

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

海洋政策研究財団
(財団法人 シップ・アンド・オーシャン財団)

ご あ い さ つ

本報告書は、ポートルースの交付金による日本財団の平成 23 年度助成事業「排出規制海域設定による大気環境改善効果の算定」の成果をとりまとめたものです。

MARPOL 73/78 条約附属書 VI の 2010 年 7 月に発効した改正内容により、船舶から排出される NOx 及び SOx・PM に関して、自国内に排出規制海域 (ECA : Emission Control Area) を設定できることになりました。これらの ECA 設定を希望する国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、IMO へ文書を提出し、審議の上で承認を得ることになっております。

そこで当財団では、我が国周辺海域において船舶による大気環境影響の評価が可能な計算モデルを作成し、シミュレーションを行い、我が国沿岸域住民の健康や陸・海域への環境影響を評価するとともに、我が国における ECA 設定に関して国際的にも信頼が得られ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 年度から本事業を開始いたしました。

本年度は、まず昨年度に作成した詳細な排出データベースについて、岸から 50 海里以遠における外航商船航行時の活動や漁船関係データなどの再整備を行いました。次に最新の大気質シミュレーションモデルを用いて、2005 年の現況計算を行い観測データとの比較によってモデルの再現性を確認しました。そして、いくつかの規制シナリオを設定し、2020 年における大気環境改善効果を評価しました。また、米国環境保護庁が開発した死亡・疾病に関する評価モデルを用いて船舶からの大気汚染物質による定量的な人体の健康影響に対する評価を試みました。さらに、酸性化、富栄養化及び植物影響などの生態系影響を評価しました。

本年度のこれらのシミュレーション計算結果や人体健康影響、生態系影響の調査から、船舶から排出される大気汚染物質の影響は、日本国全体で見た場合は相対的に小さいことが明らかになってきました。しかし、地域を限定した場合はさらに詳しい評価が必要であり、次年度も引き続き港湾域や周辺居住区への改善効果を算定・評価するとともに、大気質の改善から導かれる人体健康影響と生態系影響の評価とともに、我が国における ECA に関する環境影響評価を明確にした資料を作成する計画です。

本調査を進めるにあたりましては、高崎講二九州大学大学院総合理工学研究院教授を委員長とする「排出規制海域設定に関わる大気質環境改善効果算定委員会」並びに武林亨慶應義塾大学医学部教授を委員長とする「排出規制海域設定に関する評価モデル調査研究委員会」各委員の方々による熱心なるご審議とご指導を賜りました。また、貴重な情報の提供を賜りました海事関係者並びに漁業関係者の方々に対しまして厚くお礼を申し上げます。

平成 24 年 3 月

海洋政策研究財団
会長 秋山昌廣

排出規制海域設定に関わる大気質環境改善効果算定委員会委員名簿

(順不同、敬称略)

委員長	高崎 講二	九州大学大学院 総合理工学研究院 環境エネルギー工学専攻教授
委員	神成 陽容	独立行政法人国立環境研究所 客員研究員
	前田 和幸	独立行政法人水産大学校 海洋機械工学科 教授
	北林 邦彦	財団法人日本船舶技術研究協会 安全技術ユニット長
	(平川 貴光	財団法人日本船舶技術研究協会 環境技術ユニット 主任研究員)
	河本賢一郎	社団法人日本船主協会 海務部 係長
	及川 武司	日本内航海運組合総連合会 審議役
	森野 悠	独立行政法人国立環境研究所 地域環境研究センター 大気環境モデリング研究室 研究員
	山地 一代	(独立行政法人独)海洋研究開発機構 地球環境変動領域 物質循環研究プログラム 大気化学輸送モデリング研究チーム
	華山 伸一	海洋政策研究財団 海技研究グループ 主任研究員

排出規制海域設定に関する評価モデル調査研究委員会委員名簿

(順不同、敬称略)

委員長	武林 亨	慶應義塾大学医学部 公衆衛生学 教授
委員	加藤 順子	金沢工業大学 客員教授
	佐瀬 裕之	財団法人日本環境衛生センター アジア大気汚染研究センター 生態影響研究部 部長
	林 健太郎	独立行政法人農業環境技術研究所 物質循環研究領域 主任研究員

() 内は前任者

排出規制海域設定に関わる大気質環境改善効果算定委員会出席者名簿

(順不同、敬称略)

オブザーバー

阿部 真嗣	国土交通省	総合政策局	海洋政策課	海洋政策渉外官
(丸田 晋一	国土交通省	総合政策局	海洋政策課	海洋政策渉外官)
及川 光弘	国土交通省	総合政策局	海洋政策課	専門官
松井 淳	国土交通省	海事局	安全基準課	環境基準室長
(大坪 新一郎	国土交通省	海事局	安全基準課	国際基準調整官)
(西 敏英	国土交通省	海事局	安全基準課	課長補佐)
石田 悟史	国土交通省	海事局	安全基準課	専門官
中川 正人	国土交通省	海事局	安全基準課	環境基準室
田村 大輔	環境省	水・大気環境局	自動車環境対策課	
道下 善明	全国漁業共同組合連合会	漁政部	次長	
矢野 京次	社団法人海洋水産システム協会	研究開発部	部長	
味埜 敏郎	社団法人海洋水産システム協会	研究開発部	技師	
川嶋 民夫	日本郵船株式会社	環境グループ調査役兼技術グループ技師長		
山本 泰	日本郵船株式会社	技術本部 技術グループ	船舶計画チーム	課長
松本 卓也	日本郵船株式会社	技術グループ	船舶計画チーム	課長代理
永田 順一	株式会社商船三井	経営企画部	CSR・環境室	室長
(実 謙二	株式会社商船三井	経営企画部	部長代理	兼 CSR・環境室 室長)
新井 健太	株式会社商船三井	技術部	計画・開発グループ	グループリーダー
(川越 美一	株式会社商船三井	技術部	計画・開発グループ	グループリーダー)
引間 透	株式会社商船三井	経営企画部	CSR・環境室	マネージャー
直川 茂	川崎汽船株式会社	環境推進室長		
三浦 安史	石油連盟	技術環境安全部	環境技術グループ長	
星 周次	いであ株式会社	国土環境研究所環境技術グループ	グループ長	
早乙女拓海	株式会社環境計画研究所	調査研究部	環境情報解析チーム	研究員

() 内は前任者

排出規制海域設定に関する評価モデル調査研究委員会出席者名簿

(順不同、敬称略)

オブザーバー

阿部 真嗣	国土交通省	総合政策局	海洋政策課	海洋政策渉外官
(丸田 晋一	国土交通省	総合政策局	海洋政策課	海洋政策渉外官)
及川 光弘	国土交通省	総合政策局	海洋政策課	専門官
松井 淳	国土交通省	海事局	安全基準課	環境基準室長
(西 敏英	国土交通省	海事局	安全基準課	課長補佐)
石田 悟史	国土交通省	海事局	安全基準課	環境基準室 専門官
中川 正人	国土交通省	海事局	安全基準課	環境基準室
北林 邦彦	財団法人日本船舶技術研究協会	安全技術ユニット長		
(平川 貴光	財団法人日本船舶技術研究協会	環境技術ユニット	主任研究員)	
星 周次	いであ株式会社	国土環境研究所	環境技術グループ	グループ長
岡本 努	環境省	水・大気環境局	自動車環境対策課	課長補佐
陳 敬陽	いであ株式会社	国土環境研究所	環境技術部	主査研究員
林 やよい	株式会社環境計画研究所			

() 内は前任者

関係者

石黒 純一	日本エヌ・ユー・エス株式会社	技術主幹
櫻井 達也	同上	安全・環境解析ユニット コンサルタント
佐竹 晋輔	同上	安全・環境解析ユニット コンサルタント
松本 正喜	同上	TRMユニット ユニットリーダー
清水亜希子	同上	TRM ユニット
原 大地	株式会社日本海洋科学	コンサルタントグループ 主任研究員

事務局

工藤 栄介	海洋政策研究財団	特別顧問
華山 伸一	同上	海技研究グループ 主任研究員
加藤 隆一	同上	海技研究グループ グループ長
三木憲次郎	同上	海技研究グループ グループ長
森 勝美	同上	海技研究グループ グループ長代理
南島るりこ	同上	海技研究グループ 海事研究チーム チーム長

目 次

第 I 編 調査の概要

1	調査の目的	I
2	委員会開催日	I
2.1	排出規制海域設定に関する大気質環境改善効果算定委員会	I
2.2	排出規制海域設定に関する評価モデル調査研究委員会	I
3.1	将来の船舶からの大気汚染物質排出データ算定	II
3.1.1	船舶活動量及び燃料消費量算定方法及び排出源データの修正	II
3.1.2	船舶からの非燃焼起源 NMVOC の排出源データの作成	II
3.1.3	現況及び将来における船舶起源の排出源データの修正	II
3.2	大気拡散反応モデルの検証及び将来予測濃度の計算	II
3.2.1	大気拡散反応モデルの検証	II
3.2.2	将来予測シミュレーション	III
3.3	評価モデルによる試算	III
3.4	委員会資料の準備	IV

第 I I 編 調査の内要

	主要用語説明	0-1
	主要略語集	0-4
1	船舶起源の排出源データの再整備	1-1
1.1	ECA 設定の検討に必要なデータ	1-3
1.2	2005 年を対象とした船舶活動量の再算出及び排出源データ再整備	1-5
1.2.1	漁船排出源データの再整備	1-5
1.2.2	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	1-27
1.2.3	船舶データベースの作成と同データベースに基づく商船航行時の活動量の算出	1-28
1.2.4	外航商船の航行時活動量の再区分	1-53
1.3	船舶からの非燃焼起源 NMVOCs の排出源データの作成	1-62
1.3.1	非燃焼起源 NMVOCs 総排出量の算出	1-62
1.3.2	非燃焼起源 NMVOCs 発生源データの作成	1-68

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	2-1
2.1	大気質シミュレーションモデルの概要	2-3
2.1.1	気象モデル WRF について	2-3
2.1.2	領域化学輸送モデル CMAQ について	2-4
2.2	大気質シミュレーションに係る計算設定条件	2-5
2.3	大気質シミュレーションで使用した発生源データの概要	2-11
2.4	シミュレーションモデルの適用方法と再現性の確認	2-19
2.4.1	大気質シミュレーションによる代表的な解析手法	2-19
2.4.2	大気質改善効果の算定手法	2-20
2.4.3	再現性確認の目的	2-22
3	日本計算領域の再現性	3-1
3.1	再現性の確認方法	3-3
3.1.1	WRF による気象シミュレーションの再現性の確認方法	3-4
3.1.2	CMAQ による大気質シミュレーションの再現性の確認方法	3-5
3.2	再現性の確認結果	3-7
3.2.1	大気中濃度の測定値との比較	3-7
3.2.2	高パーセンタイル区間における比較	3-28
3.2.3	沈着量の比較	3-38
3.2.4	統計指標の算出	3-41
4	日本計算領域からの地方計算領域の選定	4-1
4.1	地方計算領域の選定方法	4-2
4.2	地方計算領域の選定結果	4-3
4.2.1	船舶及び陸上起源排出量の空間分布による選定	4-3
4.2.2	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による選定	4-4
4.2.3	大気汚染物質の沈着量の空間分布による選定	4-10
4.3	選定された地方計算領域の概要	4-14
5	地方計算領域の再現性	5-1
5.1	再現性の確認方法	5-2
5.1.1	WRF による気象シミュレーションの再現性の確認方法	5-3
5.1.2	CMAQ による大気質シミュレーションの再現性の確認方法	5-4
5.2	再現性の確認結果	5-7
5.2.1	大気中濃度の測定値との比較	5-7
5.2.2	高パーセンタイル区間における比較	5-41

5.2.3	統計指標の算出.....	5-60
5.2.4	地方計算領域と日本計算領域の比較.....	5-75
6	大気質シミュレーションモデルの精緻化に係る検討.....	6-1
6.1	PM _{2.5} 粒子化モデルの検討.....	6-2
6.1.1	比較する粒子化モデルについて.....	6-2
6.1.2	比較方法.....	6-3
6.1.3	比較結果.....	6-3
6.2	局所的な大気拡散シミュレーションの検討.....	6-6
6.2.1	METI-LIS について.....	6-6
6.2.2	計算設定条件.....	6-6
6.2.3	停泊船舶が及ぼす SO ₂ 濃度への局所的影響.....	6-8
6.3	その他の精緻化に係る検討.....	6-10
7	人体健康影響評価.....	7-1
7.1	人体健康影響評価の考え方.....	7-3
7.1.1	エンドポイントの検討.....	7-3
7.1.2	大気汚染物質による人体健康影響評価方法.....	7-7
7.1.3	BenMAP の基本モデル及び入力データ.....	7-10
7.2	死亡に対する影響評価.....	7-15
7.2.1	日本における死亡の現状の概観.....	7-15
7.2.2	計算式の選定及び入力条件の設定.....	7-20
7.2.3	計算結果.....	7-41
7.3	救急入院及び救急受診に対する影響評価.....	7-61
7.3.1	日本の救急入院及び救急受診の現状の概観.....	7-62
7.3.2	計算式の選定及び入力条件の設定.....	7-64
7.3.3	計算結果.....	7-67
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.....	7-68
7.4.1	今回の評価に関する考察.....	7-68
7.4.2	将来計算に当たっての課題.....	7-78
8	生態系影響評価.....	8-1
8.1	生態系影響評価の考え方.....	8-3
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.....	8-3
8.2.1	酸性化の状況.....	8-4
8.2.2	富栄養化の状況.....	8-12
8.2.3	オゾンによる植生影響の状況.....	8-19

8.3	船舶が及ぼす硫黄沈着量への寄与分	8-20
8.3.1	全硫黄沈着量	8-20
8.3.2	硫酸化物の湿性及び乾性沈着量	8-22
8.4	船舶が及ぼす窒素沈着量への寄与分	8-27
8.4.1	全窒素沈着量	8-27
8.4.2	窒素化合物の湿性及び乾性沈着量	8-29
8.5	船舶が及ぼす AOT40 への寄与分	8-36
8.5.1	植生影響に対するオゾンの WHO 指針 (AOT40)	8-36
8.5.2	AOT40 の空間分布	8-37
9	将来を対象とした船舶起源排出量の推計方法	9-1
9.1	推計シナリオの検討	9-3
9.2	将来における活動量の変化	9-4
9.3	将来における排出係数の決定	9-6
9.3.1	将来における NO _x の燃焼系排出係数	9-6
9.3.2	将来における SO ₂ 及び PM の燃焼系排出係数	9-15
9.3.3	将来におけるその他成分の燃焼系排出係数	9-16
9.4	その他の規制や発生源の考慮について	9-17
9.4.1	EEDI 規制	9-17
9.4.2	Tier0 既存船に対するアップグレードキットの搭載	9-17
9.4.3	改革中の新規埠頭への排出量の割り振り	9-17
9.4.4	将来における陸上起源排出量	9-17
10	将来を対象とした船舶起源排出量の推計結果と考察	10-1
10.1	推計シナリオの概要	10-2
10.2	2005 年と A0 及び B0 シナリオにおける排出量の比較	10-3
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	10-8
10.3.1	シナリオ別の排出量削減割合	10-8
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	10-14
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	10-17
10.4.1	シナリオ別の排出量削減割合	10-17
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	10-22
10.5	合計推進出力 750kW 未満の船舶による NO _x 排出量への影響	10-25
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	11-1
11.1	将来を対象としたシミュレーションの方法	11-3

11.1.1	対象とした将来シナリオ	11-3
11.1.2	計算設定条件	11-5
11.1.3	大気質改善効果の算定方法	11-6
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	11-10
11.2.1	東京湾における ECA 設定の大気質改善への効果	11-13
11.2.2	伊勢湾における ECA 設定の大気質改善への効果	11-31
11.2.3	大阪湾における ECA 設定の大気質改善への効果	11-43
11.2.4	瀬戸内海における ECA 設定の大気質改善への効果	11-55
11.2.5	津軽海峡における ECA 設定の大気質改善への効果	11-69
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	11-72
11.3.1	SO ₂	11-72
11.3.2	PM _{2.5}	11-73
11.3.3	NO ₂	11-74
11.3.4	光化学オキシダント	11-75
12	まとめ	12-1
12.1	本調査の結論	12-1
12.2	本調査の背景及び目的	12-2
12.3	本調査の範囲	12-3
12.4	本調査の成果概要	12-4
12.4.1	船舶起源の発生源データの再整備	12-4
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	12-5
12.4.3	日本計算領域の再現性	12-7
12.4.4	日本計算領域からの地方計算領域の選定	12-8
12.4.5	地方計算領域の再現性	12-9
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	12-10
12.4.7	人体健康影響評価	12-10
12.4.8	生態系影響評価	12-12
12.4.9	将来を対象とした船舶起源排出量の推計方法	12-13
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	12-15
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	12-16

第 I 編 調査の概要

1 調査の目的

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。

海洋政策研究財団殿では、排出規制海域 (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」を実施されている。

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。ここで、排出源データとは、大気汚染物質排出データのうち、単なる排出総量ではなく、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と定義する。

今年度は、これらの成果を踏まえて、現況 (2005 年) における排出源データをより精緻化し、また、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、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、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、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・整理することを目的とする。

2 委員会開催日

本調査の実施にあたって、以下のように委員会を開催し、調査方針及び調査結果についてご審議いただいた。

2.1 排出規制海域設定に関する大気質環境改善効果算定委員会

- ① 第 1 回 : 2011 年 5 月 24 日
- ② 第 2 回 : 2011 年 9 月 13 日
- ③ 第 3 回 : 2011 年 12 月 6 日
- ④ 第 4 回 : 2012 年 3 月 9 日

なお、上記の委員会のほかに、下記の船舶大気シミュレーション専門家会合を開催した。

- ① 第1回：2011年8月31日
- ② 第2回：2012年2月20日

2.2 排出規制海域設定に関する評価モデル調査研究委員会

- ① 第1回：2011年6月30日
- ② 第2回：2011年12月22日
- ③ 第3回：2012年2月23日

3 調査結果

3.1 将来の船舶からの大気汚染物質排出データ算定

3.1.1 2005年を対象とした船舶活動量の再算出及び排出源データ再整備

(1) 漁船排出源データの再整備

漁船の排出源データについて、船型区分や活動範囲等の操業パターンを見直し、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。

(2) 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

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、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い、50海里以遠EEZ内の燃料消費量等を算出した。

(3) 局地的な大気質改善効果の算定で用いる排出源データの整備

プリューム・パフモデルを用いて点源からの汚染物質の広がりを計算するため、東京湾等の代表的な港湾において、昨年度作成した3次元メッシュベースの停泊船舶の発生源データを点源データへ変換し、今後の詳細な地域的影響調査のためのデータを整備した。

(4) 船舶データベースの作成と同データベースに基づく商船航行時の活動量の算出

商船航行時の排出源データについては、これまで内航船と外航船の区別しかなかったが、AIS航跡データを再分析して、外航商船を日本寄港外航船と日本非寄港外航船（国

際海峡を通峡するのみの船舶)に区別するとともに、韓国国内輸送に従事する船舶を「韓国国内航船」として区別した。

(5) 外航商船の航行時活動量の再区分

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、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いることから、別途作成した船舶データベースによって個船の情報を参照して燃料消費量を算出する方法について検討した。

3.1.2 船舶からの非燃焼起源 NMVOCs の排出源データの作成

船舶から排出される NMVOC は、燃料の未燃分として排ガス中に含まれるほか、液体貨物の輸送中及び荷役中に大量に大気中に排出されることが知られている。本調査において、CMAQ 計算に用いるため、「平成 19 年度船舶起源の粒子状物質 (PM) の環境影響に関する調査研究事業」で作成した排出モデル及び統計値などを用い、原油、ガソリン及びケミカルの 3 種のタンカーからの NMVOC 総量、組成、時間変動に関するプロフィールを作成した。

3.1.3 現況及び将来における船舶起源の排出源データの修正

3.1.1 で見直し、再算出した船舶活動量に各種排出係数を乗じ、また 3.1.2 で新たに算出したデータをベースに、2005 年における船舶起源の大気汚染物質排出源データを再構築した。また、対象年における外航船、内航船、漁船の活動量の伸び率等を考慮した上で、規制状況の選択肢に関して複数のシナリオに基づいて、排出源データの予測を修正した。

3.2 大気拡散反応モデルの検証及び将来予測濃度の計算

3.2.1 大気拡散反応モデルの検証

(1) 領域化学輸送モデルの構築

米国環境保護庁 (USEPA) が開発を主導する領域化学輸送モデル CMAQ (Community Multiscale Air Quality) を利用し、わが国を含むアジア広域を対象とした領域化学輸送モデルを構築した。シミュレーション対象領域は、東アジア領域～日本域～国内地方域からなる 3 重領域構造とした。

(2) 各種入力データベースの整備

気象場、大気汚染物質の初期・境界条件、発生源データを整備した。

(3) 現況再現シミュレーションによる解析内容

各計算領域においてシミュレーションを実施し、シミュレーションによる現況の再現性について妥当性を検討した。2005年において観測から確認された大気汚染物質の高濃度エピソードをよく再現できていることを確認した。

日本域のシミュレーション結果をベースにして、船舶及び陸上起源排出量の空間分布、濃度・沈着量の空間分布、船舶発生源データの大気質に及ぼす寄与度合等を考慮して重点解析地域（地方域）の選定を行った。

(4) エアロゾル化学モジュールの相互比較 (Model Intra-comparison)

今回使用した CMAQv4.7.1 では、エアロゾル化学モジュールに AERO4 と AERO5 が標準で組み込まれている。これとは別に、CMAQ-MADRID (Model of Aerosol Dynamics, Reaction, Ionization and Dissolution) と呼ばれる、従来よりも精緻化した粒子化モデルを組み込んだバージョンが存在する。CMAQ-MADRID も整備し、両者の比較を行った。

3.2.2 将来予測シミュレーション

(1) 将来予測シミュレーションによる解析内容

現況維持 (ECA 設定なし) を含む将来シナリオ別で推計される船舶発生源データを用いて、2020年を対象とした将来予測シミュレーションを実施し、濃度及び沈着量の空間把握、環境基準達成度に対する船舶起源排出量のシナリオ別寄与解析、環境基準値との比較等によって、シナリオ別の大気質改善効果を評価した。また、日本域全体を対象とした離岸距離別の ECA 設定シナリオも解析した。

(2) 局所的な大気質改善効果の検証

CMAQ による領域規模の大気質シミュレーションでは、その格子サイズは地方域で 5 km となり、港湾区域内もしくはその近傍で発生すると考えられる最大着地濃度の評価は難しい。そこで、地方域内の大気質シミュレーション結果を補完することを目的とし、プルーム・パフモデルを用いて停泊船舶を対象とした最大着地濃度の定量及びその出現位置を解析した。

3.3 評価モデルによる試算

(1) 日本域及び地方域を対象とした濃度、沈着量及び AOT40 の空間的評価

大気質のシミュレーション結果を用いて、濃度、沈着量及び AOT40 の空間的評価を実施し、環境及び生態系に対する影響を評価した。

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) の分布を求めた。ただし、アンモニウムイオン (NH_4^+) も、沈着過程における消化反応によって H^+ を放出することか

ら、潜在的な酸として考慮した。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) の分布を求めた。

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 を求めた。

(2) 既存の影響評価モデルの日本への適用可能性に係る検討

人体健康に対する影響評価ツールとして、米国 EPA が開発・整備している BenMAP コードを導入し、利用可能な環境を整えた。BenMAP コードに内蔵されている人口分布、ベースライン死亡率、C-R (Concentration-Response) Function 等のデータセットのフォーマット及びデータ内容の特徴を吟味し、日本を対象とした解析において追加・修正・置換すべきデータについて検討した。

人口分布、ベースライン死亡率は日本のものを整備した。C-R Function も本来は利用可能な日本独自のデータを用いて米国の C-R Function を部分的に修正して使用することが望ましいが、これらの検討にはかなりの時間を要するので、本年度は米国の解析に使用したデータセットの中から適切と考えられる C-R Function を選定して、それらを利用することとした。

(3) 既存の影響評価モデルを利用した疫学解析

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 ($\text{PM}_{2.5}$ 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、疾病発生数等を求めた。また、船舶からの排出の寄与割合を評価した。特に BenMAP で採用している短期曝露影響の手法には問題があることがわかったので、来年度においては別の手法を採用することを検討する。

3.4 委員会資料の準備

以上で実施した作業を委員会資料としてまとめ、委員会でのレビュー結果を受けて適宜改訂した。

第Ⅱ編 調査の内容

主要用語説明

本報告書で使用した用語のうち、特に説明が必要と思われる主要な用語について以下に記す。その他の用語については、本文中の解説を参照されたい。

ボトムアップ手法

本報告書内では、外航船・内航船・漁船について、個船の活動量をベースに燃料消費量もしくは排出量を推定した後、対象エリア・時刻別に存在する隻数を乗ずることで総量を算出する手法と定義した。

トップダウン補正

本報告書内では、内航船及び漁船について、対象となるセクターにおいて消費された燃料種別のエネルギー量から排出量を算出する手法と定義した。本報告書では、資源エネルギー庁長官官房総合政策課が毎年編纂している総合エネルギー統計のうち、エネルギーバランス表を用いた。

商船

一般に貨物もしくは旅客の輸送を行う船舶をいうが、本報告書内では、航行時については、AIS を搭載し、AIS 陸上局において受信された航行データに含まれるものを全て「商船」と定義した。したがって、AIS を搭載している練習船等の官公庁船、500 総トン以上の遠洋漁業に従事する漁船等を含んでいる。

停泊時については、2005 年の港湾統計（年報）における甲種港湾及び乙種港湾に入港した外航商船、外航自航（フェリー）、内航商船、及び内航自航（フェリー）を「商船」と定義した。

外航船

一般に国際航海に従事する船舶をいうが、本報告書内では「商船」のうち、航行時については、外国籍の船舶及び日本籍で航行区域が「遠洋区域」の船舶（ただし、国内 2 次輸送に従事する大型タンカーを除く）並びに日本国籍で日韓を往来する旅客船及びフェリーを「外航船」と定義した。

停泊時については、2005 年の港湾統計（年報）における甲種港湾及び乙種港湾に入港した外航商船及び外航自航（フェリー）を「外航船」と定義した。

内航船

一般に国内の海上輸送に従事する船舶をいうが、本報告書内では「商船」のうち、日本籍で航行区域が「遠洋区域」以外の船舶（ただし、日韓を往来する旅客船及びフェリーを除く）並びに国内の 2 次輸送に従事する大型タンカーを「内航船」と定義した。

主に国内海上輸送に従事しているが、一時的に日韓を往来する船舶（旅客船及びフェリー以外）も含まれている。

停泊時については、2005年の港湾統計（年報）における甲種港湾及び乙種港湾に入港した内航商船及び内航自航（フェリー）を「内航船」と定義した。

漁船

本報告書内では、漁業センサスにおいて操業実態のあるものを漁船と定義した。したがってその隻数は、漁船登録と異なる場合がある。

排出量

本報告書内では、対象となるセクターからの総排出量と定義した。内航船及び漁船はトップダウン補正された排出量と同義である。外航船は、精度等を考慮し、離岸距離 50 海里以内の範囲での排出量としている。

ただし、セクター間及び陸上との排出量の比較では、内航・漁船について、外航船との比較を容易にするため、離岸距離別の排出構造を考慮する場合がある。

排出源データ

本報告書内では、船舶起源の排出源データは、3次メッシュ別・時刻別・船種別・船型別で整理された排出量のデータベースと定義した。陸上起源の排出源データは、我が国を対象とした既存の排出源データである EAGrid2000-Japan より、3次メッシュ別・月別・時間別の人為起源（燃焼・非燃焼・農業）及び自然起源（植物起源 VOC）排出量のデータベースと定義した。

3次メッシュ

標準地域メッシュ・システム（昭和48年7月12日 行政管理庁告示第143号「統計に用いる標準地域メッシュ及び標準地域メッシュコード」）に基づくもので、一定の経線、緯線で地域を網の目状に区画する方法である。第1次地域区画は、経度差1度、緯度差40分で区画された範囲を指す。第2次地域区画は第1次地域区画を縦横8等分したもので、第3次地域区画は第2次地域区画を縦横10等分したものである。一般にこの第3次地域区画のことを「標準地域メッシュ」あるいは「3次メッシュ」と呼ぶ。

平成19年度PM影響調査報告書

平成19年度 船舶起源の粒子状物質（PM）の環境影響に関する調査研究報告書、平成20年6月、海洋政策研究財団（財団法人 シップ・アンド・オーシャン財団）

Global Switch

MARPOL 73/78 条約 附属書 VI において、2020年に予定されている燃料中硫黄分に対する規制、ECA 以外の全ての海域に適用される。全球への適用であることから、このように呼ばれることが多い。同附属書では硫黄分が0.5%を超えないこととされており、A 重油（留出油）の限定はない。また、船上処理装置による代替技術による達成も可能とされている。

EAGrid2000-Japan

国立環境研究所及び埼玉大学、財団法人計量計画研究所が共同開発した日本全国における排出源データであり、EAGrid2000-Japanは、東アジア域を対象とした0.5度メッシュベースのインベントリであるEAGrid2000について、日本を対象に詳細化したデータベースである。推計対象年は2000年であり、人為起源(燃焼・非燃焼・農業)及び自然起源(植物起源VOC)の排出量が3次メッシュベース、月別・時間別に推計されている。

船舶寄与

船舶及び陸上からの排出源の両方を考慮した場合に比較して、船舶からの排出量をゼロとした場合には排出総量や濃度が変化する。その変化量の絶対値を「船舶寄与分」として評価指標とした。変化率を評価指標とすると、もともと船舶及び陸上からの排出源の両方を考慮した場合の排出総量や濃度が極めて小さい地域について非常に大きな数値となり誤解を生むおそれがあるからである。一方、人体影響に関しては、船舶及び陸上からの排出源の両方を考慮した場合に比較して、船舶からの排出量をゼロとすると、死亡、救急入院及び救急受診者が減少する、その変化率を「船舶寄与率」として評価指標とした。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、救急入院及び救急受診者数が増加する関数となっているので、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。

エンドポイント

観察対象として登録されたときの状態と対極にある状態を指す。例えば、生存率あるいは死亡率が研究対象ならば「生存」に対して「死亡」が、皮膚癌の発生を研究対象とする場合には「皮膚癌なし」に対して「皮膚癌の発生」がエンドポイントである。治療行為等の有効性を示すための評価項目あるいは評価指標としても使用される。本報告書ではPM_{2.5}あるいはオゾン濃度が変化した場合に人体健康に与える影響の評価項目あるいは評価指標で、個々のC-R Functionとの対応が取れるような詳細なレベルを指すものとして用いる。

主要略語集

本報告書で使用した略語のうち、主要な略語について以下に記す。その他の略語については、本文中の解説を参照されたい。

ADMER

Atmospheric Dispersion Model for Exposure and Risk Assessment。独立行政法人産業技術総合研究所が開発した大気汚染シミュレーションモデルのひとつで、数百 km 規模の領域スケールにおける大気汚染物質の、長期平均的な濃度分布の推定が可能であり、その空間分解能は 5 km × 5 km となっている。ADMER は、シミュレーションの専門家でなくても、比較的容易に大気濃度分布を計算できることを目的の一つとして開発されたものである。

AIS

Automatic Identification System。船舶自動識別装置。AIS は、SOLAS 条約で 2002 年から全世界レベルで導入された船舶自動識別装置であり、我が国も 500 総トン以上の国際航路の船舶及び 300 総トン以上の国際航路の客船に設置が義務づけられている。AIS では、船舶情報 (自船の識別符号・位置・針路・速度) を含む 22 種類のメッセージが用意され、これらを自動的に送信すると共に他の船舶が送信した情報を受信・解析する装置である。

AOT40

Accumulated exposure Over a Threshold ozone concentration of 40ppb。AOTx とは Accumulated exposure Over a Threshold ozone concentration of x ppb の略であり、オゾンの環境影響等の評価するための指標のひとつであって、濃度が x ppb 以上の時の濃度と時間の積和と定義される。この場合は濃度が 40 ppb 以上の時の濃度と時間の積和を表す。

BenMAP

the environmental Benefits MAPing and analysis program。米国で開発され、コードが公開されている人体健康に対する影響評価モデルであり、機能が多く柔軟性も兼ね備えている。機能としては、現在の人口分布、将来の人口分布予測、大気汚染物質の濃度分布、大気汚染物質の濃度から死亡数や疾病発生数等を求める関数 (C-R Function : Concentration-Response Function)、人体や環境及び生態系への影響を金銭換算するためのパラメータ等の入力データを用意できれば、各人口層に対する各種の健康影響 (死亡、疾病発生、労働損失、学校欠席、活動制限等) を評価可能である。

CAMx

Comprehensive Air quality Model with extensions。大気反応シミュレーションモデルのうち、米国環境保護庁(EPA)によって開発された、第 3 世代化学物質輸送モデルのひとつである。

CMAQ

Community Multi-scale Air Quality Modeling System。大気反応シミュレーションモデルのうち、米国環境保護庁 (EPA) によって開発された、第3世代化学物質輸送モデルを代表するものであり、世界中に多くのユーザを持つ。地形、土地利用形態、発生源、気象などの情報を入力することにより、大気中の様々な汚染物質の濃度分布や湿性・乾性沈着量を計算する3次元オイラー型の化学物質輸送モデルである。様々な大気中の複雑な物理・化学過程を詳細に扱うことができ、様々な空間スケールを1つのフレームワークでまとめて扱うことができるマルチスケールのモデルであって、1つの格子サイズの想定解像度は1 km~100 km程度と従来のモデルと比較しても広い適用範囲を持つ。

C-R Function

Concentration – Response Function。一般には、大気汚染物質の濃度から死亡者数や疾病発生数等を求める関数である。BenMAP コードでは大気汚染物質の濃度差から死亡者数や疾病発生数等の変化を求める関数を利用しており、これを Health Impact Function と呼んでいる。しかし、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。BenMAPには予め幾つかのC-R Functionが登録されており、ユーザはそのうちのどれかを選択してもよいし、部分的に修正もできるし、あるいは自らが設定したものを使用することもできる。

ECA

Emission Control Area。排出規制海域。船舶から排出されるNO_x、SO_x及びPMに関して、一般海域よりも厳しい排出規制が課せられる規制海域。

EEZ

Exclusive Economic Zone。1982年の国連海洋法条約に基づき、自国の沿岸から最大で200海里の範囲内に設定される水域で、沿岸国が水産・鉱物資源の探査・開発・保存・管理等に関して主権的な権利を持つ。

GAINS

Greenhouse gas and Air pollution INteractions and Synergies。国際応用システム分析研究所 (IIASA) が開発した人体に対する影響や生態系に対する影響評価モデルであり、RAINSの進化版であって、欧州で使用されている。

IIASA

International Institute for Applied Systems Analysis。国際応用システム分析研究所。1972年にオーストリアのウィーン近郊に設立された非政府系の学際的な国際研究機関であり、社会経済問題、人口問題を含め、地球温暖化問題の研究で世界的に著名である。

IMO

International Maritime Organization。国際海事機関。船舶の安全及び船舶からの海洋汚染の防止等、海事問題に関する国際協力を促進するための国連の専門機関。

JATOP

Japan Auto-Oil Program。(財)石油産業活性化センターが経済産業省の支援を受け、1997年度から石油業界及び自動車業界と共同で実施した「Japan Clean Air Program (JCAP)」をさらに発展させたプロジェクトであり、「CO₂削減」、「燃料多様化」、「排出ガス低減」という3つの課題を同時に解決する最適な自動車・燃料利用技術の確立を目指している。

MEPC

Marine Environment Protection Committee。海洋環境保護委員会。IMOを構成する委員会の一つで、海洋環境を対象としている。

METI-LIS

Ministry of Economy, Trade and Industry Low rise Industrial Source dispersion model。固定及び移動発生源排出される大気汚染物質の大気中濃度をシミュレートするプルーム・パフモデルである。その開発は経済産業省と(独)産業技術総合研究所が主導しており、主に有害大気汚染物質に係る排出抑制対策の推進を目的としている。同モデルはベンゼンなどに代表される有害大気汚染物質の拡散計算を目的として開発されたものであるが、固定及び移動発生源からの排ガスの拡散も解析の対象としている。その対象範囲には10 km以内が推奨されている

MADRID

Model of Aerosol Dynamics, Reaction, Ionization, and Dissolution。CMAQに含まれるエアロゾルモジュールのひとつであり、エアロゾルの大気中での生成、核生成、無機・有機成分の反応・凝縮、凝集等を計算する。

NCAR

National Center for Atmospheric Research。米国大気研究センター。

NMVOCs

Non Methane Volatile Organic Compounds。非メタン揮発性有機化合物の総称。

NOAA

National Oceanic and Atmospheric Administration。米国海洋大気局。

NOx

Nitrogen Oxides。窒素酸化物。

PM

Particulate Matter。粒子状物質。

RAINS

Regional Air Pollution INformation and Simulation。 RAINS モデルは国際応用システム分析研究所 (IIASA) が開発した複数汚染物質／複数影響について統合的な評価を行うツールであり、経済及びエネルギーの今後の展開、排出削減能力及び費用、大気拡散特性及び大気汚染に対する環境の感受性に関する情報等を組合せ、利用者が指定した排出削減シナリオの費用と環境影響の推定や、指定した環境目標を達成するための最適化を行うことができる。

RAINS-Asia

Regional Air Pollution INformation and Simulation-Asia。上記の RAINS をアジアに適用したものである。

SFC

Specific Fuel Consumption。燃料消費率 [g/kWh]。

SO₂

Sulfur Dioxide。二酸化硫黄。

SUM60

SUM of hourly average ozone concentrations > or =60 ppb。オゾンの環境影響等評価するための指標のひとつであって、オゾン濃度を Xppb とすると、午前 8 時から午後 8 時の間において、X が 60ppb より大きい時間について X の和をとり、これを 3 月分累積した値である。

UNFCCC

United Nations Framework Convention on Climate Change。気候変動に関する国際連合枠組条約。

US-EPA

US Environmental Protection Agency。米国の環境保護庁。

WHO

World Health Organization。世界保健機関。

WRF

Weather Research and Forecasting model。WRF モデルは、実用的な天気予報とそれに関連する研究のために開発された、次世代の 3 次元メソスケール気候予測数値モデルであり、最先端

気象モデルの一つに位置づけられている。その開発には米国大気研究センター (NCAR) /米国環境予測センター (NCEP) /米国海洋大気庁予報システム研究所 (NOAA/FSL)が携わっており、現在も定期的にバージョンアップが行われている。多数の力学に関するコード、3次元変動データ同化システム(3DVAR)、並列計算用のソフトウェア構造など。WRFは、数キロメートルから数千キロメートルといった幅の広い領域にも対応できるモデルである。

WRF-CHEM

Weather Research and Forecasting-Chemistry。大気反応シミュレーションモデルのうち、NCAR及びNOAAが開発した第3世代化学物質輸送モデルのひとつである。このモデルは、気象モデル(WRF)と直接的に結合しているオンライン型モデルであり、そのため、大気化学種の気象・気候へのフィードバックをシミュレートすることが可能なモデルであって、気候変動の分野においてもその発展性が期待されている。

1 船舶起源の排出源データの再整備

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、今後の検討に必要となる非燃焼起源 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国内航船として区別してデータを再整備した。

タンクのカ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

1.1 ECA 設定の検討に必要なデータ

港湾付近の大気汚染を改善するために、付近の航行船舶に限定して規制を強化する考え方がある。改正された MARPOL 73/78 条約附属書 VI (表 1.1-1参照) においても、窒素酸化物 (NO_x) 及び硫黄酸化物 (SO_x) ・粒子状物質 (PM : Particulate Matter) について、各国の判断で排出規制海域 (ECA : Emission Control Area) を自国の海域に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。

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) に対して提案文書を下記 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。
- (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

今年度は、より精緻なデータの再整備を目的とし、昨年度作成した船舶起源の排出源データの見直しを行った。

表 1.1-1 改正後の附属書 VI における SOx 及び PM 規制、NOx 規制の内容

【SOx 及び PM 規制】

区分	対象物質	内容
改正前	SOx	SOx 規制として燃料中硫黄分を削減 一般海域 4.50 %以下 SOx 排出規制海域 1.50 %以下
改正後	SOx、PM	新たに PM 規制を追加し、SOx・PM 規制として燃料中硫黄分を削減 一般海域 2012 年 1 月 1 日以降 3.50 %以下 2020 年 1 月 1 日以降 0.50 %以下 (注) 排出規制海域 2010 年 7 月 1 日以降 1.00 %以下 2015 年 1 月 1 日以降 0.10 %以下 (注) 2018 年に硫黄分 0.5 %の燃料の需要供給状況等をレビューし、一般海域の 0.5 %規制開始時期を 2020 年とするか、2025 年とするか決定する。

【NOx 規制】

区分	対象	内容
改正前 (現行 規制)	新造船	Tier1：全海域に適用 ・出力規模が 130kW よりも大きいディーゼル機関に適用 ・規制値 (NOx 排出係数)：定格回転数 (n) ごとに設定 130rpm 未満 : 17.0 g/kWh 130rpm 以上 2,000rpm 未満 : $45.0 \times n^{-0.2}$ g/kWh 2,000rpm 以上 : 9.8 g/kWh
改正後	新造船	Tier2：全海域に適用 (2016 年 1 月 1 日以降は排出規制海域を除く) ・開始時期：2011 年 1 月 1 日以降 ・出力規模が 130kW よりも大きいディーゼル機関に適用 ・規制値 (NOx 排出係数)：定格回転数 (n) ごとに設定 130rpm 未満 : 14.4 g/kWh (現行規制 15.5 %減) 130rpm 以上 2,000rpm 未満 : $44 \times n^{-0.23}$ g/kWh (現行規制 15.5~21.8 %減) 2,000rpm 以上 : 7.7 g/kWh (現行規制 21.8 %減) Tier3：排出規制海域に適用 (注 1) ・開始時期：2016 年 1 月 1 日以降 (注 2) ・規制値 (NOx 排出係数)：定格回転数 (n) ごとに設定 130rpm 未満 : 3.4g/kWh (現行規制 80 %減) 130rpm 以上 2,000rpm 未満 : $9 \times n^{-0.2}$ g/kWh (現行規制 80 %減) 2,000rpm 以上 : 2.0 g/kWh (現行規制 80 %減) (注 1) 長さ 24m 未満のリクリエーション用船舶、及び合計推進出力が 750kW 未満の達成困難と認められた船舶に搭載されるエンジンは免除。 (注 2) 2012~2013 年に、Tier3 規制を実行するための技術開発状況をレビューし、必要であれば Tier3 規制開始時期を調整する。

1.2 2005年を対象とした船舶活動量の再算出及び排出源データ再整備

1.2.1 漁船排出源データの再整備

昨年度末(平成23年3月31日)に開催された国のECA委員会において、水産庁より提示された漁業活動に関する資料(表1.2-1参照)を踏まえ、昨年度のOPRFの大気環境改善効果算定事業で設定した漁船の燃料消費量データを補正するものとした。

表 1.2-1 昨年度事業で作成した漁船燃料消費量と水産庁提示資料による燃料消費量

昨年度のOPRF 漁船燃料消費量			水産庁提示資料		
総トン数	活動範囲 [NM] 【操業時】	燃料消費量 [kton/year]	漁業形態 総トン数	活動範囲 [NM]	燃料消費量 [kton/year]
0~30	22.5	1,693 うち軽油：660 うちA重油：1,032 68%	海面養殖業 沿岸漁業 0~10	0~12	660 軽油
		(1,092 うち軽油：426 うちA重油：660)	沖合漁業 10~200	0~200	1,083 (62) A重油
30~150	60	118 (30)	10~200	0~200	A重油
	【12~108】	250 (33)			
150~500	141	196 (21)	遠洋漁業	200~	715 (29) A重油・C重油 うちA重油：667 うちC重油：48
	【93~189】	153 (8)			
500~	189~	66 C重油 3%	200~	200~	
計		2,475 【200NM内→2,409】	計		2,458 【200NM内→1,743】

※()内は12NM内

国土交通省海事局安全基準課提供

(1) 漁船の燃料消費量データの修正点

昨年度の OPRF 漁船燃料消費量データについて以下の修正を行った。

① 0～30 トンの漁船活動パターンの見直し

水産庁提示資料によると、0～10 トンの漁船は海面養殖業及び沿岸漁業に従事する船舶であり、12 海里以内で活動するとともに、軽油のみを消費し、かつ、この区分の漁船が軽油の総消費量 660 kton/year のすべてを消費すると想定している。

一方、昨年度の OPRF 漁船燃料消費量データは、0～30 トンの漁船を一つのグループとして操業パターン（操業/航行時間、操業時/航行時負荷率等）を想定したため、12 海里以遠（22.5 海里以内）の海域でも軽油が消費され、10 トン未満の漁船でも A 重油が消費されることとなる。

そこで、水産庁提示資料に基づき次の修正を行った。

- 0～30 トンを 0～10 トンと 10～30 トンに分け、それぞれで漁船の操業パターンを設定し、軽油は 0～10 トンの漁船ですべて使用されるものとした。
- これまで、一律に設定していたトップダウン補正係数[※]を、軽油と A 重油のそれぞれで設定するものとした。

※トップダウン補正：漁業センサスに基づく漁船活動量に漁船の操業パターンを想定して求めた燃料消費量（ボトムアップ推計値）をエネルギー統計年報の値に合わせるための係数

② 200 海里以遠での一部 A 重油消費の想定

水産庁提示資料によると、A 重油全体の約 38.1 %に相当する 667 kton/year が 200 海里以遠で消費されるものと想定している。

一方、昨年度の OPRF 漁船燃料消費量データでは、C 重油の総消費量 65 kton/year は 200 海里以遠で消費されるが、軽油 660 kton/year 及び A 重油 1,749 kton/year はすべて 200 海里以内で消費されるものとしている。

そこで、水産庁提示資料に基づき次の修正を行った。

- 昨年度トップダウン補正で求めた A 重油の総消費量 1,749 kton/year の 38.1 %に相当する 667 kton/year は 200 海里以遠で消費され、残りの 1,083 kton/year は 200 海里以内で消費されるものとした。
- 200 海里以内と 200 海里以遠のそれぞれで漁船操業パターンを設定し、上記の燃料消費量にできる限り合致するよう調整するとともに、トップダウン補正係数もそれぞれで設定した。
- 200 海里以遠で活動する漁船の操業時燃焼消費量は 200 海里以遠（EEZ 外）で行われることから、ここでは操業時の地理的配分は行わず、出漁及び帰漁時に EEZ 内を航行するときの燃料消費量について EEZ 内での地理的配分を行った。

(2) 修正後の燃料消費量とトップダウン補正係数

昨年度は、表 1.2-2に示すとおり、エネルギー統計年報による軽油 660 kton/year と A 重油 1,749 kton/year の合計 2,490 kton/year に合わせるため、ボトムアップで推計した軽油と A 重油合計値 1,712 kton/year に補正係数 1.4071 を乗じていた。

今回、表 1.2-3に示すとおり、

- 水産庁提示資料より、A 重油消費総量 1,749 kton/year を、200 海里以内で消費される量 (1,083 kton/year) と 200 海里以遠で消費される量 (667 kton/year) に分けるものとした。
- 軽油と A 重油ごとでトップダウン補正係数を設定した。A 重油については、さらに 200 海里以内と 200 海里以遠のそれぞれでトップダウン補正係数を設定した。

表 1.2-2 漁船燃料消費量 (昨年度)

	軽油	A 重油	合計
油種別熱量[TJ]	29,707	78,931	108,638
単位重量あたりの熱量[MJ/kg]	45.00	45.12	
油種別重量[ton]	660,145	1,749,366	2,409,511
漁業センサス燃料消費量[ton]			1,712,431
補正係数 (重量ベース)			1.4071

表 1.2-3 漁船燃料消費量 (修正後)

	軽油	A 重油		合計
油種別熱量[TJ]	29,707	78,931		108,638
単位重量あたりの熱量[MJ/kg]	45.00	45.12		
油種別重量[ton]	660,145	1,749,366 [※]		2,409,511
		1,082,608 (200NM内)	666,758 (200NM外)	
漁業センサス燃料消費量[ton]	659,035	1,077,688	669,545	2,406,267
補正係数 (重量ベース)	1.0017	1.0046	0.9958	1.0013

※ 水産庁提示資料によると、A 重油は 667 kton/year が 200 海里以遠で消費され、1,083 kton/year が 200 海里以内で消費される。

(3) 漁船活動パターンの想定

表 1.2-3に示す「漁業センサス燃料消費量」とは、漁業センサスに基づくトン数区分別の漁船活動量(年間の延べ活動日数)に漁船の操業パターン(航行/操業時間、航行/操業時負荷率、燃料消費率 SFC、機関定格出力等)を想定して求めたものである。

今回、漁船活動時間については、以下のとおり修正した(表 1.2-4、表 1.2-5参照)。また、200 海里内で活動する漁船については、図 1.2-1に示すパターンで活動するものとした。

① 0～10 トン (日帰り)

操業時及び航行時の活動範囲を0～12海里とするため、航行時速力を12.0ノット(-3.0ノット)、1日の航行時間を2.0時間(-1.0時間)とする。

② 10～30 トン (日帰り)

1日の航行時間を4.0時間(+1.0時間)とし、航行時の活動範囲を0～30海里とする。

これまでは操業時活動範囲=航行時活動範囲としていたが、小型底びき網漁を想定して操業時の速力を4.5ノット(+4.5ノット)、操業時の負荷率を62%(+57%)、1日の操業時間を8.0時間(+2.0時間)とし、操業時の活動範囲を12～48海里とする。

③ 30～150 トン (船中泊あり ※30トン以上は冷凍装置を備えている)

1日の操業時間を14.0時間(+2.0時間)、操業時負荷率を65%(+10%)とする。

④ 150 トン以上 (船中泊あり ※30トン以上は冷凍装置を備えている)

水産庁提示資料によれば、200トン以上の漁船は遠洋漁業で、200海里以遠の海域で操業する。一方、漁業センサスによると200海里以遠で活動する漁船の隻数は837隻とされている。

200トン以上の漁船は703隻なので、これらはすべて200海里以遠で活動するものとし、150～200トンの漁船は198隻なので、150～200トンの漁船のうち134隻は200海里以遠、残り64隻は200海里以内で活動するものとする。

200海里以内で活動する漁船の操業時負荷率を85%(+20%)とし、200海里以遠で活動する漁船については、表 1.2-5に示す操業パターンとする。

200海里以遠で活動する漁船の200海里以内での燃料消費量は、後述のとおり、出漁及び帰漁時におけるEEZ内航行時の燃料消費量29,378 ton/yearとなり、操業時の燃料消費量については200海里以遠なので地理的割り振りは行わず、EEZ内航行時燃料消費量29,378 ton/yearのみ地理的割り振りをを行うものとする。

表 1.2-4 トン数区分別の漁船操業パターンと活動範囲 (昨年度)

トン数 区分	速力 [ノット]		時間 [h/day]		負荷率 [%]		活動範囲 [NM]	
	操業時	航行時	操業時	航行時	操業時	航行時	操業時	航行時
1T 未満	—	15.0	6.0	3.0	5	85	0~22.5	0~22.5
1~ 3								
3~ 5								
5~ 10								
10~ 20								
20~ 30	4.0	12.0	12.0	5.0	75	85	12~108	0~60
30~ 50								
50~ 100								
100~ 150	4.0	12.0	12.0	11.75	65	85	93~189	0~141
150~ 200								
200~ 350								
350~ 500								
500~1,000								

表 1.2-5 トン数区分別の漁船操業パターンと活動範囲 (修正後)

【200NM 以内】

トン数 区分	速力 [ノット]		時間 [h/day]		負荷率 [%]		活動範囲 [NM]	
	操業時	航行時	操業時	航行時	操業時	航行時	操業時	航行時
1T 未満	—	12.0	4.0	2.0	5	85	0~12	0~12
1~ 3								
3~ 5								
5~ 10								
10~ 20	4.5 (+4.5)	15.0	8.0 (+2.0)	4.0 (+1.0)	62 (+57)	85	12~48	0~30
20~ 30								
30~ 50	3.43 (-0.57)	12.0	14.0 (+2.0)	5.0	85 (+10)	85	12~108	0~60
50~ 100								
100~ 150								
150~ 200	4.0	12.0	12.0	11.75	85 (+20)	85	93~189	0~141

【200NM 以遠】

トン数 区分	速力 [ノット]		時間 [h/day]		負荷率 [%]		活動範囲 [NM]	
	操業時	航行時	操業時	航行時	操業時	航行時	操業時	航行時
150~ 200	—	12.0	16.75	7.5	30	85	200~	0~200
200~ 350								
350~ 500								
500~1,000								

※0~30 トンは船中泊なし(日帰り)、30 トン以上は船中泊あり

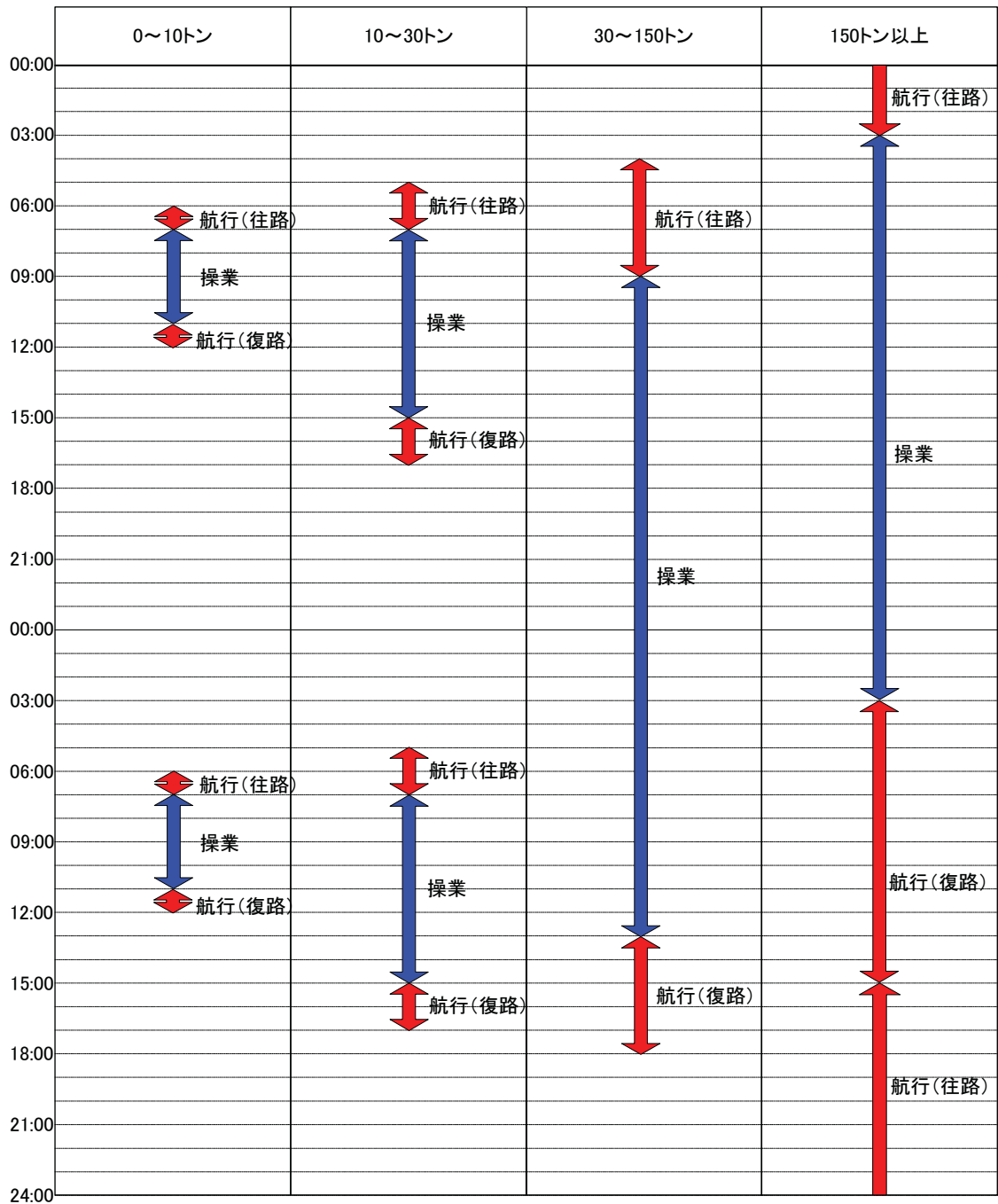


図 1.2-1 漁船の活動パターンの想定

(4) 修正後の燃料消費量と排出量

① トン数区分別・油種別燃料消費量

昨年度及び修正後のトン数区分別・油種別燃料消費量を、それぞれ図 1.2-2と図 1.2-3、表 1.2-6と表 1.2-7に示す。

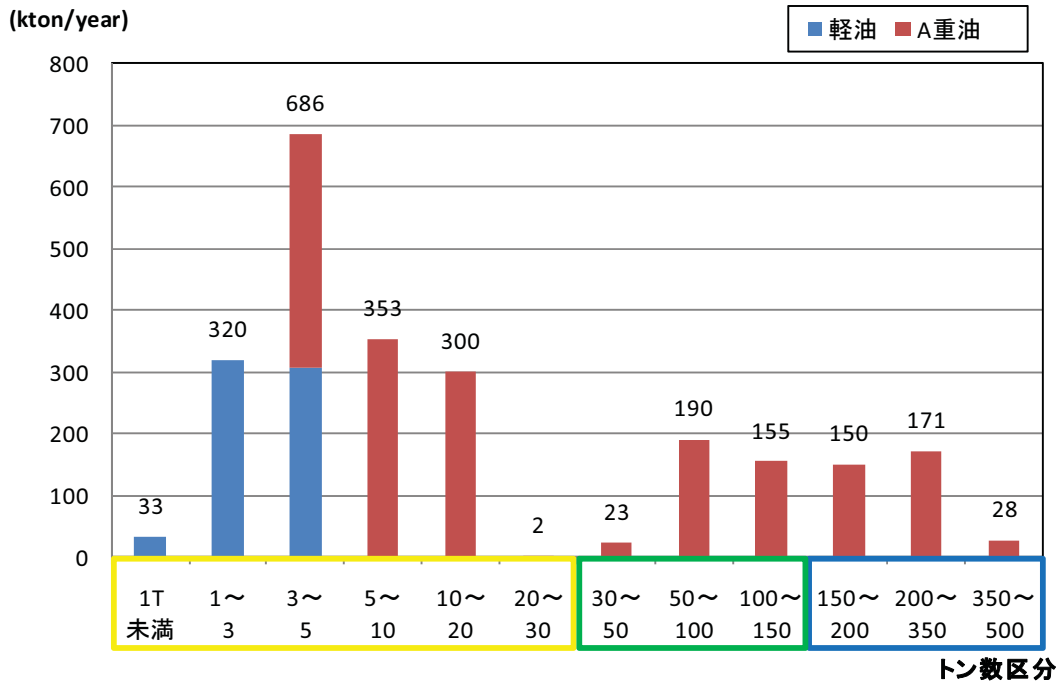


図 1.2-2 漁船のトン数区分別燃料消費量の算出結果 (昨年度)

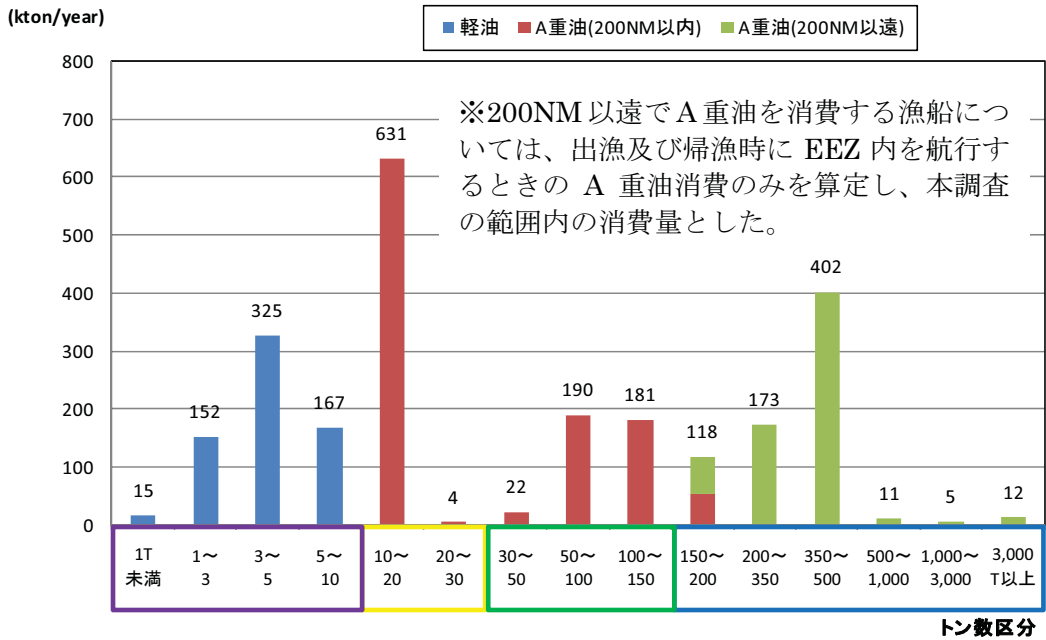


図 1.2-3 漁船のトン数区分別燃料消費量 (修正後)

表 1.2-6 トン数区分別活動範囲と燃料消費量 (昨年度)

トン数区分	活動範囲 [NM]	燃料消費量 [kton/year]	
0~30	航行時 0~22.5	1,693	660 【軽油】
	操業時 0~22.5	(1,092)	1,032 【A 重油】 426 【軽油】 660 【A 重油】
30~150	航行時 0~60	118 (30)	368 【A 重油】
	操業時 12~108	250 (33)	(62)
150~500	航行時 0~141	196 (21)	349 【A 重油】
	操業時 93~189	153 (8)	(29)
500~	189~	66 【C 重油】 3%	
※()内は 12NM 以内 計		2,475 (200 NM 内→2,409) 100%	

表 1.2-7 トン数区分別活動範囲と燃料消費量 (修正後)

トン数区分	活動範囲 [NM]	燃料消費量 [kton/year]	
0~10	航行時 0~12	660	【軽油】 27%
	操業時 0~12	(660)	
10~30	航行時 0~30	635	【A 重油】 26%
	操業時 12~48	(230)	
30~150	航行時 0~60	103 (26)	393 【A 重油】
	操業時 12~108	289 (38)	(63)
150~ (200NM 内)	航行時 0~141	27 (3)	54 【A 重油】
	操業時 93~189	28 (1)	(4)
(200NM 外)	航行時 0~200+ α	667	【A 重油】 27%
	操業時 200~	66	【C 重油】 3%
※()内は 12NM 以内 計		2,475 (200 NM 内→1,743) 100%	

② トン数区分別排出量

トン数区分別に NO_x 及び SO₂ の排出量を算出すると図 1.2-4及び図 1.2-5とおりである。なお、NO_x 排出規制の対象となる機関出力 130kW 以上の船舶は概ね 5 トン以上となる。

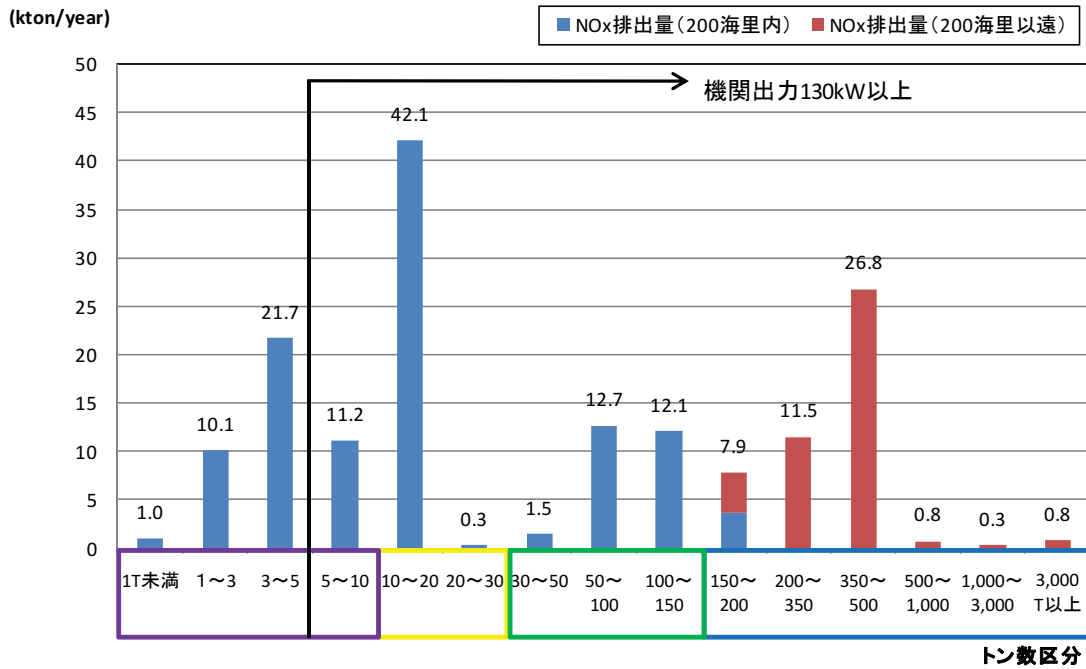


図 1.2-4 漁船のトン数区分別 NO_x 排出量

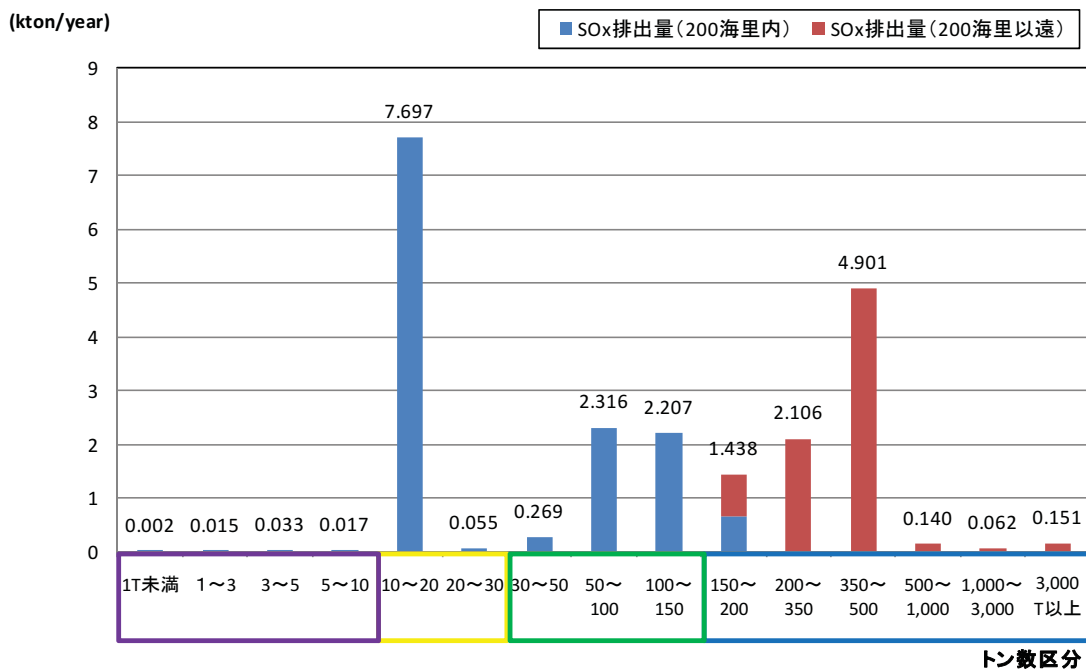


図 1.2-5 漁船のトン数区分別 SO₂ 排出量

③ 200 海里以遠で活動する漁船の燃料消費量算定と地理的配分

200 海里以遠で活動する漁船は、操業は 200 海里以遠で行われるが、出漁時及び帰漁時に 200 海里内(EEZ 内)を航行するので、EEZ 内往復航行時の燃料消費量を算出した。

a) 200 海里以遠で活動する漁船の燃料消費量

200 海里以遠で活動する漁船の燃料消費量は以下のとおり。

○ A 重油 667 kton/year

○ C 重油 66 kton/year

ただし、航行時に C 重油を消費する漁船は AIS 搭載船舶であると思われ、燃料消費量は別途 AIS 航跡データによって把握されていることから、ここでは、C 重油消費量は含めないこととした。

b) 200 海里以遠で活動する漁船の隻数と漁業従事日数

漁業センサスより、動力船隻数 (114,925 隻) から、主とする操業水域 (200 海里) の動力船隻数 (114,088) を差し引いた 837 隻の船舶が 200 海里以遠で活動する漁船となる。

いずれも都道府県別に集計されているが、ここでは都道府県別は考慮せず、トン数の大きな船舶から 837 隻を 200 海里以遠で活動する漁船とした。

総トン数別の 200 海里以遠の漁船隻数、延べ漁業従事日数及び 1 隻あたりの漁業従事日数は表 1.2-8のとおりである。

表 1.2-8 漁業従事日数

トン数区分	150～ 200	200～ 350	350～ 500	500～ 1,000	1,000～ 3,000	3,000 以上	合計
200 海里以遠活動漁船隻数	134	233	453	10	3	4	837
延べ漁業従事日数 (年間)	35,741	71,824	141,431	3,115	990	1,320	254,421
1 隻の年間漁業従事日数	267	308	312	312	330	330	304

c) 200 海里内 1 隻 1 往復の航行時の燃料消費量

航行速力を 12 ノットとすると、200 海里の往復に要する時間は、 $200 \times 2 \div 12 = 33.33$ 時間となる。

1 隻の漁船が 200 海里を 1 往復航行するときの燃料消費量 (=SFC×機関定格出力×負荷率×時間) は表 1.2-9のとおりである。

表 1.2-9 200 海里内 1 隻 1 往復航行時の燃料消費量

トン数区分	150～ 200	200～ 350	350～ 500	500～ 1,000	1,000～ 3,000	3,000 以上
SFC [kg/kWh]	0.225	0.225	0.225	0.225	0.225	0.225
航行速力 [kns]	12.0	12.0	12.0	12.0	12.0	12.0
航行距離 [NM]	400.0	400.0	400.0	400.0	400.0	400.0
航行時間 [hour]	33.3	33.3	33.3	33.3	33.3	33.3
航行時負荷率 [%]	85.0%	85.0%	85.0%	85.0%	85.0%	85.0%
機関定格出力 [kW]	699	947	1,119	1,448	2,029	3,702
200 海里内 1 隻 1 往復航行時の燃料消費量 [ton]	4.557	6.039	7.136	9.233	12.935	23.601

d) 200 海里内往復航行時の燃料消費量

水産総合研究センターの「水産業における省エネルギー対策と合理的なエネルギー消費の在り方について」で示されている漁船の稼働実態によると

- 149 トン型近海まぐろ延縄漁船 (生) 6 航海 209 日 (34.8 日/航海)
- 349 トン型海外まき網漁船 5 航海 258 日 (51.6 日/航海)
- 499 トン型遠洋かつお釣漁船 4 航海 250 日航海 (62.5 日/航海)
- 489 トン型遠洋まぐろ延縄漁船 (凍結) 1 航海 291 日 (291 日/航海)

とある。

これを参考に、出漁 1 回の航海日数を設定し、表 1.2-8 の 1 隻の年間漁業従事日数から 200 海里内年間往復回数を求め、表 1.2-8 の 200 海里以遠活動漁業隻数と表 1.2-9 の 200 海里内 1 隻 1 往復航行時の燃料消費量から年間の燃料消費量 (=200 海里以遠活動漁船隻数×200 海里内 1 隻 1 往復の燃料消費量[ton]×200 海里内年間往復回数) を算出すると表 1.2-10 のとおりである。

表 1.2-10 200 海里内往復航行時の燃料消費量

トン数区分	150～ 200	200～ 350	350～ 500	500～ 1,000	1,000～ 3,000	3,000 以上	合計
出漁 1 回の航海日数	34.83	51.60	62.50	291.00	291.00	291.00	
200 海里内年間往復回数	7.657	5.974	4.995	1.070	1.134	1.134	
燃料消費量 [ton/year]	4,573	8,406	16,149	99	44	107	29,378

e) 地理的配分と時間変動

上記の年間消費量を EEZ 内の海上メッシュに一律均等に振り分けるものとし、時間変動は考慮しないものとした。

(5) 時間帯別燃料消費量及び排出量

前述の1.2.1(3)で示した 200 海里内で活動する漁船の活動パターンと1.2.1(4)③e)で示した 200 海里以遠で活動する漁船の活動量の時間帯変動の想定から、200 海里内における漁船の燃料消費量及び排出量を求めると、それぞれ図 1.2-6と図 1.2-7に示すとおりとなる。出漁時及び帰漁時において、主機の負荷率が高かつ同率で設定されているため、対照型の二峰型をなしている。

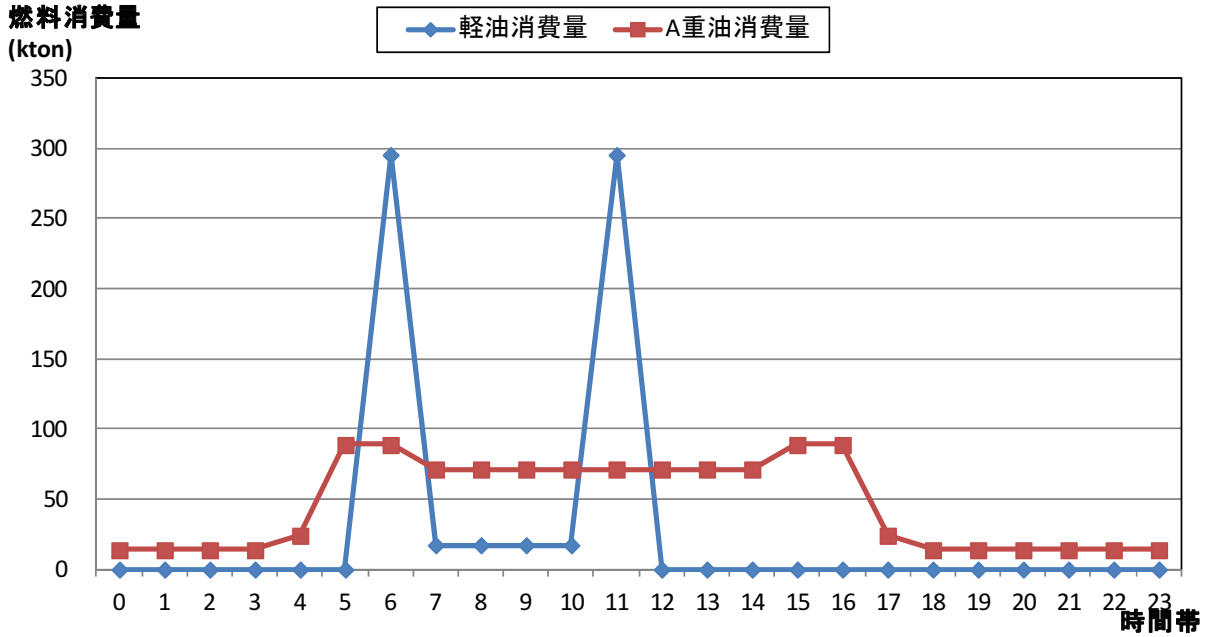


図 1.2-6 時間帯別燃料消費量

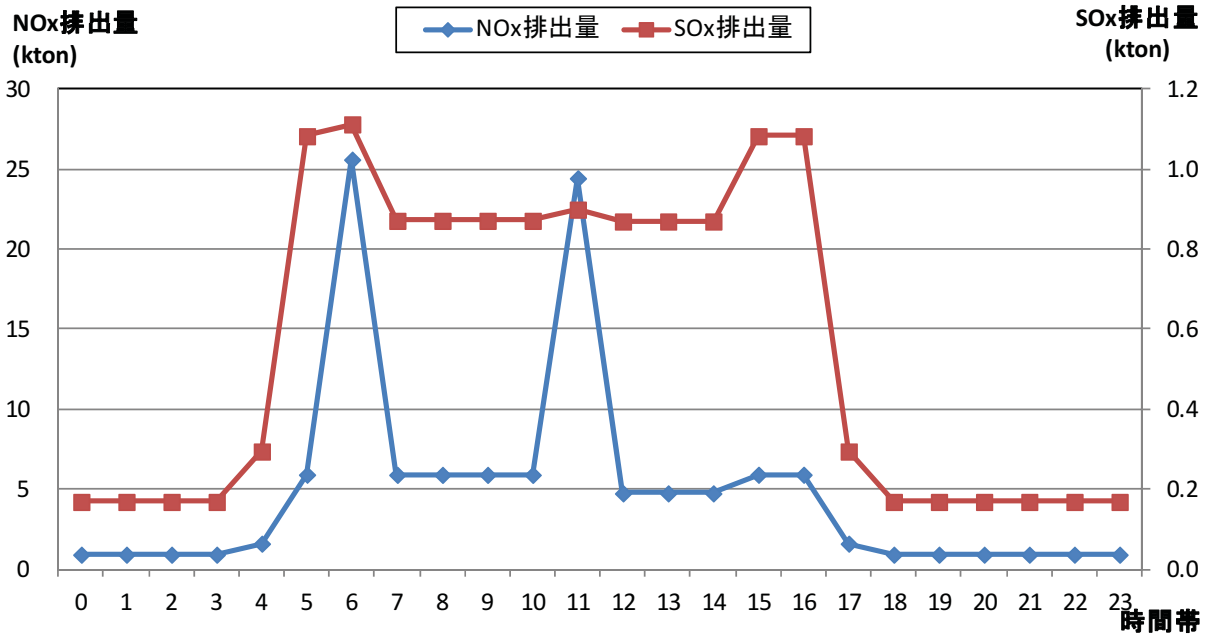


図 1.2-7 時間帯別排出量

(6) 漁船による燃料消費量の水平分布図

① 軽油消費量の水平分布図

漁船による軽油消費量の水平分布図を図 1.2-8に示す。

軽油は、0～10 トンの漁船で消費されるものとし、漁業センサスに基づき都道府県別に推計した軽油消費量を各漁港に均等配分し、さらに各漁港を中心に、航行時、操業時とも 12 海里内の海上メッシュに均等配分した。

