

平成25年度

北極海航路における船舶からの黒煙
(ブラックカーボン)に関する調査研究事業
報 告 書

平成26年7月

海 洋 政 策 研 究 財 団
(一般財団法人 シップ・アンド・オーシャン財団)

はじめに

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 25 年度助成事業「北極海航路における船舶からの黒煙(ブラックカーボン)に関する調査研究」の成果をとりまとめたものです。

北極域の局地的な気候変動を一層加速させる原因物質として、地球温暖化の大きな原因物質である CO₂ の排出以外に、黒煙(ブラックカーボン)が重要とされていることについては、まだ多くの人々に理解されていないようです。

一般に、燃料の不完全燃焼によって大気中に排出されるブラックカーボンは、太陽光を効率良く吸収する性質を持っており、大気中にある際には大気を加熱し、雪氷面に沈着した際には雪氷の融解を促進して、特に雪表面が夏季にも存在する北極域などにおいて気候変動の促進につながる重要な影響を持つ物質と認識されています。今後、北極海の海氷が減少していくことで、さらに北極海航路を航行する船舶の増加が予測されますが、これはブラックカーボンの排出増加にもつながり、同航路周辺において局所的に急激な気候変動の起こる可能性が示唆されております。

すでに、国際海事機関 (IMO; International Maritime Organization)では、2011 年 7 月に開催された第 62 回海洋環境保護委員会 (MEPC62; 62nd session of Marine Environment Protection Committee)で、国際海運から排出されるブラックカーボンが北極圏に及ぼす影響について調査を行い、規制の必要性について検討すべきであることが合意されており、ブラックカーボンの定義、計測方法及び制御方法等について技術的検討を進めております。

このような状況に鑑み、当財団では、昨年度から船舶からのブラックカーボンの排出実態やシミュレーションなどを実施し、将来における北極域でのブラックカーボンに関する規制の必要性及び実用的対策の調査研究を行うことにより、地球環境問題の解決に寄与することを目的として本事業を実施いたしました。

本年度は 2 年計画の最終年度として、低質燃料を用いた船舶主機からのブラックカーボンの粒径や光学的特性について更にデータを収集するとともに、ブラックカーボンの定義についても国内外の議論を整理してまとめました。また、人工衛星が受信した AIS (自動船舶識別装置)データを基にした北極海におけるブラックカーボンの排出量分布図を作成するとともに、陸上の人工発生源からの排出量との比較を行いました。その結果、ロシアおよびカナダ沿岸などの北極海航路の利用は特に夏季において認められるものの、総排出量はスカンジナビア半島、アイスランド周辺海域に偏って存在することが判りました。また、解析結果を基に、大気中のブラックカーボン濃度などから大気の加熱状況の変化を解析し、沈着量などから雪表面の融解に繋がる反射率の変化についても検討しました。さらに、人体影響および生態系影響に対する変化についても解析を行いました。いずれの結果も、現時点では直ちに影響を及ぼす大きなものではありませんが、特に活動量の大きい海域および増加が見込まれる海域において、局地的な濃度変化および沈着量変化を引き続きモニターする必要性を示唆するものとなりました。仮に、将来においてブラックカーボンに対して排出対策を実施する場合は、想定される海域を利用する船舶がアイスクラス船などに限定されることから、燃焼改善や燃料転換よりも、湿式スクラバーやディーゼル粒子フィルタなどの後処理技術が適していると考えられます。今後、世界的に見ても先進的なこれらのデータが国内外の検討の場において利用されることを望みます。

本事業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「北極海航路における船舶からのブラックカーボンに関する調査研究委員会」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、国土交通省海事局の皆様をはじめとするオブザーバの方々には委員会において有益なご発言を賜るとともに、特に実船試験においては船社から多大なるご協力を賜りました。これらの皆様に、心から厚くお礼を申し上げます。

平成 26 年 7 月
海洋政策研究財団
理事長 今 義男

北極海航路における船舶からのブラックカーボンに関する調査研究委員会委員名簿

(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	前田 和幸	独立行政法人水産大学校 海洋機械工学科 教授
	櫻井 達也	明星大学 理工学部総合理工学科 助教
	青木 輝夫	気象庁気象研究所 気候研究部 第六研究室 室長
	大島 長	気象庁気象研究所 環境・応用気象研究部 第一研究室 研究官
	兼保 直樹	独立行政法人産業技術総合研究所 環境管理技術研究部門 大気環境評価研究グループ 主任研究員
	速水 洋	一般財団法人電力中央研究所 環境科学研究所 大気・海洋環境領域 上席研究員
	佐瀬 裕之	一般財団法人日本環境衛生センター アジア大気汚染研究センター 生態影響研究部 研究部長
	津野 良治	一般社団法人日本船主協会 海務部 課長代理
	華山 伸一	海洋政策研究財団 海技グループ 主任研究員

オブザーバ

	北林 邦彦	国土交通省 総合政策局 海洋政策課 海洋政策渉外官
	松本 友宏	国土交通省 海事局 海洋・環境政策課 環境政策推進官
	小林 正和	株式会社商船三井 海上安全部 安全グループ兼グループ事業部 安全担当グループマネージャー
	堀内 主計	日本郵船株式会社 技術グループ 造船技術チーム チーム長
	井上 清次	川崎汽船株式会社 環境推進室
	山口 健太郎	第一中央汽船株式会社 船舶部技術課
	能代 俊亮	日本ガイシ株式会社 産業プロセス事業部 営業部 東京営業所

関係者

	原 大地	株式会社日本海洋科学コンサルタントグループ 部長
	真壁 稔	株式会社日本海洋科学コンサルタントグループ 事業部長
	西田 浩之	株式会社日本海洋科学海外事業グループ 事業部長
	青山 憲之	株式会社日本海洋科学コンサルタントグループ 主任コンサルタント

仲野 淳一 株式会社日本海洋科学コンサルタントグループ コンサルタント

事務局

岡崎 修平 海洋政策研究財団 常務理事

市川 吉郎 海洋政策研究財団 海技グループ グループ長

三木 憲次郎 海洋政策研究財団 海技グループ グループ長

森 勝美 海洋政策研究財団 海技グループ グループ長代理

南島 るりこ 海洋政策研究財団 海技グループ 海技広報チーム チーム長

市川 慎一 海洋政策研究財団 海技グループ 海事チーム チーム主任

目 次

第 I 編 調査の概要	I
1 調査の目的	I
2 委員会開催日	I
3 調査の結果	I
3.1 船舶から排出される黒煙の排出実態の解明	I
3.2 黒煙による極地気象に対する影響に関するシミュレーション	III
3.3 黒煙による健康被害及び生態系への影響に関するシミュレーション	IV
3.4 船舶から排出される黒煙の人工排出源に対する寄与率の推定	VI
3.5 排出実態にあった削減技術の抽出と規制の枠組みの検討	VI
第 II 編 調査の内容	1
主要用語説明	1
主要略語集	2
1 北極海航路における船舶からのブラックカーボン排出の影響の考え方	5
1.1 船舶から排出されるブラックカーボンの定義	6
1.2 北極海航路を対象としたブラックカーボンの影響に係る国際的議論の状況	9
1.2.1 IMOにおけるブラックカーボンに対する規制の議論	9
1.2.2 ブラックカーボンによる気候変動に対する評価	10
1.3 北極海航路における船舶からのブラックカーボンの環境影響評価項目	12
1.3.1 北極圏における総人工排出源に対する船舶からの排出量の影響	12
1.3.2 北極圏に対する局地的な気候変動への影響	12
1.3.3 生態系影響の整理	14
1.3.4 人体健康影響の整理	15
2 船舶から排出されるダストの排出実態の解明	16
2.1 ダスト計測の目的	17
2.2 ダスト計測の概要	18
2.3 計測対象船舶	19
2.4 ダスト分析方法	20

2.4.1	粒径別ダスト重量・濃度把握のための分粒方法	20
2.4.2	排ガス中ダストに含まれる無機炭素/有機炭素比(EC/OC比)の分析方法	20
2.4.3	Soot-Blow時に採取されたダストの粒子画像解析方法	21
2.5	通常航行時におけるダストの分析結果	22
2.5.1	排ガス採取量	22
2.5.2	粒径別ダスト重量・濃度分析結果	23
(1)	A社製4.9万kWエンジンφ96におけるダスト粒径別重量割合と濃度(アンダーセンスタックサンプラ)	25
(2)	B社製1.9万kWエンジンφ70とC社製1.3万kWエンジンφ50におけるダストの粒径別重量・炭素分析(MCIサンプラ)	26
2.5.3	無機炭素/有機炭素比(EC/OC比)・濃度分析結果	27
2.6	Soot-Blow時に捕集したダスト分析結果	30
2.6.1	排ガス採取量	30
2.6.2	粒径別ダスト重量分析結果	31
(1)	A社製4.9万kWエンジンφ96のダスト画像解析による粒径分布	31
(2)	C社製1.3万kWエンジンφ50	32
2.6.3	Soot-Blow時における捕集粒子の無機炭素/有機炭素比濃度分析結果	33
(1)	A社製4.9万kWエンジンφ96	33
(2)	C社製1.3万kWエンジンφ50	34
2.7	考察	35
2.7.1	燃料消費率の検証	35
2.7.2	排出ガス流速とサンプリング速度	35
2.7.3	通常航行時のPM排出係数の試算	36
2.8	LAC排出係数の設定	37
3	北極海航路を対象とした船舶活動量及びブラックカーボン排出量データの作成方法	39
3.1	船舶活動量及びブラックカーボン排出量データの作成方法の概略	40
3.2	使用データの詳細	42
3.2.1	exactAISデータの詳細	42
3.2.2	対象海域の定義	47
3.2.3	空間・時間解像度	49
3.2.4	その他の設定	50
3.3	北極圏における船舶の活動量とLAC排出量の算出方法	51
3.3.1	速度及び存在時間の設定方法	51
3.3.2	活動量(時間当たり燃料消費量)の算出方法	51
3.3.3	LAC排出量の算出方法	51

4	北極圏における船舶活動量及びブラックカーボン排出量データの解析	52
4.1	北極圏における船舶の活動量の解析	53
4.1.1	個船数でみた船舶活動量の解析	53
(1)	不明船の取り扱い	54
4.1.2	燃料消費量で見た船舶活動量の解析	57
(1)	月ごとの活動量の解析	57
(2)	緯度区分別・月別・ICE クラス別活動量	59
(3)	船舶活動量の地理的分布	61
4.1.3	船舶活動量の解析	65
(1)	平均航行速力に対する実航行速度との比較	65
(2)	船種別運航時間及び航行距離でみた活動量の解析	68
(3)	既存の活動データとの比較	70
4.2	北極圏における船舶からの LAC 排出量の解析	73
4.2.1	LAC 排出量	73
4.2.2	月別でみた LAC 排出量の解析	74
4.2.3	船種別でみた LAC 排出量の解析	75
4.2.4	船籍別でみた LAC 排出量の解析	76
4.2.5	地理的分布でみた LAC 排出量の解析	77
5	北極圏における船舶からのブラックカーボンの環境影響評価シミュレーション	83
5.1	ブラックカーボンの環境影響評価のためのモデルの考え方	83
5.1.1	領域化学輸送モデル:WRF-Chem について	84
5.1.2	大気放射モデル : Rstar-Mstrn について	84
5.2	計算シナリオの設定	85
5.2.1	北極圏における船舶からの寄与を算定するためのシナリオの設定	85
5.2.2	対策の効果を算定するためのシナリオの設定	86
5.3	計算条件及び計算手順	89
5.3.1	領域化学輸送モデルと大気放射モデルの計算設定条件	89
5.3.2	計算領域設定	91
5.3.3	初期・境界条件設定	92
5.3.4	北極海を航行する船舶以外の排出量の設定	93
(1)	陸域人為起源排出量の設定	93
(2)	バイオマスバーニング起源排出量の設定	94
(3)	北緯 66° 以南の船舶起源排出量の設定	95
5.3.5	計算実行フローと実測値との再現性の確認	97
5.4	シミュレーション結果と解析	99
5.4.1	船舶の寄与を算定するためのシミュレーション結果と解析	99

(1)	最下層 EC 濃度分布図.....	99
(2)	気柱 EC 総量分布図.....	110
(3)	気柱 EC 総量/排出量分布図.....	120
(4)	放射強制力分布図.....	130
6	北極圏における船舶のブラックカーボン排出に対する対策の必要性の検討.....	140
6.1	排出量寄与の観点からの対策の必要性の検討.....	141
6.1.1	陸上排出源からの LAC 排出量との比較.....	141
6.1.2	排出量寄与からの対策の必要性の検討.....	144
6.2	北極圏に対する局地的な気候変動への影響の観点からの対策の必要性の検討.....	146
6.2.1	EC 濃度および放射強制力に対する影響の観点からの対策の必要性.....	146
6.2.2	雪表面の反射率に対する影響の観点からの対策の必要性.....	146
6.3	北極圏で懸念される生態系影響の観点からの対策の必要性の検討.....	151
6.4	北極圏で懸念される人体健康影響の観点からの対策の必要性の検討.....	152
6.4.1	疫学研究に基づく粒子状物質の健康影響評価.....	152
6.4.2	健康影響の定量評価モデル.....	153
6.4.3	北極圏近傍における健康影響評価.....	154
(1)	PM _{2.5} 濃度と環境基準の比較を用いた評価.....	154
(2)	損失人口の計算に基づく評価.....	155
6.5	北極圏における船舶のブラックカーボン排出に対する対策の必要性のまとめ.....	158
7	ブラックカーボン排出対策が必要とされる場合の技術的な検討.....	161
7.1	船舶から排出されるブラックカーボン排出の低減に適用可能な技術.....	162
7.1.1	ディーゼル粒子フィルタ (DPF).....	162
7.1.2	湿式スクラバー (WET scrubber).....	164
7.1.3	A 重油への燃料転換 (Fuel Switch).....	166
7.2	ブラックカーボン排出対策のコスト評価.....	167
7.3	ブラックカーボン排出対策の枠組み.....	170
8	まとめ.....	171
8.1	船舶からのブラックカーボンの排出実態の特徴.....	172
8.2	北極圏における船舶からのブラックカーボン (LAC) の人工排出源に対する寄与.....	172
8.3	シミュレーションによる船舶から排出されるブラックカーボンの影響評価.....	173
8.4	ブラックカーボン排出対策の枠組み.....	173
8.5	ブラックカーボン削減技術のまとめ.....	173

