性はどうか。
- ・ 越境大気汚染物質の影響はどの程度か。

関東計算領域（東京湾）、中部計算領域（伊勢湾）、近畿計算領域（大阪湾）、瀬戸内計算領域（瀬戸内海）、津軽計算領域（津軽海峡）の 5 つの地方計算領域について、各シナリオで期待される大気質改善効果を大気質シミュレーションから算定した。地方計算領域まで空間解像度を向上させることで、局所的な改善効果の把握が可能となる。

例えば本年度複数のシナリオで地方計算領域における評価を行った関東計算領域に関しては以下のことを確認した；

- ・ SO₂ : WHO 基準値を評価基準として用いた場合、Global Switch 導入の A2 シナリオも ECA for S 導入の A3・A3+・A4 シナリオも、A0 シナリオと比較すると改善効果は大きいですが、その効果は概ね同程度である。ただし、両シナリオが実現するタイミングには最大 10 年間の時間差が生じる点に留意する必要がある。なお、我が国の環境基準を評価基準として用いると、いずれの地点も基準を達成しており、現状(A0 シナリオ)より環境改善をはかる必要性は低いと考えられる。
- ・ PM_{2.5} : WHO 基準値を評価基準として用いた場合、Global Switch 導入の A2 シナリオも ECA for S 設定の A3・A3+・A4 シナリオも、PM_{2.5} 濃度に関しては A0 シナリオに比較してあまり大きな改善効果はない。
- ・ NO₂ : 全ての船舶が Tier3 対応機関を搭載していると想定した A3+シナリオでは NO₂ 濃度に対する改善効果は沿岸部で確認できたが、それ以外のシナリオでは大きな改善効果は確認されない。
- ・ O₃ : 沿岸部と内陸部で改善の出現状況が異なるため、どのシナリオが最も効果的であるかは一概には言えないが、総じて A0 シナリオに比較してあまり大きな削減効果は見られない。

中部計算領域（伊勢湾）、近畿計算領域（大阪湾）、瀬戸内計算領域（瀬戸内海）では、A3+及びA4 シナリオについて評価したが、関東計算領域とほぼ同様の傾向であった。ただし、NO₂ に関してはA3+シナリオでも大きな改善は見られなかった。これは、A3+での NO_x 削減量が十分ではないと評価するよりも、船舶排出量に起因したNO₂濃度の不適合領域がそれら沿岸付近に限られたものであったと考えることができる。

地方計算領域の境界条件とした日本計算領域における A0 シナリオでの大気質シミュレーション結果を 2005 年の現況シミュレーション結果と比較した。NO₂ 以外の SO₂、PM_{2.5}、O₃ に関しては大陸からの流入の影響が見て取れた。また、2005 年と A0 シナリオにおける年平均濃度の比較では全ての汚染物質で大きな差は確認できなかった。

11.1 将来を対象としたシミュレーションの方法

11.1.1 対象とした将来シナリオ

9章及び10章では、活動量が2005年から将来に向けて変化しないシナリオ(以下、Aシリーズ)、並びに変化するシナリオ(以下、Bシリーズ)の2つのパターンを想定し、それぞれに二種類のECAの設定に伴う6種類の将来における排出推計シナリオを設定してその排出量を推計した。シナリオの概要は表9.1-1及び表10-1.1を参照されたい。

大気質改善に係る発生源対策の検討は汚染物質の排出源データのみで評価できるものではなく、その発生源データを入力値とした大気質シミュレーションモデルによる評価・解析が必要不可欠とされる。しかしながら、Bシリーズにおける活動量の将来予測は多分に経済的要素の変化に対する不確実性が高いことから、その予測方法は十分に時間をかけて検討する必要がある。そのため、本年度はAシリーズにおける6種類の将来における排出推計シナリオに基づく大気質改善効果を大気質シミュレーションの計算結果を基に評価する。

本章では、日本計算領域及び本報告書4章で抽出した地方計算領域を対象に、表11.1-1に示した内容の大気質シミュレーションを実施し、Aシリーズにおけるシナリオ別の大気質改善効果を算定した。また、表11.1-2には、各シナリオにおける目的をまとめた。なお、本章で設定した港湾における地理的領域は、あくまでも一次計算のものであり、この範囲の海域にECAを設定することを前提にはしていない。細かい地理的設定範囲の違いによる大気質改善効果は次年度において解析を試みる予定としている。

表11.1-1において「-」と表示されている本年度に実施しなかった将来シナリオは来年度に行う計画である。ただし、ECA for Nのみの実施を想定したA1シナリオについては、世界において設置例がないこと、Fuel-NOxの削減が期待できないことなどから、来年度も大気質シミュレーション計算には含めない予定である。

表 11.1-1 本年度の大気質シミュレーションで対象とした将来シナリオ

	A0	A1	A2	A3	A3+	A4
	Global Switch なし	ECA_Nあり ECA_Sなし	GloBal Switch あり	ECA_Nあり ECA_Sあり	ECA_Nあり ECA_Sあり	ECA_Nなし ECA_Sあり
関東計算領域 (東京湾)	○	-	○	○	○	○
中部計算領域 (伊勢湾)	○	-	-	-	○	○
近畿計算領域 (大阪湾)	○	-	-	-	○	○
瀬戸内計算領域 (瀬戸内海)	○	-	-	-	○	○
津軽計算領域 (津軽海峡)	○	-	-	-	○	○
日本計算領域	○	-	-	-	-	-

表 11.1-2 各シナリオにおける目的及び計算条件

評価領域	適用シナリオ	目的
日本計算領域	A0	<ul style="list-style-type: none"> 地方計算領域の境界条件作成 現況シミュレーション (2005 年) との広域的な比較
地方計算領域	A0	<ul style="list-style-type: none"> 将来計算におけるベースシナリオ (比較対象)
	A2	<ul style="list-style-type: none"> Global Switch の効果を把握 (本年度は関東計算領域のみ)
	A3	<ul style="list-style-type: none"> 2020 年における ECA for N&S の効果を把握 (本年度は関東計算領域のみ)
	A3+	<ul style="list-style-type: none"> 2046 年以降において全ての船舶が Tier3 対応機関を搭載していると想定して ECA for N&S の効果を把握
	A4	<ul style="list-style-type: none"> 2020 年における ECA for S の効果を把握

11.1.2 計算設定条件

(1) ECA 設定海域外における船舶発生源データ

ECA for S の設定を考慮した A3・A3+・A4 シナリオ下では、ECA 設定海域内の使用燃料だけが ECA for S であり、ECA 設定海域外における燃料中 S 分は A0 と同じである。他方、Global Switch の設定を考慮した A2 シナリオ下では、地方計算領域内の ECA 設定海域内外の使用燃料すべてが Global Switch の対象となる。

各シナリオにおける ECA 設定海域外の NOx 排出強度は、A3 及び A4 シナリオは A0 シナリオと同じであるが、A3+シナリオでは 130 kw より大きいディーゼルエンジン全てを Tier2 対象と想定して算出したものであり、A2 シナリオでは Global Switch による-6% の Fuel NOx の削減を加味したものとなっている。その NOx 排出強度の大きさは「A0 = A3 = A4 > A2 > A3+」となっている。

(2) 将来シミュレーションにおける地方計算領域の境界条件

表 11.1-1に示した将来における大気質シミュレーションの実施では、地方計算領域に対する境界条件は A0 シナリオを適用した日本計算領域の大気質シミュレーション結果から作成した。A2 シナリオは Global Switch による大気質改善効果の算定を目的としたものであり、本来であれば地方計算領域の境界条件は A2 シナリオを適用した日本計算領域の大気質シミュレーション結果から作成しなければならない。しかしながら、本年度は A2 シナリオを適用した日本計算領域の大気質シミュレーションを実施しなかったため、ここでは他のシナリオと同じ境界条件を使用した。

(3) 将来における陸上発生源データ

将来、陸上発生源においても、特に NOx および NMVOC 排出量の大幅な削減が計画・期待されているが、本事業では、陸上発生源データの 2020 年を対象とした将来推計については行っていない。特に活動量については、今後も緩やかな伸びを示すことが予測されるが、ここでは現況シミュレーション (2005) と同じものを使用した。

(4) 将来における気象データ

気象データは、2020 年を対象とした気象予測シミュレーションを本事業では実施しなかったため、ここでは現況シミュレーション (2005) と同じものを使用した。

11.1.3 大気質改善効果の算定方法

(1) 大気質改善効果の算定手法

本章における ECA 設定及び Global Switch を想定した将来シナリオにおける大気質改善効果は、各シナリオにおける大気質シミュレーションの結果に対して表 11.1-3 (表 2-4.1 の再掲) に示す算定手法を適用し、A0 シナリオからの変化を定量することで算定した。

表 11.1-3 本報告書における大気質改善効果の算定に係る評価手法 (表 2-4.1 の再掲)

評価対象物質	評価手法
SO ₂	<p>SO₂ 濃度の日平均値に対する指標として国内の環境基準値 (40 ppb) 及び WHO 指針値 (約 7.5 ppb) に着目し、ここでは日平均値の年間 98%値と WHO 指針値 (約 7.5 ppb) との比較から適合評価を実施。8 日以上 (2%以上) となる領域を抽出した。</p> <p>なお、日平均値に対する国内の環境基準値は 40ppb であり、概ね基準は達成されている状況にあるが、ECA 設定による改善の変化を明確に把握することを目的として、ここではより厳しい 7.5 ppb を設定した。</p>
NO ₂	<p>日平均値の年間 98%値と日本の環境基準値 (40 ppb) との比較から適合評価を実施。8 日以上 (2%以上) となる領域を抽出した。</p>
PM _{2.5}	<p>PM_{2.5} 濃度の日平均値に対する指標として国内の環境基準値 (35µg/m³) 及び WHO 指針値 (25 µg/m³) に着目し、ここでは日平均値の年間 98%値と WHO 指針値 (約 7.5 ppb) との比較から適合評価を実施。8 日以上 (2%以上) となる領域を抽出した。</p> <p>なお、日平均値に対する国内の環境基準値は 35 µg/m³ となっているが、ECA 設定による改善の変化を明確に把握することを目的として、ここではより厳しい 25 µg/m³ を設定した。</p>
光化学 オキシダント	<p>O₃ 濃度の 1 時間値が注意報発令となる 120 ppb を超えた時間数を年間で積算。</p>

(2) ECA for S 及び ECA for N 設定の有効性に係る評価

ECA for S 及び ECA for N 設定による大気質改善効果の有効性を評価するに当たっては、下記に示す評価項目を考慮した。

① ECA for S 設定の有効性

2020年あるいは2025年において、Global Switch の導入によって燃料中硫黄分は0.5%以下に規制されることは MARPOL73/78 条約附属書 VI において決定済みである。他方、ECA for S の開始時期は条約上最短で2015年1月1日となるが、この ECA for S 設定による燃料中硫黄分の規制(0.1%以下)がどの程度大気質改善効果に寄与するのかをまずは議論する。

さらに、2020年あるいは2025年において Global Switch が導入された場合の改善効果と仮に大きな差異が生じない場合、同 Switch の導入を待つという政策的なオプションも存在する。ここでは SO₂ 及び PM_{2.5} 濃度に対する改善効果に着目し、A0 (Global Switch なし)、A2 (Global Switch)、A3+ (ECA for S) を中心に比較する。

② ECA for N 設定の有効性

2020年あるいは2025年において Global Switch によって燃料中硫黄分が0.5%以下に規制されることに伴って、Fuel NO_x は6%の減少が見込まれる。また、2015年から ECA for S を導入して燃料中硫黄分を0.1%以下に規制することに伴って、Fuel NO_x は7%の減少が見込まれる。大気中の NO₂ 濃度の改善に対して、油種改善による Fuel NO_x の減少を考慮するのみで十分か、ECA for N を追加的に設定する必要があるかを議論する。ここでは NO₂ 及び O₃ 濃度に対する改善効果に着目し、A0、A2 (Global Swotch)、A4 (ECA for S)、A3+ (ECA for N) を比較する。

ECA for N は2次粒子の生成にも寄与するが、本報告書ではその改善効果は ECA for S においてのみ評価することとした。

また、NO₂ 及び O₃ は大気中の複雑な光化学反応の影響を受けるため、多くの場合、濃度と前駆物質の排出量との関係は線形ではない。そのため、排出量の削減と濃度に対する改善効果の関係は慎重に議論する必要がある。

図 11.1-1に、NO_x 及び VOCs 濃度に対する O₃ 等値線図を示す (Kannari et al., 2010)。縦軸が NO_x 濃度、横軸が VOCs 濃度 (NMHC) となっており、等値線が NO_x と VOC の濃度に対応する O₃ の濃度の変化を示している。尾根を結ぶ直線よりも上部は VOCs 律速領域 (VOCs-limited) であり、VOCs 濃加する可能性を示している。逆に同直線よりも下部は NO_x 律速領域 (NO_x-limites) であり、NO_x 濃度が低下すれば O₃ 濃度も低下するが、VOCs 濃度のが低下しても O₃ 濃度に変化はない可能性を示している。

わが国では NO_x と VOC が減少しているにもかかわらず、O₃ が増加傾向にあることが一般的に知られている (大原, 2007)。つまり、日本国内の NO_x と VOCs の関係が VOC-limited の領域にある可能性が示唆される。ECA for N 設定による船舶からの NO_x 削減量と、その削減効果が及ぼす NO₂ や O₃ 濃度への改善効果の関係を評価するためには、このような NO_x や VOCs に対する複雑な関係を考慮する必要がある。

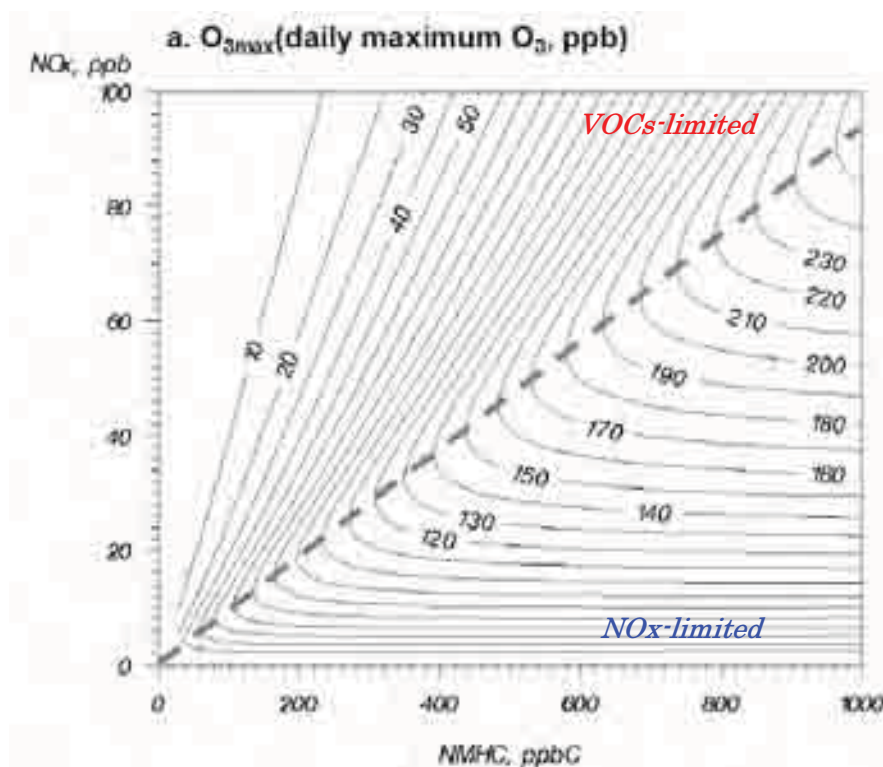


図 11.1-1 NO_x 及び VOCs 濃度 (NMHC) に対する O₃ の等濃度曲線 (Kannari et al., 2010)

Kannari, A., and Ohara, T.: Theoretical implication of reversals of the ozone weekend effect systematically observed in Japan, Atmos. Chem. Phys., 10, 6765-6776, 2010.

大原利真編、日本における光化学オキシダント等の挙動解明に関する研究、国立環境研究所研究報告第 195 号 (R-195-2007)、2007.

③ 2020年におけるECA for Nの有効性

ECA for Nの設定によるTier3規制の導入は2016年以降の新造船に対する規制である。したがって、既成船が廃船になり徐々に新造船に置き換わっていくに伴い暫時効果も現われることになる。評価年である2020年では、2016年以降の新造船に対する規制が導入されてもECA for Nの大気質改善に係る効果が明確に現われていないことが想定される。そこで、全ての船舶がTier3対応機関を搭載していると想定したA3+とA3とを比較することで、将来授与できる大気質改善効果を評価する。ただし、2020年においてはA3+が示す大気質改善効果を期待することは物理的には無理である点に留意されたい。

④ 都市部以外におけるECA設定の有効性

津軽計算領域は全硫黄沈着量に対する船舶寄与が大きいことから、ECA設定に係る解析候補として抽出された領域である。そこで、同領域における大気質改善効果を評価する際には、他の都市部の評価軸である大気汚染物質濃度の改善だけではなく、生態系影響評価の観点からECA for S導入の必要性を議論する。ここではA0、A2 (Global Switch)、A3+ (ECA for S) を比較する。

⑤ 越境大気汚染物質の影響

そもそも大陸からの越境大気汚染の影響が我が国大気質に与える影響がどの程度のものかを評価しておく必要がある。越境大気汚染による影響が卓越しているのであれば、日本国内の海域において規制を導入する意味は小さくなってしまふからである。これについては今年度の評価ケースからは明確には判断できない。今後の検討課題であると考えられる。

11.2 将来を対象とした地方計算領域でのシミュレーション結果

関東計算領域 (東京湾)、中部計算領域 (伊勢湾)、近畿計算領域 (大阪湾)、瀬戸内計算領域 (瀬戸内海)、津軽計算領域 (津軽海峡) の5つの地方計算領域について、各シナリオで期待される大気質改善効果を大気質シミュレーションから算定した。

本報告書5章で確認したとおり、同算定結果にはモデル計算値の不確実性に起因する誤差が含まれている。濃度の予測精度が過小評価であれば、そこから検討された発生源対策は大気汚染現象の軽減に対して効果を示さない可能性が生じる。逆に、予測精度が過大評価であれば、余剰な発生源対策を費やすことに繋がりがかねない。5章では「高パーセンタイル区間における比較(5.2.2 参照)」によって観測地点毎にその誤差を定量した。表11.2-1にその結果を再掲する。以降、各シナリオにおける大気質改善効果の算定結果は、このような程度の誤差を含んだ精度のものである点に留意されたい。

表 11.2-1 各観測地点における「モデル計算値－観測値」(表 5-2.16 の再掲)

観測地点	SO ₂ (ppb)	NO ₂ (ppb)	PM _{2.5} ($\mu\text{g m}^{-3}$)	O ₃ (時間数)	PO (時間数)
宇都宮中央	-3.74 (-49.9%)	-11.22 (-28.1%)	-	4	-23
環境科学国際 C	-0.70 (-9.3%)	-10.02 (-25.1%)	-	0	-33
晴海 (海上)	1.24 (16.5%)	-5.87 (-14.7%)	-	-10	26
川崎	-0.92 (-12.3%)	-15.69 (-39.2%)	-	-4	36
木更津潮見	2.85 (38.0%)	-11.47 (-28.7%)	-	-2	18
町田	-	-	-0.38 (-1.5%)	-	-
綾瀬	-	-	-2.26 (-9.0%)	-	-

※ SO₂、NO₂、PM_{2.5}は日平均値の年間98パーセンタイル値の差

※ O₃及びPOは1時間値が120ppbを超過した時間数の差

※ 青枠は、モデル計算値・観測値ともに年間98パーセンタイル値が指標とした

SO₂ : 7.5 ppb、NO₂ : 40 ppb、PM_{2.5} : 25 $\mu\text{g m}^{-3}$ を下回ったもの

※ カッコ内の%値は各指標値に対する割合

表 11.2-1 各観測地点における「モデル計算値－観測値」（続き）

観測地点	SO ₂ (ppb)	NO ₂ (ppb)	PM _{2.5} ($\mu\text{g m}^{-3}$)	O ₃ (時間数)	PO (時間数)
岐阜中央	0.82 (10.9%)	5.70 (14.3%)	-	4	21
名古屋	2.07 (27.6%)	9.61 (24.0%)	-	34	56
東海市横須賀小	3.15 (42.0%)	-3.27 (-8.2%)	-	0	24
磯津 (海上)	-3.56 (-47.5%)	-3.63 (-9.1%)	-	55	74
田原市古田町	-2.11 (-28.1%)	-15.10 (-37.8%)	-	15	28
彦根	-1.11 (-14.8%)	-16.97 (-42.4%)	-	17	20
山科	-0.65 (-8.7%)	-4.72 (-11.8%)	-	10	15
尼崎	-2.49 (-33.2%)	-8.61 (-21.5%)	1.92 (7.7%)	12	34
南港中央公園 (海上)	2.42 (32.3%)	-9.46 (-23.7%)	-	21	88
加古川市役所	0.03 (0.4%)	-7.07 (-17.7%)	-	13	19

※ SO₂、NO₂、PM_{2.5}は日平均値の年間 98 パーセンタイル値の差

※ O₃及びPOは1時間値が120ppbを超過した時間数の差

※ 青枠は、モデル計算値・観測値ともに年間 98 パーセンタイル値が指標とした SO₂ : 7.5 ppb、NO₂ : 40 ppb、PM_{2.5} : 25 $\mu\text{g m}^{-3}$ を下回ったもの

※ カッコ内の%値は各指標値に対する割合

また、表 11.1-3で示した通り、SO₂、NO₂、PM_{2.5}を対象とした大気質改善効果の評価では、各々の日平均値が濃度指標値よりも大きくなった日数をシナリオ間で比較する。そのため、大気改善効果を評価するに当たり、対照とする濃度指標値におけるモデル計算値と観測値の年間パーセンタイル値の差異も確認しておく必要がある。

表 11.2-2に、各汚染物質の濃度指標値における年間パーセンタイル値をモデル計算値及び観測値ごとにまとめた。2005 年の場合、モデル計算値の日平均値は 365 個のデータが有効となり、その年間 98 パーセンタイル値は低いほうから 358 番目の日平均値に該当する。他方、観測値には欠測期間があるため、計算値とは有効となる日数が異なっている点に留意されたい。各観測地点における有効測定日数は本報告書 5.2.2 節を参照されたい。

表 11.2-2 各汚染物質の指標値における年間パーセンタイル値

観測地点	SO ₂ : 7.5 ppb		NO ₂ : 40 ppb		PM _{2.5} : 25 µg m ⁻³	
	観測	計算	観測	計算	観測	計算
宇都宮中央	94.8%	98.6%	99.4%	100.0%	—	—
環境科学国際 C	99.5%	99.2%	98.3%	99.7%	—	—
晴海 (海上)	77.2%	74.5%	75.3%	82.7%	—	—
川崎	66.8%	84.7%	79.7%	96.2%	—	—
木更津潮見	97.8%	92.1%	99.2%	100.0%	—	—
町田	—	—	—	—	73.4%	71.0%
綾瀬	—	—	—	—	71.5%	73.2%
岐阜中央	92.0%	88.5%	100.0%	99.7%	—	—
名古屋	100.0%	98.4%	99.7%	95.6%	—	—
東海市横須賀小	94.0%	70.4%	91.4%	95.9%	—	—
磯津 (海上)	71.5%	92.3%	99.4%	99.7%	—	—
田原市古田町	94.8%	100.0%	99.2%	100.0%	—	—
彦根	98.6%	100.0%	96.9%	100.0%	—	—
山科	95.6%	97.8%	98.9%	100.0%	—	—
尼崎	87.1%	99.2%	92.1%	99.2%	63.3%	64.4%
南港中央公園 (海上)	66.0%	54.5%	84.7%	91.5%	—	—
加古川市役所	99.4%	98.6%	99.7%	100.0%	—	—

※ 青枠は指標とした SO₂ : 7.5 ppb、NO₂ : 40 ppb、PM_{2.5} : 25 µg m⁻³ が
98 パーセンタイル以上となったもの

11.2.1 東京湾における ECA 設定の大気質改善への効果

(1) ECA for S 設定による大気質改善効果

ECA for S 設定による大気質改善効果を① SO₂ 及び② PM_{2.5} の大気中濃度の変化から算定した。

① SO₂

各シナリオにおける東京湾内での SO₂ 排出量及び A0 からの削減量を表 11.2-3 にまとめた。ECA for S (燃料中の S 分 0.1 %) の設定シナリオ (A3+・A3・A4) では、東京湾内における SO₂ 排出量は全て同じとなる。Global Switch (燃料中の S 分 0.5 %) の設定シナリオ (A2) における同 SO₂ 排出量は、ECA for S 設定シナリオよりも多くなる。

なお、ECA for S の設定を考慮した A3・A3+・A4 シナリオ下では、ECA 設定海域内の使用燃料だけが ECA for S であり、ECA 設定海域外における燃料中 S 分は A0 と同じである。他方、Global Switch の設定を考慮した A2 シナリオ下では、地方計算領域内の ECA 設定海域内外の使用燃料すべてが Global Switch の対象であり、それに伴い SO₂ 排出強度も A0 のものより小さくなる。

表 11.2-3 各将来シナリオの東京湾内における SO₂ 排出量

将来シナリオ	東京湾内における SO ₂ 排出量 (ton/year)	A0 からの削減量 (Δton/year)
A0	15,144	-
A2	3,977 (26.3%)	11,167
A3・A3+・A4	804 (5.3%)	14,340

※ カッコ内の%値は A0 排出量に対する割合

図 11.2-1 に、関東計算領域における SO₂ 濃度の年平均値 (A0) 及び A0 シナリオからの減少分 (その他シナリオ) を示した。A2・A3・A3+・A4 シナリオのいずれにおいても A0 シナリオと比較すれば年平均 SO₂ 濃度の減少が見られ、横浜港、川崎港、東京港周辺においてその減少は大きくなる結果を示した。地方計算領域まで空間解像度を向上させることで、このような局所的な改善効果の把握が可能となる。

ECA for S 導入の A3・A3+・A4 シナリオと Global Switch 設定シナリオの A2 シナリオとでは、東京湾内及びその陸上沿岸部における A0 シナリオからの濃度減少とその範囲には大きな違いはないと考えられた。

Global Switch 導入の A2 シナリオでは、東京湾内外の使用燃料すべての S 分が 0.5 % 以下に規制されるため、東京湾に限らず広い海域において SO₂ 濃度の減少が出現した。しかしながら、その濃度減少は年平均値で 1.0 ppb 以下と僅かであった。

図 11.2-2に、関東計算領域において日平均 SO₂ 濃度が WHO 指針値：7.5 ppb を超えた日数及びその範囲を将来シナリオ毎に示した。図中の凡例の最小値が 8 日以上となっているため、色の付いた範囲が表 11.1-3に示した評価手法に適合しなかった領域を示しており、シナリオ間におけるその領域の範囲や絶対値の変化が大気質改善効果を意味する。ただし、国内における SO₂ 濃度の環境基準（日平均濃度で 40ppb）は概ね達成されている状況にある。

Global Switch 導入の A2 シナリオ、ECA for S 導入の A3・A3+・A4 シナリオのいずれにおいても、A0 シナリオで出現した東京湾内及びその陸上沿岸部における不適合領域が広く消滅した。また、不適合領域の消滅とはならないまでも、その絶対値（日平均値が 7.5 ppb 以上となった日数）が減少した領域が陸上沿岸部の広い範囲で確認できた。Global Switch 導入の A2 シナリオと ECA for S 導入の A3・A3+・A4 シナリオとを比較すると、東京湾内及びその周辺では ECA for S 導入の A3・A3+・A4 シナリオの方が Global Switch 導入の A2 シナリオより日数の減少が大きいが、逆に東京湾外（例えば大島の北側海域や房総半島の南東海域）では Global Switch 導入の A2 シナリオの方が ECA for S 導入の A3・A3+・A4 シナリオより日数の減少グリッドが多い。

以上のことから、Global Switch 導入の A2 シナリオも ECA for S 導入の A3・A3+・A4 シナリオも、A0 シナリオと比較すると東京湾内の沿岸部において SO₂ 濃度に対する改善効果は大きいと考えるが、その効果は概ね同程度と考える。ただし、Global Switch の導入は 2020 年あるいは 2025 年であり、ECA for S の導入は 2015 年である。そのため、Global Switch 導入と ECA for S 導入では同程度の大気質改善効果であっても、その実現には最大で 10 年間の時間差が生じる点に留意する必要がある。

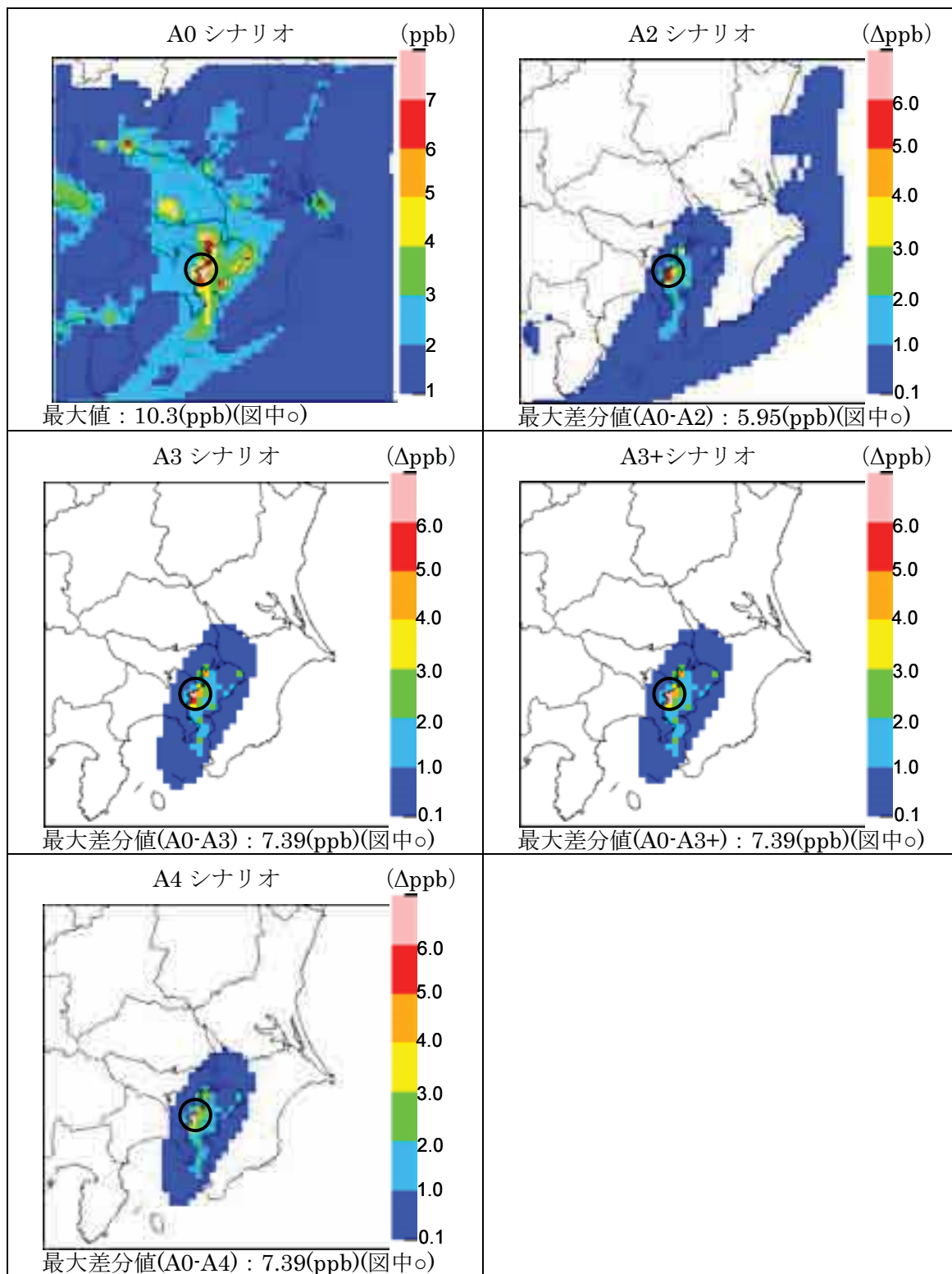


図 11.2-1 関東計算領域における SO₂ 濃度の年平均値 (A0) 及び A0 からの減少分 (その他シナリオ)