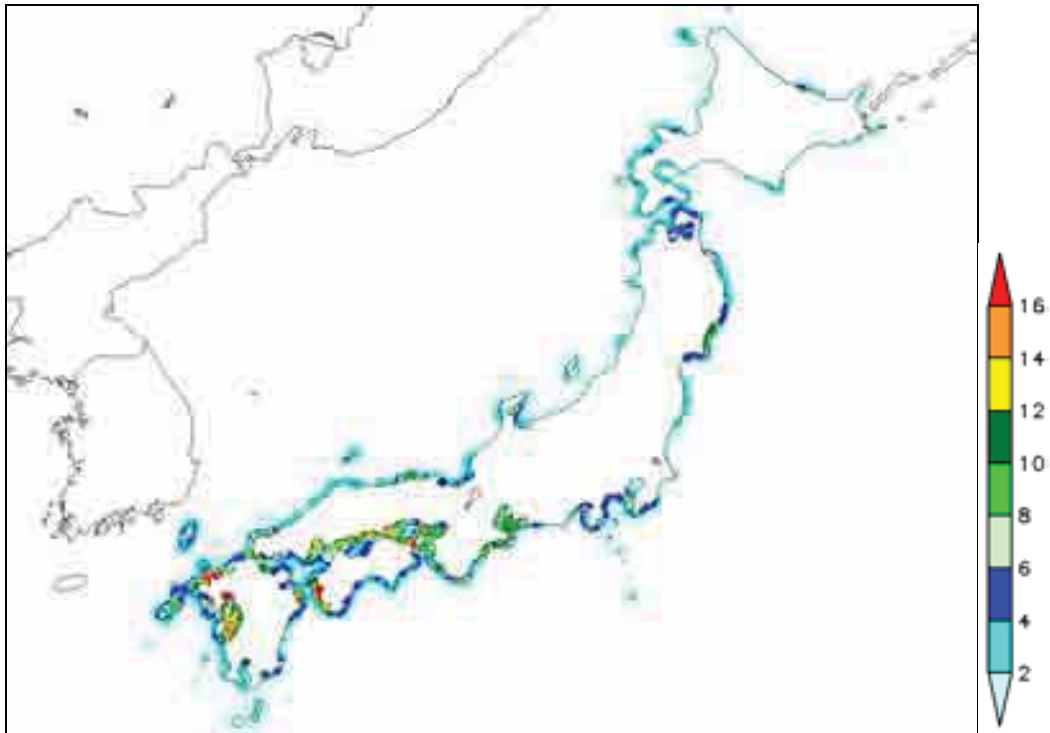
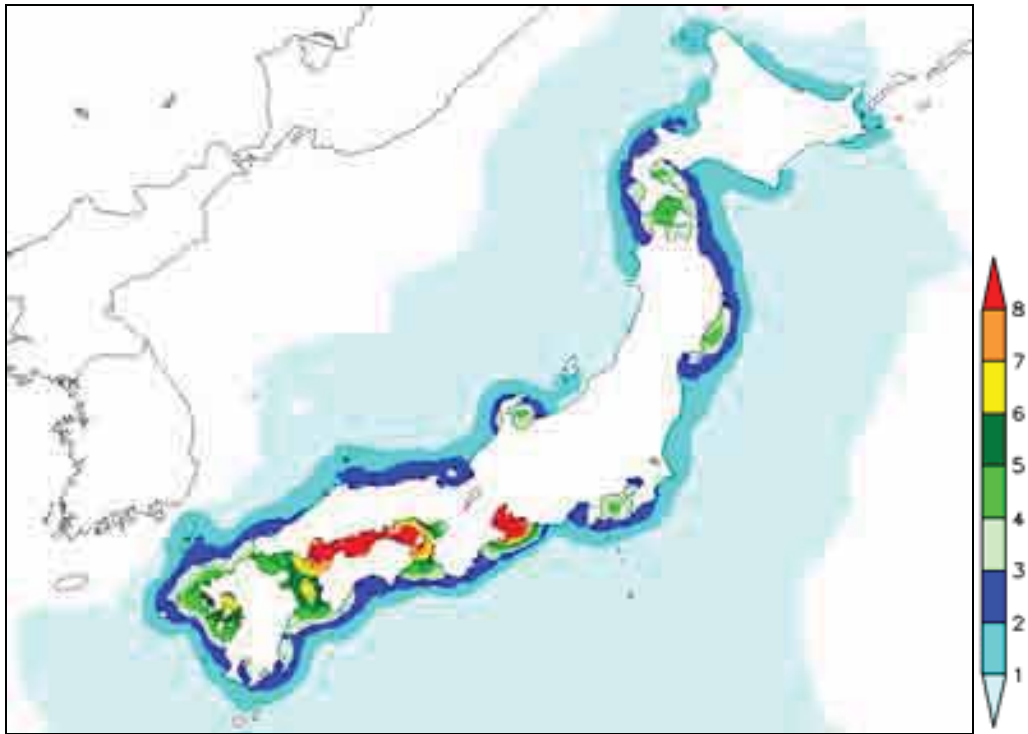


図 1.2-8 漁船の軽油消費量 (0～10 トン) [ton/year/grid]

② A 重油消費量の水平分布図

漁船による A 重油消費量の水平分布図を図 1.2-9～図 1.2-12に示す。

A 重油は、10 トン以上の漁船で消費されるものとし、漁業センサスに基づき都道府県別に推計した A 重油消費量を各漁港に均等配分し、さらに各漁港を中心に、航行時と操業時のそれぞれで設定した活動範囲内の海上メッシュに均等配分した。



※ 200 海里以遠で活動する漁船の EEZ 内航行時消費量を含む

図 1.2-9 漁船の A 重油消費量 (10 トン以上) [ton/year/grid]

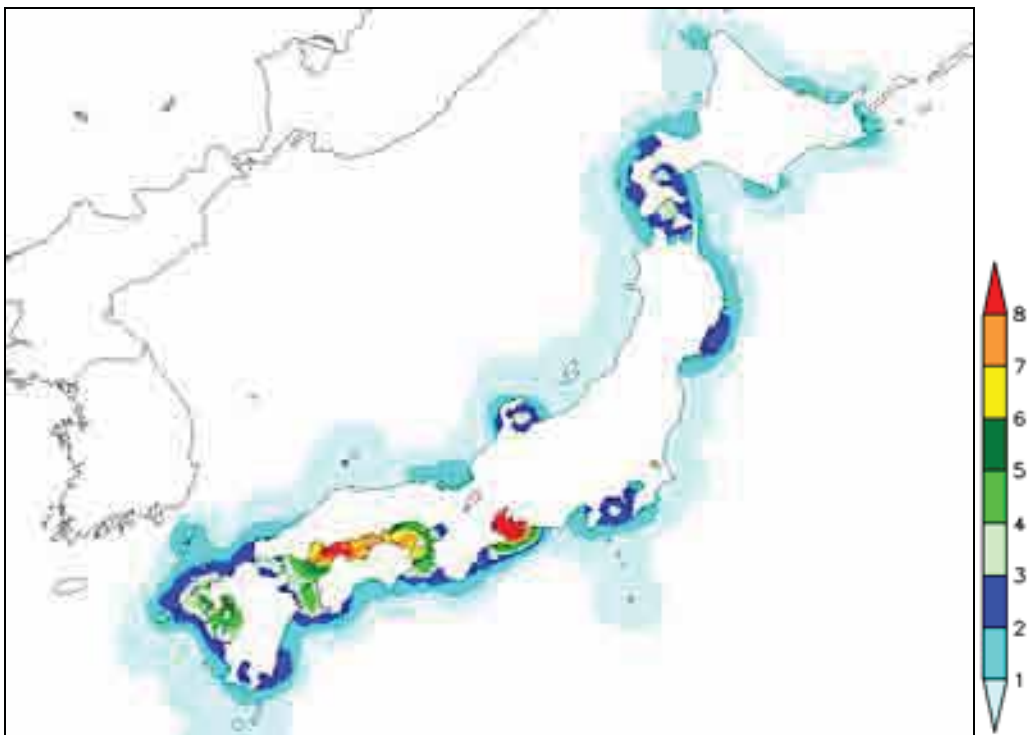


図 1.2-10 漁船の A 重油消費量 (10~30 トン) [ton/year/grid]



図 1.2-11 漁船の A 重油消費量 (30~150 トン) [ton/year/grid]



※ 200 海里以遠で活動する漁船の EEZ 内航行時消費量を含む

図 1.2-12 漁船の A 重油消費量 (150 トン以上) [ton/year/grid]

(7) 漁船と商船の排出量の比較

漁船による NO_x 、 SO_2 及び PM の年間排出量の水平分布を図 1.2-13～図 1.2-15に示す。

また、 NO_x 及び SO_2 の年間排出量を漁船と商船 (航行時及び停泊時) で比較した図をそれぞれ図 1.2-16と図 1.2-17に示し、漁船と商船 (航行時及び停泊地) の NO_x 年間排出量比が特に大きく現れた箇所を図 1.2-18に示す。

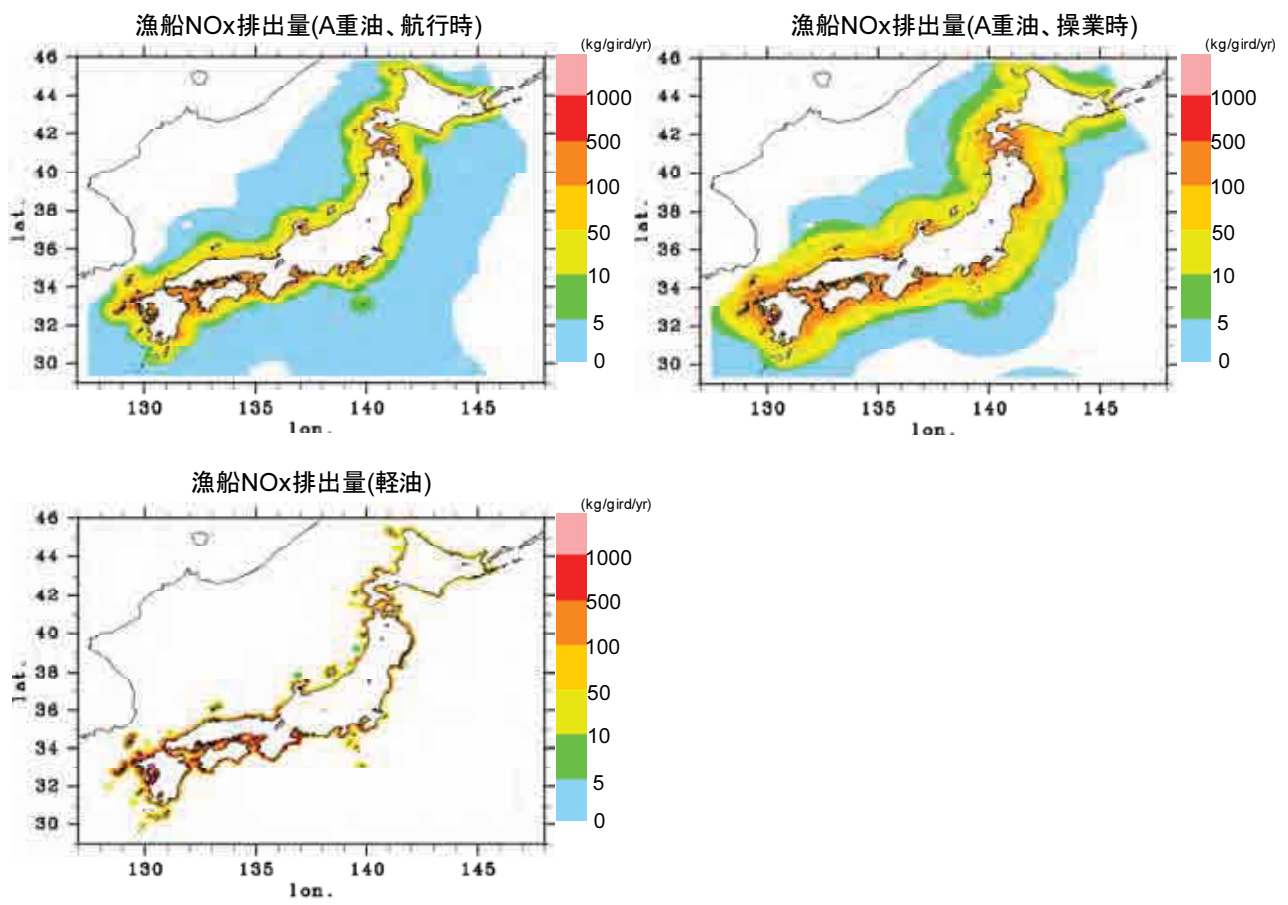


図 1.2-13 漁船の NOx 年間排出量水平分布図

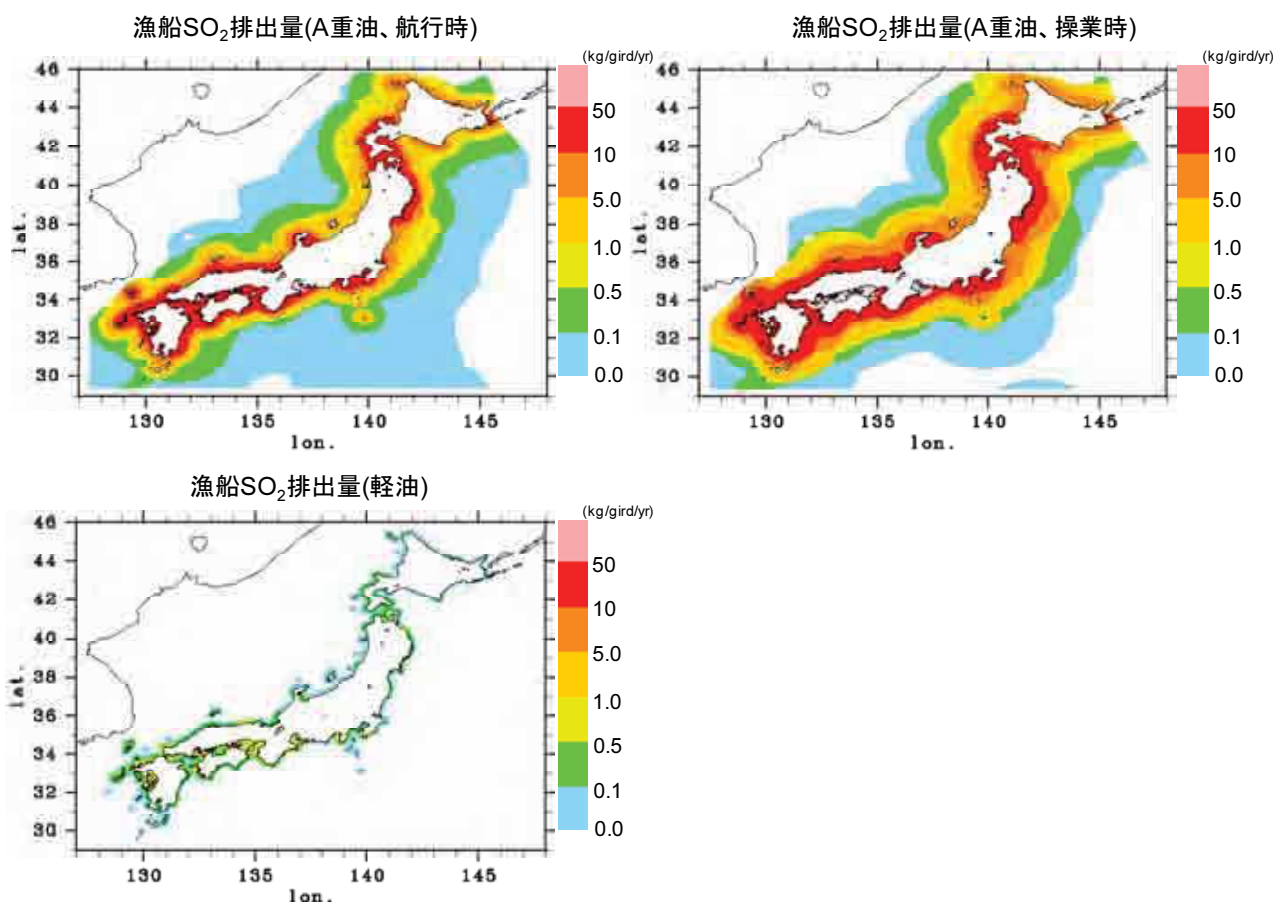


図 1.2-14 漁船の SO₂ 年間排出量水平分布図

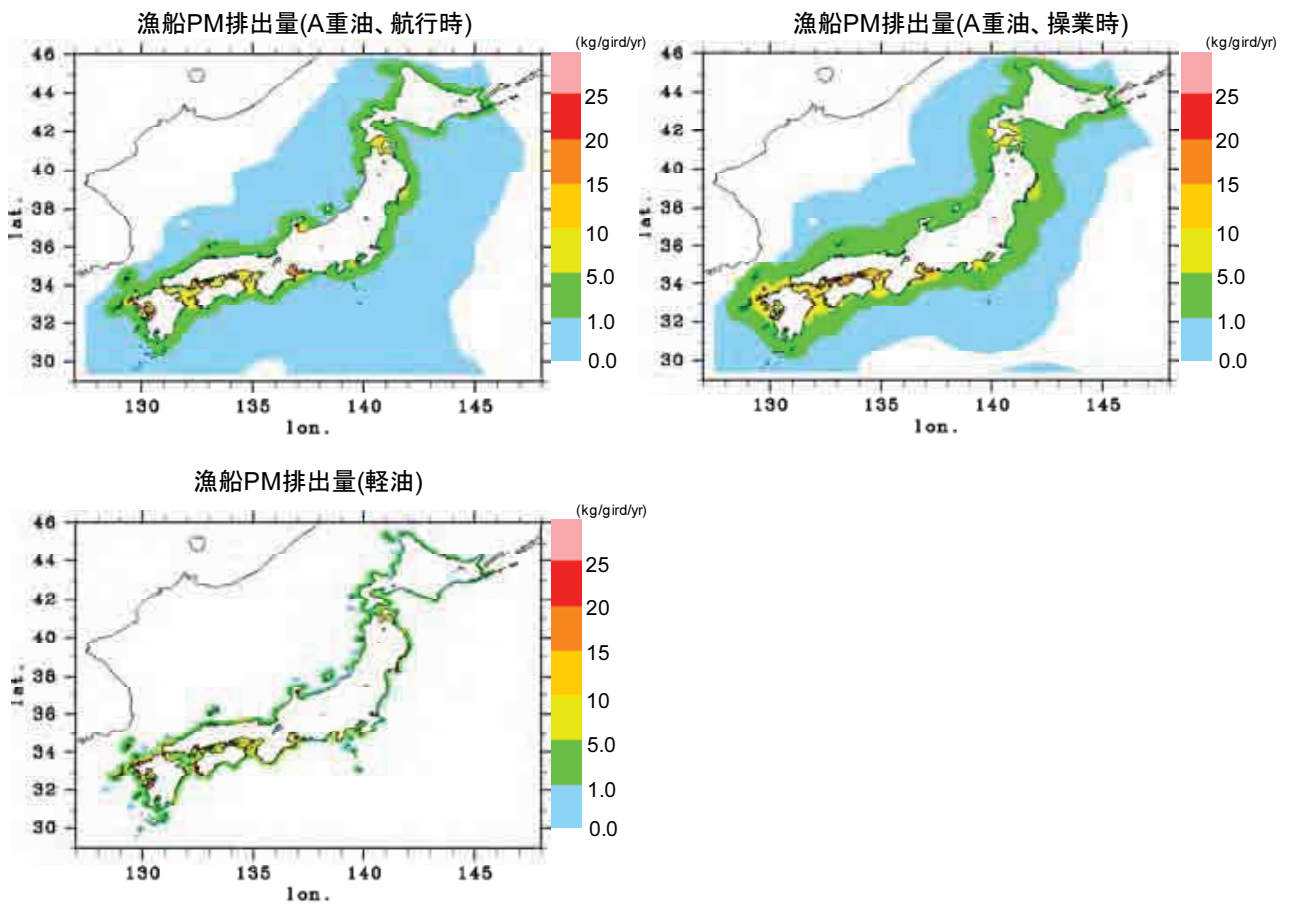


図 1.2-15 漁船のPM年間排出量水平分布図

漁船のNOx年間排出量 (ton/year/grid)

商船(航行時及び係留時)のNOx
年間排出量 (ton/yerr/grid)

-124-

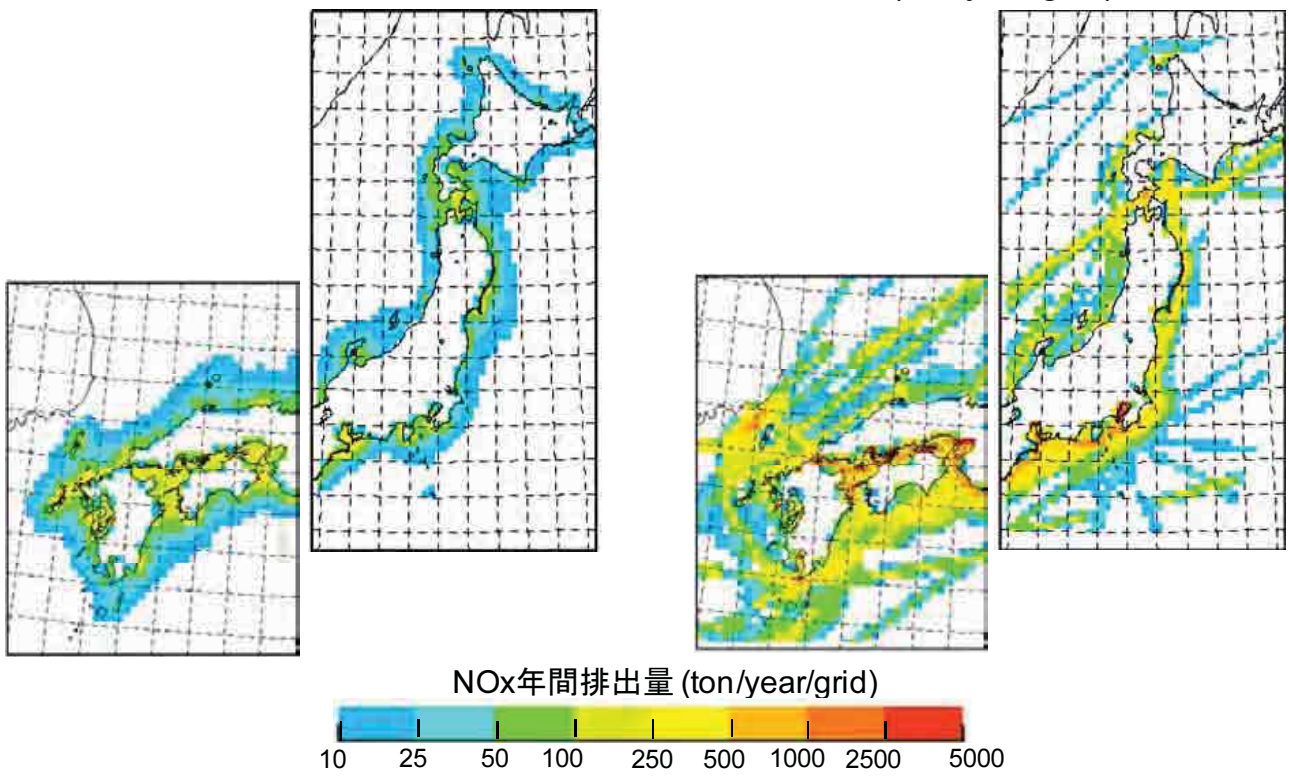
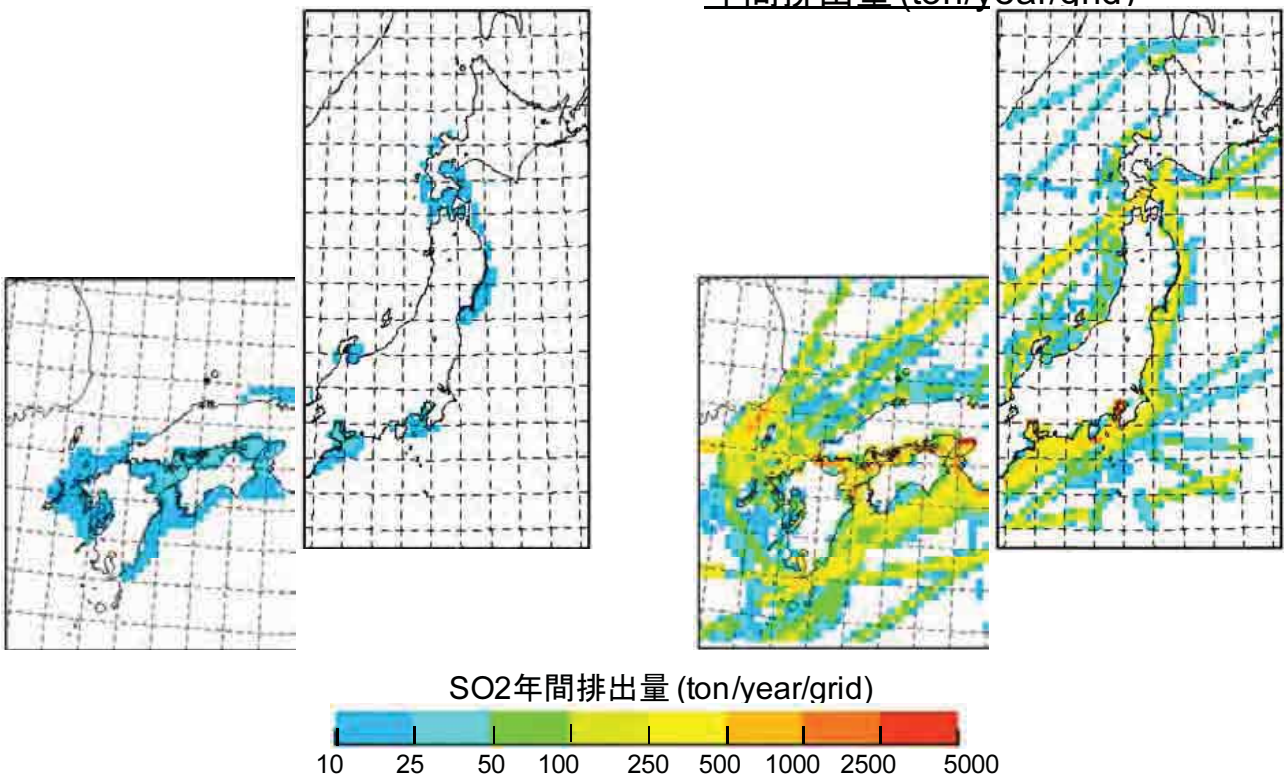


図 1.2-16 漁船と商船の NOx 年間排出量の比較

漁船のSO2年間排出量(ton/year/grid)

商船(航行時及び係留時)のSO2年間排出量(ton/year/grid)



-125-

図 1.2-17 漁船と商船 SO₂年間排出量の比較

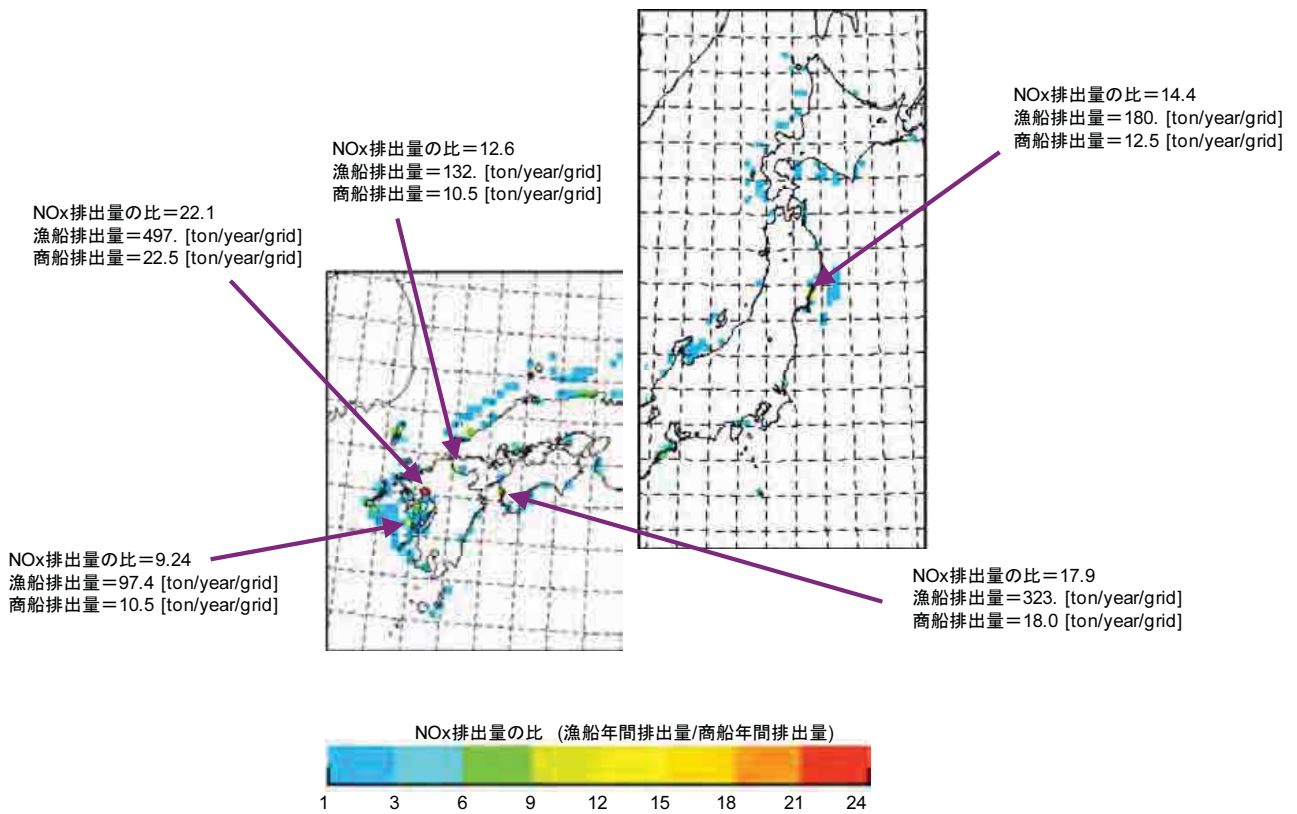


図 1.2-18 NOx 排出量の比：漁船/商船 (航行時及び係留時)

1.2.2 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

商船航行時の活動量の把握は AIS 電波の受信範囲内に限られるため、昨年度作成した外航船航行時の排出源データは、高い受信精度が期待できる離岸距離 50 海里以内を対象としたが、実際には、外航船は外国から日本に向かうとき、あるいは日本から外国に向かうときに距岸 50 海里以遠を航行する。

2009 年 7 月の AIS データを活用して AIS 受信電波によって作成した外航船の航跡を距岸 200 海里 (EEZ ライン) まで延長してモデル化(図 1.2-19参照)し、距岸 50 海里以遠 200 海里内における外航船航行時の活動量等を求めると表 1.2-11に示すとおりである。

表 1.2-11 距岸 50NM 以遠 EEZ 内における外航商船航行時の活動量等

(単位 : ton/year)			
燃料消費量	NO _x	SO ₂	PM
2,810,546	102,738	149,347	9,494

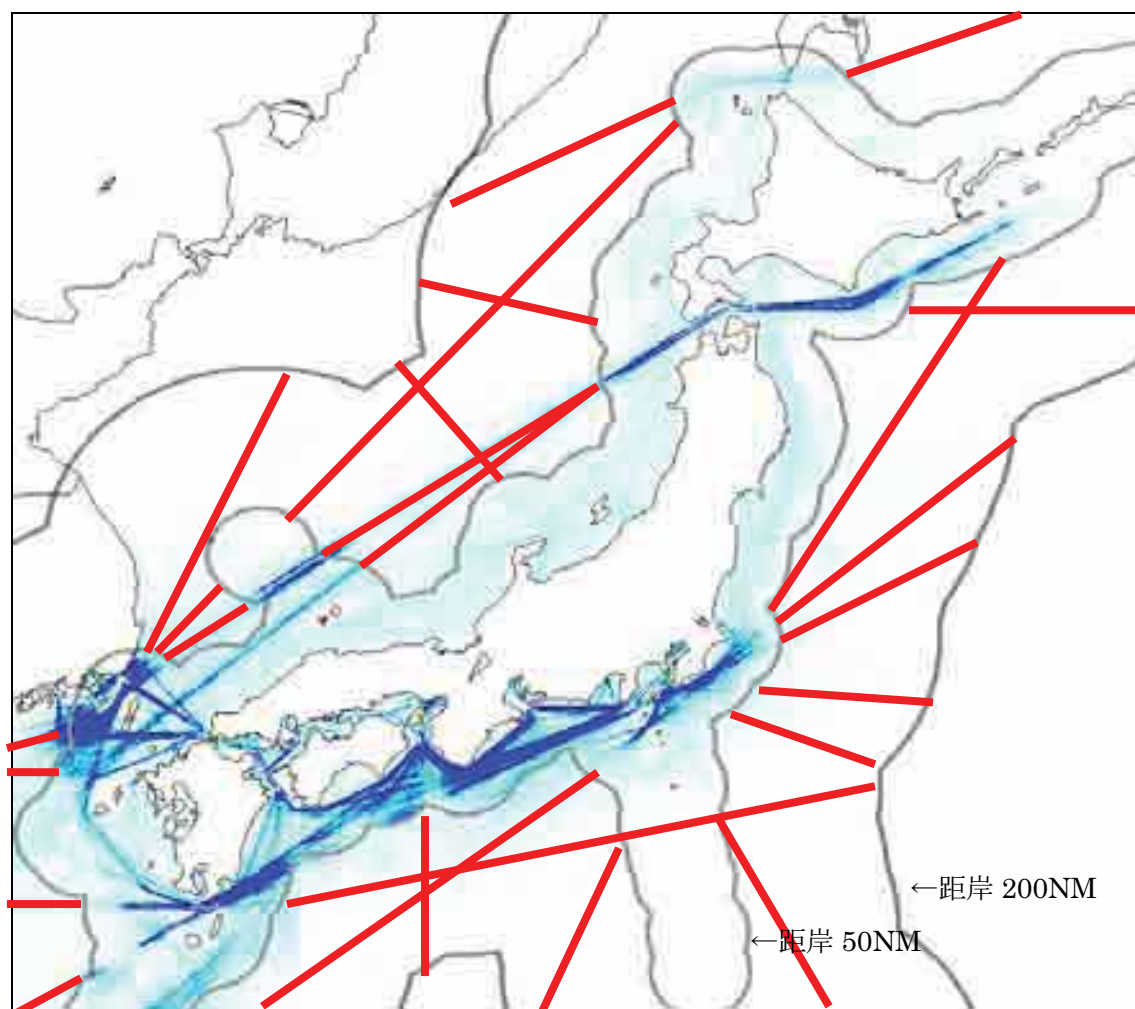


図 1.2-19 50 以遠 EEZ 内の外航船航行ルート・モデル

1.2.3 船舶データベースの作成と同データベースに基づく商船航行時の活動量の算出

商船航行時の活動量・排出量の算出及び排出源データの作成にあたっては、個々の船舶について、①総トン数、②機関定格出力、③航行時の主機関の負荷率に関する情報が必要である。

商船航行時の排出源データの作成には、2008年7月1ヶ月間において、日本沿岸域のAIS陸上局で記録されたAIS搭載船舶の航行データ(AISデータ)を活用したが、AISデータには、前記①～③に関する情報が含まれていないため、各々、次の方法によって推計した。

- ① 総トン数については、AISデータに含まれる船の“長さ”情報から、別途Lloyd's Resister等より求めた、船種別の船の長さとの関係式に基づき算出した。
- ② 機関定格出力については、①で算出した総トン数より、別途Lloyd's Resister等より求めた、船種別の総トン数と機関定格出力との関係式に基づき算出した。
- ③ 航海速力航行時における主機関の負荷率を85%とし、航行時の主機関の負荷率を(航行速力)³ / (航海速力)³として算出した。航海速力は個々の船舶によって異なるが、別途Lloyd's Resister等より、船種別・船型別の航海速力の3乗の平均値を求めた。

商船航行時の活動量・排出量の算出及び排出源データの精度を向上させるため、上記の算出手順を見直し、①総トン数、②機関定格出力、③航海速力等の情報を含む“船舶データベース”をあらかじめ作成し、AISデータに含まれる船名、識別符号、IMO番号、MMSIコード等から同データベースを検索することにより、可能な限り船舶固有の情報を求めて活動量を算出することを試みた。

(1) 船舶データベースに含まれる情報

船舶データベースは、日本籍船については「日本船舶明細書・内航船舶明細書」(20総トン以上対象)より、外国籍船については“Lloyd’s Resister”(100総トン以上対象)より作成するものとした。

船舶データベースは、船舶を識別するため、①船名、②IMO番号¹、③MMSI²コード、④コールサイン³を含めるものとし、排出源データの作成に必要な情報で構成するものとした。

表 1.2-12は、作成した船舶データベースにおける各情報項目の掲載数(率)を示したものである。船舶を識別するには、変更されることのないIMO番号が最も適しているが、日本・内航船舶明細書にはIMO番号、MMSIコードは記録されておらず、Lloyd’s Resisterには全ての船舶にIMO番号が記録されている。したがって、日本籍船についてはコールサイン、外国籍船についてはIMO番号を、それぞれ日本・内航船舶明細書とLloyd’s Resisterを基に作成した船舶データベースと照合することにより、個別の船舶の情報を求めた。

表 1.2-12 各船舶データベースに含まれる情報の項目別掲載数(率^{※1})

項目	日本・内航船舶明細書	Lloyd’s Resister
①船名	8,247 (100.0%)	93,901 (100.0%)
②IMO番号 ^{※2}	2,461 (29.8%)	93,901 (100.0%)
③MMSIコード ^{※2}	953 (11.6%)	60,905 (64.9%)
④コールサイン	7,137 (86.5%)	77,735 (82.8%)
⑤総トン数	8,247 (100.0%)	93,901 (100.0%)
⑥全長	6,202 (75.2%)	72,852 (77.6%)
⑦航海速力	4,911 (59.5%)	91,247 (97.2%)
⑧主機関出力合計	6,705 (81.3%)	93,806 (99.9%)
⑨主機関の種類	6,724 (81.5%)	93,832 (99.9%)
⑩船舶国籍	8,247 (100.0%)	93,478 (99.5%)

※1：日本・内航船舶明細書には8,247隻、Lloyd’s Resisterには日本籍船を除くと93,901隻分の記録がある。

※2：日本・内航船舶明細書には、IMO番号、MMSIの項目がないので、Lloyd’s Resisterを参照して、船名とコールサインが一致したものを抽出した。

※3：全長、航海速力、主機関出力合計に0が入力されているものは不明とした。

¹ 個々の船舶の識別のために指定される7桁の恒久的な番号であり、船舶の船籍が変更されてもIMO番号は変わらない。100総トン以上の海上を自航する商船に与えられる(ただし、専ら漁業に従事する船舶、機械的な推進機構を持たない船、プレジャーヨット、特別な業務を行う船(例えば灯台船や捜索救助船)、ホッパーバージ、水中翼船、エアークッション艇、フローティングドック及び類似のものとして分類された構造物、戦闘艦及び軍事輸送船、木造船は除外される)。

² MMSI (Maritime Mobile Service Identity) は、DSC機器を搭載した船舶局に与えられる認識番号であり、当該国の管轄組織(我が国では総務省)から交付されるものである。MMSIは9桁の数字から構成され、最初の3桁は国籍を示す。

³ 国際電気通信連合において定められた無線通信規則により、国際公衆通信を行う無線局に指定された呼出符号である。呼出符号の最初の3文字は、国際電気通信連合より各国に割り当てられている。

(2) AIS データにおける各項目の入力状況

使用した AIS データは、9 海域毎で集計されており、それぞれの海域での AIS データに含まれる情報の入力数 (率) は表 1.2-13のとおりである。

船名、IMO 番号、MMSI コード及びコールサインは、ほとんどの船舶で情報が入力されているが、中には空白や誤った情報が入力されているものもある。

表 1.2-13 各海域での AIS データによる航行船舶数と各情報の入力数 (率)

	01 東京湾	02 伊勢湾	03 大阪湾
船名	3,160 (100.0%)	3,318 (99.9%)	4,077 (100.0%)
IMO 番号	2,911 (92.1%)	3,106 (93.6%)	3,872 (94.9%)
MMSI コード	3,149 (99.7%)	3,313 (99.8%)	4,072 (99.9%)
コールサイン	3,131 (99.1%)	3,298 (99.3%)	4,048 (99.3%)
船種コード	3,160 (100.0%)	3,320 (100.0%)	4,078 (100.0%)
長さ	3,044 (96.3%)	3,229 (97.3%)	3,961 (97.1%)
幅	3,042 (96.3%)	3,225 (97.1%)	3,957 (97.0%)
	04 備讃瀬戸	05 来島海峡	06 関門海峡
船名	3,094 (99.9%)	3,797 (99.9%)	7,565 (99.7%)
IMO 番号	2,996 (96.7%)	3,719 (97.9%)	6,465 (85.2%)
MMSI コード	3,097 (100.0%)	3,800 (100.0%)	7,590 (100.0%)
コールサイン	3,064 (98.9%)	3,771 (99.2%)	7,446 (98.1%)
船種コード	3,097 (100.0%)	3,800 (100.0%)	7,590 (100.0%)
長さ	2,981 (96.3%)	3,667 (96.5%)	7,048 (92.9%)
幅	2,979 (96.2%)	3,664 (96.4%)	7,038 (92.7%)
	07 北海道	08 日本海・東北	09 南九州・沖縄
船名	1,071 (99.8%)	6,304 (99.7%)	6,700 (99.9%)
IMO 番号	1,042 (97.1%)	5,322 (84.2%)	6,050 (90.2%)
MMSI コード	1,071 (99.8%)	6,301 (99.7%)	6,696 (99.8%)
コールサイン	1,064 (99.2%)	6,182 (97.8%)	6,651 (99.2%)
船種コード	1,073 (100.0%)	6,321 (100.0%)	6,708 (100.0%)
長さ	1,053 (98.1%)	5,874 (92.9%)	6,491 (96.8%)
幅	1,053 (98.1%)	5,864 (92.8%)	6,484 (96.7%)

※ 船名、IMO 番号、MMSI コード、コールサインについては、明らかに誤った情報と分かるものは未入力とした。

(3) 船舶データベースによる船舶個別情報の特定と従来モデルとの比較

商船航行時の活動量（燃料消費量）の算出及び排出源データの作成に必要な総トン数、機関定格出力、機関負荷率の算定に必要な航海速力について、IMOコード等で船舶データベースを参照することにより個別に求め、これまでは回帰式等によって推計していたものからどれほどの差が生じるかについて検討した。

① 総トン数

表 1.2-14は、AIS データに含まれる各々の船舶について、船舶データベースを参照して個別に総トン数を求めたときの船種・船型別サンプル数を示したものである。

総トン数が不明な船舶は、内航船で 277 隻 (3.5%)、外航船で 4,439 隻 (14.3%) 存在した。なお、船種は従来どおり AIS に含まれる船種コードに基づくものであり、船種が不明な船舶は、ここでは全て「貨物船」とした。

表 1.2-14 船舶データベースを参照して総トン数を求めたときの船種・船型別サンプル数

(単位：隻)

	総トン数区分	貨物船	タンカー	客船	タグボート	その他	コンテナ船	合計
内航	不明	87	34	32	31	93	0	277
	0-500GT	445	269	2	355	559	0	1,630
	500-1,000GT	915	1,626	159	0	305	0	3,005
	1,000-3,000GT	257	638	127	12	127	0	1,161
	3,000-6,000GT	451	496	39	0	122	0	1,108
	6,000-10,000GT	237	0	74	0	53	0	364
	10,000-30,000GT	200	16	165	0	36	0	417
	30,000-60,000GT	0	4	7	0	3	0	14
	60,000-100,000GT	0	0	0	0	0	0	0
	100,000GT-合計	0	34	0	0	0	0	34
		2,592	3,117	605	398	1,298	0	8,010
外航	不明	1,895	510	150	352	1,405	127	4,439
	0-500GT	95	10	25	110	209	0	449
	500-1,000GT	137	263	14	3	177	0	594
	1,000-3,000GT	3,318	776	3	21	318	0	4,436
	3,000-6,000GT	2,091	1,133	12	4	174	0	3,414
	6,000-10,000GT	2,781	327	18	0	99	0	3,225
	10,000-30,000GT	3,160	1,008	63	0	119	1,253	5,603
	30,000-60,000GT	2,994	686	8	0	119	1,524	5,331
	60,000-100,000GT	1,010	324	0	0	45	1,213	2,592
	100,000GT-合計	257	724	0	0	16	57	1,054
		17,738	5,761	293	490	2,681	4,174	31,137

商船航行時の活動量 (燃料消費量) 及び排出源データは、内外航別に 6 の船種区分と 9 の船型区分毎に、1 時間単位、3 次メッシュ単位で算出される。

図 1.2-20～図 1.2-25は、各船種・船型区分における内外航別の平均総トン数を、従来どおり AIS に含まれる長さ情報から回帰式によって総トン数を求めた場合 (A) と、今回新たに Lloyd's Register や船舶明細書等から“船舶データベース”を作成し、IMO 番号等の識別記号から航行船舶 1 隻ずつ個別の総トン数情報を参照して求めた場合 (D) を比較したものである。

D/A は、貨物船では外航船の 0～500GT (95 隻)が 1.51 倍、タンカーでは内航船の 10,000～30,000GT (16 隻)が 1.60 倍、外航船の 0～500GT (10 隻)が 3.40 倍、客船では外航船の 30,000～60,000GT (8 隻)が 1.56 倍、タグボートでは外航船の 0～500GT (110 隻) が 2.09 倍、その他の船種では外航船の 0～500GT (209 隻) が 1.79 倍となり、回帰式で算出した値と船舶データベースから個別に求めた値の比が 1.0 から大きく離れる傾向にあった。

D/A が 1.0 から大きく離れる傾向は、検証対象となる隻数 (サンプル数) が少ない場合や小さな船型区分で多く見られ、小さな船型区分においては、僅かな値の差が大きな比となって表れるためと考えられる。

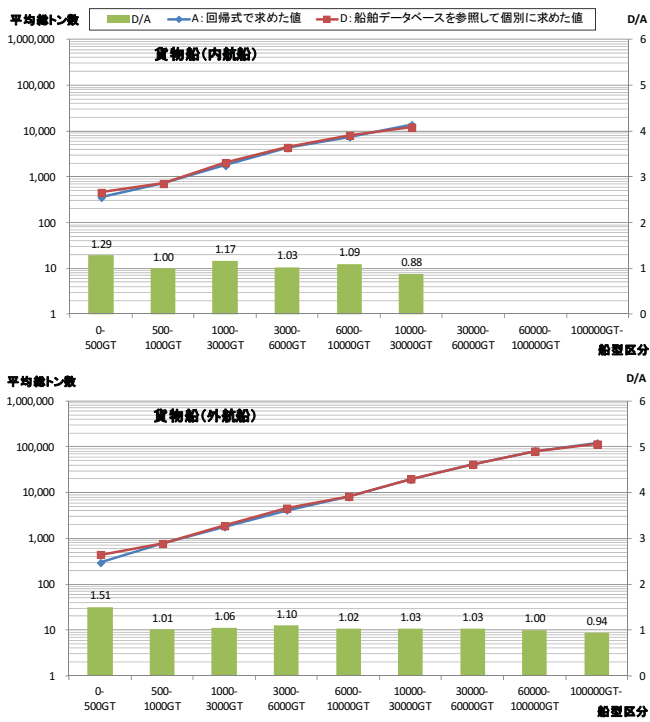


図 1.2-20 各船型区分における平均総トン数の比較
(船種：貨物船)

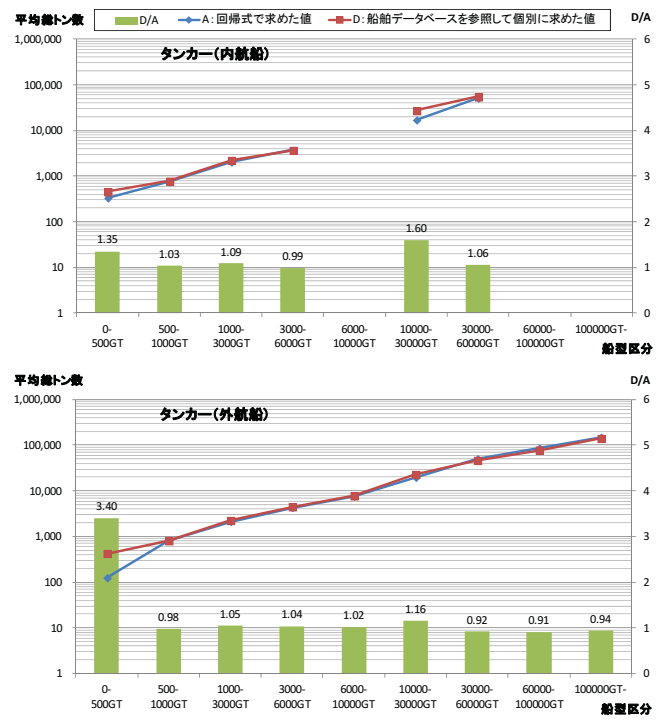


図 1.2-21 各船型区分における平均総トン数の比較
(船種：タンカー)

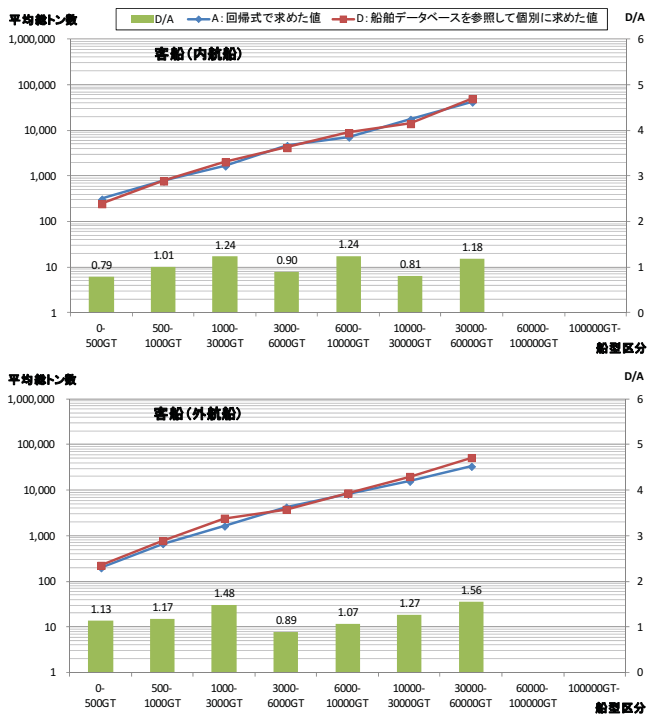


図 1.2-22 各船型区分における平均総トン数の比較
(船種：客船)

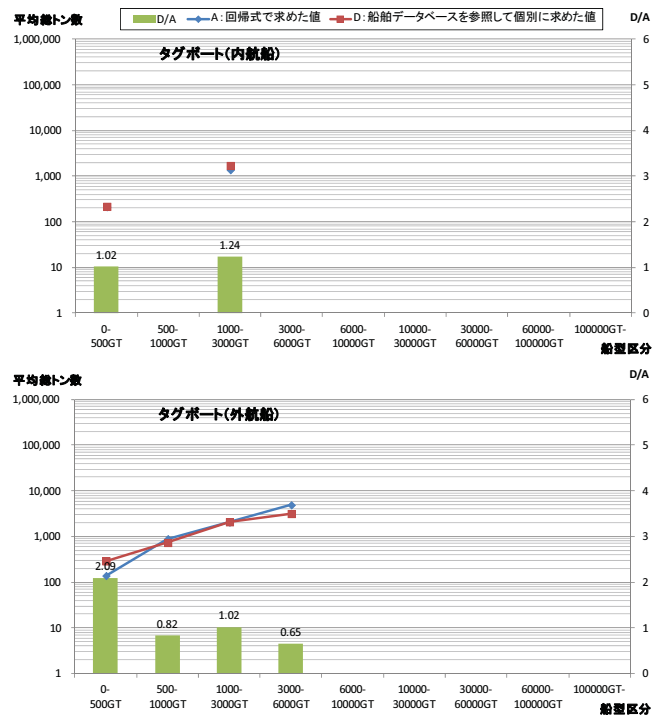


図 1.2-23 各船型区分における平均総トン数の比較
(船種：タグボート)

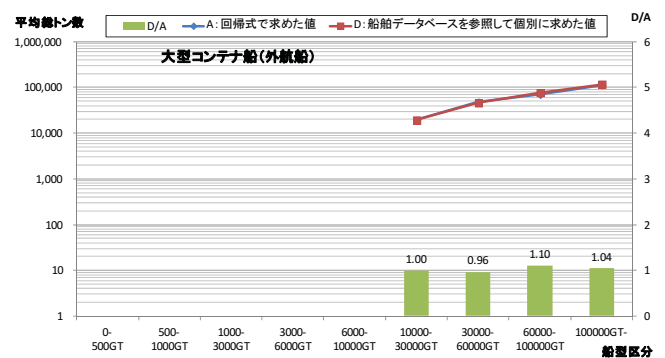
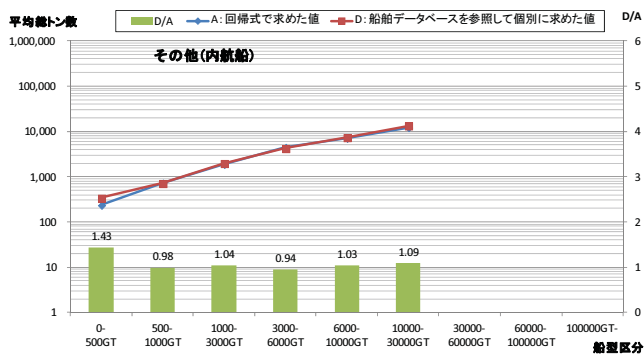


図 1.2-25 各船型区分における平均総トン数の比較
(船種：大型コンテナ船)

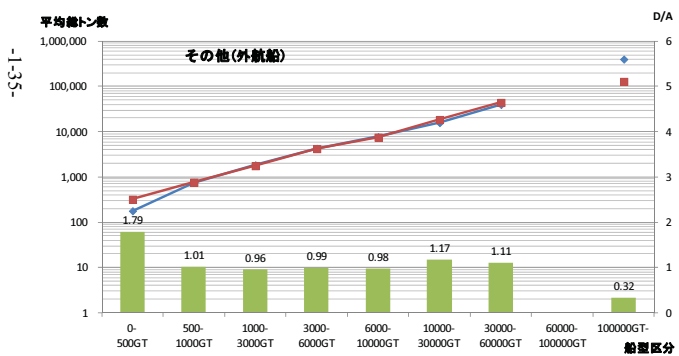


図 1.2-24 各船型区分における平均総トン数の比較
(船種：その他)

② 主機関の定格出力

表 1.2-15は、AIS データに含まれる各々の船舶について、船舶データベースを参照して個別に機関定格出力を求めたときの船種・船型別サンプル数を示したものである。

機関定格出力が不明な船舶は、内航船で336隻(4.2%)、外航船で4,538隻(14.6%)存在した。

表 1.2-15 船舶データベースを参照して機関定格出力を求めたときの船種・船型別サンプル数

(単位：隻)

	総トン数区分	貨物船	タンカー	客船	タグ ボート	その他	コンテナ 船	合計
内航	不明	87	49	32	31	137	0	336
	0-500GT	445	268	2	355	537	0	1,607
	500-1,000GT	915	1,616	159	0	302	0	2,992
	1,000-3,000GT	257	638	127	12	120	0	1,154
	3,000-6,000GT	451	496	39	0	122	0	1,108
	6,000-10,000GT	237	0	74	0	50	0	361
	10,000-30,000GT	200	16	165	0	27	0	408
	30,000-60,000GT	0	0	7	0	3	0	10
	60,000-100,000GT	0	0	0	0	0	0	0
	100,000GT-	0	34	0	0	0	0	34
合計	2,592	3,117	605	398	1,298	0	8,010	
外航	不明	1,973	514	156	352	1,413	130	4,538
	0-500GT	95	10	25	110	209	0	449
	500-1,000GT	129	263	8	3	176	0	579
	1,000-3,000GT	3,266	773	3	21	312	0	4,375
	3,000-6,000GT	2,091	1,132	12	4	174	0	3,413
	6,000-10,000GT	2,770	327	18	0	99	0	3,214
	10,000-30,000GT	3,158	1,008	63	0	118	1,253	5,600
	30,000-60,000GT	2,994	686	8	0	119	1,524	5,331
	60,000-100,000GT	1,005	324	0	0	45	1,210	2,584
	100,000GT-	257	724	0	0	16	57	1,054
合計	17,738	5,761	293	490	2,681	4,174	31,137	

図 1.2-26～図 1.2-32は、各船種・船型区分における外内航別の機関定格出力の平均を、従来どおり、総トン数から回帰式によって機関定格出力を求めた場合 (A) と、今回新たに Lloyd's Register や船舶明細書等から“船舶データベース”を作成し、IMO 番号等の識別記号から航行船舶 1 隻ずつ個別の機関定格出力を参照して求めた場合 (D) を比較したものである。

D/A は、貨物船では内航船の 0～500GT (445 隻) が 1.77 倍、外航船の 0～500GT (95 隻) が 2.67 倍、タンカーでは外航船の 0～500GT (10 隻) が 3.42 倍、客船では内航船の 0～500GT (2 隻) が 2.02 倍、外航船の 0～500GT (25 隻) が 5.63 倍、500～1,000GT (14 隻) が 2.46 倍、1,000～3,000GT (3 隻) が 5.29 倍、10,000～30,000GT (63 隻) が 1.76 倍、タグボートでは内航船の 1,000～3,000GT (12 隻) が 0.33 倍、外航船の 500～6,000GT (28 隻) が 0.09～0.21 倍、その他の船種では内航船の 6,000～10,000GT (53 隻) が 1.59 倍、10,000～30,000GT (36 隻) が 1.90 倍となり、回帰式で算出した値と船舶データベースから個別に求めた値の比が 1.0 から大きく離れる傾向にあった。

D/A が 1.0 から大きく離れる傾向は、検証対象となる隻数 (サンプル数) が少ない場合や小さな船型区分で多く見られ、小さな船型区分においては、僅かな値の差が大きな比となって表れるためと考えられる。

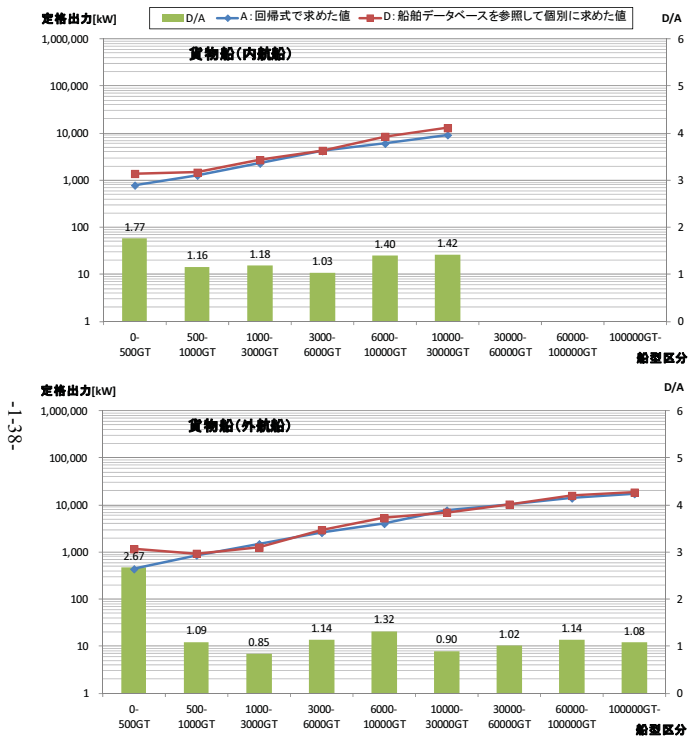


図 1.2-26 各船型区分における機関定格出力の比較
(船種：貨物船)

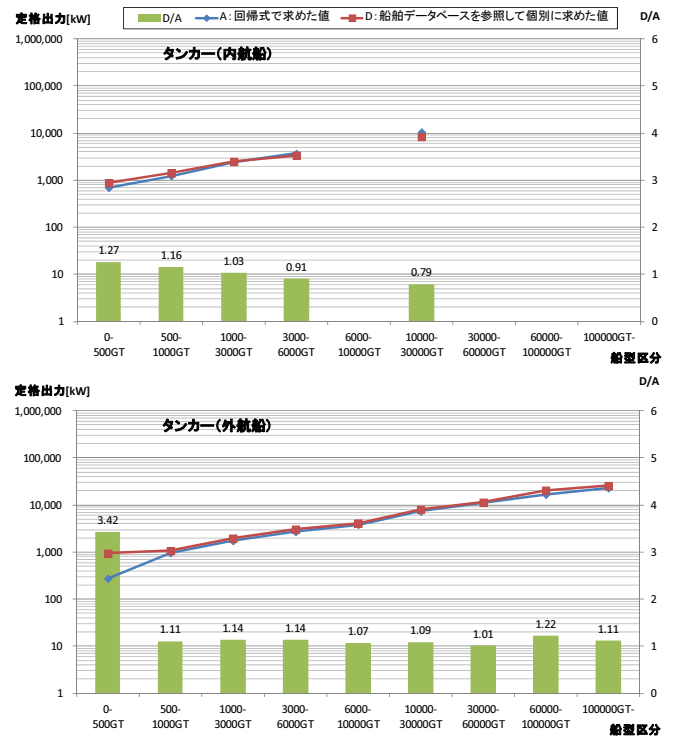


図 1.2-27 各船型区分における機関定格出力の比較
(船種：タンカー)

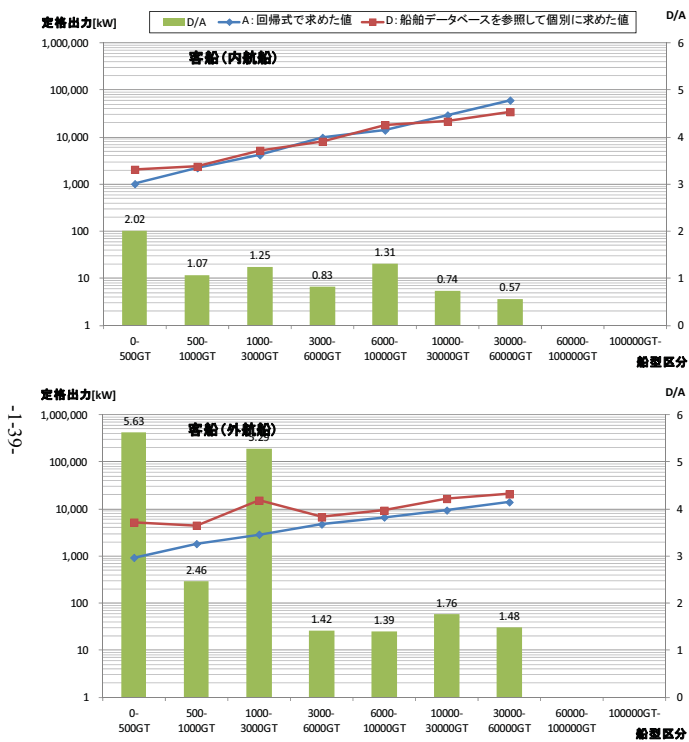


図 1.2-28 各船型区分における機関定格出力の比較
(船種：客船)

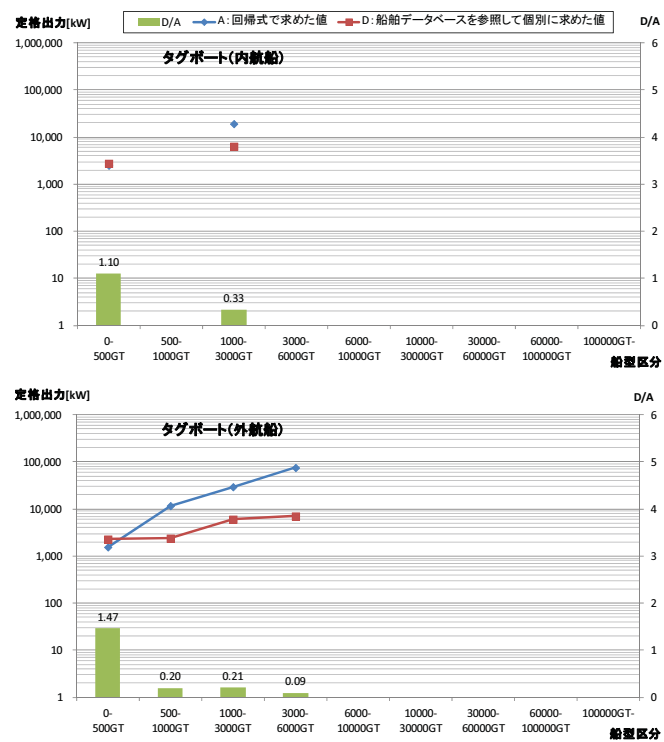


図 1.2-29 各船型区分における機関定格出力の比較
(船種：タグボート)

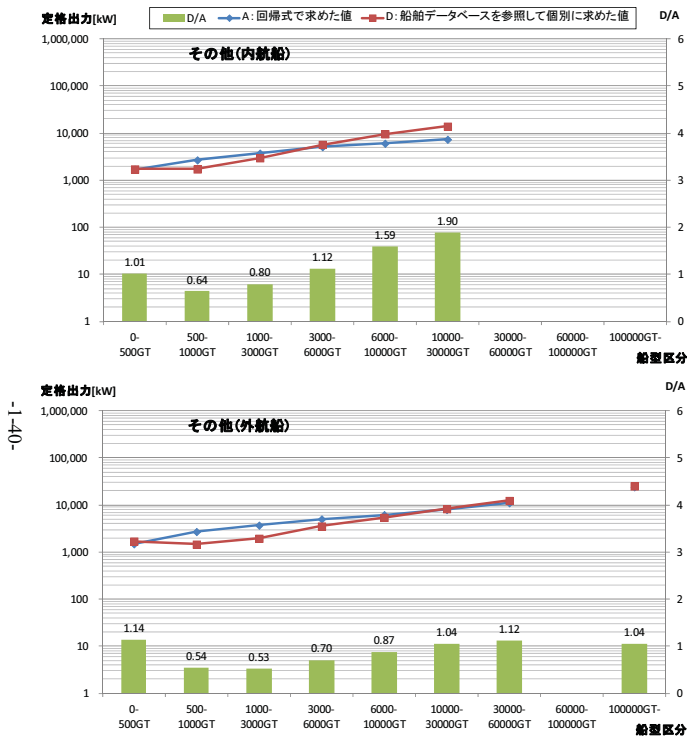


図 1.2-30 各船型区分における機関定格出力の比較
(船種：その他)

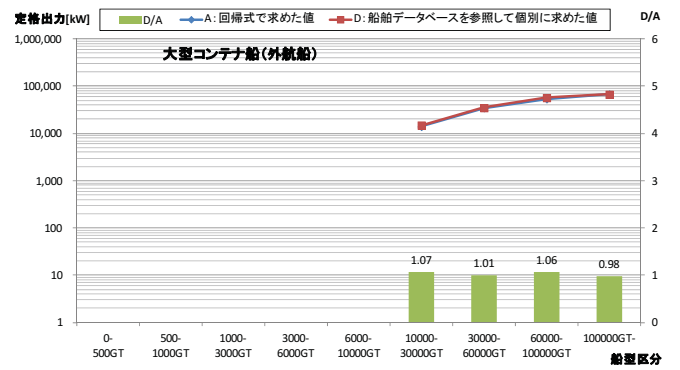


図 1.2-31 各船型区分における機関定格出力の比較
(船種：大型コンテナ船)

③ 航海速力

表 1.2-15は、AIS データに含まれる各々の船舶について、船舶データベースを参照して個別に航海速力を求めたときの船種・船型別サンプル数を示したものである。

航海速力が不明な船舶は、内航船で 556 隻 (6.9%) 、外航船で 6,666 隻 (21.4%) 存在した。

表 1.2-16 船舶データベースを参照して航海速力を求めたときの船種・船型別サンプル数

(単位：隻)

	総トン数区分	貨物船	タンカー	客船	タグ ボート	その他	コンテナ 船	合計
内航	不明	126	64	33	57	276	0	556
	0-500GT	416	268	1	329	445	0	1,459
	500-1,000GT	905	1,609	159	0	302	0	2,975
	1,000-3,000GT	257	638	127	12	108	0	1,142
	3,000-6,000GT	451	488	39	0	88	0	1,066
	6,000-10,000GT	237	0	74	0	50	0	361
	10,000-30,000GT	200	16	165	0	29	0	410
	30,000-60,000GT	0	0	7	0	0	0	7
	60,000-100,000GT	0	0	0	0	0	0	0
	100,000GT-	0	34	0	0	0	0	34
合計	2,592	3,117	605	398	1,298	0	8,010	
外航	不明	3,664	706	160	386	1,616	134	6,666
	0-500GT	55	10	25	84	154	0	328
	500-1,000GT	90	202	8	3	148	0	451
	1,000-3,000GT	2,118	686	1	13	239	0	3,057
	3,000-6,000GT	1,844	1,104	12	4	135	0	3,099
	6,000-10,000GT	2,625	313	18	0	96	0	3,052
	10,000-30,000GT	3,117	1,006	61	0	119	1,253	5,556
	30,000-60,000GT	2,971	686	8	0	119	1,524	5,308
	60,000-100,000GT	997	324	0	0	39	1,206	2,566
	100,000GT-	257	724	0	0	16	57	1,054
合計	17,738	5761	293	490	2,681	4,174	31,137	

商船航行時の燃料消費量は主機関の負荷率によって変化し、本検討では、主機関の負荷率は (航行速力)³ / (航海速力)³ に比例するものとして推計している。

航行速力は、AIS データの動的情報に含まれているが、航海速力 (=負荷率 85%のときの航行速力とみなす) は不明であるため、昨年度は Lloyd's Register 等より、あらかじめ船種別・船型別に航海速力の 3 乗の平均値を求めておき、AIS データの動的情報から、船種・船型別、時間帯別、3 次メッシュ別に主機関の負荷率を算出した。

図 1.2-33～図 1.2-37は、各船種・船型区分における外内航別の航海速力について、Lloyd's Register 等から算出した船種・船型別の平均値 (A) と、今回新たに作成した“船舶データベース” から船舶 1 隻ずつ個別の航海速力情報を参照して求めた平均値 (D) を比較したものである。

D/A は、客船では外航船の 0～500GT (25 隻) で 1.54 倍、その他の船種では内航船の 10,000～30,000GT (36 隻) で 1.98 倍、外航船の 10,000GT 以上 (299 隻) で 1.51～1.68 倍となり、Lloyd's Register 等より船種・船型別に算出した平均値と船舶データベースから個別に求めた値の比が 1.0 から大きく離れる傾向にあった。また、旅客船の 0～500GT の区分には、水中翼船が含まれており、航海速力の平均値を大きくしている。

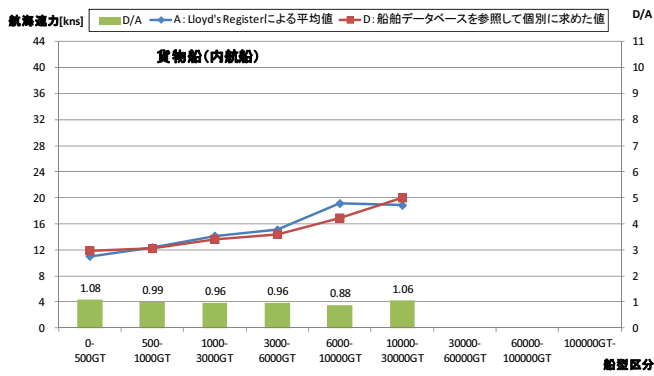


図 1.2-32 各船型区分における平均航海速力の比較
(船種：貨物船)

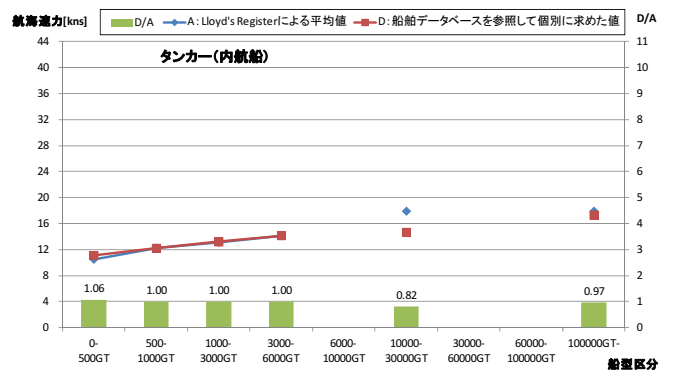
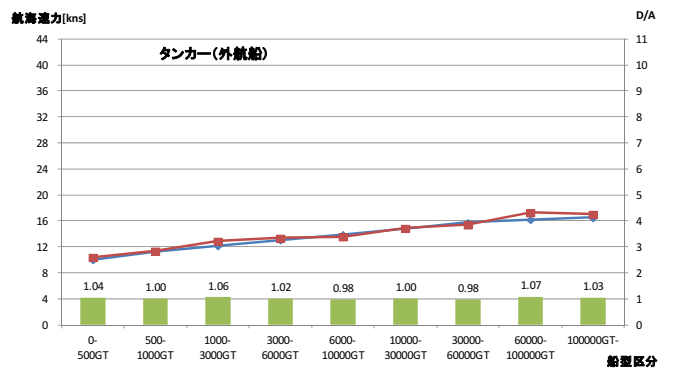
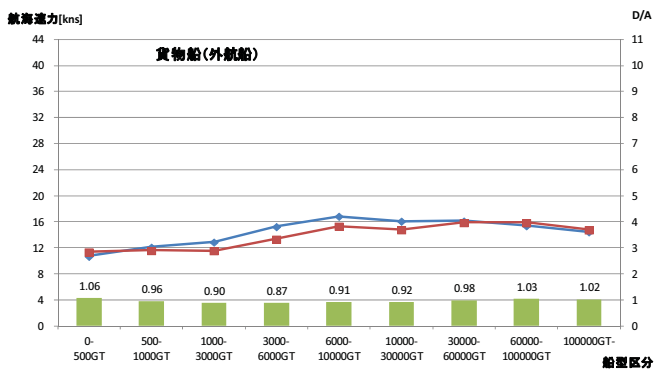


図 1.2-33 各船型区分における平均航海速力の比較
(船種：タンカー)



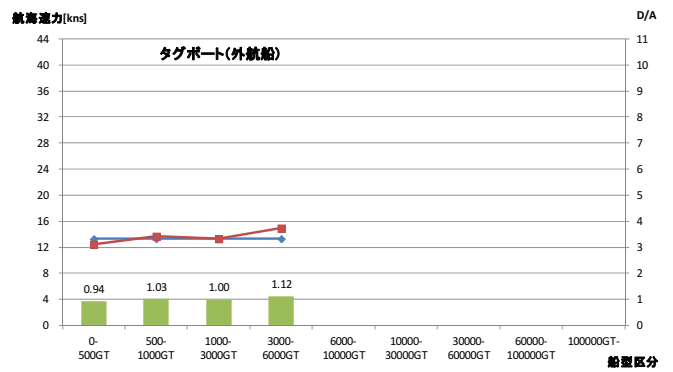
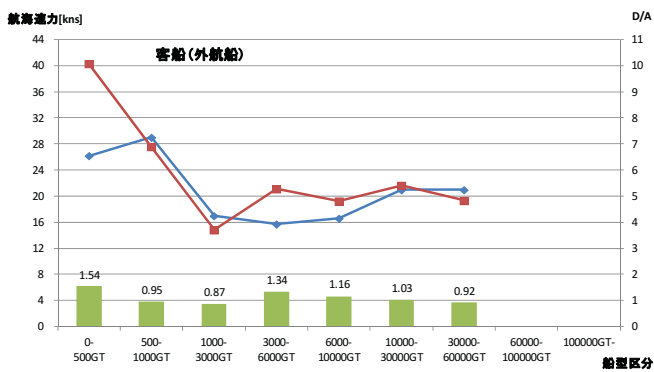
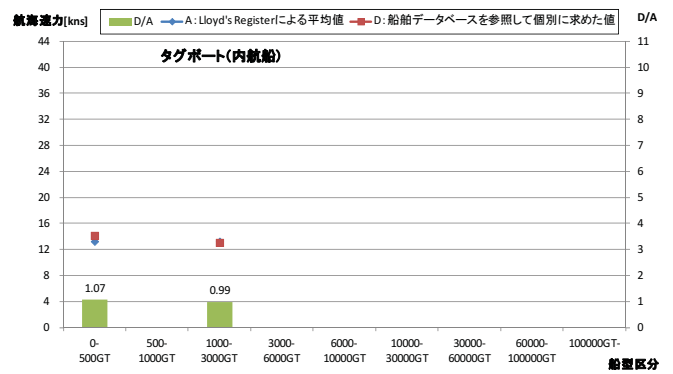
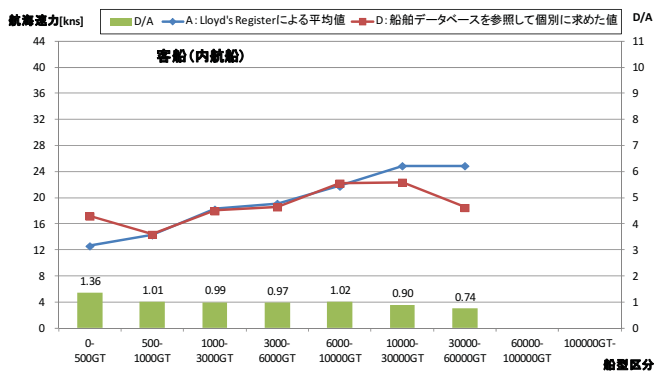


図 1.2-34 各船型区分における平均航海速度の比較
(船種：客船)

図 1.2-35 各船型区分における平均航海速度の比較
(船種：タグボート)

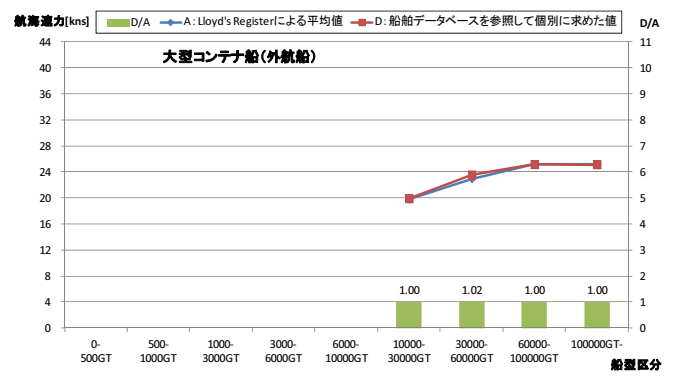
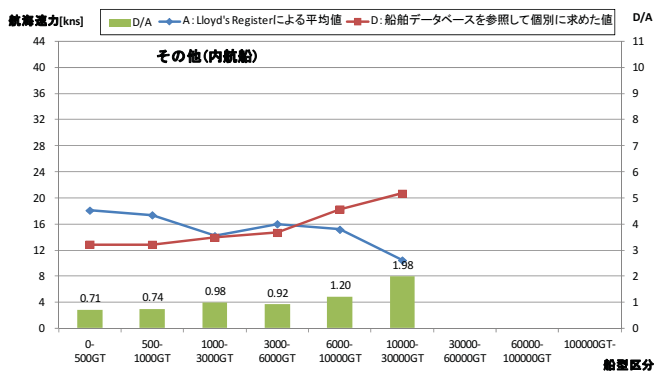


図 1.2-37 各船型区分における平均航海速力の比較
(船種：大型コンテナ船)

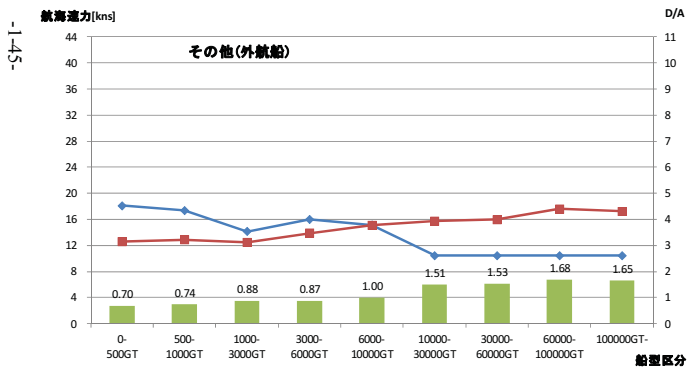


図 1.2-36 各船型区分における平均航海速力の比較
(船種：その他)