第 I 編 調査の概要

1 調査の目的

極域を航行する船舶から排出される黒煙（ブラックカーボン）は、雪氷面に沈着した際には、雪氷表面における可視光の反射率を変化させ、雪氷の融解を早めて気候変動を引き起こすと言われている。この気候変動は CO₂ などによる地球温暖化より急激かつ局所的であり、脆弱な生態系や我が国の気象に与える影響も大きいと言われている。

船舶から排出される黒煙の寄与率は、将来の北極圏での商業航路の発展等によって、大きく増加する恐れがある。このため国際海事機関（IMO）においては、2014 年までに北極域における船舶からの黒煙の規制の必要性について検討作業を進めることになった。

本事業では、船舶からの黒煙の排出実態やシミュレーションによる環境影響評価及び実用的対策を踏まえて、将来における北極域での黒煙に関する規制のあり方について調査研究を行うことにより、地球環境問題の解決に寄与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、以下のとおり委員会を開催し、調査方針及び調査検討結果についてご審議いただいた。

第 1 回：2013 年 7 月 23 日

第 2 回：2013 年 11 月 25 日

第 3 回：2014 年 3 月 20 日

第 4 回：2014 年 6 月 30 日

3 調査の結果

3.1 船舶から排出される黒煙の排出実態の解明

3.1.1 船舶の排ガス中に含まれるダストの採集と分析

本事業では、外航商船で一般的な C 重油焚き 2 ストロークディーゼル機関（定格出力 1 万 kW 以上）の船舶について、通常航行時及び Soot-Blow 実施時に排出される排ガス中に含まれるダストの排出実態を把握するため、昨年度実施した A 社製 4.9 万 kW エンジン φ 96、（5 万総トン級外航コンテナ船）に加え、B 社製 1.9 万 kW エンジン φ 70（3 万総トン級外航コンテナ船）と C 社製 1.3 万 kW エンジン φ 50（1 万総トン級内航 RORO 船）を対象として排ガス中のダストを採集・分析した。

なお、A 社製 4.9 万 kW エンジン φ 96 と B 社製 1.9 万 kW エンジン φ 70 は動粘度 445～515 cSt、C 社製 1.3 万 kW エンジン φ 50 は動粘度 158 cSt の C 重油が使用されていた。

今年度実施の B 社製 1.9 万 kW エンジン φ 70 と C 社製 1.3 万 kW エンジン φ 50 について通常航行中の排ガスに含まれるダストを MCI サンプラにより分粒・採取して分析した結果、いずれも粒径が最も小さい 2.5 μm カット以下における捕集割合が高く、重量ベースでは全体の 94～95% を占めた。一方、昨年度実施の A 社製 4.9 万 kW エンジン φ 96 では 2.5 μm 以

下の重量割合は約 36%であったが、バックアップフィルタを使用していないことを考慮すると今年度実施の MCI サンプラを使用した計測結果と大きな乖離はないと考える。

通常航行時における EC/OC 比について、今年度実施の B 社製 1.9 万 kW エンジン $\phi 70$ 及び C 社製 1.3 万 kW エンジン $\phi 50$ においては、いずれも OC の割合が高くなった。希釈によって排ガス温度を下げないダスト採取方法による分析にもかかわらず、OM の比率が大きいことは、自動車ディーゼル粒子との大きな差違といえる。このことは、フィルタ上に採取された粒子の色が完全な黒色でないことから裏付けられる。

以上の結果から、通常航行時の船舶ダストについては、粒径 $2.5 \mu\text{m}$ 以下の粒子として空気力学上取り扱うことで構わないと考え、また、第 5 章で行うシミュレーション内の設定では、安全側の評価として LAC のうち OM についても自動車ディーゼル粒子と同様の光学的特性を持つものと仮定した。

3.1.2 北極海航路を対象とした船舶活動量及び LAC 排出量データ

昨年度の事業では、AMSA2009 (Arctic Marine Shipping Assessment 2009) による北極圏沿岸国の航行データベース等を活用して北極海航路を対象とした船舶活動量データを作成した。本年度はカナダの exactEarth Ltd が提供する衛星 AIS データを解析して最新の船舶活動量及び排出量データを整理した。

解析の対象は 2012 年 11 月～2013 年 10 月までとし、北緯 66° 以北を航行した船舶とした。AIS データには、船名や MMSI といった識別符号等の静的情報の他、各船の位置情報 (緯度・経度) や速力 (SOG)、針路 (COG) 等の動的情報が含まれているが、主機関の負荷率に応じて変化する燃料消費量を算出するためには、個船毎に機関定格出力や航海速力等の情報が必要となることから、IHS Fairplay (以下、IHSF) の船舶データベースを参照することにより、これら必要情報を補完して北極海における船舶の活動量及び LAC 排出量データを整備した。なお、ここで LAC とはブラックカーボンの定義の一つであり、狭義の EC に加えて OM と Ash を加えたものとして定義する。

北極海における船舶の活動量及び LAC 排出量データを整備するにあたっては、北緯 66° 以北の海域のうち、ノルウェーの内航船や漁船などの活動が多いとみられる海域と北極海航路を分けるため、本事業では、西経 25° ～東経 45° 、かつ、北緯 66° ～ 80° の海域を“Non Arctic”とし、それ以外の北緯 66° 以北の海域を“Arctic”と定義した。

活動量 (燃料消費量) の算定にあたっては、燃料消費率を EEDI 策定のための仮定条件として使用される 190 g/kWh とし、航海速力航行時の負荷率 85% として AIS で実測された速度に応じて負荷率を 3 乗則に従って設定した。また、LAC 排出量の算定については、活動量 (燃料消費量) \times 排出係数として算出し、排出係数は EC、OM、Ash を加えた 0.335 g/kWh とした。

(2) 北極圏における船舶活動量及び LAC 排出量データの解析

2012 年 11 月～2013 年 10 月までの 1 年間の衛星 AIS データを解析したところ、北緯

66° 以北を航行した船舶ユニーク数は 9,324 隻であり、そのうち約半数の 4,964 隻は個船情報を特定することができた。残り半数弱のうち 2,646 隻はクラス A を搭載し、1,714 隻はクラス B と呼ばれる簡易型の AIS 装置を任意に搭載している小型漁船等であったと推定される。

AIS データに基づく北緯 66° 以北海域の航行船舶活動量 (燃料消費量) は 7 月が最も多く、2 月が最も少なく 7 月の半分程度となった。クラス A の活動量が大部分を占め、多くが小型船であるクラス B の活動量は相対的に小さく全体の 5% 以下であった。

航行船舶の活動量 (燃料消費量) 及び LAC の地理的分布によるとスカンジナビア半島沖に活動量及び排出量が集中しており、北緯 66° 以北における LAC 年間総排出量 2,161 Mg/year のうち、約 82% の 1,770 Mg/year が本事業で定義する“Non Arctic”域内で発生し、北極海航路 (NSR) やカナダ側の“Arctic”域内では約 18% の 391 Mg/year であった。単位面積あたりの排出強度でみた場合も“Non Arctic”域内で最大 11.29 kg/year/km² であるのに対し、“Arctic”域内は 1.55 kg/year/km² で約 7 倍の開きがある。また、過年度の調査検討結果から、我が国領海 (12 NM 以内) の平均が 17 kg/year/km²、東京湾内で 244 kg/year/km² と比較してもはるかに少ない値といえる。

3.2 黒煙による局地気象に対する影響に関するシミュレーション

3.2.1 黒煙の移流・拡散シミュレーション

北極域における黒煙の大気中濃度及び、沈着量を導出するために、領域化学輸送モデルを構築した。

領域化学輸送モデルには、アメリカ大気研究センター (NCAR: The National Center for Atmospheric Research) 及びアメリカ大気海洋庁 (NOAA: National Oceanic and Atmospheric Administration) が開発を主導する WRF-Chem (The Weather Research and Forecasting model coupled with Chemistry) を利用した。

本事業における黒煙輸送シミュレーションの対象領域は、少なくとも北緯 70° 以北の地域が全て含まれる北極域と設定した。

3.2.2 光吸収シミュレーションモデル(大気放射モデル)の構築

黒煙の光学的性質による局地気象への影響をシミュレートする光吸収シミュレーションモデル (大気放射モデル) を構築した。ここで、光吸収シミュレーションモデル (大気放射モデル) とは、太陽放射エネルギー、地球・大気からの赤外エネルギーの大気中での伝播をシミュレートし、放射強制力として出力するモデルである。

昨年度に引き続き、3次元化学輸送モデル WRF-Chem 及び大気放射モデル Rstar-Mstrn を利用して、ブラックカーボンの輸送シミュレーションモデル・大気放射シミュレーションモデルの構築を行った。

3.2.3 黒煙による局地気象に対する影響に関するシミュレーション結果

極地気象に関して、ブラックカーボンが大気中に存在している際の影響を評価するパラメータとして放射強制力の変化を、ブラックカーボンが雪表面に沈着した後に融解を早める現象の評価のためのパラメータとして反射率の変化について計算検討を行った。

大気圏最下層におけるブラックカーボン濃度に対する船舶からの寄与は全般としては、“Non Arctic area”で10%内外、“Arctic area”では更に少なくなることが予想された。また、最も影響が懸念される7月の北極海上空において放射強制力についても、その増加分は最大1%程度に留まっている。他方、雪表面の反射率の変化については、沈着量が多い地域は夏季において既に海氷が消失していることなどから、現時点で沈着が海氷の消失に大きな影響を与えている可能性は小さい。また、夏季1ヶ月分の沈着が新雪に落ちた場合の反射率の変化の範囲は、通常雪氷が夏季における降雨でザラメ化するなどの自然変化の範囲に比較して小さいと評価できた。

3.3 黒煙による健康被害及び生態系への影響に関するシミュレーション

3.3.1 健康被害

本年度に実施した船上観測より、船舶排ガス中に含まれるブラックカーボンは、概ね空気粒子径が $2.5\mu\text{m}$ 以下の微小粒子($\text{PM}_{2.5}$)として存在していることが確認された。

$\text{PM}_{2.5}$ のような粒子状物質は、多種多様な化学物質で構成されている。例えば、わが国都市部における2004~2008年度の $\text{PM}_{2.5}$ 重量濃度の平均値は $22.6\mu\text{g}/\text{m}^3$ であり、そのうちBCに該当する元素状炭素成分(EC)は11%、硫酸塩(SO_4^{2-})は25%、硝酸塩(NO_3^-)は13%を占める。このうち、硫酸塩と硝酸塩は、今回の事業においてLACとして定義されるBCではない。他方、疫学研究においては、これら成分はいずれも有害な健康影響の原因になり得るとの考えから、個々の成分に対してではなく、粒子状物質の重量濃度を対象として追跡調査がなされている。

欧米では、様々な基準値の組み合わせにより、公衆衛生上のインパクトがどの程度低減できるかについても定量的な評価を行っている。具体的には、環境基準達成時に得られる社会的インパクトの減少(死亡人数や入院患者の減少)について定量的な解析結果が求められている。

例えば米国では、人体健康便益評価モデルのBenMAP (Benefits Mapping and Analysis Program)を行政ツールとして開発し、健康影響の定量評価を実施している。同モデルでは、対数線形型の濃度・応答関数が採用されている。本式では損失人工($\Delta\text{Mortality}$)の変化量は、濃度変化分(ΔC)及び曝露人口の大きさに依存する。また、ベースライン(現状)における $\text{PM}_{2.5}$ 濃度(C)が十分に低い場合、特にWHOが定めた指針値以下の場合には、同関係式の適用に不確実性があり、そもそも ΔC の算出を行う必要がないものと考えられた。

北極圏周辺における $\text{PM}_{2.5}$ 濃度を評価するに当たり、ここでは、(i) BenMAPでは $\text{PM}_{2.5}$ に対して長期曝露影響のみを解析対象としていること、(ii) 欧州では日平均を対象とした環境基準が設定されていないこと、(iii) 短期影響評価を行うための高時間解像度のデータが困難であったことなどから、年平均値を対象にその濃度レベルを評価した。

今回、北緯 66° 以北の北極圏における測定結果を示すことはできなかったが、アラスカ州、アイルランド、英国北部、スカンジナビア半島といった北極圏に近い地域では PM_{2.5} 実測年平均濃度が WHO の指針値である年平均値 10 µg/m³ よりも十分に低いことが確認できた。これらの実測が行われいない高緯度帯では PM_{2.5} の年平均値は更に低くなっていることが期待できる。

なお、先述のとおり、わが国都市部における 2004～2008 年度の PM_{2.5} 重量濃度の平均値は 22.6 µg/m³ であり対象年は異なるものの、北極圏に近い地域よりも PM_{2.5} 濃度は高い状況にあることがわかった。

さて、BenMAP においては $\Delta Mortality$ (大気汚染に起因する死者数の変化) は、対象となる *population* (曝露人口) が多いほど大きく計算される。関東地域と北極圏周辺地域を比較した場合、健康影響評価の対象となる曝露人口には大きな差がある事が見て取れる。前項で示した PM_{2.5} 濃度も併せて考えた場合、北極圏及びその周辺地域における健康リスクは、現状においてわが国におけるものよりも相対的に小さいものと考えることができる。