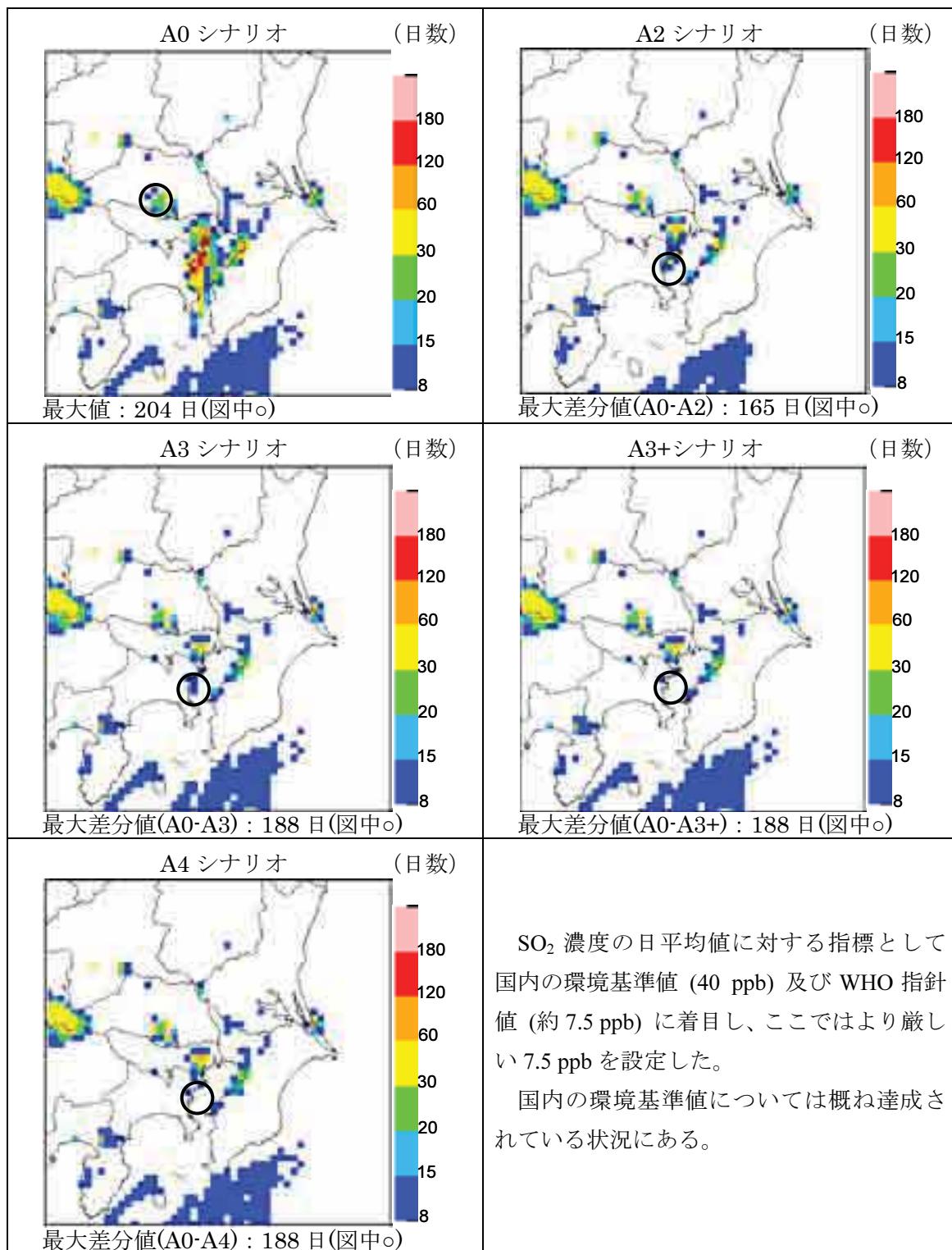


図 11.2-2 関東計算領域における日平均 SO₂ 濃度が WHO 指針値 : 7.5 ppb を超えた日数 (8 日以上 : 2%以上) 及びその範囲
(図下の最大日数は A0 : 超過日数の最大値、その他シナリオ : A0 との差分の最大値)

② PM_{2.5}

各シナリオにおける東京湾内での PM 排出量及び A0 からの削減量を表 11.2-4にまとめた。PM 排出係数は燃料中の S 分 (%) と希釈法における PM 排出係数 (g/kWh) の直線近似式から決定しているため、SO₂ 排出量と同様、ECA for S (燃料中の S 分 0.1 %) の設定シナリオ (A3+・A3・A4) では、東京湾内における PM 排出量は全て同じとなる。Global Switch (燃料中の S 分 0.5 %) の設定シナリオ (A2) における同 PM 排出量は、ECA for S 設定シナリオよりも多くなる。

なお、ECA for S の設定を考慮した A3・A3+・A4 シナリオ下では、ECA 設定海域内の使用燃料だけが ECA for S であり、ECA 設定海域外における燃料中 S 分は A0 と同じである。他方、Global Switch の設定を考慮した A2 シナリオ下では、地方計算領域内の ECA 設定海域内外の使用燃料すべてが Global Switch の対象であり、それに伴い PM 排出強度も A0 のものより小さくなる。

表 11.2-4 各将来シナリオの東京湾内における PM 排出量

将来シナリオ	東京湾内における PM 排出量 (ton/year)	A0 からの削減量 (Δton/year)
A0	2,588	-
A2	1,069 (41.3%)	1,519
A3・A3+・A4	636 (24.6%)	1,952

※ カッコ内の%値は A0 排出量に対する割合

図 11.2-3に、関東計算領域における PM_{2.5} 濃度の年平均値 (A0) 及び A0 シナリオからの減少分 (その他シナリオ) を示した。A2・A3・A3+・A4 シナリオのいずれにおいても A0 シナリオと比較すれば年平均 PM_{2.5} 濃度の減少が確認できた。しかしながら、Global Switch 導入の A2 シナリオでは、SO₂ で見られた東京湾外における濃度減少は PM_{2.5} 濃度では出現しなかった。

東京湾内における PM_{2.5} の濃度減少は、Global Switch 導入の A2 シナリオよりも ECA for S 導入の A3・A3+・A4 シナリオの方が大きい結果となった。しかしながら、その濃度減少はいずれのシナリオにおいても A0 の年平均濃度からみれば僅かなものであった。

図 11.2-4に、関東計算領域において日平均 PM_{2.5}濃度が WHO 指針値：25 µg m⁻³を超えた日数及びその範囲を将来シナリオ毎に示した。図中の凡例の最小値が 8 日以上となっているため、色の付いた範囲が表 11.1-3に示した評価手法に適合しなかった領域を示しており、シナリオ間におけるその領域の範囲や絶対値の変化が大気質改善効果を意味する。

Global Switch 導入の A2 シナリオ、ECA for S 導入の A3・A3+・A4 シナリオのいずれにおいても、東京湾中心のごく限られた範囲においてのみ不適合領域が消滅する結果となった。不適合領域の消滅には至らないまでもその絶対値（日平均値が 25 µgm⁻³以上となった日数）の減少は内陸でも確認できた。しかしながら、その濃度の改善効果は SO₂濃度のそれほど大きくはなく、シナリオ間における差もほとんど見られない結果となった。

以上のことから、Global Switch 導入の A2 シナリオも ECA for S 導入の A3・A3+・A4 シナリオも、PM_{2.5}濃度に関しては A0 シナリオに比較してあまり大きな改善効果はないと考えられる。これは、一般的に粒子はガスよりも長距離輸送されるため、大気中濃度に対する発生源の寄与は比較的広範囲に及ぶが、発生源近傍における寄与はその分だけ薄まったものであることに起因すると考えられた。

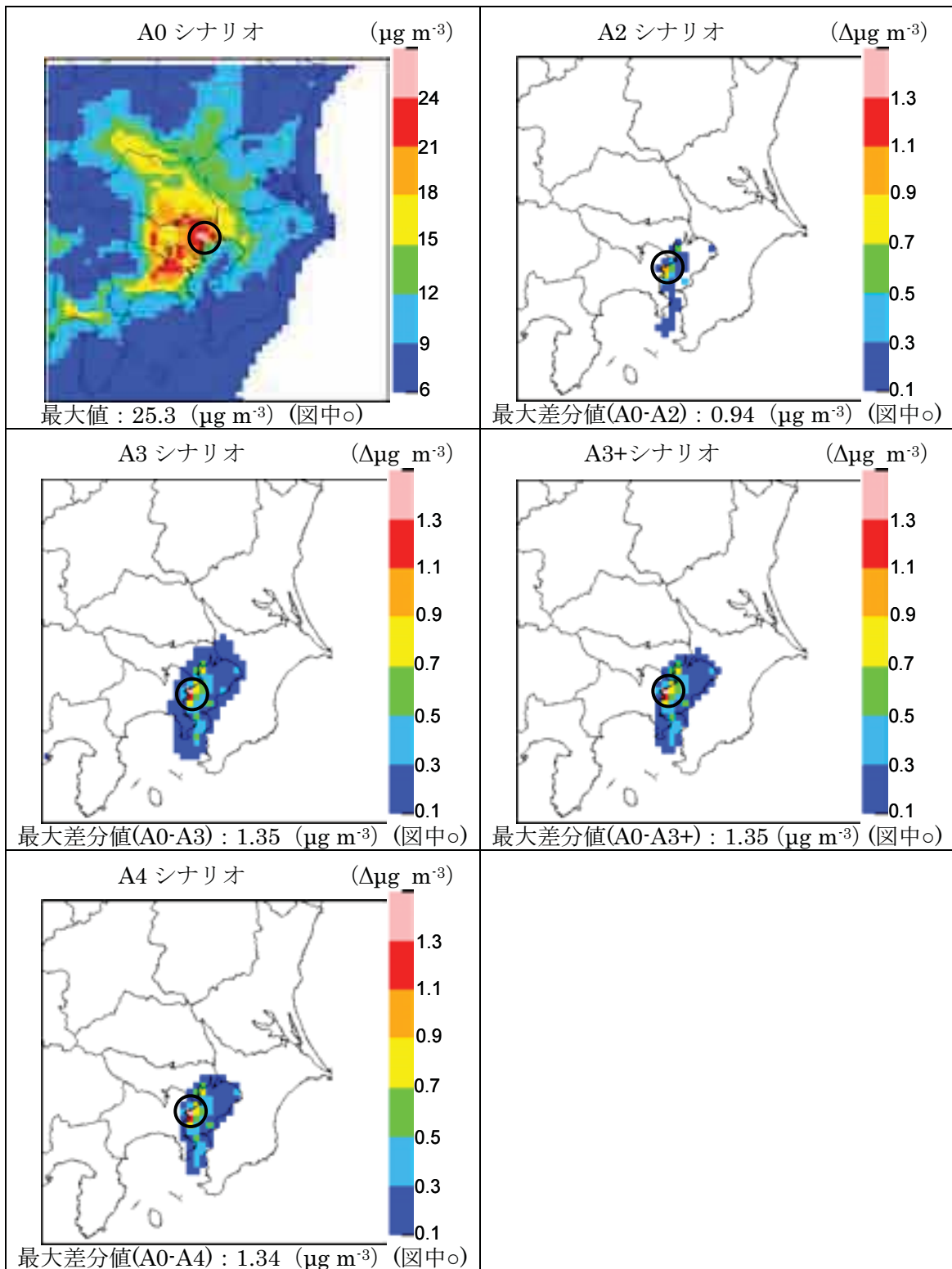


図 11.2-3 関東計算領域における PM_{2.5} 濃度の年平均値 (A0) 及び A0 からの
減少分 (その他シナリオ)

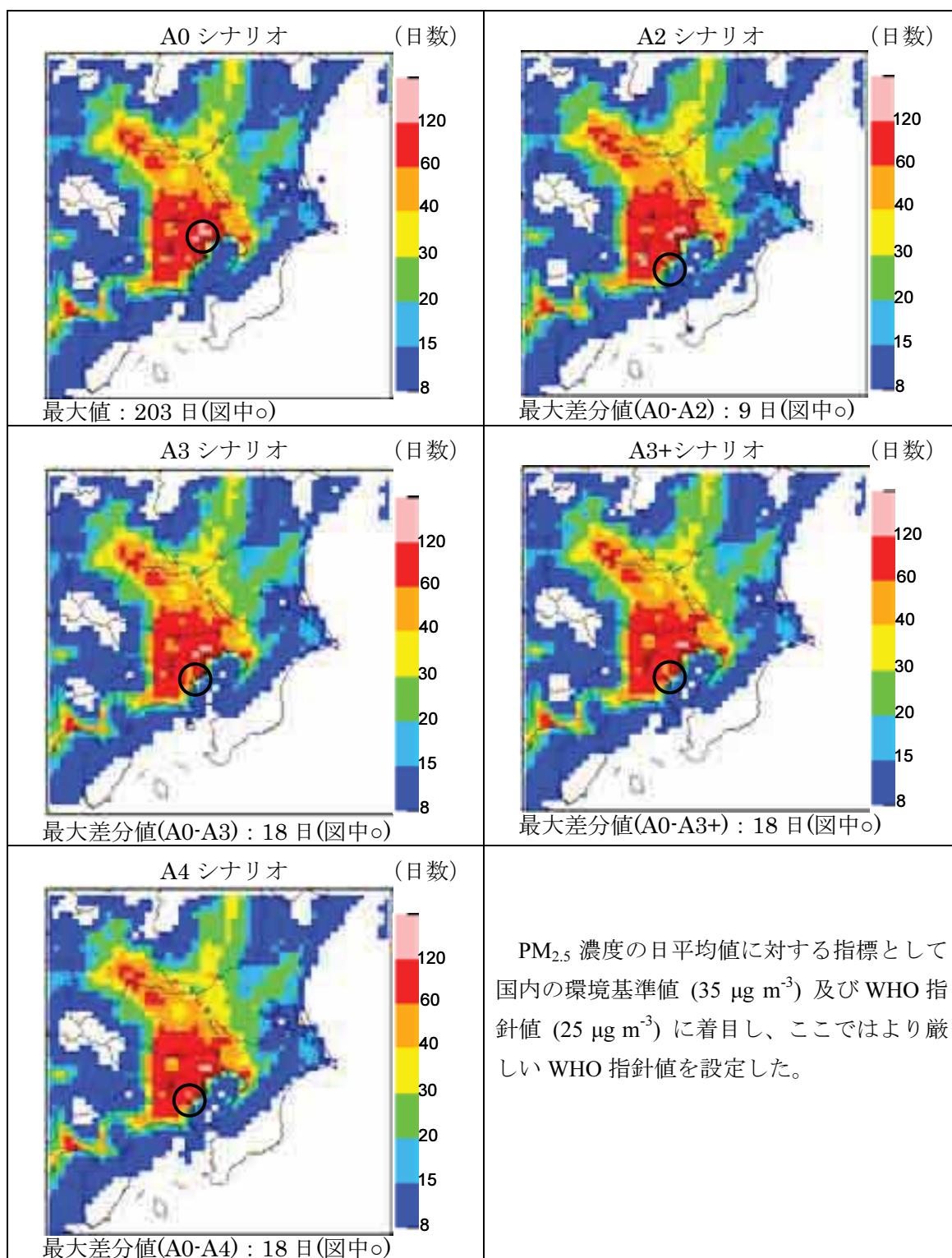


図 11.2-4 関東計算領域における日平均 PM_{2.5} 濃度が WHO 指針値：25 µg m⁻³ を超えた日数 (8 日以上：2%以上) 及びその範囲
(図下の最大日数は A0：超過日数の最大値、その他シナリオ：A0 との差分の最大値)

(2) ECA for N 設定による大気質改善効果

ECA for N 設定による大気質改善効果を① NO₂ 及び② O₃ の大気中濃度の変化から算定した。ECA for N は 2 次粒子の生成にも寄与するが、本報告書ではその改善効果は ECA for S においてのみ評価することとした。

① NO₂

各シナリオにおける東京湾内での NO_x 排出量及び A0 からの削減量を表 11.2-5 にまとめた。東京湾内における NO_x 排出量は、全ての船舶を Tier3 対象とした A3+ シナリオが最も少ない。同じ ECA for N 設定シナリオである A3 は、2020 年時点では Tier3 対象となる船舶が少ないため、A3+ に比べれば A0 からの NO_x 削減量は少ない結果となったが、ECA for N 設定シナリオではない A2 および A4 と比較すれば、その NO_x 削減量はそれぞれ約 3.6 倍及び 2.9 倍の大きさであった。A2 と A4 で見られる NO_x 削減量の差は C 重油燃料中の S 分削減時における Fuel NO_x の減少分に起因したものである (9.3.1 (3) 参照)。

東京湾外における船舶からの NO_x 排出量を関東計算領域内で積算した場合は A0・A3・A4 が 47.5 Gg year⁻¹、A2 が 44.5 Gg year⁻¹、A3+ が 29.6 Gg year⁻¹ である。東京湾外の NO_x 排出強度は、A3 及び A4 は A0 と同じであるが、A3+ では 130 kw より大きいディーゼルエンジン全てを Tier2 対象と想定して算出したものであり、A2 では Global Switch による -6% の Fuel NO_x の削減を加味したものとなっている。

表 11.2-5 各将来シナリオの東京湾内における NO_x 排出量

将来シナリオ	東京湾内における NO _x 排出量 (ton/year)	A0 からの削減量 (Δton/year)
A0	23,524	-
A2	22,646 (96.3%)	878
A3	20,575 (87.5%)	2,949
A3+	7,331 (31.2%)	16,193
A4	22,506 (95.7%)	1,018

※ カッコ内の%値は A0 排出量に対する割合

図 11.2-5に、関東計算領域における NO₂ 濃度の年平均値 (A0) 及び A0 シナリオからの減少分 (その他シナリオ) を示した。A0 での年平均濃度では、NO₂ は首都圏の中心から沿岸付近にかけて高濃度を示した。

Global Switch のみの A2 シナリオ及び ECA for S のみの A4 シナリオで算出された NO₂ の濃度減少は、A0 の年平均濃度からみれば僅かなものであった。ECA for N の設定を考慮した A3 シナリオでは、その濃度減少は A2 及び A4 シナリオよりも大きい、A0 の年平均濃度から見れば決して大きいものではない。しかしながら、全ての船舶が Tier3 対応機関を搭載していると想定した A3+シナリオでは、東京湾内におけるその濃度減少の程度は無視できないものとする。

図 11.2-6に、関東計算領域において日平均 NO₂ 濃度が国内の環境基準値 : 40 ppb を超えた日数及びその範囲を将来シナリオ毎に示した。図中の凡例の最小値が 8 日以上となっているため、色の付いた範囲が表 11.1-3に示した評価手法に適合しなかった領域を示しており、シナリオ間におけるその領域の範囲や絶対値の変化が大気質改善効果を意味する。

A3+シナリオでは、A0 シナリオで出現した東京都及び神奈川県沿岸付近における不適合領域が消滅、あるいは消滅しない場合であってもその絶対値 (日平均値が 40 ppb 以上となった日数) が減少したことを確認できる。他方、A2・A3・A4 シナリオでは、A0 シナリオからの改善効果を明確に示した結果にはなっておらず、かつシナリオ間においてもその改善効果の差は大きくはなかった。

以上のことから、全ての船舶が Tier3 対応機関を搭載していると想定した A3+シナリオでは NO₂ 濃度に対する改善効果は大きいと考えるが、それ以外のシナリオについては大きな効果はないものと考えられる。

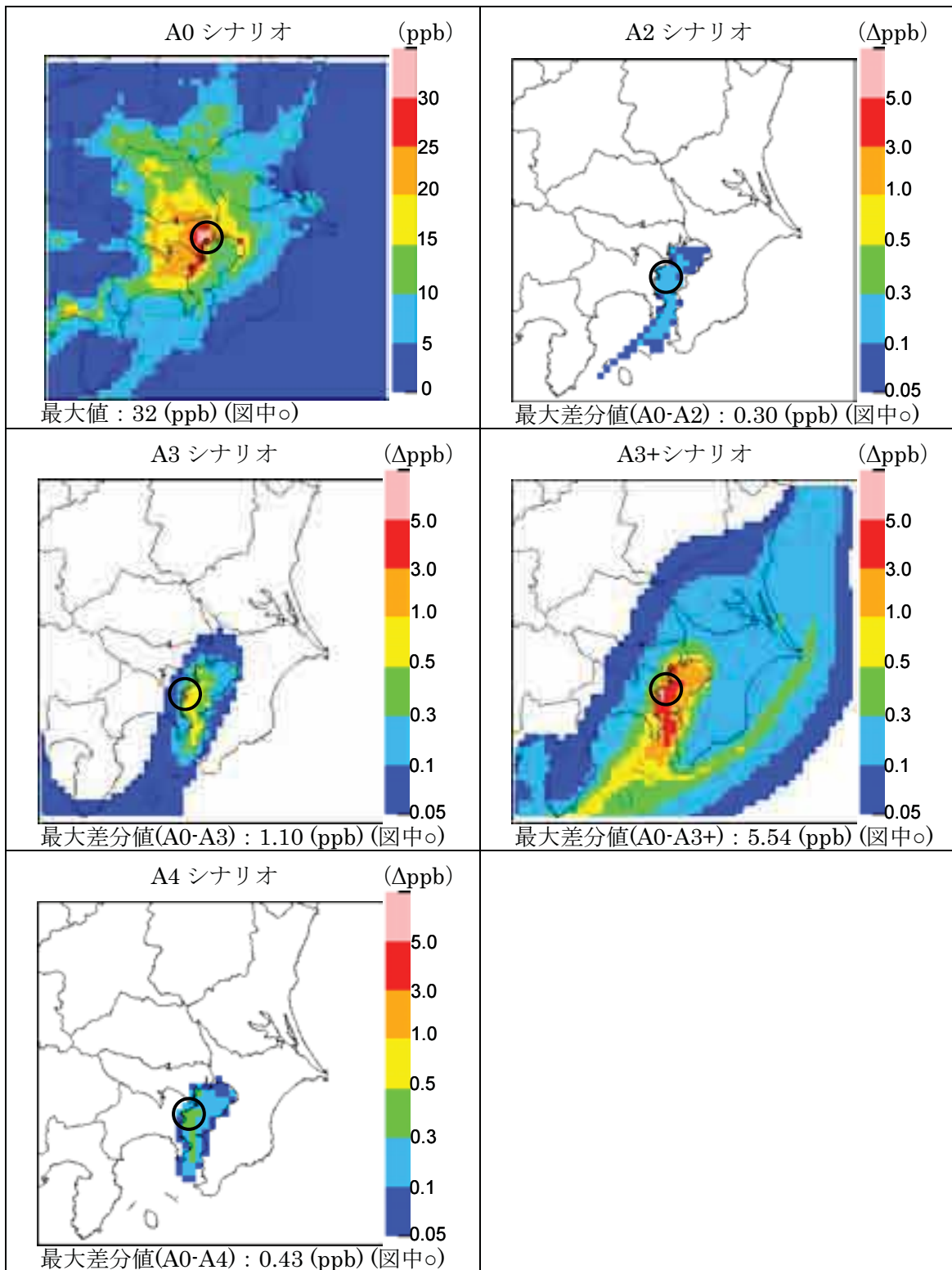


図 11.2-5 関東計算領域における NO₂ 濃度の年平均値 (A0) 及び A0 からの
減少分 (その他シナリオ)

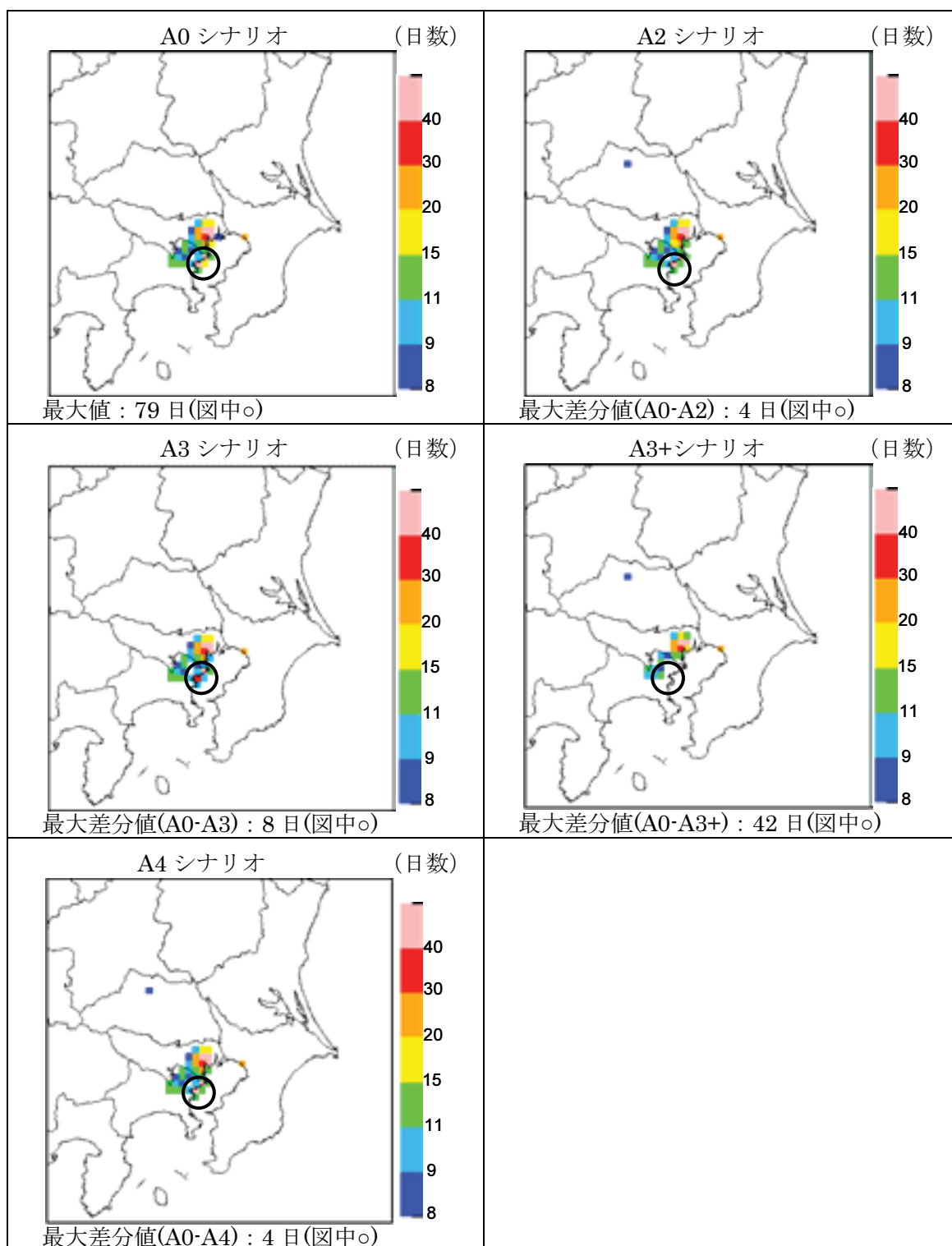


図 11.2-6 関東計算領域における日平均 NO₂ 濃度が環境基準値 : 40 ppb を超えた

日数 (8 日以上 : 2%以上) 及びその範囲

(図下の最大日数は A0 : 超過日数の最大値、その他シナリオ : A0 との差分の最大値)

② 光化学オキシダント

図 11.2-7に、関東計算領域における O₃ 濃度の年平均値 (A0) 及び A0 シナリオからの減少分 (その他シナリオ) を示した。

Global Switch のみの A2 シナリオ及び ECA for S かつ全ての船舶が Tier3 対応機関を搭載していると想定した A3+シナリオでは、A0 シナリオと比較して逆に年平均 O₃ 濃度が広範囲で上昇する結果となった。各シナリオにおける東京湾外の NO_x 排出強度は、A3 及び A4 シナリオは A0 シナリオと同じであるが、A3+シナリオでは 130 kw より大きいディーゼルエンジン全てを Tier2 対象と想定して算出したものであり、A2 シナリオでは Global Switch による-6%の Fuel NO_x の削減を加味したものとなっている。その NO_x 排出強度の大きさは「A0 = A3 = A4 > A2 > A3+」となっている。これにより、A2 および A3+シナリオでは、東京湾外の海上において O₃ を消滅させる NO 排出量が A0 シナリオよりも少なかったため O₃ 濃度が上昇したと考えられる。ただし、これらシナリオで見られた O₃ 濃度の増減は、A0 における O₃ の年平均濃度から見れば僅かなものであった。

図 11.2-8に、関東計算領域において O₃ 濃度の 1 時間値が 120 ppb 以上となった年間の時間数 (A0) 及び A0 シナリオとの差分 (その他シナリオ) を示した。図中の凡例は時間数であるが、A0 シナリオは同シナリオにおける大気質シミュレーション結果において 1 時間値が 120 ppb 以上となった年間の時間数を、その他シナリオは 120 ppb 以上となった時間数において A0 シナリオとの差分を示したものである。つまり、マイナス値は A0 シナリオよりも 120 ppb 以上となった時間数が増加したことを意味している。

東京湾内における A0 シナリオからの NO_x 削減量は表 11.2-5に示した通り「A3+ > A3 > A4 > A2」である。東京湾内において最も NO_x 削減量の少ない A2 シナリオでは、広範囲にわたって 120 ppb 以上の時間数が増加してしまう結果となった。これは、A2 シナリオでは Global Switch によって東京湾外においても Fuel NO_x の削減を考慮しており、夏季において海側より流入する O₃ を消滅させる NO 排出量が A0 シナリオよりも少なかったことが要因として考えられる。ただし、東京湾外の NO_x 排出強度は A3+シナリオが最小となっているが、A3+シナリオでは A2 シナリオとは逆に広範囲にわたって 120 ppb 以上となった時間数が減少する結果を示した。これより、東京湾外の NO_x 排出強度を削減することがそのまま O₃ 濃度の増加につながるわけではないことが確認できた。

図 11.2-7で示した年平均濃度では、A2 及び A3+シナリオの双方で年平均 O₃ 濃度が上昇する結果となったが、これは図 11.1-1で示した VOCs-limited 領域の状態を強く反映したものと考えられる。他方、図 11.2-8で見られた A2 び A3+シナリオにおける 120 ppb 以上の時間数の逆転は、120 ppb を超えるような状況下では発生源遠方 (特に海上など) において NO_x-limited 領域に変化しつつあったものと考えられ、A3+の NO_x 削減量で O₃ 濃度の減少に塚なったものと考えられる。このように、NO_x 削減の効果は O₃ 生成レジームの違いによって複雑に変化する。

東京湾内において最も NO_x 削減量の多い A3+シナリオでは、120 ppb 以上となった時間数の減少は広範囲に及ぶものの、首都圏ではその効果は小さく、かつ東京湾近傍では逆に 120 ppb 以上の時間数が増加する結果であった。ただし、本計算では将来における陸上起源の NO_x・NMVOC 排出量の削減対策を考慮していないため、実際の ECA for N 設定による O₃ 濃度の改善効果を算定したことにはならない。仮に陸上の NMVOC 排出量が将来において削減された場合には、ECA for N は O₃ 濃度の改善に寄与すると考えられる。A4 シナリオと A3 シナリオでは、NO_x 削減量の少ない A4 の方が O₃ 濃度の改善に広く寄与する結果となった。

以上より、O₃ 濃度についてはどのシナリオがもっとも効果的であるかは一概には言えず、NO_x 削減対策を施す範囲とその程度によって大きな違いを示すことが確認できた。

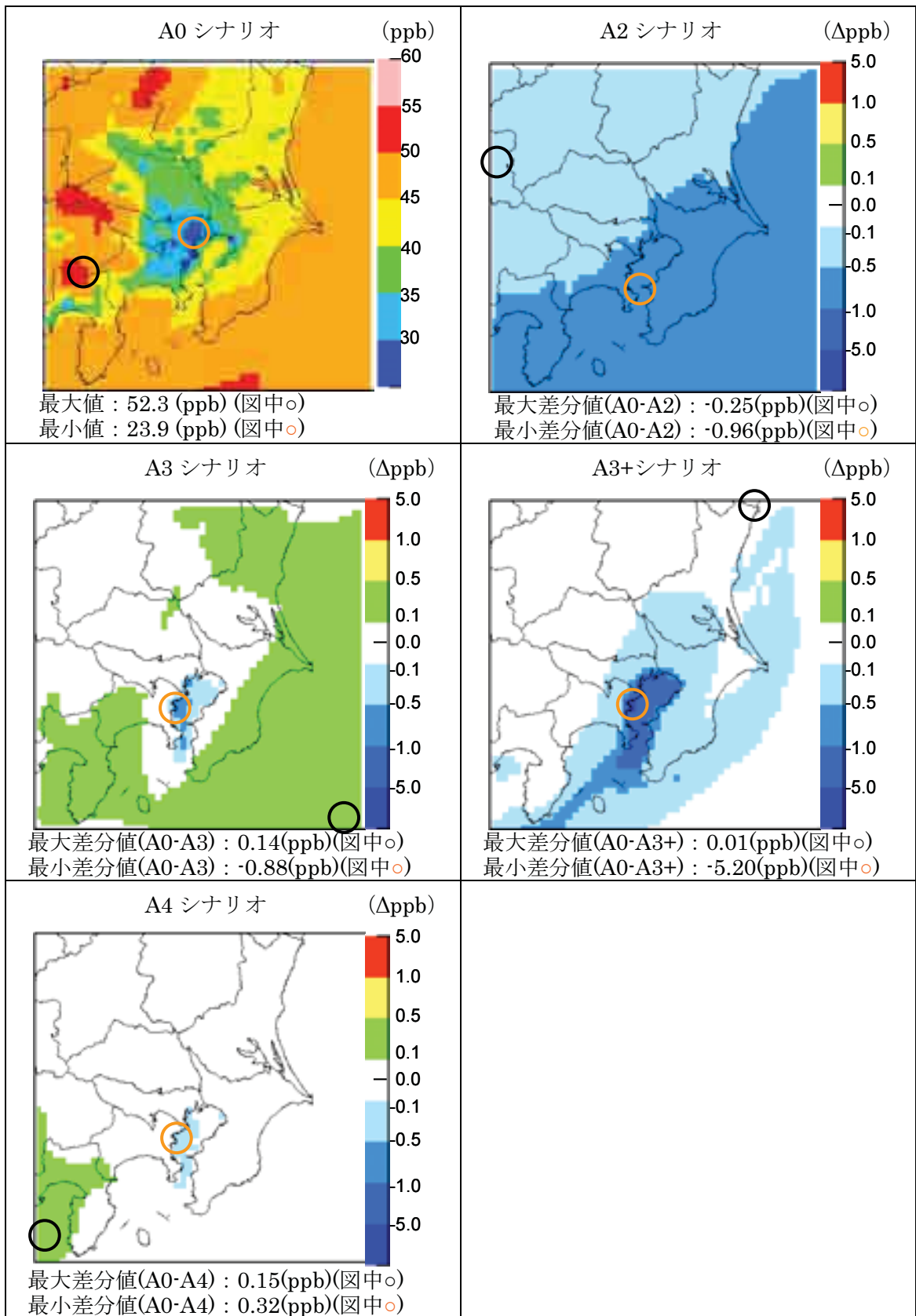


図 11.2-7 関東計算領域における O₃ 濃度の年平均値 (A0) 及び A0 からの減少分 (その他シナリオ)