④ 機関定格出力／航海速力

表 1.2-17は、AIS データに含まれる各々の船舶について、船舶データベースを参照して個別に航海速力を求め、そのサンプル数を示したものである。

航海速力が不明な船舶は、内航船で 567 隻 (7.1%) 、外航船で 6,686 隻 (21.5%) 存在した。

表 1.2-17 船舶データベースを参照して求めた機関定格出力／航海速力のサンプル数

(単位：隻)

	総トン数区分	貨物船	タンカー	客船	タグ ボート	その他	コンテナ 船	合計
内航	不明	126	64	33	57	287	0	567
	0-500GT	416	268	1	329	440	0	1,454
	500-1,000GT	905	1,609	159	0	302	0	2,975
	1,000-3,000GT	257	638	127	12	104	0	1,138
	3,000-6,000GT	451	488	39	0	88	0	1,066
	6,000-10,000GT	237	0	74	0	50	0	361
	10,000-30,000GT	200	16	165	0	27	0	408
	30,000-60,000GT	0	0	7	0	0	0	7
	60,000-100,000GT	0	0	0	0	0	0	0
	100,000GT-	0	34	0	0	0	0	34
合計	2,592	3,117	605	398	1,298	0	8,010	
外航	不明	3,682	706	160	386	1,618	134	6,686
	0-500GT	55	10	25	84	154	0	328
	500-1,000GT	84	202	8	3	147	0	444
	1,000-3,000GT	2,110	686	1	13	239	0	3,049
	3,000-6,000GT	1,844	1,104	12	4	135	0	3,099
	6,000-10,000GT	2,623	313	18	0	96	0	3,050
	10,000-30,000GT	3,115	1,006	61	0	118	1,253	5,553
	30,000-60,000GT	2,971	686	8	0	119	1,524	5,308
	60,000-100,000GT	997	324	0	0	39	1,206	2,566
	100,000GT-	257	724	0	0	16	57	1,054
合計	17,738	5,761	293	490	2,681	4,174	31,137	

商船航行時の燃料消費量は、主機関の定格出力と負荷率によって決まるため、定格出力／航海速力について調査した。

図 1.2-38～図 1.2-43は、各船種・船型区分における外内航別の主機関定格出力／航海速力について、総トン数から回帰式によって求めた機関定格出力と Loyd's Register 等から求めた船種・船型別の航海速力に基づく値 (A) と、今回新たに作成した“船舶データベース”から船舶 1 隻ずつ個別の機関定格出力と航海速力情報を参照して求めた値(D) を比較したものである。

D/A は、貨物船では内航船の 0～500GT (416 隻) で 1.67 倍、外航船の 0～500GT (55 隻) で 2.64 倍、タンカーでは外航船の 0～500GT (10 隻) で 3.22 倍、客船では内航船の 0～500GT (1 隻) の 2.64 倍、外航船の 0～500GT (25 隻) で 3.57 倍、500～1,000GT (8 隻) で 2.06 倍、タグボートでは内航船の 1,000～3,000GT (12 隻) で 0.34 倍、外航船の 0～500GT (84 隻) で 1.68 倍、500～6,000GT (20 隻) で 0.08～0.19 倍、その他の船種では外航船の 1,000～3,000GT (239 隻) と 100,000GT 以上 (16 隻) で 0.59 倍となり、回帰式で算出した値と船舶データベースから個別に求めた値の比が 1.0 から大きく離れる傾向にあった。

D/A が 1.0 から大きく離れる傾向は、検証対象となる隻数 (サンプル数) が少ない場合や小さな船型区分で多く見られ、小さな船型区分においては、僅かな値の差が大きな比となって表れるためと考えられる。また、タグボート (特に外航船) においては、長さから総トン数及び総トン数から主機関の定格出力を推計するにあたって、従来の方法では外内航ともに同じ回帰式を使用していることが誤差を大きくしている要因となっている可能性も考えられる。

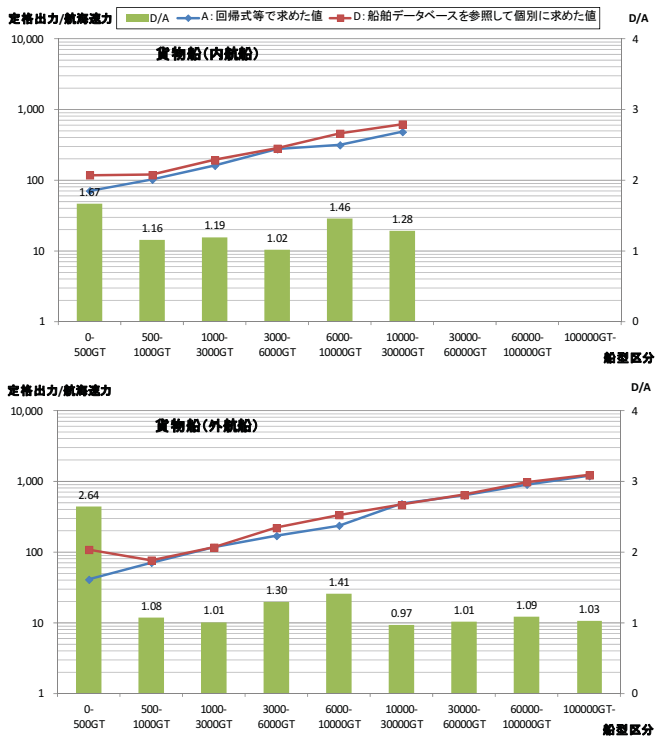


図 1.2-38 各船型区分における定格出力/航海速力の比較
(船種：貨物船)

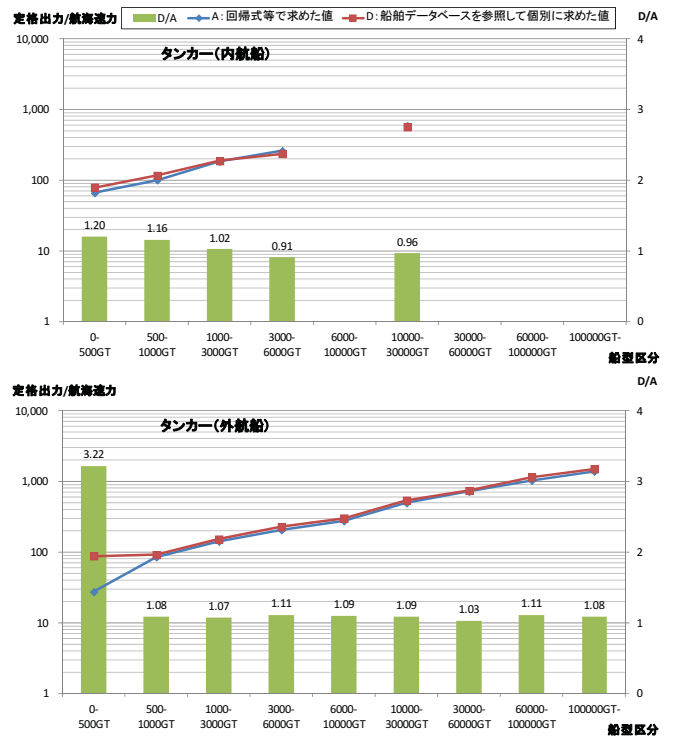


図 1.2-39 各船型区分における定格出力/航海速力の比較
(船種：タンカー)

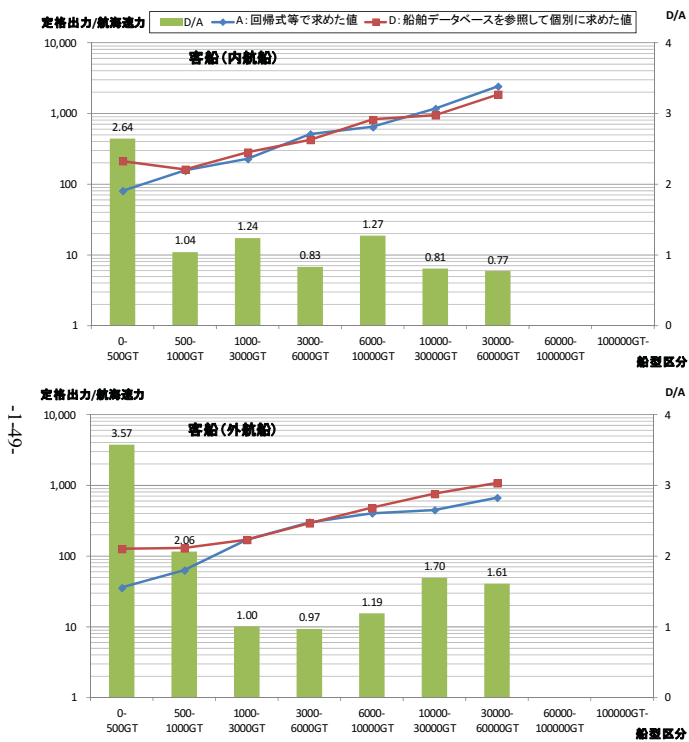


図 1.2-40 各船型区分における定格出力／航海速力の比較
(船種：客船)

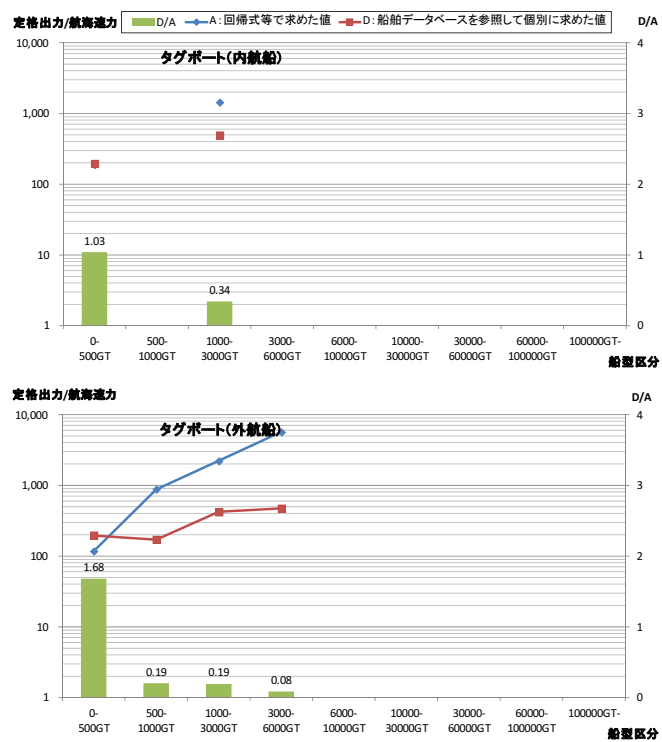


図 1.2-41 各船型区分における定格出力／航海速力の比較
(船種：タグボート)

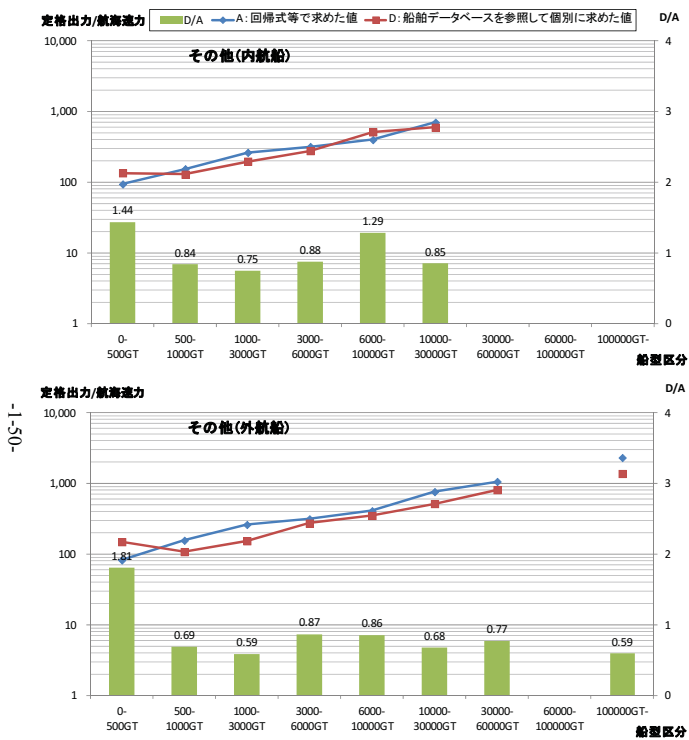


図 1.2-42 各船型区分における定格出力/航海速度の比較
(船種：その他)

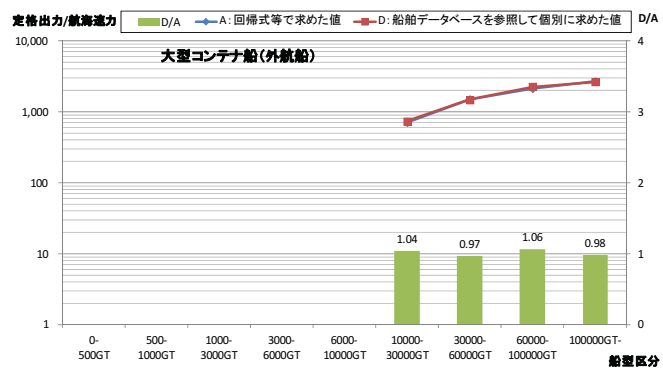


図 1.2-43 各船型区分における定格出力/航海速度の比較
(船種：大型コンテナ船)

⑤ 活動量算出結果の比較

船舶データベースを活用して算出した活動量 (D) と、これまでのように回帰式を使用して算出した活動量の比 (D/A) は、前述のとおり、船種・船型によって違いがあり、タグボート以外の船種では全体的に小さな船型ほど、また、内航船よりも外航船の方がより大きな比となって現れている。

船種・船型別の活動量の大小は海域によっても異なることから、東京湾、伊勢湾、大阪湾及び津軽海峡の4海域（図 1.2-44参照）で、これまでの検討で算出した商船航行時の船種・船型別燃料消費量に、上記1.2.3(3)④で求めた「機関定格出力／航海速力」の比 (D/A) を乗じて船舶データベースによる燃料消費量を推計すると表 1.2-18に示すとおりとなる。

三大湾では、比較的小型の船型による燃料消費量の占める割合が高い（表 1.2-19参照）ために算定方法による差が大きくなり、比較的大型の船舶による燃料消費量の割合が高い津軽海峡では算定方法による差は小さくなっている。

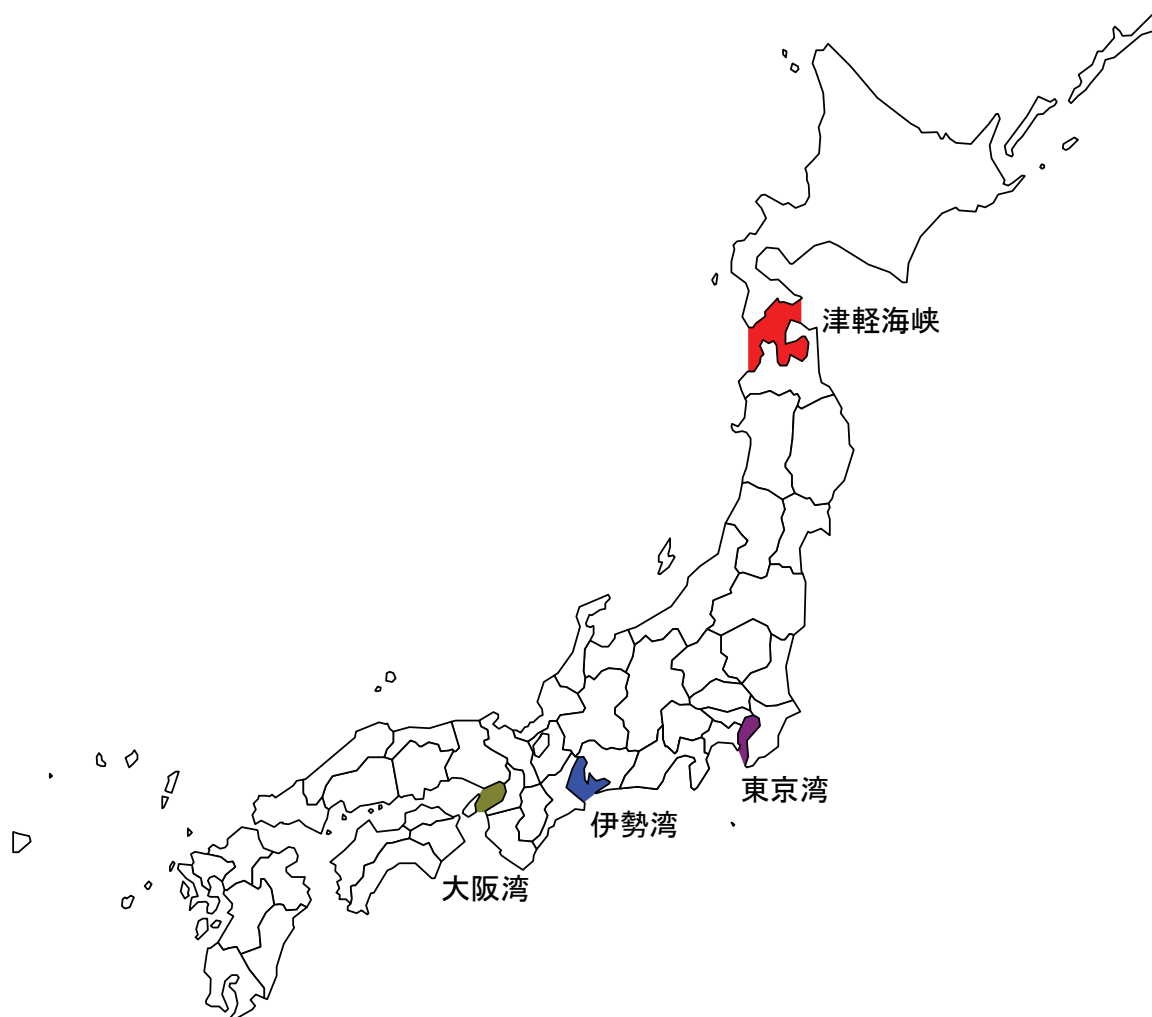


図 1.2-44 対象海域

表 1.2-18 これまでの燃料消費量算出方法と新たな算出方法による結果の比較

(単位：ton/year)				
	東京湾	伊勢湾	大阪湾	津軽海峡
燃料消費量(これまでの算定方法)	166,532	107,942	127,121	50,392
燃料消費量×「機関定格出力／航海速力」の比 (D/A)	195,533	130,936	145,577	51,630
算定結果の比	(1.17)	(1.21)	(1.15)	(1.02)

表 1.2-19 これまでの算出方法による各海域の船型別燃料消費量

(単位：ton/year)								
	東京湾		伊勢湾		大阪湾		津軽海峡	
0～500GT	39,276	(23.6%)	36,461	(33.8%)	34,267	(27.0%)	3,364	(6.7%)
500～1,000GT	17,479	(10.5%)	8,966	(8.3%)	6,764	(5.3%)	980	(1.9%)
1,000～3,000GT	38,118	(22.9%)	18,782	(17.4%)	16,631	(13.1%)	4,544	(9.0%)
3,000～6,000GT	13,490	(8.1%)	6,313	(5.8%)	11,236	(8.8%)	16,315	(32.4%)
6,000～10,000GT	13,300	(8.0%)	8,794	(8.1%)	5,157	(4.1%)	9,283	(18.4%)
10,000～30,000GT	20,142	(12.1%)	15,455	(14.3%)	33,735	(26.5%)	7,411	(14.7%)
30,000～60,000GT	12,935	(7.8%)	6,155	(5.7%)	9,568	(7.5%)	4,527	(9.0%)
60,000～100,000GT	9,480	(5.7%)	5,488	(5.1%)	8,514	(6.7%)	3,946	(7.8%)
100,000GT～	2,312	(1.4%)	1,527	(1.4%)	1,249	(1.0%)	23	(0.0%)
計	166,532	(100.0%)	107,942	(100.0%)	127,121	(100.0%)	50,392	(100.0%)

1.2.4 外航商船の航行時活動量の再区分

昨年度作成した商船航行時の活動量データは、日本に寄港しない外航船（国際海峡を通過するのみの船舶。以下「日本非寄港船」）と日本に寄港する外航船（以下「日本寄港船」）のデータが同じひとつの外航船に区分されていることから、今後、将来の活動量の伸び率等をそれぞれで推計するためにこれらを区別するものとした。

また、韓国籍船は全て外航船に区分しているため、韓国国内の海上輸送に従事する船舶も外航船となっていることから、これを韓国国内航船として区別するものとした。

図 1.2-45は、外航船を日本寄港船と日本非寄港船及び韓国国内航船に分類する手順を示したものである。

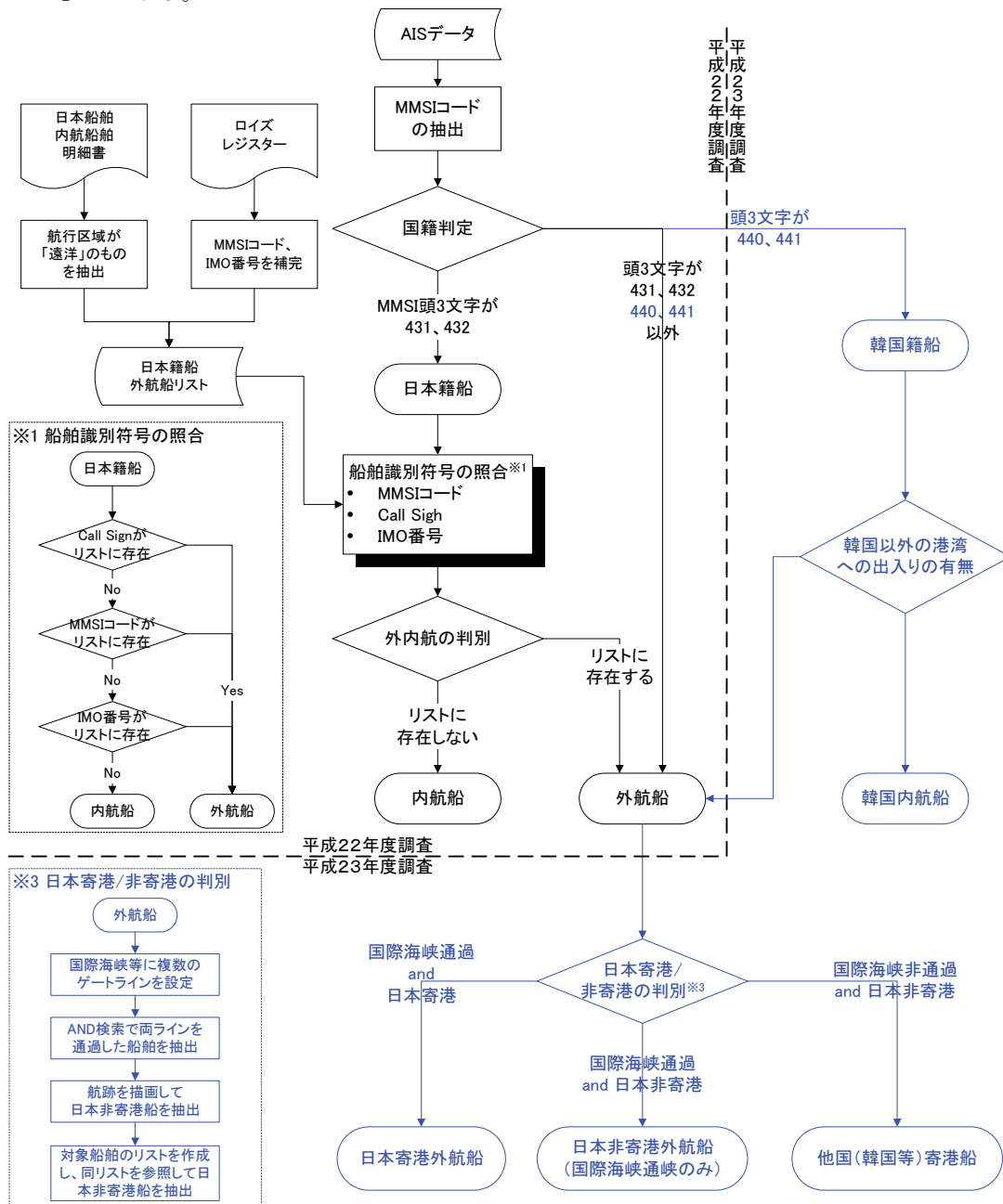


図 1.2-45 外航船と内航船の区別の手順

(1) 日本非寄港船と日本寄港船の区別

日本非寄港船と日本寄港船の区別については、津軽海峡を例に次の手順で行った。

- ① AIS データに含まれる動的情報から、位置情報 (緯度・経度) を 1 隻ずつ時系列に並び換えて航跡データを作成する (図 1.2-46)。
- ② ゲートライン A～C (A: 津軽海峡 (竜飛岬～白神岬)、B: 津軽海峡 (大間埼～汐首岬)、C: 襟裳岬沖) を設定し、これらゲートライン全てを通過した船舶の航跡データ (津軽海峡通峡船) を作成する (図 1.2-47)。
- ③ 日本の港湾に寄港した船舶の航跡を除外して日本非寄港船の航跡データを作成する。

図 1.2-48は、津軽海峡 (ゲートライン A) を通過した船舶の日本海側の航跡図であり、この図から日本海側の港湾に寄港した船舶を特定する。図 1.2-49は、日本寄港船を全て除外して作成した日本非寄港船の航跡データである。

図 1.2-50と図 1.2-51は、それぞれ津軽海峡を航行した全ての AIS 搭載船舶の航跡図と日本非寄港船の AIS 搭載船舶の航跡図を示したものである。また、表 1.2-20と表 1.2-21は、それぞれ図 1.2-50と図 1.2-51の隻数の内訳を示したものである。

津軽海峡においては、海峡を通峡する船舶が東西に航行し、青森港・大間港と北海道函館港等を往来するフェリー等が海峡を横断するために南北に航行している。津軽海峡を航行する外航船のおよそ半数が日本非寄港船であり、30,000 総トン以上の貨物船及びコンテナ船では、そのほとんどが日本非寄港船である。

表 1.2-20 津軽海峡航行船舶（AIS 搭載船舶）の延べ隻数（2009年7月1ヶ月）

(単位：隻)

	貨物船	タンカー	客船	タグ ボート	その他	コンテナ 船	合計
0～500GT	41	4	0	5	0	0	50
500～1,000GT	77	199	0	0	0	0	276
1,000～3,000GT	0	131	743	0	0	0	874
3,000～6,000GT	96	130	0	0	0	0	226
内航 6,000～10,000GT	75	0	250	0	0	0	325
10,000～30,000GT	9	0	133	0	0	0	142
30,000～60,000GT	0	0	0	0	0	0	0
60,000GT～	0	0	0	0	0	0	0
合計	298	464	1,126	5	0	0	1,893
0～500GT	1	0	0	4	2	0	7
500～1,000GT	4	17	0	0	16	0	37
1,000～3,000GT	164	19	0	0	8	0	191
3,000～6,000GT	55	33	0	0	4	19	111
外航 6,000～10,000GT	42	8	0	0	0	54	104
10,000～30,000GT	185	34	0	0	1	13	233
30,000～60,000GT	169	9	0	0	0	113	291
60,000GT～	22	20	0	0	0	110	152
合計	642	140	0	4	31	309	1,126

表 1.2-21 日本非寄港の津軽海峡航行船舶（AIS 搭載船舶）の延べ隻数（2009年7月1ヶ月）

(単位：隻)

	貨物船	タンカー	客船	タグ ボート	その他	コンテナ 船	合計
0～500GT	0	0	0	0	0	0	0
500～1,000GT	0	0	0	0	0	0	0
1,000～3,000GT	2	0	0	0	1	0	3
3,000～6,000GT	3	0	0	0	3	0	6
外航 6,000～10,000GT	5	3	0	0	0	0	8
10,000～30,000GT	113	19	0	0	1	9	142
30,000～60,000GT	137	3	0	0	0	103	243
60,000GT～	18	1	0	0	0	108	127
合計	278	26	0	0	5	220	529

(2) 韓国内航船の区別

韓国沿岸域のみを航行する船舶は、韓国内航船として区別する。

表 1.2-22及び図 1.2-52は、対馬北西側の韓国沿岸域を航行する AIS 搭載船舶のうち、航跡データが連続的に取得できた船舶の隻数及び航跡図である。これから韓国籍で韓国港湾間のみを航行すると思われる隻数及び航跡を抽出すると表 1.2-23及び図 1.2-53に示すとおりである。

蔚山よりも北側の韓国東岸及び韓国南岸から韓国西岸にかけての海域は、AIS 陸上局の電波受信エリア外となっているため、韓国沿岸域における商船航行時の活動状況の把握は馬山～釜山～蔚山付近の韓国南東岸に限定される。

電波の受信状態から、韓国南東岸域においても AIS 搭載船舶の航跡データは途切れがちになり、Lloyd's Register による船舶データベースに登録されていない船舶も比較的多く、これらは韓国内航船と考えられる。

韓国港湾間を航行する韓国籍の船舶は、その多くが韓国内航船と思われるが、AIS の電波受信エリア外である韓国西岸の港湾と韓国南東岸の港湾との間を航行する外航船等が含まれている可能性がある。

表 1.2-22 韓国南東岸域を航行する AIS 搭載船舶の延べ隻数 (2009年7月1ヶ月)

(単位：隻)

	貨物船	タンカー	旅客船	タグ ボート	その他	コンテナ 船	不明	合計
不明							8,701	13,021
0～500GT	76	54	237	334	215	0		916
500～1000GT	136	739	45	5	103	0		1,028
1000～3000GT	2,158	1,120	0	14	133	52		3,477
3000～6000GT	1,156	831	31	6	30	364		2,418
6000～10000GT	535	202	35	0	14	635		1,421
10000～30000GT	864	473	11	0	11	611		1,970
30000～60000GT	740	162	0	0	38	513		1,453
60000～100000GT	210	111	0	0	40	428		789
100000GT～	37	231	0	0	0	12		280
合計	5,912	3,923	359	359	584	2615	0	13,752

表 1.2-23 韓国港湾間を航行する韓国籍の AIS 搭載船舶の延べ隻数 (2009 年 7 月 1 ヶ月)

(単位：隻)

	貨物船	タンカー	旅客船	タグ ボート	その他	コンテナ 船	不明	合計
不明							3,101	3,101
0～500GT	11	27	203	1	53	0		295
500～1000GT	22	206	0	0	20	0		248
1000～3000GT	126	164	0	0	14	9		313
3000～6000GT	73	20	1	0	7	43		144
6000～10000GT	61	1	0	0	0	34		96
10000～30000GT	18	4	0	0	0	8		30
30000～60000GT	4	0	0	0	0	0		4
60000～100000GT	2	1	0	0	0	1		4
100000GT～	1	2	0	0	0	0		3
合計	318	425	204	1	94	95	0	1,137

1.3 船舶からの非燃焼起源 NMVOCs の排出源データの作成

1.3.1 非燃焼起源 NMVOCs 総排出量の算出

船舶からの NMVOCs の排出は、排気ガス中に含まれる未燃分以外にガソリン等の液体貨物を海上輸送するプロセスにおいて、タンクのスクリュー作業及び船舶への積荷時において発生するものと考えられる。また、このような燃料起源の NMVOCs には光化学反応性の高い物質が含まれており、その排出量をモデルに入力することは、NO_x と NMVOCs から生成されるオゾンの生成量を正確に予測するために必要である。

対象としたのは、原油タンカー、ガソリンを輸送するプロダクトタンカー及びケミカルタンカーの3種で、これらの船舶のカーゴオペレーションから発生する NMVOCs を、取扱貨物量1トンあたりの排出量から算出した。

まず始めに、対象年次である平成17年の港湾統計(年報)の「輸出貨物品種別仕出国別表」及び「移出貨物品種別仕出国別表」より、NMVOCs が含まれる品目の「原油」、「石油製品」及び「化学薬品」について、各港湾(甲種港湾を対象)の輸出及び移出量を調査することにより、NMVOCs 排出総量を算出した。

(1) ガソリン輸送量の算出方法

港湾統計の「石油製品」には、ガソリン、ナフサ、灯油、軽油等のいわゆる白油のほか潤滑油が含まれている。

NMVOCs の排出が想定されるのはガソリンであり、石油製品中に含まれるガソリンの重量割合を求め、これを石油製品の取扱量全体に乗じることにより、各港におけるガソリンの移出量及び輸出量を算出することができる。

平成17年の資源エネルギー統計年報から、各石油製品の国内向販売量と輸出量を求めると表1.3-1のとおりであり、これを重量に換算すると表1.3-2のとおりである。

これによると、国内向販売量の26.2%、輸出量の3.5%の重量比率がガソリンの輸送量と考えられ、港湾統計の移出量と輸出量にこれらに乗じることによりガソリンの輸送量を算出する。

表 1.3-1 平成 17 年石油製品油種別国内向販売量及び輸出货量

(単位：kl)

	ガソリン	ナフサ	ジェット 燃料	灯油	軽油	潤滑油	合計	ガソリン 比率
国内向 販売量	61,615,686	49,540,512	49,540,512	29,538,869	37,449,416	2,045,538	229,730,533	26.8%
輸出货量	434,126	7,500	6,673,235	357,868	3,727,244	547,376	11,747,349	3.7%
合計	62,049,812	49,548,012	56,213,747	29,896,737	41,176,660	2,592,914	241,477,882	25.7%

出典：平成 17 年資源エネルギー統計年報

表 1.3-2 平成 17 年石油製品油種別国内向販売量及び輸出货量の重量換算値

(単位：kg)

	ガソリン	ナフサ	ジェット 燃料	灯油	軽油	潤滑油	合計	ガソリン 比率
比重*	0.745	0.70	0.78	0.79	0.82	0.885		
国内向 販売量	45,903,686	34,678,358	38,641,599	23,335,707	30,708,521	1,810,301	175,078,173	26.2%
輸出货量	323,424	5,250	5,205,123	282,716	3,056,340	484,428	9,357,281	3.5%
合計	46,227,110	34,683,608	43,846,723	23,618,422	33,764,861	2,294,729	184,435,453	25.1%

* 参考) 石油連盟ホームページの統計情報「換算係数一覧」

(2) ケミカル輸送量の算出

別途行われたアンケート調査結果より、内航ケミカルタンカーによる液体貨物輸送量は、表 1.3-3に示すとおり 2003 年実績で総量 14,510,803 ton であった。

一方、同じ年次の平成 15 年港湾統計(年報)によると、甲種港湾及び乙種港湾を合わせた化学薬品の移出量は 24,737,679 ton であることから、重量割合 58.7%の液体貨物が NMVOCs 排出の対象となる。さらに NMVOCs の発生が予想される品目として、リード蒸気圧 20kPa 以上の物質はベンゼン、エタノール、トルエン、ジクロロエタン、アセトンの 5 品目であり、それぞれ表 1.3-3に示す輸送量比率から各港湾における移出及び輸送量が推計できる。

表 1.3-3 ケミカルタンカー輸送量の物質別内訳 (2003 年 1~12 月)

No.	品名	輸送量		航海数		NMVOCs の発生が 予想される物質*
1	キシレン	2,511,415	17.3%	2,547		×
2	ベンゼン	1,779,155	12.3%	2,093		○
3	スチレン	1,321,313	9.1%	1,511		×
4	エタノール	720,274	5.0%	1,255		○
5	コールタール	663,249	4.6%	737		×
6	トルエン	616,006	4.2%	1,084		○
7	シクロヘキサノン	504,487	3.5%	725		△
8	クレオソート	434,040	3.0%	859		×
9	アクリロノトル	363,449	2.5%	746		△
10	ブタノール	283,676	2.0%	421		△
	上位 10 品目	9,197,064	63.4%	11,978	53.3%	
11	メタクリル酸メチル	282,951	1.9%	633		△
12	酢酸	225,654	1.6%	367		×
13	ジクロロエタン	221,656	1.5%	389		○
14	アセトン	208,325	1.4%	266		○
15	エチレングリコール	207,630	1.4%	380		×
16	酢酸ビニル	191,730	1.3%	376		×
17	水酸化ナトリウム溶液	178,692	1.2%	338		×
18	フェノール	164,450	1.1%	122		×
19	エタノール	158,033	1.1%	446		△
20	クメン	151,192	1.0%	205		×
	上位 11~20 品目	1,990,313	13.7%	3,522	15.7%	
	その他 141 品目	2,256,897	15.6%	4,987	22.2%	
	品目コードにないもの	1,066,529	7.3%	1,973	8.8%	
	調査回答合計	14,510,803	100.0%	22,460	100.0%	

2004 年 3 月、ケミカル輸送実態調査より作成

* NMVOCs の発生が予想される物質：○はリード蒸気圧又は 37.8℃における蒸気圧が 20kPa 以上、△は 20kPa 以下、×は水溶液又は蒸気圧が 1 以下のもの。

(3) 排出係数の設定

原油、ガソリン及びケミカルの荷役起源 NMVOCs 排出量を求めるため、「平成 17 年度 船舶からの揮発性有機化合物(VOC)の排出影響に関する調査報告書」等を活用し、貨物輸送量あたりの VOC 排出量 (排出係数) を表 1.3-4のとおり設定した。

原油については vapor recovery が行われている喜入港と、それ以外の港湾のそれぞれで原油起源の VOC を算出するための排出係数を設定し、ガスフリー作業が行われているガソリンについては荷役時とガスフリー時のそれぞれで排出係数を設定した。ケミカルについては、NMVOCs の発生が想定される品目を対象(リード蒸気圧 20 kPa 以上)に、過年度調査結果から排出係数を設定した。

なお、原油の排出係数は IMO 2nd Study における設定値(0.124)に対して大きな乖離はない。

表 1.3-4 船舶からの NMVOCs 排出係数

NMVOCs の内訳	NMVOCs 排出係数 (kg-VOC/ton-貨物輸送量)		備考
原油荷役起源の NMVOCs	vapor recovery あり	0.03	喜入港では vapor recovery が行われている。
	vapor recovery なし	0.14	
ガソリン荷役起源の NMVOC	荷役時	0.12	
	ガスフリー時	0.14	
ケミカル荷役起源の NMVOCs	ベンゼン	0.011	
	メタノール	0.006	
	トルエン	0.004	
	ジクロロエタン	0.016	
	アセトン	0.023	

出典：平成 17 年度 船舶からの揮発性有機化合物 (VOC) の排出影響に関する調査報告書

(4) NMVOCs 総排出量の算出

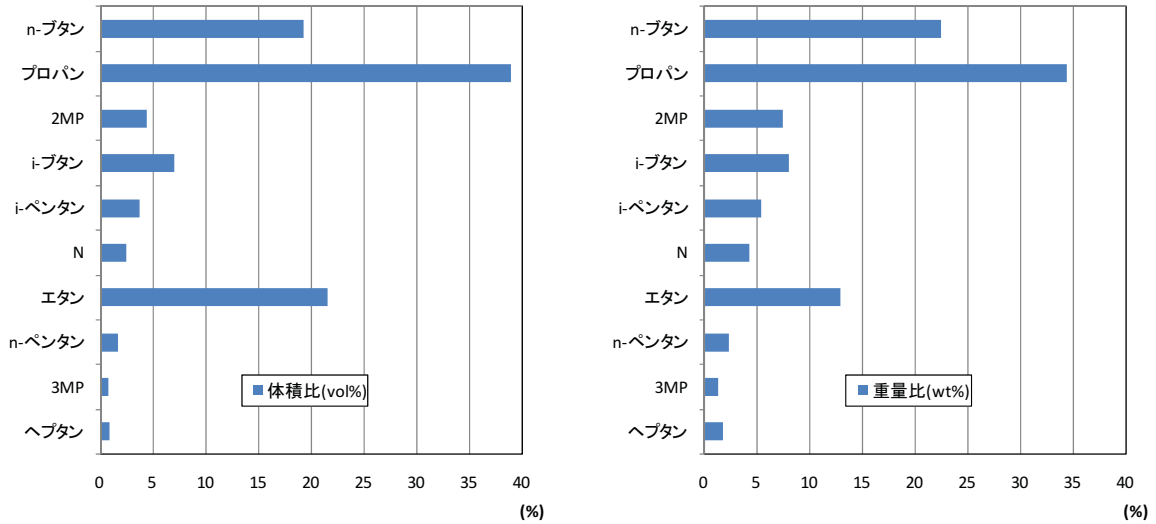
以上より、NMVOCs 総排出量を求めると表 1.3-5のとおりである。

表 1.3-5 NMVOCs 排出総量

	2005 年輸送量 [ton/year]			排出係数 [kg-VOC/ton-輸送量]	NMVOCs 排出量 [ton/year]			備考
	移出	輸出	合計		移出	輸出	合計	
原油								喜入港においては "vapor recovery あり" とし、それ以外の港は "vapor recovery なし" とした。
喜入港	32,914,877	0	32,914,877	0.03 *vapor recovery あり	987	0	987	
喜入港以外	5,465,898	165,152	5,631,050	0.14 *vapor recovery なし	765	23	788	
合計	38,380,775	165,152	38,545,927		1,753	23	1,776	
石油製品								資源エネルギー統計年報より、石油製品 (白油、潤滑油) 中、ガソリンの占める割合を算出してガソリン量を求めた。
ガソリン比率	80,241,511	4,236,021	84,477,532					
ガソリン	21,038,494	146,413	21,184,908	0.12 *荷役時 0.14 *ガスフリー時	2,525	18	2,542	
合計					5,470	38	5,508	
化学薬品	26,731,904	15,774,708	42,506,612					化学薬品のうち、NMVOCs 対象品目の割合を、2003 年のケミカルタンカー輸送実績と平成 15 年の化学薬品移出量の比率から求めた。 さらに、2003 年のケミカル輸送実績による内訳表から、品目別の輸送量比率を求め、これを対象品目の化学薬品移出/輸送量に乗じて算出した。
2003 年ケミカル輸送実績 : A	14,510,803							
平成 15 年甲・乙種港湾計 : B	24,737,679	14,507,790	39,245,469					
A/B		58.7%						
対象品目輸送総量	15,680,590	9,253,240	24,933,830					
ベンゼン (12.3 %)	1,922,581	1,134,530	3,057,112	0.011	21	12	34	
エタノール (5.0 %)	778,339	459,304	1,237,643	0.006	5	3	7	
トルエン (4.2 %)	665,665	392,814	1,058,480	0.004	3	2	4	
ジクロロエタン (1.5 %)	239,525	141,345	380,870	0.016	4	2	6	
アセトン (1.4 %)	225,119	132,845	357,964	0.023	5	3	8	
合計	3,831,229	2,260,839	6,092,068		37	22	60	

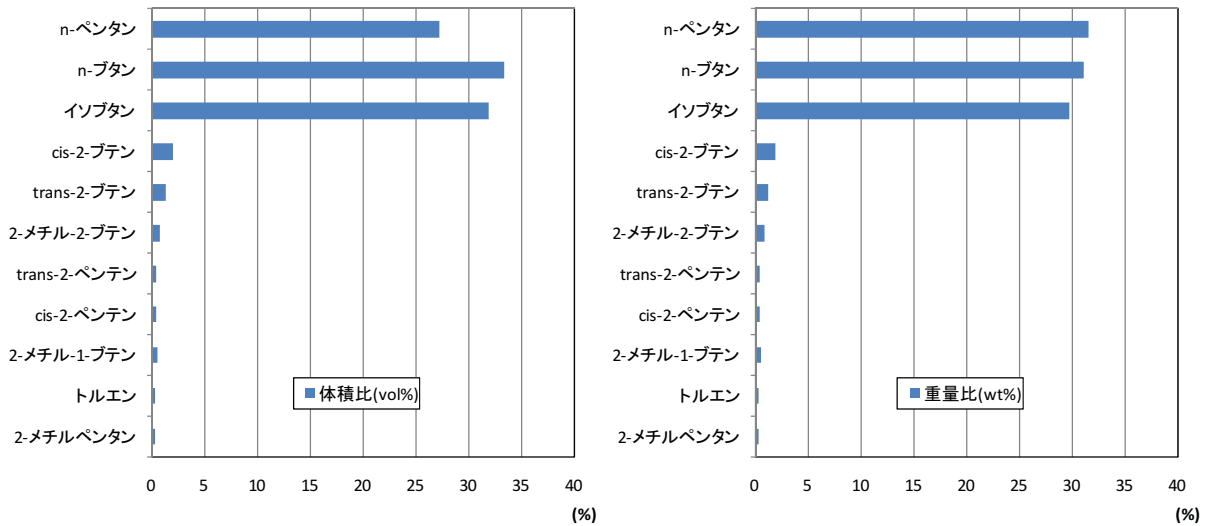
(5) 原油及びガソリンの NMVOCs 構成

原油及びガソリンの荷役に伴い発生する NMVOCs の構成については、それぞれ図 1.3-1 と図 1.3-2 に示すとおりである。



出典：平成 17 年度 船舶からの揮発性有機化合物 (VOC) の排出影響に関する調査報告書

図 1.3-1 原油荷役時の NMVOCs 構成物質



出典：平成 17 年度 船舶からの揮発性有機化合物 (VOC) の排出影響に関する調査報告書

図 1.3-2 ガソリン荷役時の NMVOCs 構成物質

1.3.2 非燃焼起源 NMVOCs 発生源データの作成

(1) 地理的配分

地理的配分については、各港湾内における係留岸壁を含む 3 次メッシュを選択し、同メッシュ内に港湾毎に均等配分するものとした。

各対象港湾内における 3 次メッシュは、昨年度、商船係留時の活動量データ作成時に用いたデータを使用した。このデータは、各港湾区域内に含まれる海岸線を含むメッシュを選択したものであり、特定重要港湾については、外航・内航別、船種別、船型別に、より詳細に 3 次メッシュを設定したものである。

なお、東京湾内の主要港湾（東京港、川崎港、横浜港、千葉港、木更津港、横須賀港の 5 港）については、平成 19 年度 PM 影響調査で使用した停泊船舶の活動量データに基づくものである。

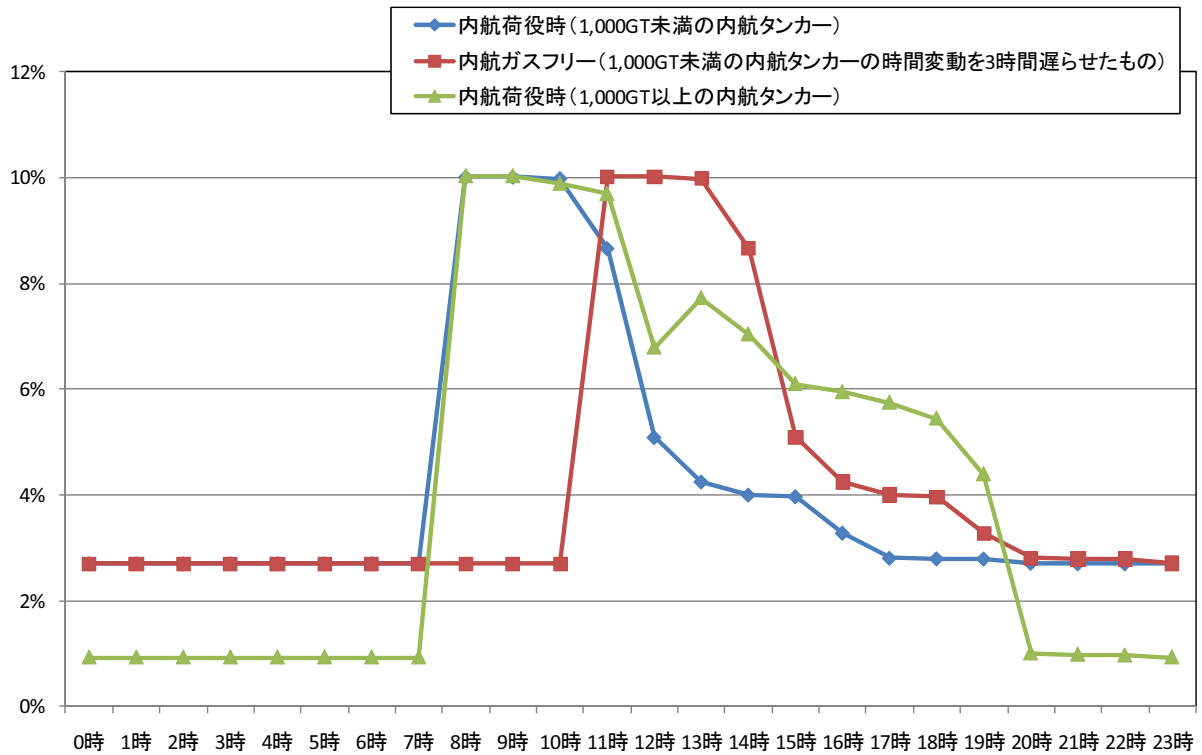
(2) 時間プロファイルの設定

停泊時の船舶から排出される NMVOCs の時間帯別排出割合は、停泊時の時間帯別燃料消費量に従うものとし、ガソリンを取り扱う船舶のガスフリー時に発生する NMVOCs は、停泊時から 3 時間後に排出されるものとした。

また、移出貨物の NMVOCs は内航船から、輸出貨物の NMVOCs は外航船から排出されるものとし、原油 VOC は 1,000GT 以上の船舶から、ガソリン NMVOCs 及びケミカルは 1,000GT 未満の船舶から排出されるものとした。

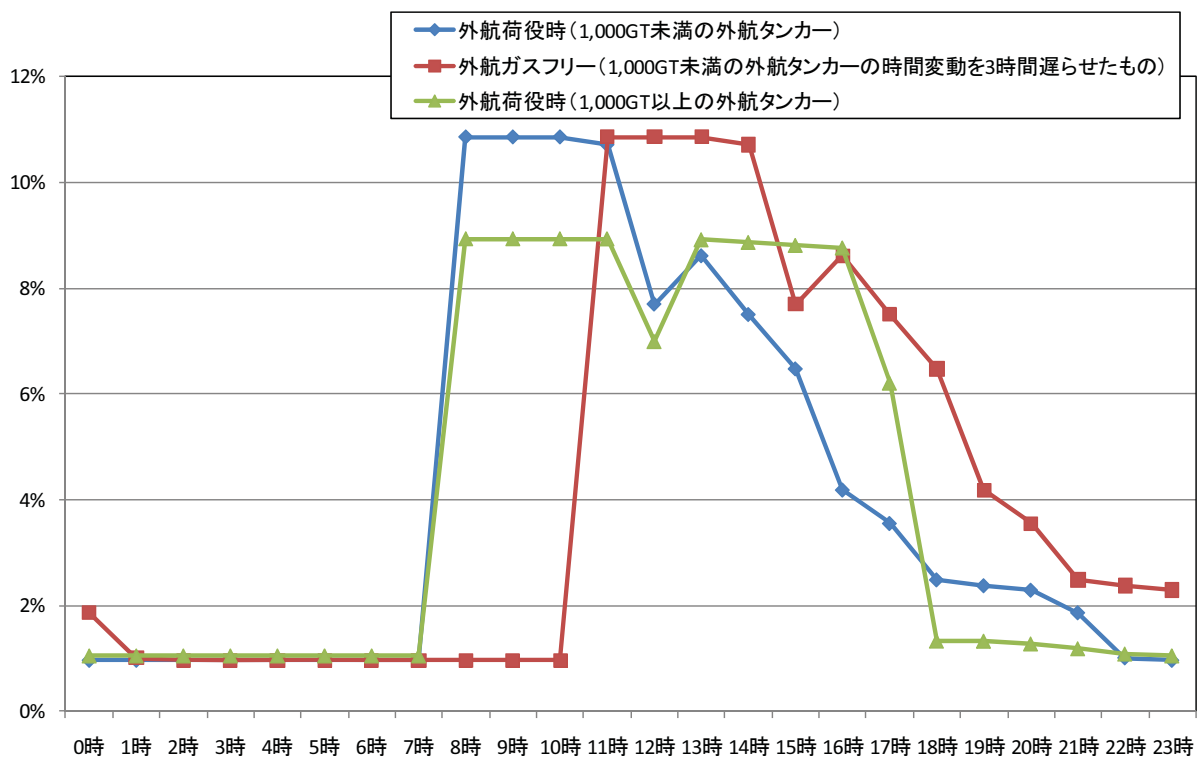
平成 19 年度 PM 影響調査で使用された東京湾主要港湾における停泊船舶の時間帯別燃料消費量データより、1,000GT 未満と 1,000GT 以上のそれぞれで内航タンカー及び外航タンカーの停泊時の燃料消費量時間帯別消費割合のグラフ、1,000GT 未満の内航タンカーと外航タンカーについて、時間帯別燃料消費量を 3 時間遅らせたグラフを示すと、内航タンカーは図 1.3-3、外航タンカーは図 1.3-4に示すとおりである。

移出（輸出）時に排出されるガソリンとケミカルからの NMVOCs 排出量時間割合は 1,000GT 未満の内航タンカーの時間帯別燃料消費量割合、移出時に排出される原油からの NMVOCs 排出量時間割合は 1,000GT 以上の内航（外航）タンカーの時間帯別燃料消費量割合に従うものとした。



出典：平成 19 年度 船舶起源の粒子状物質(PM)の環境影響に関する調査研究報告書

図 1.3-3 内航タンカーの停泊時の時間帯別燃料消費量割合



出典：平成 19 年度 船舶起源の粒子状物質(PM)の環境影響に関する調査研究報告書

図 1.3-4 外航タンカーの停泊時の時間帯別燃料消費量割合

(3) 非燃焼起源 NMVOCs 排出量

原油、ガソリン及びケミカルの荷役に伴って発生する NMVOCs を時間帯別に算出すると図 1.3-5～図 1.3-7に示すとおりである。

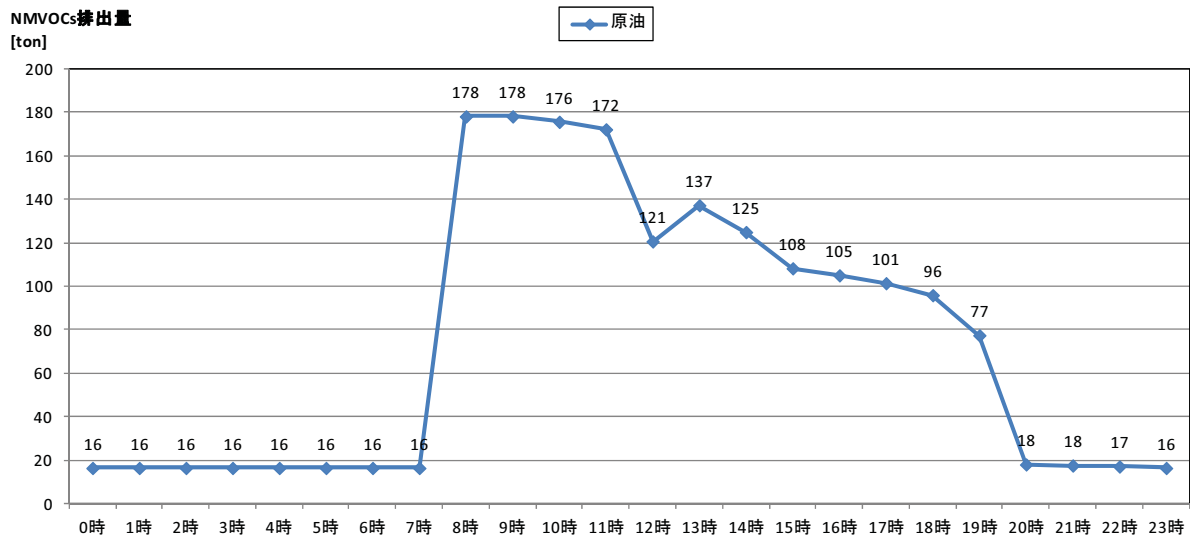


図 1.3-5 時間帯別の NMVOCs 排出量 (原油荷役起源)

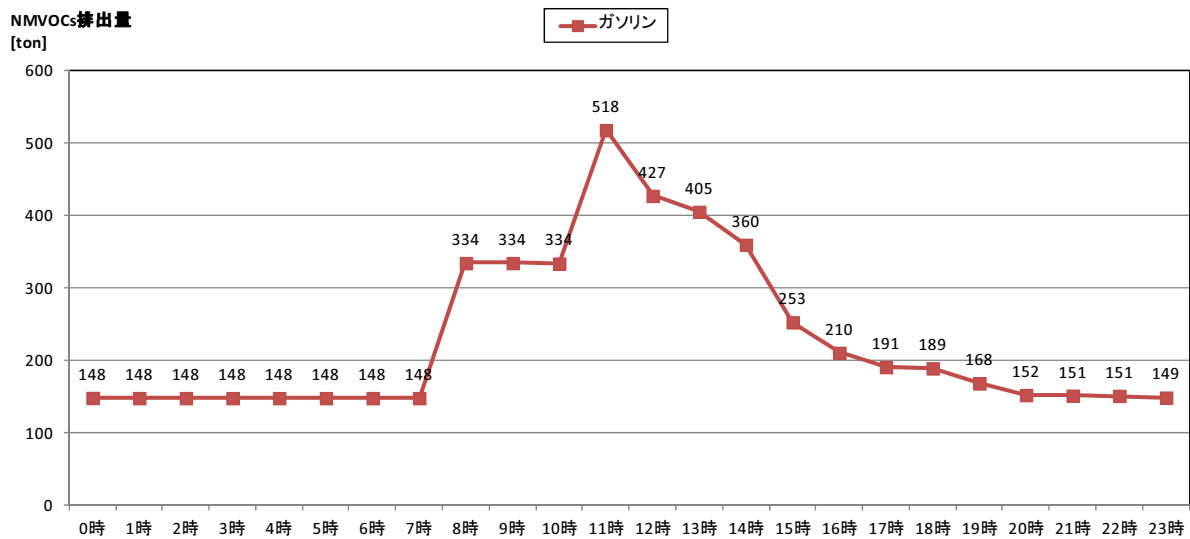


図 1.3-6 時間帯別の NMVOCs 排出量 (ガソリン荷役起源)

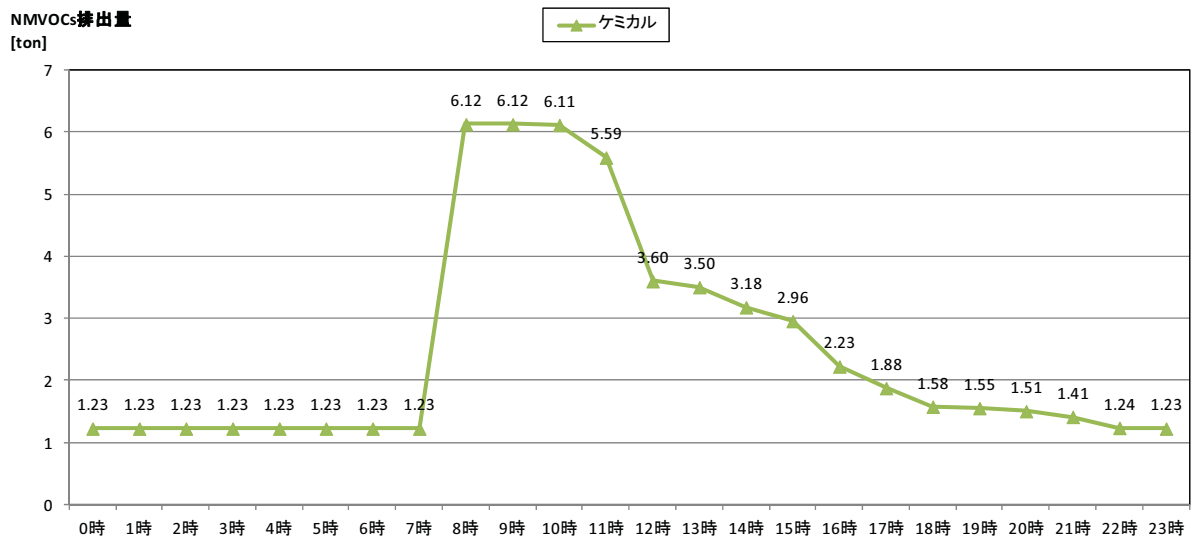


図 1.3-7 時間帯別の NMVOCs 排出量 (ケミカル荷役起源)

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、特定の大気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、大気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 (35 μg/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>

2.1 大気質シミュレーションモデルの概要

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 U.S. EPA が開発し、米国・カナダの ECA 申請時において採用された実績を持つ CMAQ (Community Multiscale Air Quality) を用いて、わが国における ECA 設定に関わる大気質改善効果に算定を行うこととした。CMAQ を利用した大気汚染研究は、わが国においてもこれまでに多数実施されている。

大気質改善効果の算定は、将来 (2020 年) を対象とした船舶起源発生源データの排出構造及び排出量の変化について複数のシナリオを設定し、それらシナリオで推計された船舶起源発生源データを大気質シミュレーションモデルの入力値とすることで、シナリオ毎に期待される大気質改善効果を算定した。詳細は本報告書 11 章を参照されたい。将来を対象とした大気質改善効果を算定するに当たり、本事業で構築した大気質シミュレーションモデルの性能確認を行うことを目的として、現況 (2005 年) を対象とした大気質再現シミュレーションを実施した。現況再現シミュレーションの結果精度を観測値との比較から確認することで、入力値として利用した発生源データや各種計算設定に問題がなかったことを確認した。詳細は 3～8 章を参照されたい。

本章では構築した大気質シミュレーションモデルの概要と、シミュレーションの計算実行に係る入力データ及び設定条件についてまとめた。

2.1.1 気象モデル WRF について

大気質シミュレーションでは、シミュレーション対象となる 3 次元空間の気象状況を網羅するデータを準備する必要がある。しかしながら、観測値のみで作成することは事実上、不可能である。通常、気象データの作成には、気象シミュレーションの結果出力が利用され、CMAQ の実行においても幾つかの気象モデルの結果を気象状況の入力値として取り込むことが可能である。

本事業では、気象モデルとして WRF (Weather Research Forecast model) を使用して CMAQ の入力値とする気象データを作成した。WRF モデルは、実用的な天気予報とそれに関連する研究のために開発された、次世代の 3 次元メソスケール気候予測数値モデルであり、最先端気象モデルの一つに位置づけられている。その開発には米国大気研究センター (NCAR) / 米国環境予測センター (NCEP) / 米国海洋大気庁予報システム研究所 (NOAA/FSL) が携わっており、現在も定期的にバージョンアップが行われている。

WRF は、大気中の雲や雨粒などの成長（雲・降水過程）、地表付近の乱流の発達（境界層過程）、日射などによる熱の移動（大気放射過程）、地表面（陸面）の状態による大気の変化（陸面過程）など様々な気象変化を支配する物理過程を加味した気象モデルとなっている。

WRF は、数キロメートルから数千キロメートルといった幅の広い領域にも対応できるモデルであり、米国だけでなく、世界中の研究機関で使用されており、その適用事例も都市部のヒートアイランド現象から、竜巻、集中豪雨、海陸風・山谷風、移動性の高・低気圧、季節風の解析など多岐にわたる。

2.1.2 領域化学輸送モデル CMAQ について

本事業において、汚染物質の大気中の動態をシミュレートする化学輸送モデルには、U.S. EPA が開発を主導する CMAQ (Byun and Schere, 2006) を使用した。CMAQ は、風や乱流による輸送、光化学反応に代表される大気中での化学反応/変換、雲粒・雨滴の取り込み、自重や乱流による大気中からの除去といった汚染物質の大気中での濃度を変化させる物理・化学過程を詳細に考慮している化学輸送モデルである。

CMAQ の特徴の一つには、取り扱う化学成分が非常に多いことがあげられる。例えば本事業で実施した大気質シミュレーションでは、取り扱った化学成分の数は 100 成分にも達する。このような取り扱う化学成分が多い背景には、従来の大気化学輸送モデルが一つの大気汚染現象を解明することを目的に設計され、モデル中で扱う汚染物質の種類や物理・化学過程を制限して取り扱っていたことに対して、CMAQ はあたかも 1 つの大気 (one-atmosphere) をシミュレートするという概念のもとに、空間スケールに関係なく汚染物質の濃度に関わる様々な物理・化学過程を同時に取り扱えるよう設計されていることがあげられる。そのため、CMAQ は局地的なスケールで起こる大気汚染から、都市域や、さらに広い空間的スケールで起こる大気汚染までを、それらの個々の相互作用も含めて同時に扱えるマルチスケールなモデルとなっている。

CMAQ はユーザーが指定した領域のみに限定してシミュレーションを行ういわゆる‘領域’化学輸送モデルであるが、シミュレーション対象領域は数キロメートルから数千キロメートル程度と従来のモデルと比較しても広いという特徴を持つ。これらの特徴のため、CMAQ は世界中の様々な大気汚染現象の解明に広く活用されており、米国・カナダの ECA 申請時にも採用された実績を持っている。

CMAQ の開発は 1990 年代前半に着手されており、現在 (2012 年 3 月) の最新版は 2012 年 2 月に正式にリリースされた CMAQv5.0 である。しかし、リリース直後は多くの不具合が報告される傾向にあることから、本事業ではわが国でも仕様実績が蓄積され、安定した動作が確認されている CMAQv4.7.1 を採用した。

Byun, D.W., and Schere, K.L.: Review of the governing equations, computational algorithms, and other components of the Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) modeling system overview, *Applied Mechanics Reviews*, 59, 51-77, 2006.

2.2 大気質シミュレーションに係る計算設定条件

本シミュレーションにおける計算領域を図 2.2-1に、WRF 及び CMAQ の計算設定条件を表 2.2-1及び表 2.2-2にそれぞれ示した。これら設定条件の検討に当たり、国内外の先行研究において使用されていた設定を参考にした。

本事業では、ECA 設定海域の範囲と大気質への影響大きさやその範囲を詳細に把握するため、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。シミュレーション対象領域は、図 2.2-1に示される、東経 140 度、北緯 36 度を中心としたランベルト正角円錐図法を用いて表現される東アジア計算領域で、さらにその中に日本計算領域、地方計算領域を含めた 3 重領域構造とした。

鉛直方向には、全ての計算領域に対して、対流圏を含む上空約 17km までを 25 層で分割するよう設定している。ここで、ランベルト正角円錐図法を用いたのは、中緯度帯で投影による歪みが少ないためである。また、東アジア領域を本シミュレーションの対象領域とした理由は、近年、中国などの越境大気汚染を主たる要因として、国内の大気汚染物質濃度レベルの変化が多数報告されていることから、わが国の大気質シミュレーションを実施する上で、越境大気汚染の影響は無視できないと判断したためである。

地方計算領域には、図 2.2-1に示すように、関東、中部、近畿、瀬戸内、津軽の 5 つの地域を設定した。これらの地域の選定に係る検討は本報告書 4 章を参照されたい。

図 2.2-1に示すような 3 重構造のシミュレーションでは、一般的にネスティングと呼ばれる計算手法が用いられる。ネスティングとは、広い領域を比較的粗い解像度で計算し、その計算結果のうちより細かい解像度を持つ狭い領域の外側境界における計算結果をより狭い領域の初期・境界条件として与えながら計算を進める手法である。広い領域の結果を境界条件として与えることによって、その結果を狭い領域の計算結果にも反映させることが可能となる。本シミュレーションでは、表 2.1-1 に示すように東アジア域を 80km 解像度、日本域を 20km 解像度、国内地方域を 5km 解像度と設定することで、東アジア域の越境大気汚染の効果を取り込みつつ、国内地方域をより高い解像度で計算可能なように設定した。

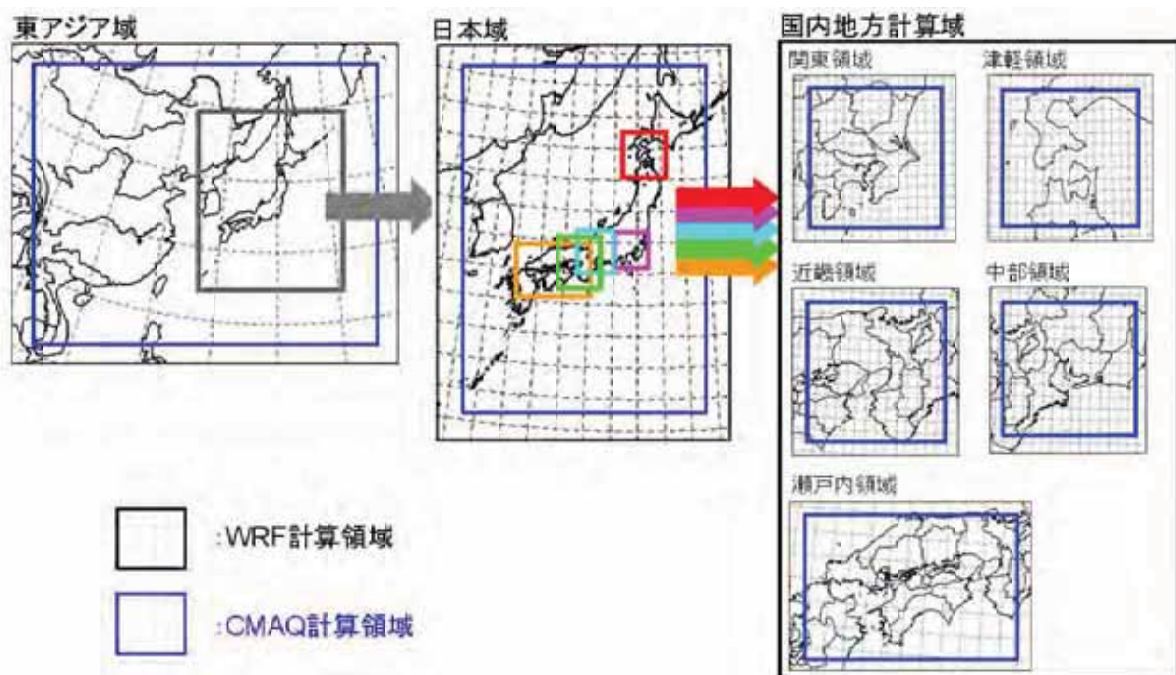


図 2.2-1 本事業における大気質シミュレーションの計算領域 (東アジア域、日本域、国内地方域の3重ネスティング領域構造)

表 2.2-1 気象シミュレーション WRF の計算設定条件

モデル	WRF Ver. 3.1.1
計算期間	2004年12月－2006年1月 (2005年をまたぐ約13ヶ月)
投影法	ランベルト正角円錐図法
計算(投影)中心 標準緯度	東経140度, 北緯36度 標準緯度: 30度, 40度
水平格子数 (解像度)	東アジア域 85×65 (80km)
	日本域 105×129 (20km)
	関東域 65×65 (5km)
	中部域 60×60 (5km)
	近畿域 60×60 (5km)
	津軽域 64×60 (5km)
	瀬戸内域 112×76 (5km)
鉛直層	25層 (地表から上空約17kmまで), 最下層の層厚: 約20m
気象の境界条件	NCEP-FNL 気象庁メソ客観解析データ
積雲対流モデル (積雲の発達・減衰、それに伴う対流による上昇・ 下降気流などを計算)	Kain-Fritsch モデル
雲微物理モデル (雲粒・雨粒、雪などの成長を計算)	WSM6 モデル
短波・長波放射モデル (太陽・地球放射による熱の変動を計算)	Dubhia/RRTM モデル
大気境界層モデル (境界層内の乱流の生成・衰退などを計算)	MYJ TKE モデル
陸面モデル (陸面の状態、陸面の大気への影響を計算)	Noah LSM モデル ¹⁾
解析値ナッジング	一部あり
海面温度更新	あり
ネスティング	1 way

(1) 入力データとして米国地質調査所 (USGS; U. S. Geological Survey) の土地利用データを利用している。

表 2.2-2 領域化学輸送モデル CMAQ の計算設定条件

モデル	CMAQ Ver. 4.7.1	
計算期間	2004年12月-2006年1月 (2005年をまたぐ約13ヶ月)	
気象データ	WRF	
水平格子数 (解像度)	東アジア域	72 × 52 (80km)
	日本域	92 × 116 (20km)
	関東域	52 × 52 (5km)
	中部域	49 × 49 (5km)
	近畿域	49 × 49 (5km)
	津軽域	53 × 49 (5km)
	瀬戸内域	100 × 64 (5km)
発生源データ	東アジア : REAS (EDGAR) -GEIA-GFED 日本域 : 上記-EAGrid-OPRF 船舶 国内地方域 : EAGrid-OPRF 船舶	
濃度の境界条件	全球モデル Chaser(6時間間隔) 東アジア域の計算に適用	
移流モデル (風による水平・鉛直方向の輸送を計算)	Yamartino	
水平拡散モデル (水平方向拡散による移動を計算)	Multiscale	
鉛直拡散モデル (鉛直方向拡散による移動を計算)	acm2_inline	
光解離定数 (光化学反応計算に使用する光解離定数の取得方法)	photo_table	
反応ソルバー (気相化学反応の数値解法)	Ebi	
エアロゾル化学モデル (粒子相化学、粒子の成長・衰退を計算)	aero5	
気相モデル (気相化学反応を計算)	saprc99	
液相モデル (雲・液相化学、湿性沈着過程を計算)	cloud_acm_ae5	
沈着モデル (乾性沈着過程を計算)	aero_dep2	

図 2.2-2に、本事業における大気質シミュレーションの実行フローを示す。大気質シミュレーションは、最初に WRF による気象シミュレーションを実施し、東アジア計算領域、日本計算領域、地方計算領域の各々の空間解像度を対象とした 3 次元気象データを作成することから行った。

気象シミュレーションの初期・境界条件には、東アジア域に対して、米国環境予測センター (NCEP) が無償で配布している空間解像度 1 度及び 6 時間間隔の全球客観解析データを、日本域に対しては気象庁の空間解像度 10km 及び 6 時間間隔のメソ客観解析データを利用した。地方計算領域の初期・境界条件には日本計算領域における気象シミュレーション結果を利用した。これと同様に、日本計算領域の初期・境界条件には東アジア計算領域の気象シミュレーション結果を利用することも可能であったが、先述のメソ客観解析データは日本を含む周辺領域を高解像度で覆う気象データであり、より現実に即したシミュレーションが達成できると判断したため、それを採用した。

気象シミュレーションによって生成された個々の計算領域の 3 次元気象データはそれぞれ、同計算領域を対象とした CMAQ による領域化学輸送シミュレーションに使用される。これに加えて、CMAQ の実行には各種汚染物質の初期・境界条件及び排出源情報が必要不可欠となる。まず東アジア計算領域における初期・境界条件には、空間解像度 2.8 度及び 6 時間間隔の全球化学輸送モデルのシミュレーション結果を利用した。続いて、日本計算領域には東アジア計算領域の計算結果を、地方計算領域には日本計算領域の計算結果を順次与えていった。各種汚染物質の排出源データについては次節で述べることとする。なお、全球化学輸送モデルのシミュレーション結果は、環境省地球環境研究総合推進費「東アジアにおける広域大気汚染の解明と温暖化対策の共便益を考慮した大気環境管理の推進に関する総合的研究(S-7)」のもとで、国立環境研究スーパーコンピュータシステムを利用して行われた Nagashima et al. (2010) の結果を提供して頂いた。ここに記して謝意を表す。

本事業における大気質シミュレーションの評価対象期間は 2005 年の 1 年間とした。そのため、WRF 及び CMAQ を用いた大気質シミュレーション実行期間は 2005 年を含む 2004 年 12 月から 2006 年 1 月までとし、モデルが安定に動作するための準備期間を前に 1 ヶ月間設けてシミュレーションを実施した。

このように、大気質シミュレーションモデルの構築から実行に至る諸作業には様々な検討やノウハウが必要となる。本事業では、大気質シミュレーションモデルの専門家ワーキンググループを委員会内に設置し、本事業で構築したモデルの設定条件や計算の進め方、結果の妥当性や解釈などについて検討を行った。

Nagashima, T., Ohara, T., Sudo, K., and Akimoto, H. (2010): The relative importance of various source regions on East Asian surface ozone, *Atmos.Chem. Phys.*, 10, 11305-11322, doi:10.5194/acp-10-11305-20109077-9120

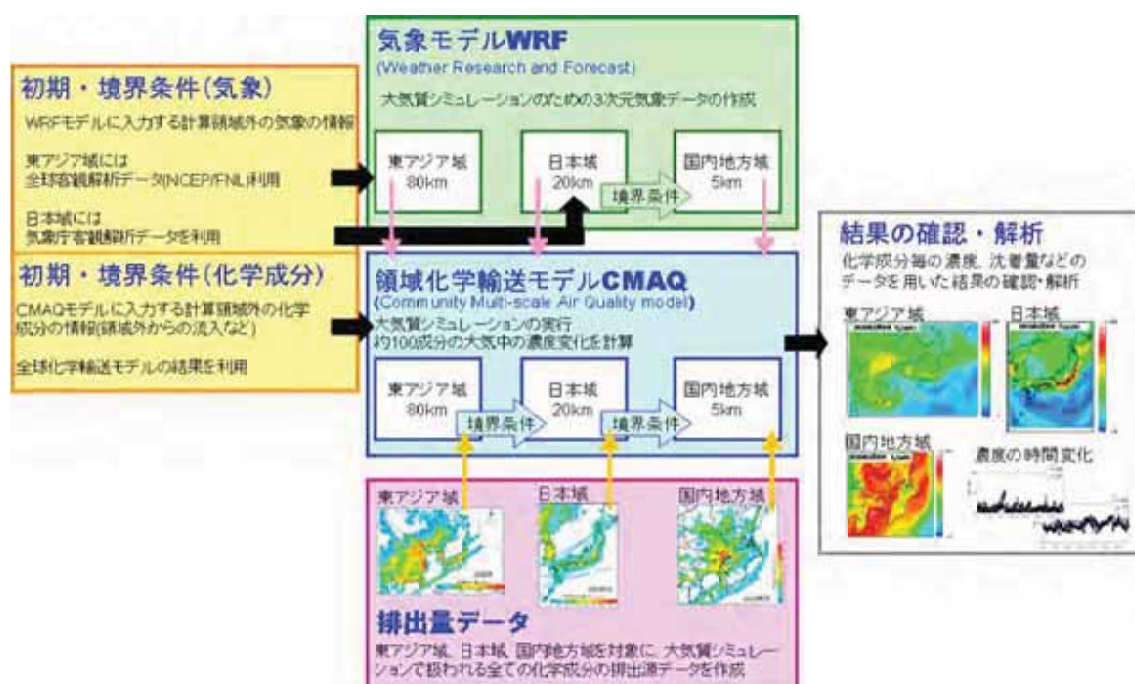


図 2.2-2 本事業における大気質シミュレーションの実行フロー

2.3 大気質シミュレーションで使用した発生源データの概要

2005年を対象にした現況大気質シミュレーションにおいて、東アジア域、日本域、国内地方計算域で使用した発生源データを表 2.3-1 に整理した。

東アジア域の人為起源汚染物質の排出量には REAS (Regional Emission inventory in Asia; Ohara et al., 2007) v 1.1 を使用した。REAS はアジア各国の過去～現在～将来にわたる排出量の推計を行った排出インベントリである。1998年から2009年を対象とした空間解像度 0.5 度の推計排出量データが公開されていることから、現況大気質シミュレーションでは 2005 年対象のデータを使用した。ただし REAS データは年間排出量であり、排出量の時間変化を考慮していない。そのため、Zhang et al (2009)の中国国内における排出量時間変化の報告を参考に、中国内部の排出量に限定して、時間変化(月変化)を与えている。また REAS データには PM の排出量が含まれていないことから、それについても Zhang et al (2009)の 2006 年を対象にしたデータを使用した。さらに、REAS の対象領域にはロシア域が含まれていないため、ロシア域の排出量データには EDGAR (Emission Database for Global Atmospheric Research; Olivier et al, 2005)を利用している。これらは、日本付近の汚染物質の濃度レベルが中国やロシア域からの排出に、敏感に応答することを考慮したためである。自然起源の排出としては、植物起源、森林火災に加えて、火山性 SO₂ の排出を考慮し、その排出量、排出高度は茶谷ら(2011)を参考に与えた。なお、東アジア域の計算に限り、火山性 SO₂を除いた全ての汚染物質の排出高度は、モデル最下層の高さ(約 20m)と仮定している。また本事業において使用した大気質モデル(CMAQ)では、PM、VOCs などより細かい化学成分に分けて取り扱っており、上記の排出量データもそれに対応して個々の成分に分解する必要がある。そのような PM、VOCs の組成分解については、東アジア域の国別の情報を加味している Kajino et al.(2011)を参考にしている。

Ohara, T., Akimoto, H., Kurokawa, J., Horii, N., Yamaji, K., Yan, X., and Hayasaka, T.: An asian emission inventory of anthropogenic emission sources for the period 1980-2020, *Atmos. Chem. Phys.*, 7, 4419-4444, 2007.