既に述べた船舶の排出寄与あるいは、シミュレーションから推定される EC 濃度への寄与を考えると、人体健康影響リスクの低減を目的とした場合、まず PM のうち太宗を占める硫酸塩とその付随水の低減を燃料中硫黄分の規制によって削減するべきで、これらを含まない LAC 排出量を低減する優先根拠は小さいと言える。

3.3.2 生態系への影響

生態系影響を評価するエンドポイントとして地衣類を選択し評価を行った。地衣類は植物とは異なり、根のような栄養素や水を吸収する器官がなく、降水から直接栄養分を得ている。また、葉面を守るクチクラ層やガス交換のための気孔がないため、地衣体と呼ばれる本体が大気に直接暴露されている。そのため、大気汚染物質の影響により種組成や被覆率が変化することが知られており、様々な汚染物質の環境指標生物として多くの活用事例が報告されている。エストニアのオイルシェール発電所付近では、同発電所から排出されていると推定されるカルシウムを多く含む粒子状物質の沈着により、全く地衣類の生息が確認できない地衣砂漠とも言われるような地域が形成される等、大気汚染物質の沈着による地衣類の生態系に対する明らかな影響が顕在化している。

粒子状物質だけでなく窒素沈着でも地衣類は生態系内の種組成や被覆率が大きく変化することが報告されており、この変化量を活用した臨界負荷量の設定の議論も進んでいる。既報によると、地衣類を考慮した窒素の臨界負荷量は、5 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ 未満 (例えば 2-4 kg N ha⁻¹ yr⁻¹) に設定するのが妥当であり、北極域にも適用は可能と考えられる。ツンドラのような樹冠による遮りがない状況においては、林外の湿性沈着として 1-3 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ が目安となる。ただし、今回推定している LAC には定義上窒素は多く含まれていないため、LAC 沈着が直接窒素沈着量に大きく影響を及ぼす可能性が少ないと考えられる。

ブラックカーボンによる地衣類への直接的な影響を示す科学的な報告事例は少ないが、その光吸収特性から、「日陰効果」や「葉温上昇効果」等により、植物の光合成低下や

蒸散促進を引き起こす可能性が示唆されている。地衣類に適用すべきブラックカーボン沈着量の閾値としては、我が国の代表的な樹種において日陰効果により 10%程度の光合成阻害を引き起こす、葉面積当たり 3-40 mg C/m² の BC 付着量が一つの目安となる。今回の LAC 沈着量と地衣類の被覆率から考えると、同臨界負荷量に達する可能性は低い。なお、局所的な影響を更に精密に評価するためにも、地衣類を指標生物として BC を含めた大気汚染物質の沈着量に対する影響を引き続きモニターする必要があると考えられる。

3.4 船舶から排出される黒煙の人工排出源に対する寄与率の推定

今年度整備した衛星 AIS データに基づく北緯 66° 以北での船舶からのブラックカーボン排出量データと昨年度の事業で既に整備している陸域でのブラックカーボン排出量及び北緯 66° 以南の船舶からのブラックカーボン排出量データから、北極圏を対象にブラックカーボンの人為起源排出量に占める船舶由来分の寄与率を推定した。

地理的にみると、北緯 66° 以北の北極海で排出されるブラックカーボン全体の約 8 割はスカンジナビア半島やアイスランド付近の Non Arctic area で排出され、残りの 2 割が NSR やカナダ側航路等で排出されていることがわかった。この結果、森林火災起因を含む人工排出源からのブラックカーボン排出総量に占める寄与は、スカンジナビア半島やアイスランド付近の海域で Non Arctic area で 29%に達するのに対して、Arctic area では 2%に過ぎない。

3.5 排出実態にあった削減技術の抽出と規制の枠組みの検討

船舶から排出されるブラックカーボンの削減技術として、ディーゼル粒子フィルタ (DPF) もしくは湿式スクラバーなどの後処理装置を装着した場合と、主機関の使用燃料を C 重油から A 重油に転換することなどが考えられる。これらブラックカーボンの排出量削減技術について、その削減効果を文献調査より推定し、ブラックカーボンの削減に必要なコストを船舶寿命全体として計算する MAC (Marginal Abatement Cost) によって比較評価した結果、ディーゼル粒子フィルタ (DPF) と湿式スクラバーはいずれも燃料転換よりも MAC が低く、なかでもスクラバー水の排水処理を行わず、一度利用した海水をただちに排水するオープンループ方式を用いたスクラバーの MAC が最も小さく計算された。

船舶からのブラックカーボン排出量の削減対策の枠組みとしては、まず ICE クラスの船舶を対象にディーゼル粒子フィルタ (DPF) や湿式スクラバーの装着を中心とした対策を既存船、新造船ともに設定することが望ましいと考えられ、使用燃料の C 重油から A 重油への転換はブラックカーボン排出量の削減技術としてはコストパフォーマンスが悪い。

他方、ボランティアな対策において人体健康影響リスクの低減を重視する場合には、硫酸塩及びその付随水の低減はブラックカーボン低減 MAC より小さく計算されることから、ECA-S の追加設定など既存の規制の枠組みを利用することも考えられる。

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示す。その他の用語については、本文中の解説を参照されたい。

排ガスエコノマイザ	ディーゼルエンジンから発生する排気ガスの熱を回収して蒸気を造る装置。
Soot-Blow	排管内の煤を蒸気や空気などで飛ばして除去すること。
アンダーセンスタックサンプラ	煙道中の粒度分布を測定する機器で、インパクター方式を採用したエアロゾルの粒度分布測定ができる装置。
MCI (マルチノズル・カスケード・インパクト) サンプラ	米国連邦規格 (Federal Reference Method : FRM) を満たす PM _{2.5} と同等の分級性能を持つインパクター。
RORO 船	Roll-on Roll-off (ロールオン・ロールオフ) とは、自走でトレーラーを積み上げる荷役方式の船舶で、定期航路に就航する内航船が多い。
北極海 (Arctic Ocean)	ユーラシア大陸、グリーンランド、北アメリカ大陸等によって囲まれた北極点を含む大洋。ロシア、カナダ、アメリカ、デンマーク、ノルウェーの 5 か国の沿岸に接している。高緯度のため、通年氷に覆われているが、シベリア沖の北極海航路 (NSR : Northern Sea Route) は、近年の気候変動により北極海が温暖化したことで航行可能な期間が長くなり、商用利用に着目されつつある。なお、北極圏とは北緯 66° 33′ 以北の海域・地域をいう。
Arctic area	スカンジナビア半島やグリーンランド東岸、スバルバル諸島付近での船舶の活動実態を踏まえ、本事業では IMO の定義とは別に「西経 25°～東経 45°かつ北緯 66°～80°を除く、北緯 66°以北のエリア」を「Arctic area」と定義する (図 3.2-10 参照)。
Non Arctic area	本事業では、「西経 25°～東経 45°かつ北緯 66°～80°のエリア」を「Non Arctic area」とする(図 3.2-10 参照)。

主 要 略 語 集

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

AIS	Automatic Identification System。船舶自動識別装置。SOLAS 条約で、2002 年から全世界レベルで船舶に導入されたシステムであり、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付けられている。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。AIS 信号を低軌道周回衛星で受信する衛星 AIS によって陸上局では受信できなかった沖合の船舶の動静も把握することができる。
ARCTAS	Arctic Research of the Composition of the Troposphere from Aircraft and Satellites は、NASA (米国航空宇宙局) が 2008 年 4 月と 6~7 月にアラスカ及びカナダ西部において実施した航空機と衛星を用いた北極の対流圏組成調査である。
BC	Black Carbon。黒色の炭素。
BrC	Brown Carbon。茶色の炭素。
CAPEX	Capital Expenditure。対策技術の初期導入費用。
DPF	Diesel Particulate Filter (排気ガス脱塵装置)。ディーゼルエンジンの排気ガス中に含まれる粒子状物質を漉し取って軽減させるフィルタ。
EC	Elemental Carbon。元素炭素。
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。
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change。気候変動に関する政府間パネル。
LAC	Light Absorbing Carbons。光を吸収する特性のある炭素の総称。
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。

MMSI	Maritime Mobile Service Identity (海上移動業務識別コード) は、DSC (Digital Selective Calling : デジタル選択呼出し) 通信装置を搭載した船舶・地上局に認識番号として交付される番号。9桁の数字から構成され、最初の3桁は国籍を示す。
NCAR	National Center for Atmospheric Research。米国大気研究センター。
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration。米国海洋大気局。
NOx	Nitrogen Oxides。窒素酸化物。
OC	Organic Carbon。有機性炭素。
OM	Organic Material。有機物。
OPEX	Operating expense。対策技術の運用費用。
PM	Particulate Matter。粒子状物質。
PPR	IMO 汚染防止・対応小委員会。Sub-Committee on Pollution Prevention and Response。
SO ₂	Sulfur Dioxide。二酸化硫黄。
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 北極海航路における船舶からのブラックカーボン排出の影響の考え方

化石燃料やバイオマスの不完全燃焼によって大気中に排出されるブラックカーボンは、太陽光を効率良く吸収する性質を持ち、大気中に滞留している際、大気を加熱することで温暖化に影響すると言われている。また雪氷面に沈着した際には、周囲の雪氷を加熱することにより、雪氷の融解を促進する。この雪氷融解効果は、太陽光の雪氷による反射効果を著しく減少させるため、温暖化の促進につながる重要な影響と認識されている。今後、北極圏の氷床融解がもたらす北極圏航路の開設は更なるブラックカーボンの排出増加につながり、その沈着によって雪氷の被覆率が高い北極圏においては局所的に急激な温暖化が引き起こされる可能性が示唆される。

本事業では昨年度に引き続き、船舶からのブラックカーボン排出実態を解明するための観測を行うとともに、北極海における船舶の活動量及び排出量の算定、並びにそれに基づく環境影響評価のためのシミュレーションを実施することにより、船舶から排出されるブラックカーボンが環境や人体健康、生態系に及ぼす影響を評価するとともに削減技術の評価、対策が必要とされる場合の枠組みについて検討したものである。

ブラックカーボンについては国際的な枠組みにおいても十分な共通認識ができているものではなく、PM との混同も多くみられるが、光を強く吸収する物質として認識されており、粒子状物質として生態系や人体健康影響との関連性も指摘されている。本事業においては、粒子性物質に含まれる成分のうち、EC、OM (Organic Material) 、Ash の合計値を LAC とみなして排出インベントリ及び輸送シミュレーションモデルの整備を行うものとした。

1.1 船舶から排出されるブラックカーボンの定義

ブラックカーボンは、大気中に排出される粒子状物質の一部であると理解されている。他方、大気中に排出される粒子状物質については、以下に示すように、多くの専門用語が用いられている。他方、ブラックカーボンについては定義が十分に確定していない。

本事業におけるブラックカーボンの定義について以下に整理する。

表 1.1-1 粒子状物質に関連して用いられる主な専門用語

用語	定義
PM _{2.5}	粒径 2.5 μm 以下の粒子状物質全てを指す。大気環境中濃度の定義として用いられることが多い。下記の PM など一次粒子以外に大気中の化学反応や凝縮によって生成する二次粒子を含む。
PM ₁₀	粒径 10 μm 以下の粒子状物質全てを指す。大気環境中濃度の定義として用いられることが多い。PM _{2.5} 以外に、土壌粒子や海塩粒子など自然起源の粒子も含む。
PM	内燃機関から排出される粒子状物質の定義の一つ。希釈法によって排ガス温度を 50 °C 程度にまで冷却後に採取された粒子状物質の総質量。下記の Soot 以外に排ガス温度低下によって生じる硫酸塩とその付随水が含まれる。また、Soot においてはフィルタで捕集されない EC のナノ粒子及び高沸点の OM についても冷却中に凝集によって粒径が成長し捕集されると考えられている。粒径については測定法上規定はないが、自動車の PM は全て PM _{2.5} として扱われることが多い。
ダスト	内燃機関から排出される粒子状物質の定義の一つ。希釈を行わず排ガス温度が高いままで捕集を行う。さらに乾燥行程によって付着水分は秤量されない。硫酸塩とその付随水などは捕集されない。粒径については測定法上規定がない。スート (Soot) と呼ばれることもある。
EC	PM あるいはダストに含まれる粒子を化学的組成で区分したもの。主に純粋な炭素粒子で構成される。狭義のブラックカーボンを意味する単語として使用される場合もある。
OM	PM あるいはダストに含まれる粒子を化学的組成で区分したもの。主に燃料や潤滑油の不完全燃焼によって生じた有機化合物で構成される。

表 1.1-2 に示すとおり、ブラックカーボンの定義については、国際的な議論の場あるいは科学的にも十分な共通認識ができていたとは言いがたい。例えば IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change: 気候変動に関する政府間パネル) による第 4 次評価報告書¹(AR4)では、ブラックカーボンは「不完全燃焼過程で大気中に直接放出される 1 次エアロゾルであり、太陽放射を強く吸収する。親水性と疎水性があり、様々な成分 (硫酸塩や OC) と混合体をつくる (外部混合、内部混合)」と説明されている。その一方で、IPCC による第 5 次評価報告書においては、「分析手法上、エアロゾルの一種であり、光学的吸収特性、化学反応性及び熱的安定性によって定義される。時には Soot と同義である」となっており、AR4 の定義が環境中の挙動に重点を置いているのに対して測定法上の定義に変更されている。