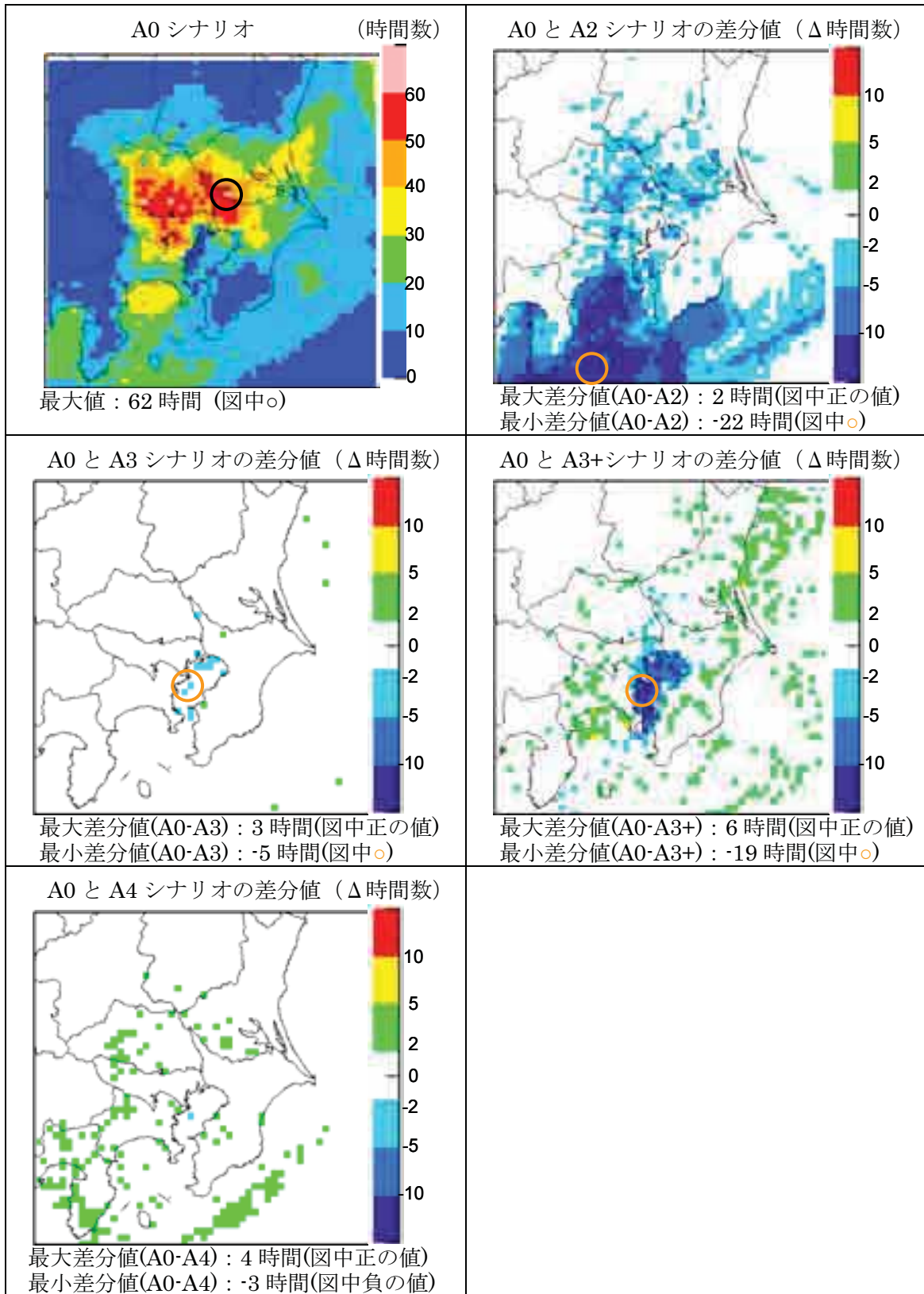


図 11.2-8 関東計算領域における O₃ 濃度の 1 時間値が 120 ppb 以上となった時間数 (A0) 及び A0 との差分 (その他シナリオ)

(3) 各将来シナリオにおける排出削減量とそれに対する大気環境改善効果の関係

各シナリオで期待される大気汚染物質の削減量と、期待される大気環境改善効果を比較することを目的として図 11.2-9 を作図した。同図は、横軸にはシナリオ毎に船舶排出量の割合について A0 シナリオとの割合を、縦軸にはシナリオ毎に年平均値濃度及び超過日数の改善割合をプロットしたものである。ただし、横軸は東京湾内における船舶排出量の積算値を示しており、縦軸は計算領域内で削減効果（濃度あるいは超過日数の減少分）が最も大きく計算されたグリッドの値を抽出したものである。なお、O₃ は各シナリオにおける NO_x 排出量の削減効果をのみで評価することは適切ではないため、ここでは作図の対象とはしなかった（11.2.1 (2) ②を参照）。

一般的に、大気中で光化学反応、沈着及び粒子化により保存されない大気汚染物質については、その排出量と大気濃度は非線形の関係にあるが、発生源近傍ではこのような非線形の効果が無視できるため、それらの関係は線形に近づく。そのため、図 11.2-9 において、一次排出される SO₂ 及び NO₂ では排出量と、年平均値濃度及び超過日数の割合で見ると大気環境改善効果の関係は線形に近い結果となった。他方、PM_{2.5} には大気中で生成される 2 次粒子が含まれるため、SO₂ 及び NO₂ と比較してその線形性は小さくなることに起因する結果となった。

ECA for S によって改善効果が得られる SO₂ 及び PM_{2.5} では、濃度あるいは超過日数の減少分が最も大きく計算されたグリッドはいずれのシナリオでも横浜港湾内の同一グリッドであった。他方、ECA for N によって改善効果が得られる NO₂ では、濃度及び超過日数の減少分は同じグリッドにおいて出現したものの、その出現場所はシナリオ毎で異なる結果となった。しかしながら、いずれのシナリオもその出現グリッドは近接しており、かつ横浜港湾内で出現した。このことは、同出現グリッドにおいては、対象となるグリッドだけでなくその近傍グリッドを含めて船舶からの排出寄与度が大きく結果としての改善効果も大きいことを示している。

濃度及び超過日数の改善割合を見た場合、SO₂ では「年平均濃度」は 30% 弱まで、「指針値を超過した日数」は約 3% まで減少（環境基準に適合）した。他方、PM_{2.5} では A3+ シナリオで排出量を約 25% に削減したとしても「年平均濃度」は約 90% 程度まで、「指針値を超過した日数」は約 60% まで減少するに留まり、SO₂ ほど ECA for S の排出量削減による環境改善効果が期待できない結果となった。NO₂ では、A3+ シナリオで排出量を約 30% に削減しても「年平均濃度」は約 80% までしか低下しないが、「指針値を超過した日数」は 10% 以下にまで大きく減少（環境基準に適合）した。以上のことから、改善割合は「年平均濃度」よりも「指針値を超過した日数」で評価した場合の方が大きくなる結果となった。このように、今回排出データベースにおいて日変動を考慮した結果、大気質改善効果は平均値よりも高濃度域で大きく算定されることがわかる。今回、設定したように 98 パーセンタイル値で評価することが妥当であると考えられる。

ただし、ここで評価した改善割合は濃度及び超過日数の減少分が最も大きく計算されたグリッドの値から算定した結果であり、東京湾全体の平均的な大気質環境改善効果はこれより低く算定される点には留意されたい。

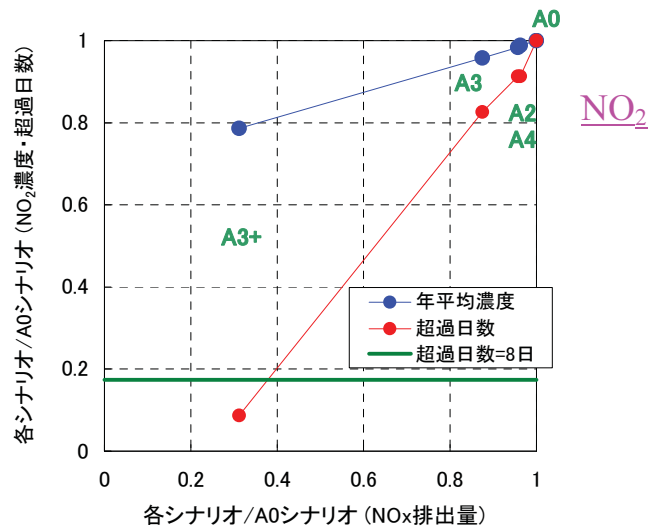
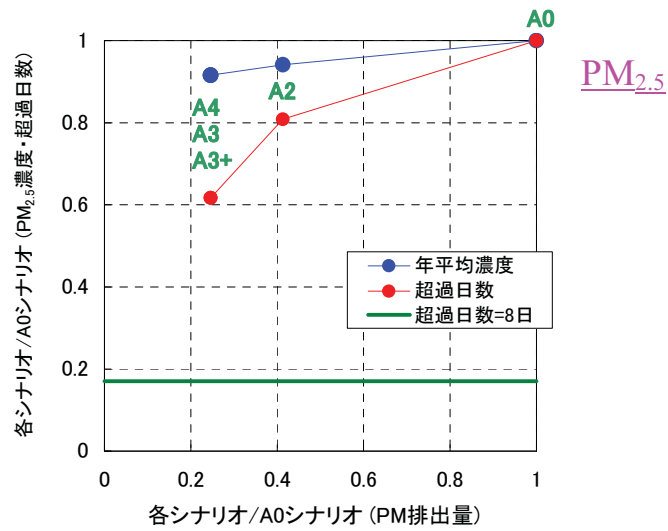
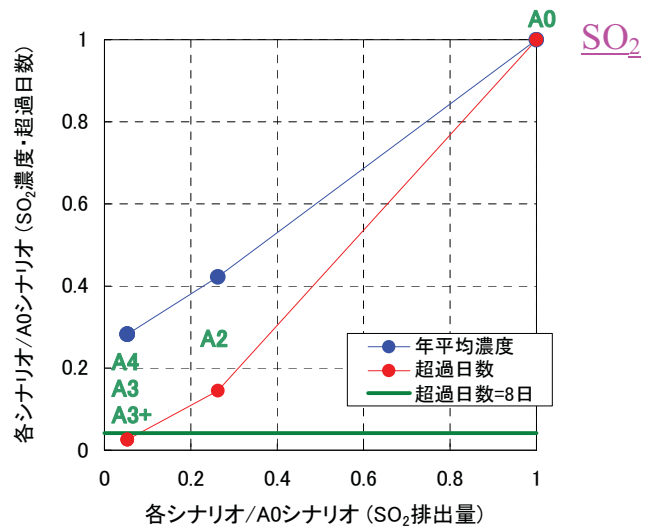


図 11.2-9 各シナリオの排出量削減によって期待できる大気質改善効果の比較

横軸：シナリオ毎の船舶排出量（東京湾内）の割合
 縦軸：シナリオ毎の濃度及び超過日数の改善割合。ただし削減効果が最も大きく計算されたグリッドの値

11.2.2 伊勢湾における ECA 設定の大気質改善への効果

(1) ECA for S 設定による大気質改善効果

ECA for S 設定による大気質改善効果を① SO₂ 及び② PM_{2.5} の大気中濃度の変化から算定した。

① SO₂

各シナリオにおける伊勢湾内での SO₂ 排出量及び A0 からの削減量を表 11.2-6 にまとめた。ただし、ここでは A3+ 及び A4 についてのみシミュレーションによる大気質改善効果の算定を実施した。

表 11.2-6 各将来シナリオの伊勢湾内における SO₂ 排出量

将来シナリオ	伊勢湾内における SO ₂ 排出量 (ton/year)	A0 からの削減量 (Δton/year)
A0	8,564	-
A2	2,509 (29.3%)	6,055
A3・A3+・A4	508 (5.9%)	8,056

※ カッコ内の%値は A0 排出量に対する割合

図 11.2-10に、中部計算領域における SO₂ 濃度の年平均値 (A0) 及び A0 シナリオからの減少分 (その他シナリオ) を示した。A3+・A4 シナリオともに ECA for S 設定シナリオであり、SO₂ 削減量が等しいため、年平均 SO₂ 濃度の減少分の大きさ及びその範囲に違いは確認できない。両シナリオともに、名古屋港周辺においてその減少は大きくなる結果を示した。

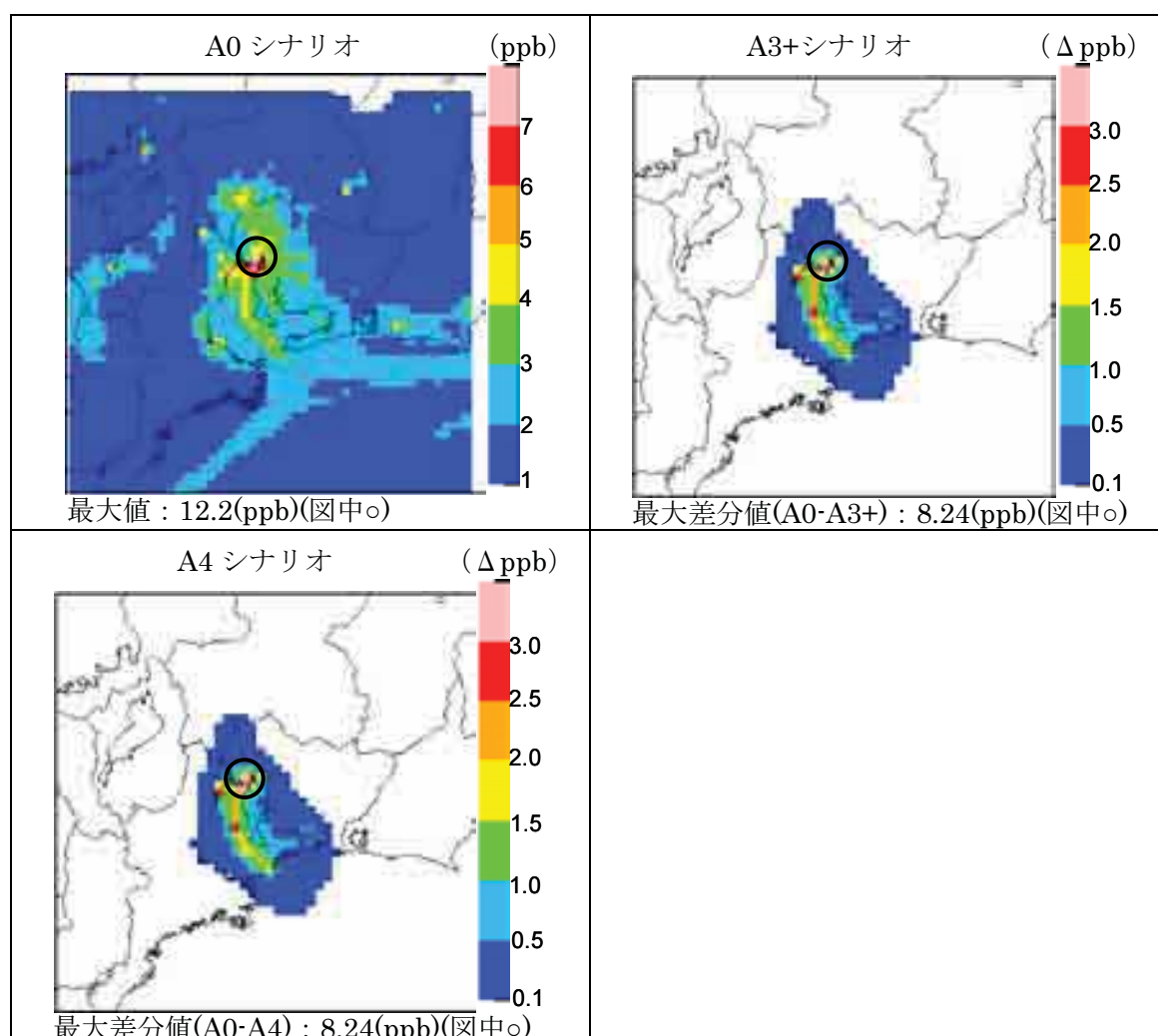


図 11.2-10 中部計算領域における SO₂ 濃度の年平均値 (A0) 及び A0 からの減少分 (その他シナリオ)

図 11.2-11に、中部計算領域において日平均 SO₂濃度が WHO 指針値：7.5 ppb を超えた日数及びその範囲を将来シナリオ毎に示した。図中の凡例の最小値が 8 日以上となっているため、色の付いた範囲が表 11.1-3に示した評価手法に適合しなかった領域を示しており、シナリオ間におけるその領域の範囲や絶対値の変化が大気質改善効果を意味する。ただし、国内における SO₂濃度の環境基準（日平均濃度で 40ppb）は概ね達成されている状況にある。

A3+・A4 シナリオともに ECA for S 設定シナリオであるため、日平均 SO₂濃度を対象とした大気改善効果に差は見られない。A0 との差分値の最大も同じ場所で 241 日と同じ値となった。ECA for S を設定することによって、A0 シナリオで出現した伊勢湾内及びその陸上沿岸部における不適合領域が広く消滅した。また、不適合領域の消滅とはならないまでも、その絶対値（日平均値が 7.5 ppb 以上となった日数）が減少した領域が陸上沿岸部の広い範囲で確認できた。陸上排出現に起因する不適合領域も存在するが、同海域において SO₂濃度に対する ECA for S の設定効果は大きいと考える。

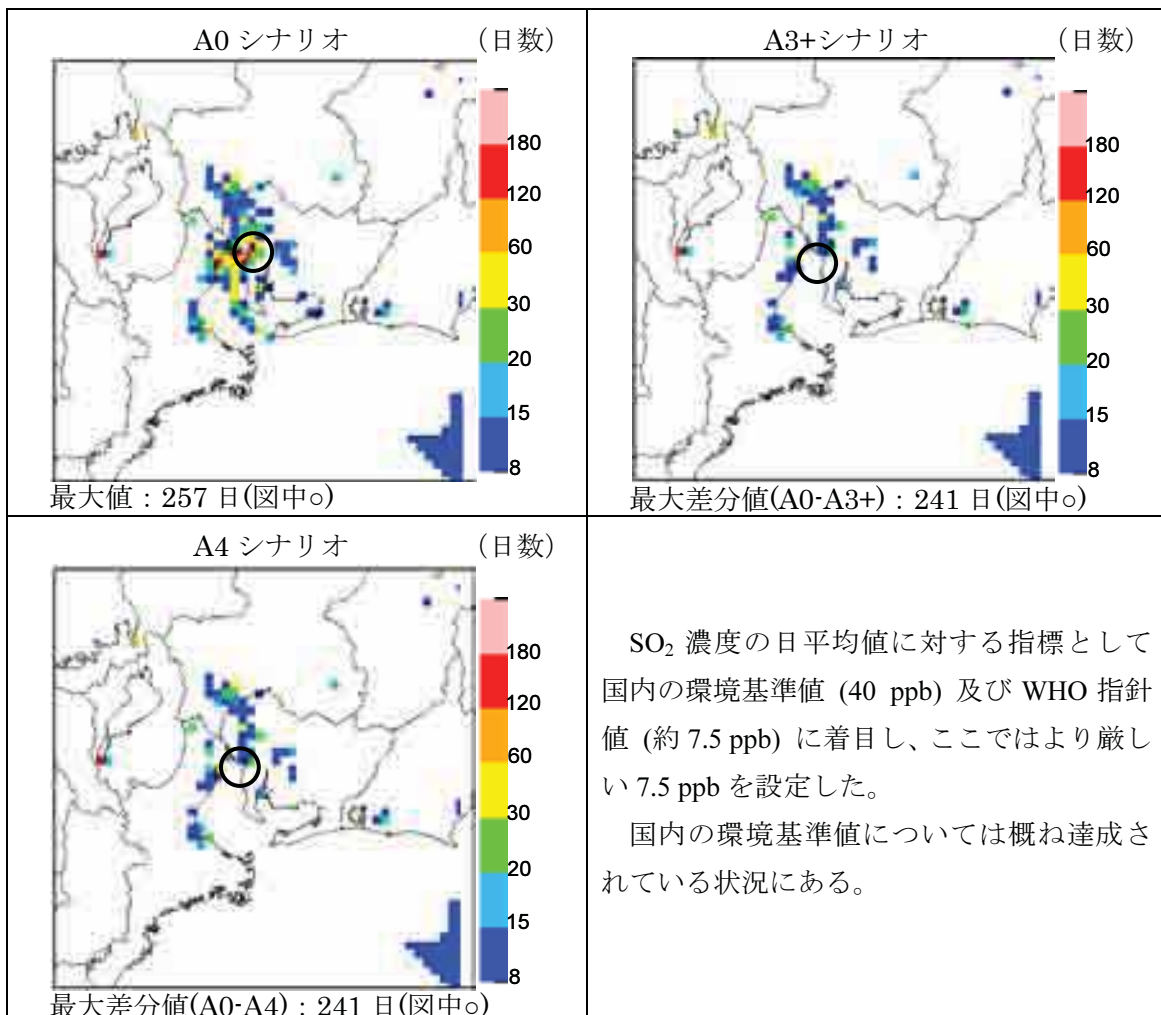


図 11.2-11 中部計算領域における日平均 SO₂濃度が WHO 指針値：7.5 ppb を超えた日数 (8 日以上：2%以上) 及びその範囲
(図下の最大日数は A0：超過日数の最大値、その他シナリオ：A0 との差分の最大値)

② PM_{2.5}

各シナリオにおける伊勢湾内での PM 排出量及び A0 からの削減量を表 11.2-7にまとめた。ただし、ここでは A3+及び A4 についてのみシミュレーションによる大気質改善効果の算定を実施した。

表 11.2-7 各将来シナリオの伊勢湾内における PM 排出量

将来シナリオ	伊勢湾内における PM 排出量 (ton/year)	A0 からの削減量 (Δton/year)
A0	1,527	-
A2	701 (45.9%)	826
A3・A3+・A4	425 (27.8%)	1,102

※ カッコ内の%値は A0 排出量に対する割合

図 11.2-12に、中部計算領域における PM_{2.5} 濃度の年平均値 (A0) 及び A0 シナリオからの減少分 (その他シナリオ) を示した。A3+・A4 シナリオともに ECA for S 設定シナリオであり、PM 削減量は等しいが、年平均 PM_{2.5} 濃度の減少分は A3+の方が大きい。ただし、両シナリオともその減少分は A0 シナリオの年平均濃度からみれば僅かであった。

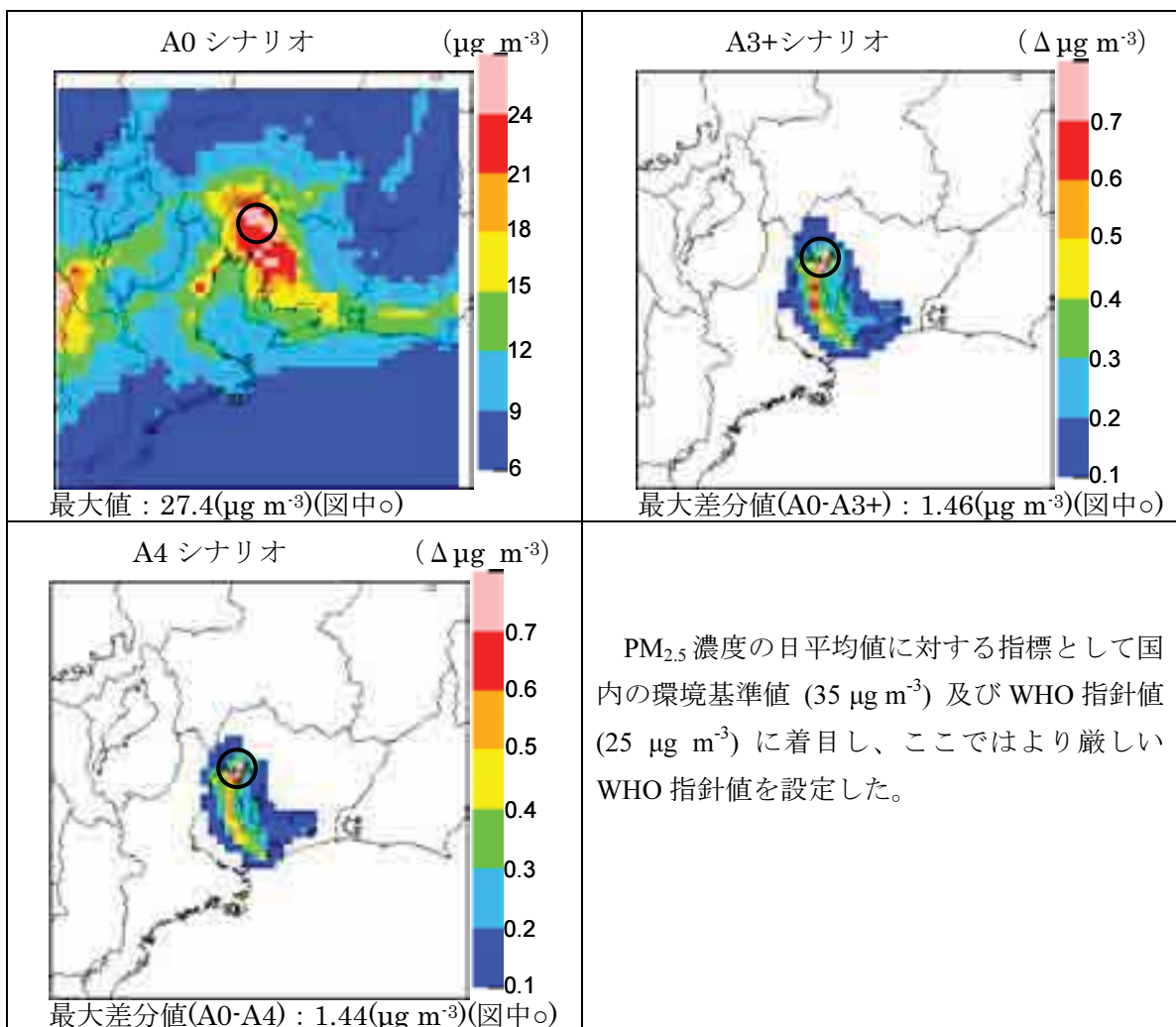


図 11.2-12 中部計算領域における PM_{2.5} 濃度の年平均値 (A0) 及び A0 からの減少分 (その他シナリオ)

図 11.2-13に、中部計算領域において日平均 PM_{2.5} 濃度が WHO 指針値：25 μg m⁻³ を超えた日数及びその範囲を将来シナリオ毎に示した。図中の凡例の最小値が 8 日以上となっているため、色の付いた範囲が表 11.1-3に示した評価手法に適合しなかった領域を示しており、シナリオ間におけるその領域の範囲や絶対値の変化が大気質改善効果を意味する。

両シナリオともに、不適合領域の消滅は確認できず、かつ絶対値（日平均値が 25 μg m⁻³ 以上となった日数）の減少も A0 における超過日数から比べればわずかなものであった。その濃度の改善効果は SO₂ 濃度のそれほど大きくはなく、ECA for S 設定による PM_{2.5} 濃度の改善効果は大きくないと考えられる。

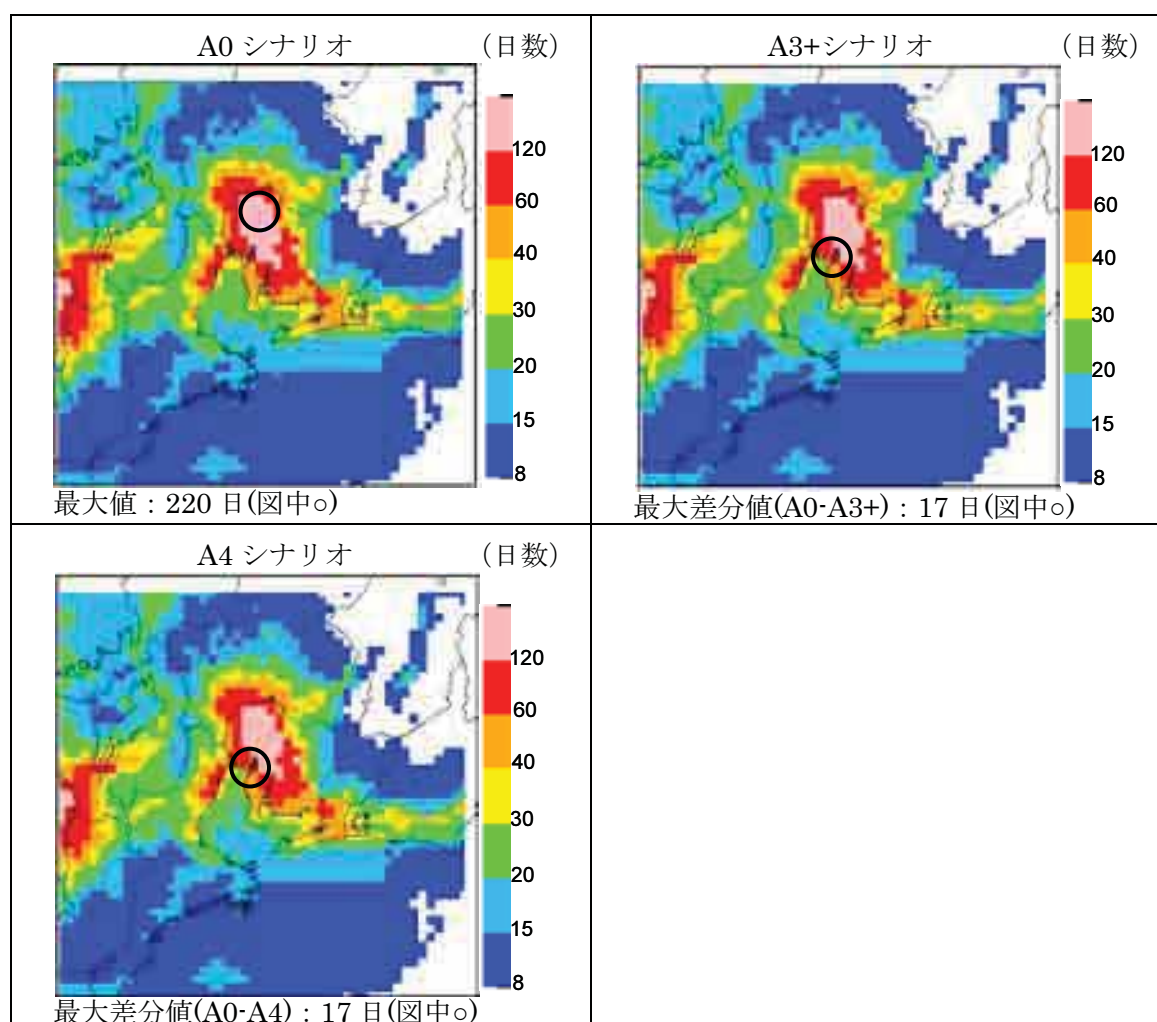


図 11.2-13 中部計算領域における日平均 PM_{2.5} 濃度が WHO 指針値：25 μg m⁻³ を超えた日数 (8 日以上：2%以上) 及びその範囲
(図下の最大日数は A0：超過日数の最大値、その他シナリオ：A0 との差分の最大値)

(2) ECA for N 設定による大気質改善効果

ECA for N 設定による大気質改善効果を① NO₂ 及び② O₃ の大気中濃度の変化から算定した。ECA for N は 2 次粒子の生成にも寄与するが、本報告書ではその改善効果は ECA for S においてのみ評価することとした。

① NO₂

各シナリオにおける伊勢湾内での NO_x 排出量及び A0 からの削減量を表 11.2-8 にまとめた。ただし、ここでは A3+ 及び A4 についてのみシミュレーションによる大気質改善効果の算定を実施した。

伊勢湾外の NO_x 排出強度は、A4 は A0 と同じであるが、A3+ では 130 kw より大きいディーゼルエンジン全てを Tier2 対象と想定して算出したものであり、A4 及び A0 のそれよりも小さい値となっている。

表 11.2-8 各将来シナリオの伊勢湾内における NO_x 排出量

将来シナリオ	伊勢湾内における NO _x 排出量 (ton/year)	A0 からの削減量 (Δton/year)
A0	16,188	-
A2	15,710 (97.0%)	478
A3	14,337 (88.6%)	1,851
A3+	5,981 (36.9%)	10,207
A4	15,633 (96.6%)	555

※ カッコ内の%値は A0 排出量に対する割合

図 11.2-14に、中部計算領域におけるNO₂濃度の年平均値 (A0) 及びA0シナリオからの減少分 (その他シナリオ) を示した。全ての船舶が Tier3 対応機関を搭載していると想定した A3+シナリオでは、伊勢湾内において明確な濃度減少が確認できるとともに、大阪湾外においても 130 kw より大きいディーゼルエンジン全てを Tier2 対象としたため、その濃度減少は広範囲で出現した。これに対し、ECA for N を設定しない A4 シナリオでの濃度減少は、A0 の年平均濃度からみれば僅かなものであった。

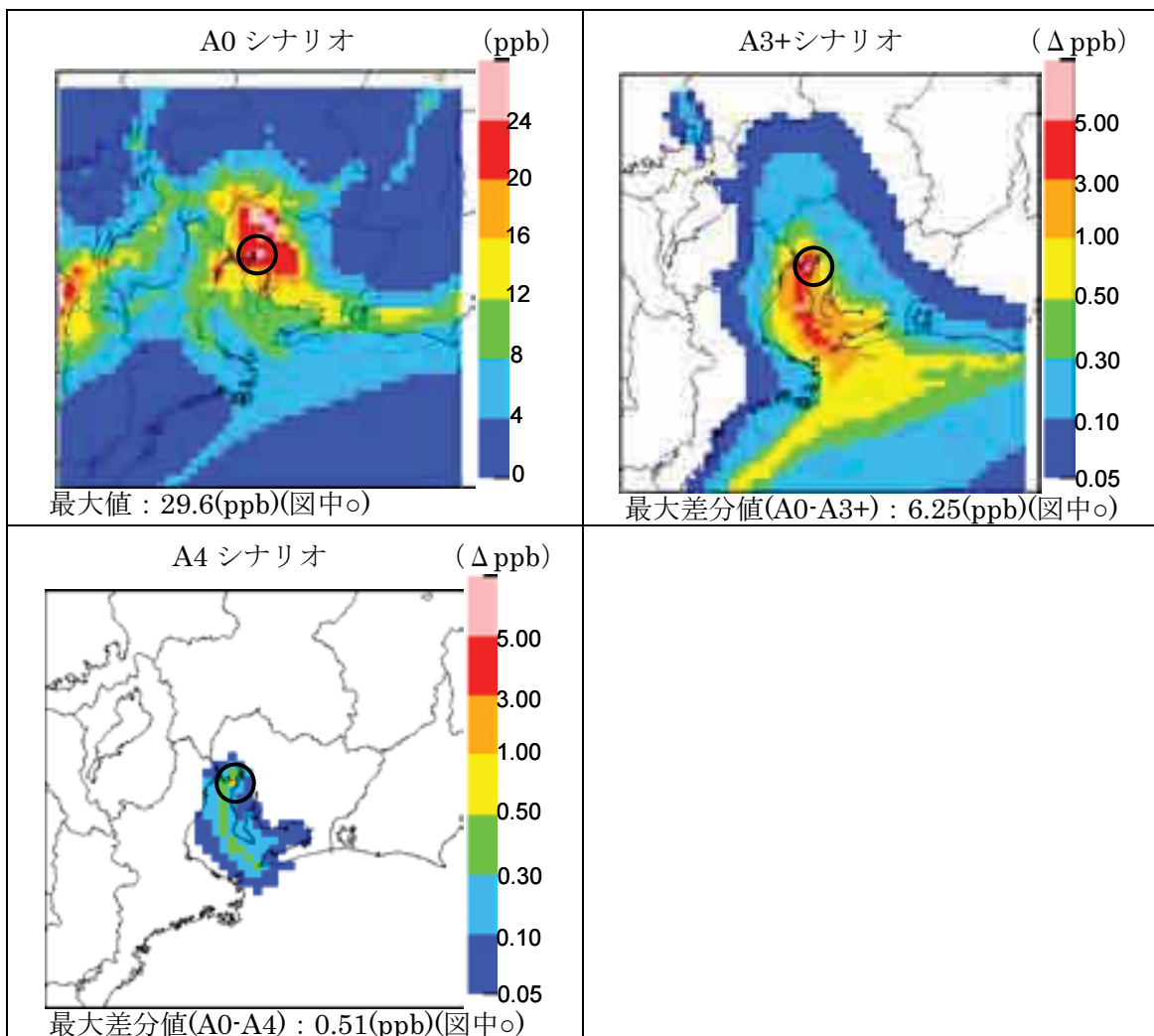


図 11.2-14 中部計算領域におけるNO₂濃度の年平均値 (A0) 及びA0からの減少分 (その他シナリオ)