Zhang, Q., D. G. Streets, G. R. Carmichael, K. He, H. Huo, A. Kannari, Z. Klimont, I. Park, S. Reddy, J. S. Fu, D. Chen, L. Duan, Y. Lei, L. Wang, and Z. Yao. Asian emissions in 2006 for the NASA INTEX-B mission, *Atmos. Chem. Phys.* 9, 5131-5153, 2009.

茶谷聡, 森川多津子, 中塚誠次, 松永壮, 3次元大気シミュレーションによる 2005 年度日本三大都市圏 PM_{2.5} 濃度に対する国内発生源・越境輸送の感度解析, *大気環境学会誌* 46(2), 101-110, 2011.

Olivier, J.G.J., Van Aardenne, J.A., Dentener, F., Ganzeveld, L., and Peters J.A.H.W.: Recent trends in global greenhouse gas emissions: regional trends and spatial distribution of key sources, in: *Non-CO₂ Greenhouse Gases (NCGG-4)*, Millpress, Rotterdam, 325-330, 2005.

Kajino, M., Y. Kondo, EMTACS: Development and regional-scale simulation of a size, chemical, mixing type and soot-shape resolved atmospheric particle model. *Journal of Geophysical Research*, 116, D02303, 28 doi:10.1029/2010JD015030, 2011.

日本計算領域や地方計算領域における汚染物質の排出量データとしては、陸上起源に、EAGrid2000-Japan (Kannari et al 2007) を使用した。ここで EAGrid2000-Japan とは、財団法人計量計画研究所、国立環境研究所、埼玉大学が共同で開発した日本全土を 3 次メッシュ解像度で覆う排出源データであり、人為起源 (燃焼・非燃焼・農業) 及び自然起源 (植物起源 VOCs) の排出量が月別・時間別に整理されている。一方、船舶起源の排出量に対しては、NO_x、SO_x、PM、NMVOCs などの物質を対象に商船 (外航船、内航船)、漁船の活動パターン別の排出量を時間別・曜日別に、3 次メッシュの空間解像度でまとめた本事業作成の排出量データを使用している。これらの船舶起源排出量については昨年度及び本年度事業報告書を参照されたい。EAGrid2000-Japan と本事業作成の船舶起源排出量データの例として SO₂、NO_x、PM の年間排出量の水平分布図を図 2.3-1 に示す。

本事業において使用した陸上起源排出源データの EAGrid2000-Japan は推計対象年が 2000 年である。そのため、現況大気質シミュレーションに使用する際、経年変化が激しいと推測される自動車起源排出量に対しては、(財) 石油産業活性化センターで実施している JATOP (Japan Auto-Oil Program) で報告された 2000 年から 2005 年の削減率に従い、補正を行った。国外の人為起源及び自然起源の排出源データには上記の東アジア計算領域と同様のデータを使用し、日本計算領域に関しても、火山性の SO₂ の排出を考慮している。汚染物質のモデル内での排出源高度は、高度情報が与えられている陸上起源の航空機や大規模煙源排出量に対しては該当するモデル鉛直層に入力し、全ての船舶起源汚染物質についてはモデル最下層 (高度約 20m) に与えた。陸上及び船舶両起源の PM 及び VOCs の組成分解については EAGrid2000-Japan に対応した Morino et al. (2010)を参考にしている。

図 2.3-2、図 2.3-3、図 2.3-4、図 2.3-5 にそれぞれ、東アジア域、日本域、地方域の各モデルグリッド解像度に変換した SO₂、NO_x 及び PM の年間排出量 (Mg/grid/year) の水平分布図を示す。また表 2.3-4 には日本域、地方域において集計した国内陸上起源及び船舶起源による SO₂、NO_x、PM の年間総排出量を示した。図から日本計算領域、地方計算領域において、排出源データの分布が EAGrid2000-Japan や本事業作成の船舶起源データの空間解像度に基づき詳細化されていることが確認できる。なお、排出量データの時間解像度については、汚染物質の日内変動といった短期的現象の再現性にも影響することから、平均化を行わず、時間別の値をモデルに入力し、大気質シミュレーションを行っている。

Kannari, A., Tonooka, Y., Baba, T., and Murano, K.: Development of multiple-species 1 km x 1 km resolution hourly basis emissions inventory for Japan, *Atmos. Environ.*, 41, 3428-3439, 2007.

Morino Y., Chatani S., Hayami H., Sasaki K., Mori Y., Morikawa T., Ohara T., Hasegawa S., Kobayashi S., Evaluation of ensemble approach for O₃ and PM_{2.5} simulation. *Asian J. Atmos. Environ.*, 4 (3), 150-156, 2010.

表 2.3-1 現況大気質シミュレーションに用いた排出量データ

		使用データ	空間解像度	時間変動
東アジア 計算領域	船舶	REAS の 2005 年データ	0.5deg	月毎 ⁽¹⁾
	陸上	REAS の 2005 年データ (ロシア以外)	0.5deg	月毎
		EDGAR3.2 (ロシア)	1.0deg	-
		Zhang et al (2009) (人為起源 PM)	30min	月毎
		GEIA (植物起源)	1.0deg	月毎
	GFEDv3 (バイオマスバーニング)	0.5deg	月毎	
日本 計算領域	船舶	本事業で作成したもの (漁船込み)	3 次メッシュ	日内/週内
	陸上	EAGrid2000-Japan ⁽²⁾ (日本)	3 次メッシュ	日内/週内/月毎
		上記アジア域のデータ (日本以外)	上記参照	上記参照
地方 計算領域	船舶	本事業で作成したもの (漁船込み)	3 次メッシュ	日内/週内
	陸上	EAGrid2000-Japan ⁽²⁾	3 次メッシュ	日内/週内/月毎

(1) 月変動を Zhang et al (2009)を参考にして与えている。

(2) EAGrid2000-Japan は 2000 年を推計対象年としているが、ここでは自動車起源排出量のみ、JATOP の 2000 年から 2005 年への削減率を用いて補正し利用した。

Zhang, Q., D. G. Streets, G. R. Carmichael, K. He, H. Huo, A. Kannari, Z. Klimont, I. Park, S. Reddy, J. S. Fu, D. Chen, L. Duan, Y. Lei, L. Wang, and Z. Yao. Asian emissions in 2006 for the NASA INTEX-B mission, Atmos. Chem. Phys. 9, 5131-5153, 2009.

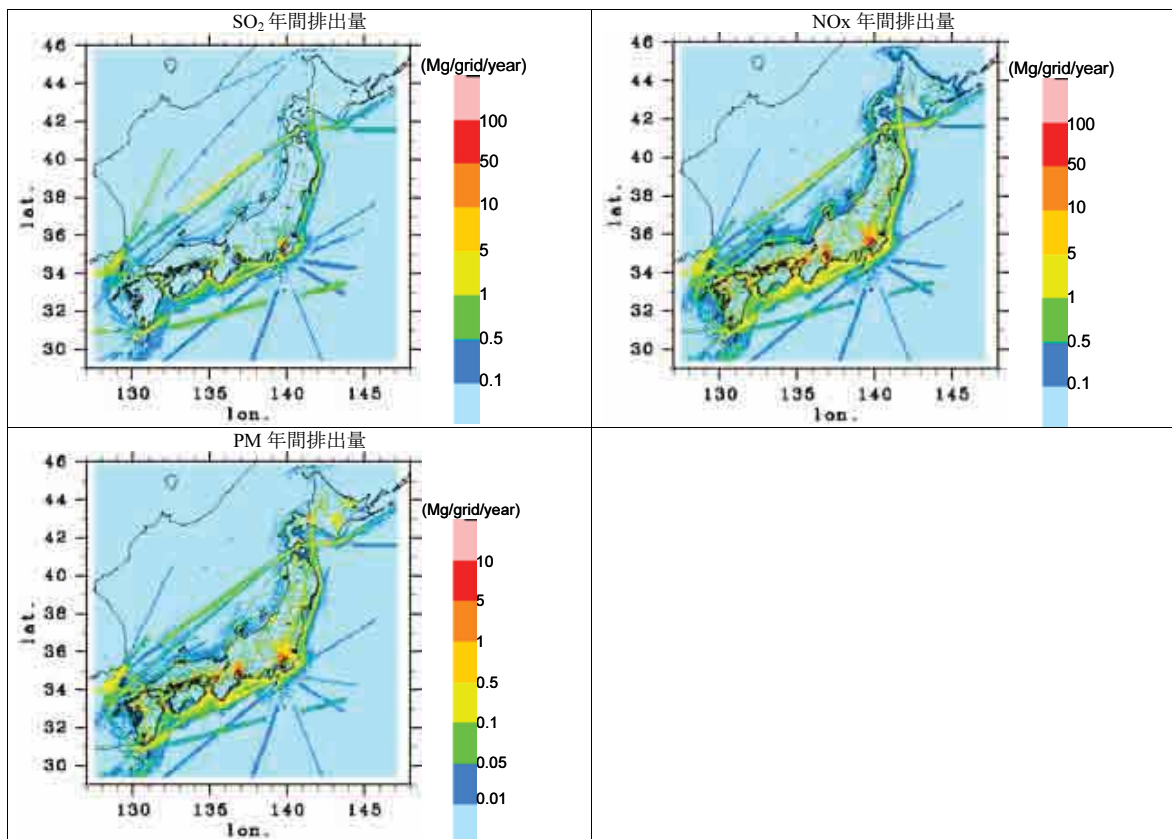
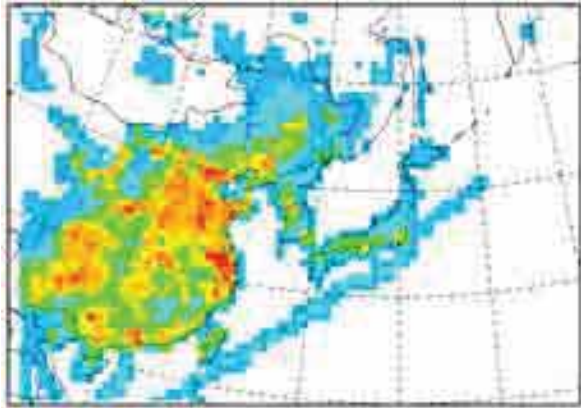
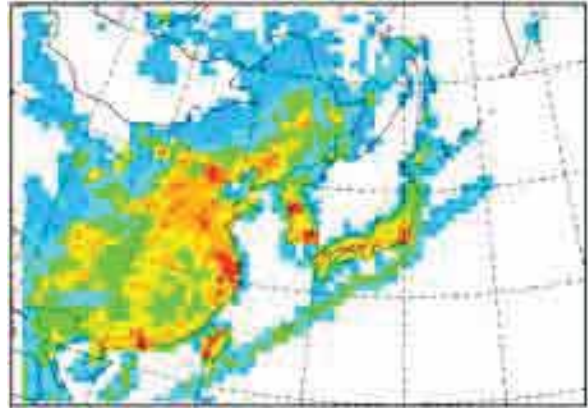


図 2.3-1 EAGrid 2000 Japan 及び本事業で作成した陸上起源、船舶起源による SO₂ 及び NO_x 年間排出量(Mg/grid/year) 陸上起源の自動車排出量に対して 2000 年から 2005 年への削減率を用いて補正を行っている。

SO₂年間排出量 (Mg/grid/year)



NO_x年間排出量 (Mg/grid/year)



PM年間排出量 (Mg/grid/year)

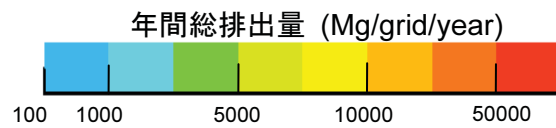
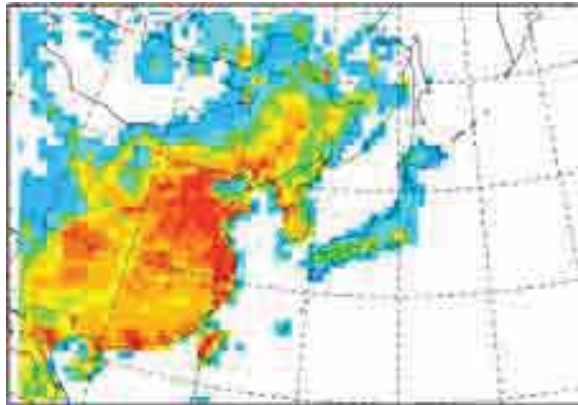


図 2.3-2 東アジア計算領域 (80km 格子) における SO₂、NO_x 及び PM の年間排出量 (Mg/grid/year)

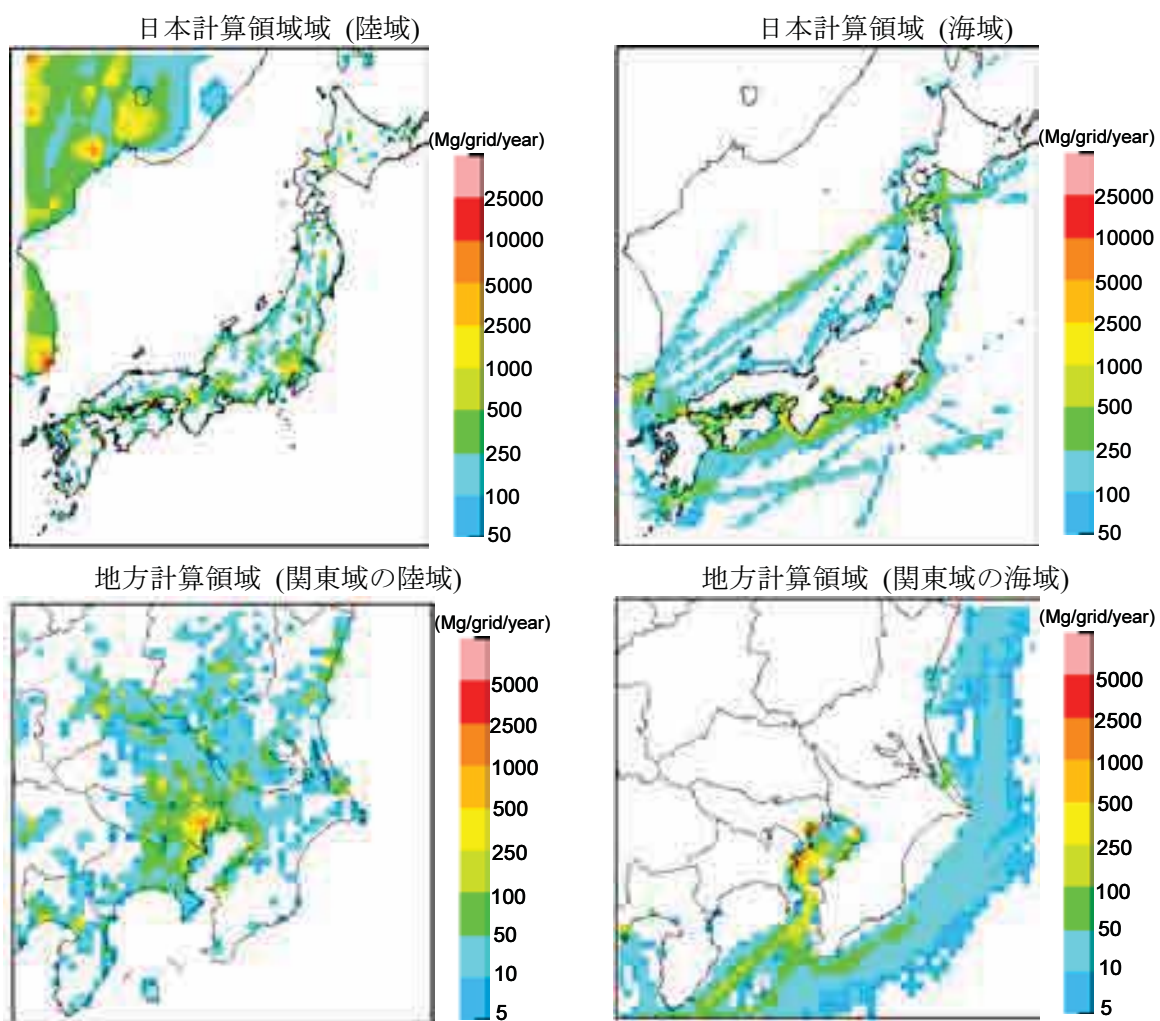


図 2.3-3 日本計算領域と地方計算領域 (関東域) の SO₂ 年間排出量 (Mg/grid/year)

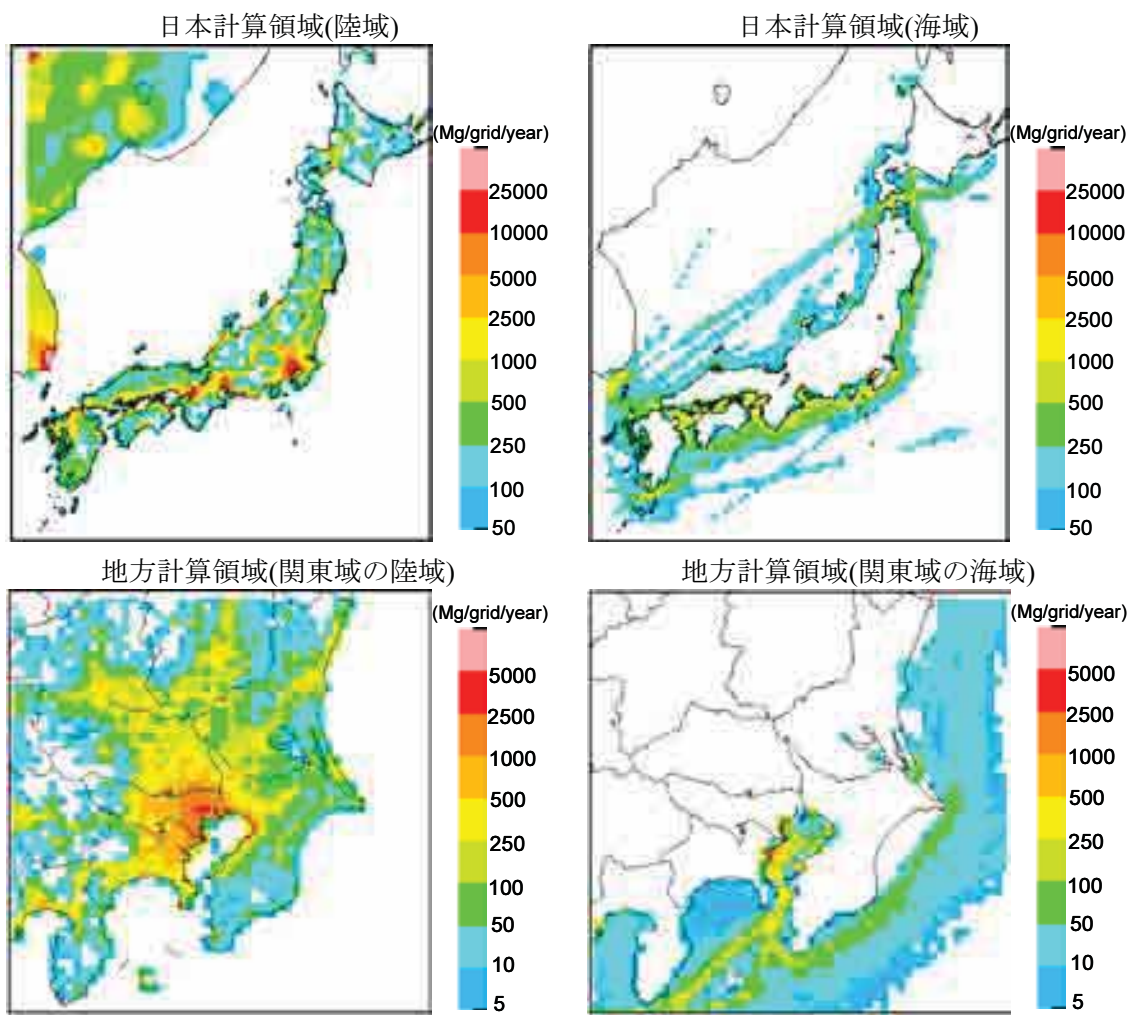


図 2.3-4 日本域と国内地方域(関東域)の NOx 年間排出量 (Mg/grid/year)

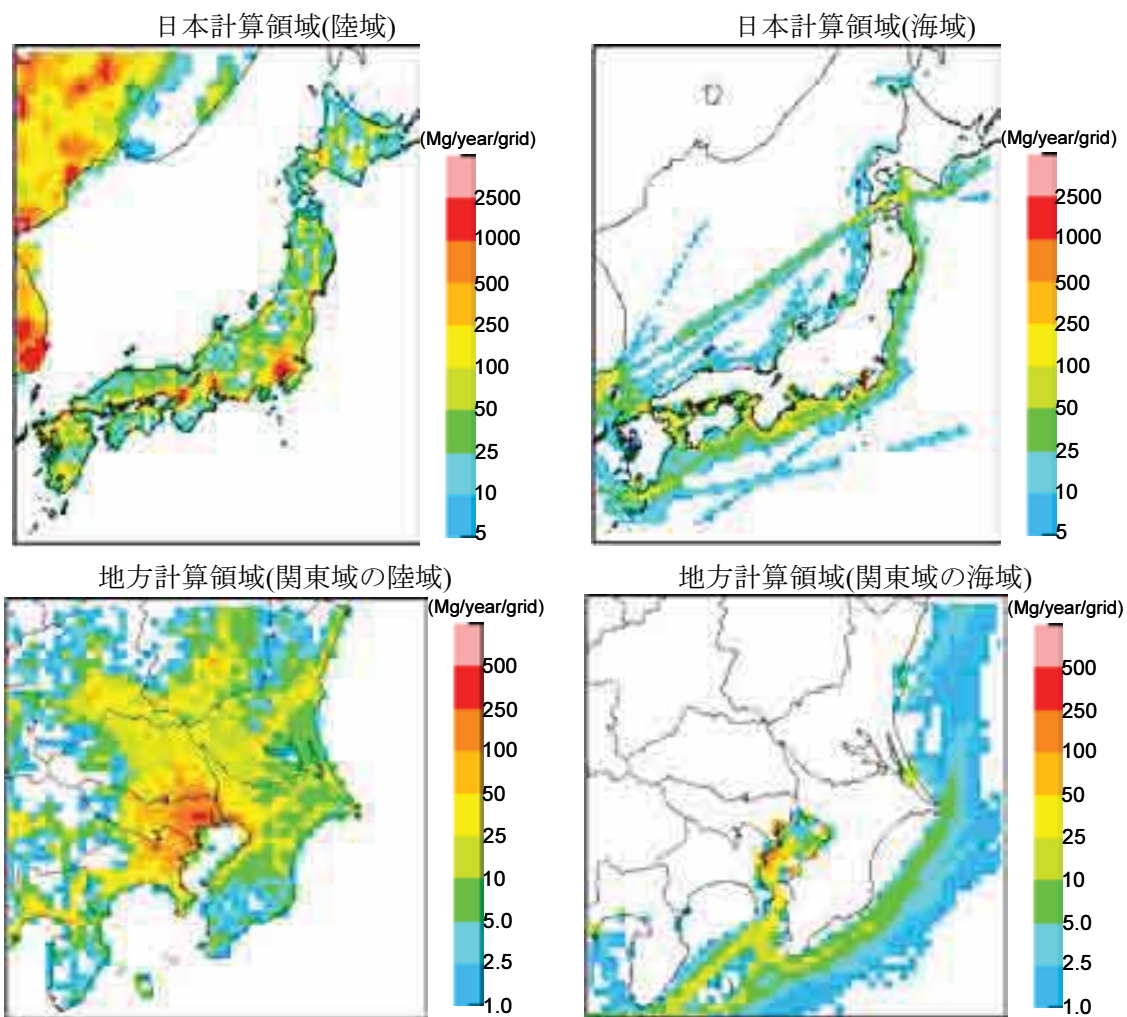


図 2.3-5 日本域と国内地方域(関東域)の PM 年間排出量 (Mg/grid/year)

表 2.3-2 日本計算領域及び国内地方域(関東域)における国内陸上起源及び船舶起源による SO₂、NO_x、PM の年間総排出量 (Gg/year)

	日本計算領域 (Gg/year)			国内地方計算領域 (関東域) (Gg/year)		
	SO ₂	NO _x	PM	SO ₂	NO _x	PM
船舶起源	323	799	56.5	26.2	79.3	4.79
国内陸上起源 ¹⁾	688 (2,939)	1,925	288	108	423	35.6

(1) 括弧内は火山による排出量を示す。

2.4 シミュレーションモデルの適用方法と再現性の確認

大気質改善に係る発生源対策の検討には、大気質シミュレーションモデルによる解析が必要不可欠となるが、わが国では標準化されたシミュレーション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 U.S. EPA が開発し、米国 ECA の申請でも適用された CMAQ を用いて、わが国における ECA 設定の大気質改善効果に係る検討を行うこととした。なお、わが国でも、CMAQ を利用した大気汚染研究はこれまでに多く実施されてきた。ここでは本事業におけるモデルの適用方法を紹介するとともに、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を検討した。

2.4.1 大気質シミュレーションによる代表的な解析手法

大気汚染物質の排出量とそれに対する大気中濃度や沈着量は非線形の関係にあるため、大気汚染現象に対する発生源対策は CMAQ のような、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大気質シミュレーションモデルを用いた評価・解析が必須となる。ここでは、大気質シミュレーションモデルを用いた代表的な解析手法を以下に紹介する；

(1) 発生源寄与率解析 (4 章及び 8 章で適用)

観測される大気汚染の高濃度現象に対して、複数ある発生源それぞれの寄与率を算出することを「発生源寄与率解析」と呼ぶ。代表的な解析手法にゼロエミッション法がある。同法は、通常の出発源データによる計算結果（観測結果による妥当性の確認済み）と、ある排出源 A をゼロとした排出源データによる計算結果の差分から、排出源 A の寄与を算出する方法であり、排出源寄与率解析では広く使われる手法である。この寄与率解析によって、船舶起源排出量が周辺領域の大気汚染現象に与える寄与を見積もることができるとともに、中国などからの越境大気汚染の寄与も洗い出すことが可能となる。

(2) 影響評価解析 (7 章及び 8 章で適用)

大気汚染物質による環境負荷には、喘息や異臭などの大気濃度によるインパクトに加え、土壌・湖沼酸性化や富栄養化などの沈着量によるインパクトも考慮しなければならない。CMAQ では物質の湿性・乾性沈着過程も計算に組み込まれており、汚染物質の大気濃度マップと合わせて沈着量マップも出力する。本事業では、濃度・沈着量の出力及び影響評価指標を組み合わせることで、健康影響及び生態系影響を広域的に評価した。

(3) シナリオ解析 (11 章で適用)

将来予測や発生源対策などの特定のシナリオに対応した発生源データを推定し、それをベースに大気拡散シミュレーションを行うことを「シナリオ解析」と呼ぶ。将来の経済成長に伴う大気汚染物質の排出量の増加及び大気環境の変化や、脱硫・脱硝などの発生源対策による大気質改善効果を見積もる際に有効な手法となる。本事業で目的となる、ECA 設定に係る大気質改善効果の算定はこの「シナリオ解析」に該当する。

2.4.2 大気質改善効果の算定手法

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。そのため、過去の大気質シミュレーションに係る研究では、着目した大気汚染現象を説明できる時間・空間解像度に従った再現性確認が必要とされてきた。

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。また、構築した大気質シミュレーションモデルの再現性を確認するに当たり、年平均値や月平均値といったマクロ的な再現性の確認に加え、観測値の時間分解能である 1 時間値を基準とした再現性の確認を行った。

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、大気汚染物質の排出パターンをセクター毎に時間的・空間的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ありと全ての短期高濃度事象を完全に再現することは事実上、不可能となる。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 時間値に対して個々に見積もるのではなく、環境基準値や指針値を基準として統計的に見積もること、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。

わが国では、大気環境基準値による大気汚染の状況の評価には「長期的評価」と「短期的評価」がある。「長期的評価」は、年間の日平均値を低い値から並べて 98 % 目 (SO₂ は 98 パーセンタイル値、NO₂・CO・SPM は 2%除外値とよばれる) に該当する日平均値 (365 個の日平均値がある場合は 358 番目) を大気環境基準値と比較する評価手法である。「短期的評価」は、1 時間値、日平均値、8 時間平均値を大気環境基準値と比較する評価手法である。

本事業ではこの「長期的評価」と「短期的評価」を参考にし、表 2.4-1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。なお、同評価手法は地方計算領域の選定にも適用した。設定に至る検討内容は本報告書 4.2.2 に詳しい。また、同手法が唯一の評価手法でない。ECA 設定に関わる大気質改善効果は、今後、様々な評価手法を検討しなければならないと考える。

表 2.4-1 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

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>

※ SPM は CMAQ の出力結果には含まれないことから評価対象としなかった。

※ CO の排出係数には熱量当たりの値 (g MJ⁻¹) が設定されており、ECA 設定が寄与する燃料中 S 分や NOx 排出強度の改善は CO の排出量に変動を与えないため、ここでは評価の対象にはしなかった。

2.4.3 再現性確認の目的

CMAQに限らず、大気質シミュレーションモデルを適用する際には、観測値を対照としてそのモデル計算値が持つ妥当性を確認しなければならない。ECA 設定などに代表される大気汚染物質の発生源対策をモデルから評価する場合、ある大気汚染現象に対する濃度の予測精度が過小であれば、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、予測精度が過大であれば、余剰な発生源対策を費やすことに繋がりがねない。しかしながら、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。

発生源対策の検討において、再現性確認ではモデル計算値が示す精度を確認するとともに、そのモデルが発生源対策の検討に対して「使えるツール」となるためにはどのような適用方法が妥当であるのか、また、その結果をどのように解釈すべきなのかを検討することが重要となる。比較における各種解析や統計値はその検討のための材料である。

例えば、本事業では、ECA 設定海域の範囲と大気質への影響大きさやその範囲を詳細に把握するため、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。

地方計算領域の選定では、日本計算領域で算定された大気質に及ぼす船舶寄与分を一つの選定クライテリアとした。地方計算領域は必ずしも ECA 設定が必要であるとした地域ではなく、ECA 設定の検討が必要であるとした地域である。この前提より、日本計算領域における計算結果が観測値よりも過大であるならば、そこから選定された地方計算領域は、念のため ECA の検討を行うべき領域であると保守的に判断されたものとなり、対策を受ける側に対して過大な発生源対策を要求してしまうという懸念を与えるものにはならない。逆に、観測値よりも過小であるならば、シミュレーションでは ECA 設定の検討を行うべき地域を見逃す危険性があるため、その他のクライテリアによるフィルタリングが必要であると判断することができる。

本報告書における大気質シミュレーションモデルの再現性評価では、モデルの妥当性を確認するとともに、モデルが示す結果をどのように解釈すべきなのかに焦点を当てて解析を行った。

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 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。

SO_2 及び NO_2 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。 SO_2 及び NO_2 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）。

$\text{PM}_{2.5}$ 濃度の1時間値による比較では、本モデルが SPM と $\text{PM}_{2.5}$ 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 O_3 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 SO_2 ・ NO_2 ・ O_3 の高濃度現象を水平分布より解析した。結果、8月6日の SO_2 高濃度は三宅島御山からの火山起源の SO_2 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・長期的のタイムスケール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に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、年積算値で見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)。

3.1 再現性の確認方法

大気汚染現象は様々な空間スケールにおける汚染源や要因が包括的に組み合わさって発生するものであり、そのメカニズムの理解、影響の予測・評価、また対策効果の推計等を行うためには、その現象を矛盾なくシミュレートできる化学輸送モデルの構築が必要不可欠となる。

本事業では、前章で述べた通り、ECA 設定海域の範囲と大気質への影響大きさやその範囲を詳細に把握するため、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。

日本計算領域を対象とした大気質シミュレーションの目的は下記の通り分類される；

- ・ 国内の陸域・海域における大気汚染物質の濃度及び沈着量の時間的空間的把握
- ・ 濃度・沈着量に対する船舶寄与分の推定
- ・ 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

上記3項目の評価・解析を行うに当たり、本章では日本計算領域におけるモデル計算値が持つ精度を、観測値の年平均値、月平均値、日値平均値、1時間値を対照として比較することで確認した。

3.1.1 WRFによる気象シミュレーションの再現性の確認方法

本事業では、気象シミュレーションモデルのWRFで再現された気象場をCMAQの入力データとして利用し、大気汚染物質の化学輸送シミュレーションを実行した。そのため、CMAQによる大気質の再現性と同様、WRFによる気象場の再現性も併せて評価する必要がある。CMAQと同様に、WRFもアジア計算領域、日本計算領域、地方計算領域のそれぞれで実行する必要があるが、ここでは日本計算領域で得られたWRFによる気象場の再現性を確認した。

気象シミュレーションモデルの再現性確認は、札幌・仙台・東京・大阪・福岡に設置されている管区气象台に名古屋地方气象台を加えた計6箇所にて測定された気象観測データを、WRFで再現された気象計算データと比較することで行った。比較した気象要素は気温、湿度、風向、風速、日射量、雨量の6項目とした。また、WRFで計算された雨量の水平分布図を熱帯降雨観測衛星 (TRMM: Tropical Rainfall Measuring Mission) によるGISデータと比較することで、降雨現象の空間的再現性も確認した。

気象場の再現性評価に係る比較結果は参考資料にまとめた。結論として、WRFによる気象計算データは気象観測データと矛盾のないものであることを確認し、そのWRFの計算結果を大気質シミュレーションモデルの入力データとして使用することが可能と判断した。なお、3.2.1節(5)では、8月に出現したSO₂、NO₂、O₃の高濃度エピソードについて、気象要素のモデル計算値及び観測値を利用した解析を行っているため、そちらも参照されたい。

熱帯降雨観測衛星 (TRMM: Tropical Rainfall Measuring Mission): <http://trmm.gsfc.nasa.gov/>

3.1.2 CMAQによる大気質シミュレーションの再現性の確認方法

日本計算領域における大気質シミュレーションモデルの再現性確認では、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。

地方計算領域の選定という目的に対して、「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}、O₃ の4物質を対象として実施した。大気環境基準が設定されている大気汚染物質には SPM (Suspended Particulate Matter) 及び CO もある。SPM は日本独自の基準で測定される浮遊粒子状物質であり、U.S. EPA で開発された CMAQ の出力結果には含まれないことから、本編では再現性の確認から除外した。CO の排出係数には熱量当たりの値 (g MJ⁻¹) が設定されており、ECA 設定が寄与する燃料中 S 分や NO_x 排出強度の改善は CO の排出量に変動を与えないため、ここでは検証の対象にはしなかった。

日本計算領域における再現性の確認では、図 3.1-1 に示す計 13 箇所の測定局において測定された大気汚染物質の観測データを利用した。なお、本章には図中の赤点で示した観測地点 5 地点を対象とした検証結果について紹介することとし、その他の地点を対象とした検証結果は参考資料に掲載した。その当該 5 地点を選定した理由は下記の通りである；

- 隠岐 : 日本海側の遠隔地域 (EANET 局) であり、PM_{2.5} と湿性沈着の観測を実施
- 笠岳 : 太平洋側の遠隔地域 (EANET 局) であり、PM_{2.5} と湿性沈着の観測を実施
- 川崎 : 東京湾近郊に位置する国設局
- 名古屋 : 名古屋湾近郊に位置する国設局
- 尼崎 : 大阪湾近郊に位置する国設局であり、PM_{2.5} のと湿性沈着の観測を実施

本資料で比較の対象とする 5 箇所の測定局の観測項目を表 3.1-1 にまとめる。EANET 局とは、UNEP が事務局を務める「東アジア酸性雨モニタリングネットワーク (EANET)」に含まれている大気汚染測定局である。また国設局は、大気汚染の状況を全国的な視野で把握するとともに、大気保全施策の推進等に必要な基礎資料を得ることを目的として、環境省が全国の 9 箇所に設置した大気環境測定所である。測定方法の詳細は各々の URL を参照されたい。

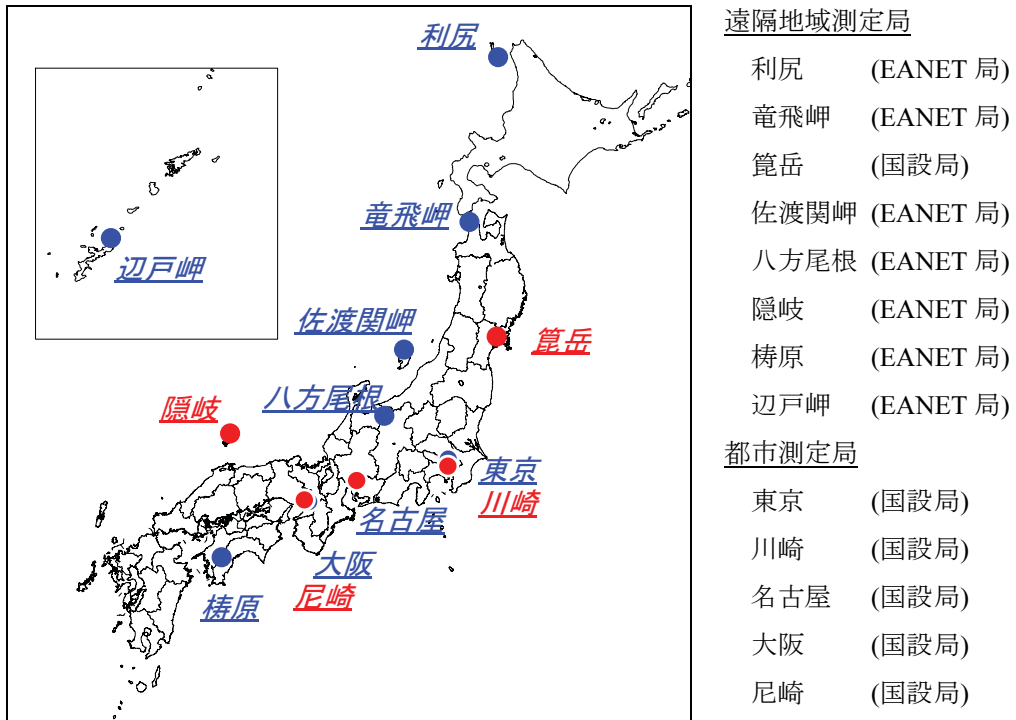


図 3.1-1 日本計算領域における大気質シミュレーションの再現性確認で利用した観測地点
(赤点での比較のみ本編で紹介。その他は参考資料に掲載。)

表 3.1-1 代表 5 地点における測定項目

	SO ₂ , NO ₂ , O ₃	PM _{2.5} 重量濃度	粒子状物質 成分濃度	湿性沈着
隠岐 (EANET局)	1 時間値	1 時間値	2 週毎	日毎
籠岳 (国設局)	1 時間値	1 時間値	-	日毎
川崎 (国設局)	1 時間値	-	-	-
名古屋 (国設局)	1 時間値	1 時間値	-	-
尼崎 (国設局)	1 時間値	-	-	日毎

※ 東アジア酸性雨モニタリングネットワーク (EANET) : <http://www.eanet.cc/jpn/>

※ 国設局 : http://www.nies.go.jp/igreen/tk_down.html

3.2 再現性の確認結果

3.2.1 大気中濃度の測定値との比較

表 3.1-1に示したとおり、SO₂、NO₂、PM_{2.5}、O₃の大気中濃度は自動測定器により常時監視されており、その結果は1時間値で公開されている。そのため、ここでは観測側で利用できる最小時間分解能の1時間値をモデル計算値との比較に利用した。

大気質シミュレーションモデルの計算期間は2005年通年であり、計算結果を1時間値で整理したため、各成分とも8760個(356日×24時間)の大気中濃度データを持つ。本編では日本の四季を代表する2月、5月、8月、11月の4ヶ月を対象に大気中濃度の1時間値による比較を行った。各月の大気汚染に係る特徴を表3.2-1にまとめた。

表 3.2-1 再現性確認の対象とした各月の大気汚染に係る特徴

	各月の特徴
2月 (典型的な冬として)	<ul style="list-style-type: none">・ 比較的少ない降水量・ 偏西風による越境大気汚染の卓越
5月 (典型的な春として)	<ul style="list-style-type: none">・ 偏西風による越境大気汚染の卓越 (黄砂も多く観測)・ 日本では春にオゾンが高濃度となる
8月 (典型的な夏として)	<ul style="list-style-type: none">・ 比較的多い降水量・ 太平洋高気圧による比較的清浄な気団の日本への流入・ 日本では夏にオゾンが低濃度となるが、気象条件によって日中に高濃度現象が出現する・ 2次粒子の前駆物質となるアンモニアの発生量増
11月 (典型的な秋として)	<ul style="list-style-type: none">・ 秋は、春から夏にかけて下降したオゾン濃度が再び上昇する

自動測定器によるPM_{2.5}の1時間値は重量濃度(μg m⁻³)となっており、様々な成分が含まれた総重量の濃度となっている。例えば、燃焼起源で自動車・船舶などから直接排出される元素状炭素(EC: Elemental Carbon)や有機物に由来する有機炭素(OC: Organic Carbon)、ガス状であった物質が大気中での光化学反応等により粒子化する硫酸塩・硝酸塩・アンモニウム塩などの2次粒子などが代表的である。そのため、PM_{2.5}の再現性確認では、重量濃度に加えて成分濃度の再現性にも着目しなければならない。本事業では、EANETにおいて開口型フィルターパック法により測定された全粒子の成分濃度を対照にして、モデル計算によるPM_{2.5}濃度の再現性を確認した。詳細は本節(3)を参照されたい。

(1) SO₂

図 3.2-1に、2005 年 2・5・8・11 月を対象とした SO₂ 濃度の観測値とモデル計算値の 1 時間値ベースによる比較を示す。また表 3.2-2には、1 時間値より算出した年間及び各月における SO₂ の期間平均濃度をまとめた。

尼崎では観測データが概ね 3 ppb 以上であり、計算結果が示すベースラインとは一致しない結果となった。また、尼崎の 8 月における比較では、その他の地点と比較しても計算結果が観測値を大きく下回る結果となった。

尼崎以外の観測地点では、観測値が示す SO₂ 濃度の上昇・下降をモデルが再現できた回数も多く、季節を通じて矛盾のない濃度レベルであったと考える。ただし、観測値が短時間で極端な上昇を示す事象では、モデルはその濃度を過小に評価する傾向がみられた。

SO₂ は一次発生される物質であるが、その極端な濃度上昇は、近傍ないし遠方に位置する自然起源 (火山など) や固定発生源、さらには移動発生源などからの SO₂ の到達が主たる要因と考える。そのため、モデルが示す過小評価の原因には、(i) 使用した SO₂ 発生源データが過小であったこと、(ii) 考慮できていない SO₂ 発生源が実際には存在したこと、(iii) 再現された物質輸送が実際の経路からずれていたこと、(iv) 20 km という計算格子解像度では説明できないローカルな現象であったこと、などが考えられる。高濃度の出現頻度に係る再現性については 3.2.2 節で後述する。

なお、2005 年 8 月 5 日頃に川崎で見られた SO₂ の高濃度現象に対して、本節 (5) において NO₂ や O₃ とともに水平分布図から解析を行ったので、そちらも参照されたい。

表 3.2-2 1 時間値より算出した年間及び各月における SO₂ 濃度の年・月平均濃度 (ppb)

	籠岳		隠岐		川崎		名古屋		尼崎	
	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算
年間	0.6 (94%)	1.0	0.7 (82%)	1.3	6.8 (99%)	6.2	2.3 (98%)	4.5	5.0 (99%)	2.2
2 月	0.1 (99%)	0.7	0.9 (63%)	1.6	5.6 (99%)	3.9	2.2 (99%)	3.4	4.2 (98%)	1.4
5 月	0.1 (99%)	0.9	0.4 (96%)	0.8	7.6 (99%)	6.4	2.3 (99%)	4.3	4.9 (99%)	2.2
8 月	1.2 (99%)	1.3	0.6 (70%)	0.9	7.9 (99%)	8.7	1.9 (99%)	4.3	5.4 (99%)	1.8
11 月	1.5 (99%)	1.5	1.6 (95%)	2.5	7.4 (99%)	6.1	2.8 (91%)	5.8	5.0 (99%)	3.0

※ 観測におけるカッコ内のパーセント値はデータの完全度を示す

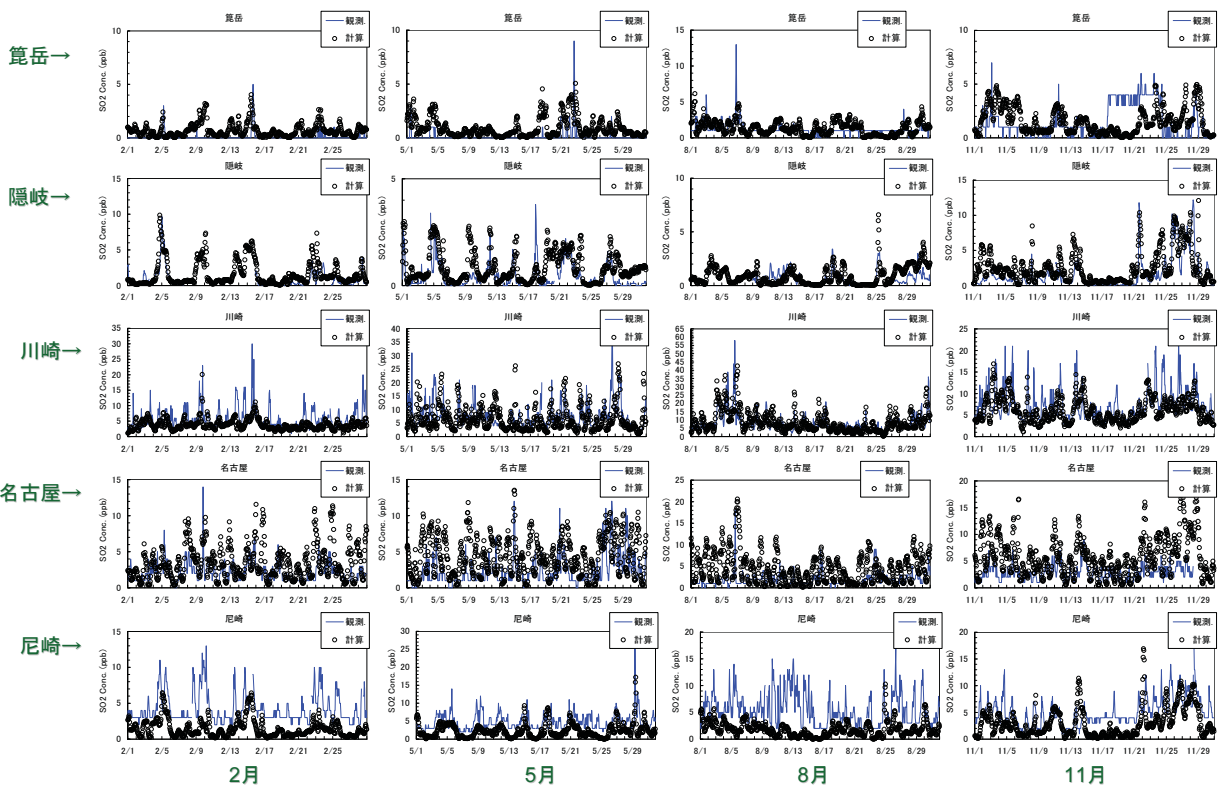


図 3.2-1 2005年2・5・8・11月を対象としたSO₂濃度の観測値とモデル計算値の比較

(2) NO₂

図 3.2-2に、2005年2・5・8・11月を対象としたNO₂濃度の観測値とモデル計算値の1時間値ベースによる比較を示す。また表 3.2-3には、1時間値より算出した年間及び各月におけるSO₂の年・月平均濃度をまとめた。

NO₂はO₃の生成において中心となる要因物質の1つであるが、大気中の化学反応や輸送過程により大気中の濃度が変動する。大気中における寿命も1日程度と短いため、その大気中における複雑な動態を精度良くシミュレートすることは容易ではない。本計算を見た場合、NO_x発生源が都市部よりも少ない遠隔地域に位置する箕岳及び隠岐では、濃度のモデル計算値は観測値と矛盾のないレベルであると考えられる。都市部に位置する測定局では、いずれの局でも明確な日内変動を再現できているものの、川崎及び尼崎ではモデル計算値が過小になり、名古屋では5月及び8月でモデル計算値が日中に大きく過大となる傾向を示した。高濃度の出現に係る再現性の確認は3.2.2節を参照されたい。

NO_x(NO₂+NO)は化石燃料の燃焼を主な発生源としており、都市域には自動車の排気ガスや火力発電所など、多種多様な発生源が存在する。それら発生源毎の排出パターンも様々であり、CMAQに限らず、領域規模の化学輸送モデルではそれら排出パターンをある程度平均化して扱う。そのため、個々の濃度上昇を同時に全て再現することは不可能である。

都市域でのNO₂濃度の再現性が遠隔地域よりも劣る要因の1つとして、日本計算領域を構成する20kmといった計算格子解像度が、都市大気汚染におけるNO_xの動態を1時間値ベースで解析するには粗すぎた、ということが示唆される。

なお、2005年8月5日頃に川崎で見られたNO₂の高濃度現象に対して、本節(5)でO₃とともに水平分布図から解析を行ったので、そちらも参照されたい。

表 3.2-3 1時間値より算出した年間及び各月におけるNO₂濃度の年・月平均濃度 (ppb)

	箕岳		隠岐		川崎		名古屋		尼崎	
	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算
年間	2.8 (98%)	4.0	1.6 (82%)	1.2	31.3 (99%)	22.6	18.1 (86%)	29.8	23.8 (99%)	15.7
2月	1.8 (99%)	3.8	1.4 (63%)	1.1	29.3 (99%)	19.6	21.8 (72%)	26.7	24.8 (99%)	14.1
5月	1.7 (99%)	3.1	1.8 (96%)	1.0	24.8 (99%)	20.8	14.9 (79%)	30.3	20.3 (99%)	14.1
8月	3.0 (99%)	3.9	1.3 (70%)	0.9	24.5 (99%)	26.1	12.2 (56%)	28.7	21.5 (99%)	12.2
11月	3.8 (82%)	4.7	2.0 (94%)	1.5	41.4 (99%)	24.1	20.1 (91%)	30.6	31.0 (99%)	19.2

※ 観測におけるカッコ内のパーセント値はデータの完全度を示す

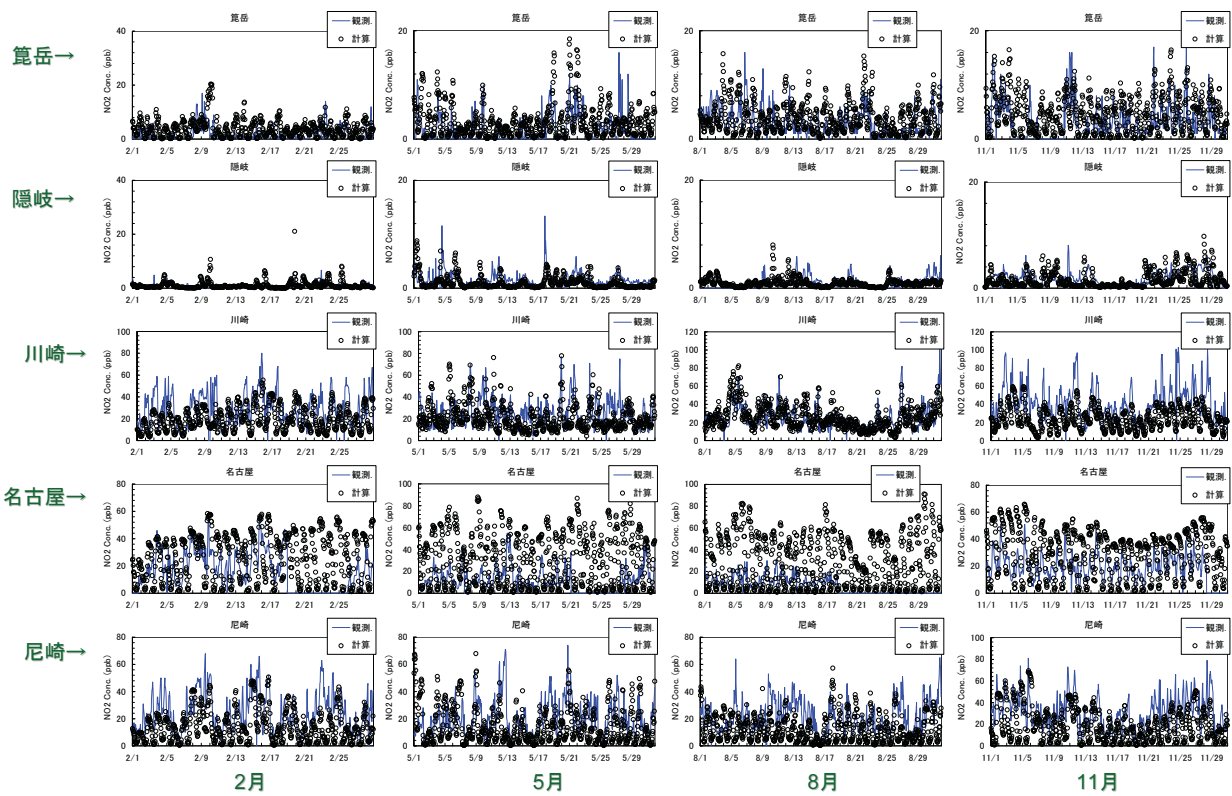


図 3.2-2 2005年2・5・8・11月を対象としたNO₂濃度の観測値とモデル計算値の比較

(3) PM_{2.5}

2005年時点において、PM_{2.5}の観測を実施していた観測地点は日本国内では僅かであり、ここで対象とした13箇所の測定地点の中では利尻、籠岳、隠岐、尼崎(2005年4月から観測開始)の4地点のみとなっている。そのため、PM_{2.5}の再現性確認はこれら地点に限って実施した。

図3.2-3に、2005年2・5・8・11月を対象としたPM_{2.5}濃度の観測値とモデル計算値の1時間値データによる比較を示す。なお、参考としてSPMの観測値も併せてプロットした。また表3.2-4には、1時間値より算出した年間及び各月におけるPM_{2.5}の年・月平均濃度をまとめた。これら平均値は全てモデル計算値が観測値を下回った。しかしながら、観測値が示すPM_{2.5}濃度の上昇・下降をモデルは多くの事象で再現でき、季節を通じて矛盾のない濃度レベルであったと考える。

また、SPMが高濃度時にPM_{2.5}が低濃度となっている事象が尼崎の8月後半、隠岐の2月後半・5月前半・11月前半、尼崎の8月中旬に観測されているが、同期間ではモデル計算値はPM_{2.5}と同様のトレンドを示した。同結果は、CMAQがSPMとPM_{2.5}の粒径の違いを概ね再現できたことの証明となる。

茶谷ら(2011)は、本事業でも使用したCMAQを用いて、2005年度を対象としたPM_{2.5}の再現性を報告した。同報告には16kmの計算格子解像度でシミュレートされた籠岳及び尼崎の再現性確認も含まれており、両地点ともにモデル計算値が観測値を通年で下回っていた。表3.2-4で示した本結果でも、全ての局における年平均値及び月平均値でモデル計算値が観測値を下回った。

茶谷ら(2011)の2005年4月～2006年3月における年度平均値では、「観測値－モデル計算値」は籠岳： $+4.5 \mu\text{g m}^{-3}$ 、尼崎： $+7.1 \mu\text{g m}^{-3}$ であった。他方、表3.2-4に示した本結果の年平均濃度では、「観測値－モデル計算値」は籠岳： $+2.3 \mu\text{g m}^{-3}$ 、尼崎： $+2.8 \mu\text{g m}^{-3}$ であった。茶谷ら(2011)の結果とは平均期間及び計算格子解像度が異なっているものの、年平均値で比較すれば本結果は茶谷ら(2011)と同程度の再現性を有すると考えられた。

茶谷ら(2011): 3次元大気シミュレーションによる2005年度日本三大都市圏PM_{2.5}濃度に対する国内発生源・越境輸送の感度解析, 大気環境学会誌, 46巻 第2号, pp101-110.

表 3.2-4 1時間値より算出した年間及び各月におけるPM_{2.5}濃度の年・月平均濃度 (μg m⁻³)

	筥岳		隠岐		尼崎	
	観測	計算	観測	計算	観測	計算
年間	12.2 86%	9.9	15.3 89%	11.0	22.8 100%	20.0
2月	7.9 100%	5.7	11.8 68%	9.9	No Data -	-
5月	9.5 100%	7.5	15.2 99%	13.2	20.9 100%	20.5
8月	20.2 82%	11.4	19.1 100%	10.1	24.7 100%	15.1
11月	13.0 100%	12.1	17.3 94%	11.0	25.7 100%	23.7

※ 観測におけるカッコ内のパーセント値はデータの完全度を示す

※ 尼崎の年間観測・計算ともに2005年4月～12月における年平均値及び完全度である

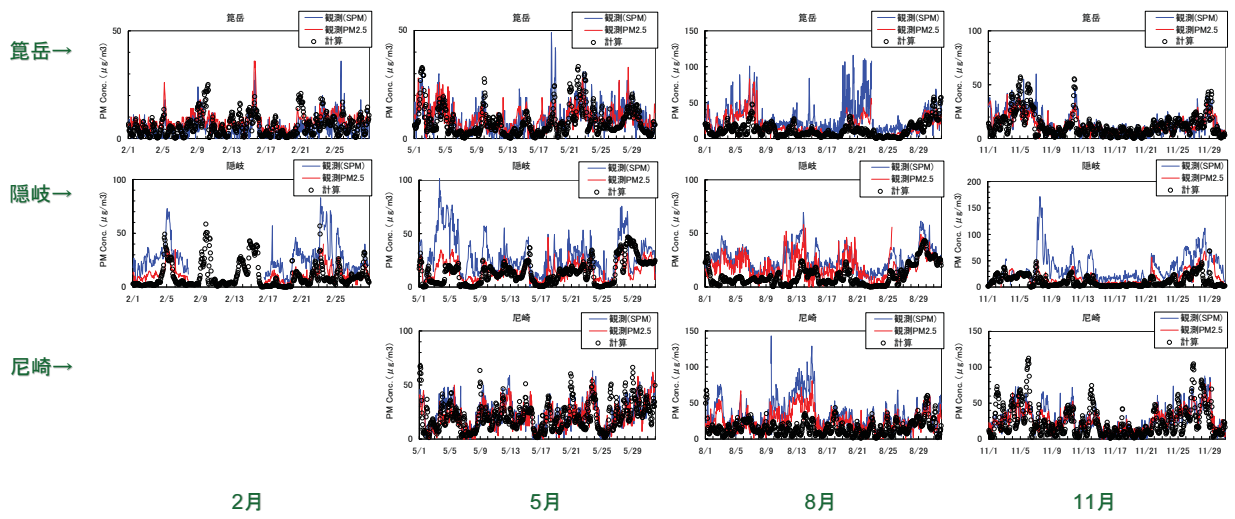


図 3.2-3 2005年2・5・8・11月を対象としたPM_{2.5}濃度の観測値とモデル計算値の比較
 (SPM 観測値も参考としてプロットした。また、尼崎は2005年4月より観測が開始された)

先述の通り、PM_{2.5}は様々な成分で構成されており、例えば燃焼起源で自動車・船舶などから直接排出される元素状炭素 (EC: Elemental Carbon) や有機物に由来する有機炭素 (OC: Organic Carbon)、ガス状であった物質が大気中での光化学反応等により粒子化する硫酸塩・硝酸塩・アンモニウム塩などの2次粒子などが代表的である。そのため、PM_{2.5}の再現性確認では、重量濃度に加えて成分濃度の再現性にも着目しなければならない。

ここでは、EANETにおいて開口型フィルターパック法により測定された全粒子の成分濃度を対照にして、PM_{2.5}濃度の再現性を確認した。全粒子は大気中に浮遊する全ての粒子を意味しており、PM_{2.5}に限らず更に大きな粒径を持つ粒子も含まれる。粗大粒子は主として機械的な力により分散した土壌粒子や海塩粒子など自然起源の一次粒子からなる。他方、PM_{2.5}に代表される微小粒子は燃焼過程 (自動車排ガス・ボイラー・焼却炉など) などの人為起源による一次粒子と、大気中でガスが粒子化してできる二次粒子からなり、硫酸塩、硝酸塩、アンモニウム塩は二次粒子の主たる成分である (笠原, 2002)。

そこで、ここでは PM_{2.5} 濃度の再現性確認を行うに当たり、開口型フィルターパック法により測定された非海塩起源の硫酸塩、硝酸塩及びアンモニウム塩がすべて大気中で生成された二次粒子であると想定し、同成分についてモデル計算値との比較を行った。

EANETにおける開口型フィルターパック法のサンプリング期間は2週間となっている。同データは月平均値として環境省の Web (<http://www.env.go.jp/air/acidrain/index.html>) で公開されている。図 3.2-4に、隠岐を対象とした同月平均データ及びモデル計算値の月平均値の比較結果を示す。

硫酸塩・アンモニウム塩の観測値は夏季に上昇する傾向を示しており、それらのモデル計算値も同程度の濃度レベルを持って同様の季節変動を示した。この夏季の濃度上昇は、(i) SO₂ と OH ラジカルとの酸化反応 (光化学反応) によって亜硫酸 (H₂SO₃) や硫酸 (H₂SO₄) が生成されること、(ii) 硫酸アンモニウムの蒸気圧は低いいため夏季にも揮発しないこと、(iii) 夏季のアンモニアガス発生量の増加に伴って硫酸アンモニウムがより多く生成されること、に起因したものと考えた。

他方、硝酸塩の観測値は夏季に下降する傾向を示しており、モデル計算値も同様の季節変動を示したものの、その濃度レベルは冬季に過大となる結果となった。この夏季の濃度下降は、硝酸アンモニウムが高温下では揮発して再びガス化することに起因する。なお、硝酸アンモニウムは開口型フィルターパック法のサンプリング期間中にも揮発するため、その観測値は実際の硝酸アンモニウムの濃度を過小評価したものとなる。図 3.2-4を見た場合、冬季には硝酸塩・アンモニウム塩ともにその観測値がモデル計算値を比較的大きく下回っていることがわかる。これには、観測側が持つ「硝酸アンモニウムの揮発」という不確実性も含まれていることに留意する必要がある。ただし、モデル側と観測側の不確実性の配分を明らかにすることはできない。

茶谷 三紀夫 (2002): 粒子状大気汚染の現状と今後の過大, 大気環境学会誌, 37 巻 第 2 号, pp96-107.

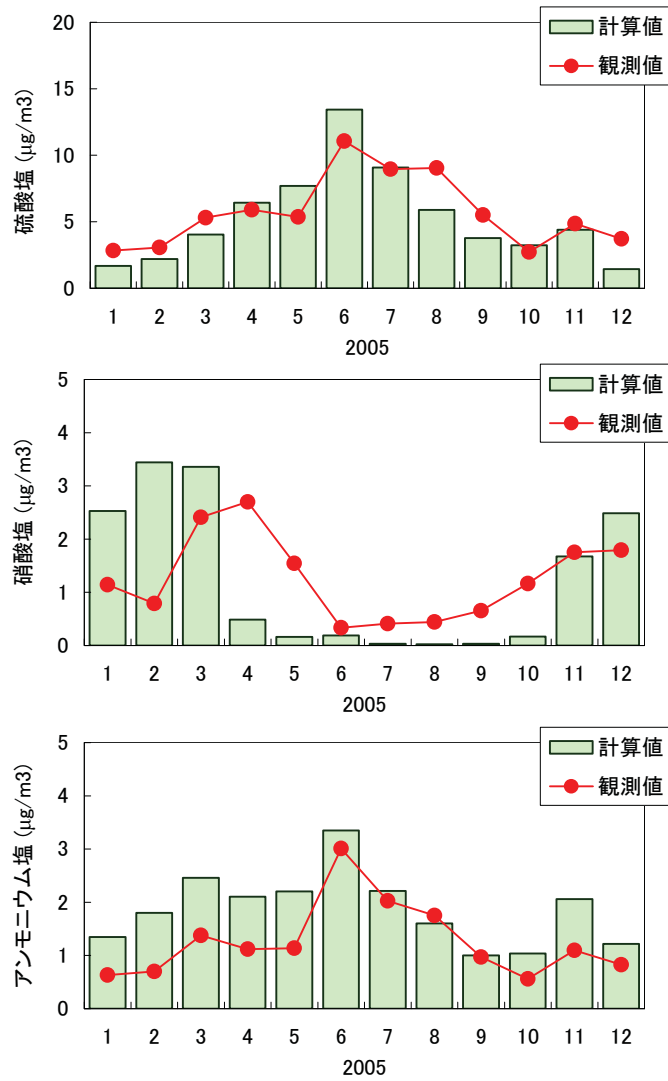


図 3.2-4 隠岐を対象とした 2005 年における硫酸塩・硝酸塩・アンモニウム塩の
月平均濃度の比較

(4) 光化学オキシダント

わが国における大気汚染常時監視システムにはオキシダント (Ox) とオゾン (O₃) の濃度測定が混在している状況にある。他方、CMAQ は Ox を出力することはできない。Ox とは O₃、ペルオキシアセチルナイトレート (PAN、RC(O)O₂NO₂)、アルデヒド (RCHO) 類の総和を意味するが、Ox の大部分が O₃ であることが知られている。そのため、ここでは観測された Ox 濃度を O₃ 濃度と相違ないものと想定し、そのままモデル計算値との比較に利用した。

O₃ は、NO_x との反応によって生成・消滅を繰り返す。NO_x の大部分は NO として排出され、NO は速やかに O₃ によって酸化され NO₂ になる。そのため、発生源近傍では O₃ は消費 (濃度減)、NO₂ が生成 (濃度増) という関係にある。したがって、NO_x 排出規制で NO が削減された場合には O₃ が消費されないため、排出源近傍では NO_x 規制前よりも O₃ 濃度が上昇するという現象が生じることになる。このように複雑で敏感なプロセスを含む現象についてシミュレーションと実測値との比較を行う場合には、O₃ 濃度そのものよりは、NO による O₃ の消失分を補正した保存量であるポテンシャルオゾン (PO) を指標とすることも有効となる。ただし、実際に環境影響を及ぼすのは O₃ であり、注意報や警報の発令レベルも PO 濃度ではなく O₃ 濃度に対するものなので、その点には十分留意して評価する必要がある。PO は下記式より算出した；

$$[PO] = [O_3] + [NO_2] - 0.1 \times [NO_x] \quad \text{数式 3.2-1}$$

図 3.2-5 及び図 3.2-6 に、2005 年 2・5・8・11 月を対象とした O₃ 及び PO 濃度の観測値とモデル計算値の 1 時間値ベースによる比較を示す。また表 3.2-5 及び表 3.2-6 には、1 時間値より算出した年間及び各月における O₃ 及び PO の年・月平均濃度をまとめた。

遠隔地域に位置する箕岳及び隠岐における O₃ 観測値には大きな日内変動はみられない。これは、遠隔地域では NO_x 発生源が比較的少ないため、O₃ の生成・消滅反応が顕著ではなく、その濃度は概ねバックグラウンド濃度に依存するためである。8 月の箕岳では長期にわたってモデル計算値が観測値を上回ったが、その両者の差異は概ねオキシダントの環境基準値である 60 ppb 以下での差異であった。また、地方計算領域の選定が ECA 設定の必要性を直ちに決定付けるものではない点に留意すれば、モデル計算値が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という判断につながる。

遠隔地域における O₃ 濃度の上昇は都市部や国外からの長距離輸送に概ね起因するが、観測値で見られた O₃ 濃度の上昇・下降をモデルは多くの場合で再現でき、季節を通じて矛盾のない濃度レベルであったと考える。なお、遠隔地域では NO_x 発生源が少なく、その濃度レベルも低いため、数式 3.2-1 で計算される PO と O₃ との間ではその濃度レベルや変動に大きな差は出現しなかった。

NO_x 発生源が多い都市域に位置する川崎、名古屋、尼崎では、O₃ 濃度の観測値に 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が確認できた。いずれの地点においても、日中に観測された O₃ の高濃度をモデル計算値は矛盾なく再現したと考える。他方、夜間に観測された O₃ の低濃度を見た場合、モデル計算値が観測値のように下降しない事象が幾つか確認できた。これは、夜間の接地境界層が精度良くシミュレートできておらず、地表との接触で O₃ が消滅する現象を本モデルが再現できないことが原因のひとつと考えられる。都市における接地境界層の再現にはより詳細な解像度をもつシミュレーションモデルの構築が要求される。ここでの日本計算領域が持つ解像度は、この夜間の低濃度再現に対して不十分であったと考えられる。ただし、O₃ の植生影響（8章参照）では、光合成が活発化する日中が評価の対象となるため、日中の O₃ 濃度の再現性が確認できたことは、ここでの大気質シミュレーションモデルの結果はその植生影響の評価に対して適用可能と判断できる材料となる。

都市域における PO 濃度は、NO による O₃ の消失分が補正されたため、観測値・モデル計算値ともに O₃ 濃度よりも日中・夜間の濃度差が縮小した。

PO 濃度のモデル計算値は、日中に観測された PO 濃度を矛盾のない濃度レベルで再現した。11月の名古屋では、夜間の低濃度において PO 濃度のモデル計算値が観測値を上回る傾向を示した。しかしながら、この両者の差異はオキシダントの環境基準値である 60 ppb 以下での差異であった。

表 3.2-5 1時間値より算出した年間及び各月における O₃ 濃度の年・月平均濃度 (ppb)

	篔岳		隠岐		川崎		名古屋		尼崎	
	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算
年間	34.1 (99%)	43.3	45.2 (83%)	53.5	23.6 (93%)	33.1	27.5 (97%)	24.8	26.7 (94%)	37.8
2月	38.2 (99%)	34.3	42.8 (65%)	40.4	26.4 (94%)	22.9	22.4 (99%)	16.2	25.9 (94%)	27.7
5月	40.2 (99%)	50.6	54.8 (96%)	72.5	34.0 (91%)	45.1	44.0 (99%)	38.1	40.9 (94%)	55.9
8月	25.9 (99%)	53.3	39.9 (70%)	62.8	25.6 (95%)	44.8	28.7 (99%)	33.1	21.9 (95%)	45.3
11月	33.1 (99%)	34.1	43.5 (96%)	39.5	14.0 (94%)	21.3	14.3 (91%)	13.5	15.7 (94%)	23.9

※ 観測におけるカッコ内のパーセント値はデータの完全度を示す

表 3.2-6 1時間値より算出した年間及び各月における PO 濃度の年・月平均濃度 (ppb)

	篔岳		隠岐		川崎		名古屋		尼崎	
	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算
年間	36.4 (81%)	46.8	47.2 (80%)	54.5	50.0 (93%)	53.1	43.0 (84%)	50.4	47.0 (94%)	51.7
2月	39.2 (64%)	37.7	44.1 (63%)	41.4	51.2 (94%)	40.3	39.4 (72%)	38.7	46.6 (94%)	40.2
5月	42.3 (53%)	53.4	56.5 (96%)	73.4	55.7 (91%)	63.5	55.7 (79%)	64.9	58.8 (94%)	68.5
8月	28.3 (88%)	56.7	41.8 (61%)	63.6	46.8 (94%)	68.0	41.7 (56%)	58.2	40.4 (95%)	56.2
11月	35.7 (81%)	38.3	45.4 (94%)	40.8	47.5 (94%)	42.6	30.6 (90%)	39.1	41.2 (93%)	40.8

※ 観測におけるカッコ内のパーセント値はデータの完全度を示す

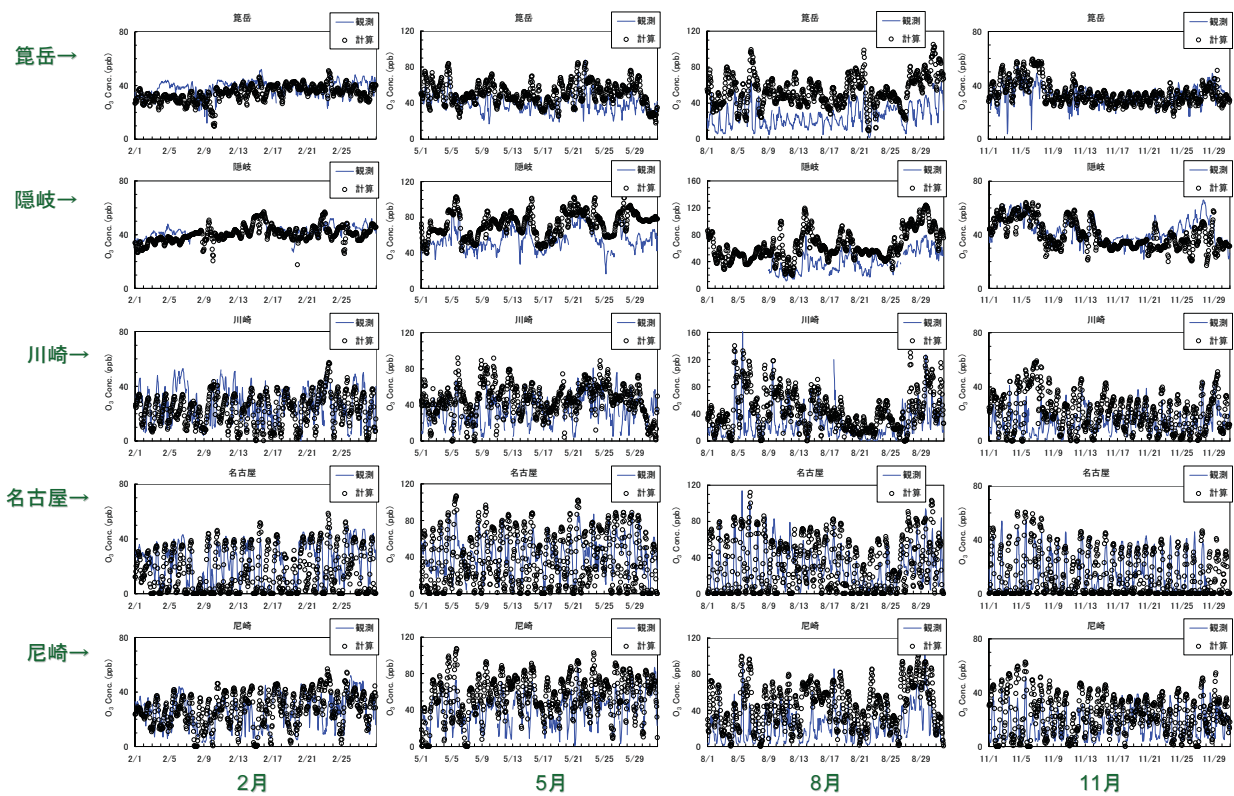


図 3.2-5 2005年2・5・8・11月を対象としたO₃濃度の観測値とモデル計算値の比較

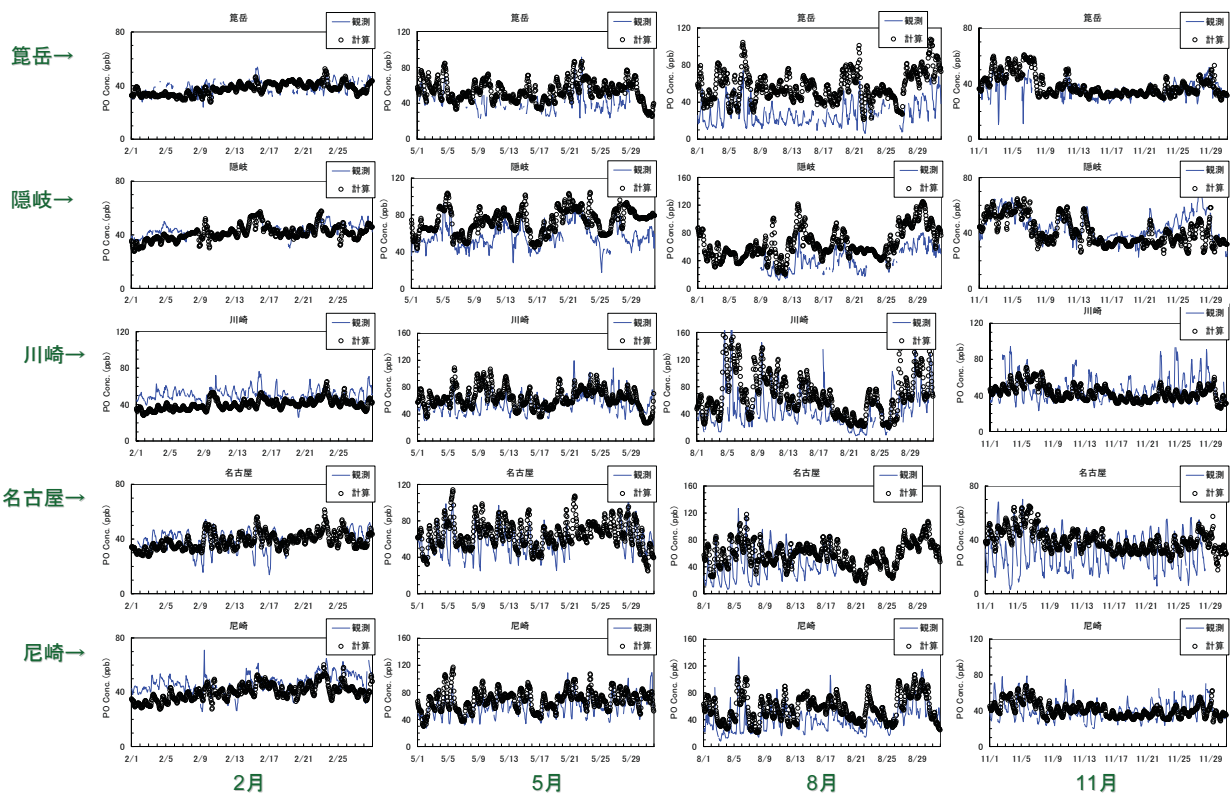


図 3.2-6 2005年2・5・8・11月を対象としたPO濃度の観測値とモデル計算値の比較

(5) 高濃度現象の事例解析

川崎では、8月4日から7日にかけて高濃度のSO₂、NO₂、O₃が観測された。本シミュレーションモデルもこの高濃度現象の一部を再現できたことから、その物質輸送に係る再現性を水平分布図から解析した。

図 3.2-7に、同期間におけるSO₂、NO₂、O₃濃度の観測値及びモデル計算値を示す。川崎のSO₂濃度のモデル計算値は、8月6日の高濃度は観測値よりも遅れて出現したが、8月4～5日と8月6日の濃度レベルは大きく異なっていることから、両者は異なったタイプの高濃度事象であったことが示唆される。NO₂濃度のモデル計算値は、SO₂と同様に8月4日及び5日の日中に高濃度となったものの、8月6日の夜間にはSO₂で見られた高濃度は出現しなかった。O₃濃度のモデル計算値は、8月4～6日の昼過ぎに高濃度となっているが、8月6日未明からの高濃度は観測値では出現しておらず、シミュレーションモデルがO₃濃度を過大に評価したため、ここでの事例解析の対象から除外した。