CLRTAP (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution: Convention on Long-range Transboundary Air Pollution) のグーテンバーグ議定書の改正案²では、ブラックカーボンについて「光を吸収する炭素性の Particulate matter (PM) を意味する」と説明されており、さらに PM については「大気中の浮遊粒子から成る汚染物質であり、様々な物理特性 (サイズや形状) や化学組成を持つ。ここでは、特に記述がない限り、PM は空気動力学径が 10 μm 以下のもの (PM₁₀) を指す。その中には、2.5 μm 以下のもの (PM_{2.5}) も含まれる」と説明されている。

上記議定書の改正作業に先んじて、CLRTAP の諮問に対して”Ad Hoc Expert Group on Black Carbon” が提出したレポート³では、ブラックカーボンは「燃料の不完全燃焼で生じる炭素質の 1 次エアロゾルであり、光を強く吸収する。様々な汚染物質と混合体をつくる。また、Elemental carbon と同義である」と説明されている。

このように、ブラックカーボンの定義については、陸上の排出源を対象にした場合であっても十分な共通認識ができていたとは言いがたく、硫酸塩とその付随水を含む PM との混同も多く見られる。何れにおいても、ブラックカーボンは光を強く吸収する物質としている点は、どの国際的な枠組みにおいても重視している。

後述するように、IMO における議論では BC の定義として LAC (Light Absorbing carbons) と eBC の二つに集約されている。そこで、本事業では、粒子状物質に含まれる成分のうち、EC+OM (Organic material) + Ash の合計値を LAC とみなして排出インベントリ及び輸送シミュレーションモデルの整備を行うこととした。詳細は 1.2 を参照されたい。なお、LAC に含まれるブラウンカーボン (BrC) である OM と Ash については、EC と同様の光学的設定を行うことは少ないが、本計算においては、これらの LAC として定義される EC 以外の全ての成分についても、自動車から排出された EC と同様の光学的特性、すなわちほぼ黒色としてシミュレーション上は扱うこととした。これは、BC の影響としては大きめの評価すなわち安全側の評価となる。

灰分の一部として検出される重金属類については、生態系への直接的影響が考えられるが、そのリスク評価は定性的に行うものとする。

¹ IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007

(http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/syr/en/contents.html)

² The 1999 Gothenburg Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone (http://www.unece.org/env/lrtap/multi_h1.html)

³ Report of the Expert Group on Black Carbon (ECE/EB.AIR/2010/7: <http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/lrtap/ExecutiveBody/welcome.28.html>)

表 1.1-2 国際的な枠組みでのブラックカーボンに対する考え方

国際的な枠組み	ブラックカーボンに関する記述
IPCC Fourth Assessment Report	不完全燃焼過程で大気中に直接放出される 1 次エアロゾルであり、太陽放射を強く吸収する。親水性と疎水性があり、様々な成分 (硫酸塩や OC) と混合体をつくる (外部・内部混合)
IPCC Fifth Assessment Report	分析手法上、エアロゾルの一種であり、光学的吸収特性、化学反応性及び熱的安定性によって定義される。時には Soot と同義である。
The 1999 Gothenburg Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone	光を吸収する炭素性の Particulate matter (PM)。PM は、大気中の浮遊粒子から成る汚染物質であり、様々な物理特性 (サイズや形状) や化学組成を持つ。ここでは、特に記述がない限りは空気動力学径が 10 μm 以下のもの (PM ₁₀) を指す。その中には、2.5 μm 以下のもの (PM _{2.5}) も含まれる
Report of the Expert Group on Black Carbon	燃料の不完全燃焼で生じる炭素質の 1 次エアロゾルであり、光を強く吸収する。様々な汚染物質と混合体をつくる。また、Elemental carbon と同義。

1.2 北極海航路を対象としたブラックカーボンの影響に係る国際的議論の状況

1.2.1 IMOにおけるブラックカーボンに対する規制の議論

2011年7月に開催された国際海事機関 (IMO; International Maritime Organization) 第62回海洋環境保護委員会 (MEPC62; 62nd session of Marine Environment Protection Committee) では、国際海運から排出されるブラックカーボンが北極圏に及ぼす影響について調査を行い、規制の必要性について検討すべきことが合意された。その合意により、MEPCは、ばら積み液体・気体小委員会 (BLG; Sub-Committee on Bulk Liquids and Gases) に対して、ブラックカーボンの定義、計測方法及び制御方法等について技術的検討を実施し、MEPC65 (2013年) においてその結果を報告するよう指示している。

これを受け、2012年に開催されたBLG16及び2013年に開催されたBLG17では、ブラックカーボンの定義・測定方法・削減方法についてコレスポンデンスグループ (通信部会) からの報告を基に議論が行われたものの、結論に至らず作業は2014年のPPR1 (第1回汚染防止・対応小委員会: Sub-Committee on Pollution Prevention and Response) まで延長された。例えば、BLG17では、ブラックカーボンの政策的定義として「国際海運からのBCとは、炭化水素燃料の不完全燃焼により形成され、集塊して最も効果的に太陽エネルギーを吸収するPM構成物質」であるといった政治的な定義 (political definition) に概ね支持は得られた。他方、技術的定義については、測定方法としてFSN法 (Filter Smoke Number) や希釈法などが提案されたものの、ブラックカーボンと定義すべく共通の測定法を採択するには至らなかった。

さらに、2014年2月に開催されたPPR1においては、表1.2-1に示すように、コレスポンデンスグループでまとめられたEC、eBC、rBCに併せてNorway提案のLACの4つの定義を一つの定義に最終化することを目標としてWGにおいて議論が行われたが、技術的な観点から定義されたeBC (defined as equivalent Black Carbon (eBC) derived from optical absorption methods, that utilizes a suitable mass-specific absorption coefficient) と、気候変動の影響の観点から定義されたLAC (defined as light absorbing carbonaceous compounds (LAC), resulting from the incomplete combustion of fuel oil.) の二つの定義に集約化されたのみであった。議論の中では、LACについてはFSN法が測定法上適したものとされているなど、技術的にみても引き続き混乱が見られる。国際海運からのブラックカーボン排出に係る技術的定義の策定には多くの作業が残されていることが明らかである。

今後、MEPC 67あるいはPPR2において議論が継続されるが、対策の必要性を検討するためには、気候変動の影響の観点から定義されたLACに基づく整理が必要となるのに対して、対策の枠組みや将来の規制値の検討のためには技術的な観点から定義されたeBCが必要となる。少なくとも今後の対策の必要性の総合的な議論には、単なる択一化をはかるのではなく、両者の定量的な相関関係を実測に基づき整理するなど、両者を総合的に検討することが必要になると考える。

本事業においては、環境影響の観点を重視することから、後者の定義であるLACをBCとして採用するものとする。

表 1.2-1 PPR1 で議論された BC の定義

名称	定義	測定方法	中間合意
EC as elemental carbon	a method was selected that is specific to the carbon content of carbonaceous matter, about selecting a definition of Black Carbon	TOA	
eBC as equivalent Black Carbon	defined as equivalent Black Carbon (eBC) derived from optical absorption methods, that utilizes a suitable mass-specific absorption coefficient	FSN MAAP PAS LII	○
rBC	a method was selected that provides measurements derived from incandescence methods that mainly address the thermal stability (retaining physical shape and chemical identity under high temperatures) of the carbonaceous matter and require light-absorbing efficiency, i.e. some "blackness" of the analyzed particulate matter,	LII	
LAC	defined as light absorbing carbonaceous compounds (LAC) , resulting from the incomplete combustion of fuel oil	FSN	○

TOA Thermal-Optical Analysis (Reflectance or Transmittance)
 FSN Filter Smoke Number
 LI Laser Incandescence
 MAAP Multi-Angle Absorption Photometry,

1.2.2 ブラックカーボンによる気候変動に対する評価

IMO においては、船舶からのブラックカーボン排出に対する規制の必要性について最終的な結論は出ていないが、その根拠はどのように説明されるのであろうか？

ブラックカーボンの規制の必要性に対する当初提案国のノルウェーは、IMO においてその必要性を主張する際、下記の事項を強調している (MEPC 60/4/24 及び MEPC62/4/3 より引用)。

- 1) 北極圏の平均気温は過去 100 年間で世界平均の上昇率 (0.7 °C/100 年) の 2 倍以上の速さで上昇した。
- 2) 春季における北極点での氷床の融解は 20 世紀半ばに比べて 7 日間も早まっている。
- 3) 北極海の氷床は年々減少傾向にあり、1979 年以降、その減少率は 11.7%/10 年となっている。さらには、2007 年以降、その減少率は急激に高まっている。
- 4) グリーンランドにおける氷河流出が加速的に早まっており、これにより海面上昇が危惧される。
- 5) 北極圏における気温上昇は永久凍土の融解を引き起こすことにつながり、これにより、永久凍土中に大量に蓄積されているメタンが放出されることで温暖化を更に加速させることになる。

また、現状において、全球に占めるブラックカーボンの2%は船舶から排出されており、その排出量の85%が北半球に集中していることを報告している (Green, E., Winebrake, J. and Corbett, J. (2007)⁴)。今後、北極圏の氷床融解がもたらす北極圏航路の開設は更なるブラックカーボンの排出増加につながるとしており、それによる北極圏の気温上昇の加速化や粒子状物質による健康影響の増加を指摘している。

なお、全球規模では、前述のとおりブラックカーボンの排出は陸域由来が大部分であり、陸上発生源からのブラックカーボンの排出規制は、その削減目的が地球温暖化にある場合、国連気候変動枠組条約 (UNFCCC: United Nations Framework Convention on Climate Change) において議論されるべき内容となる。実際に、UNFCCC に対して科学的助言を行う「気候変動に関する政府間パネル (IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change)」においてはブラックカーボンの地球温暖化などに対する評価レポートが作成されており、UNFCCC においても京都議定書に定められた6ガスに加えて、ブラックカーボンなどを規制対象として考慮するかの科学的検討は行われている。なお、最新のAR5においては、全球における人工排出源からのブラックカーボンによる放射強制力は $+0.4 (+0.05 \text{ to } +0.8) \text{ W m}^{-2}$ 、他方バイオマス燃焼による放射強制力は $+0.0 (-0.2 \text{ to } +0.2) \text{ W m}^{-2}$ と評価されている。人口排出源からのブラックカーボンの総量は $4.8 \pm 1.2 \text{ Tg} \cdot \text{yr}^{-1}$ のうち国際航行船舶は $0.1 \pm 0.1 \text{ Tg} \cdot \text{yr}^{-1}$ と評価されており、排出寄与割合は0.3%とされている。

他方、北極圏や南極圏における雪氷表面へのBCの沈着による反射率の変化については、IPCCのAR5においては、AR4以降に実測やモデリングが行われ、その評価は全球の放射強制力として $+0.01 \text{ to } +0.08 \text{ W m}^{-2}$ (幅は異なったBCインベントリによるものと説明されている)と報告している。

しかしながら、現状においては、全球レベルにおいて人工排出源から排出されるブラックカーボンを地球温暖化6ガスに追加するかについての正式な議論は開始されていない状況である。これは、ブラックカーボンの全球に対する放射強制力の寄与が、他のCO₂を太宗とする6ガスに比較して小さく、CO₂削減をブラックカーボンの削減に優先していること以外に、これまで述べてきたようにブラックカーボンの定義が人工排出源の間で統一できないため、各国内の総排出量を算定しにくいこと、またそれに基づく排出枠を設定しにくいためと考えられる。

⁴Green, E.H., Skerlos, S.J., and Winebrake, J.J., "Increasing electric vehicle policy efficiency and effectiveness by reducing mainstream market bias," Energy Policy, Volume 65, 2014, pp.562-566.

1.3 北極海航路における船舶からのブラックカーボンの環境影響評価項目

ここでは(i) 北極圏における総人工排出源に対する船舶からの排出量の影響、(ii) 北極圏に対する局地的な気候変動への影響、(iii) 北極圏で懸念されるブラックカーボンの生態系影響、(iv) 北極圏で懸念されるブラックカーボンの人体健康影響、といった4つの視点より、北極海航路においてブラックカーボンの環境影響を考察し、本事業において評価対象とすべき項目を整理する。

1.3.1 北極圏における総人工排出源に対する船舶からの排出量の影響

ここで、北極圏における主な人工排出源について整理したい。ブラックカーボンの排出由来として石油などの燃料燃焼だけでなく、森林火災などによって大気中に排出されるブラックカーボンの影響が大きいことが IPCC の AR4 などで指摘されている。また、北極圏においては高緯度になるに従い、陸地/海域面積比が小さくなると共に、陸上における人間の活動量密度も小さくなるため、船舶からの排出寄与が必然的に低緯度地域よりも大きくなる。これは、船舶と陸上排出源からの排出量寄与を算定・解析する場合に必ず考慮すべき事項であり、対象地域と対象海域の取り方でその比率は大きく影響されてしまう。また、CO₂ のように長寿命の地球温暖化物質と異なり、ブラックカーボンのように局地的な影響を及ぼす物質については、同じ排出量当たりの影響度合 (1.3.2 以降に述べるエンドポイントに対して同じ排出質量当たりの影響度合い) が、海上発生源と陸上発生源とで異なる可能性がある。

その一方で、対策の必要性、特に対策を施すべき排出源の優先順位を検討する際には、一つの判断指標として考慮すべきと考え、森林火災起因を含む陸上発生源からの排出と、北極圏を航行する船舶からの排出について、幾つかの地理的区分で整理を行うこととした。

1.3.2 北極圏に対する局地的な気候変動への影響

始めに CO₂ 等地球温暖化物質による全球に及ぶ地球温暖化と局地的な気候変動の違いについて整理する。

地球温暖化とは、地球表面の大気や海洋の平均気温が長期的に上昇する現象であり、北極圏における氷床・氷河の融解をもたらす。地球温暖化の要因としては、人為的な温室効果ガスの放出、なかでも二酸化炭素やメタンの影響が大きいとされている。

地球温暖化の要因には、温室効果ガスに加えて SLCPs (Short-Lived Climate pollutant) としてのブラックカーボンの影響も指摘されている。