図 11.2-15に、中部計算領域において日平均 NO₂ 濃度が国内の環境基準値：40 ppb を超えた日数及びその範囲を将来シナリオ毎に示した。図中の凡例の最小値が 8 日以上となっているため、色の付いた範囲が表 11.1-3に示した評価手法に適合しなかった領域を示しており、シナリオ間におけるその領域の範囲や絶対値の変化が大気質改善効果を意味する。

A4 シナリオでは NO_x 削減量が僅かであったため、A0 シナリオからの改善効果は明確には確認できない結果となった。A3+シナリオでは、A0 シナリオで出現した不適合領域の消滅は名古屋港沿岸のごく限られた範囲で確認できたが、依然として陸上排出現に起因すると考えられる不適合領域が都市部を中心に存在した。これは、A3+での NO_x 削減量が十分ではないと評価するよりも、船舶排出量に起因した NO₂ 濃度の不適合領域が名古屋港沿岸に限られたものであったと考えることができる。

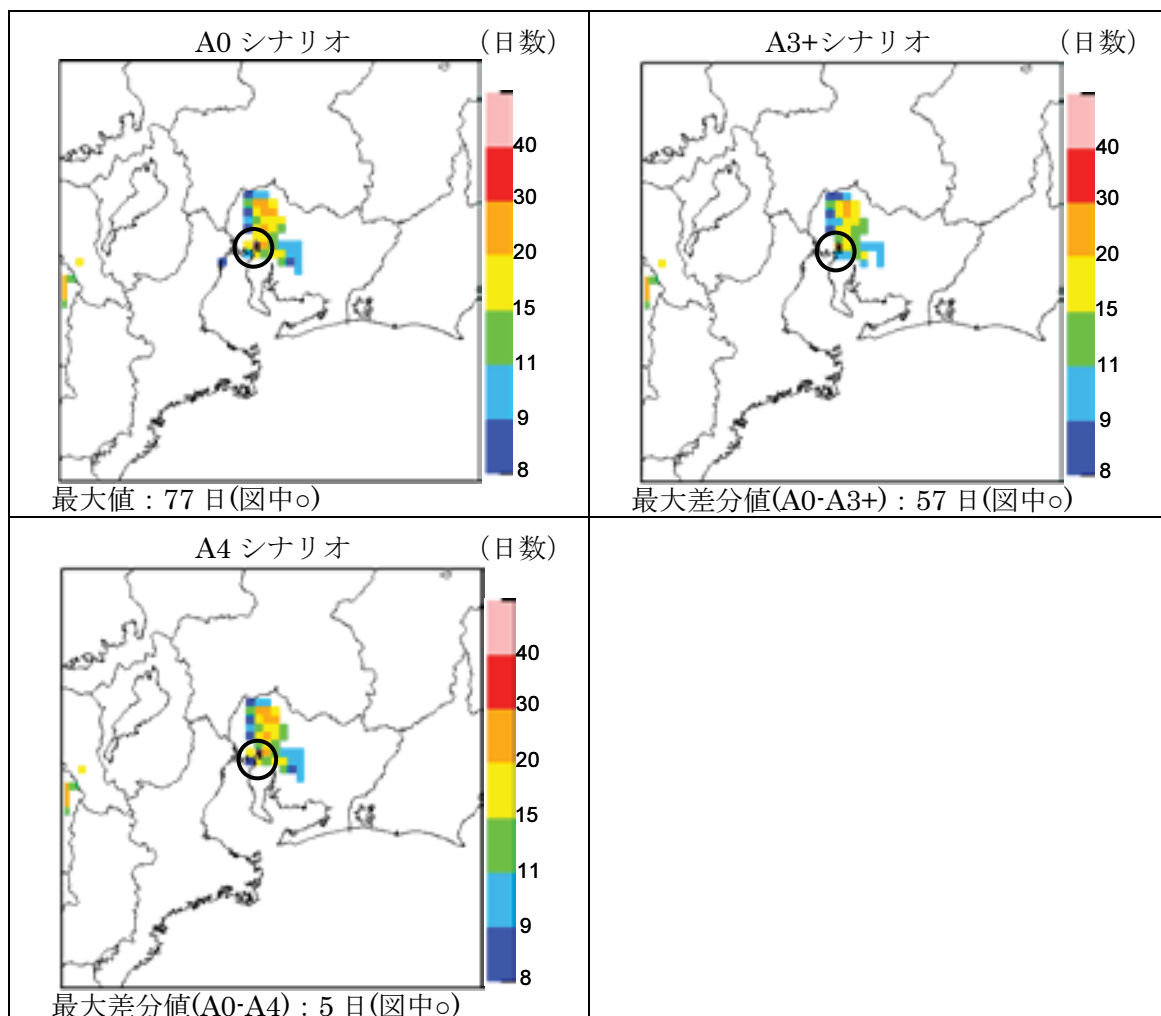


図 11.2-15 中部計算領域における日平均 NO₂ 濃度が環境基準値：40 ppb を超えた日数 (8 日以上：2%以上) 及びその範囲 (図下の最大日数は A0：超過日数の最大値、その他シナリオ：A0 との差分の最大値)

② 光化学オキシダント

図 11.2-16に、中部計算領域における O₃ 濃度の年平均値 (A0) 及び A0 シナリオからの減少分 (その他シナリオ) を示した。全ての船舶が Tier3 対応機関を搭載していると想定した A3+シナリオでは、A0 シナリオと比較して伊勢湾内を中心に広範囲において年平均 O₃ 濃度が上昇する結果となった。A4 シナリオでは A0 シナリオから大きな変化はなく、伊勢湾内でわずかに年平均 O₃ 濃度の上昇が確認できる結果となった。両シナリオともに伊勢湾内では O₃ を消滅させる NO 排出量が A0 シナリオよりも少ないため、その近傍において O₃ 濃度が上昇したと考えられる。ただし、これらシナリオで見られた O₃ 濃度の増減は、A0 における年平均 O₃ 濃度から見れば僅かなものであった。

図 11.2-17に、中部計算領域において O₃ 濃度の 1 時間値が 120 ppb 以上となった年間の時間数 (A0) 及び A0 シナリオとの差分 (その他シナリオ) を示した。図中の凡例は時間数であるが、A0 シナリオは同シナリオにおける大気質シミュレーション結果において 1 時間値が 120 ppb 以上となった年間の時間数を、その他シナリオは 120 ppb 以上となった時間数において A0 シナリオとの差分を示したものである。つまり、マイナス値は A0 シナリオよりも 120 ppb 以上となった時間数が増加したことを意味している。

A3+シナリオでは、伊勢湾外における 130 kw より大きいディーゼルエンジン全てを Tier2 対象としたことも影響し、120 ppb 以上となった時間数の減少は広範囲に及ぶ結果となった。しかしながら、陸上で見た場合はその効果は小さく、かつ名古屋港付近では逆に 120ppb 以上の時間数が増加する結果となった。

A4 シナリオでの NO_x 削減は、伊勢湾内での ECA for S 設定による-7%の Fuel NO_x の削減であるが、その効果は陸上において O₃ 濃度が 120 ppb 以上となった時間数で評価すれば僅かであると考えられた。

以上のことから、O₃ 濃度についてはどのような NO_x 削減パターンが最も効果的であるかは一概には言えず、NO_x 削減対策を施す範囲とその程度によって大きな違いを示すことが確認できた。本計算では将来における陸上起源の NO_x・NMVOC 排出量の削減対策を考慮していないため、実際の ECA for N 設定による O₃ 濃度の改善効果を算定したことにはならない。仮に陸上の NMVOC 排出量が将来において削減された場合には、ECA for N は O₃ 濃度の改善に寄与すると考えられる。

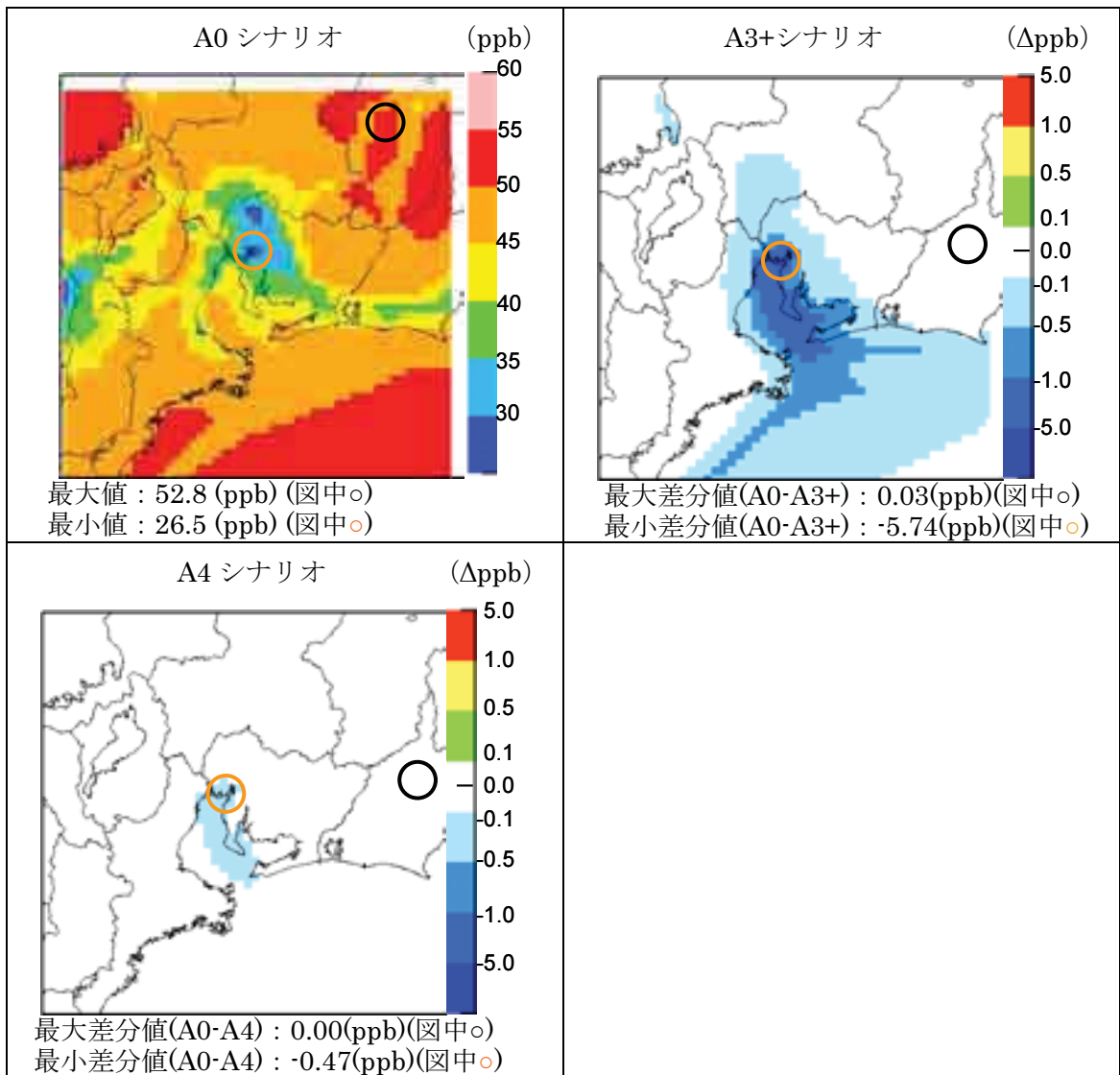


図 11.2-16 中部計算領域における O₃ 濃度の年平均値 (A0) 及び A0 からの減少分 (その他シナリオ)

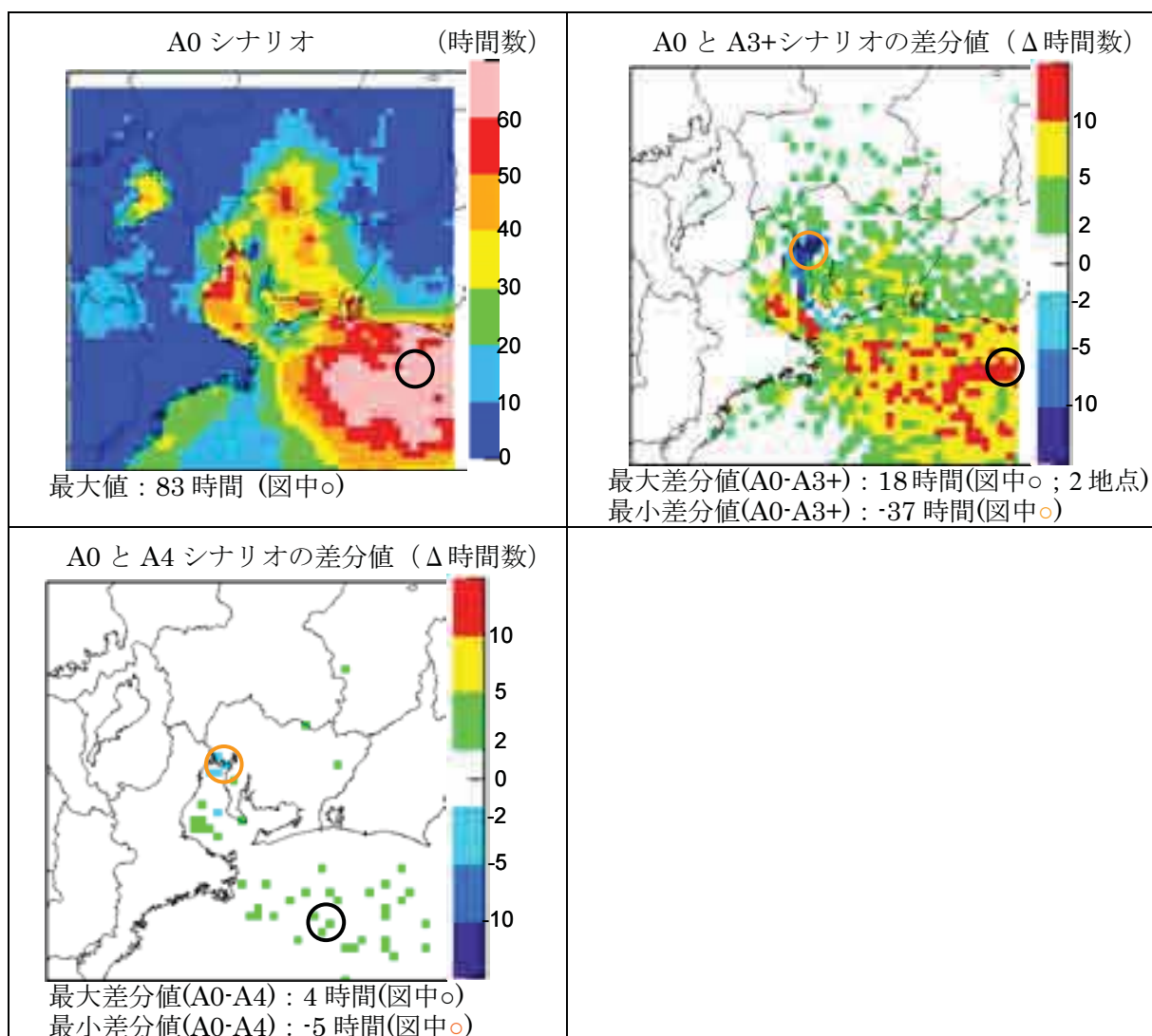


図 11.2-17 中部計算領域における O₃ 濃度の 1 時間値が 120 ppb 以上となった
 時間数 (A0) 及び A0 との差分 (その他シナリオ)
 (図下の最大日数は A0：超過日数の最大値、その他シナリオ：A0 との差分の最大値)

11.2.3 大阪湾における ECA 設定の大気質改善への効果

(1) ECA for S 設定による大気質改善効果

ECA for S 設定による大気質改善効果を① SO₂ 及び② PM_{2.5} の大気中濃度の変化から算定した。

① SO₂

各シナリオにおける大阪湾内での SO₂ 排出量及び A0 からの削減量を表 11.2-9にまとめた。ただし、ここでは A3+及び A4 についてのみシミュレーションによる大気質改善効果の算定を実施した。

表 11.2-9 各将来シナリオの大阪湾内における SO₂ 排出量

将来シナリオ	大阪湾内における SO ₂ 排出量 (ton/year)	A0 からの削減量 (Δton/year)
A0	9,304	-
A2	2,508 (27.0%)	6,796
A3・A3+・A4	507 (5.4%)	8,797

※ カッコ内の%値は A0 排出量に対する割合

図 11.2-18に、近畿計算領域における SO₂ 濃度の年平均値 (A0) 及び A0 シナリオからの減少分 (その他シナリオ) を示した。A3+・A4 シナリオともに ECA for S 設定シナリオであり、SO₂ 削減量が等しいため、年平均 SO₂ 濃度の減少分の大きさ及びその範囲に違いは確認できない。両シナリオともに、神戸港及び大阪港周辺においてその減少は大きくなる結果を示した。

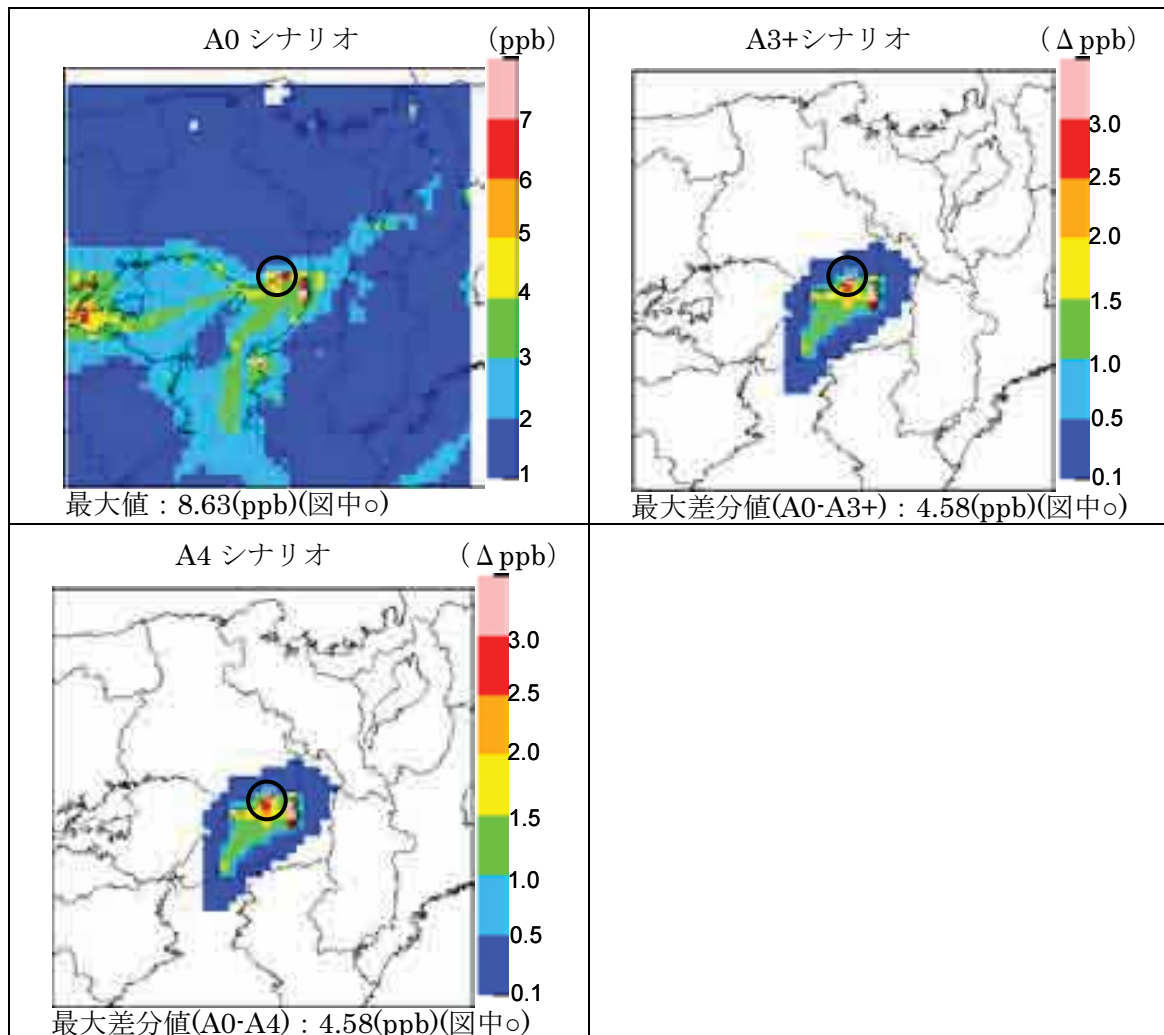


図 11.2-18 近畿計算領域における SO₂ 濃度の年平均値 (A0) 及び A0 からの減少分 (その他シナリオ)

図 11.2-19に、近畿計算領域において日平均 SO₂ 濃度が WHO 指針値：7.5 ppb を超えた日数及びその範囲を将来シナリオ毎に示した。図中の凡例の最小値が 8 日以上となっているため、色の付いた範囲が表 11.1-3に示した評価手法に適合しなかった領域を示しており、シナリオ間におけるその領域の範囲や絶対値の変化が大気質改善効果を意味する。ただし、国内における SO₂ 濃度の環境基準（日平均濃度で 40ppb）は概ね達成されている状況にある。

A3+・A4 シナリオとともに ECA for S 設定シナリオであるため、日平均 SO₂ 濃度を対象とした大気改善効果に差は見られない。A0 との差分値の最大も同じ場所で 164 日と同じ値となった。ECA for S を設定することによって、A0 シナリオで出現した伊勢湾内及びその陸上沿岸部における不適合領域が広く消滅した。また、不適合領域の消滅とはならないまでも、その絶対値（日平均値が 7.5 ppb 以上となった日数）が減少した領域が陸上沿岸部の広い範囲で確認できた。陸上排出現に起因する不適合領域も存在するが、同海域において SO₂ 濃度に対する ECA for S の設定効果は大きいと考える。

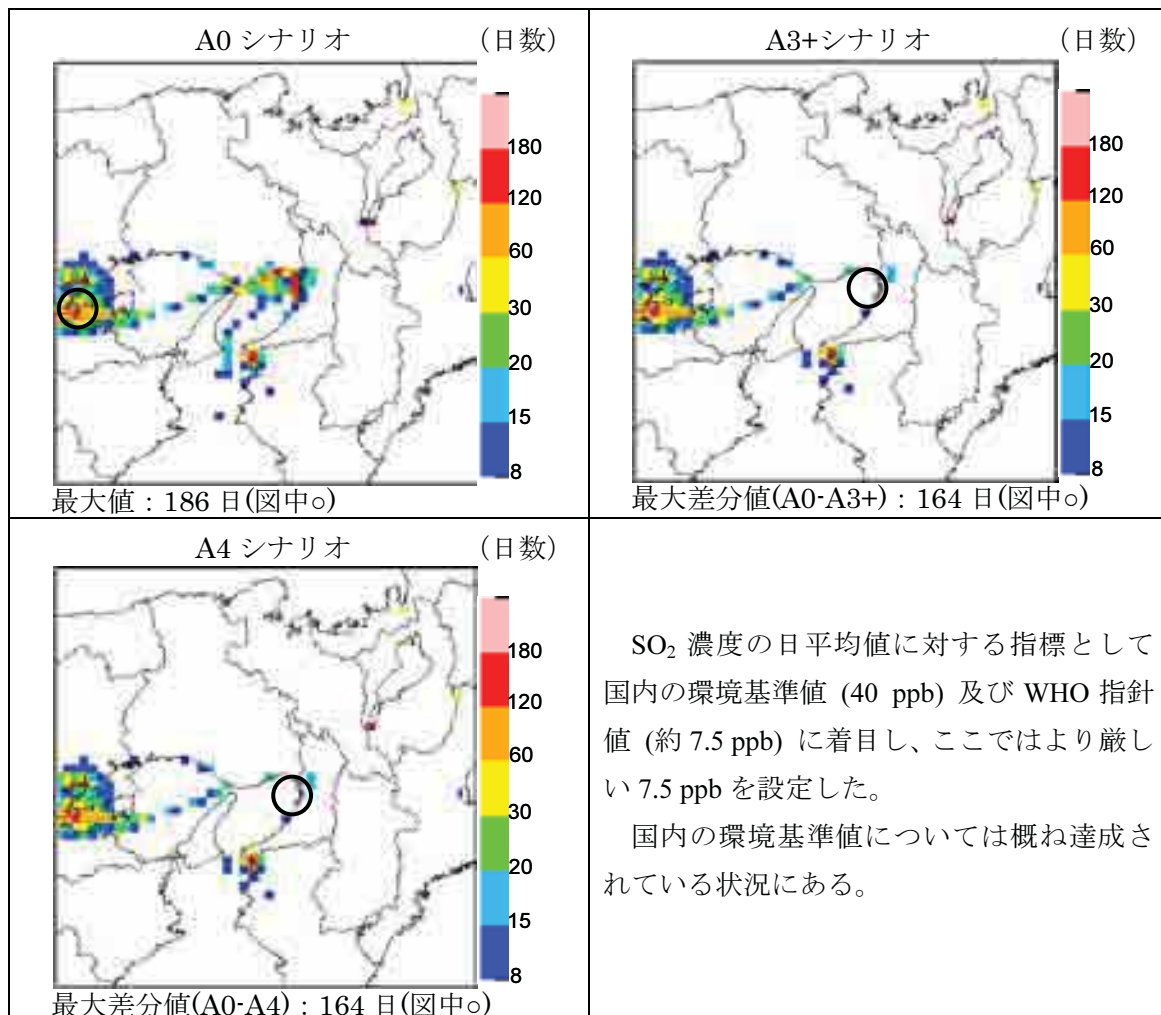


図 11.2-19 近畿計算領域における日平均 SO₂ 濃度が WHO 指針値：7.5 ppb を超えた日数（8 日以上：2%以上）及びその範囲
 (図下の最大日数は A0：超過日数の最大値、その他シナリオ：A0 との差分の最大値)

② PM_{2.5}

各シナリオにおける大阪湾内でのPM排出量及びA0からの削減量を表 11.2-10にまとめた。ただし、ここではA3+及びA4についてのみシミュレーションによる大気質改善効果の算定を実施した。

表 11.2-10 各将来シナリオの大阪湾内におけるPM排出量

将来シナリオ	大阪湾内におけるPM排出量 (ton/year)	A0からの削減量 (ton/year)
A0	1,636	-
A2	694 (42.4%)	942
A3・A3+・A4	417 (25.5%)	1,219

※ カッコ内の%値はA0排出量に対する割合

図 11.2-20に、近畿計算領域における PM_{2.5} 濃度の年平均値 (A0) 及び A0 シナリオからの減少分 (その他シナリオ) を示した。A3+・A4 シナリオともに EA0 シナリオと比較すれば年平均 PM_{2.5} 濃度の減少が確認できた。両シナリオ間の濃度減少の程度にはほとんど差は見られず、いずれも A0 の年平均濃度からみれば僅かな減少であった。

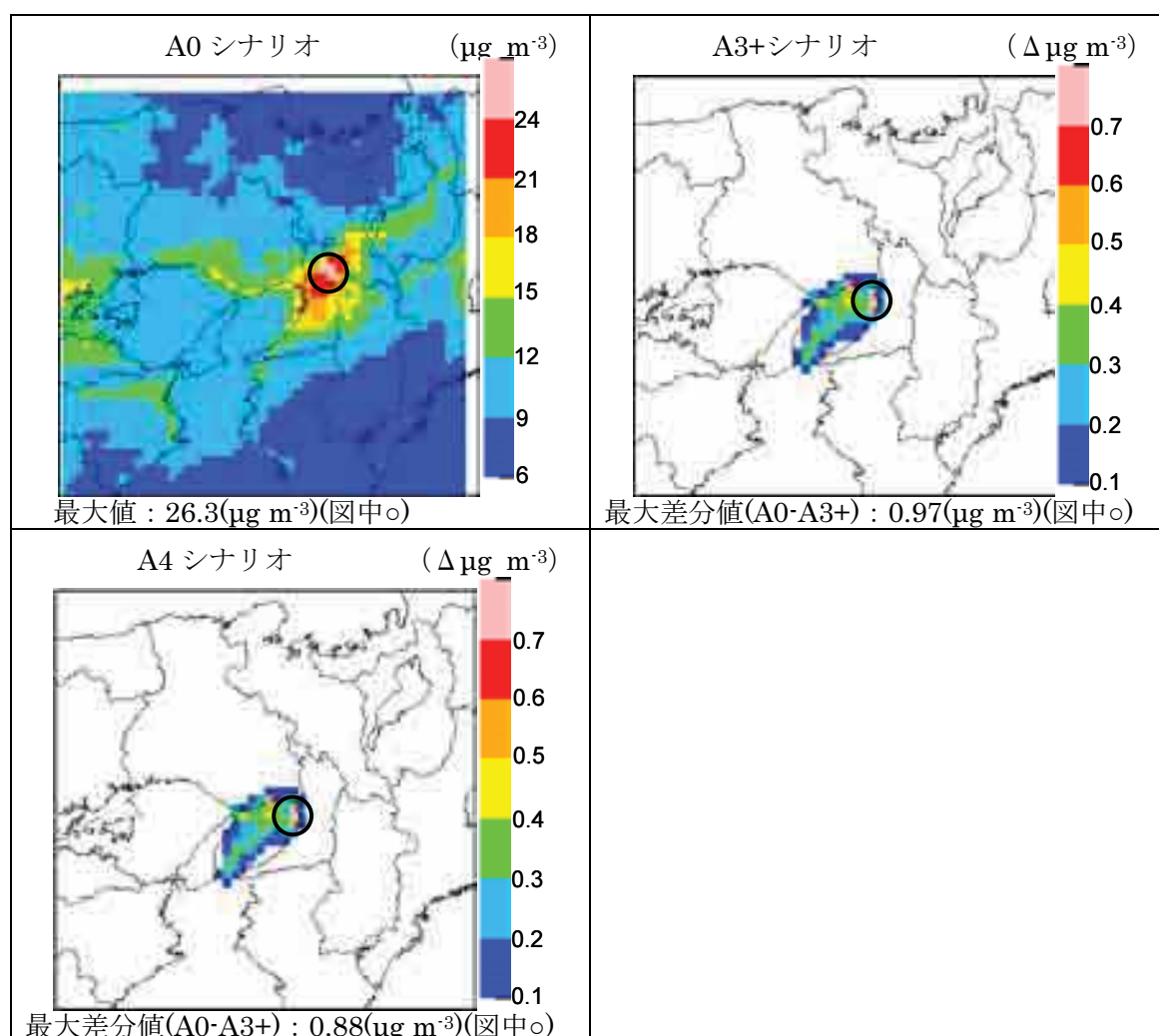


図 11.2-20 近畿計算領域における PM_{2.5} 濃度の年平均値 (A0) 及び A0 からの減少分 (その他シナリオ)

図 11.2-21に、近畿計算領域において日平均 PM_{2.5} 濃度が WHO 指針値 : 25 μg m⁻³ を超えた日数及びその範囲を将来シナリオ毎に示した。図中の凡例の最小値が 8 日以上となっているため、色の付いた範囲が表 11.1-3に示した評価手法に適合しなかった領域を示しており、シナリオ間におけるその領域の範囲や絶対値の変化が大気質改善効果を意味する。

両シナリオともに、不適合領域の消滅は確認できず、かつ絶対値 (日平均値が 25 μg m⁻³ 以上となった日数) の減少も A0 における超過日数から比べればわずかなものであった。その濃度の改善効果は SO₂ 濃度のそれほど大きくはなく、ECA for S 設定による PM_{2.5} 濃度の改善効果は大きくないと考えられる。