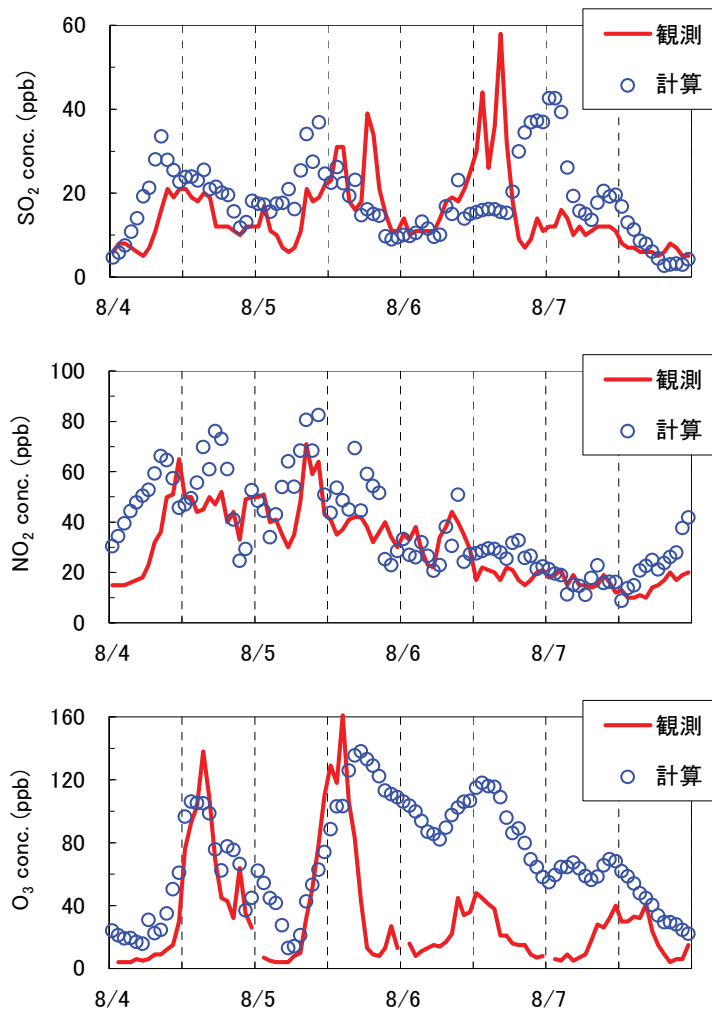


図 3.2-7 2005年8月4～7日における川崎でのSO₂・NO₂・O₃濃度のモデル計算値 (ppb)

図 3.2-8に、2005年8月4日～7日のモデル計算におけるSO₂濃度の水平分布図を示す。8月4日及び5日の日中には、東京湾を中心としてSO₂の高濃度領域が広がっていることが見て取れる。また、SO₂濃度の水平分布は船舶からのSO₂排出量の空間分布と似たパターンを示したことから、8月4日及び5日の日中に川崎で観測されたSO₂の高濃度現象には、船舶からのSO₂排出量の寄与が示唆される。他方、8月6日における水平分布図では、関東地方に対して南方から高濃度SO₂が輸送された様子が確認できた。同現象は三宅島御山からの火山起源のSO₂輸送であり、本シミュレーションモデルはこの高濃度SO₂の物質輸送を精度良く再現した。

図 3.2-9に、2005年8月4日～6日のモデル計算におけるNO₂濃度の水平分布図を示す。NO₂濃度は東京、名古屋、大阪といったNO_x排出量の多い都市部で日中に高濃度となり、夜間にかけて広く分布するといった傾向を示した。これは、夜間は紫外線によるNO₂の光分解が存在しないため、NO₂は消滅せずに夜間の間は広範囲に拡散した現象を再現したものである。8月4日及び5日にかけて川崎で観測されたNO₂の高濃度は、首都圏に存在する様々なNO_x発生源が原因と考えられる。

図 3.2-10に、2005年8月4日～6日のモデル計算におけるO₃濃度の水平分布図を示す。O₃濃度のピークは、その前駆物質であるNO₂がピークを示す時間帯から遅れて出現する。水平分布でも、8月4日及び5日ともに15時の水平分布図でO₃が高濃度となった。O₃は都市部沿岸から海上にかけて高濃度となる分布を示した。陸上ではO₃と反応するNOの排出源が海上よりも多く、また地表との接触でO₃が消滅するため、海上との間でこのような濃度差が現れたと考えられる。

2005年8月4日～6日に川崎で観測されたSO₂、NO₂、O₃の高濃度現象は特異なものである。この高濃度現象を引き起こす原因について考察する。図 3.2-11に、2005年8月1～6日の東京管区気象台における気象要素の観測値とモデル計算値を示す。各気象要素の観測データを見た場合、8月4～5日の期間、東京では日中の海面気圧が高く、気温が比較的高い状況であったことがわかる。また、風も穏やかであり、太平洋高気圧による南からの清浄な気団の流入も少なかったと考えられる。これら気象要素の観測値を本気象シミュレーションも矛盾なく再現している。このような気象条件下では、日中に首都圏で排出されたSO₂及びNO_x濃度に対する拡散効果は比較的弱かったと考えられ、結果、川崎で特異なSO₂及びNO₂の高濃度現象がまず発生したと考えられる。続いて、その高気圧かつ高気温の条件下では、高濃度となったNO₂を前駆物質として高濃度のO₃が光化学反応によって生成される。つまり、この高濃度現象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ものと考えられる。

なお、日本計算領域ではその20 kmという粗い格子解像度のため、高濃度の程度及びその分布を詳細に把握することができない。5章ではこれと同じ高濃度現象を、5 kmの格子解像度を持つ地方計算領域で解析し、その高濃度の程度及び分布を把握したのでそちらも参照されたい。

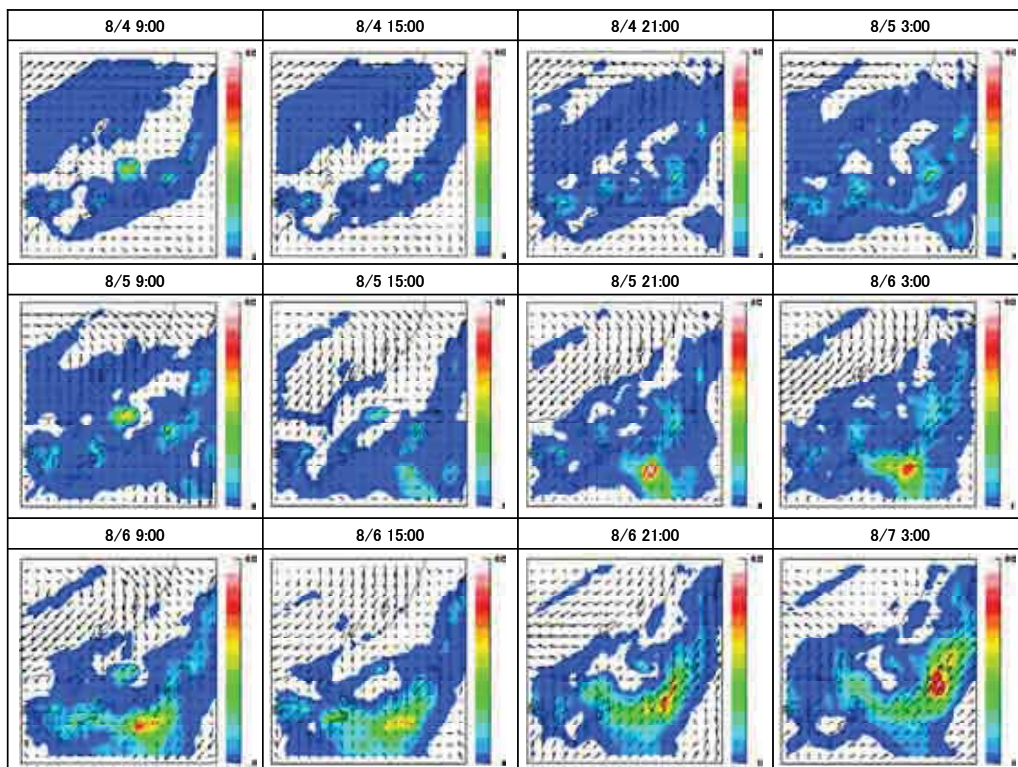


図 3.2-8 2005 年 8 月 4 日～7 日の日本計算領域における SO₂ 濃度の水平分布図 (ppb)

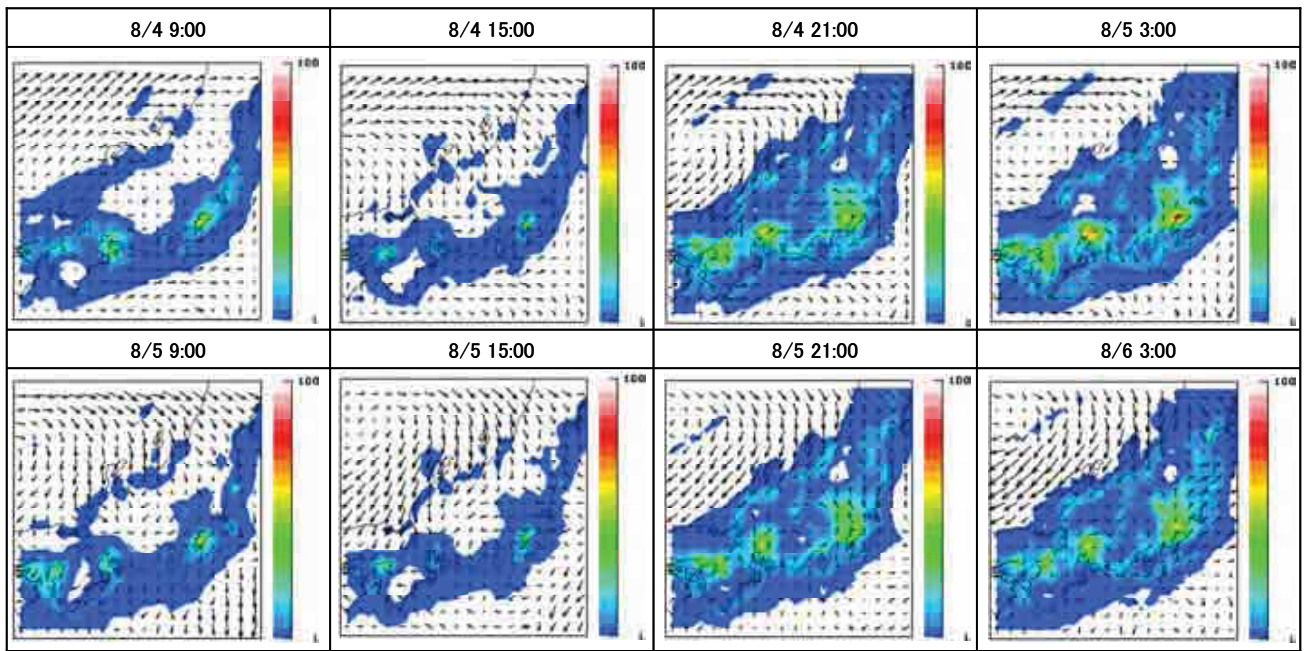


図 3.2-9 2005 年 8 月 4 日～6 日の日本計算領域における NO₂ 濃度の水平分布図 (ppb)

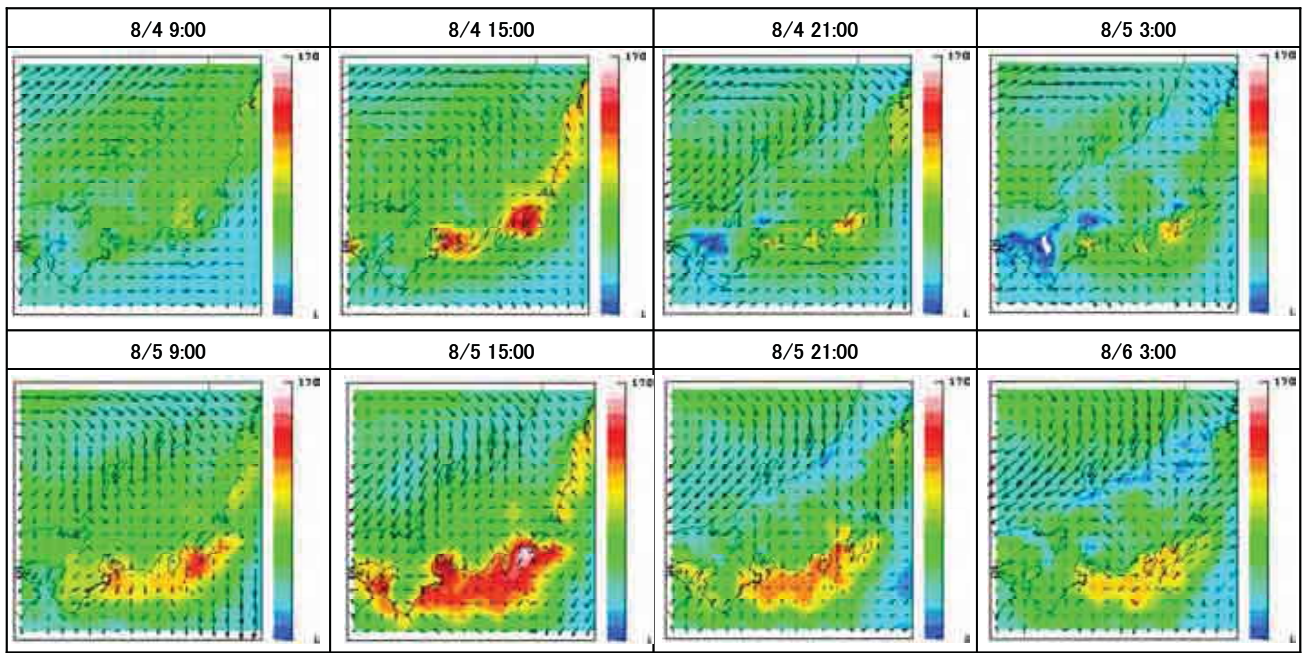


図 3.2-10 2005年8月4日～6日の日本計算領域におけるO₃濃度の水平分布図 (ppb)

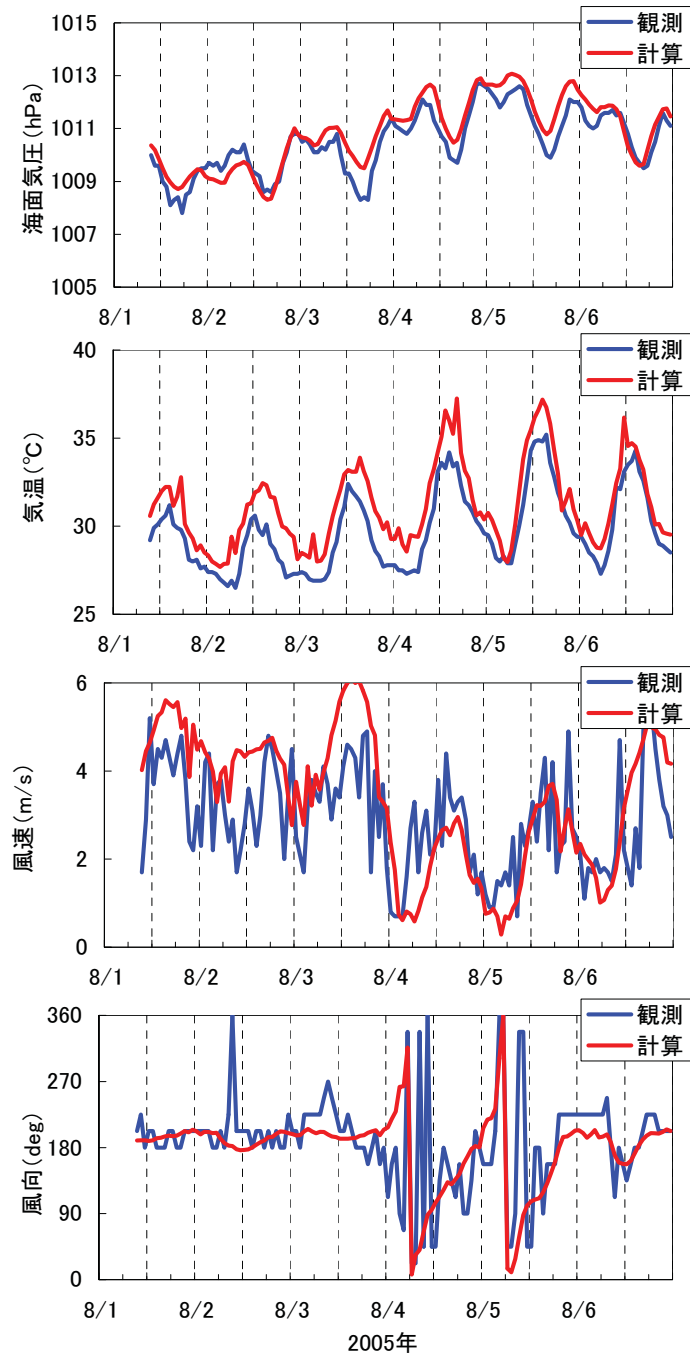


図 3.2-11 2005年8月1～6日の東京管区気象台における気象要素の

観測値とモデル計算値の比較

3.2.2 高パーセンタイル区間における比較

一般的に、大気汚染防止に対する発生源対策は、大気環境に係る基準値もしくは指標値を超過するような高濃度現象に対して講じるものである。そのため、大気質シミュレーションモデルの再現性も、このような高濃度に着目して確認されなければならない。

日本の大気環境基準値を表 3.2-7にまとめる。この大気環境基準値による大気汚染の状況の評価には「長期的評価」と「短期的評価」がある。「長期的評価」は、年間の日平均値を低い値から並べて98%目 (SO₂は98パーセンタイル値、NO₂・CO・SPMは2%除外値とよばれる) に該当する日平均値 (365個の日平均値がある場合は358番目) を大気環境基準値と比較する評価手法である。「短期的評価」は、1時間値、日平均値、8時間平均値を大気環境基準値と比較する評価手法である。

本節では、濃度の高パーセンタイル区間に対して、これら環境基準値及びその評価方法を指標にした予測精度の確認を行った。

表 3.2-7 わが国の大気汚染に係る環境基準

	1時間値	日平均値	年平均値	8時間平均値
SO ₂	≦ 100 ppb	≦ 40 ppb		
NO ₂		≦ 40~60 ppb		
CO		≦ 10 ppm		≦ 20 ppm
Ox	≦ 60 ppb			
SPM	≦ 200 μg m ⁻³	≦ 100 μg m ⁻³		
PM _{2.5}		≦ 35 μg m ⁻³	≦ 15 μg m ⁻³	

再現性確認の対象としたSO₂、NO₂、PM_{2.5}、O₃の中で、1時間値に対して大気環境基準が設定されているものはSO₂とO₃ (正確にはOxに対する基準) の2つである。このうち、SO₂に対する1時間値の同基準値：100 ppbは、本シミュレーションの検証対象とした観測地点では2005年において一度も観測されていない。そのため、高パーセンタイル区間における予測精度の確認は、SO₂、NO₂、PM_{2.5}は日平均値をベースとして、O₃及びPOは1時間値をベースとして実施した。

(1) SO₂ (日平均値)

図 3.2-12に、高パーセンタイル区間 (90 パーセンタイル以上) における日平均 SO₂ 濃度の観測値及びモデル計算値の比較を示す。また、観測側のパーセンタイル幅に対する参考として、各地点における有効測定日数 (1 日の測定時間が 20 時間以上となった日数) もまとめた。

いずれの地点においても、観測値の 98 パーセンタイル値が日本の SO₂ 濃度の日平均値に対する大気環境基準値 : 40 ppb を下回っていることより、これら観測地点は「長期的評価」に適合したことになる。モデル計算値においても同様の結果となっていることから、「長期的評価」の適合に関しては観測値と同様の結果を示したことになる。

WHO (2005) では、SO₂ 濃度の日平均値に対してより厳しい指標値を設定しており、その値は 20 µg m⁻³ (気温 20 度で約 7.5 ppb) となっている。この 7.5 ppb を基準として 98 パーセンタイル値を見た場合、遠隔地域に位置する箕岳及び隠岐では観測値・モデル計算値ともに「長期的評価」に適合という結果を示したことになる。他方、都市部に位置する観測地点では、川崎では両者とも 7.5 ppb 以上に、名古屋ではモデル計算値のみ 7.5 ppb 以上に、尼崎では逆に観測値のみ 7.5 ppb 以上になる結果となった。

WHO の指標値 : 7.5 ppb を基準にして地方選定領域の選定を行うとした場合、名古屋で見られたような、モデル計算値が 7.5 ppb 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という判断が可能となる。他方、尼崎で見られたような、モデル計算値が 7.5 ppb を跨いで観測値よりも過小である場合、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。この場合、モデル計算値が過小であることを考慮しつつ、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と判断される。

WHO (2005): WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide (Global Update 2005)

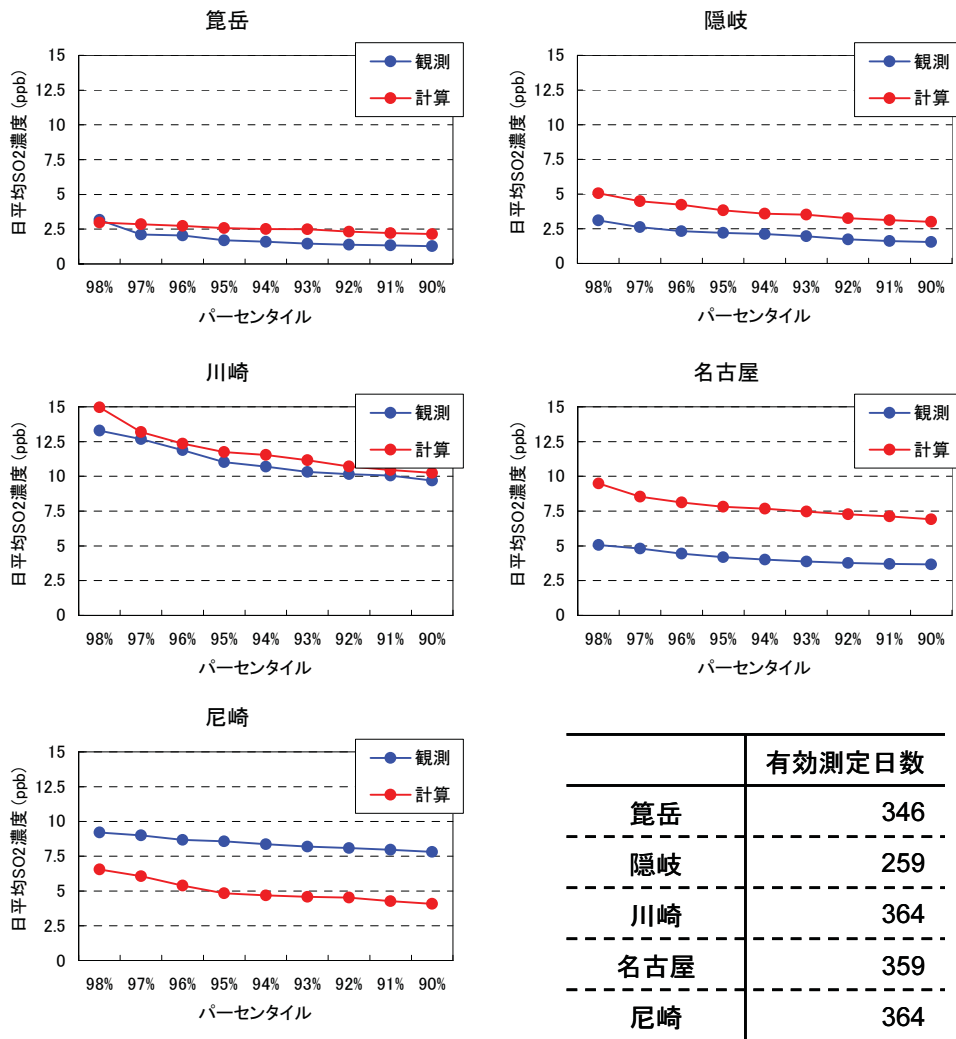


図 3.2-12 高パーセンタイル区間における日平均 SO₂ 濃度の観測値及びモデル計算値の比較
 (有効測定日数：1日の測定時間が20時間以上となった日数)

(2) NO₂ (日平均値)

図 3.2-13に、高パーセンタイル区間 (90 パーセンタイル以上) における日平均 NO₂ 濃度の観測値及びモデル計算値の比較を示す。また、観測側のパーセンタイル幅に対する参考として、各地点における有効測定日数 (1 日の測定時間が 20 時間以上となった日数) もまとめた。

遠隔地域に位置する箕岳・隠岐では、観測値・モデル計算値ともに 98 パーセンタイル値が日本の NO₂ 濃度の日平均値に対する大気環境基準値：40～60 ppb を下回っていることより、両結果とも矛盾なく「長期的評価」に適合という結果を示したことになる。

都市部に位置する観測地点では、40 ppb を基準にした場合、川崎では両者とも 40 ppb 以上に、名古屋ではモデル計算値のみ 40 ppb 以上に、尼崎では逆にモデル観測値のみ 40 ppb 以上になる結果となった。同状況は SO₂ 濃度の日平均値に対して WHO の指針値を適用した場合と同様であった。

名古屋で見られたような、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保守的に行うという判断が可能となる。他方、尼崎で見られたような、モデル計算値が観測値よりも過小である場合には、モデル計算値が過小であることを考慮しつつ、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と判断される。

なお、WHO では NO₂ の日平均値に対する指針値は設けられていない。

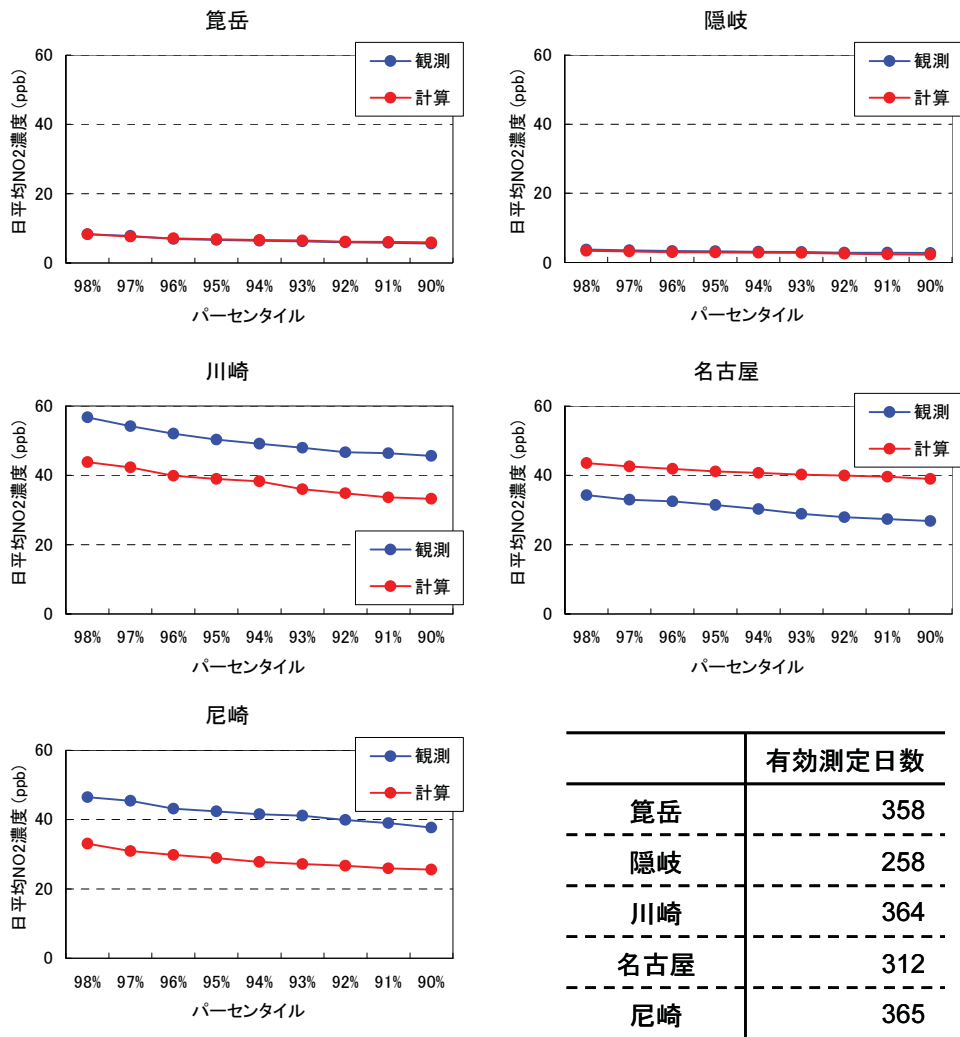


図 3.2-13 高パーセンタイル区間における日平均 NO₂ 濃度の観測値及びモデル計算値の比較
 (有効測定日数：1日の測定時間が20時間以上となった日数)

(3) PM_{2.5} (日平均値)

図 3.2-14に、高パーセンタイル区間 (90 パーセンタイル以上) における日平均 PM_{2.5} 濃度の観測値及びモデル計算値の比較を示す。また、観測側のパーセンタイル幅に対する参考として、各地点における有効測定日数 (1 日の測定時間が 20 時間以上となった日数) もまとめた。

90 パーセンタイル以上の高濃度範囲で見た場合、PM_{2.5} のモデル計算値は観測値とほぼ同レベルで推移した。98 パーセンタイル値を見た場合、尼崎は観測値・モデル計算値ともに日本の PM_{2.5} 濃度の日平均値に対する大気環境基準値 : 35 $\mu\text{g m}^{-3}$ を上回った。

WHO (2005) では、PM_{2.5} 濃度の日平均値に対してより厳しい指標値を設定しており、その値は 25 $\mu\text{g m}^{-3}$ となっている。この 25 $\mu\text{g m}^{-3}$ を基準として 98 パーセンタイル値を見た場合、全ての地点がその値を上回る結果となった。よって、WHO の指標値 : 25 $\mu\text{g m}^{-3}$ を基準にして地方選定領域の選定を行うとした場合、モデル計算値は観測値よりも過大であるため、地域計算領域の選定を保守的に行うという判断が可能となる。

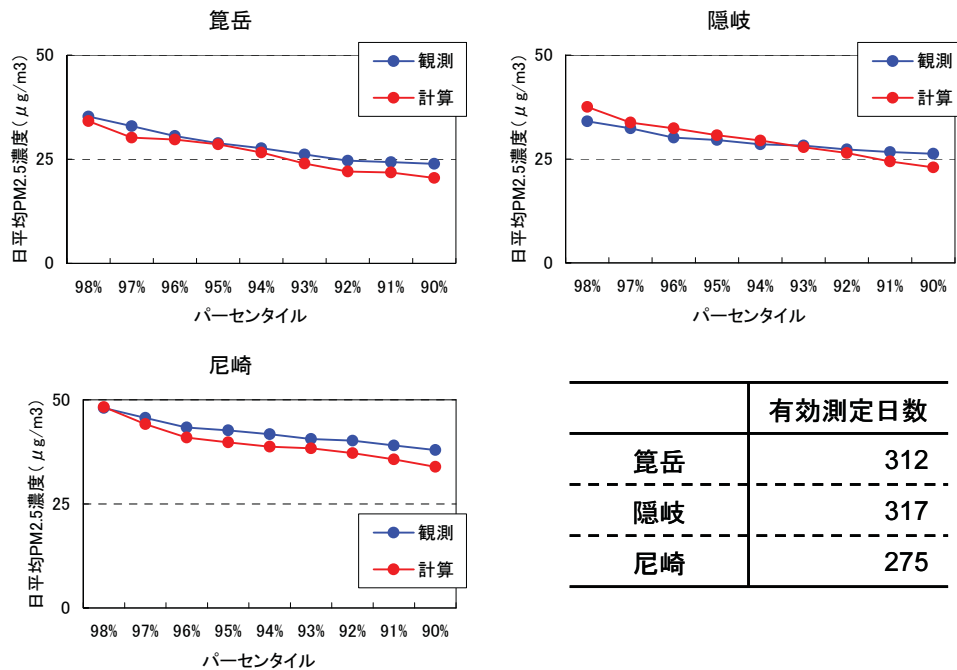


図 3.2-14 高パーセンタイル区間における日平均 PM_{2.5} 濃度の観測値及びモデル計算値の比較

(有効測定日数 : 1 日の測定時間が 20 時間以上となった日数)

(4) 光化学オキシダント（時間値）

図 3.2-15及び図 3.2-16に、高パーセンタイル区間（90 パーセンタイル以上）における O₃ 濃度及び PO 濃度の観測値及びモデル計算値の 1 時間値での比較を示す。また、観測側のパーセンタイル幅に対する参考として、各地点における有効測定時間数（6000 時間以上でその年は有効となる）もまとめた。90 パーセンタイル以上の高濃度範囲で見た場合、O₃ 及び PO のモデル計算値は観測値を上回る結果となった。モデル計算値は観測値よりも過大であるため、地域計算領域の選定を保守的に行うという判断が可能となる。

「短期的評価」は、光化学オキシダント（O₃ もしくは Ox）濃度の 1 時間値を大気環境基準値：60 ppb と比較して判断され、年に 1 時間でも 60 ppb を越えれば環境基準未達成とされる。わが国における光化学オキシダントの環境基準達成率は著しく低い。例えば平成 17 年度（2005 年度）の光化学オキシダントの測定局数：1,184 局（一般局：1,157 局、自排局：27 局）のうち、「短期的評価」に適合した局は一般局では 3 局（0.3 %）、自排局では 0 局（0 %）のみであった。そのため、60 ppb という濃度は、ECA 設定の必要性を議論するための地域計算領域の選定における指標には低すぎるものであり、適さないと考える。

光化学オキシダントには 60 ppb という大気環境基準値のほかに、オキシダント注意報が発令となる 120 ppb、オキシダント警報が発令となる 240 ppb という指標が設けられている。表 3.2-8に、2005 年 1-12 月において O₃・PO 濃度の観測値及びモデル計算値が 120 ppb 以上となった時間数をまとめた。なお、240 ppb を超える Ox・O₃ 濃度は観測されなかった。

隠岐では、120 ppb 以上となった O₃・PO 濃度のモデル計算値がそれぞれ 38 時間・43 時間と、観測値でのゼロ時間を大きく上回った。ただし、隠岐では O₃ 濃度の観測が 2005 年 7 月 20 日～8 月 4 日の長期間で欠測となっており、同期間中は O₃ 濃度のモデル計算値が 120 ppb 以上となった時間数は 20 時間に及んだため、直接的な比較は難しい。また、川崎での PO 濃度の時間数にも大きな乖離が確認できた。これは、川崎の PO 濃度の高濃度現象をモデルが過大に評価したことを意味するが、地域計算領域の選定については保守的に行うという判断が可能となる。他方、名古屋では O₃・PO 濃度ともにモデル計算値が観測値を下回ったため、モデル計算値が過小であることを考慮しつつ、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。

表 3.2-8 2005 年 1-12 月において O₃ 濃度及び PO 濃度が 120 ppb 以上となった時間数

	O ₃ 濃度が 120ppb 以上の時間数 (h)		PO 濃度が 120ppb 以上の時間数 (h)	
	観測値	モデル計算値	観測値	モデル計算値
籠岳	0	0	0	0
隠岐	0	38	0	43
川崎	11	20	43	134
名古屋	3	0	11	1
尼崎	1	5	12	13

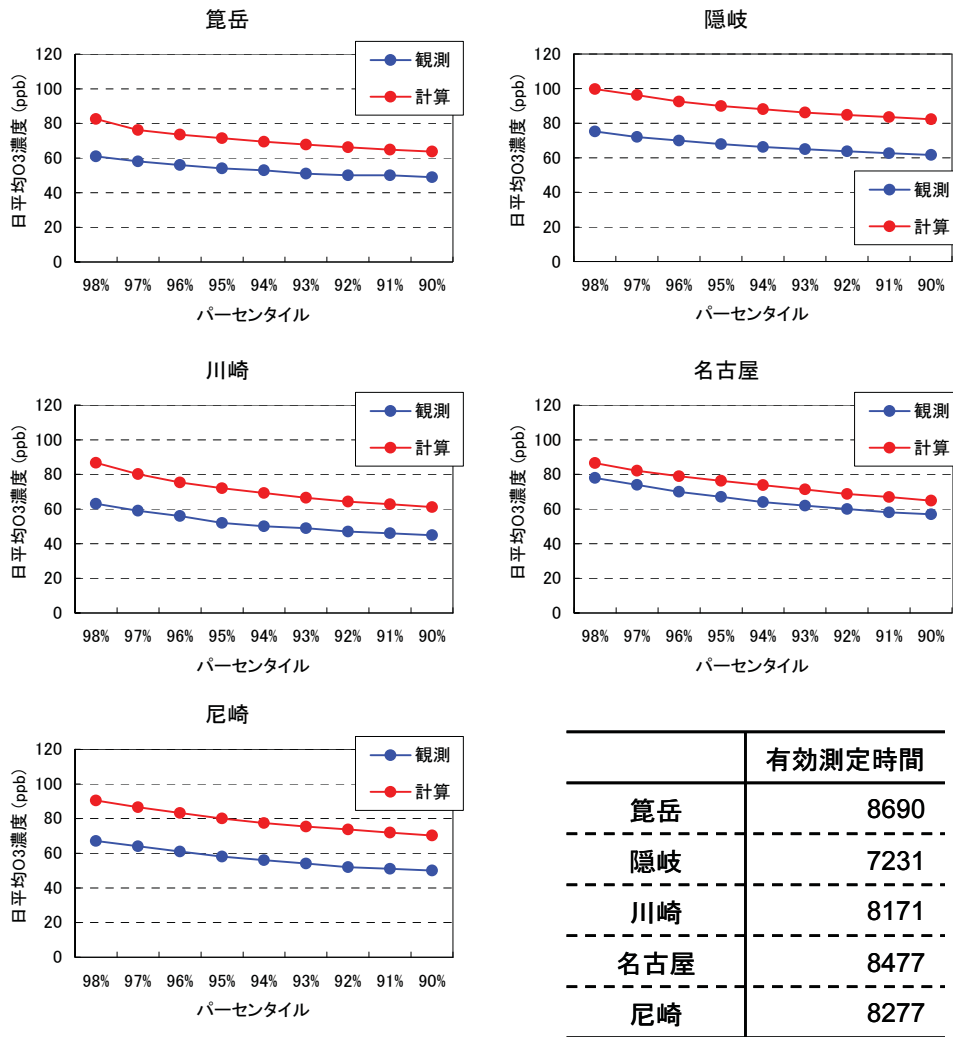


図 3.2-15 高パーセンタイル区間における O₃ 濃度 (1 時間値) の観測値及びモデル計算値の比較
(有効測定時間：年間の測定時間数)

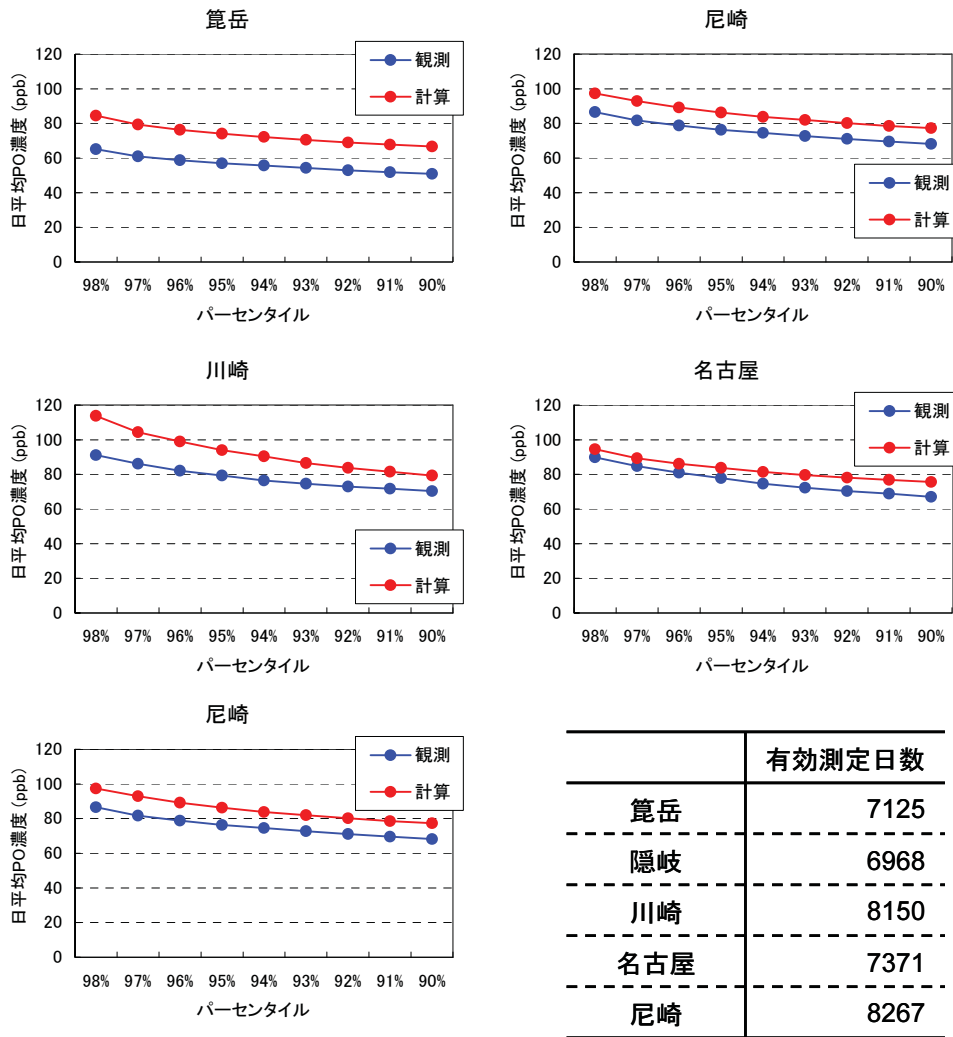


図 3.2-16 高パーセンタイル区間における PO 濃度 (1 時間値) の観測値及びモデル計算値の比較 (有効測定時間：年間の測定時間数)

(5) 高パーセンタイル区間におけるモデル計算値と観測値の差

表 3.2-9に、各観測地点におけるモデル計算値と観測値の差をまとめた。SO₂、NO₂、PM_{2.5}は日平均値の年間 98 パーセンタイル値の差を、O₃及びPOは1時間値が120 ppbを超過した時間数の差をまとめた。各値は「モデル計算値－観測値」となっている。

表 3.2-9 各観測地点における「モデル計算値－観測値」

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)
笠岳	-0.20 (-2.7%)	-0.01 (-0.03%)	-1.09 (-4.4%)	0	0
隠岐	1.94 (25.9%)	-0.37 (-0.9%)	3.46 (13.8%)	38	43
川崎	1.67 (22.3%)	-12.96 (-32.4%)	—	9	91
名古屋	4.42 (58.9%)	9.25 (23.1%)	—	-3	-10
尼崎	-2.66 (-35.5%)	-13.42 (-33.6%)	0.21 (0.8%)	4	1

※ 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120 ppb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

3.2.3 沈着量の比較

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。

物質の沈着過程は、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。湿性沈着の場合、ガス状・粒子状が雲や降水中に溶解され、イオン化された状態で地表に沈着する。湿性沈着量は降水をサンプリングし、それに含まれる物質を分析して見積もることができるため、国内外を含めてこれまでに多くの観測データや知見が収集されている。

他方、乾性沈着は大気中の物質が非降水時に直接地表に沈着する現象であり、その沈着速度（沈着強度）は物質や沈着表面の性状、また気象条件に大きく依存する。そのため、湿性沈着とは異なり、乾性沈着量の実測は困難とされており、日本に存在する観測網（例えば EANET や全国環境研協議会）においても、乾性沈着量はガス・粒子状物質の大気中濃度や気象の観測データをパラメータとして理論的に推計されている（松田, 2009; 野口ら, 2011）。そのため、ここでの沈着量を対象とした再現性の確認は湿性沈着についてのみ行うこととした。

湿性沈着量を対象とした再現性の確認は、8 章の生態系影響評価で着目した硫酸イオン (SO_4^{2-})、硝酸イオン (NO_3^-) 及びアンモニウムイオン (NH_4^+) の 3 物質について行った。図 3.2-17 に月積算湿性沈着量を対象としたそれら物質の観測値及びモデル計算値の比較を示す。また、気象モデル WRF によって再現された月間の降水量も示した。降水量の再現性は、積雲による滞留性の降水及び台風などによって降水量が増加する夏季においてモデル計算値と観測値が乖離する傾向を示した。

松田 和秀 (2009): 東アジアにおける乾性沈着モニタリング手法の開発, 大気環境学会誌, 44 巻 第 1 号, pp1-8.

野口 泉, 山口 高志, 川村 美穂, 松本 利恵, 松田 和秀 (2011): 乾性沈着量評価のための沈着速度推計プログラムの更新, 平成 22 年度 環境科学研究センター所報第 1 号, pp21-31.

大気汚染物質は輸送・拡散・変質・雲や降水による取り込みなどの大気中におけるプロセスを経て海面もしくは地表面に沈着する。沈着の範囲は発生源近傍に留まらず、気象条件によってはかなりの広範囲にまで及ぶことになる。そのため、湿性沈着量に対するモデル計算値には、大気中濃度以上に不確実性が存在する。隠岐の12月には大きな値の硫酸イオン沈着量が観測され、モデル計算値はこれを再現しなかった。季節変動から考えれば、この12月の硫酸イオン沈着量は特異なものであったと考えられる。硝酸イオン及びアンモニウムイオンの湿性沈着量では、モデル計算値が冬季に観測値を大きく上回る傾向を示した。この傾向は図 3.2-4で示した硝酸塩及びアンモニウム塩濃度の傾向と良く似ている。

一般的に、粒子状物質はガス状物質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。つまり、硝酸イオン及びアンモニウムイオンの湿性沈着で見られた冬季におけるモデル計算値の過大評価は、降水量に加えて硝酸塩及びアンモニウム塩濃度の過大評価に起因したものと考えられる。

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、年積算値で見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という判断が可能となる。

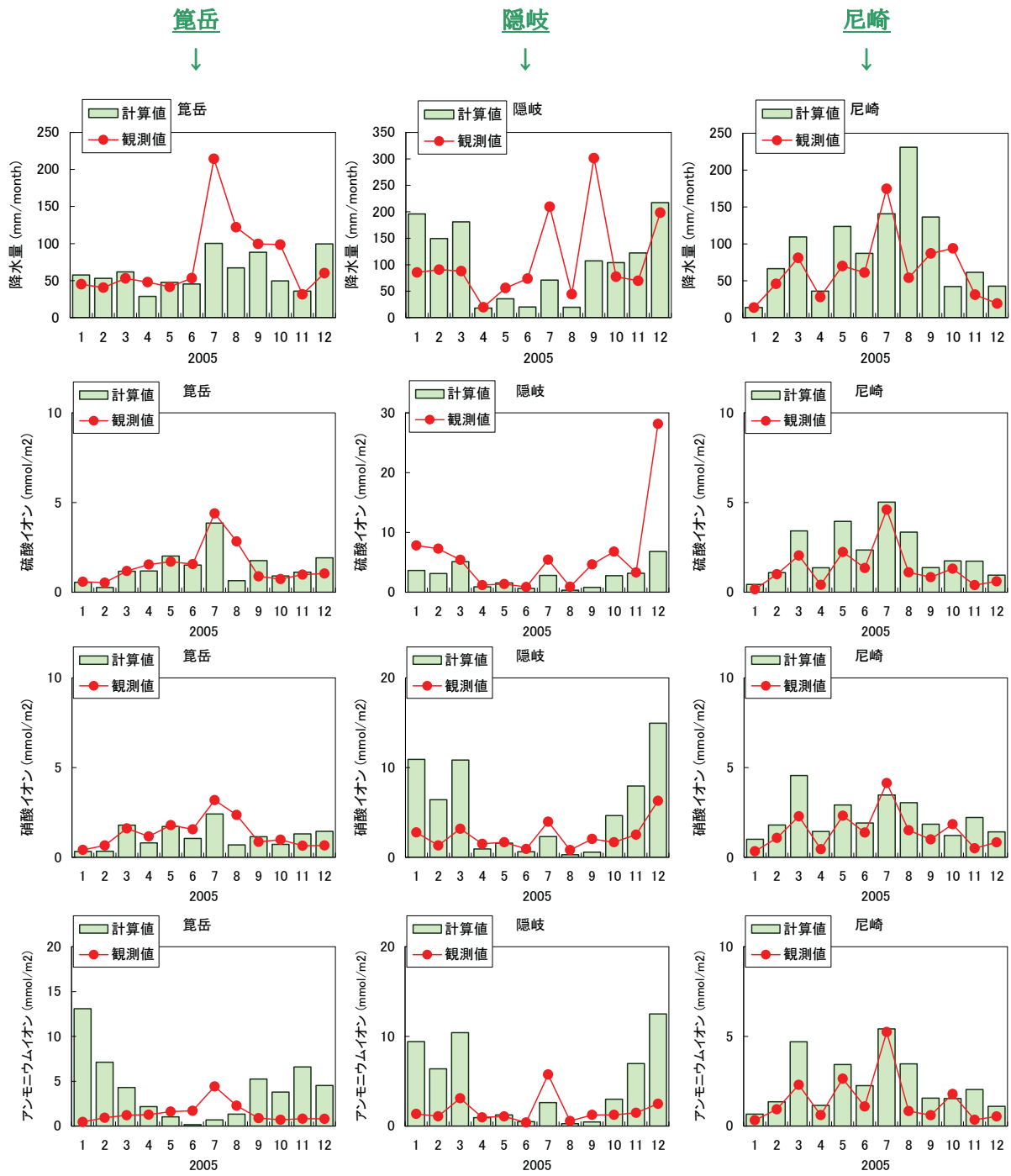


図 3.2-17 籠岳・隠岐・尼崎における月間降水量及び月間湿性沈着量の

観測値及びモデル計算値の比較

3.2.4 統計指標の算出

SO₂・NO₂・PM_{2.5}の日平均濃度を対象とした観測値とモデル計算値の散布をそれぞれ図 3.2-18から図 3.2-20に、O₃の日最高濃度を対象とした同散布を図 3.2-21に示した。

シミュレーションモデルの再現性確認では、これら散布図に加え、モデル計算値と観測値の差をもとに算出される統計的な指標を示すことが一般的である。ここではSO₂・NO₂・PM_{2.5}の日平均濃度及びO₃の1時間値を対象に、大気質シミュレーションモデルの性能評価で広く使われている下記4つの指標を算出した。

$$MNB = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{M_i - O_i}{O_i} \quad (\text{Mean Normalized Bias}) \quad \text{数式 3.2-2}$$

$$MNBG = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{|M_i - O_i|}{O_i} \quad (\text{Mean Normalized Gross Error}) \quad \text{数式 3.2-3}$$

$$NMB = \frac{\sum_{i=1}^N (M_i - O_i)}{\sum_{i=1}^N O_i} \quad (\text{Normalized Mean Bias}) \quad \text{数式 3.2-4}$$

$$NME = \frac{\sum_{i=1}^N |M_i - O_i|}{\sum_{i=1}^N O_i} \quad (\text{Normalized Mean Error}) \quad \text{数式 3.2-5}$$

なお、NMB及びNMEは米国・カナダによるECA提案書でも示された総計指標であるが、そのオゾン濃度に対する算出では1時間値が40 ppb以上となった観測値を対象としている。そこで、本報告書でもこれら統計指標を算出するに当たり、オゾン濃度は1時間値が40 ppb以上となった観測値を、SO₂・NO₂・PM_{2.5}濃度は測定機器の検出限界を考慮して日平均値が1 ppbもしくは1 µg m⁻³以上となった観測値を対象とした。

算出された統計指標を表 3.2-10 : SO₂、表 3.2-11 : NO₂、表 3.2-12 : PM_{2.5}、表 3.2-13 : O₃にまとめた。

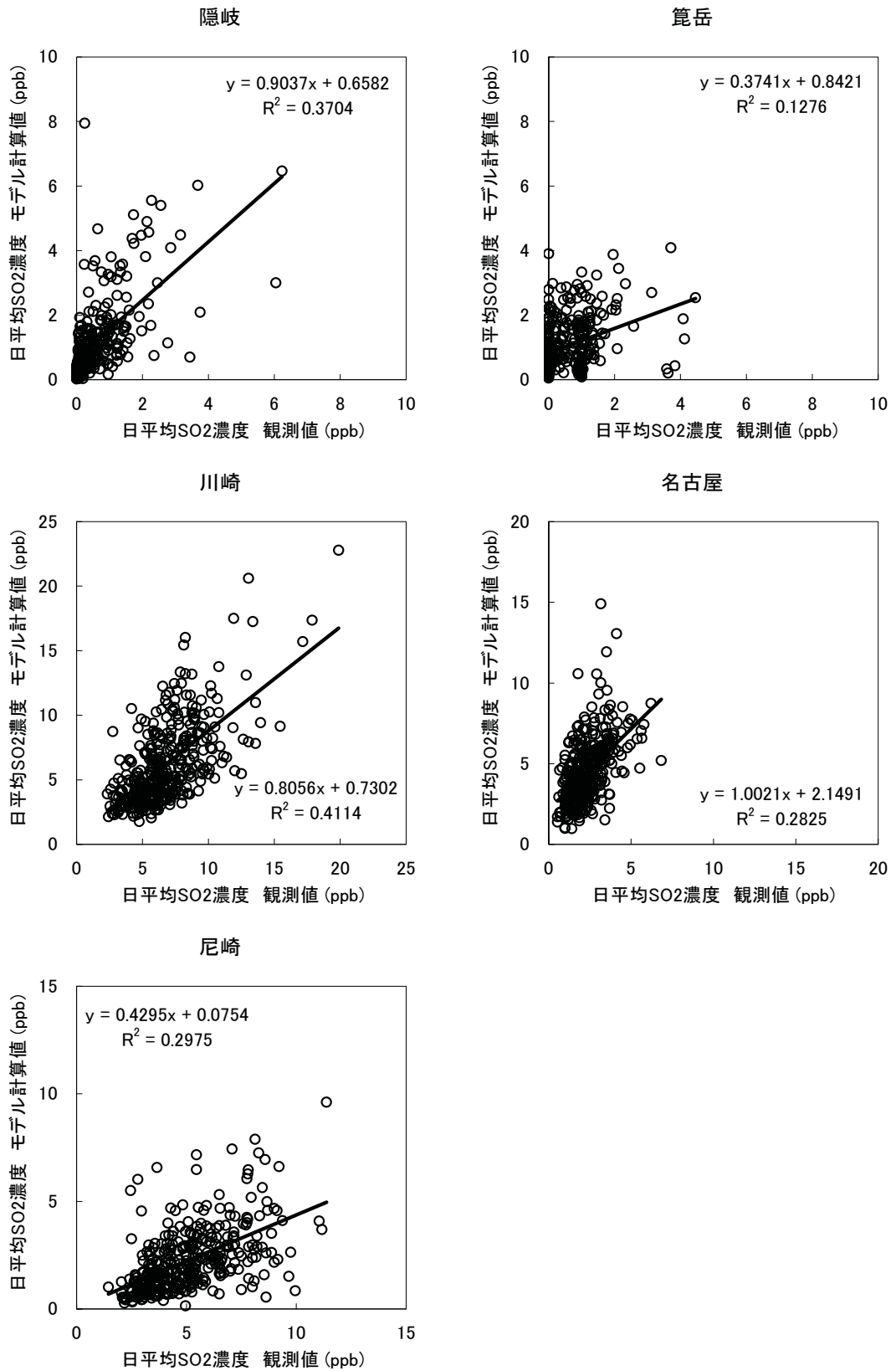


図 3.2-18 日本計算領域における日平均 SO₂ 濃度を対象とした観測値とモデル計算値の相関

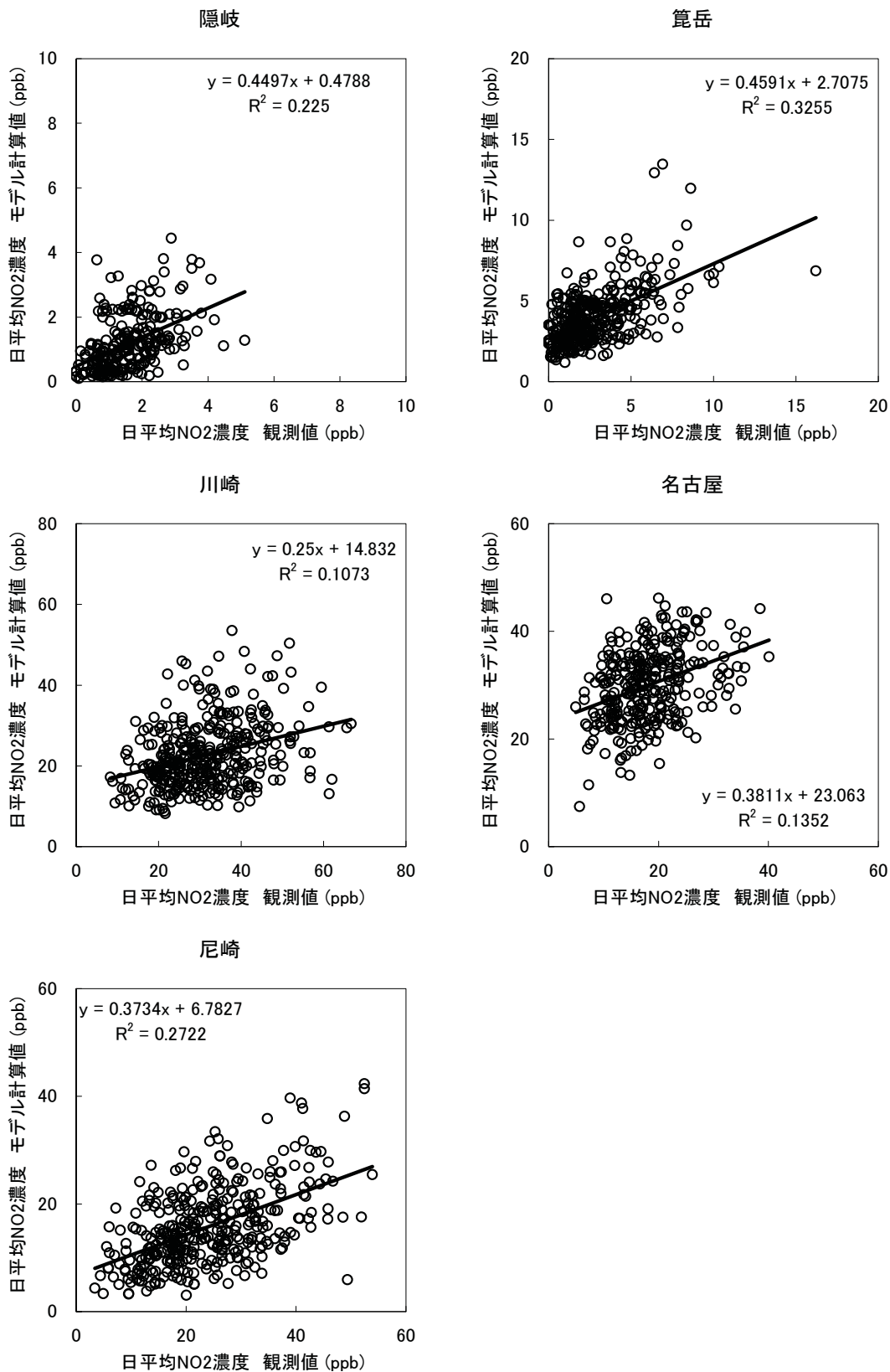


図 3.2-19 日本計算領域における日平均 NO₂ 濃度を対象とした観測値とモデル計算値の相関

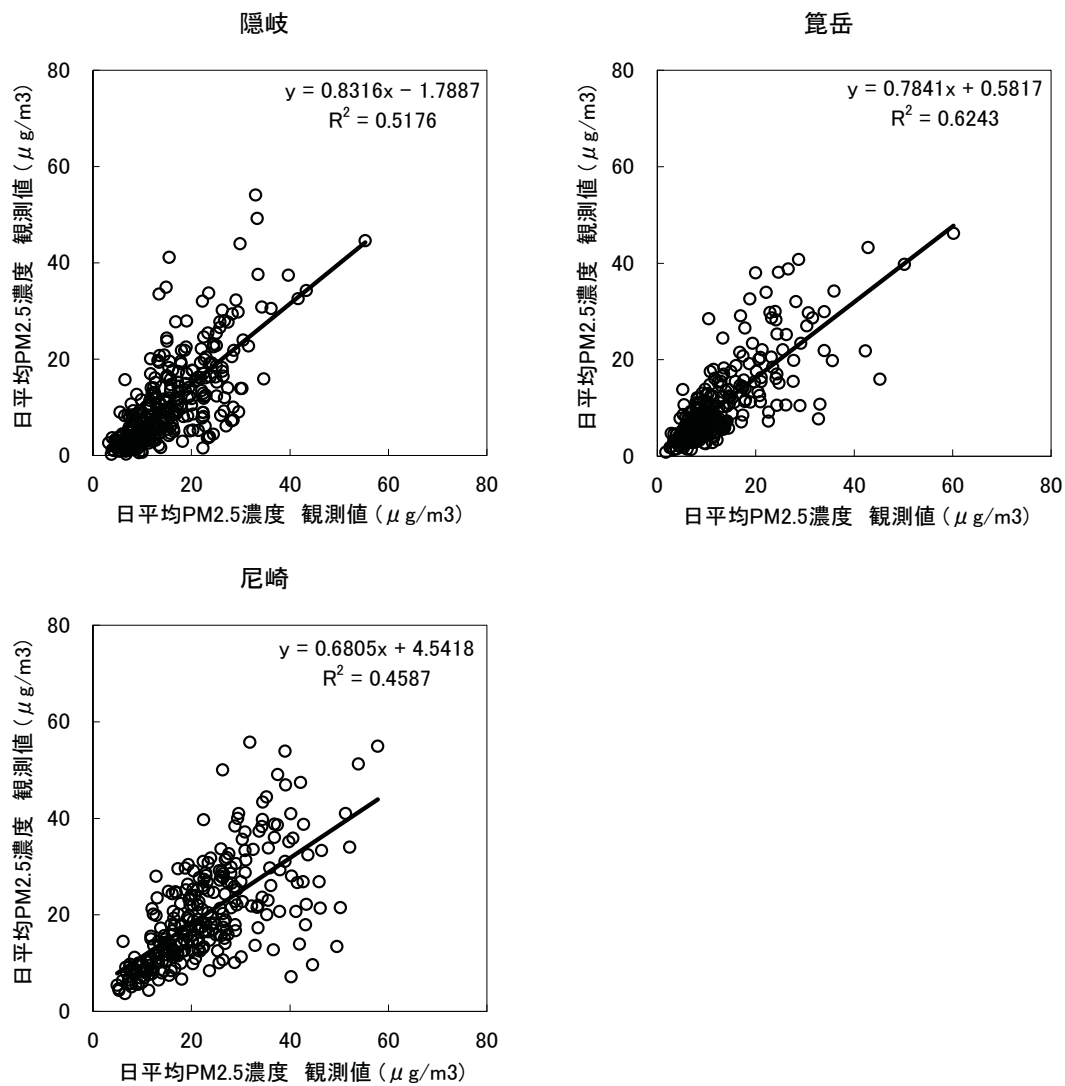


図 3.2-20 日本計算領域における日平均 PM_{2.5}濃度を対象とした観測値とモデル計算値の相関

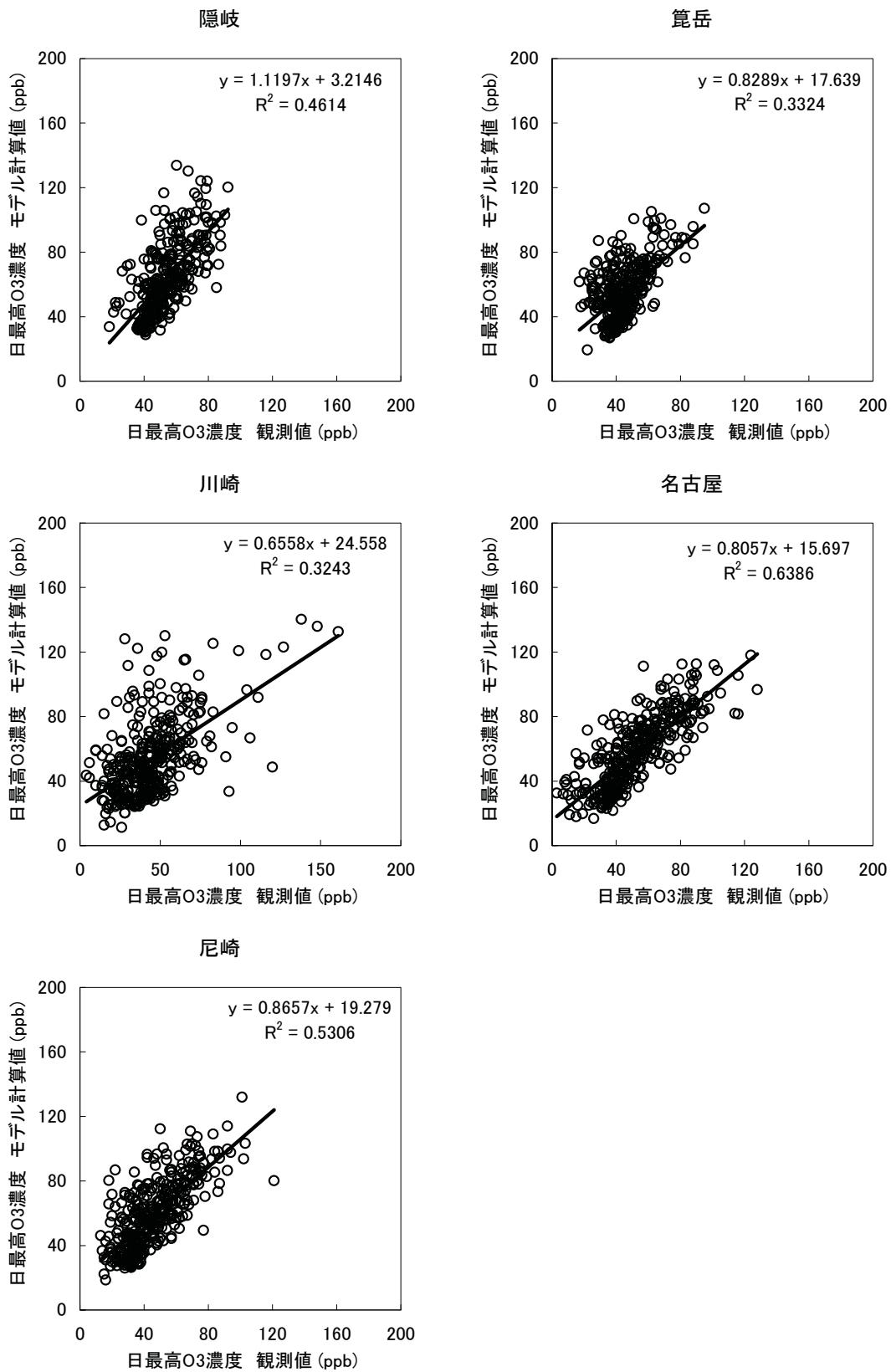


図 3.2-21 日本計算領域における日最高 O₃ 濃度を対象とした観測値とモデル計算値の相関

表 3.2-10 日本計算領域における日平均 SO₂ 濃度を対象とした統計指標

	データ数	MNB	MNBG	NMB	NME
隠岐	59	0.412	0.681	0.193	0.386
籠岳	60	0.097	0.463	-0.019	0.257
川崎	364	-0.066	0.306	-0.087	0.300
名古屋	338	1.042	1.061	0.879	0.904
尼崎	364	-0.554	0.580	-0.555	0.572

※ 日平均値が 1 ppb 以上となった観測値を対象

表 3.2-11 日本計算領域における日平均 NO₂ 濃度を対象とした統計指標

	データ数	MNB	MNBG	NMB	NME
隠岐	182	-0.287	0.459	-0.277	0.397
籠岳	294	0.603	0.712	0.285	0.478
川崎	364	-0.212	0.338	-0.276	0.356
名古屋	312	0.830	0.843	0.652	0.673
尼崎	365	-0.273	0.395	-0.342	0.404

※ 日平均値が 1 ppb 以上となった観測値を対象

表 3.2-12 日本計算領域における日平均 PM_{2.5} 濃度を対象とした統計指標

	データ数	MNB	MNBG	NMB	NME
隠岐	317	-0.322	0.443	-0.286	0.408
籠岳	312	-0.166	0.333	-0.168	0.329
尼崎	275	-0.085	0.273	-0.120	0.281

※ 日平均値が 1 μg m⁻³ 以上となった観測値を対象

表 3.2-13 日本計算領域における O₃ 濃度 (1 時間値) を対象とした統計指標

	データ数	MNB	MNBG	NMB	NME
隠岐	4624	0.166	0.272	0.117	0.195
籠岳	2347	-0.001	0.213	-0.003	0.082
川崎	1205	-0.206	0.385	-0.074	0.126
名古屋	2156	-0.683	0.743	-0.371	0.396
尼崎	1723	-0.142	0.372	-0.068	0.152

※ 1 時間値が 40 ppb 以上となった観測値を対象

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 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。

4.1 地方計算領域の選定方法

ECA の地理的な要件設定や市区町村単位での環境改善効果を算定するためには、比較的細かい格子解像度を持つ大気質シミュレーションモデルの構築が必要とされる。しかしながら、その細かい格子解像度によって日本全国を対象とした大気質シミュレーションを行うことは、計算時間などから考えて現実的ではない。そのため、本事業では地方計算領域（格子解像度：5 km）を選定して ECA の導入効果を把握することとした。本章では、その地方計算領域とする地域の選定を行った。

日本計算領域における 2005 年を対象とした計算（以下、標準計算）及び船舶排出量をゼロとした計算（以下、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することとした。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 章で行った日本計算領域を対象としたモデルの再現性評価では、モデル計算値が観測値に対して過大ないし過小となる結果が得られた。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。この場合、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となる。よってここでは、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

なお、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。別のいい方をすれば、選定された地方計算領域に 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。

4.2 地方計算領域の選定結果

4.2.1 船舶及び陸上起源排出量の空間分布による選定

大気汚染物質の発生源とその周辺における大気質とは密接に関係しているため、まずは船舶及び陸上起源の排出量の状況把握を行った。

昨年度の事業結果より、船舶の排出強度は日本の3大湾と呼ばれる東京湾、伊勢湾、大阪湾において比較的大きいことがわかった。例えば停泊船舶によるSO₂排出量では、全国の停泊船舶から排出される38,821 ton year⁻¹に対して、3大港湾内における停泊船舶からの排出の寄与割合は、東京湾：24%、伊勢湾：10%、大阪湾 11%の割合となっており、他の海域に比較して多くの船舶が活動を行っていることは、AIS データあるいは港湾統計からも明らかであった。

これに加えて、これら3大港湾はそれぞれ東京、名古屋、大阪といった大都市に面しており、陸上においても移動発生源（自動車など）や固定発生源（焼却炉・発電所など）が多く活動する領域となっている。参考として、県単位で集計した船舶起源（本シミュレーションで用いた船舶発生源データを利用して港湾区域内の範囲で停泊中船舶、航行中船舶および漁船からの排出量を集計）及び陸上起源（本シミュレーションで用いた発生源データを利用して県全体の範囲で集計）の排出量の比較結果を表4.2-1に示す。陸上において一定程度の排出量が存在するにも係わらず、特にSO₂排出量において東京、神奈川、大阪、兵庫で、PM排出量において、神奈川と、船舶起源排出量の割合が、全国平均の4NM以内の割合を大きく上回るエリアが確認できる。他方、NO_x で見た場合、大都市域においては、自動車からの排出源が多く、相対的に船舶からの排出寄与度は小さく見積もられる結果となった。

表 4.2-1 2005 年における船舶と陸上の排出量合計に占める船舶の県別割合

	全国	東京	神奈川	千葉	愛知	三重	大阪	兵庫
SO ₂	14%	19%	36%	7%	13%	6%	28%	14%
NO _x	12%	4%	9%	4%	5%	4%	6%	5%
PM	12%	7%	16%	6%	8%	4%	9%	7%

陸上発生源では、NO_x・PM法に基づく排ガス規制やPRTR制度（Pollutant Release and Transfer Register）に基づくNMVOCの自主的な管理が進む中で、3大湾という比較的大きな船舶起源排出量を抱えるこれら大都市において、船舶が及ぼす大気質への寄与はどの程度のものなのかなどを把握する意義は大きいことから、本クライテリアによるスクリーニング結果として、東京湾、伊勢湾、大阪湾を地方計算領域による解析の候補とした。

4.2.2 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による選定

大気汚染物質には、発生源近傍で高濃度となる物質 (例えば SO₂) もあれば、ある程度離れた位置で高濃度となる物質 (例えば O₃ や 2 次粒子) もある。そのため、排出量の空間分布のみでは地方計算領域の選定には不十分であり、実際の大気中濃度もしくは沈着量に対する船舶の影響を把握することが必要となる。

そこで、日本計算領域において「標準計算」と「船舶 OFF 計算」の 2 種類を実施し、両者における大気中濃度及び沈着量の違いから地方計算領域の候補の選定を行った。なお、沈着量による候補の選定は 4.2.3 節で後述する。

一般に、環境中の大気汚染物質濃度は 1 時間値として観測される。8760 個 (365 日×24 時間) の 1 時間値に対して、統計的处理を行い評価する。日平均値では、地点ごとに 0 時から 23 時までの 24 個の 1 時間値を平均し、365 個の日平均値が生成される (厳密には測定器のメンテナンスなどで欠測期間が生じる)。更に 365 日分の日平均値を平均化したものが年平均値である。

日本の大気汚染に係る環境基準値には、表 3.2-7 で紹介したとおり、大気中濃度について 1 時間値・日平均値・年平均値などが示されている。この大気環境基準値による大気汚染の状況の評価には「長期的評価」と「短期的評価」がある (対象とする汚染物質によってはどちらか一方の場合もある)。「長期的評価」は、年間の日平均値を低い値から並べて 98 %目 (SO₂ は 98 パーセンタイル値、NO₂・CO・SPM は 2%除外値とよばれる) に該当する日平均値 (365 個の日平均値がある場合は 358 番目) を大気環境基準値と比較する評価手法である。「短期的評価」は、1 時間値、日平均値、8 時間平均値を大気環境基準値と比較する評価手法である。

ここでは、このような短期的及び長期的評価の手法を参考にしつつ、SO₂、NO₂、PM_{2.5}、光化学オキシダントのモデル計算値に対して表 4.2-2 に示すような評価方法を適用して地方計算領域の候補を検討した。基準とする指標には日本の環境基準値及び指針値に加え、より厳しい指針値を含む WHO (2005) の「Air Quality Guidelines -Global Update 2005-」も考慮した。表 4.2-2 中の網掛けの部分が、実際に選定で適用した手法となっている。なお、同手法は表 2.4-1 で示した、ECA 設定に係る大気質改善効果の算定手法と同一である。ただし、表 4.2-2 に示した評価方法が地方計算領域の選定や大気質改善効果の算定に対して唯一ではない点に留意されたい。 ;

WHO (2005): WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide (Global Update 2005)

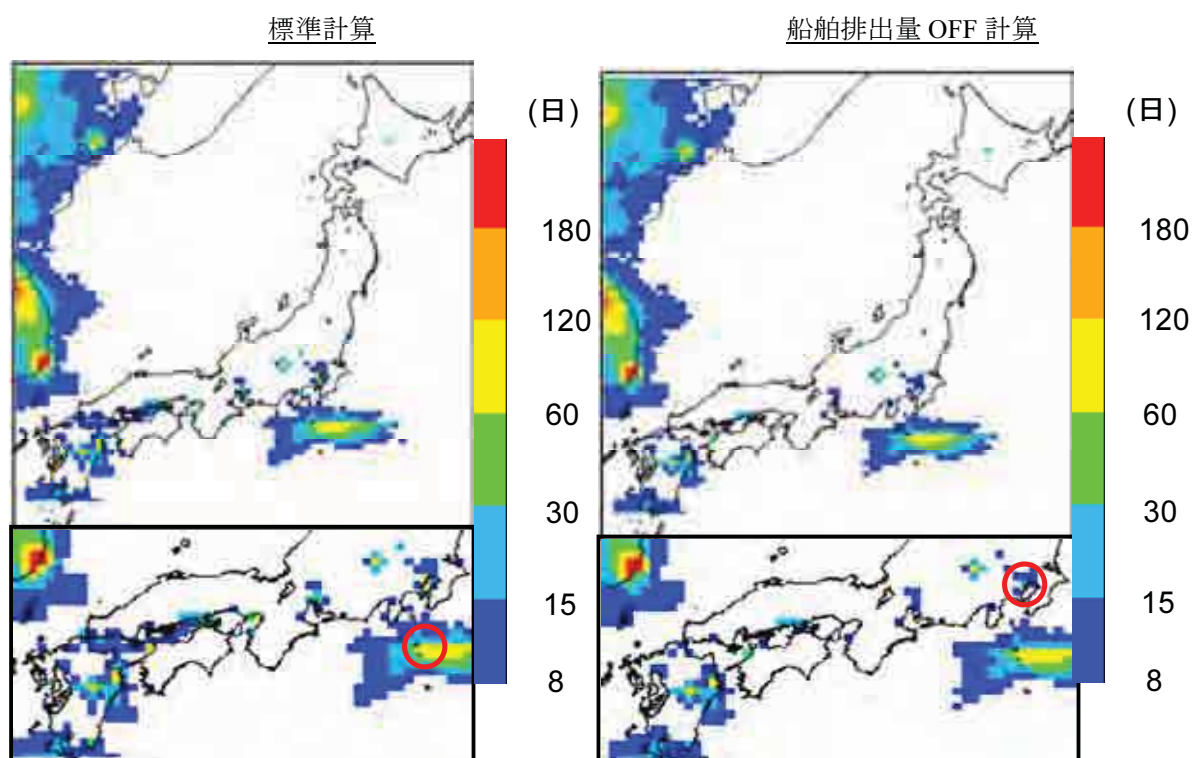
表 4.2-2 国内における大気汚染の状況評価と本事業で適用した地域計算領域の選定手法

物質	数値目標	国内における評価方法	本事業で適用した地域計算領域の選定手法
SO ₂	<日本の環境基準値> 1時間値：100 ppb 日平均値：40 ppb <WHO 指針値> 日平均値：20 μg/m ³ (約 7.5 ppb)	短期的評価：日平均値もしくは 1時間値との直接比較	1時間値が100 ppbを超えた計算値がないため実施せず
		長期的評価：日平均値の 年間2%除外値	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。国内の環境基準値は40ppbであるが、改善の変化を明確に把握することを目的としてより低いWHO指針値を設定。
NO ₂	<日本の環境基準値> 日平均値：40-60 ppb <WHO 指針値> 1時間値：200 μg/m ³ 年平均値：40 μg/m ³	短期的評価：なし	WHO指針値の1時間値(約110 ppb)を超えた計算値がないため実施せず
		長期的評価：日平均値の 年間98%値	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。
PM _{2.5}	<日本の環境基準値> 日平均値：35 μg/m ³ 年平均値：15 μg/m ³ <WHO 指針値> 日平均値：25 μg/m ³ 年平均値：10 μg/m ³	短期的評価：なし	実施せず
		長期的評価：日平均値の年間98%値 及び年平均値	年間98%値とWHO指針値(25 μg/m ³)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。国内の環境基準値は35 μg/m ³ であるが、改善の変化を明確に把握することを目的としてより低いWHO指針値を設定。
光化学 オキシダント	<日本の環境基準値：Ox> 1時間値：60 ppb <WHO 指針値：O3> 8時間平均値：100 μg/m ³ (約 50ppb)	短期的評価：1時間値との直接比較	著しく低い環境基準達成率を考慮し、O ₃ 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。
		長期的評価：なし	実施せず