一般的に、大気汚染物質の対流圏内での寿命は数か月以内、温室効果ガスの同寿命は数年以上であるため、相対的に大気汚染物質は温室効果ガスに比較して「短寿命」といえる。大気汚染物質でも、例えばブラックカーボンや対流圏オゾンは、それぞれ可視光や赤外線に対する吸収能を持っている。このような極地気象変化や地球温暖化を促進する

大気汚染物質は「短寿命気候汚染物質 (SLCPs)」と呼ばれ、京都議定書において削減対象となっている長寿命温室効果ガス (LLGHG: Long-Lived Green House Gas) に対応する名称となっている。これまで、大気汚染と気候変動は研究の分野でも、規制の枠組みなど政策の分野においても別々に扱われてきた傾向にあるが、この SLCPs の削減は大気汚染だけでなく気候変動の抑制にも同時寄与するという視点を加えていることになる。

ただし、上述のとおり、ノルウェーは全球規模の総排出量に占める船舶起源の割合は 2% 程度であると主張していることから、船舶から排出されるブラックカーボンが全球規模の温暖化に大きく関与しているとは考えにくい。そのため、地球温暖化に対する船舶起源のブラックカーボンの影響は本事業では扱わない。

これに対し、北緯 66° 以北 (バルト海を含まない範囲) に限定すれば、船舶起源の割合は数 10% にまで上昇する可能性があり、局所的に気候変動を加速している可能性は否定できない。つまり、北極圏及びその周辺海域では、(i) 船舶から排出されるブラックカーボンが全体の人工排出源からの排出に占める割合が相対的に高くなり、(ii) それによって局所的な放射強制力の変化がもたらされている可能性があり、また、(iii) ブラックカーボンの沈着によって雪氷面が黒色化し、それによって雪氷面の反射率が低下していることも示唆される。

以上より、本事業では北極圏を対象とした排出インベントリを整備し、北緯 66° 以北の人工排出源からのブラックカーボン総排出量に占める同海域を航行する船舶からの排出寄与をまず評価する (6.1 章)。

さらに、気温上昇に代表される北極海の局地的気候変動に対する船舶起源のブラックカーボンの関与を放射強制力の変化から解析・評価した (6.2 章)。

1.3.3 生態系影響の整理

ブラックカーボンによる生態系影響は、ブラックカーボンの沈着に起因する「直接的影響」と、ブラックカーボンがもたらす気候変化に起因する「間接的影響」の2つに区分される。

船舶のディーゼル機関から排出されるブラックカーボンには、植生にブラックカーボンが付着することによって光合成が阻害されることより、気温が低い北極圏において植生の生長に相対的に大きな悪影響を与えることが懸念される。また、微量ながら発がん性や変異原性を示す多環芳香族炭化水素 (Polycyclic aromatic hydrocarbons; PAHs) が含まれる。また、安藤ら (2011)⁵の測定結果にも示されるように金属成分も含まれる。

他方、間接的影響の要因となる気候変化は、北極海航路において排出されるブラックカーボンだけによって引き起こされるものではなく、そのブラックカーボンの寄与のみを取り出して評価を行うことは事実上困難である。また、気候変動は北極圏以外における生態系に対しても大きな影響を与えており、かつ IPCC の第 4 次評価報告書においても、北極圏の生態系が他の生態系に比較して極端に脆弱であるとの認識は示されていない。

以上より、本事業の目的が北極海航路に限定したブラックカーボンの環境影響を調査することであるため、「間接的影響」は解析項目として扱わないこととし、「直接的影響」をもって生態系影響を解析する。解析内容及び結果は本報告書の 6.3 章を参照されたい。

⁵安藤ら「船用ディーゼルエンジンの排ガス中に含まれる有害物質に関する分析」, 海上技術安全研究所報告, 11 (2), 2011.

1.3.4 人体健康影響の整理

ブラックカーボンは気候変動と大気汚染の同時抑制、いわゆる Co-benefit の観点でも着目されている。2011年3月に米国 EPA が公表した「Report to Congress on Black Carbon⁶」、並びに長距離越境大気汚染条約グーテンバーグ議定書の改定⁷においても、ブラックカーボンや有機炭素を含む粒子状物質の成分全てが健康への悪影響の原因であるとの議論がなされている。

上述のとおり、ブラックカーボンの排出規制は気候変動と大気汚染の同時抑制 (Co-benefit) に資することに疑いはない。しかしながら、ブラックカーボンによる人体健康影響を他の粒子成分による影響から区別して評価することは困難であり、通常は PM_{2.5} のような粒子状物質を対象として人体健康影響の評価を行う。IMO においても、下記に示すとおり、ブラックカーボンを含めた粒子状成分 (PM) 全体の削減が人体健康影響に寄与するものと認識されている (BLG 15/INF. 8 Page2) ;

Controlling emissions of BC will result in health benefits and climate benefits, especially in sensitive regions such as the Arctic. There is a general consensus that mitigation of BC will lead to positive regional impacts by reducing BC deposition in snow- and ice-covered regions, and that reducing primary PM (including BC) will benefit public health;

ブラックカーボンのみを船舶排ガス中から削減することは技術的に困難であるため、ブラックカーボンの排出規制は事実上、粒子状物質に対する排出規制と等しくなる。粒子状物質 (PM: Particulate Matter) の排出規制は、海洋汚染防止条約 (MARPOL 73/78 条約) 付属書 VI の 2010 年 7 月に発効した改正において既に扱われている。同付属書では PM の人体健康影響も評価項目として扱っているが、同じ PM 曝露量に対する人体健康影響リスクが、北極圏では際立って脆弱であるという科学的根拠は確認されていないため、北極圏における PM の人体健康影響評価も同付属書の枠組みで行うべきものとする。

以上より、本事業の目的が北極海航路に限定したブラックカーボンの環境影響を調査することであるため、人体健康影響評価は定量的な解析項目として扱わないこととする。定性的な解析結果については、6.4 章を参照されたい。

⁶ U.S EPA (2011) , Report to Congress on Black Carbon,
<http://www.epa.gov/blackcarbon/2012report/fullreport.pdf>

⁷ Economic Commission for Europe (2012) , Options for revising the 1999 Gothenburg Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone, ECE/EB.AIR/2012/1

2 船舶から排出されるダストの排出実態の解明

昨年度事業に引き続き、本年度も主に外航商船で一般的に使用される C 重油焚き 2 ストロークディーゼル機関（定格出力 1 万 kW 以上）について、通常航行時及び Soot-Blow 実施時に排ガス中に含まれるダストを採取、これを分析して船舶から排出されるダストの排出実態を把握した。

本年度は B 社製 1.9 万 kW エンジン ϕ 70 (3 万総トン級外航コンテナ船) と C 社製 1.3 万 kW エンジン ϕ 50 (1 万総トン級内航 RORO 船) を対象に実施し、昨年度実施の A 社製 4.9 万 kW エンジン ϕ 96 (5 万総トン級外航コンテナ船) での実船計測結果と合わせて 3 隻のデータを整理した。

排ガス中のダスト採取にあたって、本年度事業では、バックアップフィルタを備えた MCI (マルチノズルカスケードインパクター) を用いて粒径約 0.3 μm 以下のダストについても捕捉するようにした。

ダスト採取及び解析の結果、

- (1) A 社製 4.9 万 kW エンジン ϕ 96 と B 社製 1.9 万 kW エンジン ϕ 70 は動粘度 445~515 cSt、C 社製 1.3 万 kW エンジン ϕ 50 は動粘度 158 cSt の C 重油が使用されていた。
- (2) 今年度実施の B 社製 1.9 万 kW エンジン ϕ 70 と C 社製 1.3 万 kW エンジン ϕ 50 について通常航行中の排ガスに含まれるダストを MCI サンプラにより分粒・採取して分析した結果、いずれも粒径が最も小さい 2.5 μm カット以下における捕集割合が高く、重量ベースでは全体の 94~95% を占めた。一方、昨年度実施の A 社製 4.9 万 kW エンジン ϕ 96 では 2.5 μm 以下の重量割合は約 36%であったが、バックアップフィルタを使用していないことを考慮すると今年度実施の MCI サンプラを使用した計測結果と大きな乖離はないと考える。
- (3) 通常航行時における EC/OC 比について、今年度実施の B 社製 1.9 万 kW エンジン ϕ 70 及び C 社製 1.3 万 kW エンジン ϕ 50 においては、いずれも OC の割合が高くなった。希釈によって排ガス温度を下げないダスト採取方法による分析にもかかわらず、OM の比率が大きいことは、自動車ディーゼル粒子との大きな差違といえる。このことは、フィルタ上に採取された粒子の色が完全な黒色でないことから裏付けられる。第 1 章で定義した LAC に OM などを含めることには妥当性がある。
- (4) 以上の結果から、船舶ダストについては、粒径 2.5 μm 以下の粒子として空気力学上取り扱うことで構わないと考え、また、第 5 章で行うシミュレーション内の設定では、安全側の評価として自動車ディーゼル粒子と同様の光学的特性を持つものと仮定した。

2.1 ダスト計測の目的

NO_x 及び SO_x・PM の規制が盛り込まれた、2010 年 7 月に発行した海洋汚染防止条約 (MARPOL 73/78) 付属書VIの改正の検討段階において、2006 年 4 月に開催された IMO 第 10 回ばら積み液体・気体小委員会 (BLG; Sub-Committee on Bulk Liquids and Gases) では Correspondence Group A が設置され、船舶ディーゼルエンジンからの PM 排出量を、粒径分布・組成・削減方法を加味しつつ調査することが TOR (付託事項) の 1 つとされた (BLG10/WP.3)。

PM 粒径分布については、2006 年 10 月に開催された BLG-WGWP (BLG Working Group on Air Pollution) において、Lyrranen et al. (1999) を引用し「both the existing evidence and the physics of combustion suggest that marine diesels produce particulates that are primarily in the fine (2.5 µm or less) range」と言及しているが、IMO としての詳細な解析はなされていないといえる (BLG-WGWP 1/2/11)。この背景には、当時 PM の太宗を占めるのは SO₂ 経由の硫酸塩であるとの基本認識があり、この凝縮性ダストあるいは二次粒子は PM_{2.5} であるという暗黙の認識があったこと、このためいわゆる一次粒子である DP の粒径分布については動粘度など燃料特性により大きく影響されるため、工場出荷時の粒径分布情報は、大気環境中へ放出される分布と一致しない可能性があることから、基本情報としてピックアップされなかったことによる。

このような現状より、本事業では粒径分布を定量・設定することを目的とし、外航コンテナ船と内航 RORO 船を対象とした排ガス中のダストを実測した。実測は、通常航行時及び Soot-Blow 時の 2 種類のオペレーション時における排ガスを対象として実施した。なお、本章においては、JIS Z8808 に基づく測定によって捕集された粒子状物質を扱っており、PM ではなく定義上ダストであることに留意されたい。また、1 章においては、PM に含まれる有機炭素を OM として取り扱ったが、本章内では IMPROVE 法における定義に基づき OC と標記する。ディーゼル機関からの排出ガスにおいては、ほぼ同一と考えられる。

これに対して、自動車排ガス中の PM 測定には排気ガスを空気で 50℃程度以下まで冷却することで粒径の成長を促し、一部の凝縮性ダストも捕集できる希釈法の適用が望ましいとされている。しかしながら、オンボードでの実際の航行では動圧の変動が大きく、かつ高硫黄含有燃料の使用条件下ではその適用が難しいことから、精度良く測定することは難しい。そのため、排出係数は本事業内における実測の結果に基づく結果を用いず、2.8 で紹介する既存の文献値から設定する。他方、ダストの粒径分布は実測の結果より把握し、これを PM に適用する。

2.2 ダスト計測の概要

図 2.2-1 に、実施した実測の概略図を示す。同図に示すとおり、本測定では 3 つの測定を以下に示す目的のもと実施した。

測定系 1：使用燃料の一般性状の測定

測定系 2：通常航行時の排ガス中に含まれるダストの捕集

測定系 3：Soot-Blow 時に排出される洗浄空気に含まれるダストの捕集

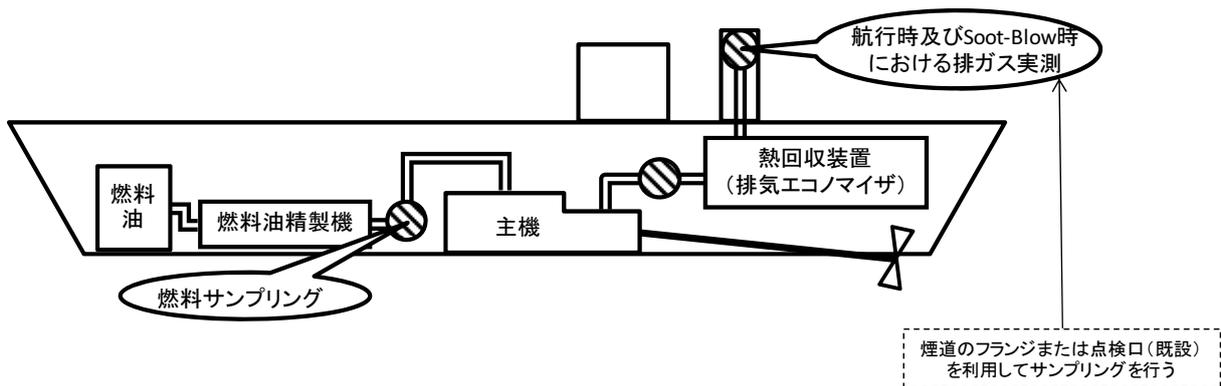


図 2.2-1 実施した実測の概略図

Soot-Blow とは、排管内の煤を蒸気や空気などで飛ばして除去することであり、船舶の場合、排ガスエコノマイザ (ディーゼルエンジンから発生する排気ガスの熱を利用して蒸気を造る装置) による蒸気を利用して Soot-Blow を行う。そのため、Soot-Blow 時を対象とした計測は排ガスエコノマイザの下流において行った。