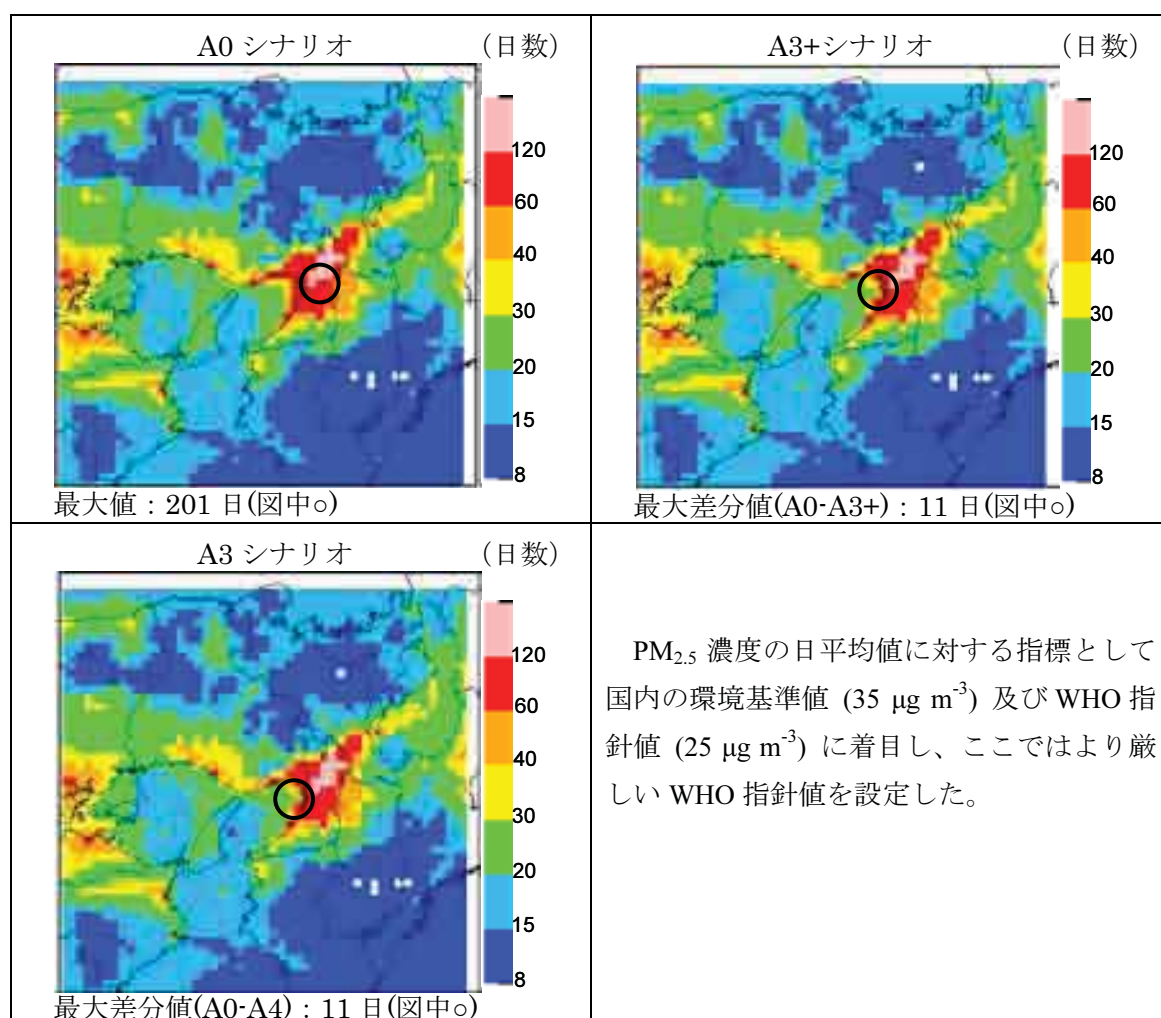


図 11.2-21 近畿計算領域における日平均 PM_{2.5} 濃度が WHO 指針値 : 25 μg m⁻³ を超えた

日数 (8 日以上 : 2%以上) 及びその範囲

(図下の最大日数は A0 : 超過日数の最大値、その他シナリオ : A0 との差分の最大値)

(2) ECA for N 設定による大気質改善効果

ECA for N 設定による大気質改善効果を① NO₂ 及び② O₃ の大気中濃度の変化から算定した。ECA for N は 2 次粒子の生成にも寄与するが、本報告書ではその改善効果は ECA for S においてのみ評価することとした。

① NO₂

各シナリオにおける大阪湾内での NO_x 排出量及び A0 からの削減量を表 11.2-11にまとめた。ただし、ここでは A3+及び A4 についてのみシミュレーションによる大気質改善効果の算定を実施した。

大阪湾外の NO_x 排出強度は、A4 は A0 と同じであるが、A3+では 130 kw より大きいディーゼルエンジン全てを Tier2 対象と想定して算出したものであり、A4 及び A0 のそれよりも小さい値となっている。

表 11.2-11 各将来シナリオの大阪湾内における NO_x 排出量

将来シナリオ	大阪湾内における NO _x 排出量 (ton/year)	A0 からの削減量 (Δton/year)
A0	16,467	-
A2	15,871 (96.4%)	596
A3	14,498 (88.0%)	1,969
A3+	5,642 (34.3%)	10,825
A4	15,775 (95.8%)	692

※ カッコ内の%値は A0 排出量に対する割合

図 11.2-22に、近畿計算領域におけるNO₂濃度の年平均値 (A0) 及び A0 シナリオからの減少分 (その他シナリオ) を示した。全ての船舶が Tier3 対応機関を搭載していると想定した A3+シナリオでは、大阪湾内において明確な濃度減少が確認できるとともに、大阪湾外においても 130 kw より大きいディーゼルエンジン全てを Tier2 対象としたため、その濃度減少は広範囲で出現した。これに対し、ECA for N を設定しない A4 シナリオでの濃度減少は、A0 の年平均濃度からみれば僅かなものであった。

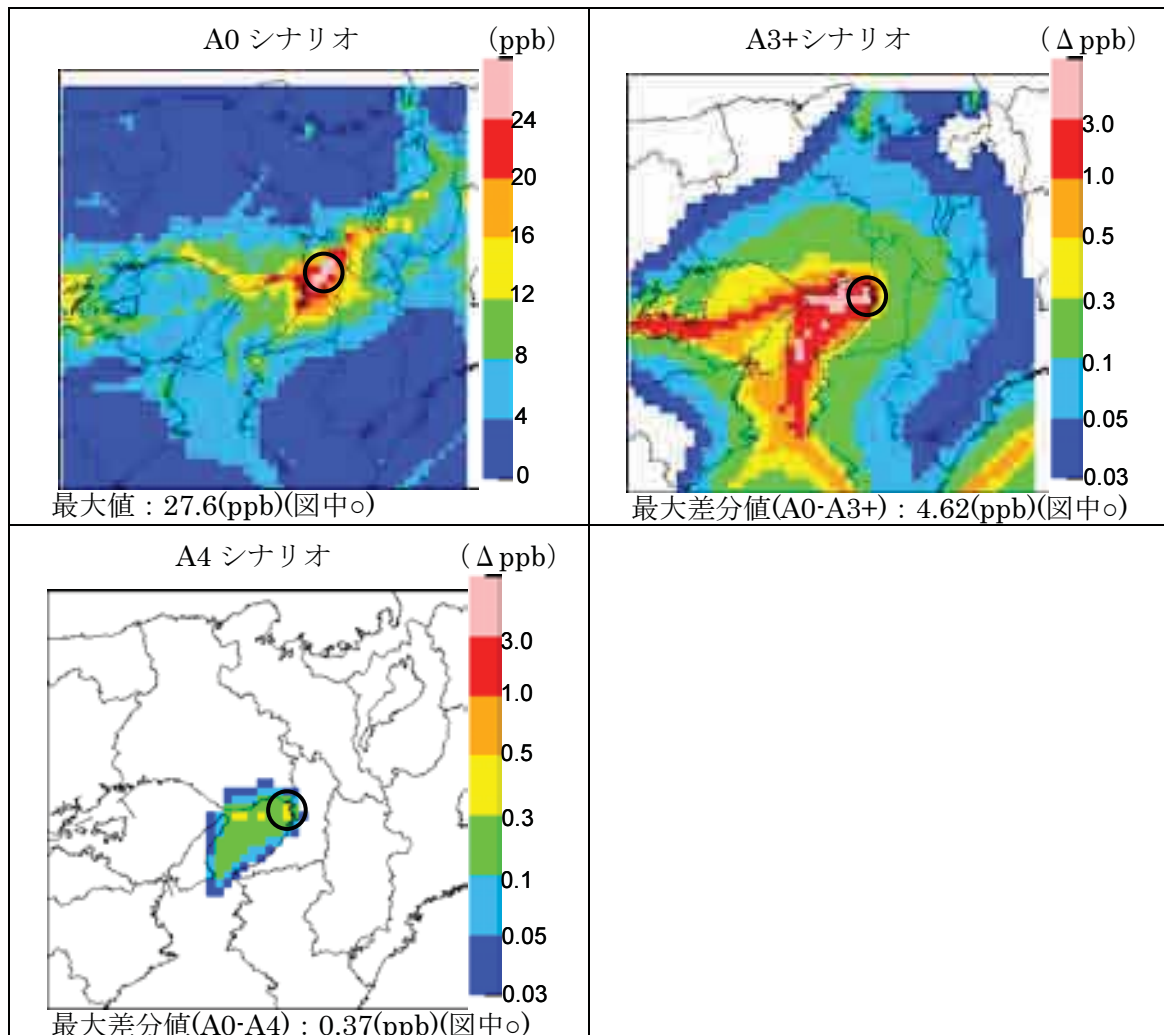


図 11.2-22 近畿計算領域におけるNO₂濃度の年平均値 (A0) 及び A0 からの減少分 (その他シナリオ)

図 11.2-23に、近畿計算領域において日平均 NO₂ 濃度が国内の環境基準値：40 ppb を超えた日数及びその範囲を将来シナリオ毎に示した。図中の凡例の最小値が 8 日以上となっているため、色の付いた範囲が表 11.1-3に示した評価手法に適合しなかった領域を示しており、シナリオ間におけるその領域の範囲や絶対値の変化が大気質改善効果を意味する。

A4 シナリオでは NO_x 削減量が僅かであったため、A0 シナリオからの改善効果は明確には確認できない結果となった。A3+シナリオでは、A0 シナリオで出現した不適合領域の消滅は神戸港及び大阪港沿岸のごく限られた範囲で確認できたが、依然として陸上排出に起因すると考えられる不適合領域が都市部を中心に存在した。これは、A3+での NO_x 削減量が十分ではないと評価するよりも、船舶排出量に起因した NO₂ 濃度の不適合領域がそれら沿岸付近に限られたものであったと考えることができる。

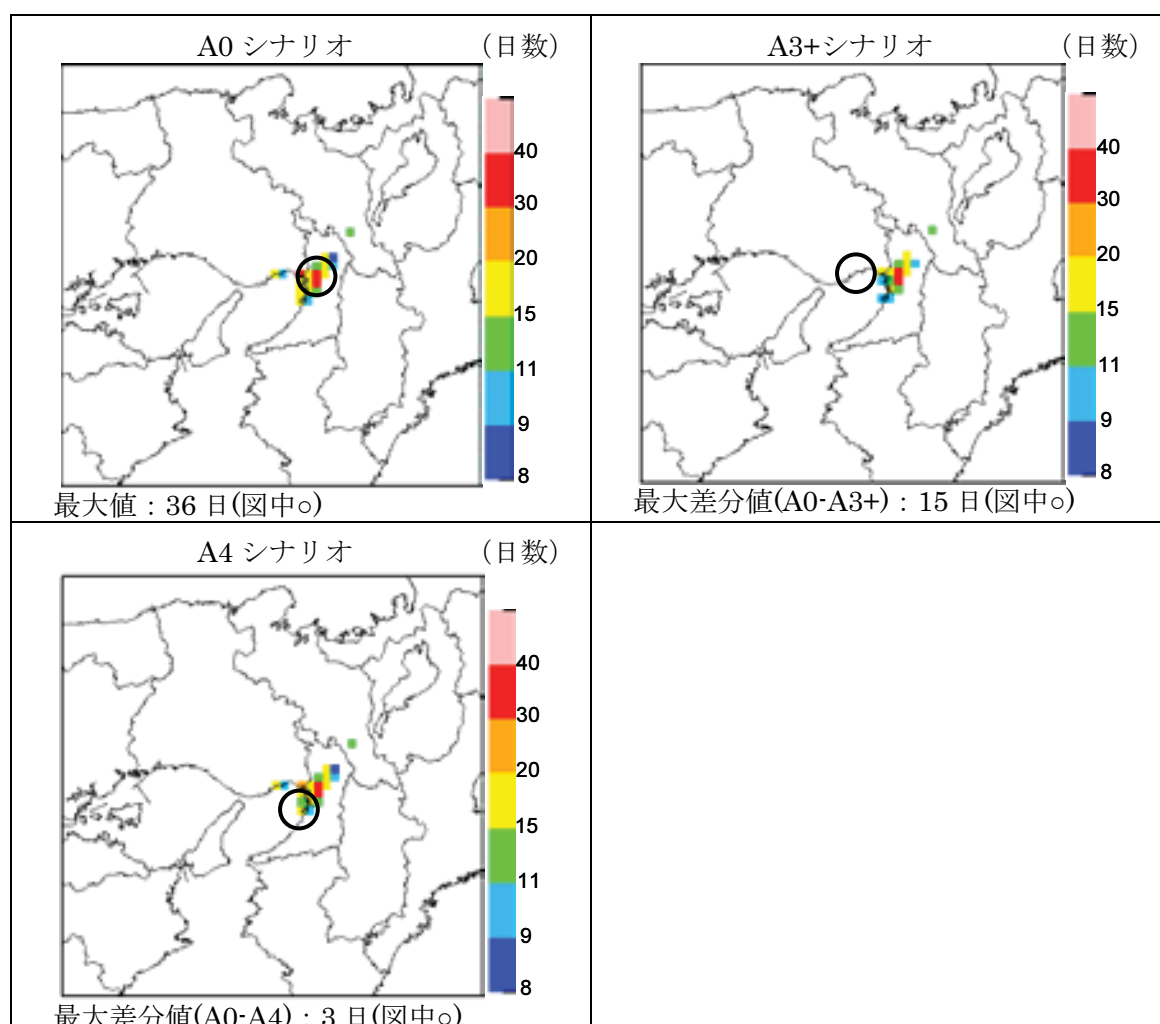


図 11.2-23 近畿計算領域における日平均 NO₂ 濃度が環境基準値：40 ppb を超えた日数 (8 日以上：2%以上) 及びその範囲
(図下の最大日数は A0：超過日数の最大値、その他シナリオ：A0 との差分の最大値)

② 光化学オキシダント

図 11.2-24に、近畿計算領域における O₃ 濃度の年平均値 (A0) 及び A0 シナリオからの減少分 (その他シナリオ) を示した。全ての船舶が Tier3 対応機関を搭載していると想定した A3+シナリオでは、A0 シナリオと比較して阪神圏及び淡路島を含む海域の幅広い地域で O₃ 濃度が上昇する結果を示した。A4 シナリオでは A0 シナリオから大きな変化はなく、大阪港、神戸港周辺でわずかにその濃度上昇が見られるといった結果となった。両シナリオともに大阪湾内では O₃ を消滅させる NO 排出量が A0 シナリオよりも少ないため、その近傍において O₃ 濃度が上昇したと考えられる。ただし、これらシナリオで見られた O₃ 濃度の増減は、A0 における年平均 O₃ 濃度から見れば僅かなものであった。

図 11.2-25に、近畿計算領域において O₃ 濃度の 1 時間値が 120 ppb 以上となった年間の時間数 (A0) 及び A0 シナリオとの差分 (その他シナリオ) を示した。図中の凡例は時間数であるが、A0 シナリオは同シナリオにおける大気質シミュレーション結果において 1 時間値が 120 ppb 以上となった年間の時間数を、その他シナリオは 120 ppb 以上となった時間数において A0 シナリオとの差分を示したものである。つまり、マイナス値は A0 シナリオよりも 120 ppb 以上となった時間数が増加したことを意味している。

A3+シナリオでは、大阪湾外における 130 kw より大きいディーゼルエンジン全てを Tier2 対象としたことも影響し、120 ppb 以上となった時間数の減少は広範囲に及ぶ結果となった。しかしながら、陸上で見た場合はその効果は小さく、かつ船舶による NO 排出量が比較的多い大阪港・名古屋港・瀬戸大橋付近では逆に 120ppb 以上の時間数が増加する結果となった。

A4 シナリオでの NO_x 削減は、大阪湾内での ECA for S 設定による-7%の Fuel NO_x の削減であるが、その効果は O₃ 濃度が 120 ppb 以上となった時間数で評価すれば僅かであると考えられた。

以上のことから、O₃ 濃度についてはどのような NO_x 削減パターンが最も効果的であるかは一概には言えず、NO_x 削減対策を施す範囲とその程度によって大きな違いを示すことが確認できた。本計算では将来における陸上起源の NO_x・NMVOC 排出量の削減対策を考慮していないため、実際の ECA for N 設定による O₃ 濃度の改善効果を算定したことにはならない。仮に陸上の NMVOC 排出量が将来において削減された場合には、ECA for N は O₃ 濃度の改善に寄与すると考えられる。

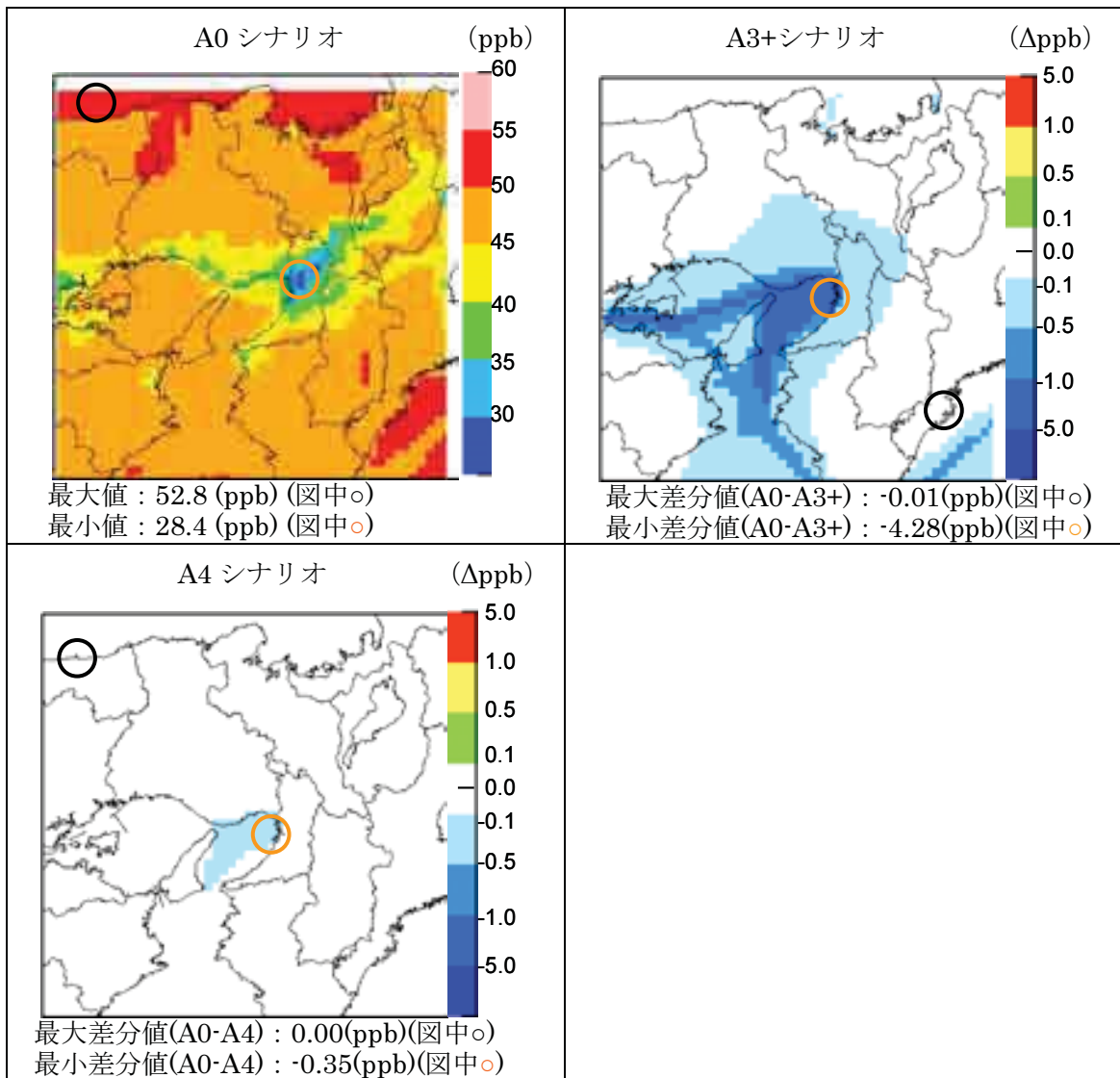


図 11.2-24 近畿計算領域における O₃ 濃度の年平均値 (A0) 及び A0 からの減少分 (その他シナリオ)

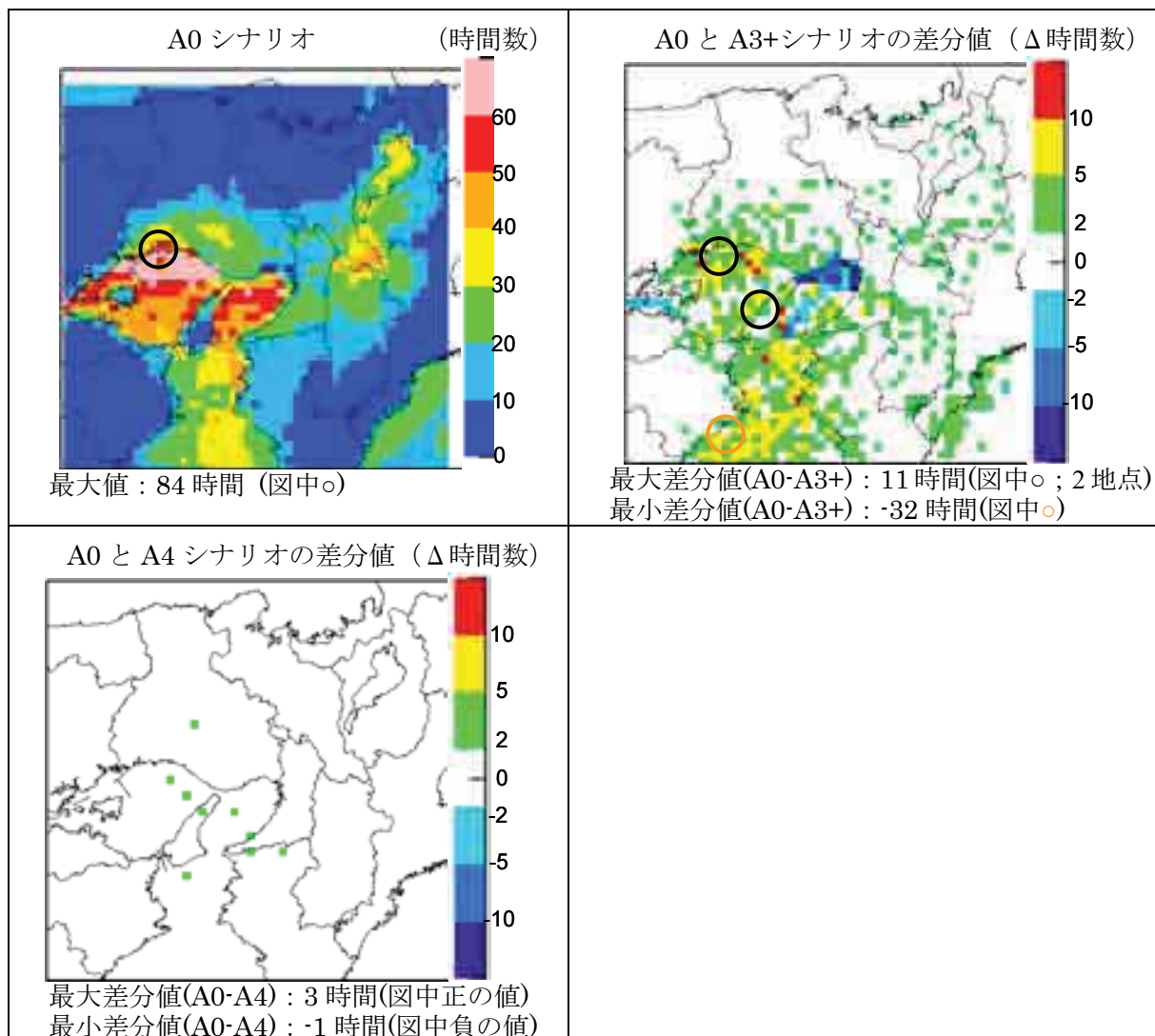


図 11.2-25 近畿計算領域における O₃ 濃度の 1 時間値が 120 ppb 以上となった
時間数 (A0) 及び A0 との差分 (その他シナリオ)
(図下の最大日数は A0 : 超過日数の最大値、その他シナリオ : A0 との差分の最大値)

11.2.4 瀬戸内海における ECA 設定の大気質改善への効果

(1) ECA for S 設定による大気質改善効果

ECA for S 設定による大気質改善効果を① SO₂ 及び② PM_{2.5} の大気中濃度の変化から算定した

① SO₂

各シナリオにおける瀬戸内海での SO₂ 排出量及び A0 からの削減量を表 11.2-12 にまとめた。ただし、ここでは A3+ 及び A4 についてのみシミュレーションによる大気質改善効果の算定を実施した。

表 11.2-12 各将来シナリオの瀬戸内海 (大阪湾を含む) における SO₂ 排出量

将来シナリオ	瀬戸内海における SO ₂ 排出量 (ton/year)	A0 からの削減量 (Δton/year)
A0	60,828	-
A2	19,438 (32.0%)	41,390
A3・A3+・A4	4,660 (7.7%)	56,168

※ カッコ内の%値は A0 排出量に対する割合

図 11.2-26に、瀬戸内計算領域における SO₂ 濃度の年平均値 (A0) 及び A0 シナリオからの減少分 (その他シナリオ) を示した。A3+・A4 シナリオともに ECA for S 設定シナリオであり、SO₂ 削減量が等しいため、年平均 SO₂ 濃度の減少分の大きさ及びその範囲に違いは確認できない。両シナリオともに SO₂ 濃度の減少が見られ、山陽の沿岸周辺においてその減少は大きくなる結果を示した。地方計算領域まで空間解像度を向上させることで、このような局所的な改善効果の把握が可能となる。

図 11.2-27に、瀬戸内計算領域において日平均 SO₂ 濃度が WHO 指針値 : 7.5 ppb を超えた日数及びその範囲を将来シナリオ毎に示した。図中の凡例の最小値が 8 日以上となっているため、色の付いた範囲が表 11.1-3に示した評価手法に適合しなかった領域を示しており、シナリオ間におけるその領域の範囲や絶対値の変化が大気質改善効果を意味する。ただし、国内における SO₂ 濃度の環境基準 (日平均濃度で 40ppb) は概ね達成されている状況にある。

A3+・A4 シナリオともに ECA for S 設定シナリオであるため、日平均 SO₂ 濃度を対象とした大気改善効果に差は見られない。A0 との差分値の最大は大阪湾内で出現しており、その結果は図 11.2-19と同様に 164 日であった。ECA for S を設定することによって、A0 シナリオで出現した瀬戸内海及び陸上沿岸部における不適合領域が広く消滅した。また、不適合領域の消滅とはならないまでも、その絶対値 (日平均値が 7.5 ppb 以上となった日数) が減少した領域が陸上沿岸部の広い範囲で確認できた。陸上排出現に起因する不適合領域も存在するが、同海域において SO₂ 濃度に対する ECA for S の設定効果は大きいと考える。

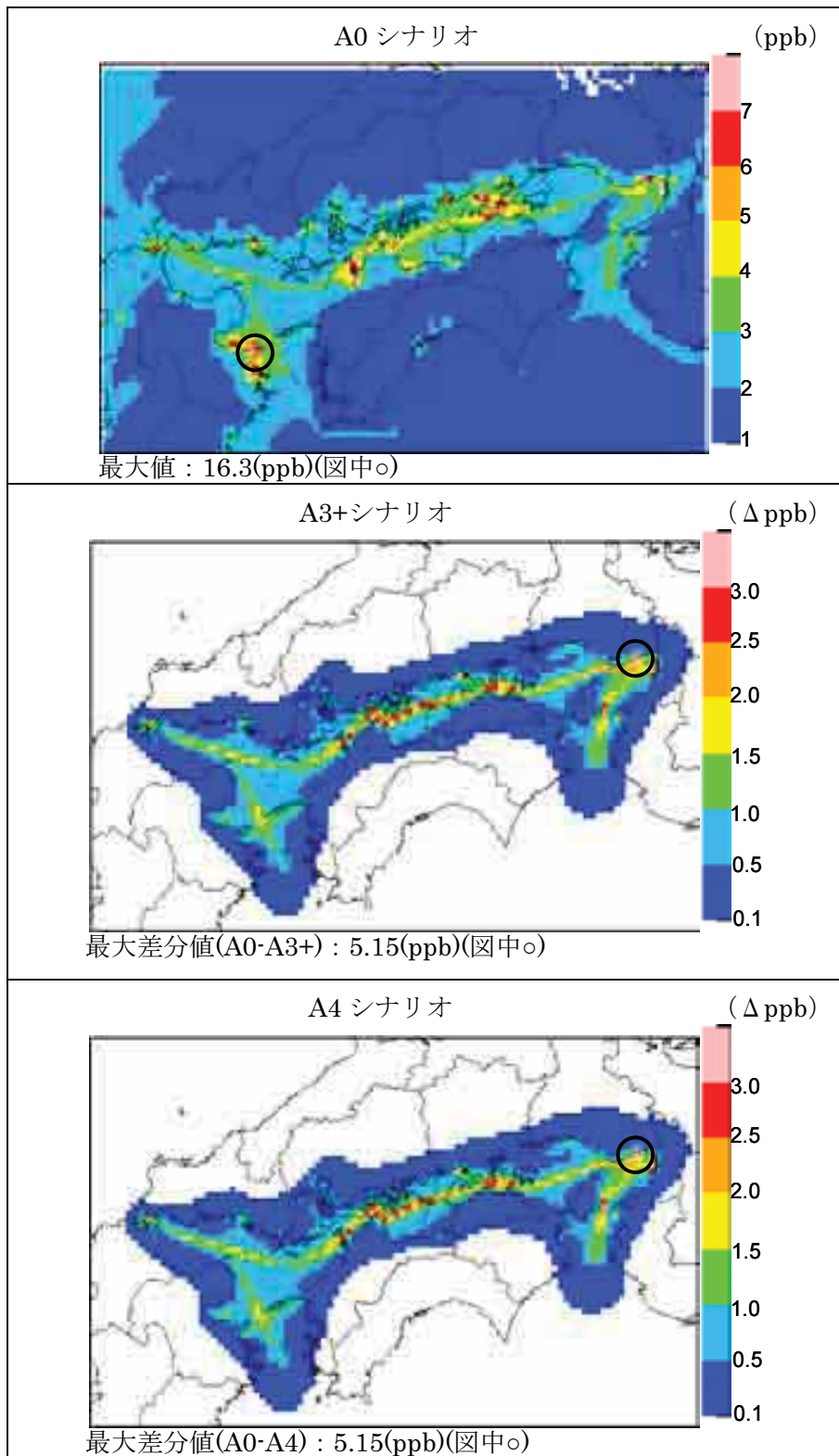


図 11.2-26 瀬戸内計算領域における SO₂ 濃度の年平均値 (A0) 及び A0 からの
減少分 (その他シナリオ)

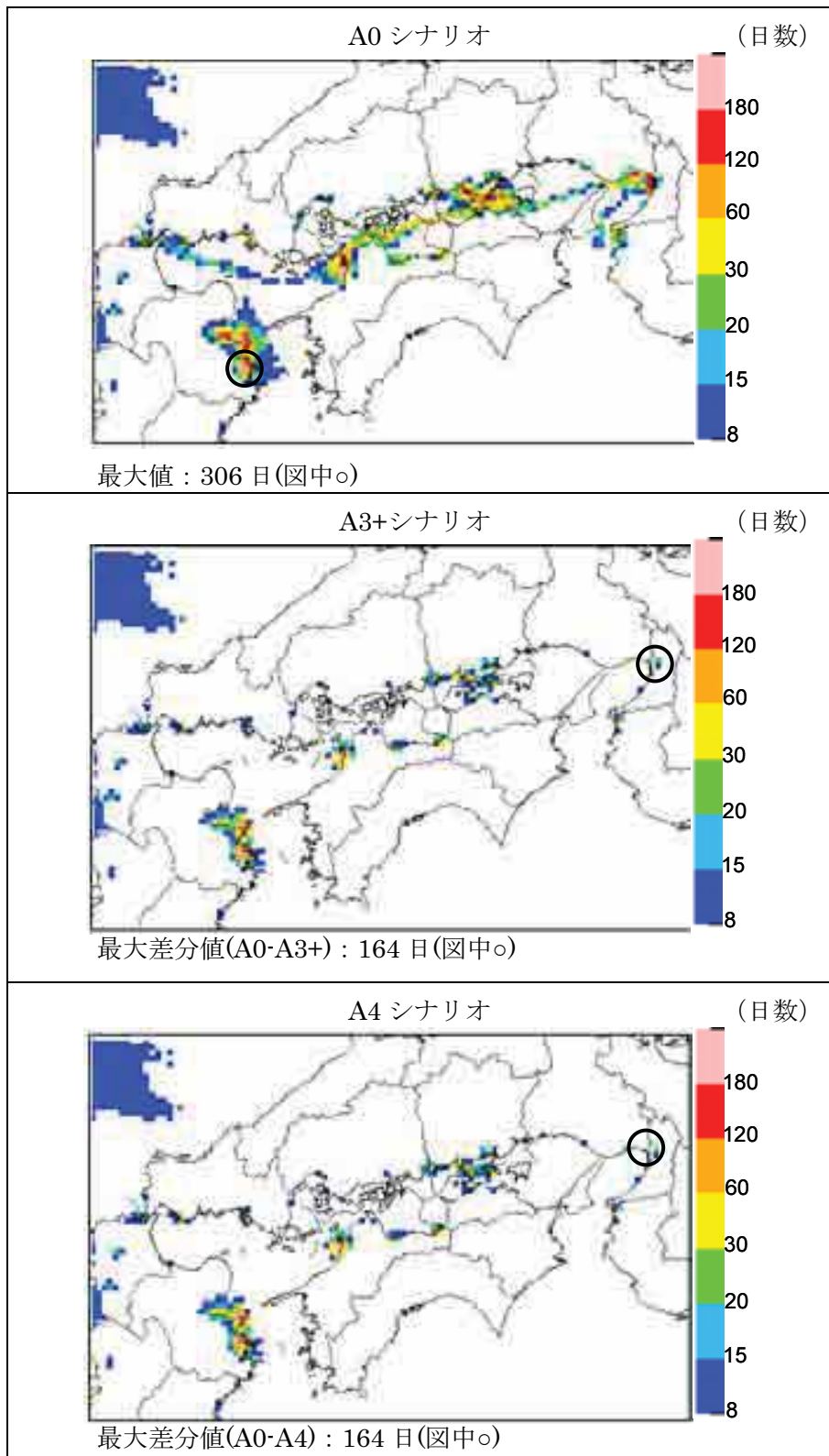


図 11.2-27 瀬戸内計算領域における日平均 SO₂ 濃度が WHO 指針値 : 7.5 ppb を超えた
 日数 (8 日以上 : 2%以上) 及びその範囲
 (図下の最大日数は A0 : 超過日数の最大値、その他シナリオ : A0 との差分の最大値)