(1) SO₂

表 4.2-2で示したとおり、1時間値の数値目標である 100 ppb を超えた事象が 2005 年には確認されなかったため、短期的評価は実施しなかった。長期的評価の適合判定は、モデル計算値において WHO 指標値：7.5 ppb を超過した日数が 8 日以上となった領域を抽出することで行った。図 4.2-1にその結果を示した。図中の凡例の最小値が 8 日以上となっているため、色の付いた範囲が長期的評価に適合しなかった領域となる。なお、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。

日本の環境基準値より厳しい WHO 指針値：7.5 ppb を基準とした長期的評価の場合、先のクライテリアで選定された 3 大湾の近傍において、船舶 OFF 計算では標準計算よりも環境基準に適合する領域が拡大した。加えて、瀬戸内海近傍においても適合領域の拡大が確認できた。そのため、本クライテリアによるスクリーニング結果として、東京湾、伊勢湾、大阪湾、瀬戸内海を地方計算領域による解析の候補とした。



国内最大値：117 日(図中の○)

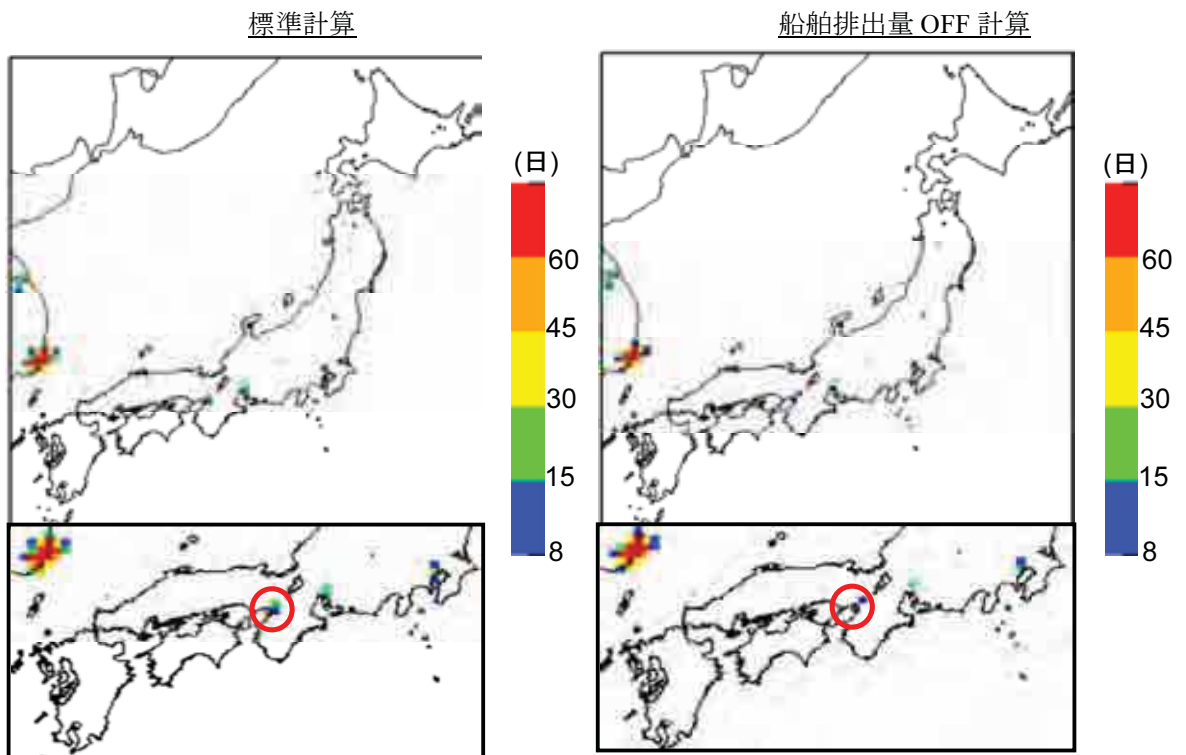
差分值(標準計算－船舶排出量 OFF)の国内最大値：96 日(図中の○)

図 4.2-1 SO₂ 濃度の WHO 指針値：7.5 ppb を基準としてモデル計算結果が長期的評価に適合しなかった範囲とその日数 (左図は標準計算、右図は船舶 OFF 計算)

(2) NO₂

表 4.2-2で示したとおり、日本の環境基準値及び WHO の指針値には NO₂ に対して 1 時間値の数値目標が設定されていないため、短期的評価は実施しなかった。長期的評価の適合判定は、モデル計算値において国内における環境基準値：40 ppb を超過した日数が 8 日以上となった領域を抽出することで行った。図 4.2-2にその結果を示した。図中の凡例の最小値が 8 日以上となっているため、色の付いた範囲が長期的評価に適合しなかった領域となる。

標準計算を見た場合、3 大湾を含む東京、名古屋、大阪近傍において適合しない領域がわずかに出現したが、船舶排出量をゼロとした計算では同領域の面積は減少した。正確な拡大範囲を把握するためには地方計算領域によるより高い解像度の大気質シミュレーションが必要であると考え。そのため、本クライテリアによるスクリーニング結果として、東京湾、伊勢湾、大阪湾を地方計算領域による解析の候補とした。



国内最大値：52 日(図中の○)

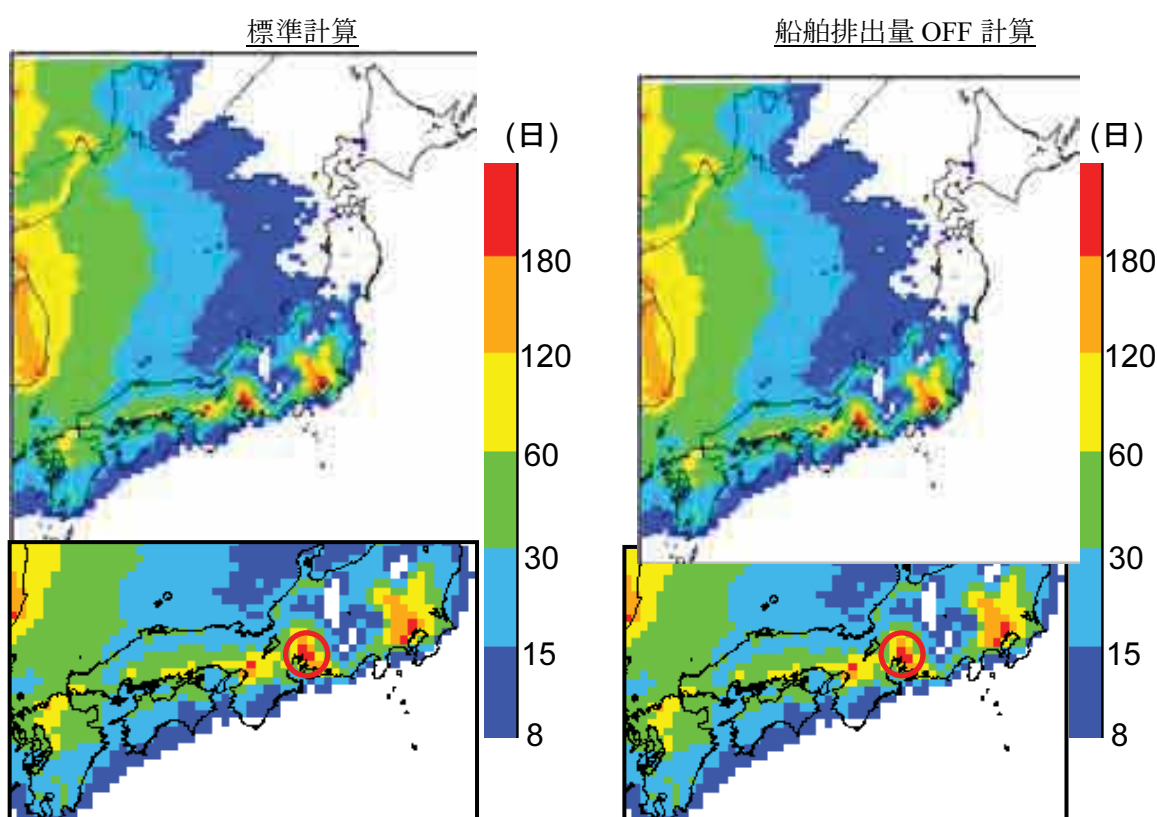
差分値(標準計算－船舶排出量 OFF)の国内最大値：43 日(図中の○)

図 4.2-2 NO₂ 濃度の国内における環境基準値：40 ppb を基準としてモデル計算結果が長期的評価に適合しなかった範囲とその日数 (左図は標準計算、右図は船舶 OFF 計算)

(3) PM_{2.5}

表 4.2-2で示したとおり、日本の環境基準値及び WHO の指針値には PM_{2.5} に対して 1 時間値の数値目標が設定されていないため、短期的評価は実施しなかった。長期的評価の適合判定は、モデル計算値において WHO 指標値：25 $\mu\text{g m}^{-3}$ を超過した日数が 8 日以上となった領域を抽出することで行った。図 4.2-3にその結果を示した。図中の凡例の最小値が 8 日以上となっているため、色の付いた範囲が長期的評価に適合しなかった領域となる。

標準計算では西日本に広く適合しない領域が出現し、3 大湾及び瀬戸内海に加え、九州北部では 25 $\mu\text{g m}^{-3}$ を超過した日数が多くなる傾向を示した。ガス同士の反応によって生成される 2 次粒子 (概ね PM_{2.5} として存在) は輸送過程で生成されることから、発生源近傍からある程度離れた領域において高濃度となる。船舶 OFF 計算では、標準計算と比較して適合範囲の拡大が僅かではあるが内陸で確認できた。これより、船舶による PM_{2.5} 濃度への影響は海域近傍に留まらず、広範囲に及ぶものと示唆される。なお、船舶 OFF 計算で見られた九州北部における適合領域の拡大は、プサン港及び対馬海峡に往来する船舶に起因したものと考えられる。よって、本クライテリアによるスクリーニング結果として東京湾、伊勢湾、大阪湾、瀬戸内海、対馬海峡を地方計算領域による解析の候補とする。



国内最大値：291 日(図中の○)

差分値(標準計算－船舶排出量 OFF)の国内最大値：17 日(図中の○)

図 4.2-3 PM_{2.5} 濃度の WHO 指針値：25 $\mu\text{g m}^{-3}$ を基準としてモデル計算結果が長期的評価に適合しなかった範囲とその日数 (左図は標準計算、右図は船舶 OFF 計算)

(4) 光化学オキシダント

表 4.2-2で示したとおり、日本の環境基準値及び WHO の指針値には O₃ に対して日平均値の数値目標が設定されていないため、長期的評価は実施しなかった。短期的評価の適合判定は、O₃ のモデル計算値においてオキシダント注意報の発令となる 120 ppb 以上の 1 時間値が出現した領域を抽出することで行った。

図 4.2-4に、日本計算領域において O₃ 濃度の 1 時間値が 120ppb をこえた年間の時間数を示す。これまでの水平分布図とは違い、図 4.2-4右図は標準計算と船舶 OFF 計算で計算された 120 ppb 以上の時間数の差分となっている点に留意されたい。その差分を見た場合、瀬戸内海から東京湾にかけて太平洋側の広範囲において、O₃ 濃度が 120 ppb を超えた時間数が減少した。特に瀬戸内海での改善効果は顕著であり、一定の ECA 設定の効果期待できるものと考えられる。よって、本クライテリアによるスクリーニング結果として、東京湾、伊勢湾、大阪湾、瀬戸内を地方計算領域による解析の候補とする。

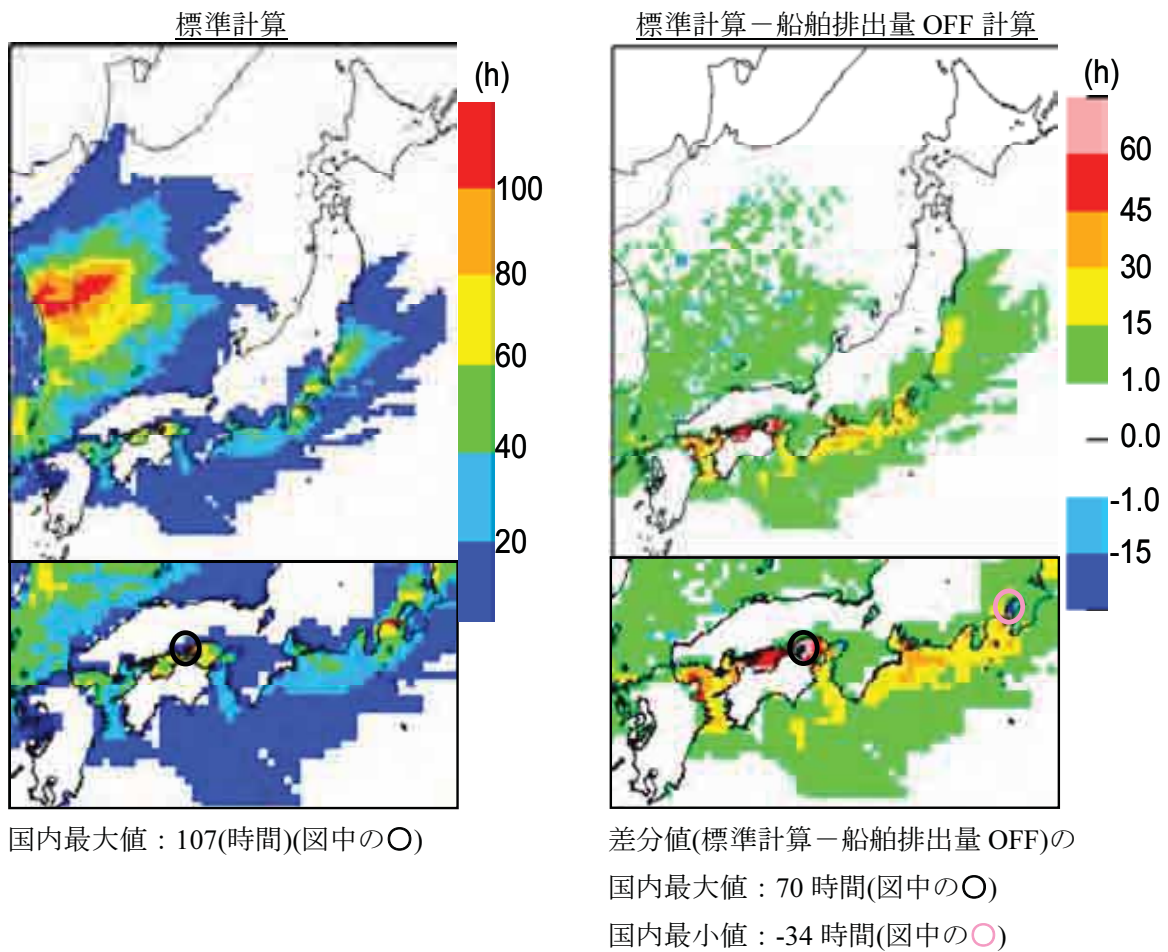


図 4.2-4 日本計算領域において O₃ 濃度の 1 時間値が 120ppb をこえた年間の時間数 (右図は標準計算、左図は船舶 OFF 計算との差分値)

4.2.3 大気汚染物質の沈着量の空間分布による選定

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、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。そのため、ここでは ECA 設定によって削減が期待される硫黄と窒素の総沈着量 (湿性沈着+乾性沈着) の空間分布を大気シミュレーションより把握し、地方計算領域の選定を検討した。

(1) 全硫黄沈着量の空間分布

図 4.2-5に、日本計算領域における全硫黄の年間沈着量 ($\text{kg-S ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) の分布を示す。なお、ここでは湿性沈着する硫酸イオン、並びに乾性沈着する SO_2 と硫酸塩の合計を全硫黄の年間沈着量とした。また、沈着量を評価する指標として、米国環境保護庁 (U.S. EPA) の CASTNET (Clean Air Status and Trends Network) による報告値 (U.S.EPA, 2006) を参考にした。図 4.2-6は、CASTNET による 2005 年の硫黄の年間総沈着量の推計値を示したものである。総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結果となっている。

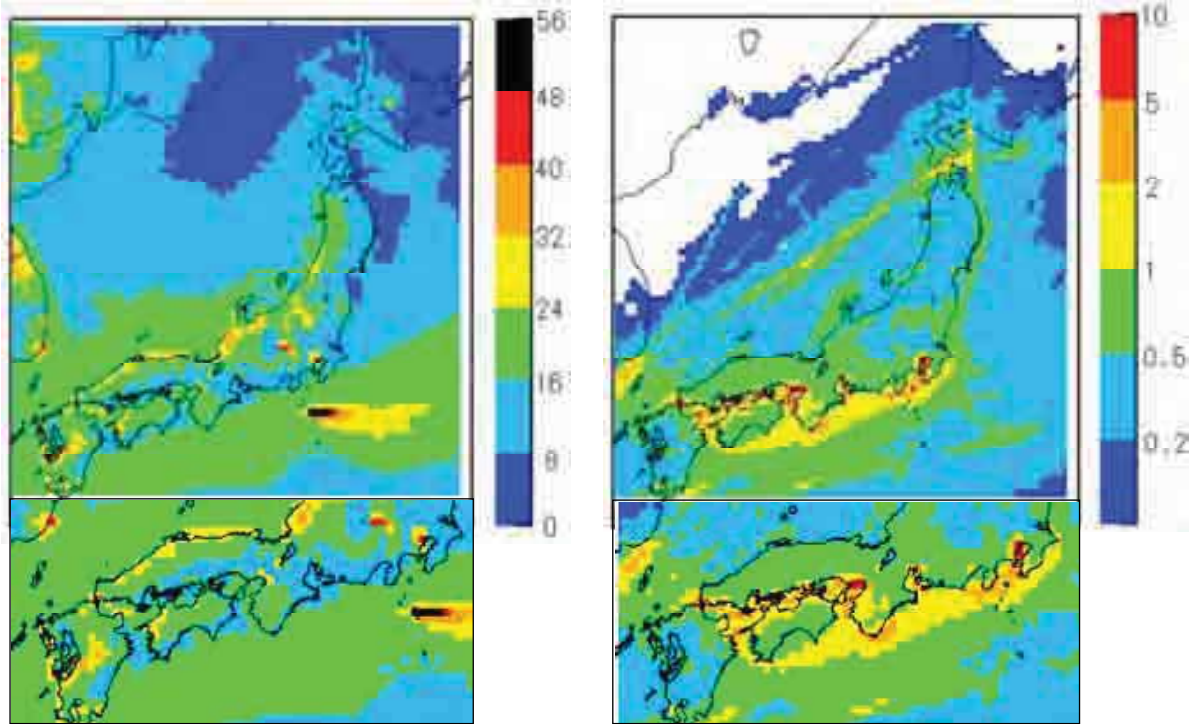
標準計算における硫黄沈着量は、西日本から日本海側にかけた広い範囲で米国東海岸と同程度かより多い硫黄沈着量を示す結果となった。特に、東京や大阪の都市域など、一部地域及び海域では CASTNET の最大値を大きく上回る結果が確認できた。標準計算と船舶 OFF 計算の差分では、その差分量 (理論上の削減可能量) が米国西海岸における沈着量以上となる領域は東京湾、伊勢湾、大阪湾、瀬戸内海の広い範囲に存在しており、かつ対馬海峡にも見受けられる。また大気環境は大都市域に比較して悪化していない津軽海峡にも出現していることが確認できた。よって、本クライテリアによるスクリーニング結果として、東京湾、伊勢湾、大阪湾、瀬戸内、津軽海峡を地方計算領域による解析の候補とする。

なお、沈着量の評価は7章での生態系評価も参照されたい。

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

標準計算

標準計算－船舶排出量 OFF 計算



国内最大値 : 52.1(kg-S ha⁻¹ year⁻¹)

差分值(標準計算－船舶排出量 OFF)の国内最大値 : 9.11(kg-S ha⁻¹ year⁻¹)

図 4.2-5 日本計算領域で算定された硫黄の年間沈着量 (右図) とそれに占める船舶寄与分(左図) (kg-S ha⁻¹ year⁻¹)



図 4.2-6 U.S.EPA の CASTNET による 2005 年の硫黄の年間総沈着量

(2) 全窒素沈着量の空間分布

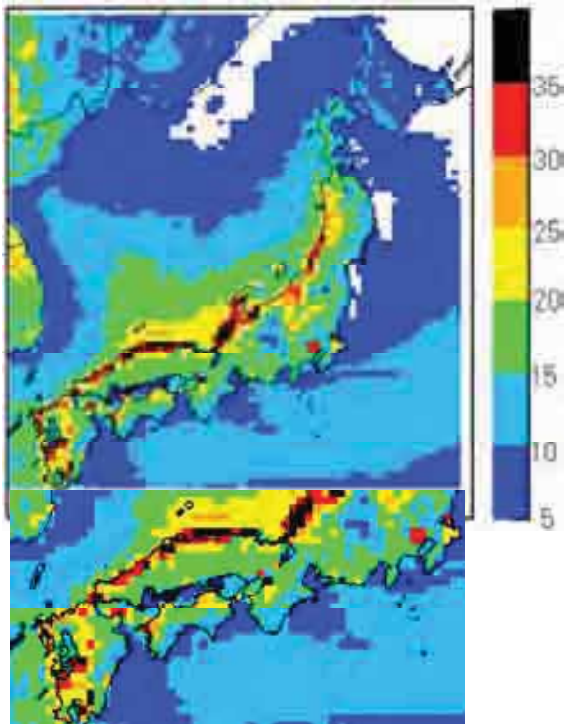
図 4.2-7に、日本計算領域における全窒素の年間沈着量 ($\text{kg-N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) の分布を示す。なお、ここでは湿性沈着する硝酸イオンとアンモニウムイオン、並びに乾性沈着する HNO_3 、硝酸塩、 NH_3 、アンモニウム塩の合計値を全窒素の年間沈着量とした。また、図 4.2-8は、CASTNET による 2005 年の窒素の年間総沈着量の推計値を示したものである。総沈着量は硫黄と同様に東海岸で多い結果を示しており、最大値は $9.9 (\text{kg-N ha}^{-1} \text{ year}^{-1})$ となっている。他方、西海岸での最大値は $5.0 (\text{kg-S ha}^{-1} \text{ year}^{-1})$ となっている。

標準計算における窒素沈着量は、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り、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。一方、標準計算と船舶 OFF 計算の差分を見た場合、大阪湾や東京湾近傍の都市圏において削減量は大きくなっており、その値は米国東海岸の窒素沈着量と概ね同程度となった。よって、本クライテリアによるスクリーニング結果として、東京湾及び大阪湾を地方計算領域の候補とする。

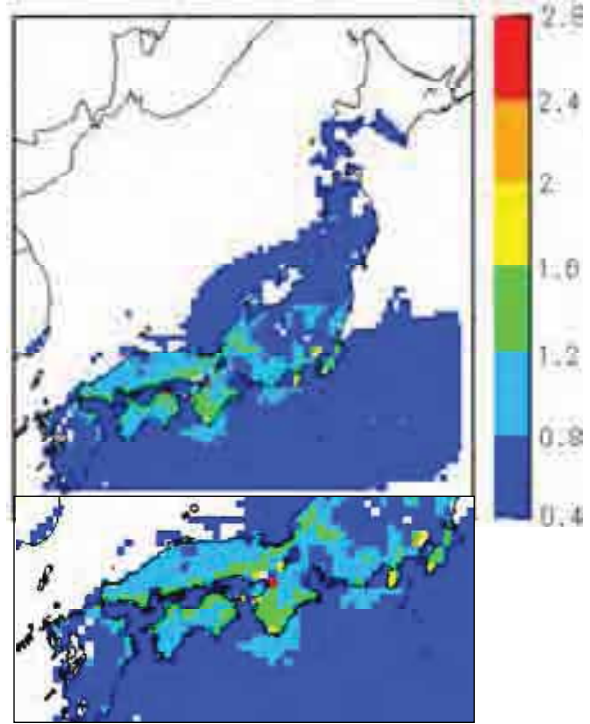
なお、沈着量の評価は 7 章での生態系評価も参照されたい。

標準計算

標準計算－船舶排出量 OFF 計算



国内最大値 : 45.4(kg-N ha⁻¹ year⁻¹)



差分値(標準計算－船舶排出量 OFF)の国内最大値 : 2.72(kg-N ha⁻¹ year⁻¹)

図 4.2-7 日本計算領域で算定された窒素の年間沈着量 (右図) とそれに占める船舶寄与分(左図) (kg-N ha⁻¹ year⁻¹)



図 4.2-8 U.S. EPA の CASTNET による 2005 年の窒素の年間総沈着量

4.3 選定された地方計算領域の概要

4.2 節において、地方計算領域での解析候補として選定された海域を項目毎にまとめる。これら選定された海域のうち、対馬海峡は九州北部でPM_{2.5}濃度の改善が確認されたこと、全硫黄沈着量が対馬周辺で多かったことによる選定であった。同改善はプサン港へ寄港する船舶をゼロとしたことに起因すると考えられる。しかしながら、プサン港への寄港船舶に対して現時点でECAを設定することは現実的には困難であることを考慮すると、この計算条件によるスクリーニングは現実にはそぐわないものとするため、地方計算領域による解析の候補から外すこととしたい。

表 4.3-1 船舶起源排出量が及ぼす大気質への影響が大きいと考えられる海域

	東京湾	伊勢湾	大阪湾	瀬戸内海	津軽海峡	対馬海峡
陸上・船舶排出量	○	○	○			
SO ₂ (日平均値で 7.5 ppb)	○	○	○	○		
NO ₂ (日平均値で 40 ppb)	○	○	○			
PM _{2.5} (日平均値で 25 μg m ⁻³)	○	○	○	○		○
O ₃ (120 ppb 以上の時間数)	○	○	○	○		
全硫黄沈着量	○	○	○	○	○	○
全窒素沈着量	○		○			

結果、ECA 設定による大気質改善効果を算定する将来シミュレーションでは、ECA 設定海域として図 4.3-1に示す5つの範囲を設定することとした。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。



図 4.3-1 5つの地方計算領域において ECA を設定する海域の範囲

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 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。

5.1 再現性の確認方法

4 章では、日本計算領域を対象とした解析から船舶起源排出量が及ぼす大気質への影響が大きいと考えられる海域を検討した。その結果、(i) 東京湾、(ii) 伊勢湾、(iii) 大阪湾、(iv) 瀬戸内海、(v) 津軽海峡の 5 つを地方計算領域 (格子解像度 : 5 km) の対象とすることとした。これら 5 つの海域を含む地方計算領域を図 5.1-1 のように設定し、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とした。

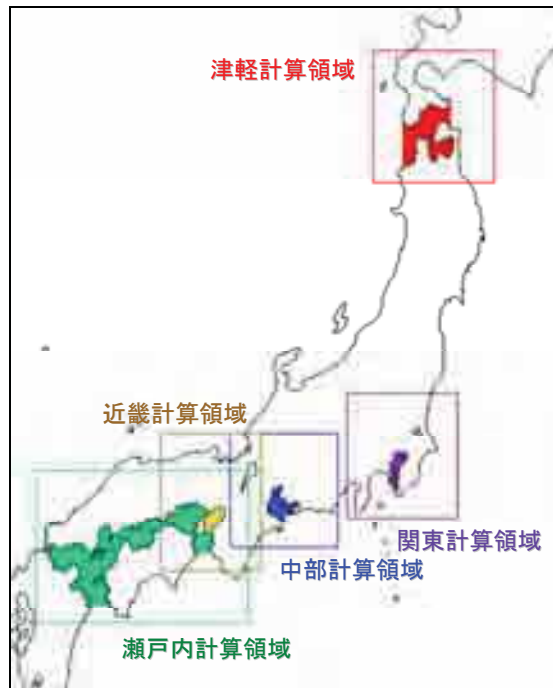


図 5.1-1 ECA 設定による大気質改善効果を検討するための海域及びその地方計算領域

日本計算領域における大気質シミュレーションの主たる目的は地方計算領域の選定であったが、地方計算領域では ECA 設定に関する大気質改善の効果の大きさ及びその分布を詳細に把握することが目的となる。本章では、表 2.4-1 で示した ECA 設定に係る大気質改善効果の算定手法を適用するに当たり、その算定手法が示す結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が目的となる。

5.1.1 WRFによる気象シミュレーションの再現性の確認方法

本事業では、気象シミュレーションモデルの WRF で再現された気象場を CMAQ の入力データとして利用し、大気汚染物質の化学輸送シミュレーションを実行した。WRF も CMAQ と同様に、アジア計算領域、日本計算領域、地方計算領域のそれぞれで実行する必要がある。日本計算領域を対象とした WRF による気象場の再現性では、札幌・仙台・東京・大阪・福岡に設置されている管区気象台に名古屋地方気象台を加えた計 6 箇所にて測定された気象観測データを、WRF で再現された気象計算データと比較することで行った。結果は参考資料を参照されたい。

日本計算域における気象シミュレーションの再現性確認では、WRF による計算結果は気象観測データと矛盾のないものであることを確認し、その WRF の計算結果を大気質シミュレーションモデルの入力データとして使用することが可能と判断した。そのため、より高い格子解像度を持つ地方計算領域では、気象シミュレーションの再現性は向上すると判断し、気象観測データを用いた検証は行わなかった。

5.1.2 CMAQによる大気質シミュレーションの再現性の確認方法

地方計算領域における大気質シミュレーションモデルの再現性確認では、観測データを対照として、「大気中濃度の比較 (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、高濃度現象の出現に係る再現性を確認しつつ、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。

地方計算領域における再現性の確認では、3大港湾を含む関東計算領域、中部計算領域、近畿計算領域に対して、図 5.1-2に示す計 43 箇所の測定局において測定された大気汚染物質の観測データを利用した。再現性確認の対象とした大気汚染物質は、日本計算領域での検証と同様に SO_2 、 NO_2 、 $\text{PM}_{2.5}$ 、 O_3 の 4 物質とした。なお、本章には図中の赤点で示した計 18 地点を対象とした検証結果について紹介することとし、その他の地点を対象とした検証結果は参考資料に掲載した。同 18 地点の測定局の観測項目及び選定理由を表 5.1-1にまとめた。

関東計算領域の町田局及び綾瀬局では、 $\text{PM}_{2.5}$ 重量濃度の観測データのみ検証に利用した。環境科学国際 C (埼玉県環境科学国際センター) で測定された $\text{PM}_{2.5}$ 成分濃度は、米持ら (2007) で報告されたデータを著者より提供していただいたものである。市環研 (名古屋市環境科学研究所) で測定された $\text{PM}_{2.5}$ 成分濃度は、山神ら (2011) で報告されたデータを著者より提供していただいたものである。

米持ら (2007): 埼玉県北部における $\text{PM}_{2.5}$ 濃度と化学組成の 5 年間の観測結果, 大気環境学会誌, 42 巻 第 2 号, pp129-142.

山神ら (2011): 名古屋市における $\text{PM}_{2.5}$ の化学組成と高濃度発生パターンの変年変化, 大気環境学会誌, 46 巻 第 3 号, pp139-147.

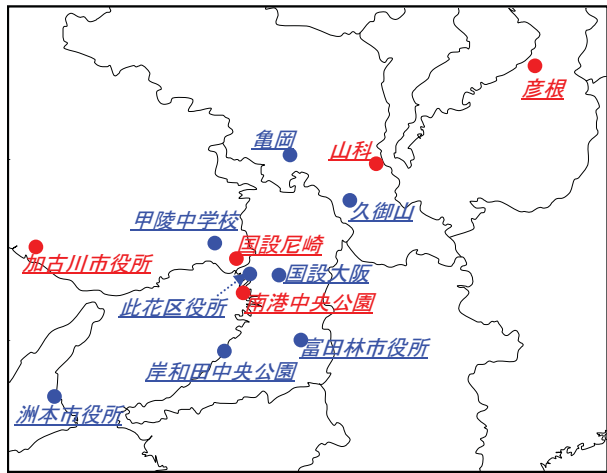
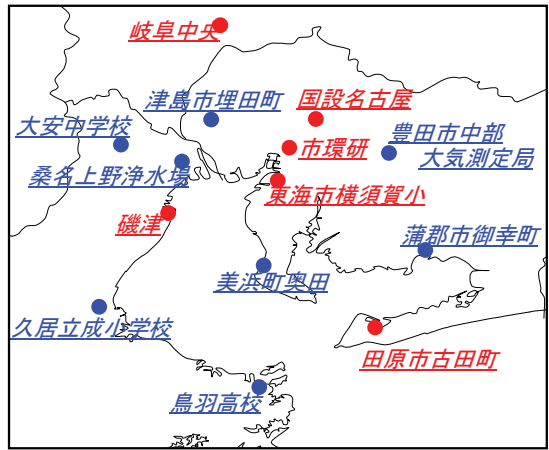
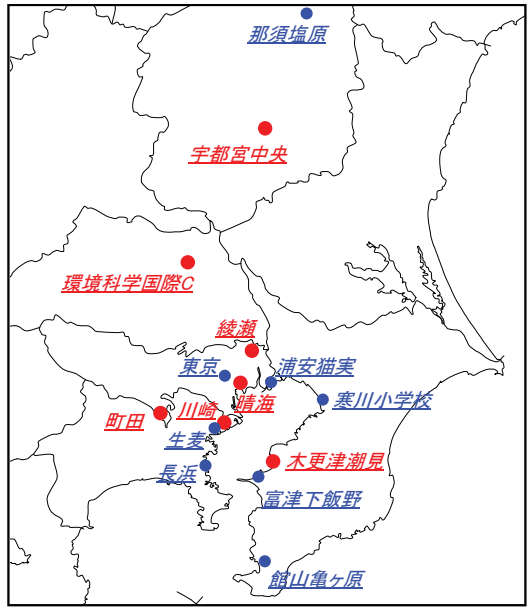


図 5.1-2 地方計算領域における大気質シミュレーションの再現性確認で利用した観測地点

(赤点での比較のみ本編で紹介。その他は参考資料に掲載。)

表 5.1-1 代表 18 地点における測定項目

	選定理由	SO ₂ , NO ₂ , O ₃	PM _{2.5} 重量濃度	PM _{2.5} 成分濃度
宇都宮中央 (一般局)	関東内陸	1 時間値	-	-
環境科学国際 C (埼玉県)	関東内陸	1 時間値	週毎	週毎
晴海 (一般局)	沿岸域	1 時間値	-	-
川崎 (国設局)	沿岸域	1 時間値	-	-
木更津潮見 (一般局)	沿岸域	1 時間値	-	-
町田 (一般局)	PM _{2.5} 測定局	1 時間値	1 時間値	-
綾瀬 (一般局)	PM _{2.5} 測定局	1 時間値 (NO ₂ のみ)	1 時間値	-
岐阜中央 (岐阜市)	中部内陸	1 時間値	-	-
名古屋 (国設局)	中部内陸	1 時間値	-	-
東海市横須賀小 (一般局)	沿岸域	1 時間値	-	-
磯津 (一般局)	沿岸域	1 時間値	-	-
田原市古田町 (一般局)	沿岸域	1 時間値	-	-
市環研 (名古屋市)	PM _{2.5} 測定局	-	日毎	日毎
彦根 (一般局)	近畿内陸	1 時間値	-	-
山科 (一般局)	近畿内陸	1 時間値	-	-
尼崎 (国設局)	沿岸域	1 時間値	1 時間値	-
南港中央公園 (一般局)	沿岸域	1 時間値	-	-
加古川市役所 (一般局)	沿岸域	1 時間値	-	-

※ 一般局 : 「国立環境研究所環境データベース大気環境時間値データファイル」を利用

※ 国設局 : 「http://www.nies.go.jp/igreen/tk_down.html」

※ 埼玉県 : 「<http://www.taiki-kansi.pref.saitama.lg.jp/>」 及び米持ら (2007)

※ 岐阜市 : 「<http://www.city.gifu.lg.jp/c/12030003/12030003.html>」

※ 名古屋市 : 山神ら (2011)

米持ら (2007): 埼玉県北部における PM_{2.5} 濃度と化学組成の 5 年間の観測結果, 大気環境学会誌, 42 巻 第 2 号, pp129-142.

山神ら (2011): 名古屋市における PM_{2.5} の化学組成と高濃度発生パターンの経年変化, 大気環境学会誌, 46 巻 第 3 号, pp139-147.

5.2 再現性の確認結果

5.2.1 大気中濃度の測定値との比較

表 5.1-1に示したとおり、SO₂、NO₂、PM_{2.5}、O₃の大気中濃度は自動測定器により常時監視されており、その結果は1時間値で公開されている。そのため、ここでは観測側で利用できる最小時間分解能の1時間値をモデル計算値との比較に利用した。日本計算領域での再現性の確認と同様に、日本の四季を代表する2月、5月、8月、11月の4ヶ月を対象に大気中濃度の1時間値による比較を行った。各月の大気汚染に係る特徴は表 3.2-1を参照されたい。

自動測定器によるPM_{2.5}の1時間値は重量濃度 ($\mu\text{g m}^{-3}$) となっており、様々な成分 (EC、OC、2次粒子など) が含有された総重量の濃度となっている。そのため、PM_{2.5}の再現性確認では、重量濃度に加えて成分濃度の再現性にも着目しなければならない。ここでは、米持ら (2007) 及び山神ら (2011) による PM_{2.5} 成分濃度を対照に、モデル計算による PM_{2.5} 濃度の再現性を確認した。詳細は本節 (3) を参照されたい。

米持ら (2007): 埼玉県北部における PM_{2.5} 濃度と化学組成の 5 年間の観測結果, 大気環境学会誌, 42 巻 第 2 号, pp129-142.

山神ら (2011): 名古屋市における PM_{2.5} の化学組成と高濃度発生パターン of 経年変化, 大気環境学会誌, 46 巻 第 3 号, pp139-147.

(1) SO₂

2005年2・5・8・11月を対象としたSO₂濃度の観測値とモデル計算値の1時間値ベースによる比較を、図5.2-1(関東計算領域)、図5.2-2(中部計算領域)、図5.2-3(近畿計算領域)に示した。また、1時間値より算出した年間及び各月におけるSO₂の期間平均濃度(各季節を代表する月として表3.2-1に示すように2月、5月、8月、11月を取り上げる)を表5.2-1(関東計算領域)、表5.2-2(中部計算領域)、表5.2-3(近畿計算領域)にそれぞれまとめた。

本報告書3章の日本計算領域における再現性の確認でも考察したとおり、2005年8月6日には関東地方に三宅島御山から火山起源のSO₂が輸送されており、ここでも関東地方内の全ての地点において、その輸送現象に伴うSO₂濃度の上昇を再現することができた。しかしながら、全体的な傾向として、観測値が示すSO₂濃度の上昇・下降をモデルが再現できていても、観測値が示す極端な濃度上昇に対しては、モデル計算値はその濃度を過小に評価する傾向を示した。

SO₂は化石燃料の燃焼が発生源となるが、都市部には移動発生源・固定発生源ともに様々なSO₂の排出パターンが存在する。観測値が示した短時間で極端な上昇は、それら様々な排出パターンに起因した地域固有のものと考えるが、CMAQに限らず、広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、それら発生源毎の排出パターンをある程度平均化して扱うため、個々の濃度上昇現象を全て完全に再現することは極めて困難である。

モデル計算値が示した1時間値に対する精度は、現時点では観測されたSO₂濃度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、三宅島における火山噴火からのSO₂の輸送といったように要因の特定できており、かつ排出シナリオにおいてその現象が考慮されている場合には、その影響が及ぶであろう範囲の想定には有効となることがわかった。このような特定の短期的な事象解析においては、1時間値をベースとした再現性の確認が重要となる。本節(5)においても、三宅島からの輸送現象を1時間値による空間分布から解析した。

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SO₂濃度の改善効果は濃度の1時間値に対する改善効果ではなく、表2.4-1に示した通り、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パーセント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。ただし、その改善効果が示す解釈にはモデル計算値と観測値の差を把握しておく必要があるため、次の「高パーセントイル区間における比較(5.2.2)」でその差を解析した。

表 5.2-1 関東計算領域における年間及び各月の SO₂ 濃度の年・月平均濃度 (ppb)

	宇都宮中央		環境科学国際 C		晴海		川崎		木更津潮見	
	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算
年間	3.3 (99%)	2.3	2.2 (99%)	2.1	6.1 (97%)	5.9	6.8 (99%)	4.5	2.9 (99%)	4.1
2月	4.0 (99%)	1.7	3.8 (99%)	1.6	4.5 (98%)	2.8	5.6 (99%)	2.3	4.1 (100%)	3.2
5月	2.0 (99%)	1.6	1.8 (99%)	1.5	5.3 (98%)	4.1	7.6 (99%)	3.8	2.3 (99%)	3.6
8月	2.5 (99%)	2.2	1.9 (99%)	1.9	9.0 (98%)	11.2	7.9 (99%)	7.1	3.6 (99%)	5.4
11月	4.3 (99%)	3.4	2.0 (98%)	3.2	5.8 (98%)	5.6	7.4 (99%)	5.4	2.1 (99%)	5.5

※ 観測におけるカッコ内のパーセント値はデータの完全度を示す

表 5.2-2 中部計算領域における年間及び各月の SO₂ 濃度の年・月平均濃度 (ppb)

	岐阜中央		名古屋		東海市横須賀小		磯津		田原市古田町	
	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算
年間	3.6 (99%)	4.7	2.3 (98%)	3.1	3.8 (99%)	6.1	6.5 (99%)	4.4	4.4 (99%)	2.3
2月	3.7 (100%)	4.1	2.2 (99%)	2.6	6.7 (99%)	4.3	5.7 (100%)	2.9	4.6 (99%)	1.8
5月	6.7 (99%)	4.4	2.3 (99%)	2.7	3.5 (99%)	5.3	7.7 (100%)	4.0	5.8 (100%)	2.0
8月	1.9 (98%)	3.9	1.9 (99%)	2.6	2.7 (99%)	6.4	5.4 (92%)	4.6	3.1 (100%)	2.4
11月	2.2 (99%)	5.7	2.8 (91%)	4.3	3.8 (99%)	9.2	6.2 (100%)	6.8	4.7 (99%)	3.6

※ 観測におけるカッコ内のパーセント値はデータの完全度を示す

表 5.2-3 近畿計算領域における年間及び各月の SO₂ 濃度の年・月平均濃度 (ppb)

	彦根		山科		尼崎		南港中央公園		加古川市役所	
	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算
年間	3.5 (98%)	2.2	4.4 (98%)	3.2	5.0 (99%)	2.8	6.7 (100%)	7.1	2.4 (99%)	2.7
2月	3.3 (99%)	1.6	3.2 (98%)	2.1	4.2 (98%)	1.6	4.7 (100%)	3.0	1.8 (99%)	1.7
5月	3.6 (99%)	2.1	4.7 (90%)	3.2	4.9 (99%)	2.4	7.3 (100%)	6.9	2.5 (99%)	2.4
8月	4.1 (97%)	1.9	4.9 (99%)	3.2	5.4 (99%)	3.6	7.9 (99%)	11.1	2.8 (100%)	3.1
11月	2.6 (99%)	3.1	4.1 (99%)	4.6	5.0 (99%)	3.8	7.0 (99%)	7.0	1.6 (99%)	3.7

※ 観測におけるカッコ内のパーセント値はデータの完全度を示す

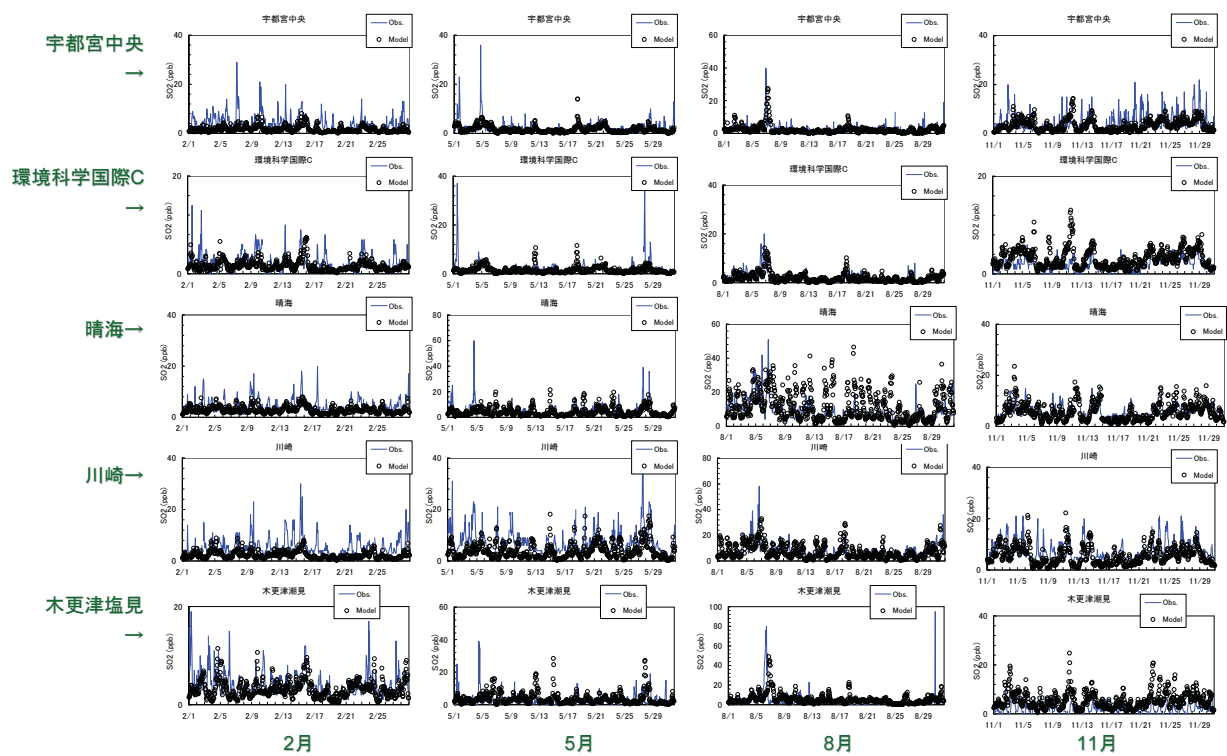


図 5.2-1 関東計算領域を対象とした 2005 年 2・5・8・11 月における SO₂ 濃度の観測値とモデル計算値の比較

(Obs.: 観測値(Observation)、Model: モデル計算値)

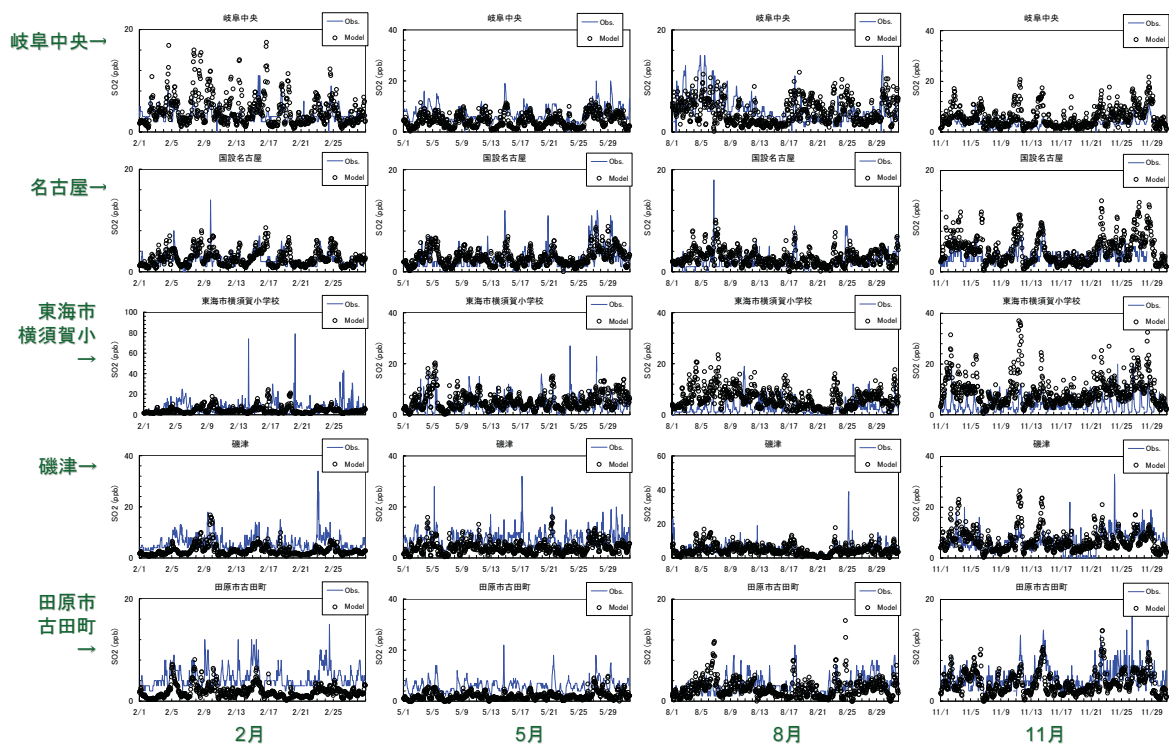


図 5.2-2 中部計算領域を対象とした2005年2・5・8・11月におけるSO₂濃度の観測値とモデル計算値の比較

(Obs.: 観測値(Observation)、Model: モデル計算値)

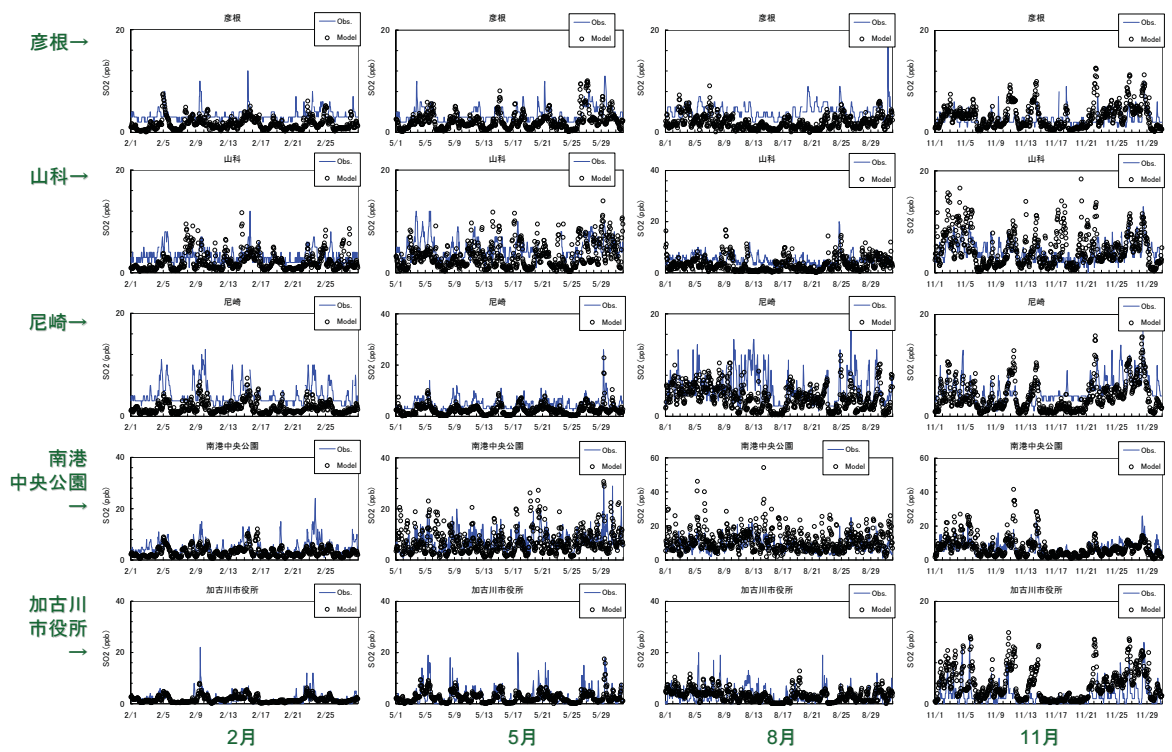


図 5.2-3 近畿計算領域を対象とした 2005 年 2・5・8・11 月における SO₂ 濃度の観測値とモデル計算値の比較

(Obs.: 観測値(Observation)、Model: モデル計算値)

(2) NO₂

2005年2・5・8・11月を対象としたNO₂濃度の観測値とモデル計算値の1時間値ベースによる比較を、図 5.2-4 (関東計算領域)、図 5.2-5 (中部計算領域)、図 5.2-6 (近畿計算領域) に示した。また、1時間値より算出した年間及び各月におけるNO₂の期間平均濃度(各季節を代表する月として表 3.2-1 に示すように2月、5月、8月、11月を取り上げる)を表 5.2-4 (関東計算領域)、表 5.2-5 (中部計算領域)、表 5.2-6 (近畿計算領域) にそれぞれまとめた。

日本計算領域におけるNO₂濃度の再現性確認では、都市域のNO₂濃度を1時間値ベースで再現するにはその20 km といった格子解像度では粗すぎる可能性があることを示唆した。それに対し、地方計算領域を設定することによって、NO₂濃度の再現性に一定の改善効果があったことが確認できた(参考資料参照)。しかしながらSO₂と同様、全体的な傾向として観測値が示すNO₂濃度の上昇・下降をモデルが再現できていても、観測値が示す短時間に極端な濃度の上昇に対しては、モデル計算値はその濃度を過小に評価する傾向を示した。

NO₂はO₃の生成において中心となる要因物質の1つであるため、近年において顕在化が指摘されているO₃の短期高濃度現象の解析では、NO₂濃度についても1時間値をベースとした解析が重要となる。本節(5)においても、2005年8月4-5日に川崎で出現したO₃の短期高濃現象を1時間値による空間分布から解析した。

モデル計算値の1時間値が持つ精度および現時点で我が国においてNO₂環境濃度に対する短期的な評価基準(1時間値に対する評価クライテリア)が設定されていないことを併せて考えれば、ECA設定によるNO₂濃度の改善効果は濃度の1時間値個々に対する改善効果ではなく、表 2.4-1 に示した通り、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が適切と考えた。ただし、その改善効果が示す解釈にはモデル計算値と観測値の差を把握しておく必要があるため、次の「高パーセンタイル区間における比較(5.2.2)」でその差を解析した。

表 5.2-4 関東計算領域における年間及び各月の NO₂ 濃度の年・月平均濃度 (ppb)

	宇都宮中央		環境科学国際 C		晴海		川崎		木更津潮見	
	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算
年間	22.6 (97%)	11.5	20.8 (97%)	13.4	32.8 (98%)	27.7	31.3 (99%)	25.0	16.5 (99%)	12.5
2月	23.4 (98%)	10.6	21.9 (98%)	11.3	29.4 (94%)	19.0	29.3 (99%)	22.7	18.5 (99%)	11.8
5月	18.0 (83%)	7.6	17.1 (99%)	9.3	26.9 (99%)	19.5	24.8 (100%)	18.4	11.5 (99%)	9.7
8月	18.0 (92%)	9.6	15.5 (99%)	10.8	28.4 (99%)	41.3	24.5 (99%)	26.9	10.6 (99%)	12.7
11月	26.2 (99%)	16.7	25.7 (93%)	18.9	41.2 (95%)	27.0	41.4 (99%)	30.7	24.0 (99%)	18.2

※ 観測におけるカッコ内のパーセント値はデータの完全度を示す

表 5.2-5 中部計算領域における年間及び各月の NO₂ 濃度の年・月平均濃度 (ppb)

	岐阜中央		名古屋		東海市横須賀小		磯津		田原市古田町	
	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算
年間	16.8 (99%)	16.6	18.1 (86%)	24.3	25.8 (99%)	23.3	16.0 (99%)	16.7	10.6 (99%)	7.8
2月	18.3 (100%)	15.2	21.8 (72%)	25.0	31.5 (100%)	19.9	17.0 (99%)	12.6	15.6 (99%)	7.1
5月	13.6 (99%)	14.9	14.9 (79%)	19.8	19.9 (99%)	20.0	12.6 (99%)	14.2	6.8 (100%)	6.1
8月	13.6 (99%)	14.0	12.2 (56%)	19.5	17.4 (100%)	23.1	12.4 (99%)	17.2	6.7 (99%)	7.6
11月	18.7 (99%)	18.8	20.1 (91%)	29.4	33.5 (100%)	29.7	23.6 (99%)	24.0	17.2 (98%)	12.7

※ 観測におけるカッコ内のパーセント値はデータの完全度を示す

表 5.2-6 近畿計算領域における年間及び各月の NO₂ 濃度の年・月平均濃度 (ppb)

	彦根		山科		尼崎		南港中央公園		加古川市役所	
	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算
年間	22.3 (98%)	11.0	19.3 (99%)	17.7	23.8 (99%)	19.0	28.6 (99%)	20.9	18.7 (99%)	14.8
2月	18.7 (99%)	8.7	20.4 (98%)	15.2	24.8 (99%)	17.9	27.5 (100%)	11.5	19.0 (99%)	12.2
5月	20.9 (99%)	8.6	13.5 (100%)	14.7	20.3 (100%)	14.6	28.9 (100%)	21.5	17.0 (99%)	11.9
8月	20.2 (99%)	10.1	16.7 (99%)	16.8	21.5 (99%)	19.9	25.3 (99%)	30.6	16.5 (99%)	16.4
11月	26.7 (99%)	14.0	25.4 (100%)	21.9	31.0 (99%)	23.7	35.8 (99%)	19.9	19.8 (99%)	19.0

※ 観測におけるカッコ内のパーセント値はデータの完全度を示す

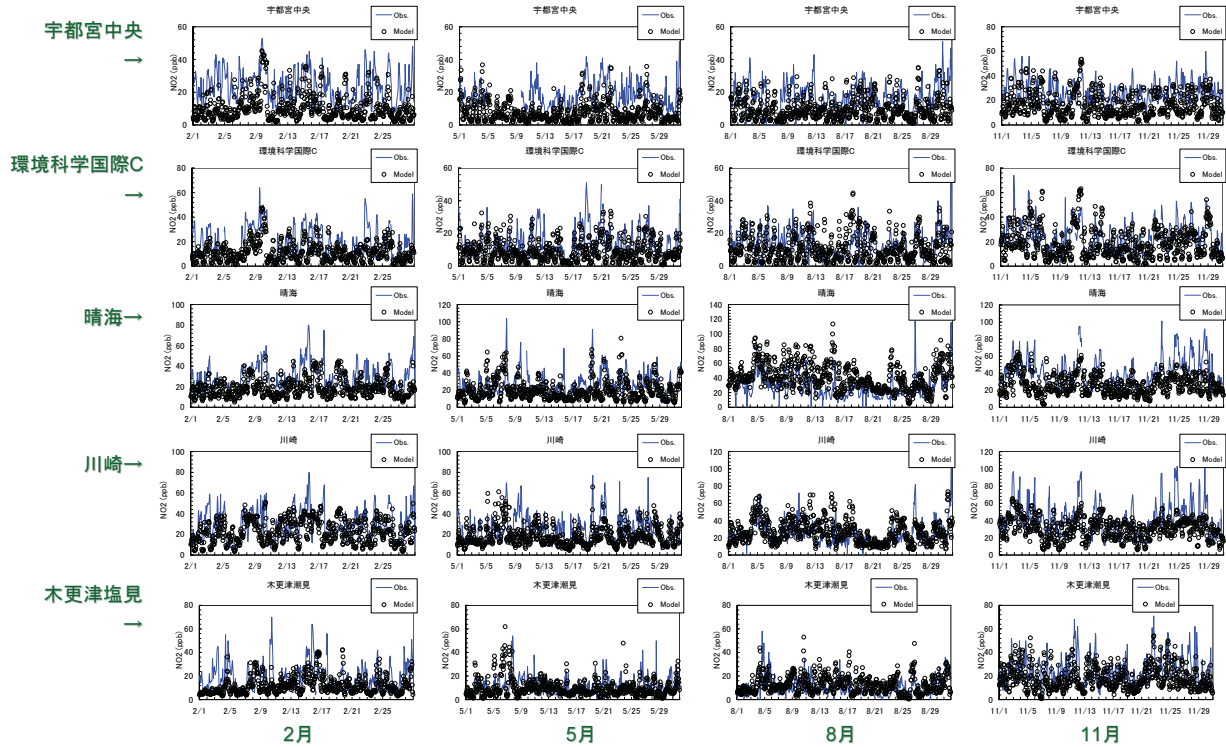


図 5.2-4 関東計算領域を対象とした 2005 年 2・5・8・11 月における NO₂ 濃度の観測値とモデル計算値の比較

(Obs.: 観測値(Observation)、Model: モデル計算値)

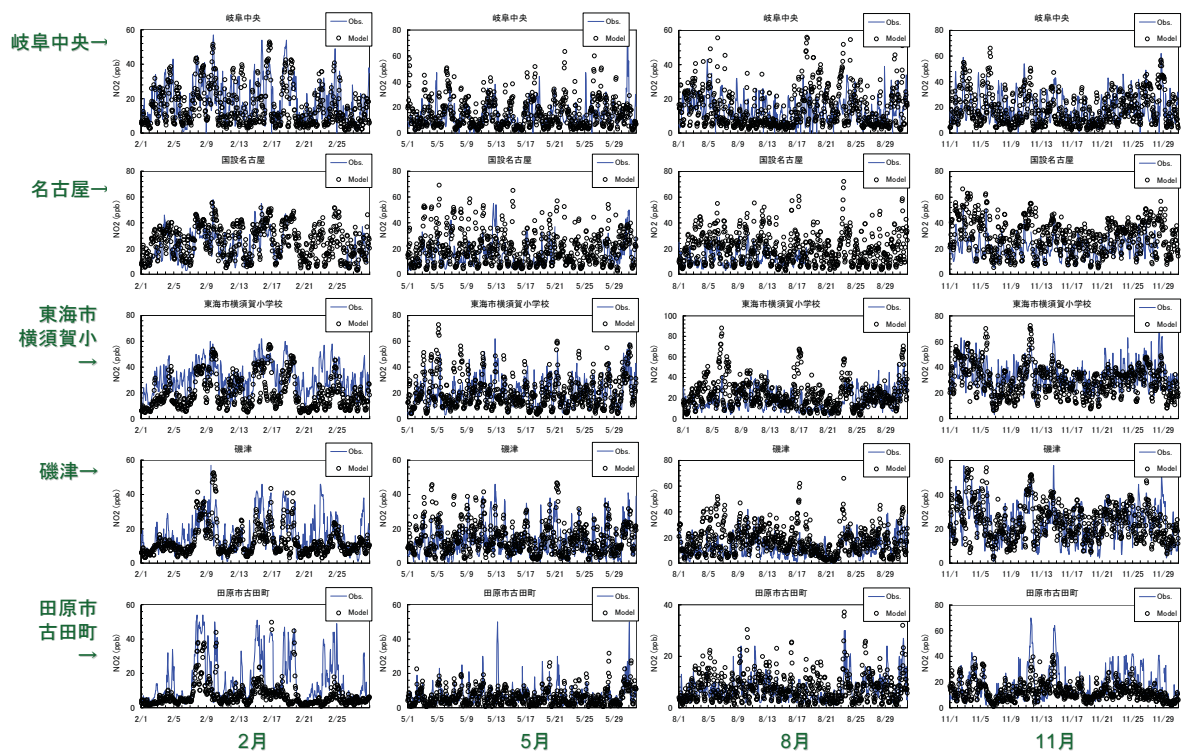


図 5.2-5 中部計算領域を対象とした 2005 年 2・5・8・11 月における NO₂ 濃度の観測値とモデル計算値の比較

(Obs. : 観測値(Observation)、Model : モデル計算値)

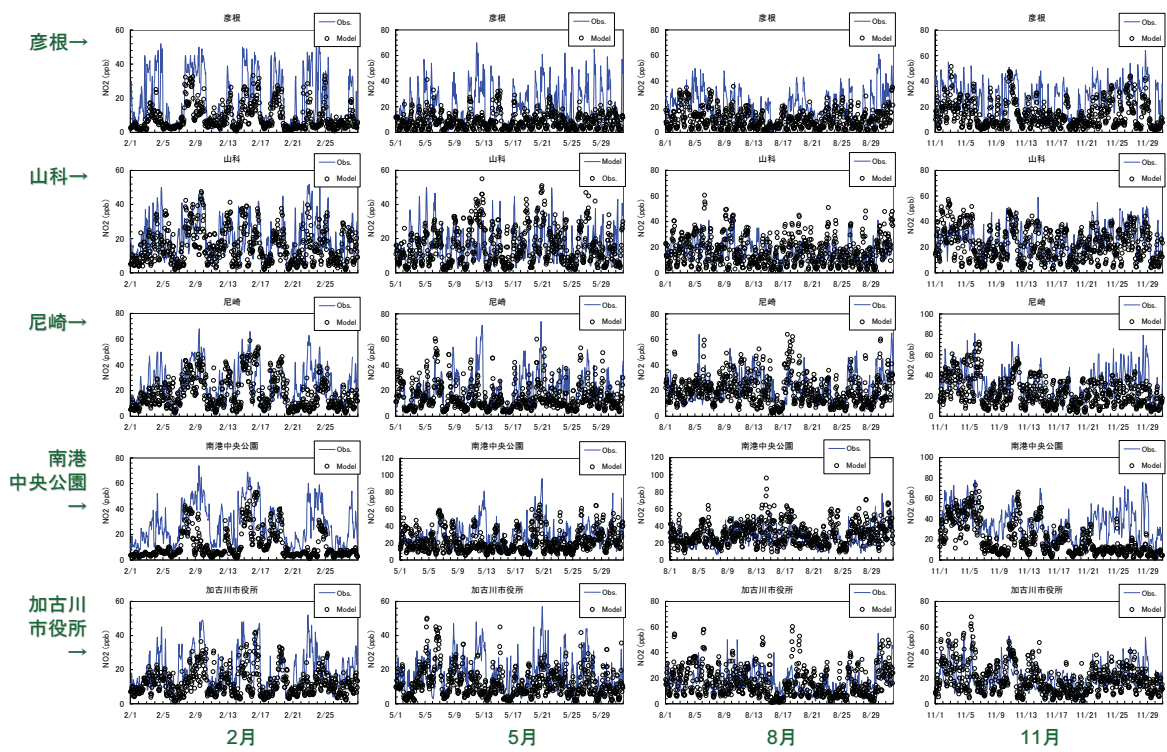


図 5.2-6 近畿計算領域を対象とした2005年2・5・8・11月におけるNO₂濃度の観測値とモデル計算値の比較

(Obs. : 観測値(Observation)、Model : モデル計算値)

(3) PM_{2.5}

2005年時点において、PM_{2.5}の観測を実施していた観測地点は日本国内では僅かであり、ここで対象とした43箇所の測定地点の中では町田、綾瀬（ともに関東計算領域）、尼崎（近畿計算領域）の3地点のみとなっている。そのため、PM_{2.5}の再現性確認はこれら地点に限って実施した。なお、尼崎におけるPM_{2.5}濃度の観測は2005年4月からの開始となっている。

表5.2-7に、2005年2・5・8・11月を対象としたPM_{2.5}濃度の観測値とモデル計算値の1時間値データによる比較を示す。なお、参考としてSPMの観測値も併せてプロットした。また、1時間値より算出した年間及び各月におけるPM_{2.5}の年・月平均濃度を表5.2-7にまとめた。

SO₂及びNO₂とは異なり、観測値が示す極端な短期的濃度上昇に対しては、モデル計算値はその濃度を過大に評価する傾向を示した。しかしながら、観測値が示すPM_{2.5}濃度の上昇・下降をモデルが再現できた回数も多く、季節を通じた全体的な濃度レベルも矛盾したものではないと考える。また、モデル計算値がSPM観測値ではなくPM_{2.5}観測値と同様のトレンドを示したことは、CMAQがSPMとPM_{2.5}の粒径の違いを概ね再現できたとも考えられる。

茶谷ら(2011)は、本事業でも使用したCMAQを用いて2005年度を対象としたPM_{2.5}の再現性を報告した。同報告にはここでの3地点も再現性確認に含まれており、2005年4月～2006年3月における年度平均値では、「観測値－モデル計算値」は町田：+7.3 µg m⁻³、綾瀬：+6.6 µg m⁻³、尼崎：+7.1 µg m⁻³であった。他方、表5.2-7に示した本結果の年平均濃度では「観測値－モデル計算値」は町田：-0.8 µg m⁻³、綾瀬：+0.3 µg m⁻³、尼崎：+0.2 µg m⁻³であった。茶谷ら(2011)の結果とは平均期間及び計算格子解像度が異なっているものの、年平均値で比較すれば本結果は茶谷ら(2011)と同程度の再現性を有すると考えられた。

モデル計算値が示した1時間値に対する精度は、現時点では観測されたPM_{2.5}濃度を概ね再現できたと考える。しかしながら、一部の観測データに対してモデルが過大であったこと、国内の環境基準値が日平均及び年平均といった期間平均で設定されていることを考慮し、ECA設定によるPM_{2.5}濃度の改善効果は表2.4-1に示した通り、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が適切と考えた。ただし、その改善効果が示す解釈にはモデル計算値と観測値の差を把握しておく必要があるため、次の「高パーセンタイル区間における比較(5.2.2)」でその差を解析した。

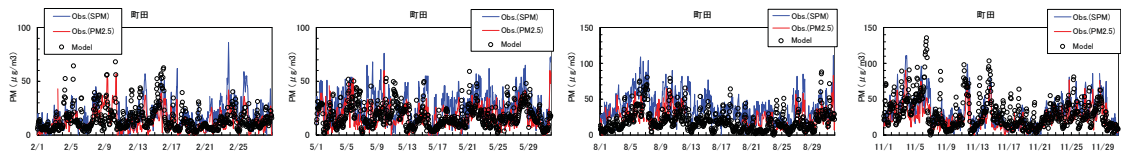
茶谷ら(2011): 3次元大気シミュレーションによる2005年度日本三大都市圏PM_{2.5}濃度に対する国内発生源・越境輸送の感度解析, 大気環境学会誌, 46巻 第2号, pp101-110.

表 5.2-7 地方計算領域における年間及び各月の PM_{2.5} 濃度の年・月平均濃度 (μg m⁻³)

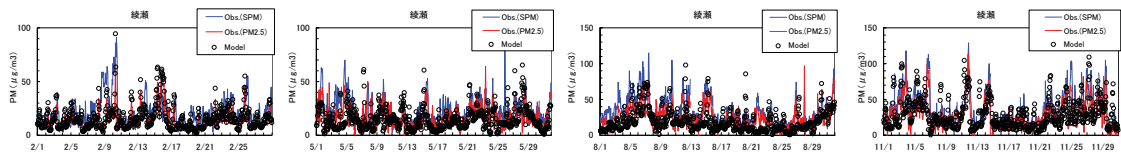
	町田		綾瀬		尼崎	
	観測	計算	観測	計算	観測	計算
年間	19.9 (96%)	20.7	20.9 (98%)	20.6	22.8 (100%)	22.6
2月	12.7 (99%)	14.6	14.5 (99%)	15.9	No Data -	-
5月	16.8 (98%)	17.8	16.7 (97%)	14.9	20.9 (100%)	20.3
8月	25.2 (69%)	19.8	24.4 (99%)	19.0	24.7 (100%)	20.1
11月	23.6 (98%)	30.3	27.8 (98%)	28.9	25.7 (100%)	28.3

※ 観測におけるカッコ内のパーセント値はデータの完全度を示す

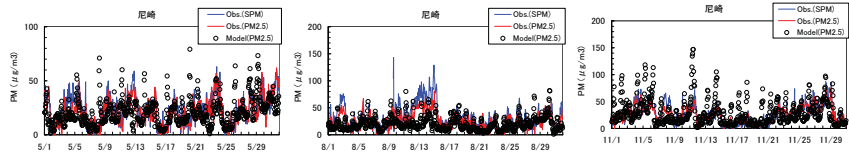
町田→



綾瀬→



尾崎→



2月

5月

8月

11月

図 5.2-7 地方計算領域を対象とした2005年2・5・8・11月におけるPM_{2.5}濃度の観測値とモデル計算値の比較

(Obs.: 観測値(Observation)、Model: モデル計算値)

これまでも議論したとおり、PM_{2.5} は様々な成分で構成されているため、PM_{2.5} の再現性確認では、重量濃度に加えて成分濃度の再現性にも着目しなければならない。ここでは、米持ら (2007) 及び山神ら (2011) による PM_{2.5} 成分濃度を対照に、モデル計算による PM_{2.5} 濃度の再現性を確認した。

図 5.2-8に、環境科学国際 C (埼玉県環境科学国際センター) において 1 週間サンプリングにより測定された PM_{2.5} 濃度 ($\mu\text{g m}^{-3}$) と、それに含まれる EC (元素状炭素; Elemental Carbon)、硫酸塩、硝酸塩、アンモニウム塩の各濃度 ($\mu\text{g m}^{-3}$) との比較を示した。夏季の硝酸塩濃度では、概ね低い濃度レベルではあったもののモデル計算値が観測値に対して過大となる傾向を示した。しかしながら、各成分に対するモデル計算値は、季節を通じて矛盾のない濃度レベルであったと考える。

図 5.2-9に、市環研 (名古屋市環境科学研究所) において 1 日サンプリングにより測定された PM_{2.5} 濃度 ($\mu\text{g m}^{-3}$) と、それに含まれる EC (元素状炭素; Elemental Carbon)、硫酸塩、硝酸塩、アンモニウム塩の各濃度 ($\mu\text{g m}^{-3}$) との比較を示した。観測データには 168 日ほどの欠測日が存在したが、各成分に対するモデル計算値は、季節を通じて矛盾のない濃度レベルであったと考える。

米持ら (2007): 埼玉県北部における PM_{2.5} 濃度と化学組成の 5 年間の観測結果, 大気環境学会誌, 42 巻 第 2 号, pp129-142.

山神ら (2011): 名古屋市における PM_{2.5} の化学組成と高濃度発生パターンの経年変化, 大気環境学会誌, 46 巻 第 3 号, pp139-147.