通常航行時を対象とした計測は、排ガスエコノマイザの上流と下流で行った。平成 24 年度は、排ガスエコノマイザの下流では排ガス温度が低く、粒子状物質に粘性が生じていると想定され、排ガスの吸引ノズルに詰まりが生じるおそれがあると考えたため排ガスエコノマイザ上流で実施したが、実際にはその影響は低いことが分かったことから、平成 25 年度は排ガスエコノマイザ下流で実施した。

2.3 計測対象船舶

計測対象船舶は、①機関定格出力1万kW以上、②C重油焚き、③2ストロークの条件を満たす船舶とし、これら条件を全て満たす測定候補船を選定した結果、表2.3-1に示す3船舶を対象に実施した。

A社製4.9万kWエンジンφ96及びB社製1.9万kWエンジンφ70は動粘度445～515cSt、C社製1.3万kWエンジンφ50は動粘度158cStのC重油を使用している。

なお、A社製4.9万kWエンジンφ96は、平成24年度の事業で実施したものであり、排ガス中のダスト分粒にはアンダーセンスタックサンプラを使用した。B社製1.9万kWエンジンφ70及びC社製1.3万kWエンジンφ50は平成25年度の事業で実施し、排ガス中のダスト分粒にはバックアップフィルタを備えたMCIサンプラを使用した。

表 2.3-1 排ガス測定対象船舶と使用燃料及び計測項目

対象船舶	5万総トン級 外航コンテナ船	3万総トン級 外航コンテナ船	1万総トン級 内航RORO船
機関出力	49,410 kW	18,504 kW	13,280 kW
主機関	SULZER 9RTA 96C	MAN-B&W 7S70MC-C	MAN-B&W 8S50MC-C
ボア径	96 cm	70 cm	50 cm
航海速力	24 kns	23 kns	21.5 kns
総トン	53,822 GT	27,051 GT	10,185 GT
載貨重量トン	63,096 DWT	34,558 DWT	6,890 DWT
計測時の実負荷率	55%	65%	70%
使用サンプラ	アンダーセン スタックサンプラ	MCI サンプラ	MCI サンプラ
使用燃料	C重油	C重油	C重油
密度[g/cm ³]	0.9953	1.0088	0.9792
動粘度[cSt]	445.1	513.9	158.0
水分[% (mm)]	0.20	0.14	0.04
灰分[% (mm)]		0.041	0.08
硫黄分[% (mm)]	2.85	3.27	2.34
アスファルテン[% (mm)]		11.23	4.25
元素分析 炭素分[% (mm)]		86.1	86.9
元素分析 水素分[% (mm)]		8.0	13.1
計測項目			
通常時	○	○	○
Soot-Blow時	○	×	○

2.4 ダスト分析方法

2.4.1 粒径別ダスト重量・濃度把握のための分粒方法

平成 24 年度は 8 段式のアンダーセンスタックサンプラ（バックアップフィルタなし）、平成 25 年度は 3 段式の MCI インパクター（バックアップフィルタあり）によって、排ガス中に含まれるダストを粒径別に採取した。

なお、排ガス吸引速度及び吸引ノズル径は事前にエンジン諸元等から計算した。

2.4.2 排ガス中ダストに含まれる無機炭素/有機炭素比(EC/OC 比)の分析方法

採取したサンプルについては、サーマルオプテカル・リフレクタンス法に基づき炭素成分濃度を分析した。

サーマルオプテカル・リフレクタンス法は、米国で IMPROVE (Interagency Monitoring of Protected Visual Environments) や STN (Speciation Trend Network) などの、環境大気試料の炭素成分分析に広く適用されている熱分離熱分解補正法のひとつである。

《測定原理》

一般に熱分離法では、炭素成分を異なる温度と酸化雰囲気中で粒子状物質試料から遊離させることによって OC と EC を分別して測定する。これは He 雰囲気中に置かれた試料中の有機物を低温度で揮発分離でき、EC は同時に酸化も分解もされないという仮定に基づいている。実際には加熱分離の過程で有機物が熱分解酸化されるので、測定中の熱分解量を補正する必要がある。ここで示す方法では、OC と EC を異なる温度と分析雰囲気（表 1.2-1）中で選択的に酸化して、それぞれの反応量を定量化するとともに、レーザー光の反射率あるいは透過率の変化をモニターすることによって熱分解量を補正する。

熱分解の挙動を補正するために、分析器の光学部分（He-Ne レーザと光検出器）では、レーザー光を試料に照射し、試料からの反射及び試料を透過するレーザー光強度を連続してモニターする。反射または透過するレーザー光強度は、主に試料上の EC 量によって定化する。OC の熱分解が起これば EC が増加し始めると、レーザー光の散乱が増加し、反射光も透過光も減少する。逆に EC が遊離し始めると、反射光も透過光も増加し始める。測定開始時の反射または透過するレーザー光強度（初期値）から、熱分解によってレーザー光強度が減少した後、分析雰囲気に酸素が加えられると、EC の遊離に伴って増加し始め、再び初期値に戻る時点（分別時間）がえられる。この分別時間までの EC の発生分を OC の熱分解量と同等と見なし、EC から差し引くとともに OC に加えて補正する。

《熱分離条件》

炭素フラクション	測定条件	
	設定温度	分析雰囲気
OC1	120°C	He
OC2	240°C	He
OC3	450°C	He
OC4	550°C	He
EC1	550°C	98%He+2%O ₂
EC2	700°C	98%He+2%O ₂
EC3	800°C	98%He+2%O ₂

出典) 環境省公式 Web サイト (<http://www.env.go.jp/>)

2.4.3 Soot-Blow 時に採取されたダストの粒子画像解析方法

A 社製 4.9 万 kW エンジン $\phi 96$ については、排ガス速度及び Soot-Blow 実施継続時間が不明であったことから、全粒径を捕集し、画像解析によって粒径分布を把握した。

粒子画像の解析にあたっては、まずフィルタに捕集されたダストに蒸着処理を施した後、走査電子顕微鏡を用いて低真空モードで付着粒子の表面撮影を行った。

次に、画像解析は解析ソフト (Media Cybernetics : Image-Pro Plus) を用いて、長径を基準とした粒子径の測定を行い、粒径別の出現頻度を把握した。

なお、解析にあたっては、電子顕微鏡像 (反射電子像) から輪郭が確実に読み取れる最前面の粒子のみを対象とし、陰部で粒子の存在が確認できないエリアや、凝集粒子、重なり合う粒子は解析対象から除いた。

2.5 通常航行時におけるダストの分析結果

2.5.1 排ガス採取量

各船舶・検体における排ガス採取量と、その際の採取時間、吸引流量および吸引速度は、表 2.5-1 に示すとおりである。

なお、A 社製 4.9 万 kW エンジン φ96 についてはアンダーセンスタックサンプラを使用してダストの採取及び分粒を行い、B 社製 1.9 万 kW エンジン φ70 及び C 社製 1.3 万 kW エンジン φ50 については、MCI サンプラを使用してダストの採取及び分粒を行った。

表 2.5-1 各検体における排ガス採取量と吸引流量

対象船舶	検体 No.	排ガス採取量 (L-dry)	採取時間 (min)	吸引流量 (L-dry/min)	吸引速度 (m/sec)
A 社製 4.9 万 kW エンジン φ96	1	643 (32.9°C)	25	25.7	8.5
	2	480 (32.8°C)	25	19.2	6.4
B 社製 1.9 万 kW エンジン φ70	1	189 (28.1°C)	10	18.9	6.3
	2	199 (28.7°C)	10	19.9	6.6
	3	197 (29.3°C)	10	19.7	6.5
	4	197 (29.7°C)	10	19.7	6.5
	5	196 (29.8°C)	10	19.6	6.5
C 社製 1.3 万 kW エンジン φ50	1	200 (34.0°C)	10	20.0	11.8
	2	201 (33.4°C)	10	20.1	11.8
	3	200 (34.0°C)	10	20.0	11.8
	4	200 (34.4°C)	10	20.0	11.8
	5	200 (34.4°C)	10	20.0	11.8

排ガス採取量はガスメータで測定した値。カッコ内はガス量を測定したガスメータにおける平均排ガス温度。

吸引速度は吸引流量とノズル径から求めた値。

2.5.2 粒径別ダスト重量・濃度分析結果

各船舶・検体における粒径別のダスト重量は表 2.5-2 と表 2.5-3 のとおりである。

表 2.5-3 に示す MCI サンプラによる分粒の閾値については、アンダーセンスタックサン
プラと同様に流速及び排ガス温度に影響されるが、流速による補正を行っていない。

表 2.5-2 通常航行時における排ガス中の粒径別ダスト重量 (アンダーセンスタックサンプラ)

対象船舶	検体 No.	捕集板 No.	分級粒子径* (μm)	ダスト重量 (mg)	吸引ガス量 ($\text{m}^3\text{-dry}$)
A 社製 4.9 万 kW エンジン $\phi 96$	1	1	12.5	3.319	0.643
		2	7.8	2.153	
		3	5.3	1.744	
		4	3.5	1.416	
		5	2.3	1.439	
		6	1.2	1.541	
		7	0.70	1.545	
		8	0.48	1.913	
	2	1	14.0	1.488	0.480
		2	9.0	0.826	
		3	6.0	0.942	
		4	4.3	0.932	
		5	2.8	1.056	
		6	1.4	1.219	
		7	0.81	1.069	
		8	0.55	1.237	

*アンダーセンスタックサンプラにおいては、分球粒子径は測定時のガス速度に影響されるため、測定毎に異なる。

表 2.5-3 通常航行時における排ガス中の粒径別ダスト重量 (MCI サンプラ)

対象船舶	検体 No.	インパクター部	ダスト重量 (mg)	吸引ガス量 (m ³ -dry)
B 社製 1.9 万 kW エンジン φ 70	1	10μm カット	0.750	0.189
		2.5μm カット	1.444	
		2.5μm カット以下	35.122	
	2	10μm カット	0.743	0.199
		2.5μm カット	1.453	
		2.5μm カット以下	35.735	
	3	10μm カット	0.833	0.197
		2.5μm カット	1.424	
		2.5μm カット以下	34.415	
	4	10μm カット	0.825	0.197
		2.5μm カット	1.370	
		2.5μm カット以下	33.231	
	5	10μm カット	0.771	0.196
		2.5μm カット	1.270	
		2.5μm カット以下	32.695	
C 社製 1.3 万 kW エンジン φ 50	1	10μm カット	0.436	0.200
		2.5μm カット	0.505	
		2.5μm カット以下	15.245	
	2	10μm カット	0.356	0.201
		2.5μm カット	0.497	
		2.5μm カット以下	15.859	
	3	10μm カット	0.407	0.200
		2.5μm カット	0.494	
		2.5μm カット以下	14.619	
	4	10μm カット	0.433	0.200
		2.5μm カット	0.431	
		2.5μm カット以下	14.775	
	5	10μm カット	0.331	0.200
		2.5μm カット	0.473	
		2.5μm カット以下	15.230	

(1) A社製 4.9万 kW エンジン $\phi 96$ におけるダスト粒径別重量割合と濃度 (アンダーセンスタックサンプラ)

各検体における粒径別ダスト重量割合は図 2.5-1 のとおりである。2.5 μm を粒径の大小の区分とした場合、2.5 μm 以下の微小粒子は重量ベースで約 36%であり、バックアップフィルタを使用していないことを考慮すると、(2)で示す MCI サンプラを用いた結果を大きな乖離はないと考える。

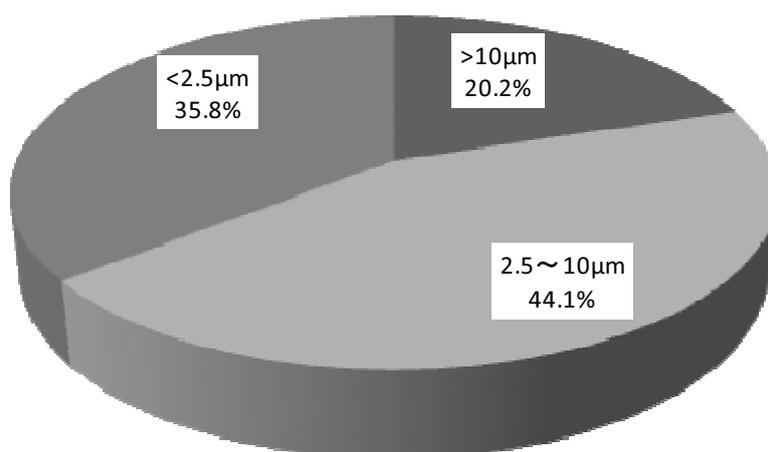


図 2.5-1 通常航行時における排ガス中のダストの粒径別重量割合 (A社製 4.9万 kW エンジン $\phi 96$: アンダーセンスタックサンプラ)

(2) B社製 1.9 万 kW エンジン ϕ 70 と C 社製 1.3 万 kW エンジン ϕ 50 におけるダストの粒径別重量・炭素分析 (MCI サンプラ)

MCI サンプラを使用してダスト捕集した結果、B 社製 1.9 万 kW エンジン ϕ 70 及び C 社製 1.3 万 kW エンジン ϕ 50 における粒径別ダスト重量割合はそれぞれ図 2.5-2 及び図 2.5-3 に示すとおりである。これらの値は、表 2.5-2 と表 2.5-3 に示す、それぞれ 5 回の計測値の平均値での割合を示したものである。