② PM_{2.5}

各シナリオにおける瀬戸内海でのPM排出量及びA0からの削減量を表 11.2-13にまとめた。ただし、ここでは A3+及び A4 についてのみシミュレーションによる大気質改善効果の算定を実施した。

表 11.2-13 各将来シナリオの瀬戸内海 (大阪湾を含む) における PM 排出量

将来シナリオ	瀬戸内海における PM 排出量 (ton/year)	A0 からの削減量 (ton/year)
A0	11,169	-
A2	5,395 (48.3%)	5,774
A3・A3+・A4	3,321 (29.7%)	7,848

※ カッコ内の%値は A0 排出量に対する割合

図 11.2-28に、瀬戸内計算領域における PM_{2.5} 濃度の年平均値 (A0) 及び A0 シナリオからの減少分 (その他シナリオ) を示した。A3+・A4 シナリオのいずれにおいても A0 シナリオと比較すれば年平均 PM_{2.5} 濃度の減少が確認できた。両シナリオ間の濃度減少の程度にはほとんど差は見られず、いずれも A0 の年平均濃度からみれば僅かな減少であった。

図 11.2-29に、瀬戸内計算領域において日平均 PM_{2.5} 濃度が WHO 指針値 : 25 µg m⁻³ を超えた日数及びその範囲を将来シナリオ毎に示した。図中の凡例の最小値が 8 日以上となっているため、色の付いた範囲が表 11.1-3に示した評価手法に適合しなかった領域を示しており、シナリオ間におけるその領域の範囲や絶対値の変化が大気質改善効果を意味する。

両シナリオともに、不適合領域の消滅は確認できず、かつ絶対値 (日平均値が 25 µg m⁻³ 以上となった日数) の減少も A0 における超過日数から比べればわずかなものであった。その濃度の改善効果は SO₂ 濃度のそれほど大きくはなく、ECA for S 設定による PM_{2.5} 濃度の改善効果は大きくないと考えられる。

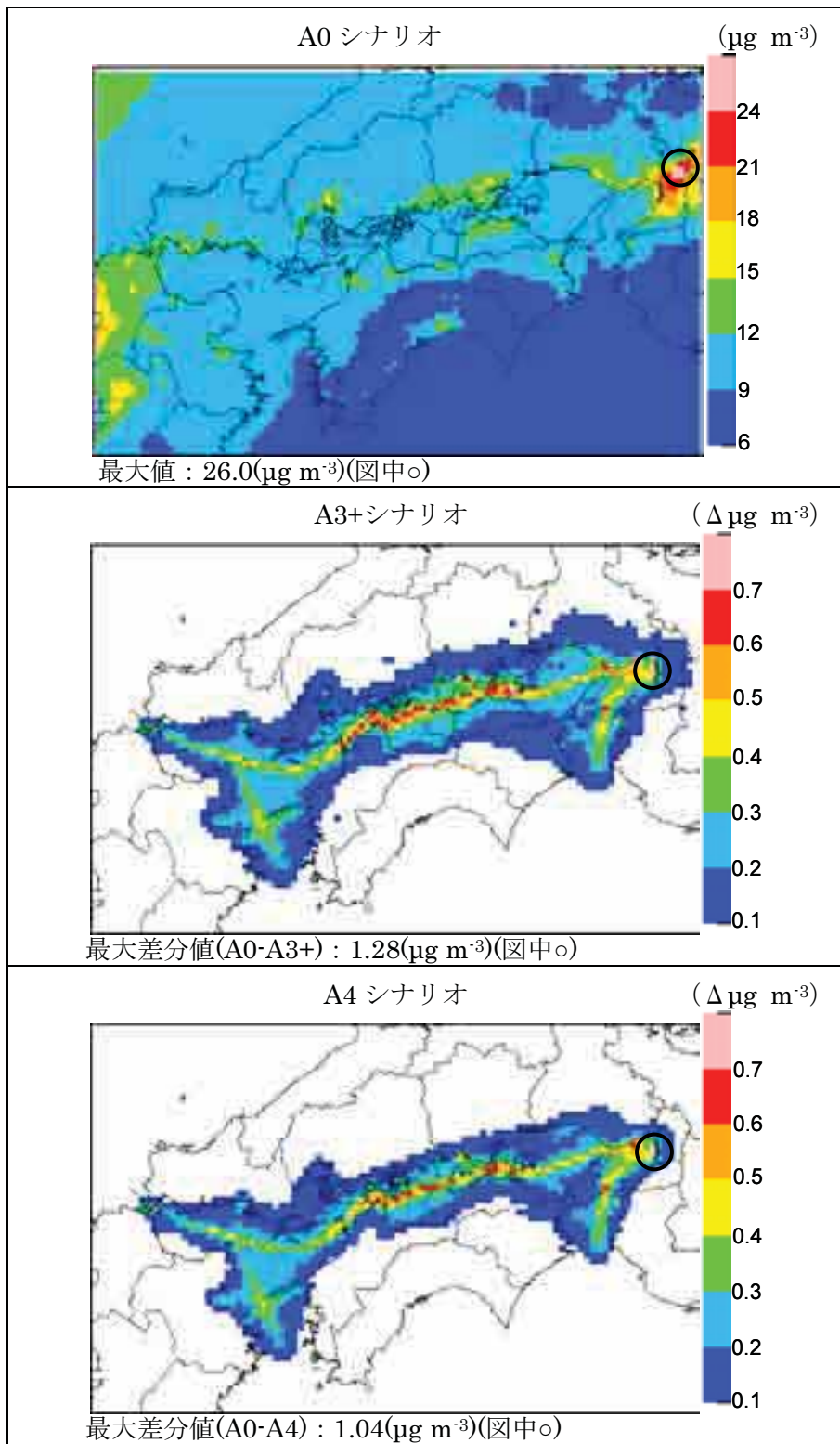


図 11.2-28 瀬戸内計算領域における PM2.5 濃度の年平均値 (A0) 及び A0 からの減少分 (その他シナリオ)
 (PM2.5 濃度の年平均値に対する指標として国内の環境基準値 (35 µg m⁻³) 及び WHO 指針値 (25 µg m⁻³) に着目し、ここではより厳しい WHO 指針値を設定した)

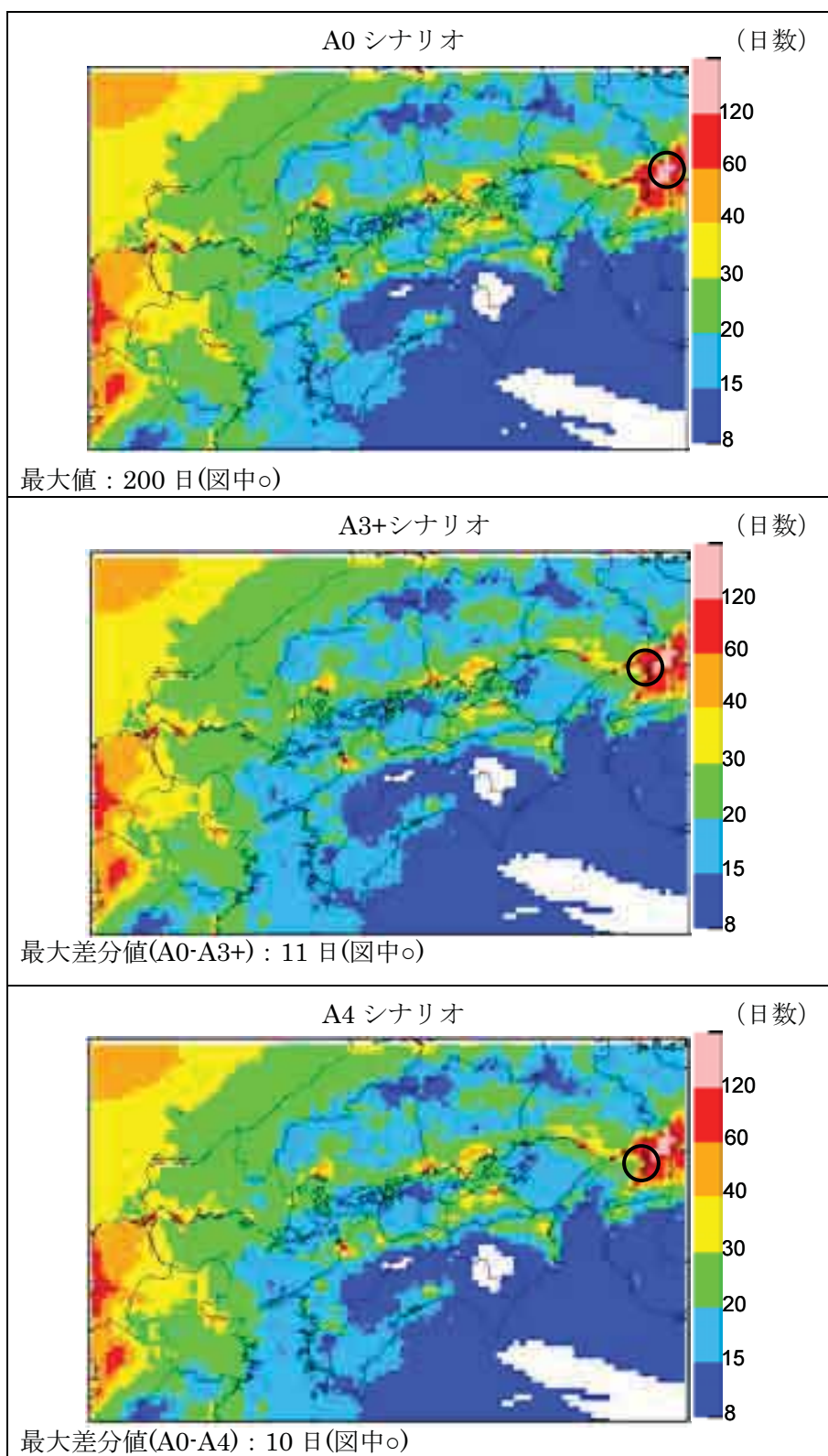


図 11.2-29 瀬戸内計算領域における日平均 PM_{2.5} 濃度が WHO 指針値：25 µg m⁻³ を超えた

日数 (8 日以上：2%以上) 及びその範囲

(図下の最大日数は A0：超過日数の最大値、その他シナリオ：A0 との差分の最大値)

(2) ECA for N 設定による大気質改善効果

ECA for N 設定による大気質改善効果を① NO₂ 及び② O₃ の大気中濃度の変化から算定した。ECA for N は 2 次粒子の生成にも寄与するが、本報告書ではその改善効果は ECA for S においてのみ評価することとした。

① NO₂

各シナリオにおける瀬戸内海での NO_x 排出量及び A0 からの削減量を表 11.2-14にまとめた。ただし、ここでは A3+及び A4 についてのみシミュレーションによる大気質改善効果の算定を実施した。

瀬戸内海外の NO_x 排出強度は、A4 は A0 と同じであるが、A3+では 130 kw より大きいディーゼルエンジン全てを Tier2 対象と想定して算出したものであり、A4 及び A0 のそれよりも小さい値となっている。

表 11.2-14 各将来シナリオの瀬戸内海 (大阪湾を含む) における NO_x 排出量

将来シナリオ	瀬戸内海における NO _x 排出量 (ton/year)	A0 からの削減量 (Δton/year)
A0	154,676	-
A2	150,663 (97.4%)	4,013
A3	140,603 (90.9%)	14,073
A3+	68,220 (44.1%)	86,456
A4	150,008 (97.0%)	4,668

※ カッコ内の%値は A0 排出量に対する割合

図 11.2-30に、瀬戸内計算領域における NO₂ 濃度の年平均値 (A0) 及び A0 シナリオからの減少分 (その他シナリオ) を示した。全ての船舶が Tier3 対応機関を搭載していると想定した A3+シナリオでは、瀬戸内海を中心とした広範囲において明確な濃度減少が確認できた。また、瀬戸内海の外側においても 130 kw より大きいディーゼルエンジン全てを Tier2 対象としたため、その濃度減少が確認できた。これに対し、ECA for N を設定しない A4 シナリオでの濃度減少は、A0 の年平均濃度からみれば僅かなものであった。

図 11.2-31に、瀬戸内計算領域において日平均 NO₂ 濃度が国内の環境基準値：40 ppb を超えた日数及びその範囲を将来シナリオ毎に示した。図中の凡例の最小値が 8 日以上となっているため、色の付いた範囲が表 11.1-3に示した評価手法に適合しなかった領域を示しており、シナリオ間におけるその領域の範囲や絶対値の変化が大気質改善効果を意味する。

A0 シナリオにおいて、不適合領域は大阪湾を除けば岡山県・水島港や山口県の徳山下松港などといった限られた港湾においてのみ出現した。A3+はそれら限られた不適合領域の消滅や絶対値の削減には貢献した。A4 シナリオでは NO_x 削減量が僅かであったため、A0 シナリオからの改善効果は明確には確認できない結果となった。

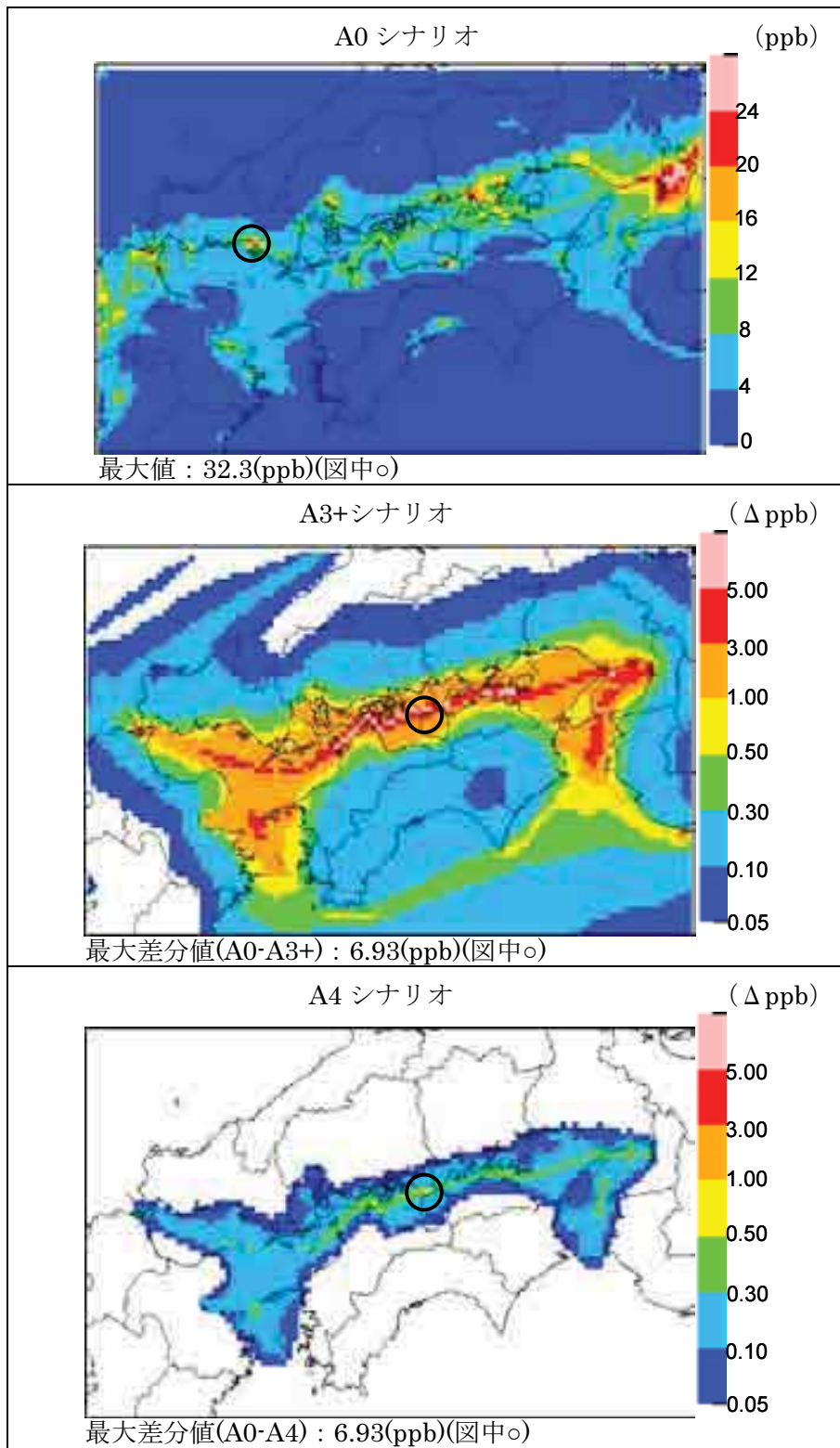


図 11.2-30 瀬戸内計算領域における NO₂ 濃度の年平均値 (A0) 及び A0 からの減少分 (その他シナリオ)

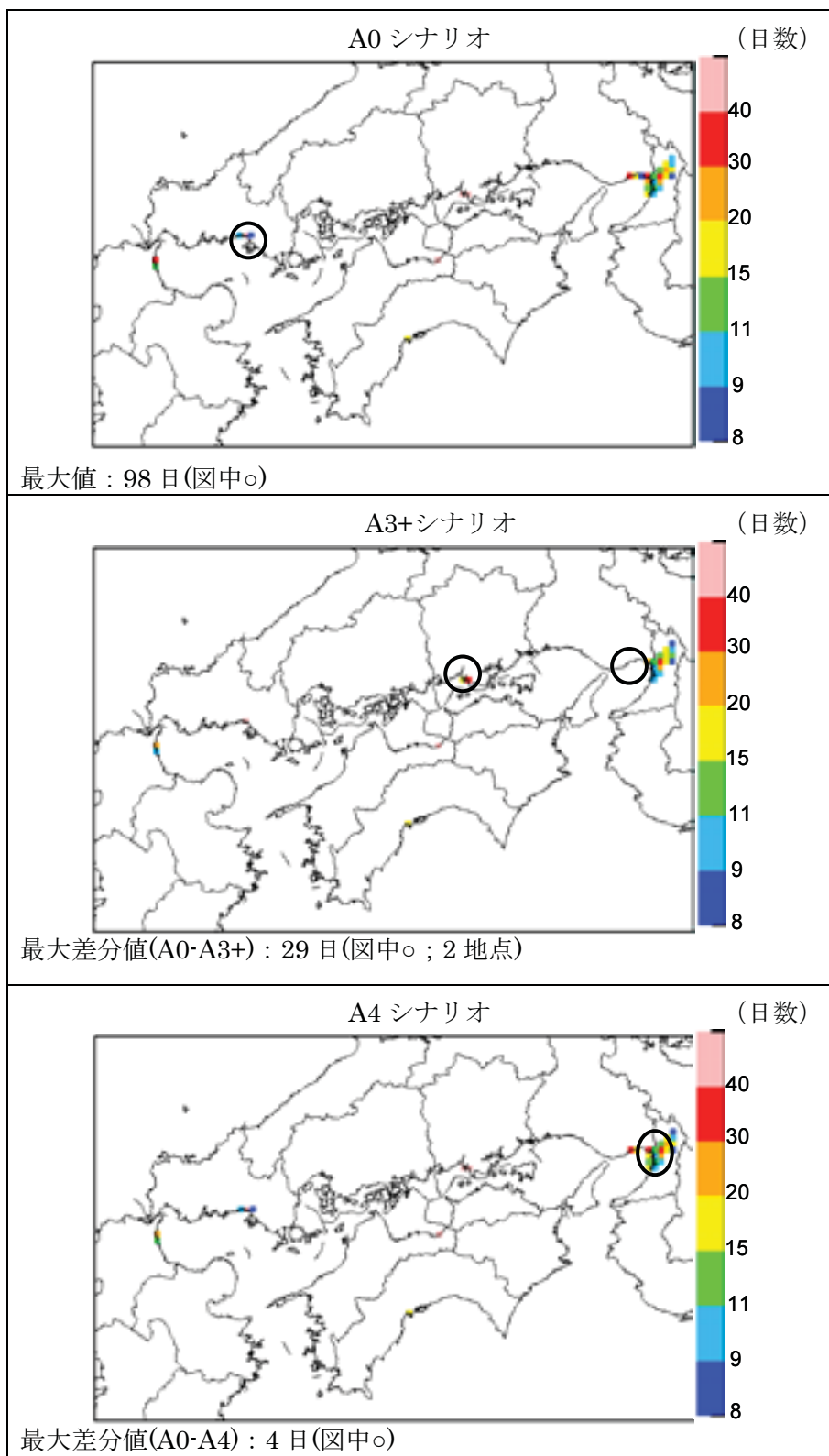


図 11.2-31 瀬戸内計算領域における日平均 NO₂ 濃度が環境基準値：40 ppb を超えた日数 (8 日以上：2%以上) 及びその範囲
(図下の最大日数は A0：超過日数の最大値、その他シナリオ：A0 との差分の最大値)

② 光化学オキシダント

図 11.2-32に、瀬戸内計算領域における O₃ 濃度の年平均値 (A0) 及び A0 シナリオからの減少分 (その他シナリオ) を示した。全ての船舶が Tier3 対応機関を搭載していると想定した A3+シナリオでは、A0 シナリオと比較して瀬戸内海を中心に広範囲において年平均 O₃ 濃度が上昇する結果となった。A4 シナリオでは A0 シナリオから大きな変化はなく、瀬戸内海の中でわずかに年平均 O₃ 濃度の上昇が確認できる結果となった。両シナリオともに瀬戸内海では O₃ を消滅させる NO 排出量が A0 シナリオよりも少ないため、その近傍において O₃ 濃度が上昇したと考えられる。ただし、これらシナリオで見られた O₃ 濃度の増減は、A0 における年平均 O₃ 濃度から見れば僅かであった。

図 11.2-33に、瀬戸内計算領域において O₃ 濃度の 1 時間値が 120 ppb 以上となった年間の時間数 (A0) 及び A0 シナリオとの差分 (その他シナリオ) を示した。図中の凡例は時間数であるが、A0 シナリオは同シナリオにおける大気質シミュレーション結果において 1 時間値が 120 ppb 以上となった年間の時間数を、その他シナリオは 120 ppb 以上となった時間数において A0 シナリオとの差分を示したものである。つまり、マイナス値は A0 シナリオよりも 120 ppb 以上となった時間数が増加したことを意味している。

A3+シナリオでは、A0 からの年平均値の濃度下降は僅かではあったが、120 ppb 以上となった時間数で見ればその時間減少は大阪湾内を除く広範囲において出現した。A4 シナリオでの NO_x 削減は、瀬戸内海の内側における ECA for S 設定による-7 %の Fuel NO_x の削減であるが、その効果は陸上において O₃ 濃度が 120 ppb 以上となった時間数で評価すれば僅かであると考えられた。

本計算では将来における陸上起源の NO_x・NMVOC 排出量の削減対策を考慮していないため、実際の ECA for N 設定による O₃ 濃度の改善効果を算定したことにはならない。仮に陸上の NMVOC 排出量が将来において削減された場合には、ECA for N は O₃ 濃度の改善に寄与すると考えられる。

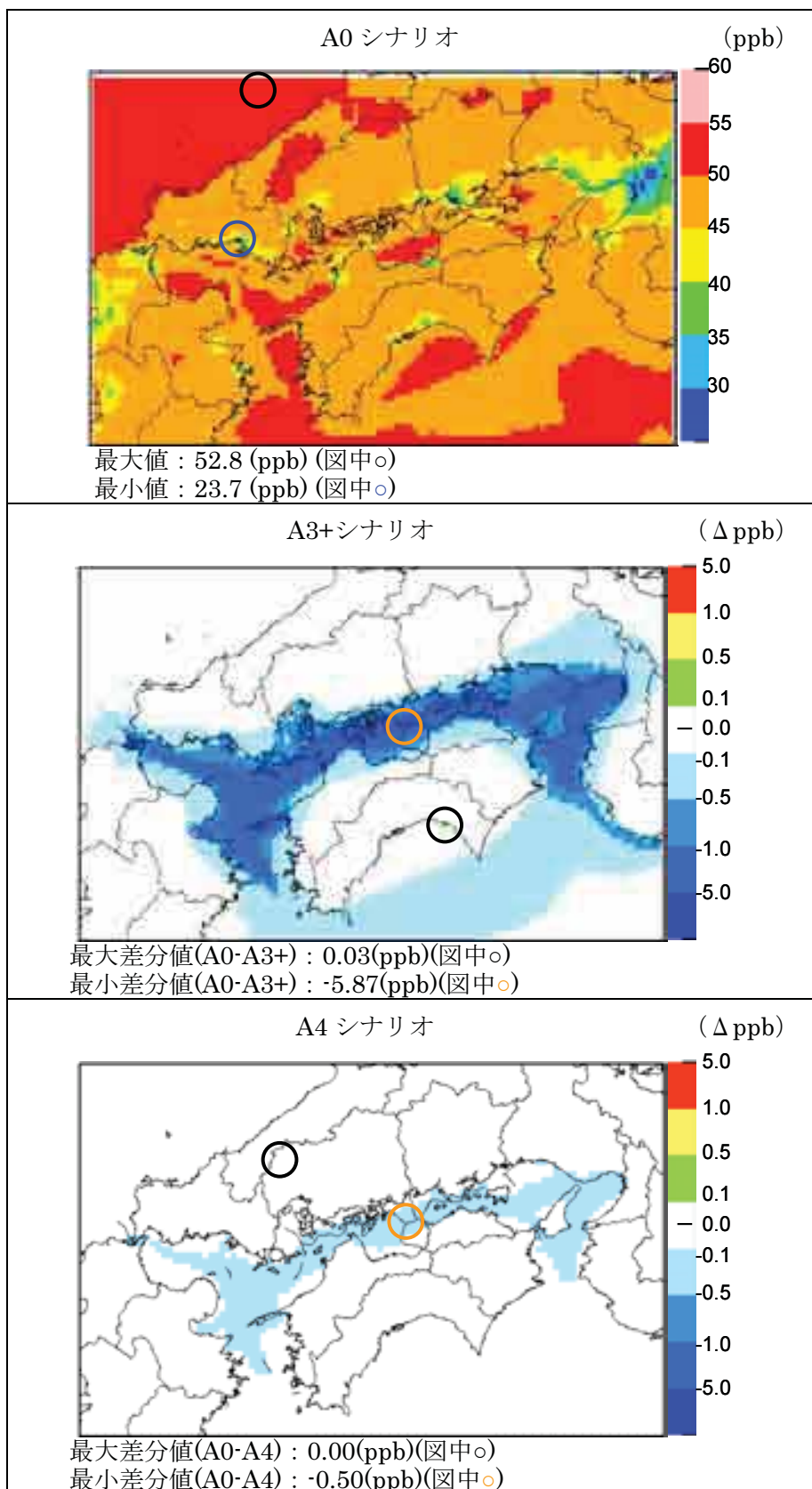


図 11.2-32 瀬戸内計算領域における O₃ 濃度の年平均値 (A0) 及び A0 からの減少分 (その他シナリオ)

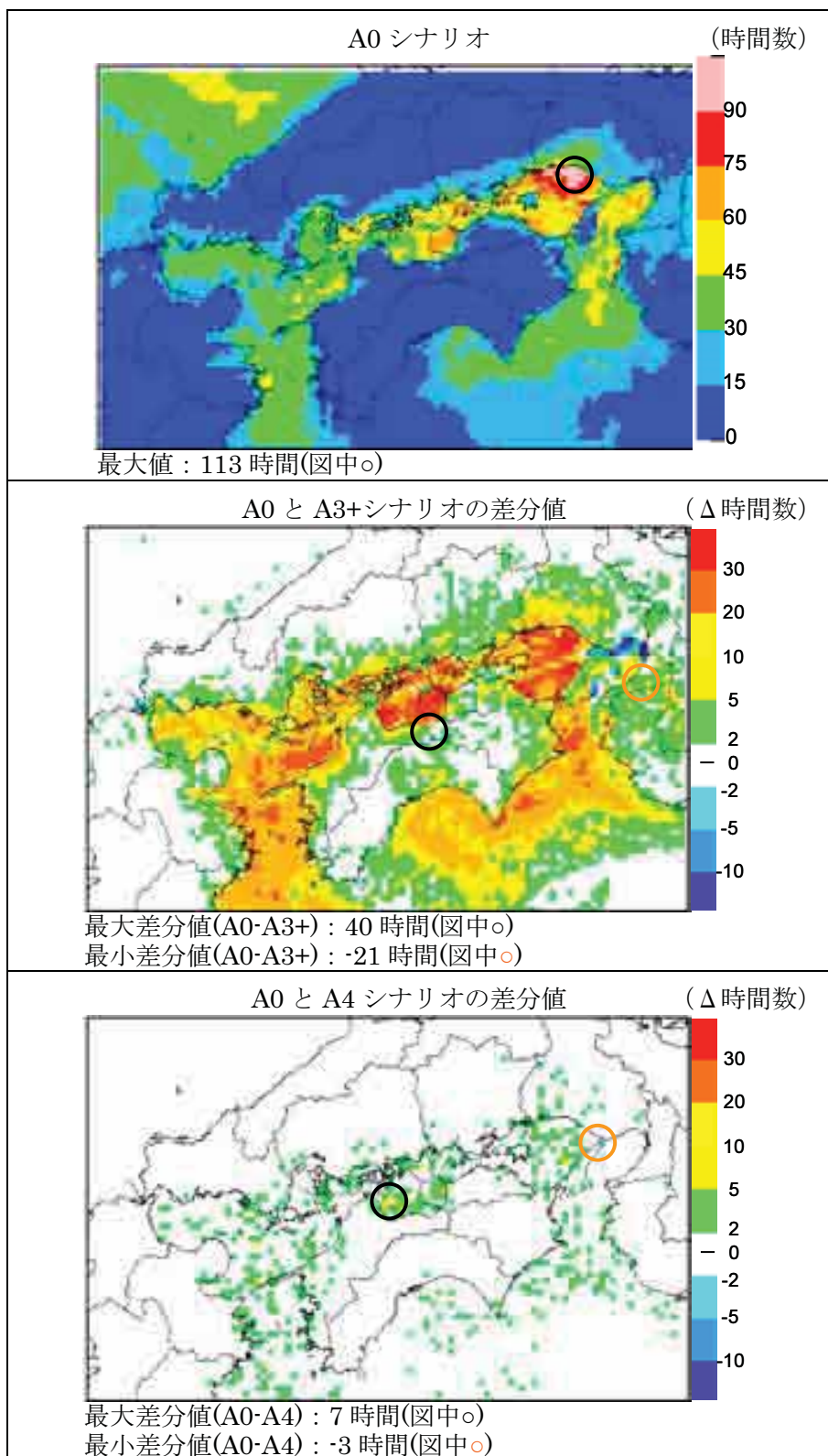


図 11.2-33 瀬戸内計算領域における O₃ 濃度の 1 時間値が 120 ppb 以上となった
時間数 (A0) 及び A0 との差分 (その他シナリオ)
(図下の最大日数は A0：超過日数の最大値、その他シナリオ：A0 との差分の最大値)

11.2.5 津軽海峡における ECA 設定の大気質改善への効果

各シナリオにおける津軽海峡内での SO₂ 排出量及び A0 からの削減量を表 11.2-15にまとめた。ただし、ここでは A3+及び A4 についてのみシミュレーションによる大気質改善効果の算定を実施した。

表 11.2-15 各将来シナリオの津軽海峡内における SO₂ 排出量

将来シナリオ	津軽海峡内における SO ₂ 排出量 (ton/year)	A0 からの削減量 (Δton/year)
A0	7,915	-
A2	1,980 (25.0%)	5,935
A3・A3+・A4	402 (5.1%)	7,513

※ カッコ内の%値は A0 排出量に対する割合

本報告書 4 章における地方計算領域の選定では、津軽計算領域は全硫黄沈着量に対する船舶寄与分が比較的多い領域として抽出された。そこで、ここでは図 11.2-133 に、津軽計算領域における硫黄の年間沈着量(A0) 及び A0 シナリオからの減少分 (その他シナリオ) を示した。

A3+・A4 シナリオのいずれにおいても A0 シナリオと比較すれば硫黄の年間沈着量の減少が見られ、津軽海峡海上においてその減少は大きくなる結果を示した。地方計算領域まで空間解像度を向上させることで、このような局所的な改善効果の把握が可能となる。ECA for S 導入の A3+・A4 シナリオでは SO₂ 排出量が同じなので、A0 シナリオからの硫黄の年間沈着量減少とその範囲にはほとんど違いはない。

加えて、図 11.2-35には、津軽計算領域において日平均 SO₂ 濃度が WHO 指針値：7.5 ppb を超えた日数及びその範囲を将来シナリオ毎に示した。図中の凡例の最小値が 8 日以上となっているため、色の付いた範囲が表 11.1-3に示した評価手法に適合しなかった領域を示しており、シナリオ間におけるその領域の範囲や絶対値の変化が大気質改善効果を意味する。

A0 シナリオにおいても、津軽海峡内における不適合領域は函館湾内に 2 グリッド出現したのみであり、ECA for S 設定シナリオである A3+及び A4 シナリオではそれら不適合領域は消滅する結果となった。なお、この不適合領域は津軽海峡を通過する航行船舶ではなく、停泊船舶及び陸上排出源によって発生したものと考えられる。