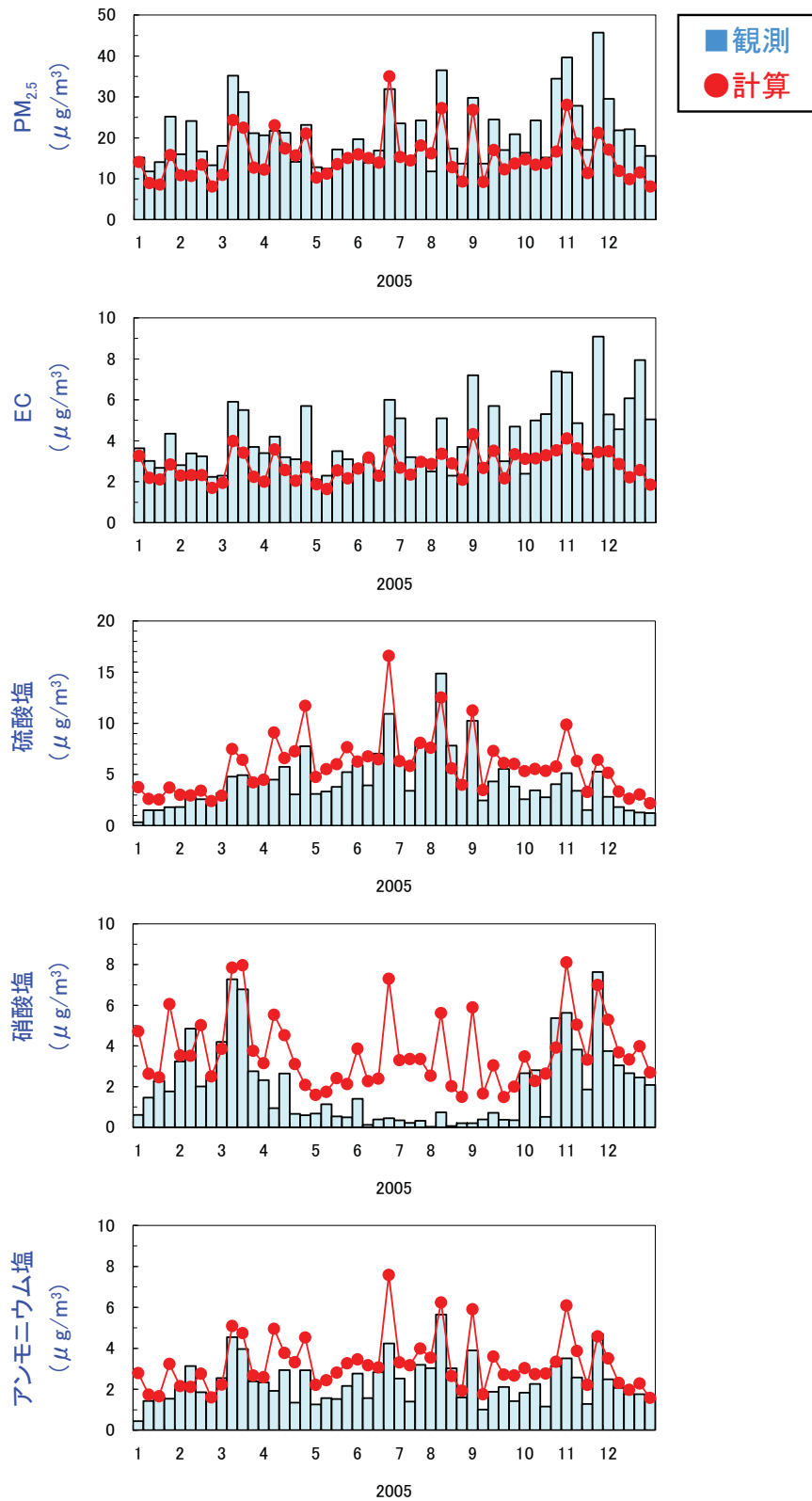


図 5.2-8 環境科学国際 C (埼玉県環境科学国際センター) において 1 週間サンプリングにより測定された PM_{2.5} 濃度とそれに含まれる EC、硫酸塩、硝酸塩、アンモニウム塩の濃度との比較

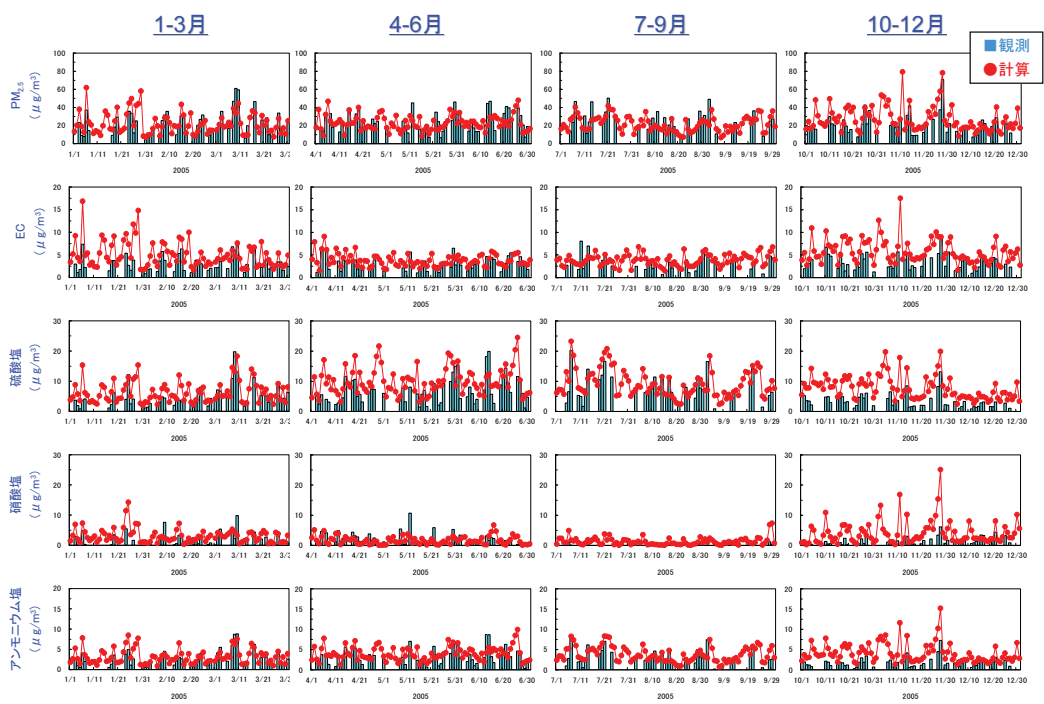


図 5.2-9 市環研 (名古屋市環境科学研究所) において 1 日サンプリングにより測定された PM_{2.5} 濃度とそれに含まれる EC、硫酸塩、硝酸塩、アンモニウム塩の濃度との比較

(4) 光化学オキシダント

日本計算領域における再現性の確認と同様に、 O_3 濃度と PO 濃度について (3.2.1 節(4) 参照) モデル計算値の再現性確認を行った。なお、観測された O_x 濃度は O_3 濃度と相違ないものと想定し、そのままモデル計算値との比較に利用した。

2005 年 2・5・8・11 月を対象とした O_3 濃度及び PO 濃度の観測値とモデル計算値の 1 時間値ベースによる比較を図 5.2-10 (関東計算領域の O_3)、図 5.2-11 (関東計算領域の PO)、図 5.2-12 (中部計算領域の O_3)、図 5.2-13 (中部計算領域の PO)、図 5.2-14 (近畿計算領域の O_3)、図 5.2-15 (近畿計算領域の PO) に示した。また、1 時間値より算出した年間及び各月における O_3 及び PO の期間平均濃度を表 5.2-8 (関東計算領域の O_3)、表 5.2-9 (関東計算領域の PO)、表 5.2-10 (中部計算領域の O_3)、表 5.2-11 図 5.2-13 (中部計算領域の PO)、表 5.2-12 図 5.2-14 (近畿計算領域の O_3)、表 5.2-13 (近畿計算領域の PO) にそれぞれまとめた。一般に、日本では O_3 濃度は①春季に越境汚染が届く、②紫外線が強くなる、③高 O_3 濃度の成層圏空気が下降して来る等によって高濃度となり、夏季にはピーク値は高くなるものの日平均 O_3 濃度は低くなり、秋季にはまた高濃度となる¹。また、空間的には、 NO_x の発生量の多い都市中心部で O_3 が消費されて低濃度となり、中心部を少し離れると再び高濃度になるといったいわゆるドーナツ現象が見られる。

ECA 設定による光化学オキシダント濃度の改善効果は、表 2.4-1 に示したとおり、 O_3 濃度の 1 時間値がオキシダント注意報の発令となる 120 ppb を越えた時間数から算定することとした。120 ppb のような高濃度を対象としたモデル計算値の再現性の確認は次の「高パーセンタイル区間における比較 (5.2.2)」でその差を解析した。ここでは、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。

¹ 「酸性雨長期モニタリング報告書(平成 15～19 年度) 環境省 表 3-1-2 及び図 3-1-7：日本国内 21 地点における O_3 濃度測定結果より

日本計算領域における再現性の確認では、その格子解像度 (20 km) は都市の夜間における O_3 の低濃度を再現するには不十分であったことが示唆された。しかしながら、このような空間解像度の不足は地方計算領域でも変わらず確認された。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、夜間における O_3 の低濃度を再現できるだけの十分な精度を有さないと考えられる。しかしながら、いずれの地点においても、日中に観測された O_3 及び PO の夜間に比較して高い濃度レベルの濃度再現に大きな矛盾はなく、幾つかの高濃度事象をモデル計算値は矛盾なく再現したことが確認できた。 O_3 の植生影響 (8 章参照) では、光合成が活発化する日中が評価の対象となるため、日中の O_3 濃度の再現性が確認できたことは、ここでの大気質シミュレーションモデルの結果はその植生影響の評価に対して適用可能と判断できる材料となる。

また、再現された幾つかの高濃度事象を対象とした要因解析には、本シミュレーションモデルは「使えるツール」であると見なすことが可能となる。例えば本節 (5) では、2005 年 8 月 4-5 日に関東広域で観測された SO_2 、 NO_2 、 O_3 の短期高濃現象を 1 時間値による空間分布から解析し、その高濃度現象の出現パターンを解析した。

表 5.2-8 関東計算領域における年間及び各月の O₃ 濃度の年・月平均濃度 (ppb)

	宇都宮中央		環境科学国際 C		晴海		川崎		木更津潮見	
	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算
年間	20.3 (100%)	40.3	23.2 (96%)	39.3	20.7 (98%)	27.8	23.6 (93%)	30.2	29.4 (99%)	40.4
2月	14.6 (100%)	28.9	19.6 (99%)	28.2	20.4 (98%)	22.9	26.4 (94%)	19.4	29.3 (99%)	30.1
5月	34.2 (100%)	53.9	32.1 (100%)	54.1	33.7 (99%)	46.7	34.0 (91%)	48.0	42.9 (99%)	54.1
8月	22.7 (100%)	52.9	28.7 (99%)	53.7	21.6 (99%)	26.2	25.6 (95%)	39.4	29.6 (99%)	48.5
11月	9.9 (100%)	24.5	12.9 (99%)	22.5	11.5 (99%)	17.9	14.0 (94%)	14.8	14.5 (99%)	25.8

※ 観測におけるカッコ内のパーセント値はデータの完全度を示す

表 5.2-9 関東計算領域における年間及び各月の PO 濃度の年・月平均濃度 (ppb)

	宇都宮中央		環境科学国際 C		晴海		川崎		木更津潮見	
	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算
年間	39.5 (96%)	50.4	40.9 (94%)	51.2	48.6 (98%)	51.7	50.0 (93%)	51.8	43.4 (99%)	51.4
2月	34.7 (98%)	38.1	38.0 (98%)	38.2	45.8 (94%)	39.2	51.2 (94%)	38.8	44.1 (98%)	40.5
5月	50.9 (83%)	60.6	47.3 (99%)	62.4	57.3 (99%)	63.8	55.7 (91%)	64.2	53.0 (99%)	62.7
8月	37.6 (92%)	61.5	42.2 (98%)	63.3	45.9 (99%)	62.0	46.8 (94%)	63.2	38.9 (99%)	59.8
11月	31.6 (99%)	39.0	33.7 (93%)	39.1	45.3 (95%)	41.0	47.5 (94%)	40.8	34.6 (98%)	41.7

※ 観測におけるカッコ内のパーセント値はデータの完全度を示す

表 5.2-10 中部計算領域における年間及び各月の O₃ 濃度の年・月平均濃度 (ppb)

	岐阜中央		名古屋		東海市横須賀小		磯津		田原市古田町	
	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算
年間	24.1 (100%)	36.8	27.5 (97%)	31.0	24.5 (100%)	31.8	27.9 (95%)	38.2	35.5 (93%)	45.2
2月	21.5 (100%)	25.2	22.4 (99%)	16.7	17.5 (100%)	22.0	27.2 (98%)	28.7	34.2 (92%)	34.2
5月	37.0 (100%)	53.9	44.0 (99%)	51.1	38.8 (100%)	50.2	43.9 (94%)	55.9	48.7 (95%)	62.4
8月	24.4 (100%)	47.6	28.7 (99%)	45.3	27.7 (100%)	41.9	23.6 (94%)	49.8	27.3 (95%)	54.8
11月	13.7 (100%)	23.0	14.3 (91%)	14.5	11.4 (100%)	14.5	16.9 (98%)	19.2	26.1 (95%)	30.0

※ 観測におけるカッコ内のパーセント値はデータの完全度を示す

表 5.2-11 中部計算領域における年間及び各月の PO 濃度の年・月平均濃度 (ppb)

	岐阜中央		名古屋		東海市横須賀小		磯津		田原市古田町	
	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算
年間	38.9 99%	51.3	43.0 84%	51.8	46.2 99%	51.9	41.5 94%	52.9	44.7 93%	52.1
2月	37.5 100%	38.2	39.4 72%	37.5	44.0 100%	38.9	42.1 97%	39.8	47.5 91%	40.5
5月	49.1 99%	67.1	55.7 79%	68.5	56.2 99%	68.0	54.7 93%	68.5	54.7 95%	67.9
8月	36.4 99%	60.1	41.7 56%	62.6	42.7 100%	62.3	34.4 94%	65.1	33.1 95%	61.6
11月	29.9 99%	39.2	30.6 90%	39.1	38.5 100%	39.5	36.8 98%	40.1	40.8 94%	41.2

※ 観測におけるカッコ内のパーセント値はデータの完全度を示す

表 5.2-12 近畿計算領域における年間及び各月の O₃ 濃度の年・月平均濃度 (ppb)

	彦根		山科		尼崎		南港中央公園		加古川市役所	
	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算
年間	27.4 (99%)	42.5	27.5 (99%)	36.2	26.7 (94%)	35.7	22.5 (95%)	34.9	29.1 (99%)	39.1
2月	28.5 (95%)	32.3	24.3 (95%)	26.0	25.9 (94%)	24.1	20.1 (96%)	30.8	24.0 (99%)	28.7
5月	40.5 (99%)	61.3	43.6 (100%)	56.4	40.9 (94%)	57.7	32.1 (96%)	52.9	43.6 (99%)	59.4
8月	24.3 (99%)	51.5	26.3 (100%)	44.9	21.9 (95%)	42.1	17.9 (95%)	33.4	30.2 (99%)	44.9
11月	16.5 (99%)	27.9	15.0 (99%)	20.6	15.7 (94%)	19.9	12.6 (96%)	24.4	17.2 (99%)	22.9

※ 観測におけるカッコ内のパーセント値はデータの完全度を示す

表 5.2-13 近畿計算領域における年間及び各月の PO 濃度の年・月平均濃度 (ppb)

	彦根		山科		尼崎		南港中央公園		加古川市役所	
	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算	観測	計算
年間	45.2 (98%)	52.2	43.9 (99%)	51.7	47.0 (94%)	52.2	45.6 (95%)	53.1	45.3 (99%)	52.1
2月	43.2 (95%)	40.0	41.6 (94%)	39.3	46.6 (94%)	39.4	43.1 (95%)	40.7	40.3 (99%)	39.3
5月	58.0 (99%)	69.0	55.5 (99%)	69.5	58.8 (94%)	70.6	57.7 (95%)	71.8	58.8 (99%)	69.9
8月	40.5 (99%)	60.5	40.5 (99%)	59.9	40.4 (95%)	59.7	39.6 (95%)	60.3	44.7 (99%)	59.4
11月	36.5 (99%)	40.2	36.0 (99%)	39.6	41.2 (93%)	40.2	41.5 (95%)	41.3	33.5 (99%)	39.5

※ 観測におけるカッコ内のパーセント値はデータの完全度を示す

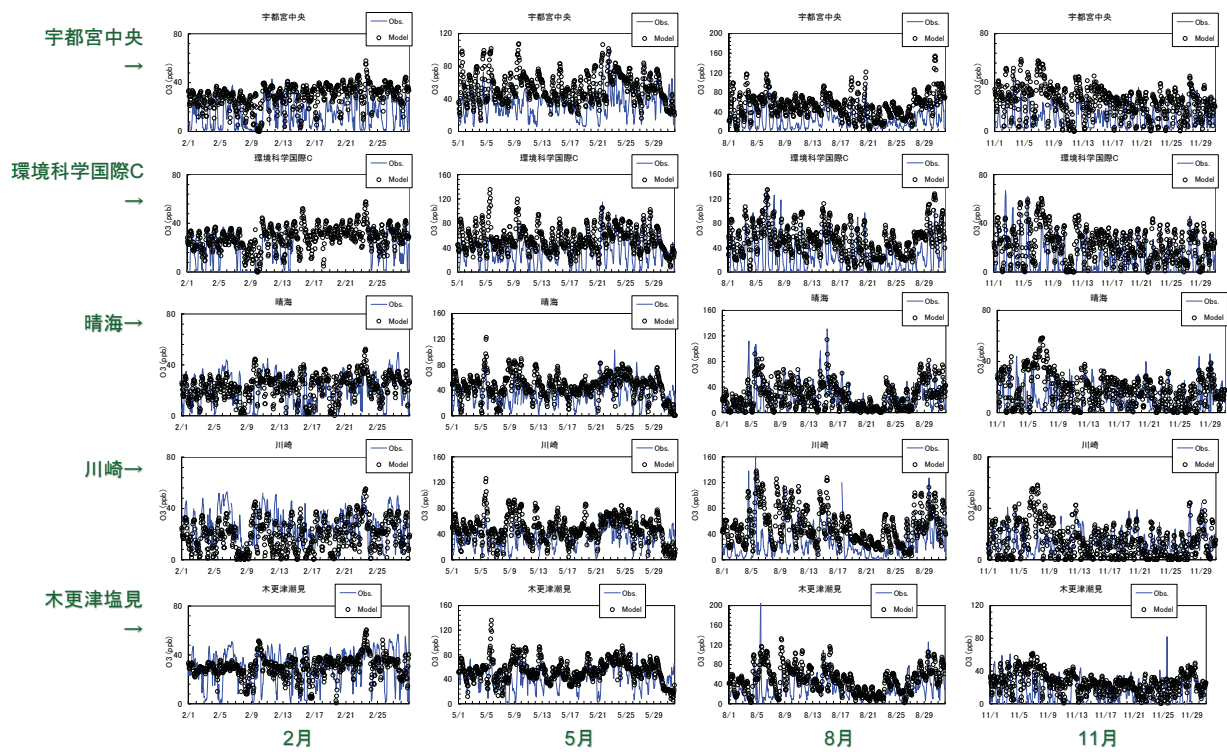


図 5.2-10 関東計算領域を対象とした2005年2・5・8・11月におけるO₃濃度の観測値とモデル計算値の比較

(Obs.: 観測値(Observation)、Model: モデル計算値)

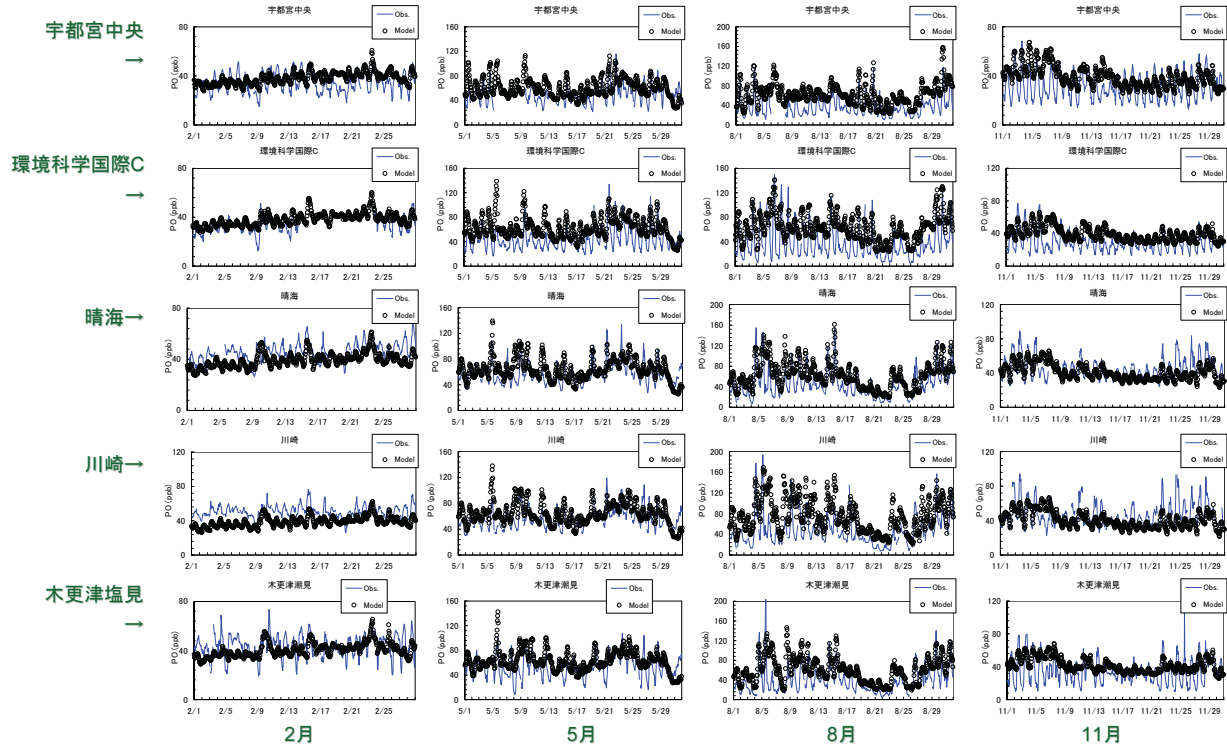


図 5.2-11 関東計算領域を対象とした2005年2・5・8・11月におけるPO濃度の観測値とモデル計算値の比較

(Obs.: 観測値(Observation)、Model: モデル計算値)

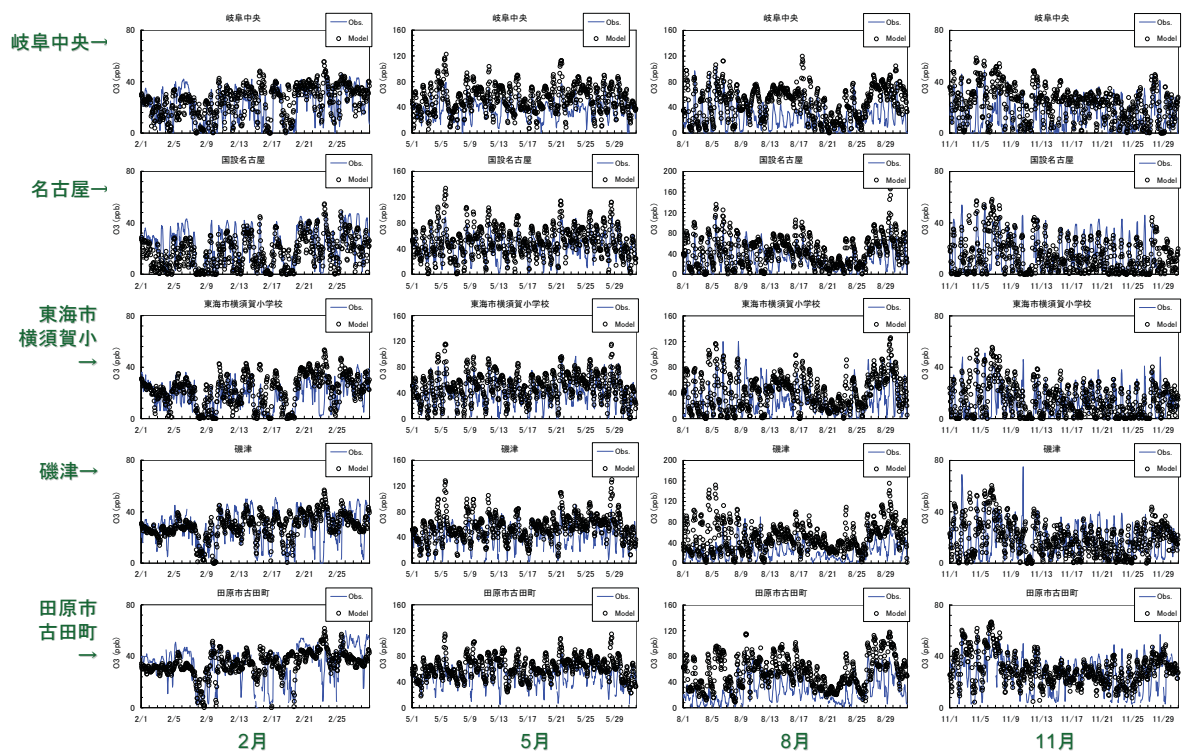


図 5.2-12 中部計算領域を対象とした2005年2・5・8・11月におけるO₃濃度の観測値とモデル計算値の比較

(Obs.: 観測値(Observation)、Model: モデル計算値)

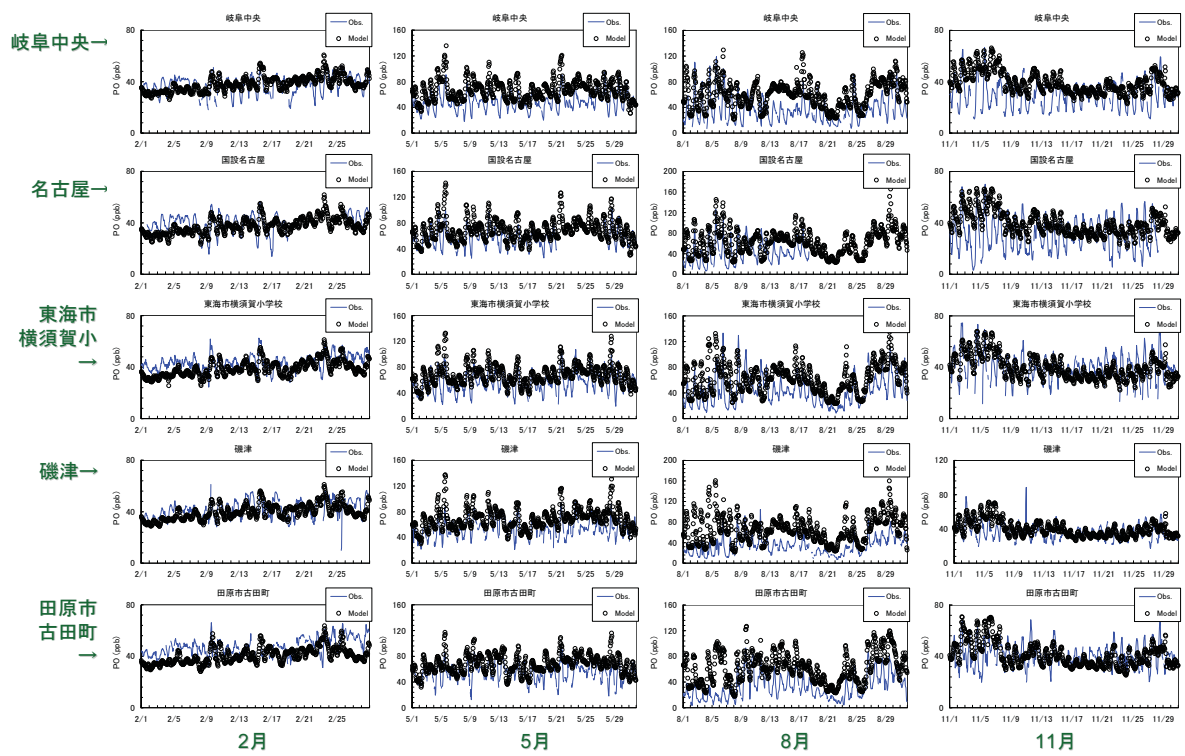


図 5.2-13 中部計算領域を対象とした2005年2・5・8・11月におけるPO濃度の観測値とモデル計算値の比較

(Obs.: 観測値(Observation)、Model: モデル計算値)

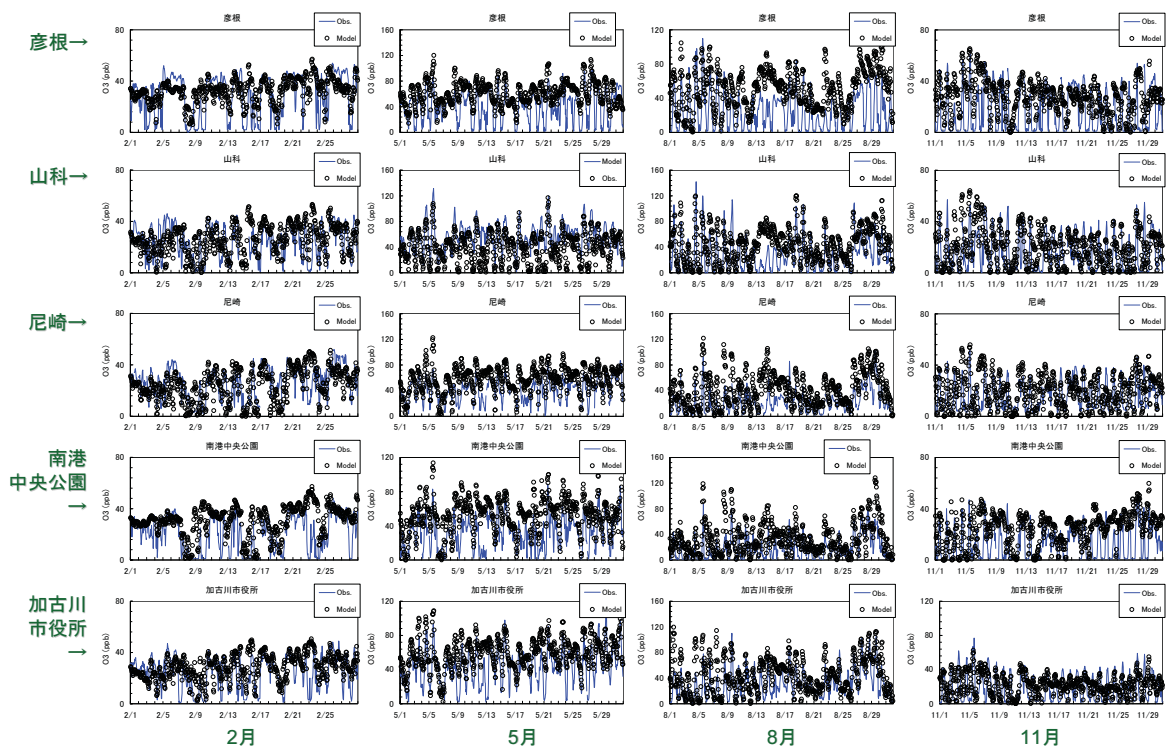


図 5.2-14 近畿計算領域を対象とした2005年2・5・8・11月におけるO₃濃度の観測値とモデル計算値の比較

(Obs.: 観測値(Observation)、Model: モデル計算値)

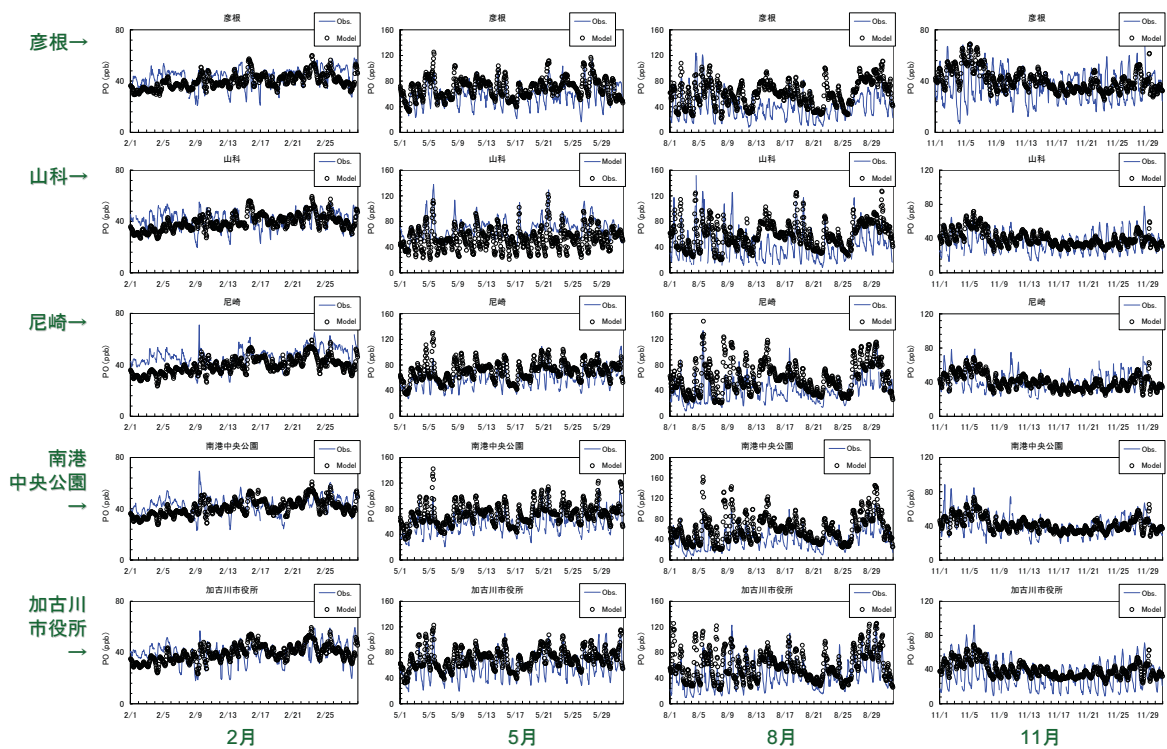


図 5.2-15 近畿計算領域を対象とした2005年2・5・8・11月におけるPO濃度の観測値とモデル計算値の比較

(Obs.: 観測値(Observation)、Model: モデル計算値)

(5) 高濃度現象の事例解析

日本計算領域では、川崎において 2005 年 8 月 4 日から 7 日にかけて発生した SO_2 、 NO_2 、 O_3 の高濃度現象の一部を再現できたことから、その物質輸送に係る再現性を水平分布図から解析した。結論として、8 月 6 日には関東地方に三宅島御山から火山起源の SO_2 が輸送されていたこと、8 月 4-5 日には典型的な光化学スモッグ現象が発生していたことを推察した (3.2.1 (5) 参照)。

関東計算領域を対象とした解析においても、同様の高濃度現象が関東の広い範囲で観測されていたことが確認でき、本シミュレーションモデルもその高濃度現象の一部を再現することができた。そこで、ここでは関東広域において同高濃度現象が及んだであろう範囲を把握することを目的として、関東計算領域における同期間の SO_2 、 NO_2 、 O_3 濃度の空間分布図をそれぞれ図 5.2-16、図 5.2-17、図 5.2-18に示した。

関東計算領域におけるシミュレーション結果から空間分布図を作成することによって、日本計算領域では把握できなかった高濃度現象の範囲を具体的に確認することができた。例えば、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シミュレーションでは再現された。また、8 月 4 日の日中には横浜港、川崎港、東京港を中心とした SO_2 及び NO_2 の高濃度帯がシミュレーションでは出現した。 O_3 の高濃度現象については、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 が流入した様子がシミュレーションでは再現された。

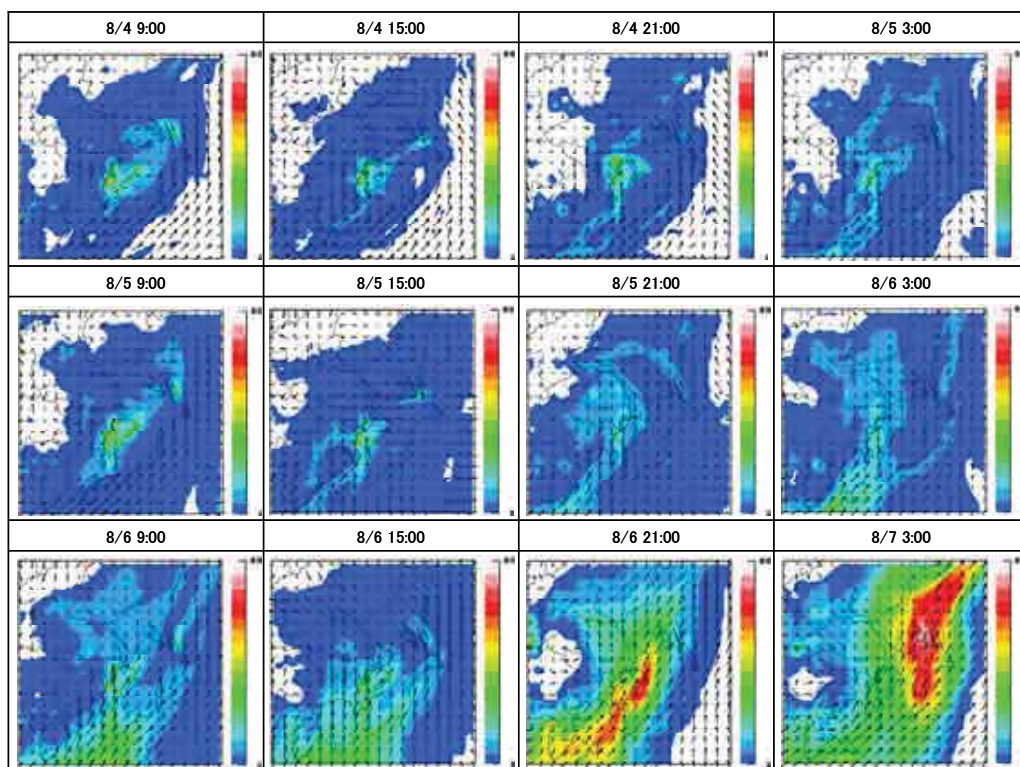


図 5.2-16 2005 年 8 月 4 日～7 日の関東計算領域における SO₂ 濃度の水平分布図 (ppb)

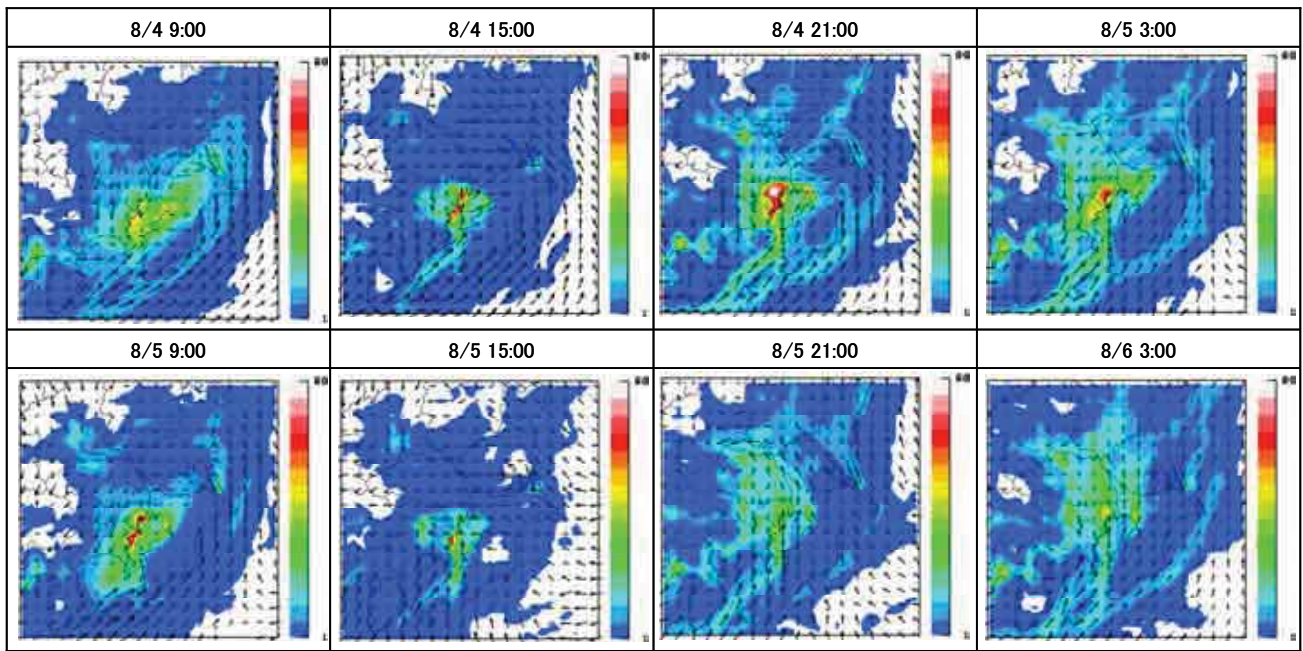


図 5.2-17 2005 年 8 月 4 日～7 日の関東計算領域における NO₂ 濃度の水平分布図 (ppb)

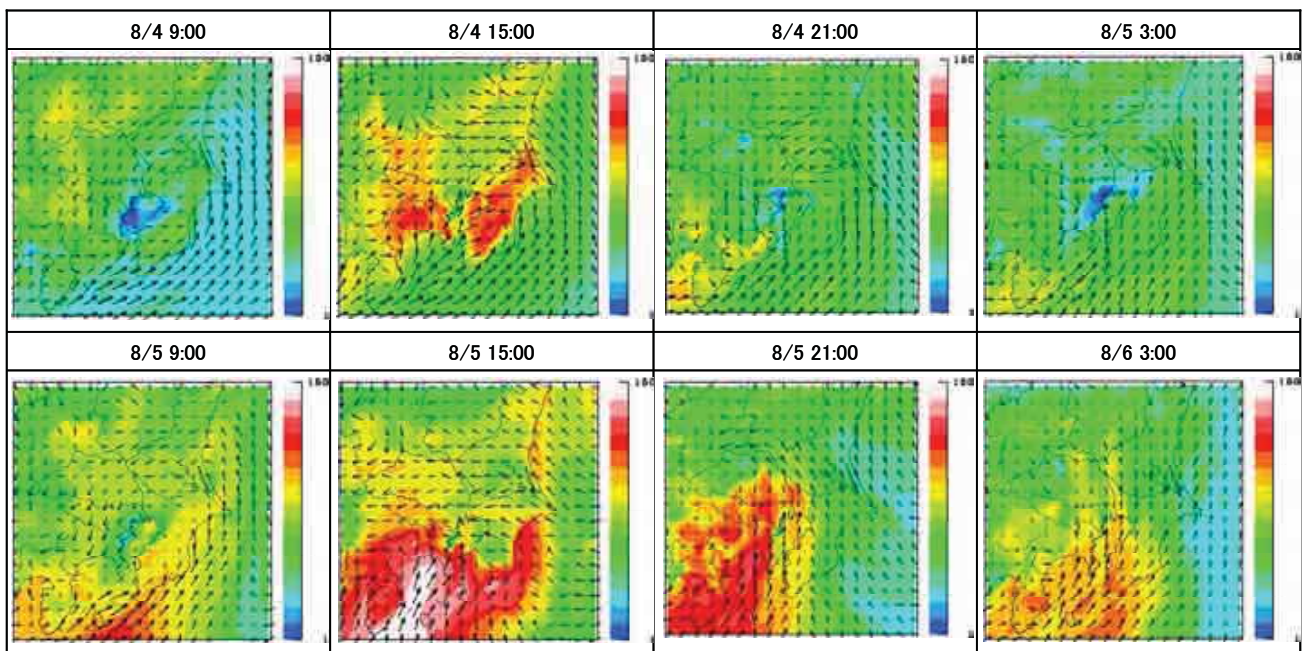


図 5.2-18 2005 年 8 月 4 日～7 日の関東計算領域における O₃ 濃度の水平分布図 (ppb)

5.2.2 高パーセンタイル区間における比較

一般的に、大気汚染防止に対する発生源対策は、大気環境に係る基準値もしくは指標値を超過するような高濃度現象に対して講じるものである。そのため、大気質シミュレーションモデルの再現性も、このような高濃度に着目して確認されなければならない。

本事業では、表 2.4-1 で示した通り、ECA 設定に係る大気質改善効果は、SO₂・NO₂・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 O₃ 濃度が 120 ppb を超えた年間の時間数を指標にして算定を行った。その結果は本報告書 11 章を参照されたい。本節では、その算定結果の妥当性を解釈するために必要となる、高パーセンタイル区間におけるモデルの予測精度を確認した。

(1) SO₂ (日平均値)

高パーセンタイル区間 (90 パーセンタイル以上) における日平均 SO₂ 濃度の観測値及びモデル計算値の比較を図 5.2-19 (関東計算領域)、図 5.2-20 (中部計算領域)、図 5.2-21 (近畿計算領域) に示す。また、観測側のパーセンタイル幅に対する参考として、各地点における有効測定日数 (1 日の測定時間が 20 時間以上となった日数) もまとめた。

表 2.4-1 で示したとおり、SO₂ では濃度の日平均値の年間 98 パーセンタイル値を WHO (2005) の指針値：20 µg m⁻³ (気温 20 度で約 7.5 ppb) と比較することで ECA 設定に係る大気質改善効果を把握することとした。

観測地点によってその差異は様々であるため、大気質シミュレーションモデルより算定される大気質改善効果を評価・解釈する場合には、そのそれぞれ地点におけるモデル計算値と観測値が示す濃度レベルや両者の差異を十分に加味しなければならない。

例えば、観測値及びモデル計算値の年間 98 パーセンタイル値がともに 7.5 ppb を下回っている場合は、両者の差異の大きさに関わらず、その観測地点周辺では ECA 設定による大気質改善効果を議論する必要はないことになる。逆に、どちらか一方でも 7.5 ppb を越えているのであれば、モデルから得られる改善効果を観測値との差異の大きさを加味した上で評価しなければならない。モデル計算値と観測値の差異が指標値と比較して小さいほど精度の高い評価を行うことが可能となる。本節 (5) に、日平均値の年間 98 パーセンタイル値における観測値とモデル計算値の差をまとめた。

WHO (2005): WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide (Global Update 2005)

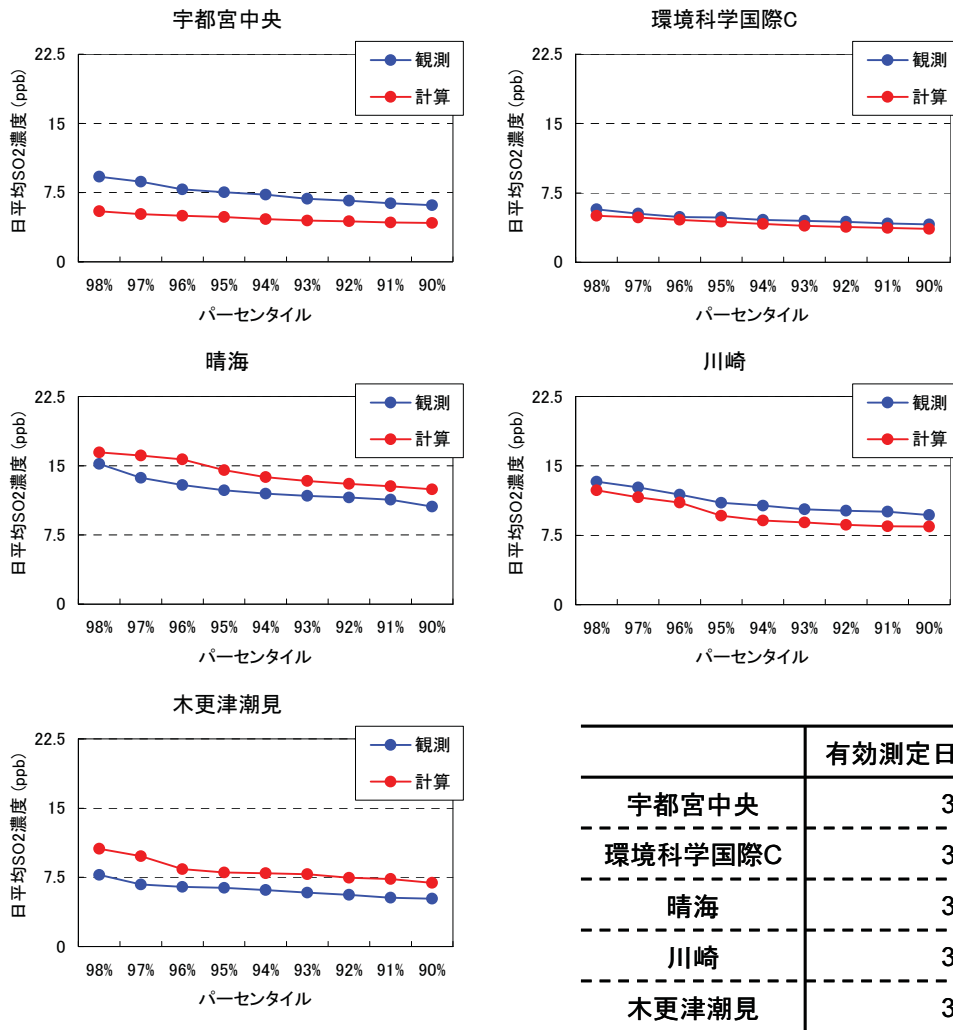


図 5.2-19 関東計算領域を対象とした高パーセンタイル区間における日平均 SO₂ 濃度の観測値及びモデル計算値の比較

(有効測定日数：1日の測定時間が20時間以上となった日数)

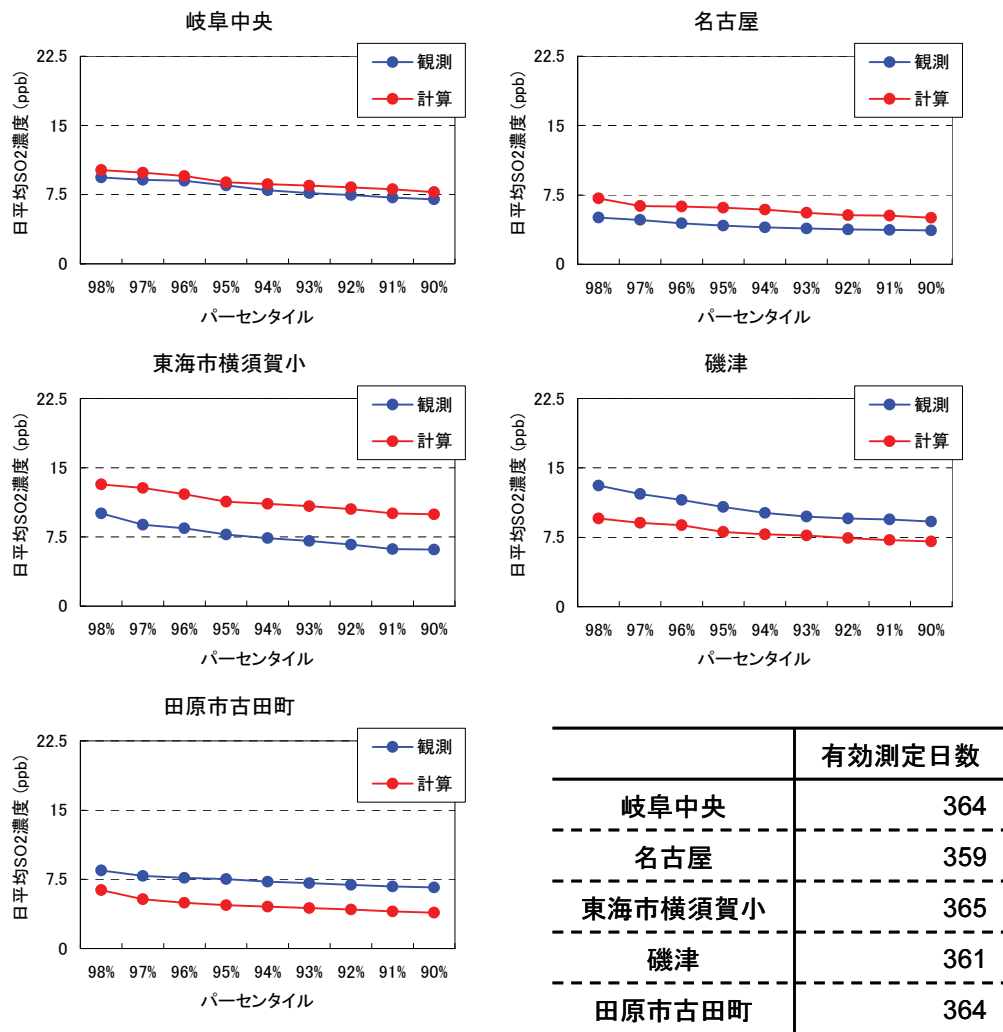


図 5.2-20 中部計算領域を対象とした高パーセンタイル区間における日平均 SO₂ 濃度の観測値及びモデル計算値の比較

(有効測定日数：1日の測定時間が20時間以上となった日数)

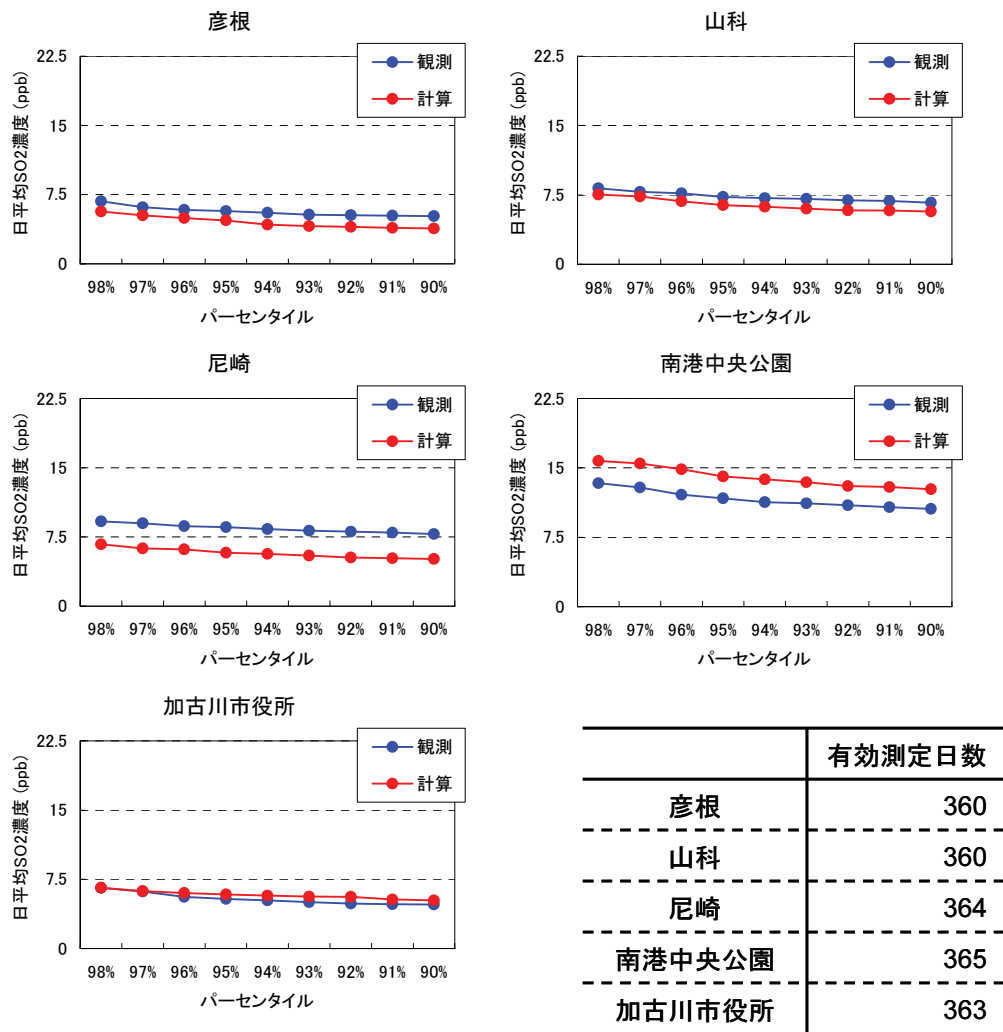


図 5.2-21 近畿計算領域を対象とした高パーセンタイル区間における日平均 SO₂ 濃度の観測値及びモデル計算値の比較

(有効測定日数：1日の測定時間が20時間以上となった日数)

(2) NO₂ (日平均値)

高パーセンタイル区間 (90 パーセンタイル以上) における日平均 NO₂ 濃度の観測値及びモデル計算値の比較を図 5.2-22 (関東計算領域)、図 5.2-23 (中部計算領域)、図 5.2-24 (近畿計算領域) に示す。また、観測側のパーセンタイル幅に対する参考として、各地点における有効測定日数 (1 日の測定時間が 20 時間以上となった日数) もまとめた。表 2.4-1 で示したとおり、NO₂ では濃度の日平均値の年間 98 パーセンタイル値を日本の大気環境基準値 : 40 ppb と比較することで ECA 設定に係る大気質改善効果を把握することとした。

SO₂ での議論と同様、観測地点によってその差異は様々であるため、大気質シミュレーションモデルより算定される大気質改善効果を評価・解釈する場合には、そのそれぞれ地点におけるモデル計算値と観測値が示す濃度レベルや両者の差異を十分に加味しなければならない。本節 (5) に、日平均値の年間 98 パーセンタイル値における観測値とモデル計算値の差をまとめた。

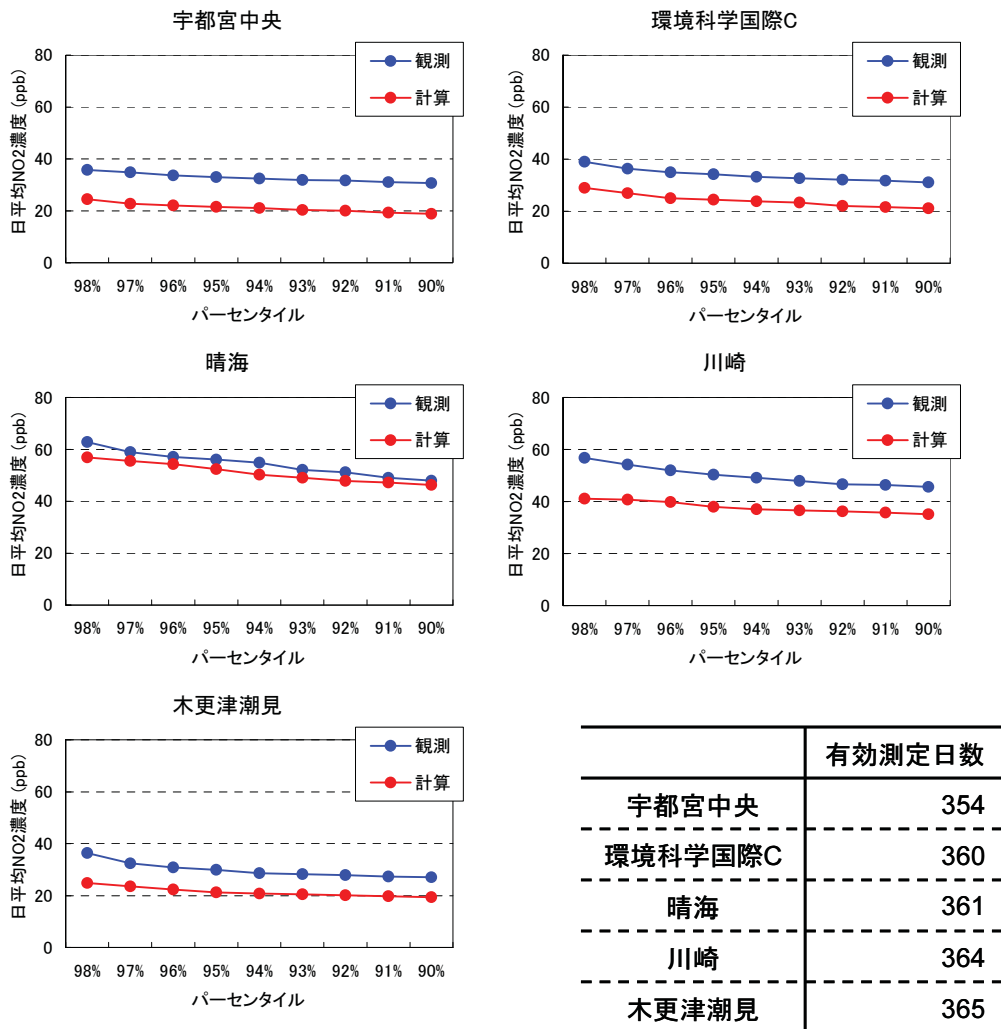


図 5.2-22 関東計算領域を対象とした高パーセンタイル区間における日平均 NO₂ 濃度の観測値及びモデル計算値の比較

(有効測定日数 : 1 日の測定時間が 20 時間以上となった日数)

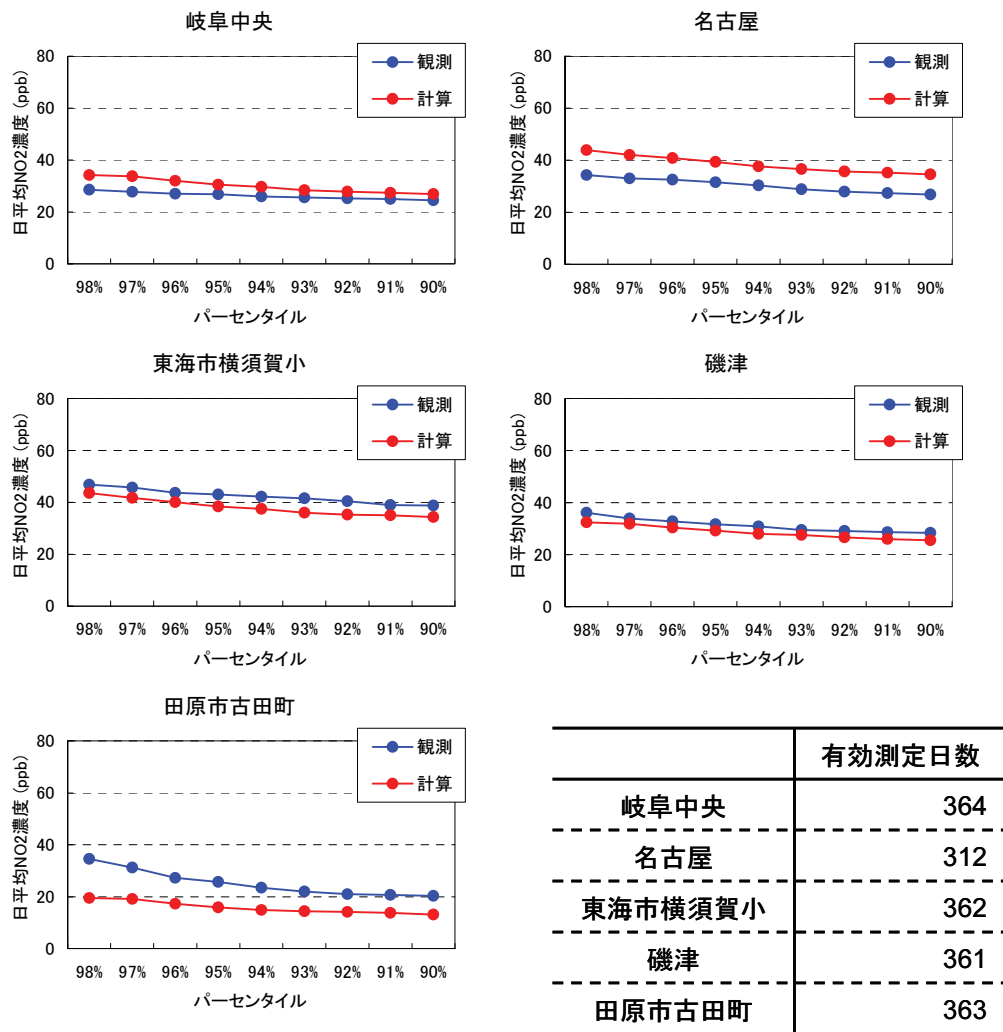


図 5.2-23 中部計算領域を対象とした高パーセンタイル区間における日平均 NO₂ 濃度の観測値及びモデル計算値の比較

(有効測定日数：1日の測定時間が20時間以上となった日数)

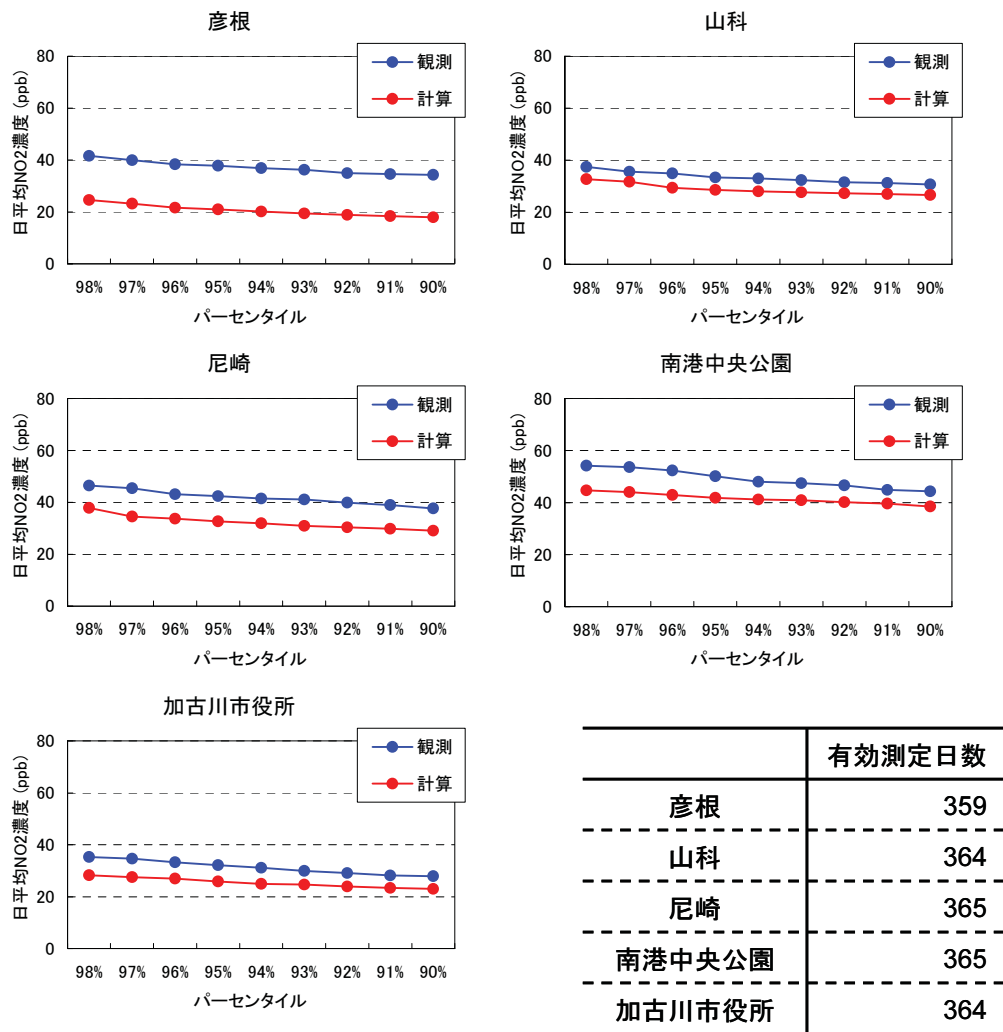


図 5.2-24 近畿計算領域を対象とした高パーセンタイル区間における日平均 NO₂ 濃度の観測値及びモデル計算値の比較

(有効測定日数：1日の測定時間が20時間以上となった日数)

(3) PM_{2.5} (日平均値)

高パーセンタイル区間 (90 パーセンタイル以上) における日平均 PM_{2.5} 濃度の観測値及びモデル計算値の比較を図 5.2-25に示す。また、観測側のパーセンタイル幅に対する参考として、各地点における有効測定日数 (1 日の測定時間が 20 時間以上となった日数) もまとめた。

表 2.4-1 で示したとおり、PM_{2.5} では濃度の日平均値の年間 98 パーセンタイル値を WHO 指針値 : 25 $\mu\text{g m}^{-3}$ と比較することで ECA 設定に係る大気質改善効果を把握することとした。

SO₂ での議論と同様、観測地点によってその差異は様々であるため、大気質シミュレーションモデルより算定される大気質改善効果を評価・解釈する場合には、そのそれぞれ地点におけるモデル計算値と観測値が示す濃度レベルや両者の差異を十分に加味しなければならない。本節 (5) に、日平均値の年間 98 パーセンタイル値における観測値とモデル計算値の差をまとめた。

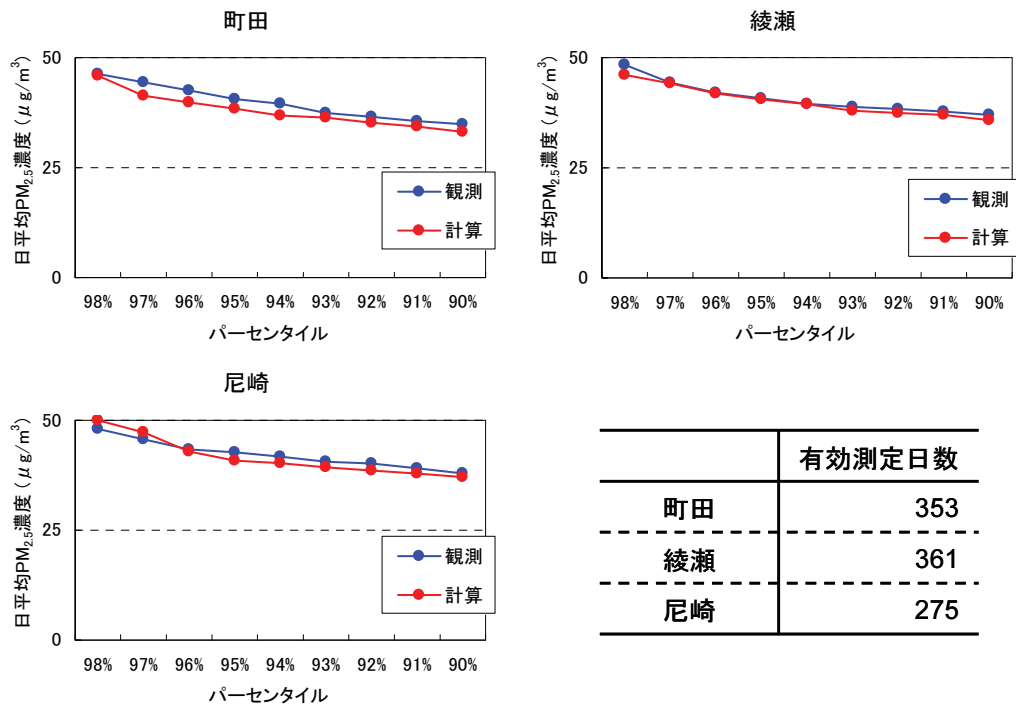


図 5.2-25 地方計算領域を対象とした高パーセンタイル区間における日平均 PM_{2.5} 濃度の観測値及びモデル計算値の比較

(有効測定日数 : 1 日の測定時間が 20 時間以上となった日数)

(4) 光化学オキシダント（時間値）

表 5.2-14に、2005年1-12月において O_3 ・PO 濃度の観測値及びモデル計算値が 120 ppb 以上となった時間数をまとめた。磯津や南港中央公園では、モデル計算値及び観測値における 120 ppb 以上の時間数の差に比較的大きな差が確認できた。この差は7~8月の夏季における日中のオゾン濃度をモデルが過大に評価したことが主たる理由である。夏季における光化学オキシダントの高濃度現象は数時間に渡り継続する場合がある。また、実際には存在しない 120 ppb 以上の高濃度現象がモデル計算値に含まれる場合も出現した。そのため、日平均値を対象とした議論とは異なり、1つの高濃度事象の存在によって 120 ppb 以上となる時間数は大きく変動してしまう。参考として、光化学オキシダント注意報の発令日（1度でも1時間値が 120 ppb を超えた日）として集計した結果を表 5.2-15にまとめた。例えば山科では、120 ppb 以上となった O_3 濃度の時間数ではモデル計算値が多いものの、日数で見た場合は逆に観測値が多い結果を示した。PO に関しては、120 ppb 以上となった O_3 濃度の時間数でも日数でも、宇都宮中央と環境科学国際 C では観測値が多いが、それ以外の地点ではモデル計算値の方が多く結果となった。

地方計算領域の格子解像度は 5 km であるが、沿岸に位置する観測地点では、その観測地点を含む計算格子の土地利用情報が「海上」とされる場合がある。このような、実際の観測地点の状況を的確にモデル化できていないことも O_3 濃度のモデル計算値が過大となる要因の1つである。磯津や南港中央公園を含む計算格子の土地利用も「海上」であった。陸上では地表との接触による O_3 の消滅作用が計算内で考慮される。他方、海上ではその消滅作用が考慮されないため、モデル計算値では陸上と海上における O_3 濃度の差が明確に現れてしまう。本報告書では、観測地点が含まれる計算格子でのモデル計算値をそのまま観測値との比較に適用した。今後、モデル計算値あるいは大都市域において検証対象とする実測値については何らかの空間的補間が必要になると考えられた。

光化学オキシダントについても、高濃度に対するモデル計算値の再現性確認を目的として、高パーセンタイル区間（90パーセンタイル以上）における O_3 濃度及び PO 濃度の観測値とモデル計算値の1時間値ベースによる比較を図 5.2-26（関東計算領域の O_3 ）、図 5.2-27（関東計算領域の PO）、図 5.2-28（中部計算領域の O_3 ）、図 5.2-29（中部計算領域の PO）、図 5.2-30（近畿計算領域の O_3 ）、図 5.2-31（近畿計算領域の PO）に示した。また、観測側のパーセンタイル幅に対する参考として、各地点における有効測定時間数（6000時間以上でその年は有効となる）もまとめた。

表 5.2-14 2005 年 1-12 月において O₃ 濃度及び PO 濃度が 120 ppb 以上となった時間数

	O ₃ 濃度が 120ppb 以上の時間数 (h)		PO 濃度が 120ppb 以上の時間数 (h)	
	観測値	モデル計算値	観測値	モデル計算値
宇都宮中央	11	15	43	20
環境科学国際 C	36	36	87	54
晴海	11	1	52	78
川崎	11	7	43	79
木更津潮見	9	7	21	39
岐阜中央	1	5	5	26
名古屋	3	37	11	67
東海市横須賀小	10	10	27	51
磯津	4	59	6	80
田原市古田町	0	15	0	28
彦根	0	17	5	25
山科	14	24	29	44
尼崎	1	13	12	46
南港中央公園	0	21	13	101
加古川市役所	5	18	32	51

表 5.2-15 2005年1-12月においてO₃濃度及びPO濃度が1度でも120ppbを超えた日数

	O ₃ 濃度が120ppb以上となった日数		PO濃度が120ppb以上となった日数	
	観測値	モデル計算値	観測値	モデル計算値
宇都宮中央	5	5	10	8
環境科学国際C	13	16	25	22
晴海	6	1	20	26
川崎	5	4	14	23
木更津潮見	3	4	10	12
岐阜中央	1	4	4	12
名古屋	2	12	4	20
東海市横須賀小	6	4	11	16
磯津	2	17	3	22
田原市古田町	0	4	0	6
彦根	0	5	3	7
山科	8	6	14	15
尼崎	1	5	4	14
南港中央公園	0	7	5	27
加古川市役所	2	6	11	14

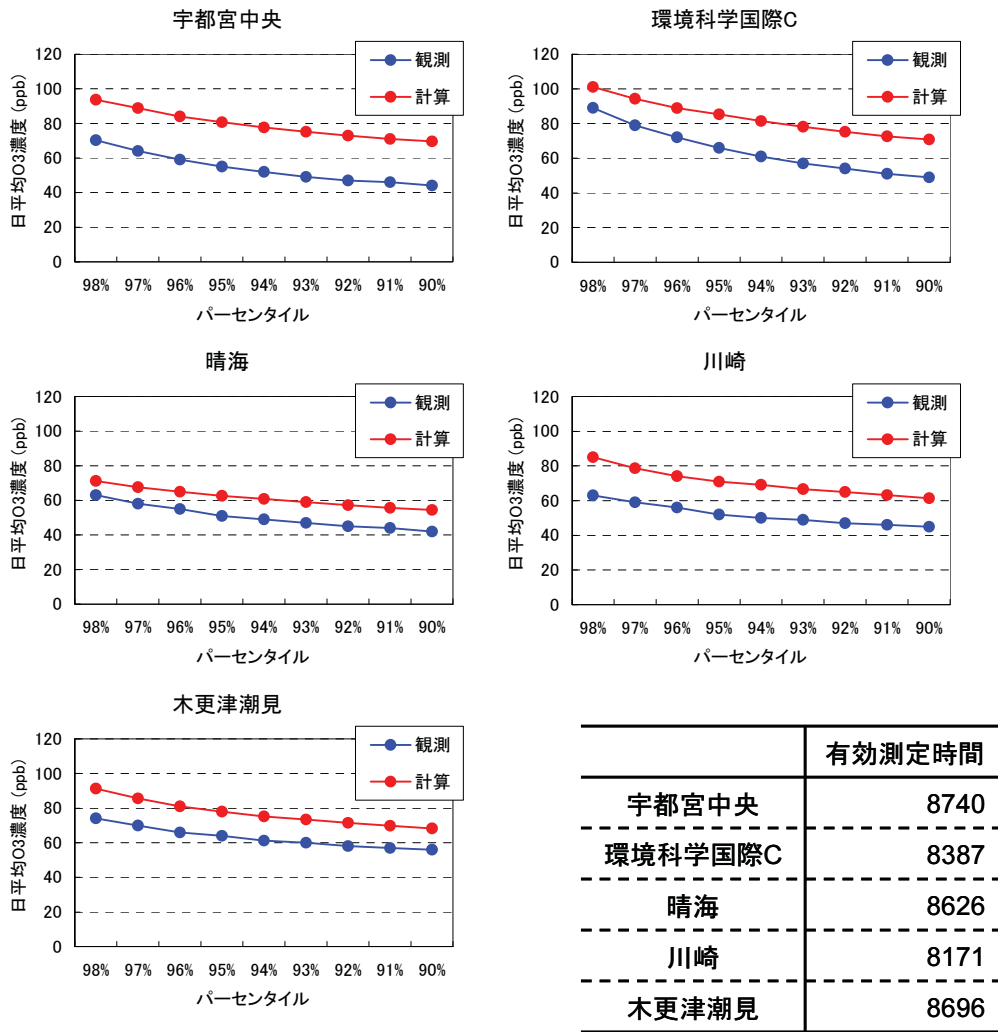


図 5.2-26 関東計算領域を対象とした高パーセンタイル区間における日平均 O₃ 濃度の観測値及びモデル計算値の比較

(有効測定日数：1日の測定時間が20時間以上となった日数)

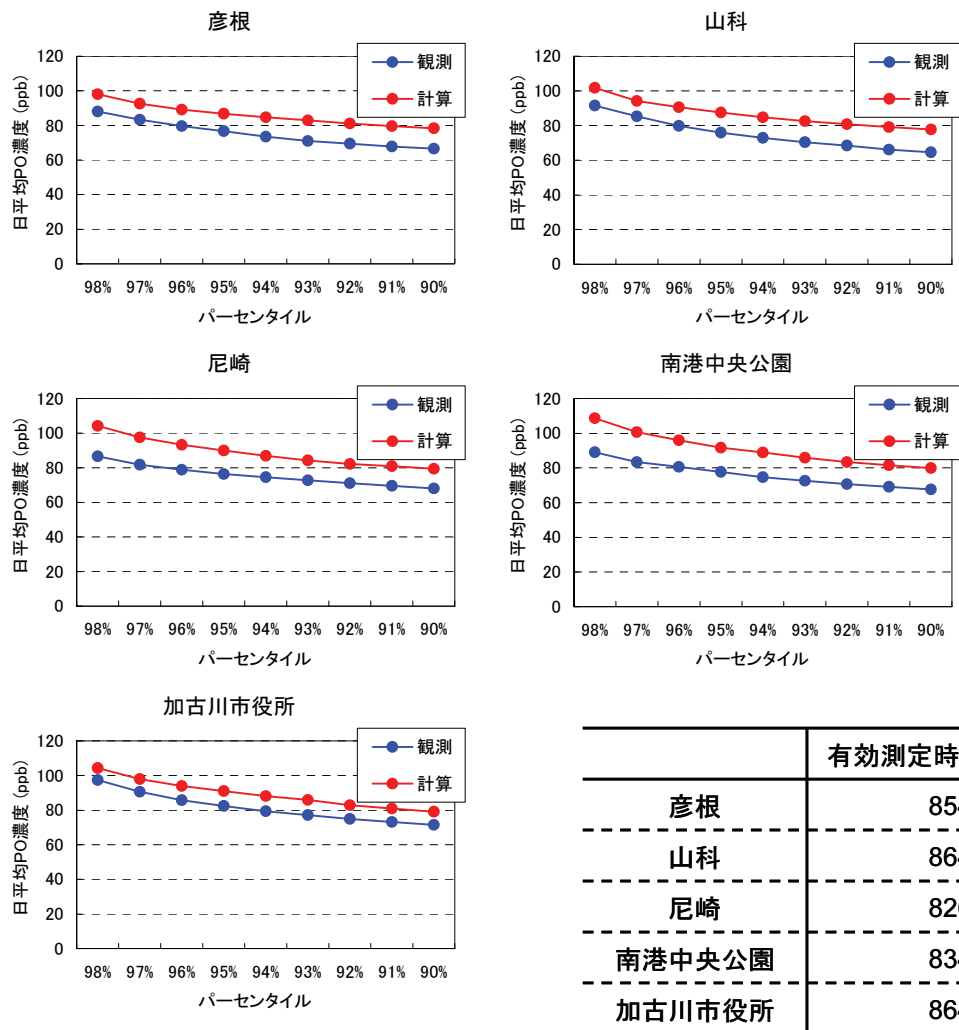


図 5.2-27 関東計算領域を対象とした高パーセンタイル区間における日平均 PO 濃度の観測値及びモデル計算値の比較

(有効測定日数：1日の測定時間が20時間以上となった日数)

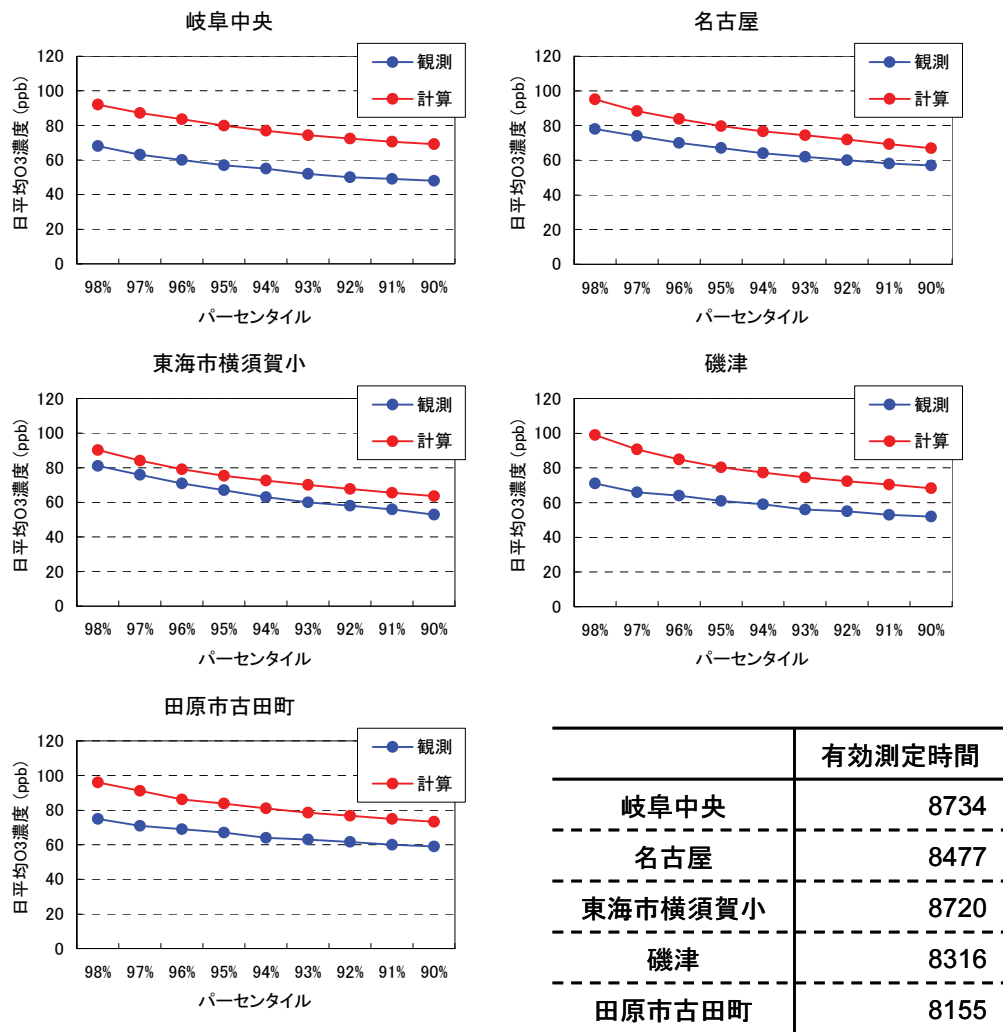


図 5.2-28 中部計算領域を対象とした高パーセンタイル区間における日平均 O₃ 濃度の観測値及びモデル計算値の比較

(有効測定日数：1日の測定時間が20時間以上となった日数)