いずれの検体においても、粒径が最も小さい 2.5 μm カット以下における捕集重量が大きく、捕集比率は 94~95%であった。また、10 μm カットと 2.5 μm カットインパクト部では、それぞれ平均して 2~3%程度となった。

以上のことから、船舶ダストは、シミュレーション内での空気力学上な特性や人体健康影響を考察する際には、粒径 2.5 μm 以下の粒子として取り扱うことで構わないと考えられる。

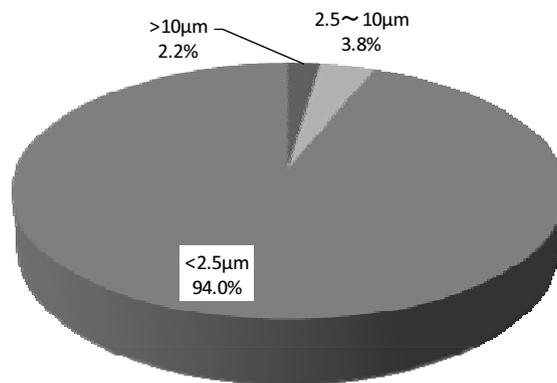


図 2.5-2 通常航行時における排ガス中のダストの粒径別重量割合 (B 社製 1.9 万 kW エンジン ϕ 70 : MCI サンプラ)

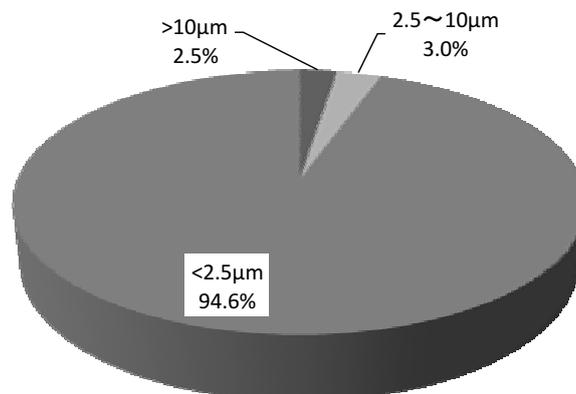


図 2.5-3 通常航行時における排ガス中のダストの粒径別重量割合 (C 社製 1.3 万 kW エンジン ϕ 50 : MCI サンプラ)

2.5.3 無機炭素/有機炭素比 (EC/OC 比) ・濃度分析結果

表 2.5-3 に示す通常航行時の粒径別ダスト重量及び表 2.5-4 に示す通常航行時の炭素濃度分析結果より、B 社製 1.9 万 kW エンジン $\phi 70$ と C 社製 1.3 万 kW エンジン $\phi 50$ のそれぞれにおける粒径別炭素フラクション別重量割合を図 2.5-4 と図 2.5-5 に示す。これらの値はサンプリング 5 回の平均値であり、Other はサンプリングされた粒径別ダストの総重量から EC と OC の合計重量を引いた値である。

B 社製 1.9 万 kW エンジン $\phi 70$ では、 $10 \mu\text{m}$ カット以上と $2.5 \mu\text{m}$ カット以下では、Other の割合が高く 57~59%となった。なお、 $2.5 \sim 10 \mu\text{m}$ カットではダスト重量が EC と OC の合計重量とほぼ同じとなったため Other をゼロとした。EC に対する OC の重量比は、 $10 \mu\text{m}$ カット以上と $2.5 \sim 10 \mu\text{m}$ で約 1.9、 $2.5 \mu\text{m}$ カット以下で約 2.8 となり、いずれのインパクター部においても OC の割合が EC と比べて高くなった。

C 社製 1.3 万 kW エンジン $\phi 50$ では、 $10 \mu\text{m}$ カット以上で Other の割合が高く 57%となり、 $2.5 \mu\text{m}$ カット以下と $2.5 \sim 10 \mu\text{m}$ カットではそれぞれ 17%と 9%となった。EC に対する OC の重量比は $2.5 \mu\text{m}$ カット以下で約 4.7、 $2.5 \sim 10 \mu\text{m}$ カットで 3.9、 $10 \mu\text{m}$ カット以上で 2.7 となり、いずれのインパクター部においても OC の割合が EC と比べて高くなった。

なお、昨年度実施した A 社製 4.9 万 kW エンジン $\phi 96$ においては、ステンレスフィルタ上にダストを捕集するアンダーセンスタックサンプラを用いており、昇温灰化を行うことができないため、Improve-A 法を用いた炭素分析は行わなかった。

希釈によって排ガス温度を下げないダスト採取方法による分析にもかかわらず、EC に対して OC の比率が大きいことは、自動車ディーゼル粒子との大きな差違といえる。このことは、フィルタ上に採取された粒子の色が完全な黒色でないことから裏付けられる。第 1 章で定義した LAC に OM などを含めることには妥当性がある。

ただし、第 5 章で行うシミュレーション内の設定では、安全側の評価として自動車ディーゼル粒子と同様に黒色の光学的特性を持つものと仮定した。

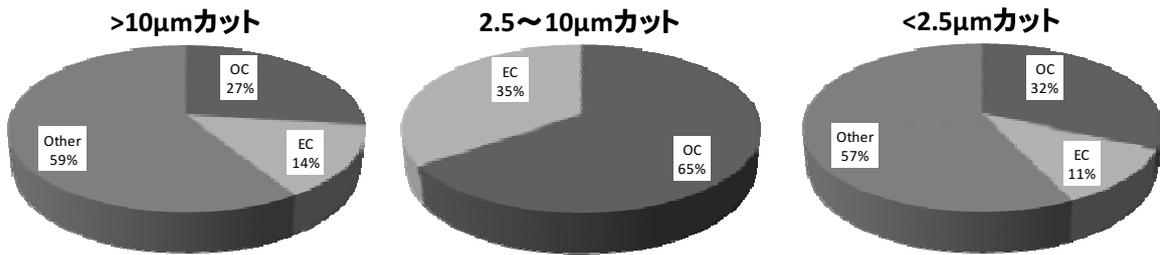


図 2.5-4 通常航行時における排ガス中の粒径別 EC/OC 比
(B 社製 1.9 万 kW エンジン φ 70)

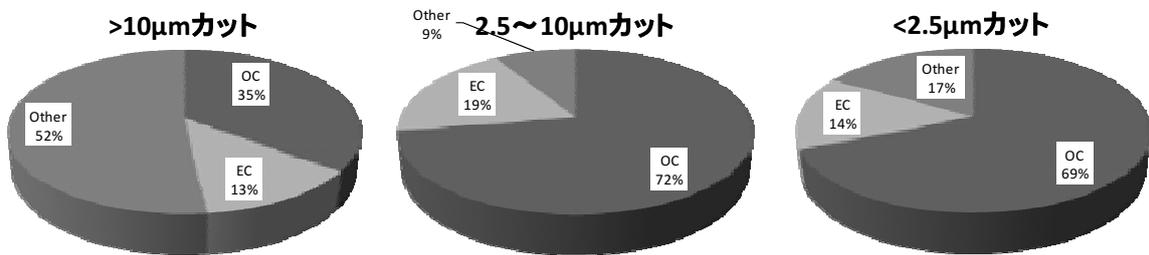


図 2.5-5 通常航行時における排ガス中の粒径別 EC/OC 比
(C 社製 1.3 万 kW エンジン φ 70)

表 2.5-4 通常航行時における無機炭素/有機炭素(EC/OC)濃度分析結果

主機関	吸引 ガス量 (m ³ -dry)	インパクト一部	炭素濃度 (μgC/m ³ -dry)										
			OC1	OC2	OC3	OC4	OCPyro	EC1	EC2	EC3	OC	EC	TC
B 社製 1.9 万 kW エンジン φ 70	0.196	10μm カット	15 未満	36	26	28	124	160	72	15 未満	214	111	320
		2.5μm カット	15 未満	71	146	111	590	914	166	15 未満	924	490	1400
		2.5μm カット以下	63.8	1520	1420	806	7200	10160	882	32	10800	3860	14800
C 社製 1.3 万 kW エンジン φ 50	0.200	10μm カット	15 未満	44	27	23	43	55	39	15 未満	138	51	190
		2.5μm カット	15 未満	76	73	50	147	194	44	15 未満	348	90	438
		2.5μm カット以下	49.6	2340	4280	634	3060	4720	542	15 未満	10400	2200	12600

*1：検出下限値以上かつ定量下限値未満の数値については、参考値として赤色斜体文字にて表示

*2：OC=OC1+OC2+OC3+OC4+OCPyro, EC=EC1+EC2+EC3+OCPyro, TC=OC+EC, OCPyro：炭化補正分

*3：いずれの主機関も 5 検体の平均値を示す。

2.6 Soot-Blow 時に捕集したダスト分析結果

Soot-Blow 時において洗浄に用いられた空気が排出される際に含まれるダスト採取は、A 社製 4.9 万 kW エンジン $\phi 96$ と C 社製 1.3 万 kW エンジン $\phi 50$ において実施した。

2.6.1 排ガス採取量

各船舶・検体における排ガスの採取量は以下のとおりである。

表 2.6-1 各検体における排ガス採取量

主機関	検体 No.	排ガス採取量 (L-dry)	採取時間 (sec)	吸引流量 (L-dry/min)
A 社製 4.9 万 kW エンジン $\phi 96$	1	12 (31.6°C)	37.3	19.3
	2	9 (31.6°C)	28.0	19.3
C 社製 1.3 万 kW エンジン $\phi 50$	1	40 (33.5°C)	120.0	20.0

排ガス採取量はガスメータで測定した値。カッコ内はガスメータでの平均排ガス温度。

2.6.2 粒径別ダスト重量分析結果

(1) A社製 4.9万 kW エンジン ϕ 96 のダスト画像解析による粒径分布

A社製 4.9万 kW エンジン ϕ 96 の Soot-Blow 時におけるダストの粒径分布を把握するため、画像解析を行った。

画像解析は、各検体で 2 視野ずつ行った。各画像におけるダストの平均粒子径は表 2.6-2 のとおりである。いずれの検体においても 0.51~0.60 μm という、サブミクロン領域の粒子が多数を占めていた。

表 2.6-2 Soot-Blow 時における捕集粒子の最頻値粒子径
(A社製 4.9万 kW エンジン ϕ 96)

	画像解析による 最頻値粒子径 (μm)
フィルタ No.1 視野 1	0.60
フィルタ No.1 視野 2	0.56
フィルタ No.2 視野 1	0.51
フィルタ No.2 視野 2	0.57

また、各検体の反射電子像及び解析対象とした粒子、並びに解析対象とした粒子の粒径別度数分布を以下に示す。最前面に捕集されたダストは、いずれの検体においても 0.4~0.5 μm の粒子の出現頻度がピークとなり、右側に裾野が広がる分布を示している。なお、本調査で観察された最大の粒子径は 1.32 μm であった。

ただし、処理上、クラスタ状の粒子であっても、画像で一番上に表示された粒子によって粒子径が決定される。このため、このようなクラスタ状の粒子の粒子径は過小評価している可能性がある。

さらに、粒子の個数をカウントしており、重量ベースでは、粒径の 3 乗に重み付けされることから、Soot-Blow 時に排出されるダストは、粒径 2.5 μm 以上の粒子として近似することが可能であると考えられる。

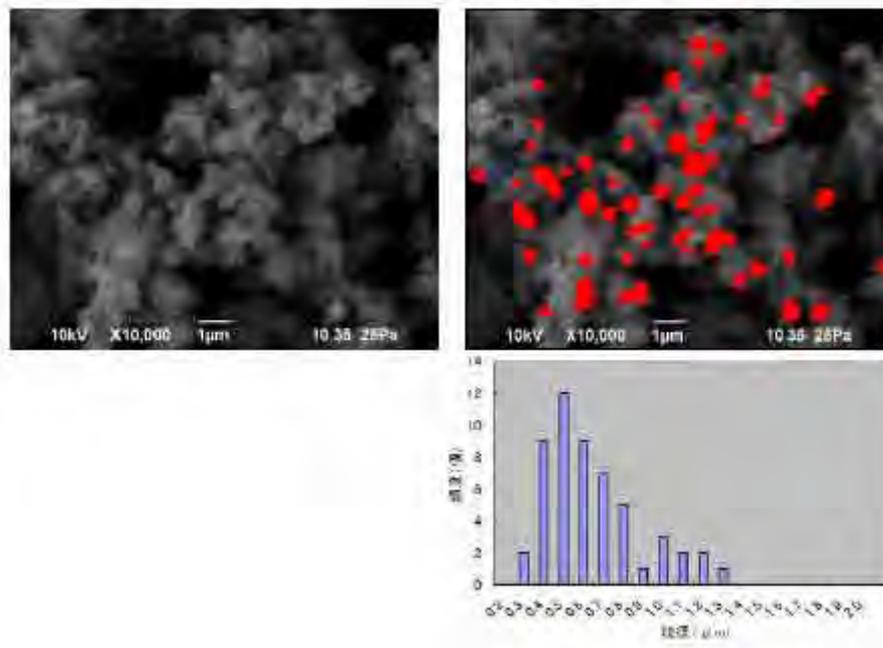


図 2.6-1 Soot-Blow 時における捕集粒子の画像及び粒径分布例
(A 社製 4.9 万 kW エンジン φ96)

(2) C 社製 1.3 万 kW エンジン φ50

C 社製 1.3 万 kW エンジン φ50 での粒径別ダスト重量割合は、図 2.6-2 に示すとおりである。

粒径が最も小さい 2.5 μm カット以下における捕集重量が多く測定されたが、2.5 μm 以上の粒子がノズル内に付着している可能性が大きく、データの信頼性は低いと考える。