このように、津軽海峡では SO₂ 濃度に対する船舶の影響は小さいものの、その沈着量削減については ECA for S 設定によって一定の効果があると考えられる。

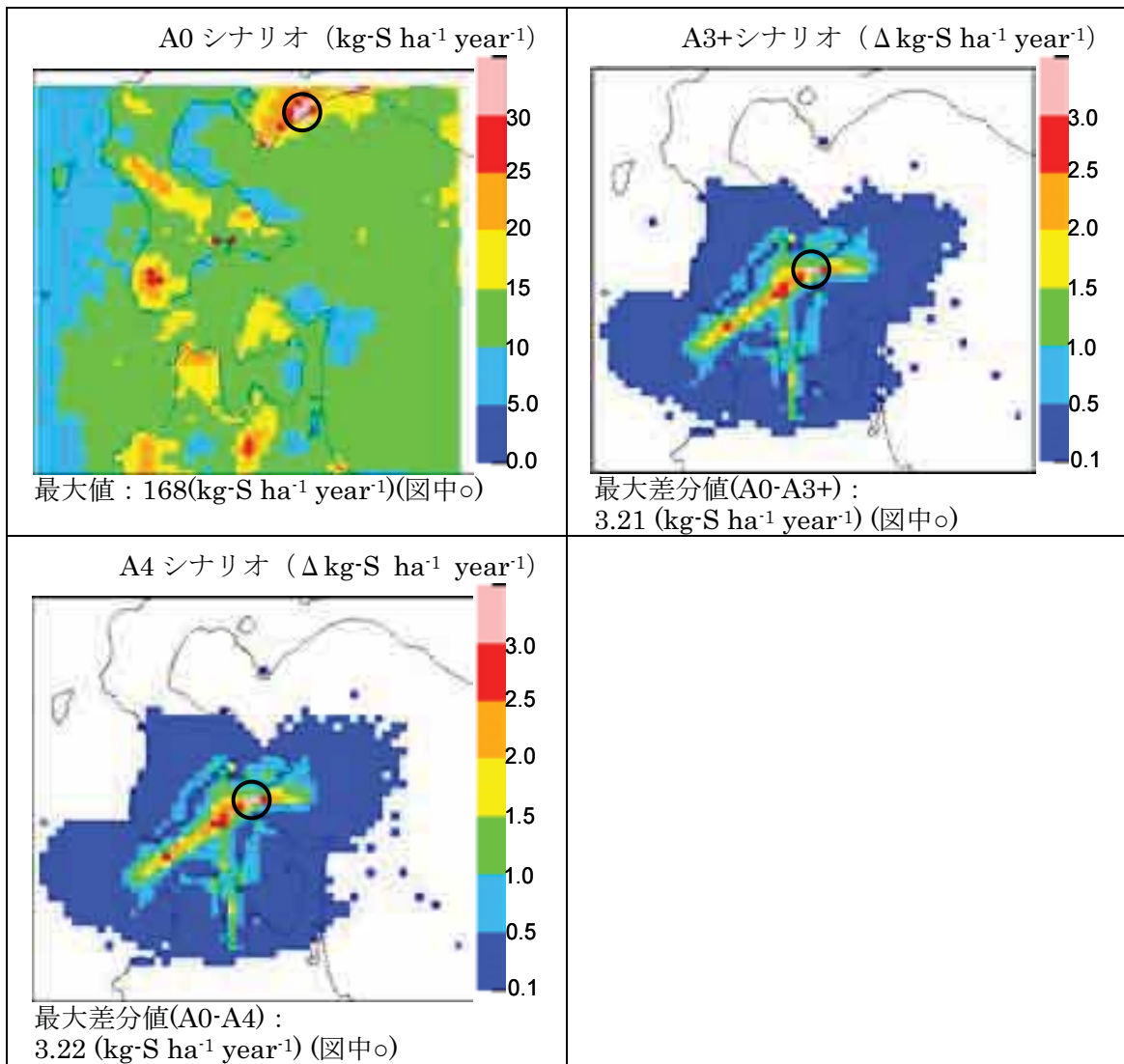


図 11.2-34 津軽計算領域における硫黄の年間沈着量 (A0) 及び A0 からの減少分 (その他シナリオ)

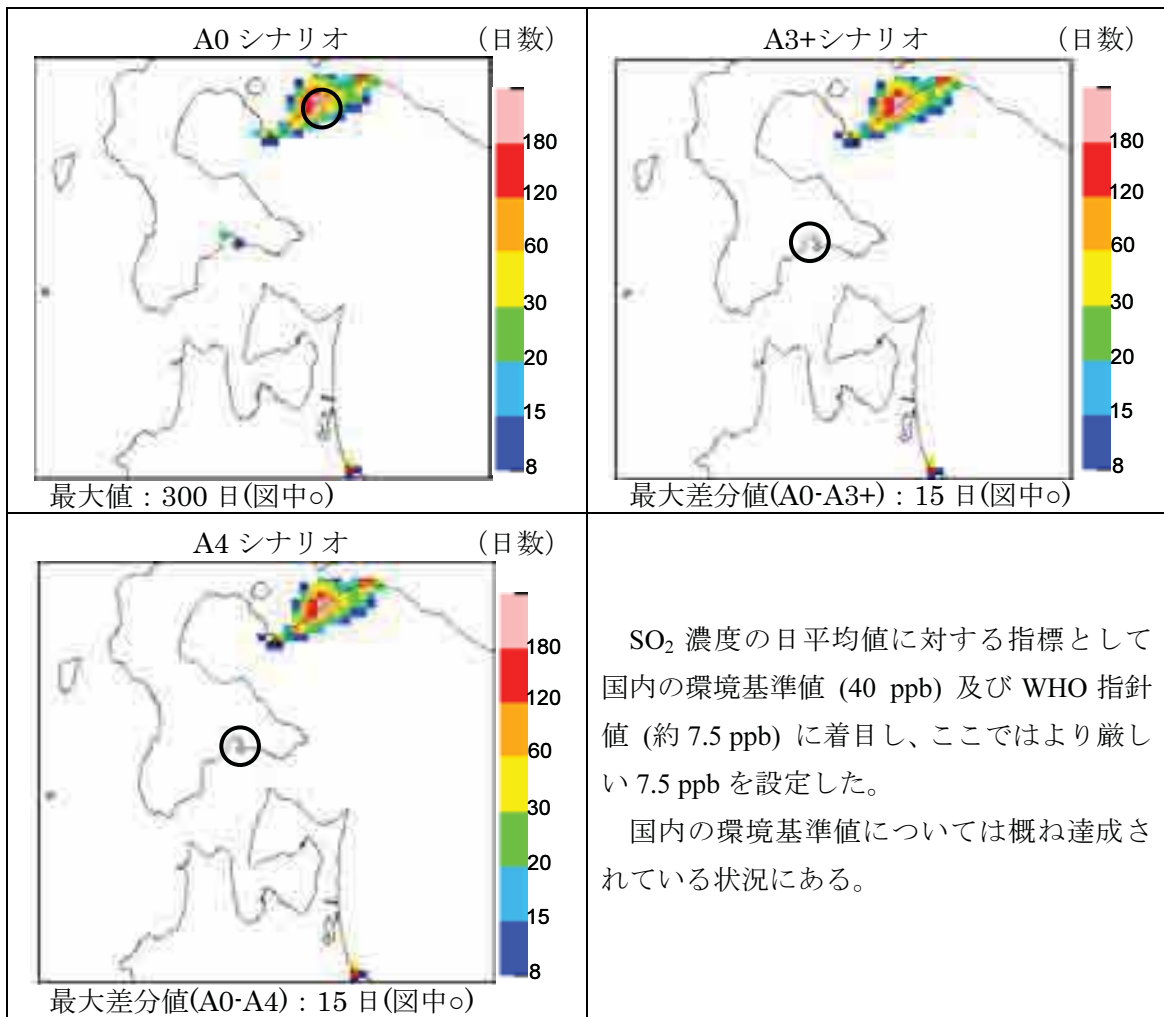


図 11.2-35 津軽計算領域における日平均 SO₂ 濃度が WHO 指針値 : 7.5 ppb を超えた日数 (8 日以上 : 2%以上) 及びその範囲

11.3 将来を対象とした日本計算領域でのシミュレーション結果

ここでは、地方計算領域の境界条件とした日本計算領域における A0 シナリオでの大気質シミュレーション結果を 2005 年の現況シミュレーション結果と比較し、現況から将来に対するベースラインの変化を把握した。また、日本広域における大気汚染物質の濃度分布より、国外からの汚染物質の流入の可能性を探った。

以下に、物質毎に年平均値の空間分布図を示す。

11.3.1 SO₂

日本計算領域における年平均 SO₂ 濃度の 2005 年現況と A0 シナリオとの比較を図 11.3-1 に示す。大陸からの影響が九州から関東まで広く及んでいることが示唆され、同領域における SO₂ のバックグラウンド濃度となり、その上に都市域を中心とした SO₂ の比較的高濃度な地域が点在している様子が見て取れる。2005 年の濃度分布と A0 シナリオの濃度分布にはほとんど差が見られない。

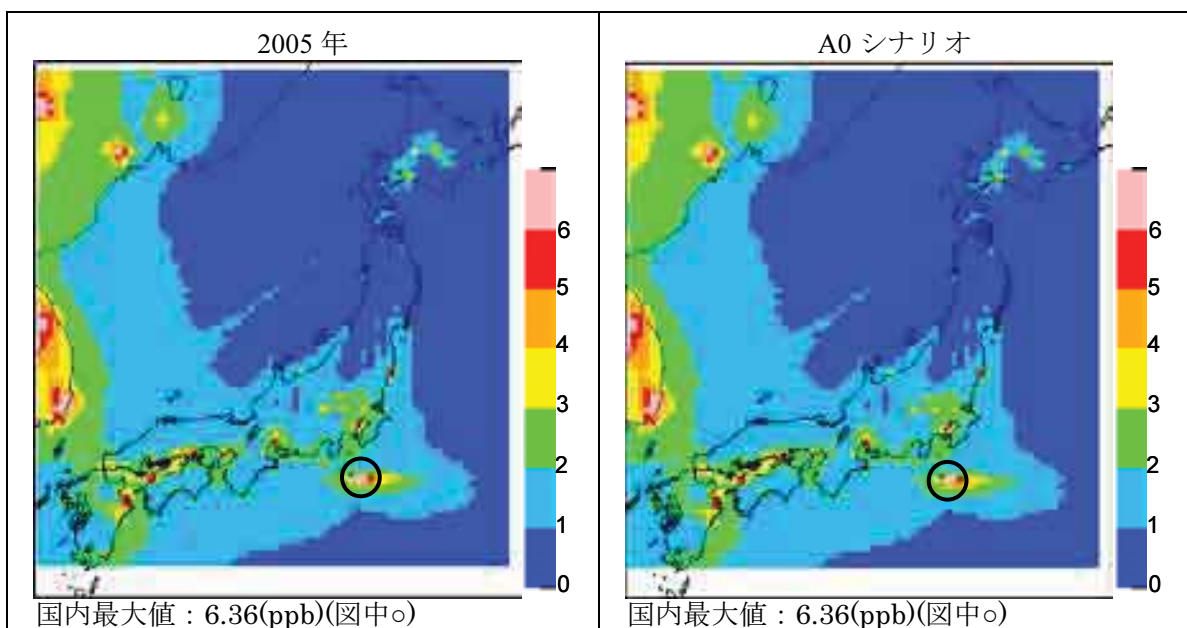


図 11.3-1 日本計算領域における年平均 SO₂ 濃度の 2005 年現況 (左図) と A0 シナリオとの比較

11.3.2 PM_{2.5}

日本計算領域における年平均 PM_{2.5} 濃度の 2005 年現況と A0 シナリオとの比較を図 11.3-2 に示す。SO₂ 濃度と同様に、大陸からの影響が九州から関東まで広く及んでいることが示唆され、広域的な PM_{2.5} のバックグラウンド濃度となっており、その上に都市域を中心とした PM_{2.5} の高濃度地域が点在している様子が見て取れる。2005 年の濃度分布と A0 シナリオの濃度分布にはほとんど差が見られない。

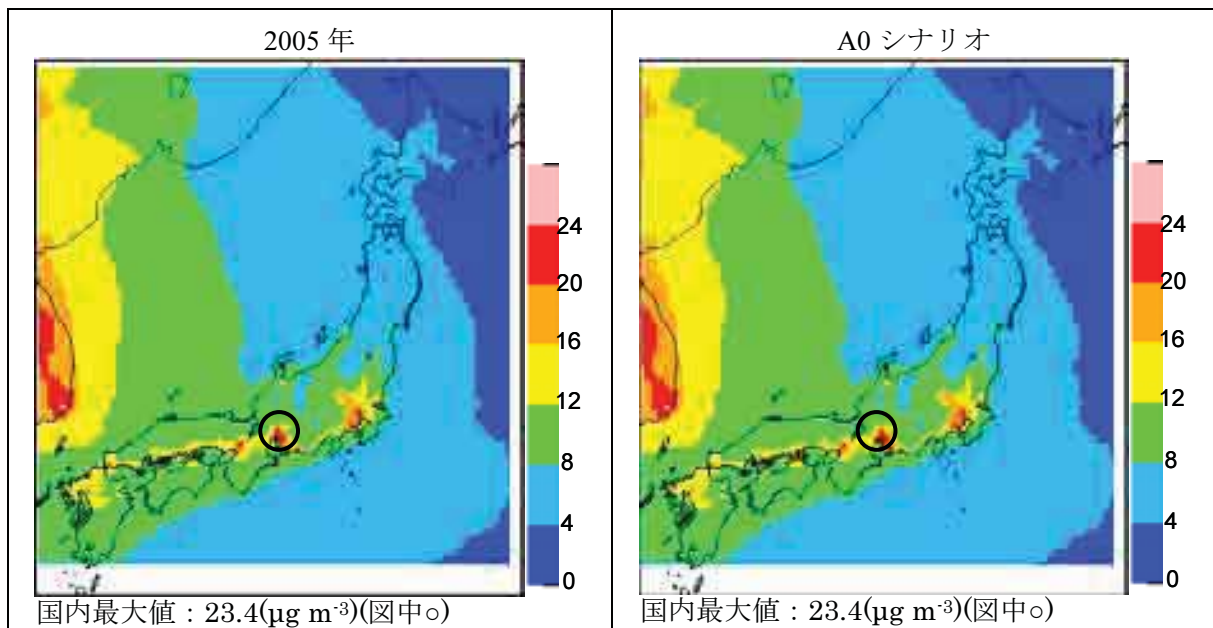


図 11.3-2 日本計算領域における年平均 PM_{2.5} 濃度の 2005 年現況 (左図) と A0 シナリオとの比較

11.3.3 NO₂

日本計算領域における年平均NO₂濃度の2005年現況とA0シナリオとの比較を図11.3-3に示す。SO₂やPM_{2.5}濃度で見られたような大陸からの濃度の広がりや日本まで及んでいない。これは、大気中でのNO₂の寿命が短いことが主たる理由である。なお、2005年の濃度分布とA0シナリオの濃度分布にはほとんど差が見られない。

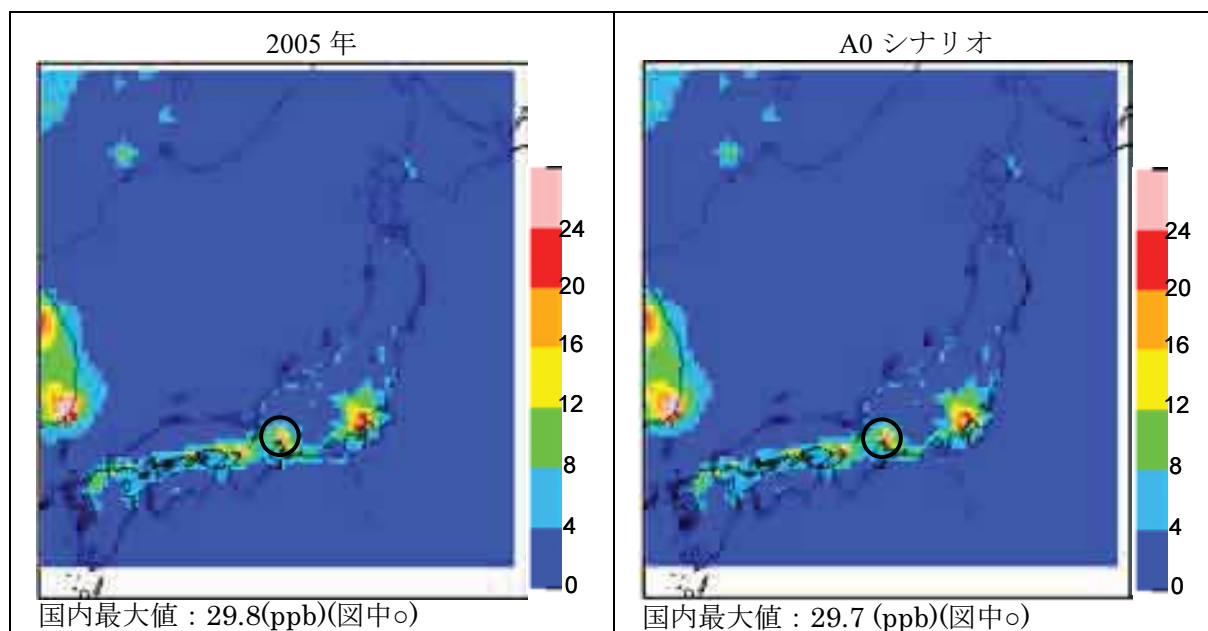


図 11.3-3 日本計算領域における年平均NO₂濃度の2005年現況(左図)とA0シナリオとの比較

11.3.4 光化学オキシダント

日本計算領域における年平均 O_3 濃度の 2005 年現況と A0 シナリオとの比較を図 11.3-4 に示す。

大陸で排出された NO_x は大気中で O_3 や 2 次粒子に姿を変えて輸送される。 O_3 濃度で見えた場合、大陸からの影響が広く北海道の南端を含む日本全域に及んでいることが示唆され、 O_3 のバックグラウンド濃度となり、その上に都市域で排出された NO との反応によって年平均値で見れば O_3 濃度が減少している様子が見て取れる。A0 シナリオの濃度分布では、朝鮮半島の東側の海域で 2005 年よりわずかながら O_3 濃度が低下したが、日本国内において大きな変化は確認できなかった。

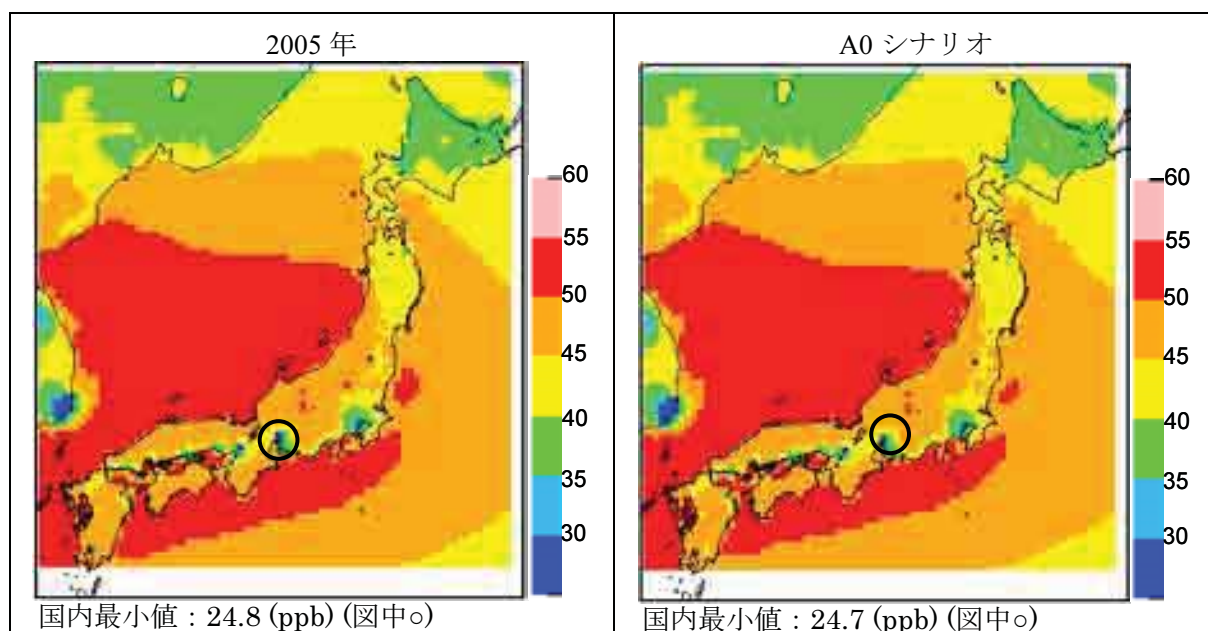


図 11.3-4 日本計算領域における年平均 O_3 濃度の 2005 年現況 (左図) と A0 シナリオとの比較

12 まとめ

12.1 本調査の結論

- (1) 今年度は、昨年度作成した船舶起源の排出源データについて、①漁船排出源データの再整備、②距岸 50NM 以遠 EEZ 内における外航商船航行時の活動量算出、③船舶データベースに基づく商船航行時の活動量算出、④外航商船の航行時活動量の再区分 及び ⑤非燃焼起源 NMVOCs の排出データの整備を行い、より精緻な排出源データの再整備を行った。また、今後の検討に必要となる港湾域の停泊時の排出源データの点源化を試みた。(第 1 章)
- (2) 領域化学輸送モデルの CMAQ (Community Multiscale Air Quality) 及び気象モデルの WRF (Weather Research Forecast model) を利用し、アジア計算領域 (計算格子解像度: 80 km) → 日本計算領域 (計算格子解像度: 20 km) → 地方計算領域 (計算格子解像度: 5 km) の 3 重ネスティング領域からなる大気質シミュレーションモデルを構築した。(第 2 章)
- (3) アジア計算領域からの移流効果を考慮した日本計算領域 (格子解像度: 20 km) におけるモデル計算値の再現性を検証した。作業においては、対象とする大気汚染物質濃度および沈着量の実測値と計算値との比較を、年平均値や日平均値で比較するだけでなく、高濃度現象の空間的・時間的再現など、多角的評価を行った。いずれの大気汚染物質ともに濃度レベルの再現性は既存研究と比較しても遜色ないことが確認され、地方域計算対象領域の選定のための評価ツールとしての再現性は充分有していると考えられる。(第 3 章)
- (4) 船舶及び陸上起源排出量の空間分布、大気汚染物質の大気中濃度と環境基準値または指針値との関係、大気汚染物質の沈着量の空間分布に着目して、地方計算領域を選定した。地方計算領域に選定することの目的は、ECA 設定によって期待される大気質の改善効果を地方計算領域によって更に詳細に把握することであり、選定された 5 海域において ECA 設定の必要性が高いと言うことを直ちに意味する者ではない。(第 4 章)
- (5) ECA 設定に係る大気質改善効果を算定するに当たり、地方計算領域 (格子解像度: 5 km) でシミュレートされた SO_2 ・ NO_2 ・ $\text{PM}_{2.5}$ ではそれら濃度の日平均値の年間 98 パーセントイル値を、光化学オキシダントでは PO 濃度が 120 ppb を超えた年間の時間数を指標にして算定することとした。その算定に当たり、地方計算領域におけるモデル計算値の再現性を確認し、ECA 設定の評価ツールとしては十分な再現性を有していることが確認できた。(第 5 章)
- (6) 大気質シミュレーションモデルのさらなる精緻化を目的に、粒子化モデル、局所的な大気拡散について検討した。また、さらなる精緻化を図る上での課題を抽出した。(第 6 章)

- (7) 船舶排ガスによる人体健康影響に対する寄与度を定量的に評価するために、米国 EPA が開発した BenMAP コードを用い、大気汚染物質の船舶寄与分による死亡と疾病に対する評価を試み、今後の課題を明らかにした。なお、本事業においては健康影響の変化量の評価にとどめ、金銭換算は行っていない。(第7章)
- (8) 硫黄・窒素の沈着量及び AOT40 に対する船舶寄与分を、2005 年の現況再現シミュレーション及び船舶排出量をゼロとした仮想シミュレーションの差から定量した。(第8章)
- (9) Global Switch の導入、ECA for S の設定、ECA for N の設定等を考慮して、将来(2020年)を対象とした船舶起源排出量の推計シナリオを複数設定し、各々のシナリオにおける排出係数の決定及び排出量の算定方法を検討した。2020 年では ECA for N の設定により Tier3 対象となる 2016 年 1 月 1 日以降の新造船の割合が少ないことが予想されるので、全ての船舶が tier3 対応であると仮定したシナリオも設定した。(第9章)
- (10) 各々のシナリオに対し、活動量が 2005 年から将来に向けて変化しない A シリーズ及び変化する B シリーズの 2 つを適用し、将来を対象とした排出量の推計を行った。推計の対象とした海域は東京湾、伊勢湾、大阪湾、瀬戸内海、津軽海峡に加え、日本周辺離岸距離 12 海里及び 50 海里とした。ただしこれら海域は ECA 設定の解析を行う候補であり、同海域において ECA 設定性が高いということではない。(第10章)
- (11) 日本計算領域及び地方計算領域を対象に大気質シミュレーションを実施し、活動量が 2005 年から将来に向けて変化しない A シリーズにおけるシナリオ別の大気質改善効果を算定した。なお、本章で設定した港湾における地理的領域は、あくまでも一次計算のものであり、この範囲の海域に ECA を設定する必要性をうたっているものではない。細かい地理的設定範囲の違いによる大気質改善効果は次年度において解析を試みる予定である。(第11章)

12.2 本調査の背景及び目的

港湾付近の大気汚染を改善するために、港湾付近の航行及び停泊船舶に限定して規制を強化する考え方があり、改正された MARPOL 73/78 条約付属書 VI においても、NO_x 及び SO_x・PM について、各国の判断で自国の海域に排出規制海域 (ECA) を設定できることになり、設定に際しては環境影響評価を行い、それに基づいて適切な海域設定を行うことが求められている。

そのため、ECA 設定に関する広範囲の評価が可能なモデルを作成し、シミュレーションを行い、沿岸域住民の健康や陸・海生態系への環境影響を評価するとともに、我が国における ECA 設定の根拠となる科学的な資料を作成し、船舶に係わる環境政策の策定に寄与することを目的として、平成 22 年度より 3 年計画で日本財団助成事業「排出規制海域設定による大気環境改善効果の算定」を実施している。

昨年度は、上記事業の初年度として、シミュレーションの元となる陸上及び海上の排出源データを作成するとともに、ECA 設定に関する広範囲の評価が可能なモデルに関する調査検討を行った。

今年度は、昨年度の成果を踏まえて、以下のステップで ECA 設定時の改善効果を算定、整理することを目的とする。

- ・ 現況 (2005 年) における排出源データのさらなる精緻化
- ・ 将来 (2020 年を想定) シナリオに基づく将来における大気汚染物質の排出源データの算出
- ・ 大気拡散反応モデルを用いた現況の濃度計算結果と既存の試算結果や実測値との比較による整合性の評価、検討
- ・ 将来の排出源データを用いた将来の大気汚染物質濃度の予測シミュレーション
- ・ 濃度計算結果を用いた人体影響及び生態系への影響に対する評価モデルによる試算

本報告書の構成は、以下のようになっている。

- 第 1 章：船舶起源の発生源データの再整備
- 第 2 章：大気質改善効果の算定に適用した大気質シミュレーションモデル
- 第 3 章：日本計算領域の再現性
- 第 4 章：日本計算領域からの地方計算領域の選定
- 第 5 章：地方計算領域の再現性
- 第 6 章：大気質シミュレーションモデルの精緻化に係る検討
- 第 7 章：人体健康影響評価
- 第 8 章：生態系影響評価
- 第 9 章：将来を対象とした船舶起源排出量の推計方法
- 第 10 章：将来を対象とした船舶起源排出量の推計結果と考察
- 第 11 章：将来を対象とした大気質改善効果の算定シミュレーション

12.3 本調査の範囲

本調査の範囲は、昨年度の成果を踏まえて、①現況 (2005 年) における排出源データをより精緻化し、また、②将来 (2020 年を想定) シナリオについてもより詳細に検討し、将来における大気汚染物質の排出源データを算出する、そのうえで、③大気環境を対象とした大気拡散反応モデルを用いた現況の濃度計算結果を、既存の試算結果や実測値と比較し、その整合性について評価・検討した上で、④将来の排出源データを用いて将来の大気汚染物質濃度の予測シミュレーションを行う、さらに、⑤濃度計算結果を用いた人体影響及び生態系への影響に対する評価モデルによる試算を行い、ECA 設定時の改善効果を算定・整理することである。

12.4 本調査の成果概要

本調査の成果概要は以下のとおりである。なお、ここでは、本文の各章の冒頭に記載したアブストラクトをそのまま再掲している。

12.4.1 船舶起源の発生源データの再整備

MARPOL 73/78 条約 附属書 VI の改正に伴い、大気汚染物質の排出規制海域 (ECA : Emission Control Area) を各国が設定することが可能となったことから、昨年度の調査では、同海域の我が国海域への設定を考慮するための基礎資料として、同附属書の直接の規制対象となる外航船だけでなく、漁船や内航船を含む全ての船舶を起源とする大気汚染物質 (NO_x、SO_x、CO、NMVOC、PM 及び総排ガス量) の排出源データを現況・将来について整備するとともに、他の発生源との排出量比較を行った。排出源データとは、単なる排出総量だけではなく、大気環境を対象とした化学輸送シミュレーションにおいて利用できる、空間的・時間的な解像度を持つデータベースをいう。

今年度は、昨年度作成した船舶起源の排出源データについて、①漁船排出源データの再整備、②距岸 50NM 以遠 EEZ 内における外航商船航行時の活動量算出、③船舶データベースに基づく商船航行時の活動量算出、④外航商船の航行時活動量の再区分を行い、より精緻なデータの再整備を試みた。また、今後の検討に必要な非燃焼起源 NMVOCs の排出データの整備を行った。

漁船排出源データは、昨年度の検討終了後、国の ECA 委員会において水産庁より漁業活動に関する考え方が示されたことを踏まえ、船型区分や活動範囲等の操業パターンを見直した。これにより、漁船で 2,475 キロトンと推計していた漁船活動量はそのままに、船型や距岸に対する燃料消費量の割合を再設定した。また、200 海里以遠で活動する漁船の EEZ 内往復航行時における燃料消費を考慮し、年間で計 29 キロトン消費されるものと推計して EEZ 内の海上メッシュに一律均等に振り分けてデータを整備した。

距岸 50 海里以遠 EEZ 内における外航商船航行時の活動量の算出については、AIS 電波の受信範囲外であるため、AIS 受信電波によって作成した航跡を距岸 200 海里 (EEZ ライン) まで延長して航跡のモデル化を行った。50 海里以遠 EEZ 内の燃料消費量等の算出結果は以下のとおりである。

(単位 : ton/year)

燃料消費量	NO _x	SO ₂	PM
2,810,546	102,738	149,347	9,494

これまでは燃料消費量の算出に必要な総トン数、機関定格出力、航海速力等のデータについては、別途定めた回帰式等によって求めて算出してきたが、船種・船型によってはばらつきが見られることから、今年度は別途船舶データベースを作成し、同データベースを参照して燃料消費量の算出に必要なパラメータを個別に求める方法を検討した。商船航行

時の活動量の算定に使用した AIS 航跡データには船舶を特定する識別信号がかなり高い割合で記録されており、検討の結果、これまでの算定方法による燃料消費量と新たな算定方法による燃料消費量は、海域にもよるが最大で2割程度の差に収まっている。

昨年度作成した外航商船の活動量データでは、国際海峡を通過して日本に寄港しない外航船も日本に寄港する外航船も同じひとつの区分に集計されていたが、今後、将来の活動量の伸び率を考慮するにおいて必要になるため、これらを区別し、また、韓国国内のみで海上輸送に従事する船舶を韓国内航船として区別してデータを再整備した。

タンクのガスフリー作業や荷役時に発生する船舶からの NMVOCs の排出データを、港湾統計等を活用して整備した。原油、ガソリン及びケミカル荷役時のそれぞれについて NMVOCs の総排出量を推計すると次のとおりであり、これを各港湾内における対象船舶の係留岸壁を含む3次メッシュ内に均等配分し、時間プロファイルについては、過年度の調査結果より停泊船舶の時間帯別燃料消費量データから設定した。

(単位：ton/year)			
	原油	ガソリン	ケミカル
荷役起源の NMVOCs	1,776	5,508	60

12.4.2 大気質改善効果の算定に適用した大気質シミュレーションモデル

大気質改善に係る発生源対策の検討は汚染物質の排出源データのみで評価できるものではなく、その発生源データを入力値とした大気質シミュレーションモデルによる評価・解析が必要不可欠とされる。しかしながら、わが国ではそのような発生源対策に対して標準化されたモデルが整備されておらず、また、発生源対策の効果を定量的に評価する手法も明確には定められていない。

このような背景のもと、本事業では領域化学輸送モデルの CMAQ (Community Multiscale Air Quality) 及び気象モデルの WRF (Weather Research Forecast model) を利用し、アジア計算領域 (計算格子解像度：80 km) → 日本計算領域 (計算格子解像度：20 km) → 地方計算領域 (計算格子解像度：5 km) の3重ネスティング領域からなる大気質シミュレーションモデルを構築した。

東アジア域の人為起源汚染物質の排出量は REAS v 1.1 をベースとし、REAS で考慮されていない発生源については各種インベントリを組み合わせることで補間した。日本計算領域や地方計算領域における人為起源汚染物質の排出量には、陸上発生源には EAGrid2000-Japan を使用し、船舶起源には本事業において作成した船舶排出量データを使用した。

ここでは ECA 設定による大気質改善効果を定量的に評価するための手法も検討した。大気汚染物質の動態は明確な日内変動及び季節変動を持つものであり、様々な条件下において、数時間単位といった短期的な高濃度を示すエピソードが出現する。光化学オキシダントのように、1時間値をもとにして注意報・警報を発令する必要があるなど、短期的な曝露影響を予測することもシミュレーション解析には要求される。