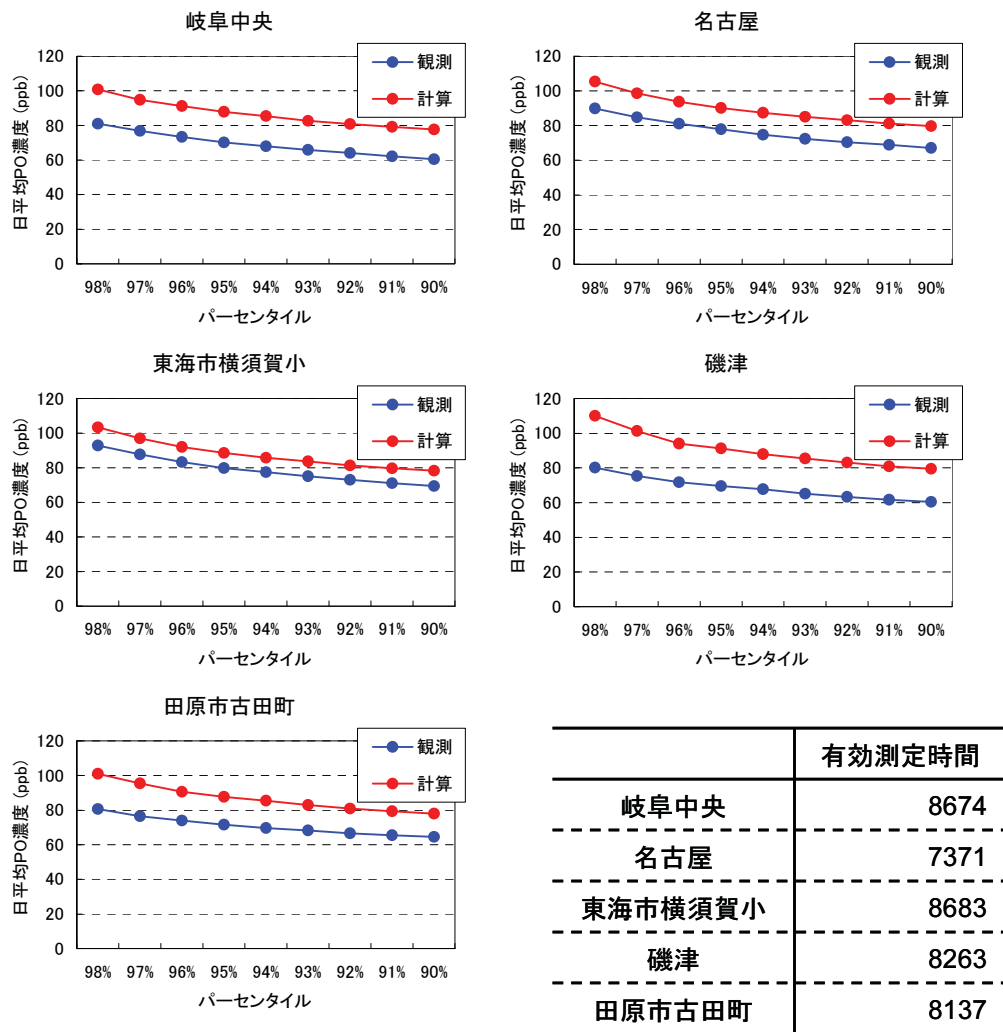


図 5.2-29 中部計算領域を対象とした高パーセンタイル区間における日平均 PO 濃度の観測値及びモデル計算値の比較

(有効測定日数：1日の測定時間が20時間以上となった日数)

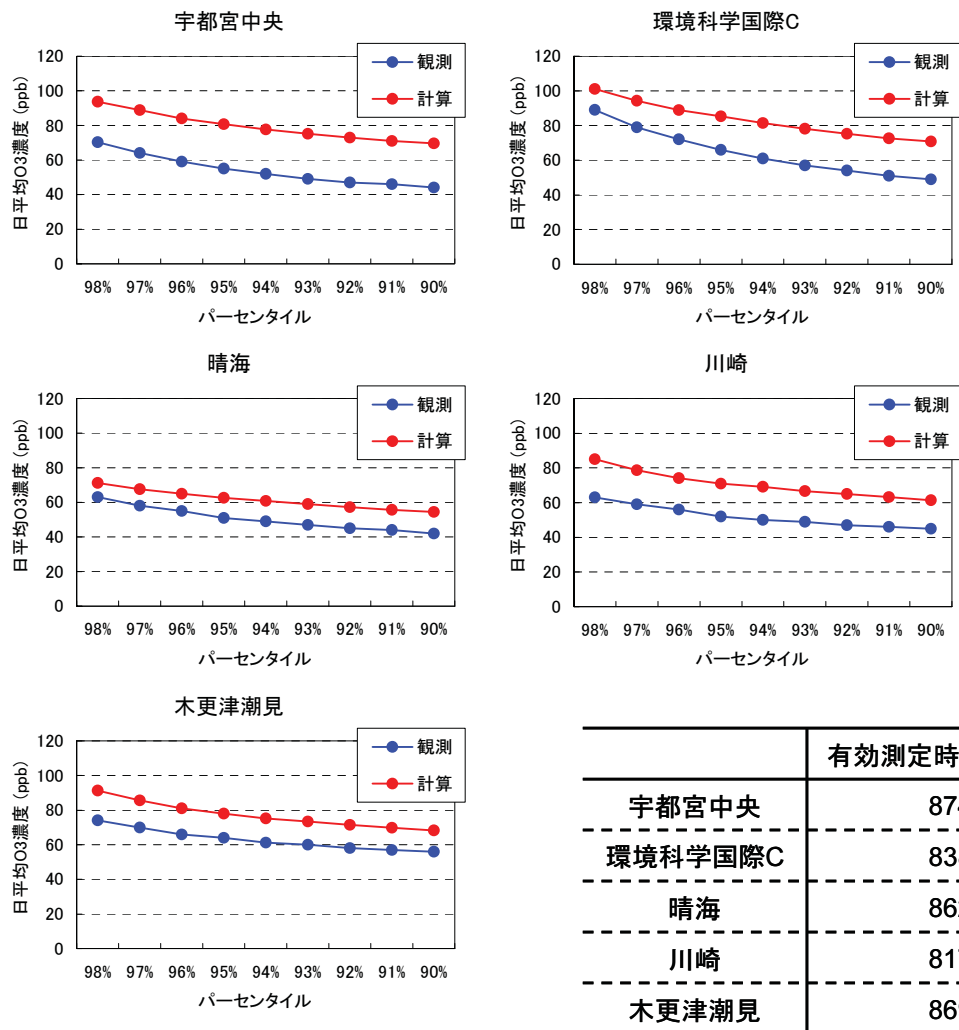


図 5.2-30 近畿計算領域を対象とした高パーセンタイル区間における日平均 O₃ 濃度の観測値及びモデル計算値の比較

(有効測定日数：1日の測定時間が20時間以上となった日数)

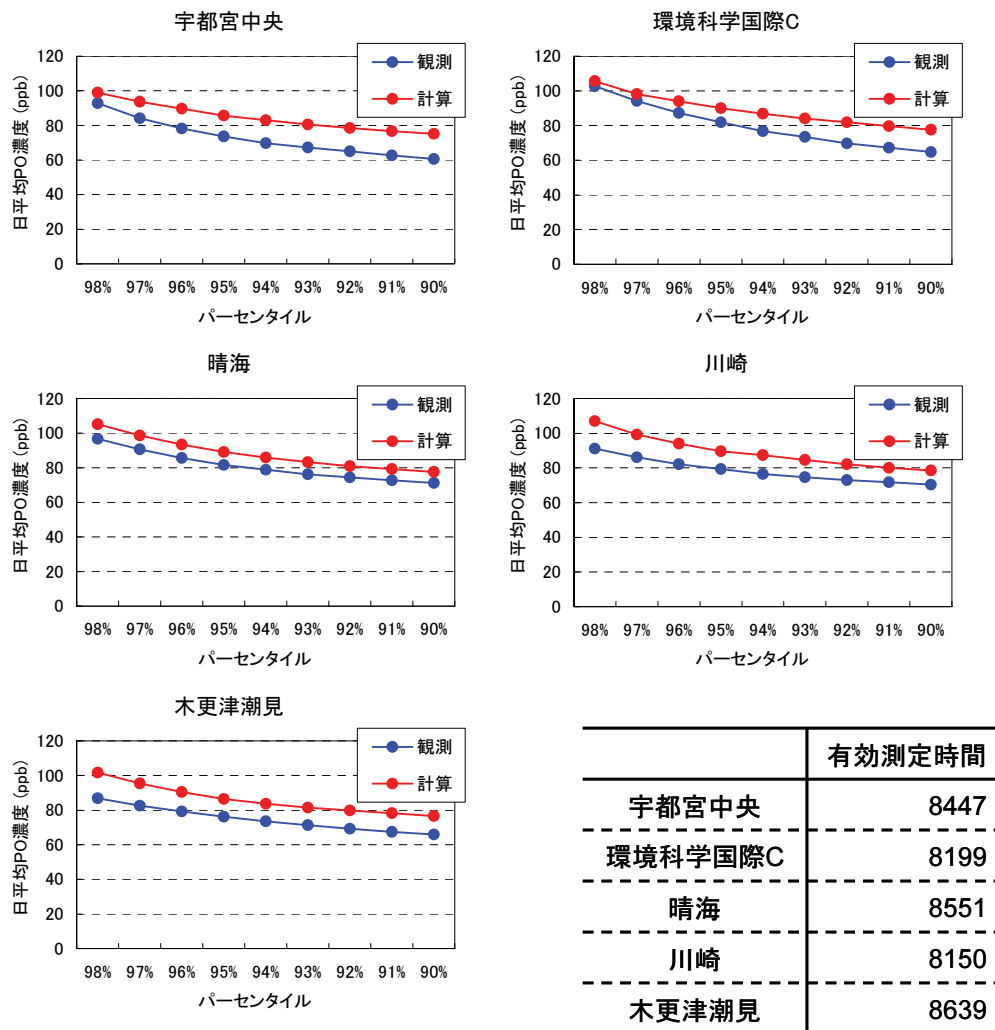


図 5.2-31 近畿計算領域を対象とした高パーセンタイル区間における日平均 PO 濃度の観測値及びモデル計算値の比較

(有効測定日数：1日の測定時間が20時間以上となった日数)

(5) 高パーセンタイル区間におけるモデル計算値と観測値の差

表 5.2-16に、各観測地点におけるモデル計算値と観測値の差をまとめた。SO₂、NO₂、PM_{2.5} は日平均値の年間 98 パーセンタイル値の差を、O₃ 及び PO は 1 時間値が 120 ppb を超過した時間数の差をまとめた。各値は「モデル計算値－観測値」となっている。

以降、ECA 設定による大気質改善効果の算定した結果は、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 5.2-16 各観測地点における「モデル計算値－観測値」

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 120 ppb 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 5.2-16 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

5.2.3 統計指標の算出

SO₂・NO₂・PM_{2.5}の日平均濃度を対象とした観測値とモデル計算値の散布をそれぞれ図 5.2-32から図 5.2-38に、O₃の日最高濃度を対象とした同散布を図 5.2-39から図 5.2-41に示した。

シミュレーションモデルの再現性確認では、これら散布図に加え、モデル計算値と観測値の差をもとに算出される統計的な指標を示すことが一般的である。ここではSO₂・NO₂・PM_{2.5}の日平均濃度及びO₃の1時間値を対象に、大気質シミュレーションモデルの性能評価で広く使われている下記4つの指標を算出した。

$$MNB = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{M_i - O_i}{O_i} \quad (\text{Mean Normalized Bias}) \quad \text{数式 5.2-1}$$

$$MNBG = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{|M_i - O_i|}{O_i} \quad (\text{Mean Normalized Gross Error}) \quad \text{数式 5.2-2}$$

$$NMB = \frac{\sum_{i=1}^N (M_i - O_i)}{\sum_{i=1}^N O_i} \quad (\text{Normalized Mean Bias}) \quad \text{数式 5.2-3}$$

$$NME = \frac{\sum_{i=1}^N |M_i - O_i|}{\sum_{i=1}^N O_i} \quad (\text{Normalized Mean Error}) \quad \text{数式 5.2-4}$$

なお、NMB及びNMEは米国・カナダによるECA提案書でも示された総計指標であるが、そのオゾン濃度に対する算出では1時間値が40ppb以上となった観測値を対象としている。そこで、本報告書でもこれら統計指標を算出するに当たり、オゾン濃度は1時間値が40ppb以上となった観測値を、SO₂・NO₂・PM_{2.5}濃度は測定機器の検出限界を考慮して日平均値が1ppbもしくは1μg m⁻³以上となった観測値を対象とした。

算出された統計指標を表 5.2-17 : SO₂、表 5.2-18 : NO₂、表 5.2-19 : PM_{2.5}、表 5.2-20 : O₃にまとめた。

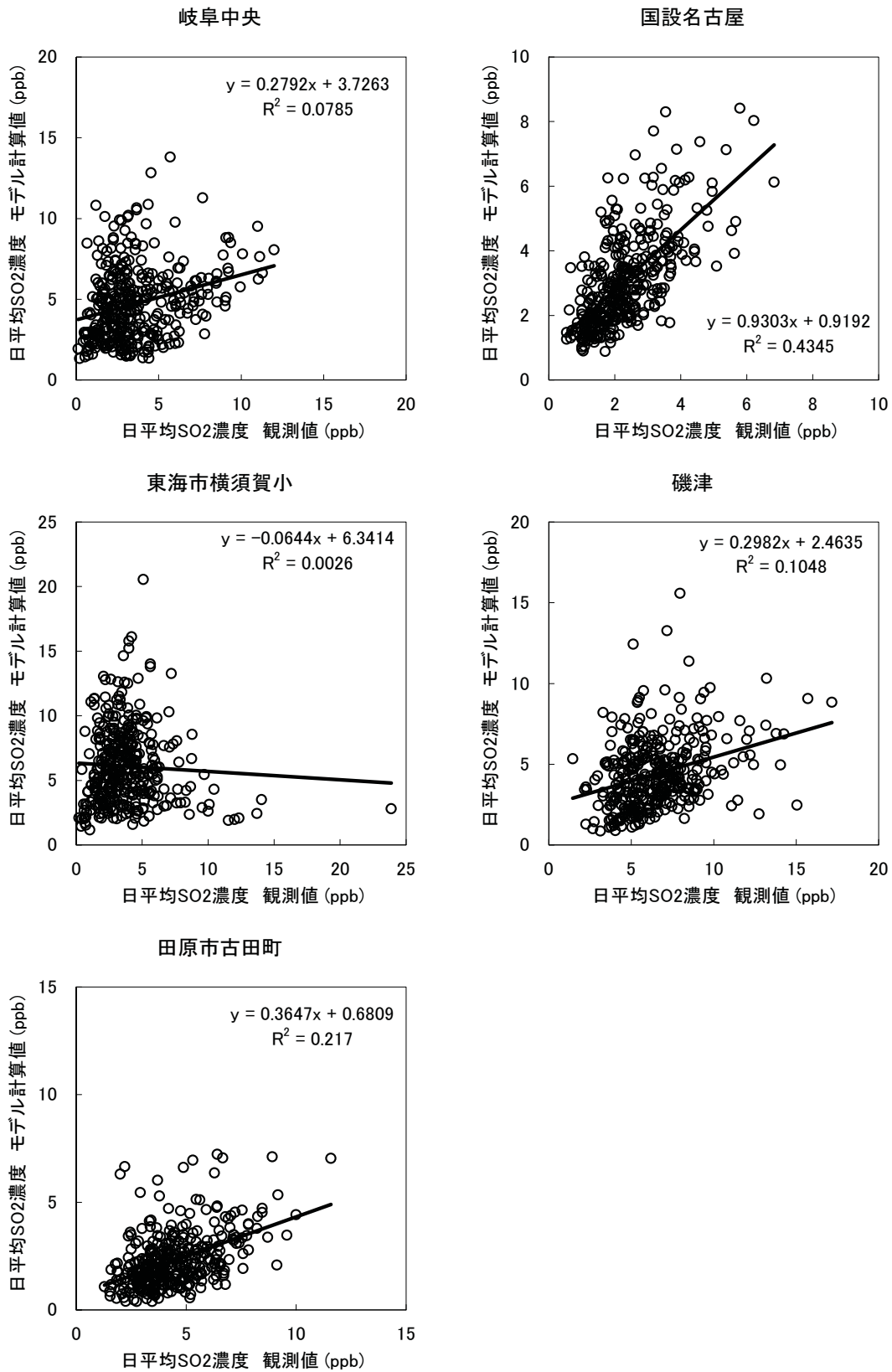


図 5.2-33 中部計算領域における日平均 SO₂ 濃度を対象とした観測値とモデル計算値の相関

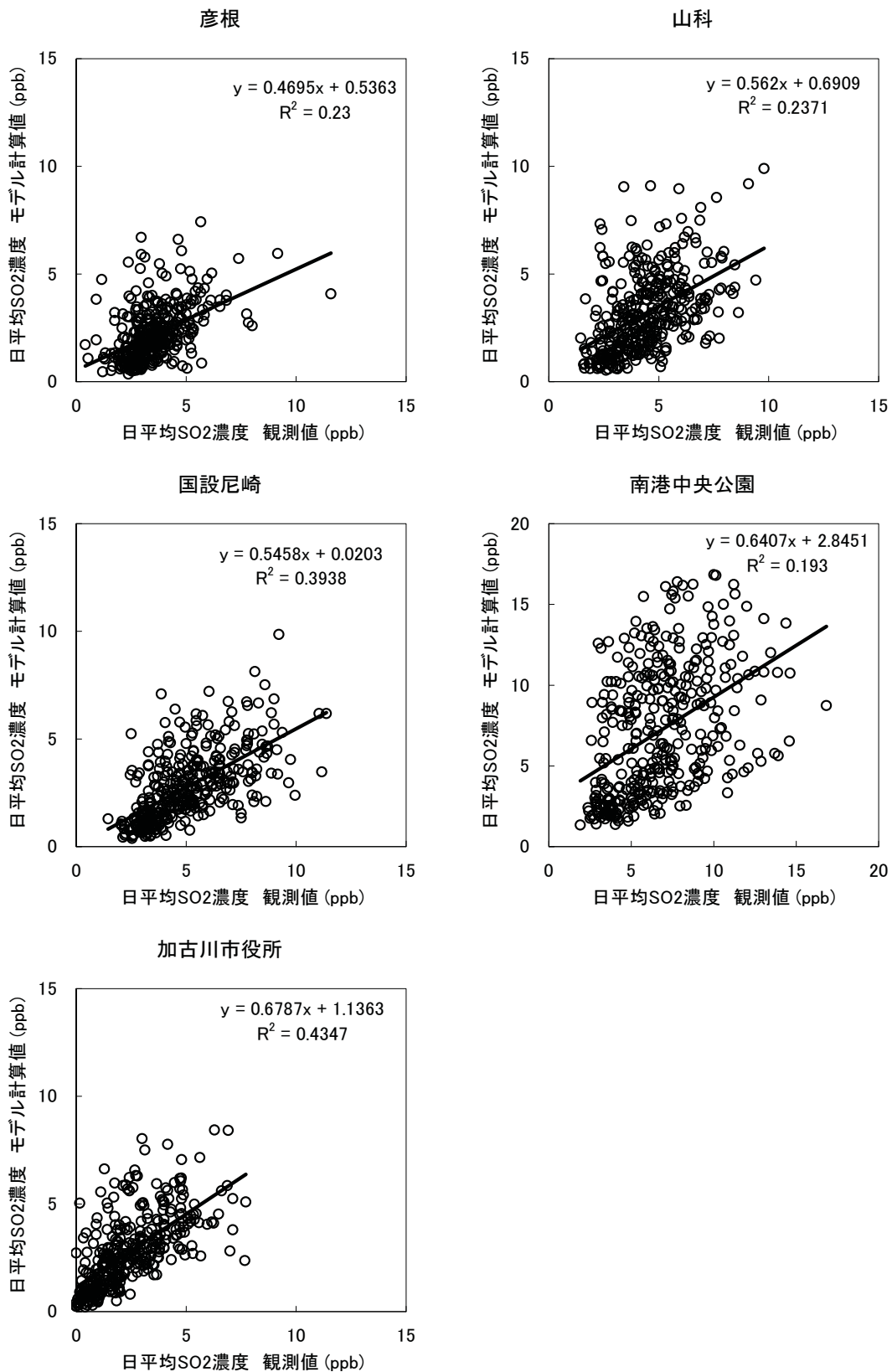


図 5.2-34 近畿計算領域における日平均 SO₂ 濃度を対象とした観測値とモデル計算値の相関

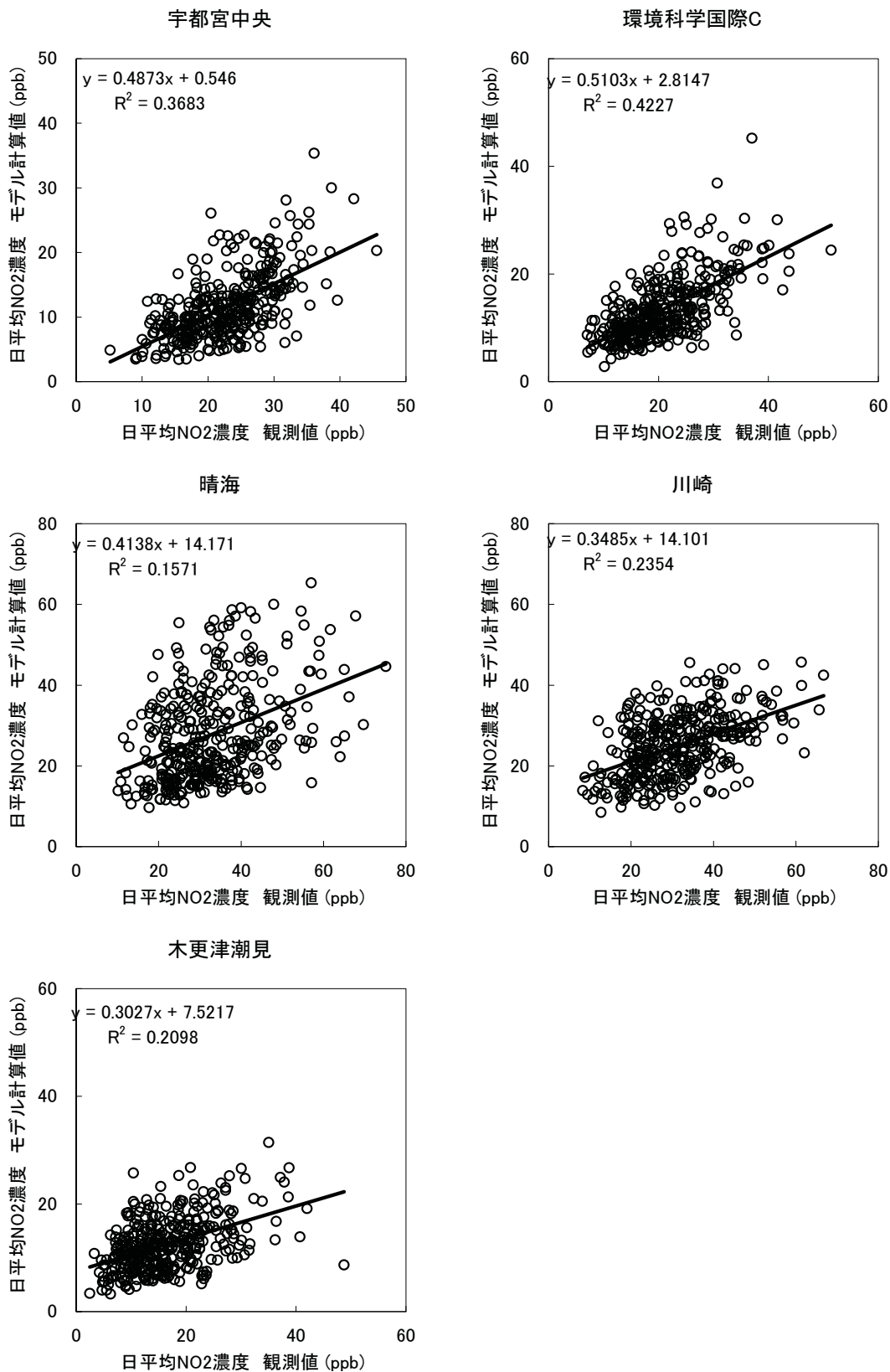


図 5.2-35 関東計算領域における日平均 NO₂ 濃度を対象とした観測値とモデル計算値の相関

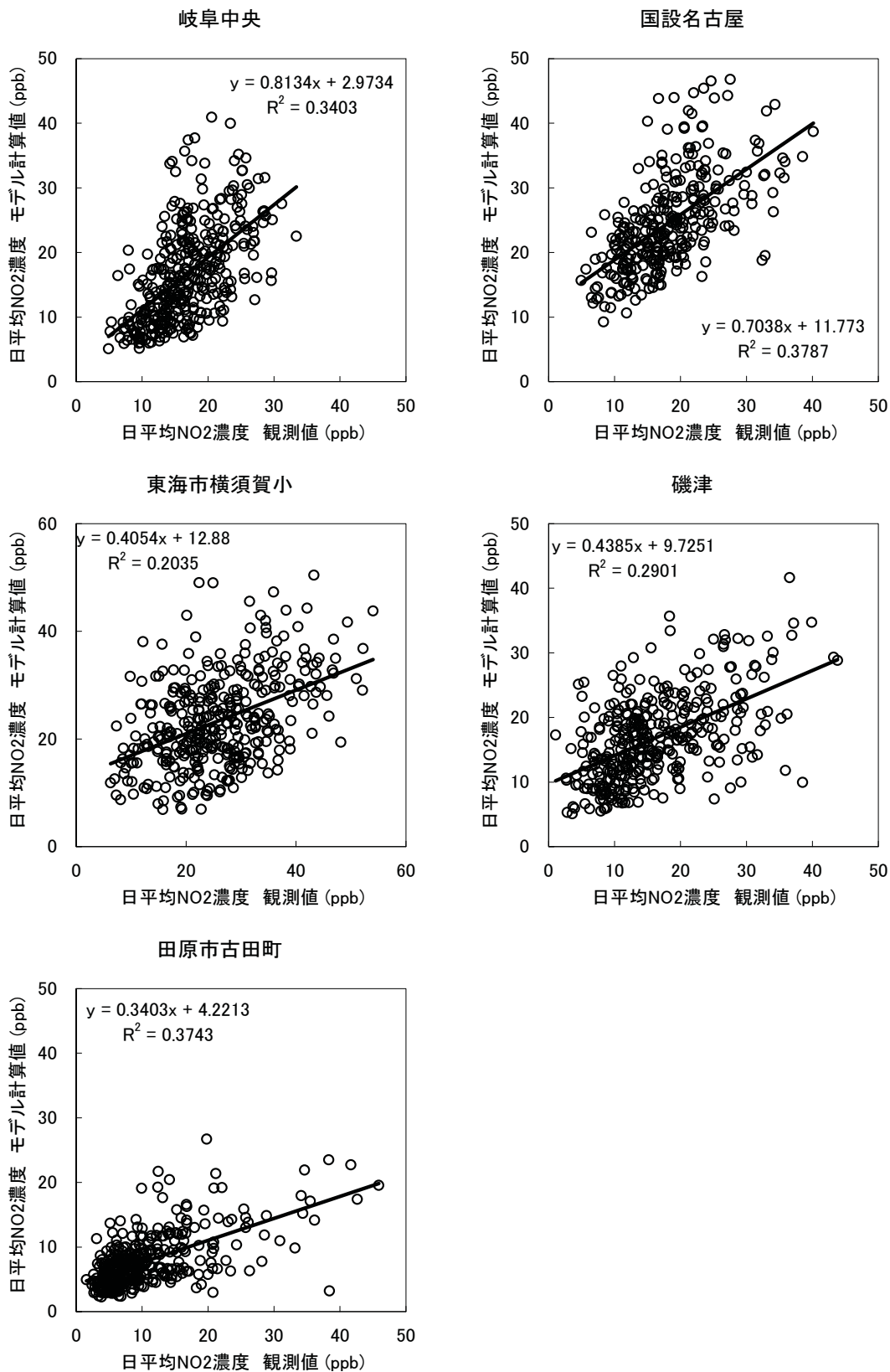


図 5.2-36 中部計算領域における日平均 NO₂ 濃度を対象とした観測値とモデル計算値の相関

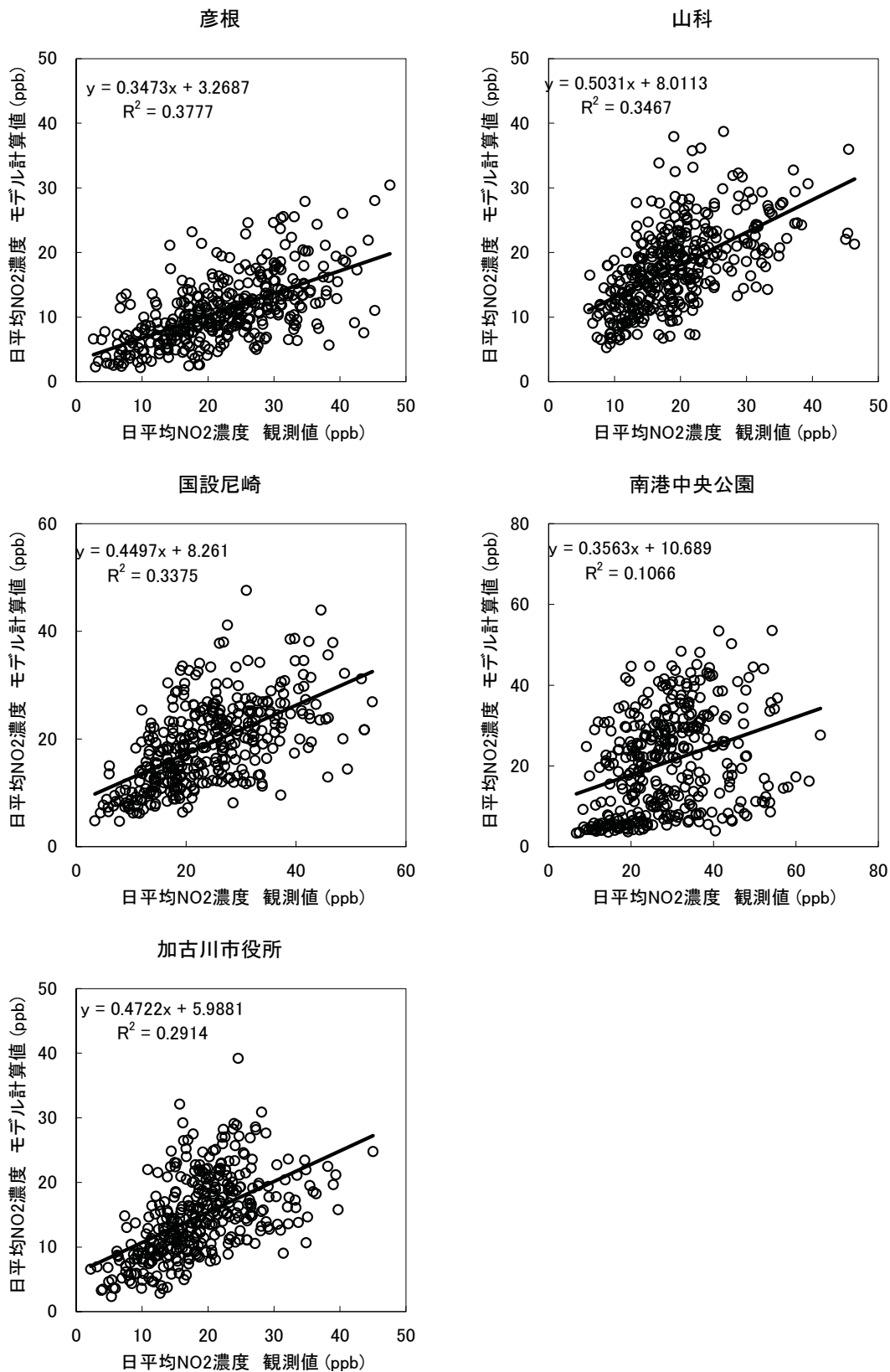


図 5.2-37 近畿計算領域における日平均 NO₂ 濃度を対象とした観測値とモデル計算値の相関

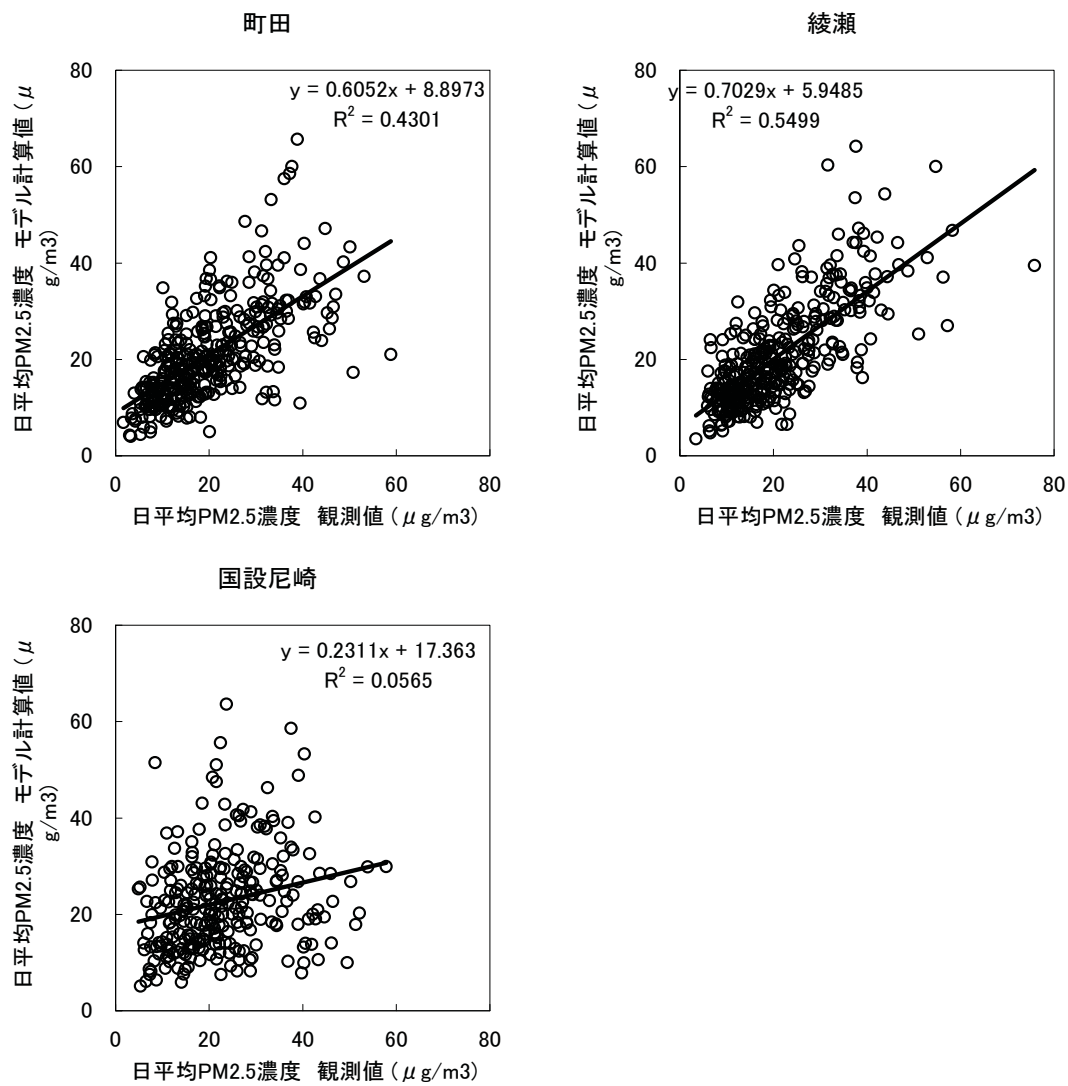


図 5.2-38 地方計算領域における日平均 PM_{2.5}濃度を対象とした観測値とモデル計算値の相関

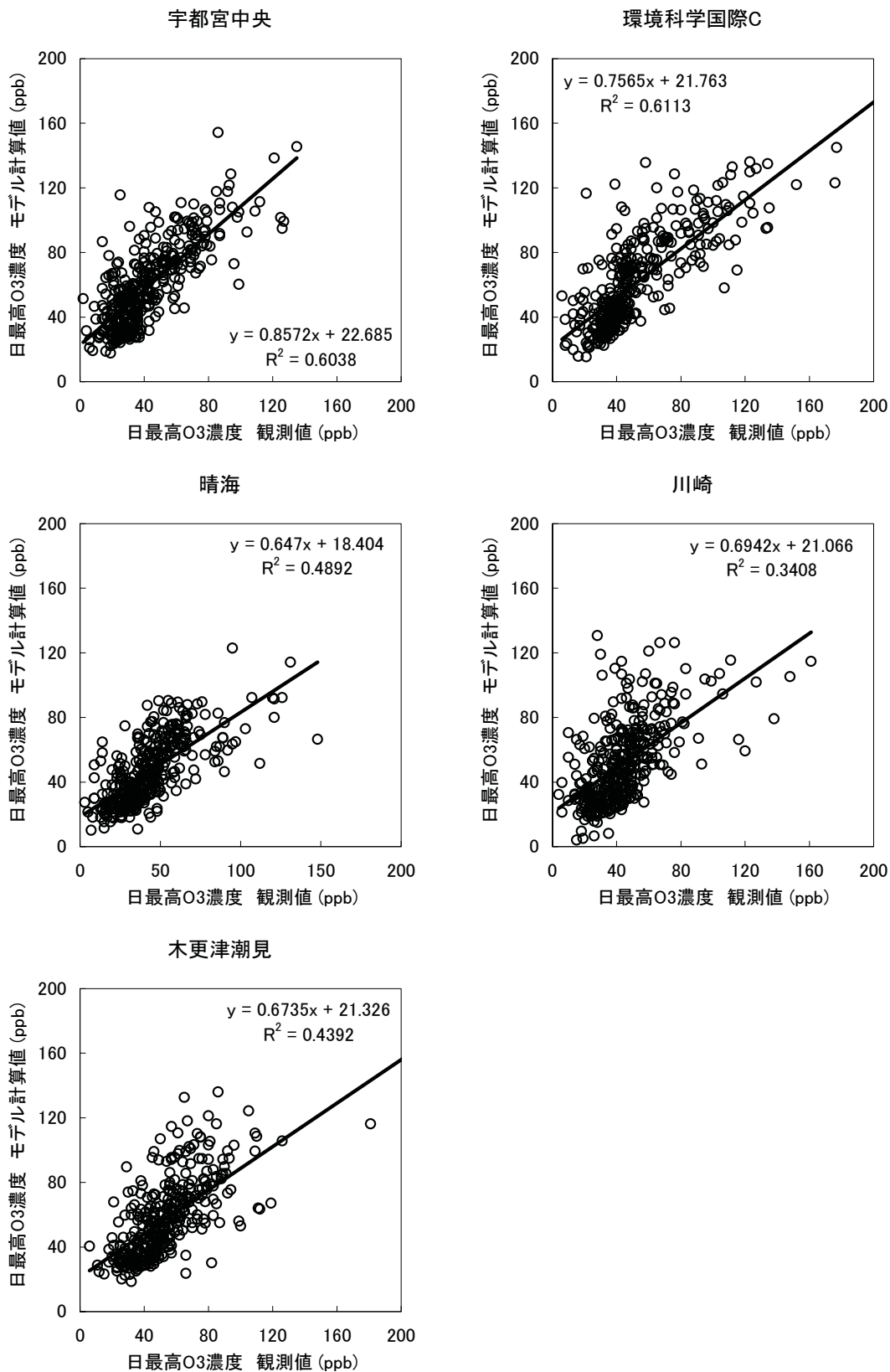


図 5.2-39 関東計算領域における日最高 O₃ 濃度を対象とした観測値とモデル計算値の相関

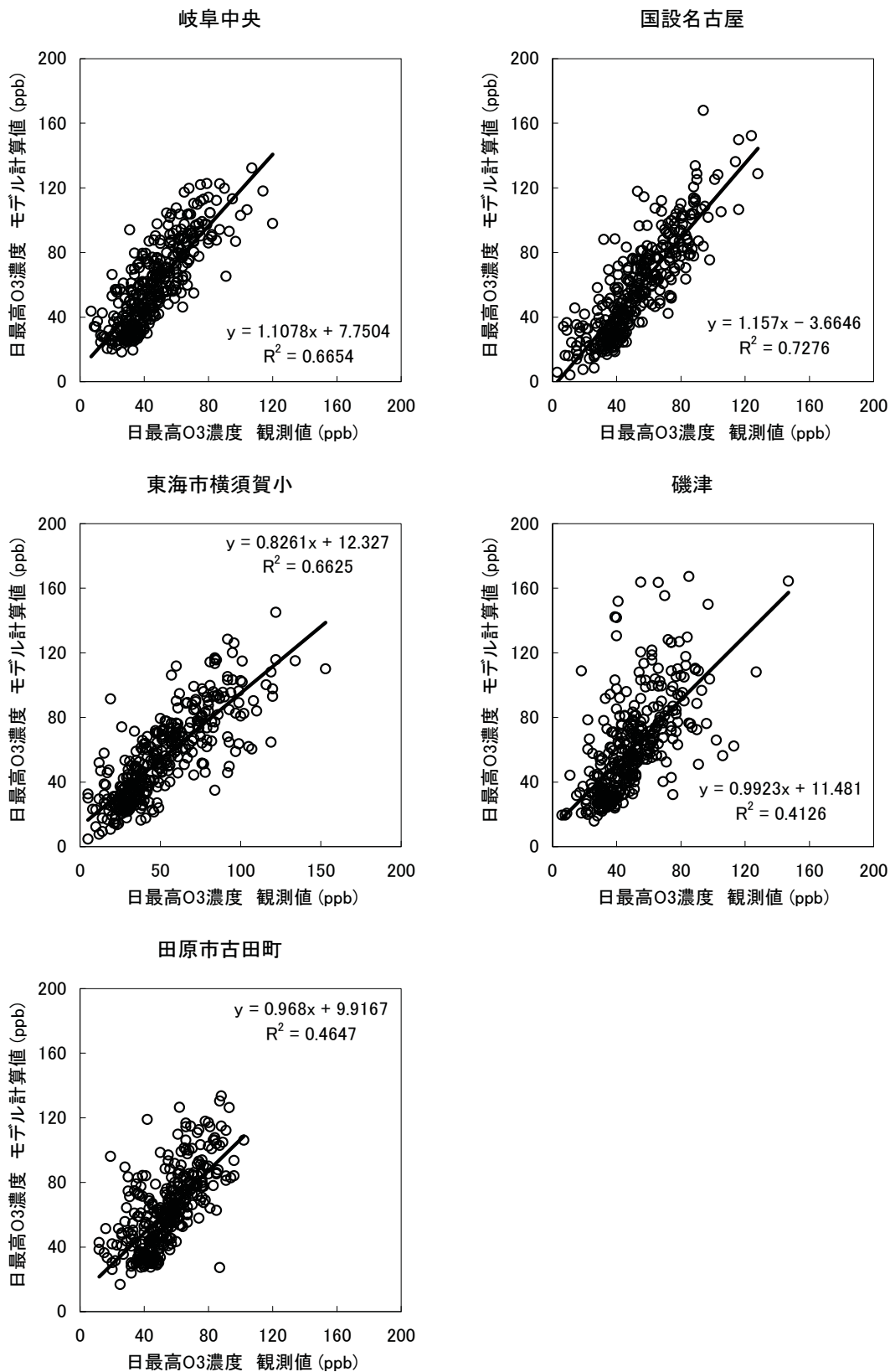


図 5.2-40 中部計算領域における日最高 O₃ 濃度を対象とした観測値とモデル計算値の相関

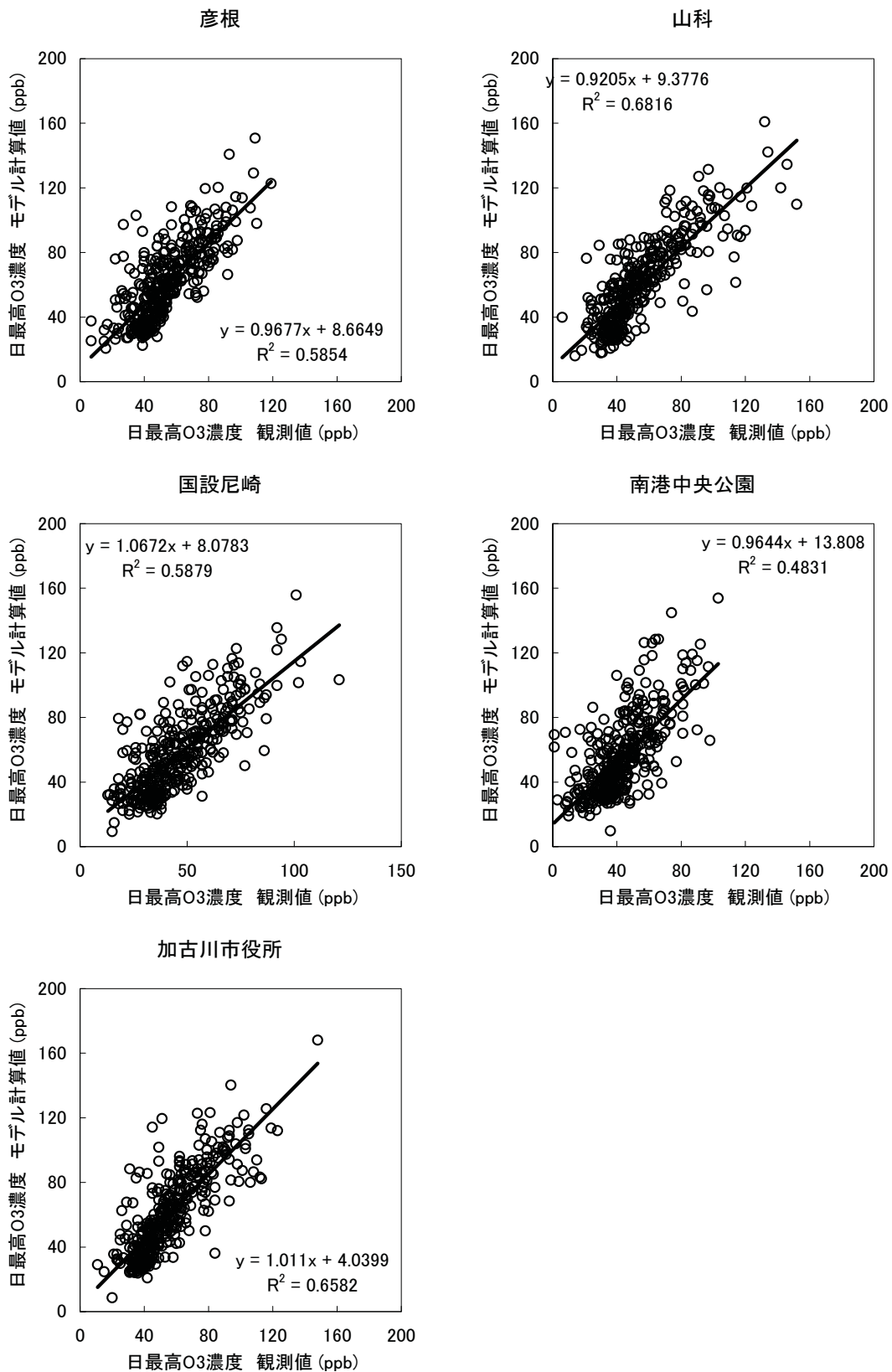


図 5.2-41 近畿計算領域における日最高 O₃ 濃度を対象とした観測値とモデル計算値の相関

表 5.2-17 地方計算領域における日平均 SO₂濃度を対象とした統計指標

	データ数	MNB	MNBG	NMB	NME
宇都宮中央	337	-0.215	0.439	-0.322	0.469
環境科学国際 C	301	0.029	0.419	-0.091	0.405
晴海	357	-0.028	0.359	-0.037	0.343
川崎	364	-0.337	0.411	-0.337	0.408
木更津潮見	341	0.757	0.939	0.367	0.699
岐阜中央	341	0.650	0.879	0.278	0.616
国設名古屋	338	0.368	0.443	0.304	0.392
東海市横須賀小	347	1.004	1.166	0.562	0.877
磯津	361	-0.273	0.419	-0.324	0.422
田原市古田町	364	-0.453	0.509	-0.481	0.517
彦根	356	-0.369	0.463	-0.383	0.451
山科	360	-0.260	0.427	-0.282	0.404
国設尼崎	364	-0.454	0.490	-0.450	0.476
南港中央公園	365	0.125	0.501	0.065	0.453
加古川市役所	272	0.221	0.454	0.089	0.355

※ 日平均値が 1 ppb 以上となった観測値を対象

表 5.2-18 地方計算領域における日平均 NO₂ 濃度を対象とした統計指標

	データ数	MNB	MNBG	NMB	NME
宇都宮中央	354	-0.483	0.487	-0.489	0.492
環境科学国際 C	360	-0.333	0.364	-0.354	0.378
晴海	361	-0.099	0.355	-0.155	0.350
川崎	364	-0.139	0.287	-0.201	0.293
木更津潮見	365	-0.136	0.354	-0.240	0.361
岐阜中央	364	0.009	0.294	-0.009	0.284
国設名古屋	312	0.441	0.468	0.352	0.391
東海市横須賀小	362	-0.003	0.342	-0.096	0.306
磯津	361	0.268	0.480	0.044	0.340
田原市古田町	363	-0.106	0.365	-0.261	0.394
彦根	359	-0.460	0.501	-0.506	0.519
山科	364	-0.024	0.268	-0.081	0.264
国設尼崎	365	-0.137	0.302	-0.204	0.311
南港中央公園	365	-0.223	0.439	-0.270	0.427
加古川市役所	364	-0.161	0.307	-0.208	0.311

※ 日平均値が 1 ppb 以上となった観測値を対象

表 5.2-19 地方計算領域における日平均 PM_{2.5}濃度を対象とした統計指標

	データ数	MNB	MNBG	NMB	NME
町田	353	0.208	0.403	0.054	0.326
綾瀬	361	0.074	0.310	-0.012	0.274
国設尼崎	275	0.187	0.500	-0.005	0.424

※ 日平均値が 1 ppb 以上となった観測値を対象

表 5.2-20 地方計算領域における O₃ 濃度 (1 時間値) を対象とした統計指標

	データ数	MNB	MNBG	NMB	NME
宇都宮中央	1090	0.296	0.358	0.091	0.116
環境科学国際 C	1311	0.228	0.324	0.072	0.125
晴海	993	-0.040	0.282	-0.022	0.087
川崎	1205	0.032	0.314	0.006	0.101
木更津潮見	2392	0.049	0.244	0.020	0.122
岐阜中央	1503	0.244	0.319	0.091	0.119
国設名古屋	2156	0.027	0.257	0.019	0.130
東海市横須賀小	1656	0.061	0.264	0.018	0.116
磯津	1915	0.137	0.287	0.058	0.125
田原市古田町	3080	0.084	0.247	0.050	0.137
彦根	2558	0.087	0.237	0.053	0.134
山科	1961	0.105	0.248	0.045	0.112
国設尼崎	1723	0.189	0.293	0.076	0.117
南港中央公園	1063	0.159	0.318	0.047	0.097
加古川市役所	2306	0.117	0.245	0.057	0.120

※ 1 時間値が 40 ppb 以上となった観測値を対象

5.2.4 地方計算領域と日本計算領域の比較

川崎・名古屋・尼崎の3つの観測地点は、地方計算領域(格子解像度:5 km)及び日本計算領域(格子解像度:20 km)の双方で再現性確認の対象とした。ここでは両者の格子解像度で算出された高パーセンタイル区間及び統計指標の結果を比較した。図 5.2-42に、高パーセンタイル区間の再現性における日本計算領域及び地方計算領域の比較を示した(3.2.2 節及び 5.2.2 節参照)。また、表 5.2-21から表 5.2-24には統計指標における日本計算領域及び地方計算領域の比較をまとめた(3.2.4 節及び 5.2.3 節参照)。

日本計算領域の格子解像度:20 km から地方計算領域の格子解像度:5 km に解像度を上げることで、モデル計算値の再現性が必ずしも向上するとは限らない。本事業では、地方計算領域における計算の主目的を、ECA 設定による大気質改善効果を算定するために必要となる排出量分布、大気汚染物質の濃度分布、暴露人口分布、陸域・海域境界などを必要十分な解像度で把握し、大気環境改善効果の具体的な評価を行うことと位置づけた。そのため、都市スケールにおいて局所的な影響を受け得る観測局の個々の実測値の再現を向上させることが地方計算領域における計算の主目的ではない点に留意されたい。

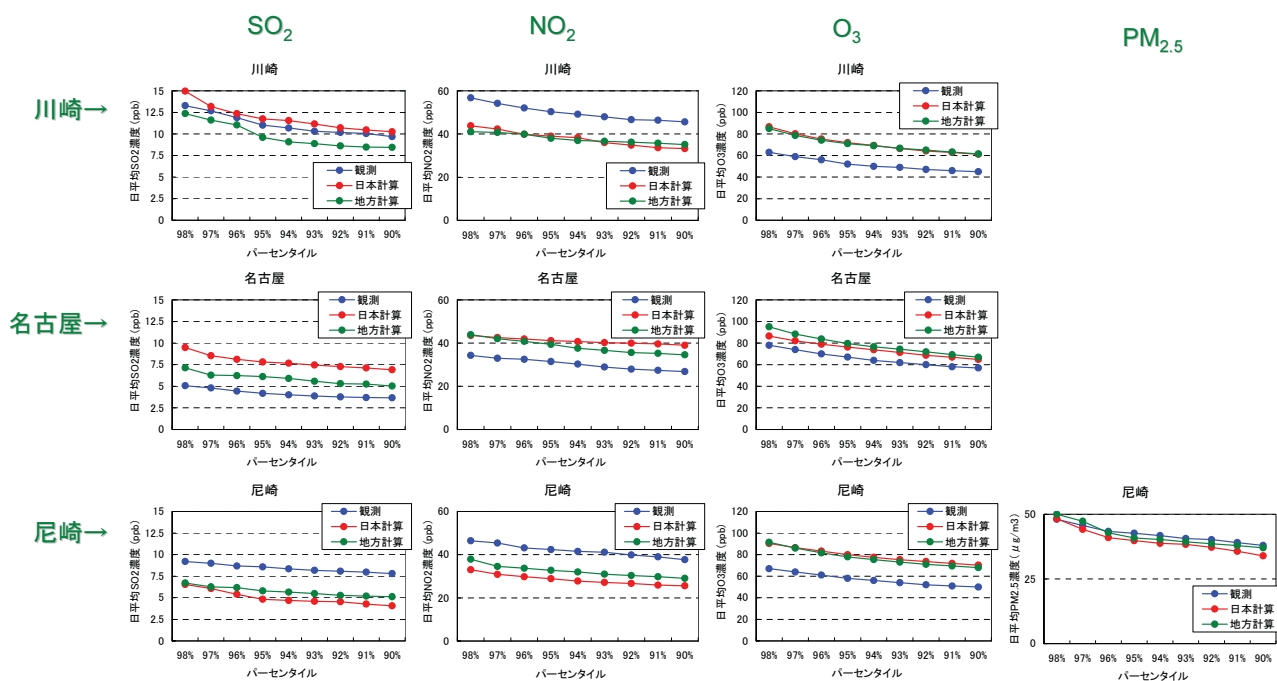


図 5.2-42 高パーセンタイル区間の再現性における日本計算領域及び地方計算領域の比較 (SO₂・NO₂・O₃・PM_{2.5}の日平均濃度)

表 5.2-21 統計指標における日本計算領域及び地方計算領域の比較 (日平均 SO₂ 濃度)

	格子解像度	MNB	MNBG	NMB	NME
川崎	5 km	-0.337	0.411	-0.337	0.408
	20 km	-0.066	0.306	-0.087	0.300
名古屋	5 km	0.368	0.443	0.304	0.392
	20 km	1.042	1.061	0.879	0.904
尼崎	5 km	-0.454	0.490	-0.450	0.476
	20 km	-0.554	0.580	-0.555	0.572

表 5.2-22 統計指標における日本計算領域及び地方計算領域の比較 (日平均 NO₂ 濃度)

	格子解像度	MNB	MNBG	NMB	NME
川崎	5 km	-0.139	0.287	-0.201	0.293
	20 km	-0.212	0.338	-0.276	0.356
名古屋	5 km	0.441	0.468	0.352	0.391
	20 km	0.830	0.843	0.652	0.673
尼崎	5 km	-0.137	0.302	-0.204	0.311
	20 km	-0.273	0.395	-0.342	0.404

表 5.2-23 統計指標における日本計算領域及び地方計算領域の比較 (日平均 PM_{2.5} 濃度)

	格子解像度	MNB	MNBG	NMB	NME
尼崎	5 km	0.187	0.500	-0.005	0.424
	20 km	-0.085	0.273	-0.120	0.281

表 5.2-24 統計指標における日本計算領域及び地方計算領域の比較 (O₃ 濃度の 1 時間値)

	格子解像度	MNB	MNBG	NMB	NME
川崎	5 km	0.032	0.314	0.006	0.101
	20 km	-0.206	0.385	-0.074	0.126
名古屋	5 km	0.027	0.257	0.019	0.130
	20 km	-0.683	0.743	-0.371	0.396
尼崎	5 km	0.189	0.293	0.076	0.117
	20 km	-0.142	0.372	-0.068	0.152

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ブ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。

6.1 PM_{2.5} 粒子化モデルの検討

本事業において使用した大気質モデル CMAQ では、粒子の大気中での動態をシミュレートする AERO5 と呼ばれるサブモデルが組み込まれているが、これとは別に、CMAQ には MADRID (Model of Aerosol Dynamics, Reaction, Ionization and Dissolution) と呼ばれるサブモデルが存在する。これらのサブモデルはそれぞれ固有の特徴を持つことが知られているが、その特徴の差が PM_{2.5} 粒子シミュレーションに与える影響についての報告は極めて限られている。そこで、本事業ではモデル間の差が引き起こす影響についての知見を得るために、観測より確認された PM_{2.5} の特定エピソードを対象に、両モデルを用いた相互比較を行った。

6.1.1 比較する粒子化モデルについて

粒子化モデルの相互比較には、本事業の大気質シミュレーションにおいても使用している AERO5 と、MADRID1a を使用した。

大気中には様々な大きさの粒子が存在するが、そのような粒子の成長・衰退をモデル内で表現する際、粒径と粒径分布を考慮する必要がある。AERO5 では、対数正規分布に従った粒径分布を持つ3つのモード (nucleation モード、accumulation モード、coarse モード) を考え、それらを重ね合わせることで、粒子の粒径分布を表現し、粒子の挙動をシミュレートしている。AERO5 で取り扱う粒子の大気中での諸過程は、個々の化学成分の反応、凝縮による成長、核形成、2次粒子生成、凝集、乾性沈着であり、大気中における粒子の動態を表現するのに重要な過程を全て考慮している。AERO5 の旧バージョン (AERO3 や AERO4) では、考慮している2次粒子の成分数が少ないとの指摘もあったが、AERO5 では新たな成分が追加されると共に、大気中での反応もより複雑化され、取り扱う成分数は約30成分にも達している。

一方、MADRID は、粒子の粒径に対して AERO5 と異なる取り扱いを行っている。MADRID では、大気中に存在する粒子の大きさを区分けし、それぞれの大きさの粒子の動態についてシミュレーションを行う、bin法を採用している。どれだけ細かく区分けするかに応じて、シミュレーションの実行に要する時間は劇的に増加するが、この手法の導入によって、大気中の粒子の粒径分布を仮定することなくモデル内で表現でき、より現実の大気に即した粒径分布の取り扱いが可能となる。これに加えて、MADRID のもう一つの特徴は2次有機粒子生成を詳細に扱えるように設計されていることである。たとえば、2次有機生成について、MADRID は AERO5 と同様の手法を用いているが、より多くの化学成分を考慮したバージョンがいくつか用意され、シミュレーション対象に応じて選択できるような設計となっている。本事業において使用した MADRID バージョン 1a では、bin法を採用しているが、2次有機生成において考慮している化学成分数は AERO5 と大きく変わらない。これは AERO5 との比較結果に、個々のモデル間の粒子の取り扱い手法の差が直接的に反映されると考えたためである。大気中での粒子の挙動を表現する他の諸過程については、凝集過程を除いて、MADRID モデル内においても考慮されており、AERO5 と同様の過程が扱われている。

これらの粒子化モデルに関する資料は、CMAQ モデルを提供している CMAS (Community Modeling and Analysis System) センターのホームページから入手可能であり、またインターネット上においてもその適用事例が多く公開されている。同モデルに係るその他詳細についてはそれら資料を参照されたい。

6.1.2 比較方法

粒子化モデル間の比較は、観測により確認された 2005 年 11 月 2 日の PM_{2.5} エピソードを対象に行った。MADRID モデルを用いた大気質シミュレーションの実施は、先述したように AERO5 を用いた場合と比較して、非常に多くの時間が必要とされる。そのため、本事業においては、1 つのエピソードを対象にシミュレーションを行い、比較を行うこととした。

MADRID モデルを用いた大気質シミュレーションの計算設定については、今回の比較実験において、MADRID バージョン 1a を選択した。これは先述したように MADRID1a を選択することで、AERO5 と共通のサブモデル (たとえば、気相モデルなど) を選択することが可能となり、相互比較実験において、比較結果に粒子化モデル間の差が直接的に反映されることが考えたためである。MADRID1a モデルの bin 数は、粒径 1 (μm) 以下とそれ以上の粒径に区分けした 2bin を設定し、またその他の各種入力データ (気象、発生源情報など) は全て AERO5 と同様のものを用いた。粒子化モデルに AERO5 を用いた場合の大気質シミュレーションの各種計算設定については、本報告書第 2 章を参照されたい。

6.1.3 比較結果

図 6.1-1 に埼玉環境科学国際センターにおいて観測された PM_{2.5} の成分濃度と MADRID、AERO5 の結果を示す。なお、埼玉県環境科学国際センターで測定された PM_{2.5} 成分濃度は、米持ら (2007) で報告されたデータであり、著者より提供していただいたものを使用した。

PM_{2.5} 濃度の総量は、観測が 39.7 (μg/m³) であるのに対して、AERO5 では 35.0 (μg/m³)、MADRID では 33.1 (μg/m³) であり、モデルの値が観測された値を若干過少にシミュレートするものの、AERO5の方が値はより観測値に近づく結果であった。個々の成分濃度に着目すると、AERO5 では、EC 濃度が過少である一方で、NH₄、NO₃、SO₄ の濃度が過大となっている。これに対して、MADRID では、EC 濃度が過少であるものの、観測値に近づく結果となっていた。AERO5、MADRID 間の比較からは、OC 濃度を除いて、MADRID の値が減少する結果となっていた。

米持ら (2007): 埼玉県北部における PM_{2.5} 濃度と化学組成の 5 年間の観測結果, 大気環境学会誌, 42 巻 第 2 号, pp129-142.

全体的に、比較実験結果は $PM_{2.5}$ に含まれる数成分の濃度が MADRID の使用によってわずかに観測値に近づく傾向を示したが、他の成分を考慮した $PM_{2.5}$ の総量としては、AERO5 と MADRID 間で大きな差を示していなかった。これに対し、本比較実験は 1 週間程度の高濃度エピソードを対象とした短期的なシミュレーションを行ったものであるが、MADRID によるシミュレーション実行時間は AERO5 使用時と比較して大きく増加していた。これは先述したように、MADRID が bin 法を採用していることに起因するものであり、数ヶ月から 1 年間、もしくはそれ以上にも及ぶ大気質シミュレーションの実行にはあまり適していないことを示唆している。さらにこれらに加えて、大気中での粒子の動態に関して MADRID では考慮していない過程があること、またモデル開発国である米国の ECA 設定においても MADRID モデルが使用されていないことを考慮すると、本事業における ECA 設定の調査に使用する粒子化モデルとしては、MADRID モデルよりも AERO5 モデルが適しているものと考えられる。

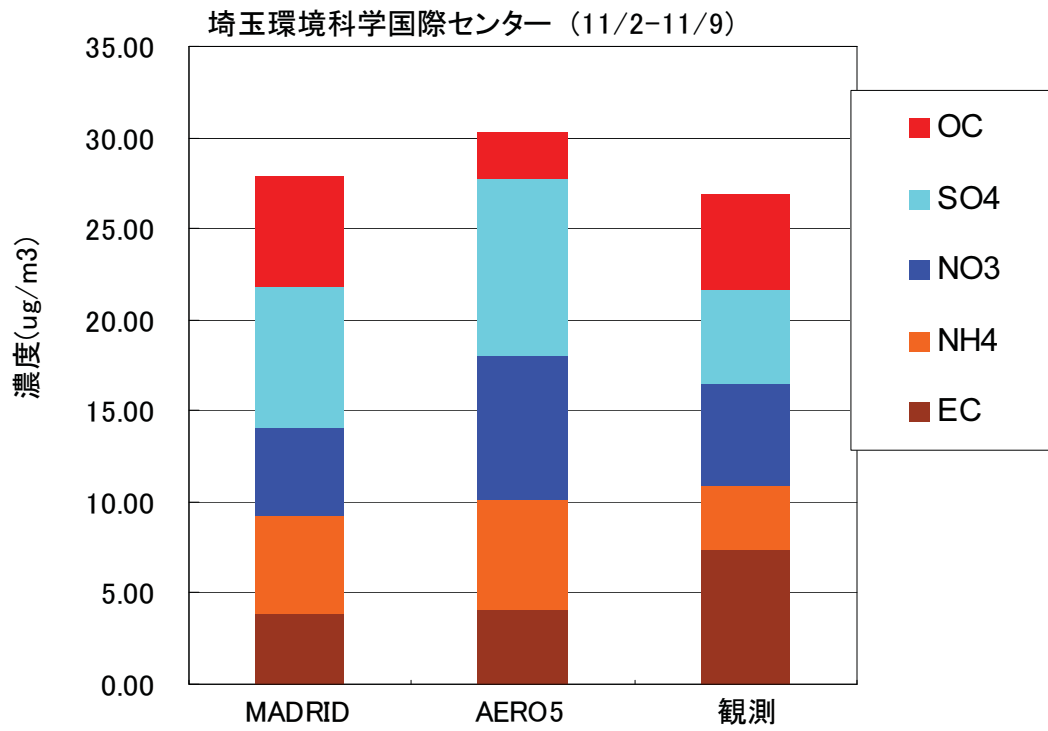


図 6.1-1 weekly sampling による PM_{2.5} の成分濃度

6.2 局所的な大気拡散シミュレーションの検討

本事業で構築した大気質シミュレーションモデルでは、最も詳細な格子解像度は地方計算領域における 5 km となっている。SO₂や NO_x など船舶から直接排出される汚染物質は発生源となる船舶の近傍で高濃度を示す可能性があり、その最大着地濃度は船舶排出量を与えた 5 km 解像度の格子の内部に出現することも考えられる。

そのため、ここでは国内でも利用実績の高い近傍拡散モデルの METI-LIS (経済産業省-低煙源工場拡散モデル) を用いて、港湾周辺における大気汚染物質の拡散状況を解析した。

6.2.1 METI-LIS について

METI-LIS (Ministry of Economy, Trade and Industry Low rise Industrial Source dispersion model) は、固定及び移動発生源排出される大気汚染物質の大気中濃度をシミュレートするプリューム・パフモデルである。その開発は経済産業省と (独) 産業技術総合研究所が主導しており、主に有害大気汚染物質に係る排出抑制対策の推進を目的としている。

同モデルはベンゼンなどに代表される有害大気汚染物質の拡散計算を目的として開発されたものであるが、固定及び移動発生源からの排ガスの拡散も解析の対象としている。その対象範囲には 10 km 以内が推奨されているが、ここでは地方計算領域の格子解像度：5 km 内における拡散の状況把握が目的であるため、同モデルの適用は可能と考えた。

METI-LIS に関する資料は、これまでも幾つか出版されており (例えば中西ら (2007))、またインターネット上でもマニュアルやその適用事例が多く公開されている。同モデルに係るその他詳細についてはそれら資料を参照されたい。

6.2.2 計算設定条件

港湾周辺における大気汚染物質の拡散状況を解析するに当たり、ここでは停泊船舶からの SO₂ 排出量に着目して解析した。計算は、東京湾内において停泊船舶による SO₂ 排出量が比較的多い港湾のバースを対象とし、2005 年の通年で実施した。

使用した発生源データは、本事業で作成した 3 次メッシュベースの停泊船舶発生源データを、対象とした港湾内に存在する複数のバースに割り振ることで点源化し、作成した。バースの位置情報及びそれらに対する発生源データの配分率には、海洋政策研究財団 (2008) が作成した東京湾内におけるバース毎の発生源データを使用した。なお、点源化した SO₂ 発生源データには、本事業で作成した停泊船舶発生源データと同じ時間変動を与えた。

METI-LISによる拡散計算を実行するに当たり、点源化した停泊船舶発生源データには有効煙突高度を考慮した。船舶の実煙突高については、対象としたバースには300,000 DWTクラスのバルカーが停泊すると仮定し、一般的なキールからの煙突高さから最大喫水を差し引いて算出し、ここでは実煙突高44 mと設定した。加えて、排ガス上昇高度は、METI-LISに組み込まれている「CONCAWE式」を利用し、排ガス温度は380℃と設定した。

拡散計算に必要な気象データには、最寄りのアメダス地点で観測された2005年1年分の気象データを利用した。

拡散計算における格子解像度は100 mに設定した。SO₂のバックグラウンド濃度には、船舶排出量をゼロとしたCMAQのシミュレーション結果を適用した。

6.2.3 停泊船舶が及ぼす SO₂ 濃度への局所的影響

図 6.2-1は、METI-LIS で計算された停泊船舶からの SO₂ 拡散状況を年平均濃度で示したものである。同様に、これらバースが含まれる地方計算領域の計算格子 (5 km) も併せて作図した。同計算で考慮したバースは2箇所であり、各々に割り振られた SO₂ 排出量はバース A : 277 ton year⁻¹、バース B : 195 ton year⁻¹であった。ここで示した計算領域にはその他にも複数のバースが存在するが、同2つのバースにおける SO₂ 排出量が突出して多かったため、ここではこの2つのバースにのみ SO₂ 排出量の点源データを与えて計算を実行した。

船舶排出量を考慮しない CMAQ より算定された、本バースを含むグリッドの SO₂ バックグラウンド濃度は年平均値で 3.1 ppb となった。また、船舶排出量を考慮した CMAQ より算定された SO₂ 濃度は年平均値で 6.5 ppb となった。

図 6.2-1で示した拡散計算の結果は年平均値であり、地表 1.5 m における最大濃度はバース近傍において出現した 13.4 ppb であった。同値は CMAQ で算定された同グリッドにおける SO₂ 濃度 : 6.5 ppb よりも高い値であったが、地表付近において 6.5 ppb よりも高い濃度を示した範囲はバースの周辺に限られた結果となった。

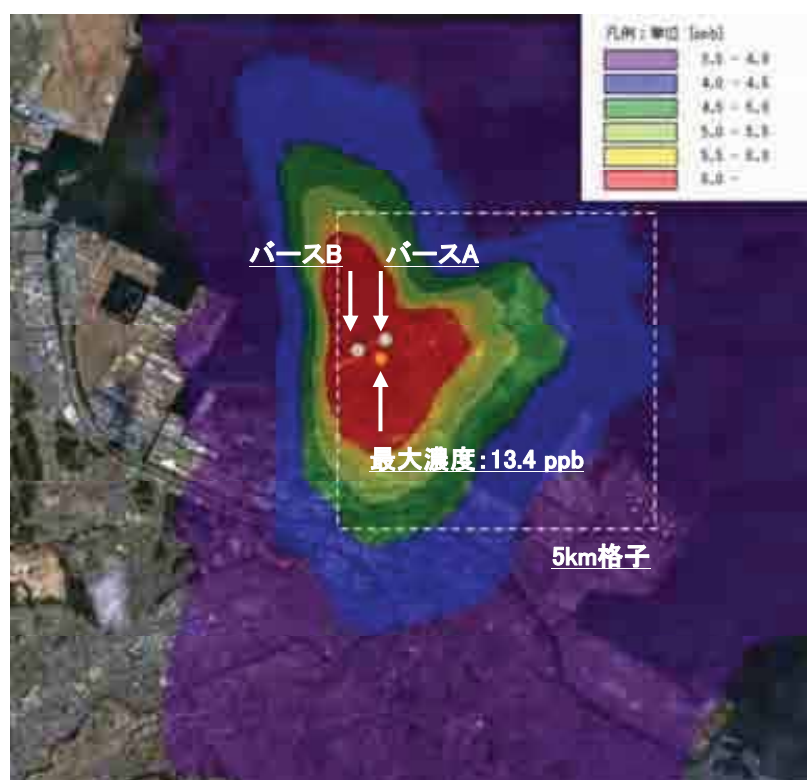


図 6.2-1 METI-LIS で計算された 2005 年通年における停泊船舶からの SO₂ 拡散状況
(年平均濃度)

図 6.2-1における SO₂ 濃度の拡散範囲は年平均値で示されたものであり、1 時間値や日平均値といった短期間における平均値では、高濃度を示す拡散範囲は局所的ではあるが遠方にまで及ぶ。日平均値の一例として、3.2.1 (5) 及び 5.2.1 (5) の高濃度 SO₂ 解析において着目した 2005 年 8 月 5 日について METI-LIS による拡散状況を解析した。図 6.2-2 は、METI-LIS で計算された 2005 年 8 月 5 日における停泊船舶からの SO₂ 拡散状況を日平均濃度で示したものである。

船舶排出量を考慮しない CMAQ より算定された、本バースを含むグリッドの SO₂ バックグラウンド濃度は日平均値で 5.6 ppb となった。また、船舶排出量を考慮した CMAQ より算定された SO₂ 濃度は日平均値で 15.6 ppb となった。地表 1.5 m における最大濃度はバース近傍において出現した 43.9 ppb であり、CMAQ で算定された同グリッドにおける SO₂ 濃度：15.6 ppb よりも高い値を示すプルームが局所的ではあるが遠方にまで及ぶ様子が見て取れる。

小型タンカーなど実煙突高のより低い船舶を想定した場合、プルームは上空を通過せずにより近傍に着地する可能性が示唆される。そのため、SO₂ 排出量が少ない場合でも実煙突高の高度によって最大濃度が大きくなる可能性も考えられる。このように、プルーム・パフモデルでは面平均値ではわからないグリッド内における輸送や濃度レベルを把握することが可能となる。

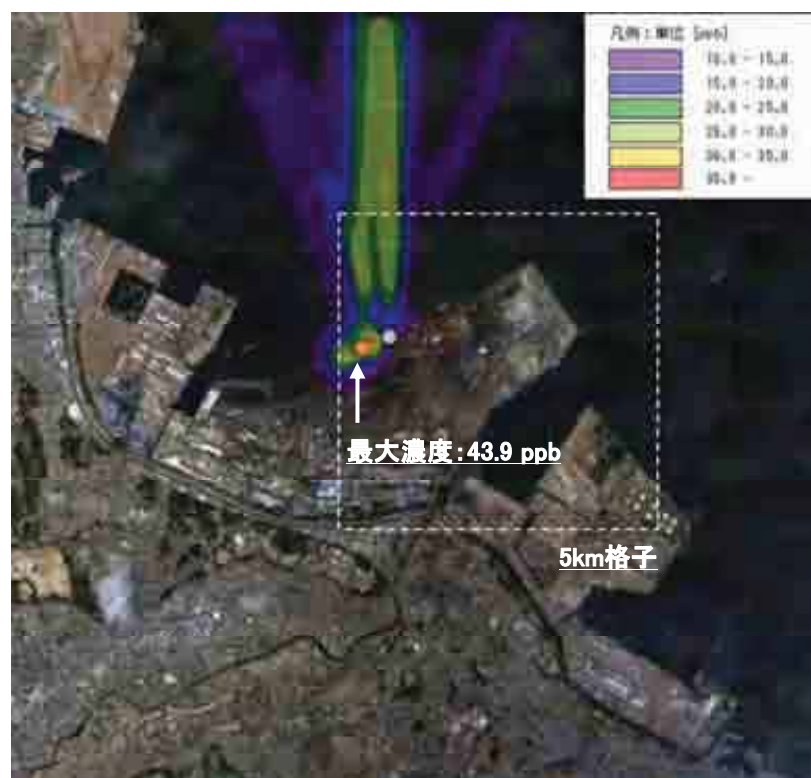


図 6.2-2 METI-LIS で計算された 2005 年 8 月 5 日における停泊船舶からの SO₂ 拡散状況
(日平均濃度)

6.3 その他の精緻化に係る検討

本事業では、世界的にも利用実績の高い WRF/CMAQ を適用して大気質シミュレーションを実施した。しかしながら、その計算設定や入力データの整備方法では依然として改善点は多い。

例えば、今回構築したモデルの最下層高度は約 20 m となっており、大気質シミュレーションの実行では保守的に船舶排出量を全て最下層に与えた。多くの船舶の煙突高は 20 m 以上あり、また排ガス上昇を考えれば、本来は幾つかの鉛直層に振り分けて船舶排出量を与えるべきである。今後、航行・停泊毎に鉛直層への配分を検討する必要がある。

地方計算領域の格子解像度は 5 km であるが、沿岸に位置する観測地点では、その観測地点を含む計算格子の土地利用情報が「海上」とされる場合がある。このような、実際の観測地点の状況を的確にモデル化できていないことも、モデル計算値の予測精度を下げる一因となり得る。本報告書では、観測地点が含まれる計算格子でのモデル計算値をそのまま観測値との比較に適用した。今後、その比較においてはモデル計算値に対して何らかの空間的補間を検討する必要がある。

近年、CMAQ のような、大気質シミュレーションモデルの高度化が進む中、大気中濃度と比較して沈着量に対する再現性確認は十分とはいえない。物質の沈着過程は大気中濃度の計算過程における減衰項の 1 つであり、大気中濃度の予測精度に及ぼす影響は移流や拡散と比較して小さいと考えられる。しかしながら、沈着量の再現性そのものに着目する必要がある場合は、沈着過程そのものの予測精度も確認する必要があると考える。

ただし、再現性の確認において対照とできる沈着量の観測データは、大気中濃度と比較して少ない現状にある。大気中濃度の再現性確認では、1 時間値などといった時間分解能の高い観測データが利用可能である。他方、沈着量のデータは、湿性沈着量であれば日毎サンプリングなどが実施されているものの、乾性沈着に至ってはその観測手法も研究段階にあり、一般に利用できるデータは非常に限られている。今後、CMAQ 内で扱われている沈着過程を把握し、その精緻化に係る検討や対照とできる観測データの収集を行う必要がある。