本事業でも、より高い計算精度を追求するために、大気中における化学反応や様々な物理過程を計算に考慮できる CMAQ を適用し、その入力データとして時間・空間的に高解像度な発生源データの作成を船舶及び陸上の双方で努めてきた。時間解像度の高い解析は、特定の大气汚染現象の原因特定やその影響が及ぶであろう範囲の想定には有効となる。しかしながら、CMAQ に限らず、領域規模を対象とした化学輸送シミュレーションモデルでは、大气汚染物質の排出パターンをセクター毎にある程度平均化して扱うため、空間解像度の詳細化に関わらず個々の濃度上昇現象を全て完全に再現することは極めて困難である。そのため、具体的な ECA 設定によって期待される大気質改善効果の把握では、対策によって期待される効果を濃度の 1 時間値に対する改善効果ではなく、環境基準値や指針値を基準として統計的に議論すること、つまり年平均値における改善効果あるいは、日本における環境基準達成を評価する手法として用いられる 98 パーセンタイル値における改善効果を評価することが適切と考えた。

そこで本事業では、わが国における大気環境基準値による大気汚染状況の評価手法を参考にし、下表に示す評価手法を持って ECA 設定に関わる大気質改善効果を算定することとした。

評価対象物質	評価手法
SO ₂	<p>SO₂ 濃度の日平均値に対する指標として国内の環境基準値 (40 ppb) 及び WHO 指針値 (約 7.5 ppb) に着目し、ここでは日平均値の年間 98% 値と WHO 指針値 (約 7.5 ppb) との比較から適合評価を実施。8 日以上 (2% 以上) となる領域を抽出した。</p> <p>なお、日平均値に対する国内の環境基準値は 40ppb であり、概ね基準は達成されている状況にあるが、ECA 設定による改善の変化を明確に把握することを目的として、ここではより厳しい 7.5 ppb を設定した。</p>
NO ₂	<p>日平均値の年間 98% 値と日本の環境基準値 (40 ppb) との比較から適合評価を実施。8 日以上 (2% 以上) となる領域を抽出した。</p>
PM _{2.5}	<p>PM_{2.5} 濃度の日平均値に対する指標として国内の環境基準値 (35µg/m³) 及び WHO 指針値 (25 µg/m³) に着目し、ここでは日平均値の年間 98% 値と WHO 指針値 (約 7.5 ppb) との比較から適合評価を実施。8 日以上 (2% 以上) となる領域を抽出した。</p> <p>なお、日平均値に対する国内の環境基準値は 35 µg/m³ となっているが、ECA 設定による改善の変化を明確に把握することを目的として、ここではより厳しい 25 µg/m³ を設定した。</p>
光化学 オキシダント	<p>O₃ 濃度の 1 時間値が注意報発令となる 120 ppb を超えた時間数を年間で積算。</p>

12.4.3 日本計算領域の再現性

日本広域における濃度・沈着量の把握、並びに ECA 設定によって大気質改善効果が期待されると考えられる地方計算領域の選定を行うに当たり、日本計算領域 (格子解像度: 20 km) におけるモデル計算値の再現性を確認した。再現性確認では、観測データを対照として、「大気中濃度の比較 (3.2.1 節)」、「濃度の高パーセンタイル間における比較 (3.2.2 節)」、「沈着量比較 (3.2.3 節)」といった3つの解析を行った。「大気中濃度の比較 (3.2.1 節)」では、各地点における濃度レベルや日内変動、季節変動といった大気汚染物質の動態に係る再現性の確認を目的とした。「濃度の高パーセンタイル間における比較 (3.2.2 節)」では、人体・植生を対象とした環境影響評価で着目しなければならない高濃度現象の出現に係る再現性を確認することを目的とした。「沈着量比較 (3.2.3 節)」では、陸上・海上における生態系を対象とした環境影響評価で着目しなければならない沈着量の再現性を確認することを目的とした。再現性の確認は、大気環境基準値が設定されている SO₂、NO₂、PM_{2.5}、光化学オキシダント(O₃ 及び PO) を対象として実施した。

SO₂ 及び NO₂ 濃度の 1 時間値による比較では、都市域において観測値が短時間で極端な上昇を示す事象 (特異事象や日中ピーク) をモデル計算値が再現できない場合が散見された。SO₂ 及び NO₂ は化石燃料の燃焼を主な発生源としており、都市域には多種多様な排出源・排出パターンが存在する。CMAQ などの領域規模を対象とした化学輸送モデルでは汚染物質の排出パターンをある程度平均化して扱うため、個々の濃度上昇を同時に全て再現することは事実上難しいと考えた (3.2.1 (1) 及び (2) 参照)。

PM_{2.5} 濃度の 1 時間値による比較では、本モデルが SPM と PM_{2.5} の粒径の違いを概ね再現でき、かつ濃度レベルの再現性は既存研究と比較しても遜色ないものであった (3.2.1 (3) 参照)。

光化学オキシダント濃度の 1 時間値による比較では、遠隔地域ではバックグラウンド濃度の観測値を概ね再現した。都市部では NO_x との生成・消滅反応を主たる理由とする明確な日内変動を再現したが、夜間における O₃ 濃度の低下を再現できていない場合が散見された。ただし、光化学オキシダントでは注意報発令となる高濃度現象や日中の光合成への弊害 (植生影響) に焦点を当てるため、この夜間における不確実性は問題ないと考えた (3.2.1 (4) 参照)。

事例解析として、川崎において 2005 年 8 月 4-6 日で観測された SO₂・NO₂・O₃ の高濃度現象を水平分布より解析した。結果、8 月 6 日の SO₂ 高濃度は三宅島御山からの火山起源の SO₂ 輸送が原因であり、8 月 4-5 日の各物質の高濃度は典型的な光化学スモッグの発生メカニズムによって出現したと考えられた (3.2.1 (5) 参照)。

一般的に、大気汚染防止に対する発生源対策は高濃度現象に対して講じるものであるため、濃度の高パーセンタイル区間を対象とした再現性の確認を行った。日本の大気環境基準値や WHO の指針値を指標値としてモデル計算値と観測値を比較した場合、モデル計算値が指標値を跨いで観測値よりも過大である場合は、地域計算領域の選定を保守的に行うことが可能であると判断した。逆に、モデル計算値が指標値を跨いで観測値よりも過小である場合は、ECA 設定の検討を行うべき地域を見逃す危険性があることから、その他のク

ライテリアによるフィルタリングも適用して地方計算領域の選定を行わなければならない判断した (3.2.2 参照)。

沈着量は生態系影響評価で必要となる情報であるが、大気沈着が及ぼす生態系への影響は一般的に中・長期的スパンで出現するものである。そのため、沈着量の再現性確認は月積算沈着量での比較から検証した。ここでは乾性沈着量の観測データが限られている現状より、硫酸イオン (SO_4^{2-})、硝酸イオン (NO_3^-) 及びアンモニウムイオン (NH_4^+) の湿性沈着量についてその再現性を確認した。湿性沈着量を基準にして地方選定領域の選定を行うとした場合、年積算値でみればモデル計算値は観測値よりも過大か概ね同等であるため、地域計算領域の選定を保守的に行うことが可能と判断した (3.2.3 参照)。

12.4.4 日本計算領域からの地方計算領域の選定

地方計算領域における目的は、具体的な ECA 設定によって期待される大気質の改善効果の大きさ及び分布を詳細に把握することである。その解析の対象とすべき海域を日本計算領域におけるシミュレーション結果からスクリーニングする場合、モデル計算値が観測値よりも過大である場合は、地域計算領域の選定を安全側の立場で行うという判断が可能となる。他方、過小である場合は、大気質シミュレーションの結果では ECA 設定の検討を行うべき地域を見逃す危険性があることを意味する。そのため、その他のクライテリアの適用によるフィルタリングが必要になると考え、ここでは船舶及び陸上起源排出量の空間分布も考慮に加えて地方計算領域の選定を行うこととした。

以下に地方計算領域の選定に係るクライテリアをまとめる；

クライテリア 1: 船舶及び陸上起源排出量の空間分布

クライテリア 2: 大気汚染物質の大気中濃度と環境基準値または指針値との関係

クライテリア 3: 大気汚染物質の沈着量の空間分布

クライテリア 2 及び 3 は、日本計算領域における 2005 年を対象とした計算 (標準計算) 及び船舶排出量をゼロとした計算 (船舶 OFF 計算) を実施し、両者の比較から船舶が及ぼす大気中濃度及び沈着量への寄与を把握することで地方計算領域を選定した。ただし、船舶排出量をゼロとすることは非現実的であり、そのシミュレーション結果より定量される船舶の寄与分がそのまま削減可能量を意味することにはならず、ECA 設定の必要性を直接示した数値とはならない点に留意する必要がある。

3 つのクライテリアによるスクリーニングより東京湾、伊勢湾、大阪湾、瀬戸内海、津軽海峡の 5 つの海域を、地方計算領域による解析の候補として選定した。これに加え、対馬海峡も $\text{PM}_{2.5}$ 及び全硫黄沈着量では解析候補として抽出されたが、影響が示唆されたプサン港への寄港船舶に対して ECA を設定することは現実的には困難であると考え、ここでは地方計算領域による解析の候補から外すこととした。

なお、地方計算領域では、都市大気環境をシミュレートしつつ、かつ具体的な ECA 設定によって期待される大気質の改善効果を把握することが目的となる。従って、この時点で

は同海域に ECA を設定することが必要であると結論したことにはならないことに留意されたい。

12.4.5 地方計算領域の再現性

本報告書では、ECA 設定に係る大気質改善効果を算定するに当たり、地方計算領域 (格子解像度 : 5 km) でシミュレートされた $\text{SO}_2 \cdot \text{NO}_2 \cdot \text{PM}_{2.5}$ ではそれら濃度の日平均値の年間 98 パーセンタイル値を、光化学オキシダントでは O_3 濃度が 120 ppb を超えた年間の時間数を指標にして算定することとした。その算定に当たり、地方計算領域におけるモデル計算値の再現性を確認した。

再現性確認では、3 大港湾を含む関東計算領域、中部計算領域、近畿計算領域における観測データを対照として、「大気中濃度の比較 (5.2.1 節)」及び「濃度の高パーセンタイル間における比較 (5.2.2 節)」を行った。なお、沈着量は生態系影響評価で必要となる情報であるが、その評価は日本計算領域において広域的に評価することとしたため、地方計算領域での再現性確認には含めないこととした。「大気中濃度の比較 (5.2.1 節)」では、各地点における濃度レベルや日内変動、季節変動といった大気汚染物質の動態に係る再現性の確認を目的とした。「濃度の高パーセンタイル間における比較 (5.2.2 節)」では、算定される大気質改善効果の妥当性を解釈する上で必要となるモデルの予測精度を確認することを目的とした。再現性の確認は、大気環境基準値が設定されている SO_2 、 NO_2 、 $\text{PM}_{2.5}$ 、光化学オキシダント (O_3 及び PO) を対象として実施した。

「大気中濃度の比較 (5.2.1 節)」では、モデル計算値が示した 1 時間値に対する精度は、現時点では観測値の絶対値をすべて再現できるだけの確実性を有さないまでも、その結果は、再現された高濃度事象の要因解析やその影響が及ぶであろう範囲の想定には有効となると考えた。例えば、2005 年 8 月 4-5 日に観測された O_3 の高濃度現象では、2005 年 8 月 4 日の日中は陸上において O_3 が高濃度となり、翌日の 8 月 5 日は海上から高濃度の O_3 が流入した様子が空間分布より把握できた。また、2005 年 8 月 6 日における三宅島御山から SO_2 の輸送は関東南部を通過しつつ、その高濃度帯は栃木県の中心部にまで達していたことが把握できた。

しかしながら、モデル計算値の 1 時間値が持つ精度を考えれば、ECA 設定による大気質改善効果は濃度の 1 時間値に対する改善効果ではなく、環境基準値や指針値を基準として統計的に議論すること、つまり年平均値における改善効果あるいは、日本における環境基準達成を評価する手法として用いられる 98 パーセンタイル値における改善効果を評価することが適切と考えた。

モデルには予測誤差は必ず存在し、観測側の不確実性も考慮すれば 100 % の再現性を示すことは不可能である。ここでの再現性確認の目的は、算定される大気質改善効果の妥当性を解釈する上で必要となるモデルの予測精度を確認することである。「濃度の高パーセンタイル間における比較 (5.2.2 節)」では、 SO_2 、 NO_2 、 $\text{PM}_{2.5}$ では日平均値の年間 98 パーセンタイル値について、 O_3 及び PO は 1 時間値が 120 ppb を超過した時間数の差についてモデル計算値と観測値の差を定量した。以降、ECA 設定による大気質改善効果の算定結果は、

ここで定量された程度の誤差を含んだものである点に留意されたい。

12.4.6 大気質シミュレーションモデルの精緻化に係る検討

大気質シミュレーションモデルのさらなる精緻化を目的に、粒子化モデル、局所的な大気拡散について検討した。

粒子化モデルの検討においては、異なる概念のもとに開発された粒子化モデル (MADRID) と本事業で使用したモデル (AERO5) を用いて、両モデルの差がシミュレーション結果に与える影響について解析した。PM_{2.5} 高濃度エピソードを対象に両モデルの比較を行った結果、MADRID の使用によって PM_{2.5} に含まれる数成分についてはわずかに観測値に近づくが、PM_{2.5} の総量としては大きな差が見られないことを示した。またこの点に加え、MADRID の適用によりシミュレーションコストが増加する点、MADRID では考慮されていない物理過程がある点などから、ECA 設定の調査に使用する粒子化モデルとしては、AERO5 が適していると結論付けた。

局所的な大気拡散の検討においては、本事業で使用した大気質モデルでは解像できない港湾部における局所的な汚染物質の拡散状況について解析を行い、地方計算領域における格子解像度；5km 内での停泊船舶からの SO₂ 拡散状況を年平均値と日平均値で確認した。特に日平均値では、面では捉えることができない局所的なプルームの流れが見られることを確認した。

さらに、上記以外にも精緻化を図る手法について検討し、(i) 船舶発生源のモデル鉛直層への分配、(ii) 観測比較の際のモデルデータの空間的補正、(iii) 大気質モデル沈着過程の高精度化、が精緻化を図る上での今後の課題であると結論付けた。

12.4.7 人体健康影響評価

船舶排ガスによる人体健康影響に対する寄与度を定量的に評価するために、米国 EPA が開発した BenMAP コードを用い、死亡と疾病に対する評価を試みた。なお、本事業においては健康影響の変化量の評価にとどめ、金銭換算は行っていない。

対象域を関東域、対象年を 2005 年とし、人口分布、ベースライン人体健康影響発生率 (死亡率、救急入院及び救急受診率) は日本の統計データを使い、大気汚染濃度については詳細な分布が得られることから実測値でなくシミュレーション結果を用いた。また、寄与度を評価する関数である C-R Function については疫学研究をベースに BenMAP に登録されている関数の中から適切と考えられるものを選択した。

日本と米国においては、ベースライン人体健康影響発生率が異なる。したがって、エンドポイントとして全死亡を取り上げる際には自殺や事故死が含まれていることに、また循環器疾患による死亡を取り上げる際には心疾患と脳血管疾患とでは日米で比率が異なっていることに留意が必要である。

得られた算出結果を評価した結果、①死亡に関する評価に使用した統計データは救急入院あるいは救急受診に関する統計データに比較して信頼できるものであること、②死亡者

の変化数の方が救急入院あるいは救急受診者の変化数よりも大きいことから、わが国における人体健康影響の評価対象としては死亡者の変化量のみ絞る方が適切であると考えられた。

2005年における関東域の大気汚染物質による死亡者数に対する船舶寄与率（船舶からの排出量をゼロとするとベースラインの死亡者がどれだけ減少するか）の評価結果は次のとおりであった。船舶寄与率の幅は、用いた C-R Function の違いによる。なお、C-R Function は大気汚染物質の濃度変化の絶対値にほぼ比例して死亡者数が増加する関数となっているので、ここでの船舶寄与率は排出量ベースの船舶の寄与割合とは別物であることに注意されたい。

物質	エンドポイント	ベースラインに対する船舶寄与率
PM _{2.5}	全死亡(長期)	0.27～0.99%
	虚血性心疾患による死亡(長期)	1.43%
	肺がんによる死亡(長期)	0.88%
オゾン	呼吸器系疾患による死亡(長期)	0.37%
	全死亡(短期)	0.08～0.12%
	事故死以外の死亡(短期)	0.03～0.14%
	心肺疾患による死亡(短期)	0.10%

C-R Function のほとんどが実質的には大気汚染物質の濃度に対する線型関数と見なせる範囲にあるので、船舶寄与率は用いた C-R Function の β 値にほぼ比例するため、日本において、適切な β の値を選択することが重要であることがわかった。

PM_{2.5}による健康影響に関しては、BenMAP に登録されているのは長期曝露影響に関する C-R Function のみであり、短期曝露影響に関する C-R Function は登録されていない。他方、オゾンによる健康影響に関しては、BenMAP に登録されているのは長期曝露影響に関する C-R Function は少なく、短期曝露影響に関する C-R Function の方が多い。これは、原著論文においてもオゾンの長期曝露影響は必ずしも明確ではないが短期曝露影響は明確に示されていることによる。したがって、大気中オゾンの曝露による人体健康影響評価に際しては短期曝露影響の評価が重要であり、用いるシミュレーションの値についても、年平均値の再現性だけでなく、短期的な高濃度を再現できているかを十分に検討した上で用いる必要があると考える。

BenMAP 内部における短期曝露影響の処理方法は、1日毎の1時間最大値あるいは日平均値を用いて C-R Function で1日毎の変動分を計算し、これを365日分加算するというものである。しかし、ベースライン死亡率を年間を通して一定としているので、C-R Function が実質的にほぼ線型と見なせることから、単純に年平均値を使って長期曝露影響と同様に計算した結果とほとんど差異がない。そもそも日単位のオゾン濃度の変化によって死亡率が変動することを前提にしている解析において、ベースラインオゾン濃度が日単位で変動するにも拘らずベースライン死亡率は年間を通して一定であると設定していることは論理

的に不自然である。また、温暖期のみにおけるオゾン濃度と死亡率の関係を取扱っている原著論文に基づいた C-R Function を BenMAP では年間を通して適用していることも問題であろう。

そこで、今回は、期間を温暖期に限定した評価ではないが、温暖期にはオゾン濃度も高くなる傾向があるので、仮にある一定の濃度以上の場合のみに短期曝露による死亡者の変動があると仮定した評価を実施してみた。

短期曝露影響の評価方法については今後さらなる検討が必要である。例えば、何らかの方法でベースラインケースの日単位のオゾン濃度に対応してベースライン死亡率が変動するようなモデルを新たに導入するか、あるいは、ベースライン死亡率の季節変動あるいは月変動を考慮する評価が必要ではないかと考えられる。また C-R Function が温暖期に関するものであれば評価期間もそれに合わせて集計することも必要であろう。

12.4.8 生態系影響評価

硫黄・窒素の沈着量及び AOT40 に対する船舶寄与分を、2005 年の現況再現シミュレーション及び船舶排出量をゼロとした仮想シミュレーションの差から定量した。

IMO に対する ECA 設定の提案書では、海域と陸域の両方で生態系影響評価を実施する必要がある。海域・陸域での生態系影響における船舶寄与分を定量するに当たり、まずはわが国における酸性化・富栄養化・植生影響の現状把握を海域・陸域ごとに行った。その概要を下記にまとめる；

酸性化 (8.2.1 参照)

- 日本周辺海域における海洋酸性化は顕在化していないと位置付けられた。また、日本の土壌・陸水では局所的な酸性化は示唆されるものの、日本全域における長期的な陸水 pH の低下は顕在化していない。
- 主要な酸性化原因物質のひとつである硫酸化物の沈着量 ($\text{kg-S ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) では、シミュレーションより得られた結果は米国の観測値よりも高い水準となった。ただし、その沈着量が直ちに酸性化を引き起こすものではない点に留意する必要がある。

富栄養化 (8.2.2 参照)

- 東京湾などの人口及び産業が集中し、外洋との海水交換率の小さい閉鎖性海域では、溶存態全窒素に対する環境基準達成率が低い。また、日本の陸水においてもその達成率は低く、概ね 10%前後を長期にわたり推移している。これらの事実より、富栄養化の改善はみられていない。
- 主要な富栄養化原因物質のひとつである窒素化合物の沈着量 ($\text{kg-N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) では、シミュレーションより得られた結果は米国の観測値よりも高い水準となった。

植生影響 (8.2.3 及び 8.5 参照)

- 日本の様々な樹木が O_3 によって悪影響を受ける、もしくは既に受けている可能性が高い。なお、植生影響は陸上においてのみ評価した。
- シミュレーションでは、WHO が定めた植生影響に対する AOT40 のクライテリア (1

年生農作物：3 ppm・h、樹木：10 ppm・h) に対して、最大で 1 年生農作物：36.5 ppm・h、樹木：61.1 ppm・h と、そのクライテリアを大きく上回った。

硫黄及び窒素の沈着量を、シミュレーションにおける日本計算領域内での EEZ 境界線の内側で積算した場合、それら沈着量に占める割合は下表に示す通り数パーセントと僅かであった。日本周辺では火山起源の硫黄沈着量が多いため、沈着量に対する船舶寄与率は窒素よりも硫黄のほうが小さくなった (8.3.1 及び 8.4.2 参照)。加えて、湿性・乾性別及び物質別でも沈着量及びそれに占める船舶寄与分を推計した。例えば、湿性沈着と乾性沈着の割合は、硫黄・窒素ともに湿性沈着量の配分が多くなった。しかしながら、SO₂ 乾性沈着における船舶寄与分は、船舶の隻数が集中する港湾内及び航路上といった局所的範囲において比較的多い結果を示した (8.3.2 及び 8.4.2 参照)。

AOT40 に対する船舶寄与分は、東京湾などの船舶が多い沿岸における陸域では AOT40 が増加する結果となった。これは、船舶からの NO_x 排出量をゼロにすることで O₃ の消滅反応が縮小され、結果、O₃ 濃度が上昇したためである。広域的に見れば AOT40 を減少させる結果が示されたが、WHO クライテリアの達成に対する船舶排出量の削減効果は低いと考えられた (8.5 参照)。

	沈着量に対する船舶寄与率		
	硫黄沈着	窒素沈着	AOT40
陸域 (356,000 km ²)	3.7%	4.2%	空間分布で 評価
海域 (2,493,600 km ²)	2.9%	3.4%	
全域 (2,849,600 km ²)	3.1%	3.5%	

12.4.9 将来を対象とした船舶起源排出量の推計方法

将来 (2020 年) を対象とした船舶起源排出量の推計シナリオを下表のように設定し、各々のシナリオにおける排出係数の決定及び排出量の算定方法を検討した。シナリオ 3 の対象は 2020 年であるが、2020 年では Tier3 対象となる 2016 年 1 月 1 日以降の新造船の割合が少ないことが予想される。そのため、本年度はシナリオ 3 に加え、全ての船舶が 2016 年 1 月 1 日以降の建造船 (tier3 対応) であると仮定した「シナリオ 3+」を設定した。

	ECA for S	ECA for N
シナリオ 0	なし	なし
シナリオ 1	なし	あり
シナリオ 2	なし (ただし Global Switch による燃料中 S 分への規制を考慮)	なし
シナリオ 3	あり	あり
シナリオ 3+	あり	あり (ただし全ての船舶が tier3 対応と仮定)
シナリオ 4	あり	なし

将来を対象とした排出量の推計に当たっては、活動量が 2005 年から将来に向けて変化しないシナリオ (以下、A シリーズ)、並びに変化するシナリオ (以下、B シリーズ) の 2 つのパターンを想定した。ただし、基本的には排出係数は活動量に依存するものではないことから、A シリーズ及び B シリーズの双方に同じ排出係数を適用することとした。また、B シリーズにおける活動量の推計方法は 2000～2008 年の船種・船型別の入港隻数より回帰式を求め、当該回帰式より 2020 年の入港隻数を推定した (9.2 参照)。入港隻数の 2020 年/2005 年比は、外航船は 102%で微増するものの、内航船は 62%と減少する推計結果となった。

2020 年を対象とした NOx 排出量の将来推計では、船舶のディーゼルエンジンに対して Tier0 から Tier3 の何れかに該当する排出係数を設定する必要がある。Tier3 において、「合計推進出力が 750kW 未満の同船舶で 130kW よりも大きなディーゼル機関は、状況に応じて Tier3 を考慮する」必要があるが、本報告書では、この条件に該当するディーゼル機関すべてに対して Tier3 を適用した (9.3.1 (1) 参照)。

2020 年を対象とした船舶からの NOx 排出量推計では、2020 年における船齢構成を設定して Tier0 から Tier3 に該当する船舶の比率を決定する必要がある。外航船の船齢構成は、IMO-GHG-2nd Study (2009) にて IPCC の B2 シナリオ (低成長) に基づいて算出された隻数比率より設定した。内航船の船齢構成は、近年その変動が横ばいにある“延べ総トン数”を内航船の活動量として扱い、その延べ総トン数が 2020 年まで一定であると仮定して設定した。漁船の船齢構成は、漁船の寿命を 30 年と想定し、寿命を超えた漁船が翌年に同数の新造船として更新されるものと仮定して船齢構成を算出した (9.3.1 (2) 参照)。

ECA for S および Global Switch の適用に伴う油種の変更 (残渣油から蒸発油への燃料の変更) によって、燃料中の含窒素有機化合物の低減が期待でき、結果として Fuel NOx の生成量が低減する。米国の ECA 申請書の Technical Support Document では Tier0～2 の適用機関に対して 7%と見積られていることから、ここでは船舶のディーゼル機関における NOx 排出係数を ECA for S については全て一律に 7%減少させることとした。Global Switch については、その S 分 5%は ECA for S の S 分 0.1%によりも多いことから、ここでは一律に 6%減少するものと仮に設定した (9.3.1 (3) 参照)。

SO₂及びPM排出量の推計に必要な燃料中のS分は、ECA for Sを設定するシナリオ3/3+/4ではA重油・C重油ともに硫黄分0.1%を、Global Switchを設定するシナリオ2ではA重油・C重油ともに硫黄分0.5%を設定した。両規制を考慮しないシナリオ0及びシナリオ1では、外航船のC重油のみ2005年における2.7%から2.61%へとわずかに改善する設定とした。なお、軽油中の硫黄分は2005年における50 ppmから5 ppmへと改善する設定とした(9.3.2参照)

NO_x、SO_x、PM以外の燃焼起源の大気汚染物質の排出係数は熱量あたりの排出量[g/MJ]として整理されているが、将来における燃料の発熱量は現況と同じと仮定し、2020年に対する排出係数には2005年と同じものを適用した(9.3.3参照)。

12.4.10 将来を対象とした船舶起源排出量の推計結果と考察

9章で検討したシナリオに対し、活動量が2005年から将来に向けて変化しないAシリーズ及び変化するBシリーズの2つを適用し、将来を対象とした排出量の推計を行った。推計の対象とした海域は4章で抽出した東京湾、伊勢湾、大阪湾、瀬戸内海、津軽海峡に加え、日本周辺離岸距離12海里及び50海里とした。ただしこれら海域はECA設定の解析を行う候補であり、この時点では同海域にECAを設定することが必要であると結論したものではない。

ECAの設定及びGlobal Switchを考慮しないシナリオであるA0シナリオ及びB0シナリオの排出量について、2005年における排出量と比較した(10.2参照)。

A0シナリオでは活動量が2005年から変化しないので、SO₂及びPMの排出係数を決定するS分が外航船C重油：2.7%→2.61%に、漁船軽油：50 ppm→5 ppmに変更となったため、外航船と漁船の排出量にはその変更に伴う排出量の削減(例えば日本周辺離岸距離12海里におけるSO₂では外航船：0.97、漁船：0.99)が確認できた。内航船についてはA・C重油ともにS分の変更を考慮していないため、A0シナリオについては2005年からの変動はない結果となった。

B0シナリオは活動量の変動を加味したものであるが、外航船では全体的な活動量が増加を示したためSO₂及びPM排出量は2005年から増加した。他方、NO_xは逆に減少する結果となったが、これはTier2規制船の割合増加がその隻数増加を上回ったことを意味する。また、B0シナリオは外航船の活動量が増えているため、A0シナリオよりも排出量は多くなる。

各ECA設定シナリオ(A1/A3/A3+/A4)およびGlobal Switchシナリオ(A2)における排出量をA0シナリオと比較した(10.3.1参照)。例えば離岸距離12海里以内におけるNO_x排出量の削減量が多い順に「A3+>>A3>A1>A4>A2」であり、一番少ないA2：13,550 ton year⁻¹と一番多いA3+：284,114 ton year⁻¹では20倍以上の開きとなった。A3+は2020年におけるシナリオではないため、2020年時点での最大削減量はA3：48,950 ton year⁻¹となるが、その開きは3倍程度であった。NO_x削減量の地域差はNO_x規制対象外となる130kW未満の補機ディーゼルの存在に起因する。瀬戸内海では130kW未満の補機ディーゼルの搭載した内航船が多く存在したために、ECA for Nの設定効果(A1/A3/A3+)が最も小さくなっ

た。

A シリーズにおける将来シナリオ各々における A0 シナリオからの排出削減量に対して、内航 (航行・停泊)、外航 (航行・停泊)、漁船 (航行・操業) の内分率を解析した(10.3.2 参照)。例えば離岸距離 12 海里以内における NO_x 排出量に関して A1 の A0 からの削減量は 33,087 ton year⁻¹ となっているが、この削減量に大きく貢献したものは内航航行：38%と外航航行：37%であった。地域的には、瀬戸内海及び津軽海峡は航行船舶の排出量の削減が他の 3 海域に比較して非常に大きい、他の 3 海域に関してはほぼ似通った傾向が見られた。

同様の解析は B シリーズに対しても実施した(10.4 参照)。B シリーズについては、将来の活動量予測に係る不確実性が大きいので、大気質シミュレーションモデルによる大気質改善効果の評価は実施しないこととし、ここでは排出量のみを推計した。

12.4.11 将来を対象とした大気質改善効果の算定シミュレーション

日本計算領域及び本報告書 4 章で抽出した地方計算領域を対象に、大気質シミュレーションを実施し、A シリーズにおけるシナリオ別の大気質改善効果を算定した。なお、本章で設定した港湾における地理的領域は、あくまでも一次計算のものであり、この範囲の海域に ECA を設定することを前提にしたものではない。細かい地理的設定範囲の違いによる大気質改善効果は次年度において解析を試みる予定である。

ECA for S 及び ECA for N 設定による大気質改善効果の有効性を評価するに当たっては、下記に示す評価項目を考慮した。

- ・ Global Switch の導入があっても ECA for S 設定が必要か。
- ・ Fuel NO_x の減少のみで十分か、ECA for N を追加的に設定する必要があるか。
- ・ 全ての船舶が Tier3 対応と想定するとどの程度の改善が期待できるか。
- ・ 都市部以外における ECA 設定の有効性はどうか。
- ・ 越境大気汚染物質の影響はどの程度か。

関東計算領域 (東京湾)、中部計算領域 (伊勢湾)、近畿計算領域 (大阪湾)、瀬戸内計算領域 (瀬戸内海)、津軽計算領域 (津軽海峡) の 5 つの地方計算領域について、各シナリオで期待される大気質改善効果を大気質シミュレーションから算定した。地方計算領域まで空間解像度を向上させることで、局所的な改善効果の把握が可能となる。

例えば本年度複数のシナリオで地方計算領域における評価を行った関東計算領域に関しては以下のことを確認した；

- ・ SO₂ : WHO 基準値を評価基準として用いた場合、Global Switch 導入の A2 シナリオも ECA for S 導入の A3・A3+・A4 シナリオも、A0 シナリオと比較すると改善効果は大きいですが、その効果は概ね同程度である。ただし、両シナリオが実現するタイミングには最大 10 年間の時間差が生じる点に留意する必要がある。なお、我が国の環境基準を評価基準として用いると、いずれの地点も基準を達成しており、現状(A0 シナリオ)より環境改善をはかる必要性は低いと考えられる。
- ・ PM_{2.5} : WHO 基準値を評価基準として用いた場合、Global Switch 導入の A2 シナリオも ECA for S 設定の A3・A3+・A4 シナリオも、PM_{2.5} 濃度に関しては A0 シナリオに比較してあまり大きな改善効果はない。
- ・ NO₂ : 全ての船舶が Tier3 対応機関を搭載していると想定した A3+シナリオでは NO₂ 濃度に対する改善効果は沿岸部で確認できたが、それ以外のシナリオでは大きな改善効果は確認されない。
- ・ O₃ : 沿岸部と内陸部で改善の出現状況が異なるため、どのシナリオが最も効果的であるかは一概には言えないが、総じて A0 シナリオに比較してあまり大きな削減効果は見られない。

中部計算領域 (伊勢湾)、近畿計算領域 (大阪湾)、瀬戸内計算領域 (瀬戸内海)では、A3+及び A4 シナリオについて評価したが、関東計算領域とほぼ同様の傾向であった。ただし、NO₂ に関しては A3+シナリオでも大きな改善は見られなかった。これは、A3+での NO_x 削減量が十分ではないと評価するよりも、船舶排出量に起因した NO₂ 濃度の不適合領域がそれら沿岸付近に限られたものであったと考えることができる。

地方計算領域の境界条件とした日本計算領域における A0 シナリオでの大気質シミュレーション結果を 2005 年の現況シミュレーション結果と比較した。NO₂ 以外の SO₂、PM_{2.5}、O₃ に関しては大陸からの流入の影響が見て取れた。また、2005 年と A0 シナリオにおける年平均濃度の比較では全ての汚染物質で大きな差は確認できなかった。



この報告書は、ボートレースの交付金による日本財団の助成金を受けて作成しました。

平成23年度 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24年3月発行

発行 海洋政策研究財団(財団法人シップ・アント・オーシャン財団)

〒105-0001 東京都港区虎ノ門1-15-16 海洋船舶ビル
TEL 03-3502-1828 FAX 03-3502-2033
<http://www.sof.or.jp>

本書の無断転載、複写、複製を禁じます。

ISBN978-4-88404-282-0