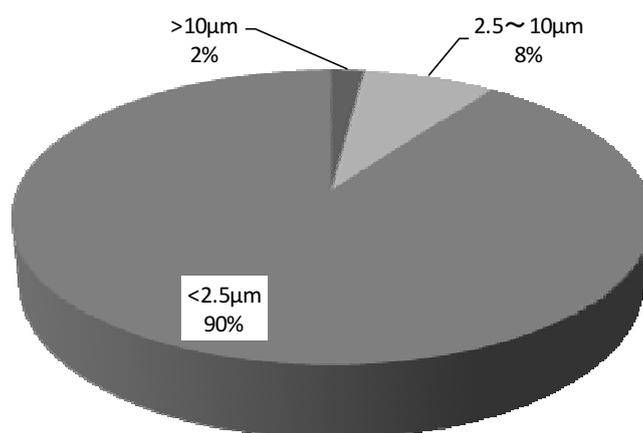


図 2.6-2 Soot-Blow 時における捕集粒子の粒径別重量割合
(C 社製 1.3 万 kW エンジン φ50)

2.6.3 Soot-Blow 時における捕集粒子の無機炭素/有機炭素比濃度分析結果

(1) A 社製 4.9 万 kW エンジン ϕ 96

A 社製 4.9 万 kW エンジン ϕ 96 における Soot-Blow 時のダストの炭素重量の分析結果は、図 2.6-3 のとおりである。

OC よりも EC の割合が多く、全体の約 86%が EC、約 14%が OC となった。通常時の排ガス中ダスト (図 2.5-4、図 2.5-5 参照) に比較して EC が多くなったのは排ガスエコノマイザの表面に付着したダストには (通常航行時の図表) に示すとおり OC 成分が多いが Soot-Blow によって剥離するまでに酸化したことによるものと考える。

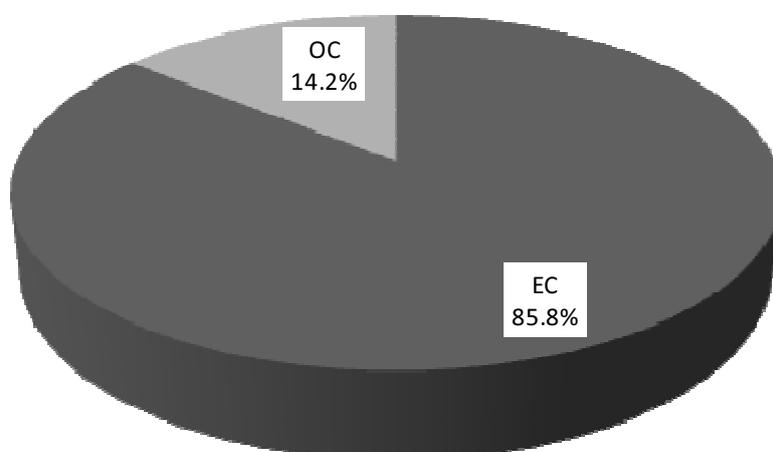


図 2.6-3 Soot-Blow 時における捕集粒子の EC/OC 比
(A 社製 4.9 万 kW エンジン ϕ 96)

(2) C社製 1.3万kW エンジンφ50

MCI インパクターによる C 社製 1.3 万 kW エンジンφ50 における Soot-Blow 時のダストの炭素重量の分析結果は、図 2.6-4 に示すとおりである。

いずれのインパクター部においても OC の割合が 75～85%と高く、2.5 μm カット以下では OC が 83%、EC が 17%となり、前述の A 社製 4.9 万 kW エンジンφ96 と比べて OC/EC 比が大きく異なっている。

A 社製 4.9 万 kW エンジンφ96 と C 社製 1.3 万 kW エンジンφ50 の主機関はそれぞれ外航船と内航船であり、これらの船舶ではスートブローの頻度や排ガスエコノマイザを通過したときの平均的な排ガス温度の差によって表面上に付着したダストの酸化の度合いが異なることが影響していると考えられる。

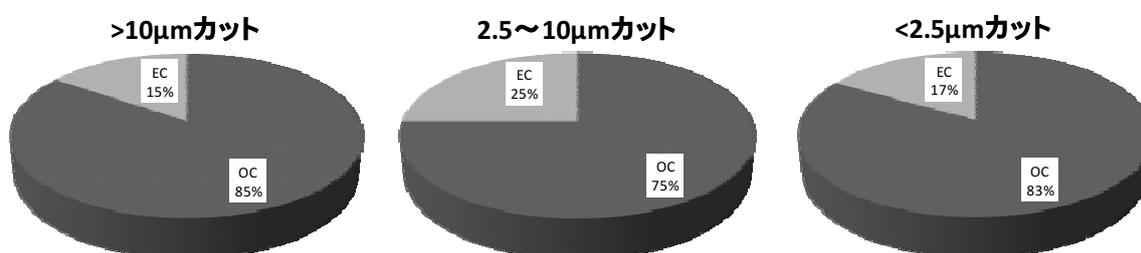


図 2.6-4 Soot-Blow 時における捕集粒子の粒径別 EC/OC 比
(C 社製 1.3 万 kW エンジンφ50)

2.7 考察

2.7.1 燃料消費率の検証

カタログ上の燃料消費率及びサンプリング時の実燃料消費量と機関出力を表 2.7-1 に示す。この表に示すとおり、カタログ上の燃料消費率とサンプリング時の実燃料消費率との間には大きな乖離はみられない。

表 2.7-1 カタログ上の燃料消費率とサンプリング時の実燃料消費率

	A 社製 4.9 万 kW エンジンφ96	B 社製 1.9 万 kW エンジンφ70	C 社製 1.3 万 kW エンジンφ50
カタログ上の SFC@E3 モード [g-Fuel/kWh]	167.9	177.9	168.5
燃料消費量 [kg-Fuel/h]	4552.121	2408.333	1538.654
機関出力 [kW]	26,944	14,105	9,269
燃料消費率 [g-Fuel/kWh]	168.9	170.7	166.0

注)燃料消費量及び機関出力は、サンプリング期間中の平均値を示す。

2.7.2 排出ガス流速とサンプリング速度

排ガス中のダスト捕集においては、等速吸引が望ましいが、A 社製 4.9 万 kW エンジンφ96 では排ガス速度 19.2 m/sec に対してサンプリング速度 6.4 m/sec、B 社製 1.9 万 kW エンジンφ70 では排ガス速度 9.6 m/sec に対してサンプリング速度 6.5 m/sec、C 社製 1.3 万 kW エンジンφ50 では実排ガス速度 8.9 m/sec に対してサンプリング速度 11.8 m/sec であった。これは事前に推定した機関出力とサンプリング時の実出力との差違が主に起因している。

2.7.3 通常航行時の PM 排出係数の試算

前項で述べたように、測定時の制限から排ガス中のダスト濃度は算定できないが、参考までに各船舶の通常航行時における PM の排出係数を、排出ガス量と重量濃度分析結果から試算すると表 2.7-2 に示すとおり、0.26～2.6 の範囲となった。バックアップフィルタを備えた MCI サンプラを用いた計測時には高い排出係数が計算された。

ただし、後述の 2.8 に示すとおり、硫黄分が 2.70% の場合の各粒子成分の排出係数から比べると試算した PM 排出係数は過大評価となっており、排出係数は実測の結果ではなく、2.8 で紹介する既存の文献値から設定する。

表 2.7-2 PM 排出係数試算結果

	A 社製 4.9 万 kW エンジン φ 96	B 社製 1.9 万 kW エンジン φ 70	C 社製 1.3 万 kW エンジン φ 50	硫黄分 2.70% の場合における LAC 排出係数 (表 2.8-1 参照)
PM 排出係数 [g/kWh]	0.26	2.55	1.13	0.335

2.8 LAC 排出係数の設定

既に述べたように、粒子状物質に含まれる成分のうち、EC+OM (organic Material)+Ash の合計値を LAC (Light-Absorbing Carbon) とみなして排出インベントリ及び輸送シミュレーションモデルの整備を行うこととした。Ash 及び EC は黒色炭素 (いわゆるブラックカーボン) に、OM は同様に正の放射強制力を持つブラウンカーボン (BrC) が一部含まれたものに相当する。また、排出の経路としては、EC は主に燃料の未燃分、OM はそれ以外に一部潤滑油からの未燃分が含まれていると考えられる。

図 2.8-1 に示すデータは、Second IMO GHG Study 2009 において Germanischer Lloyd より提供されている。特にサルフェートとその付随水を含めた観測データとしては、最も信頼できる数値と言える。たとえば、IMO の GHG updating study の draft (MEPC 67/INF.3) においても、図 2.8-1 に示した関係式は、図 2.8-2 に示すように近年実施された船舶の排ガスを実船上で希釈法を用いて観測した他の調査報告とよく合致することが報告されている。なお、MEPC67 に提出された Third IMO GHG Study 2014 は draft 版であり、MEPC の承認を得る前のものであること留意する必要がある。図 2.8-1 に示した関係式より、算定される LAC の値は、表 2.8-1 に示すように 0.335 g/kWh と計算される。

なお、北緯 66° 以北とした場合、ECA-S が設定されている北海及びバルト海は今回の対象海域外となるため、今回対象となる全海域において表 2.8-1 に示すように、燃料中硫黄分を 2.7% と仮定している。

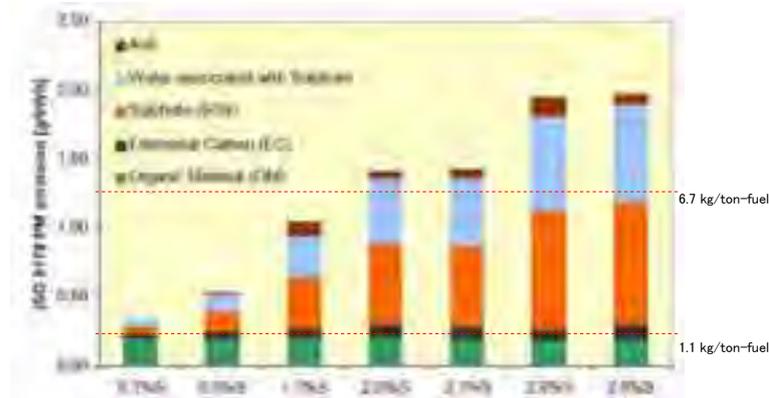


図 2.8-1 燃料中の硫黄分 (%) に対する希釈法で定量された PM 排出係数 (g/kWh)
(Presentation by Germanischer Lloyd at IMO BLG-WGAP 2, Berlin, 2007)

表 2.8-1 図 2.8-1 において硫黄分が 2.70% における各粒子成分の排出係数

Particle composition	Emission Factor [g/kWh]
OM	0.189
EC	0.040
Sulfate	0.712
Water associated with Sulphate	0.653
Ash	0.105
LAC as defined (OM+EC+Ash)	0.335

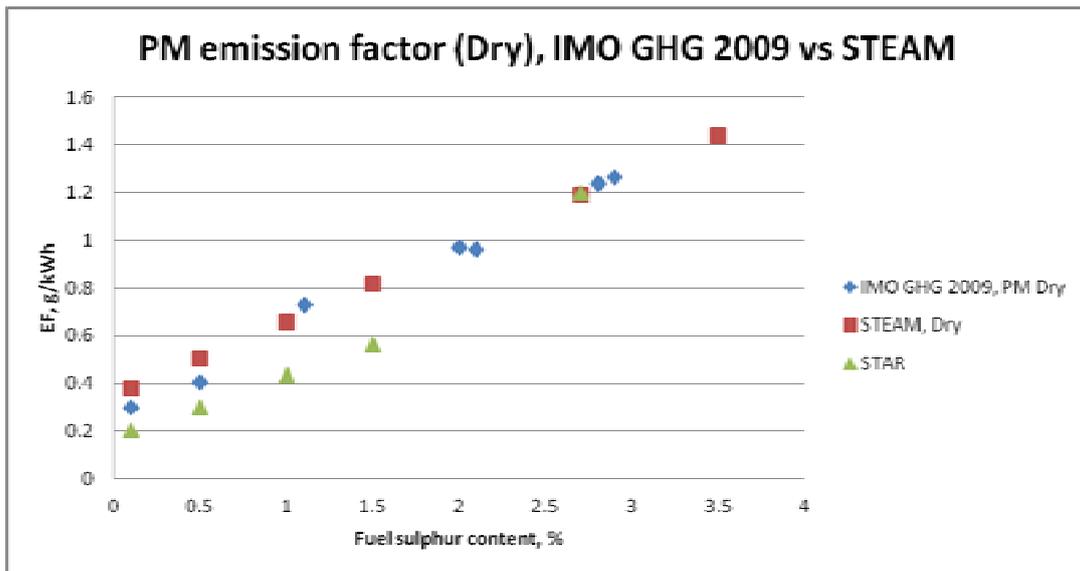


図 2.8-2 燃料中の硫黄分 (%) と、希釈法で定量された PM 排出係数 (g/kWh) の関係
Third IMO GHG Study 2014 – Final Report (MEPC 67/INF.3)

IMO GHG study 2009 (Figure 7.7, based on data from Germanischer Lloyd),と近年の測定結果 values of Jalkanen et al (2012) 及び Starcrest (2013)との比較を示す。

なお、MEPC67 に提出された Third IMO GHG Study 2014 は draft 版であり、MEPC の承認を得る前のものであること留意する必要がある。

3 北極海航路を対象とした船舶活動量及びブラックカーボン排出量データの作成方法

昨年度の事業では、AMSA2009 (Arctic Marine Shipping Assessment 2009) による北極圏沿岸国の航行データベース等を活用して北極海航路を対象とした船舶活動量データを作成した。これは、OD表 (Origin Destination) 別活動量に基づいて航路毎の排出量を算定し、同定される航行ルート上に排出量を等配分したものである。この船舶活動量データは、隻数のみが表示されていること、対象年が2004年であること、カナダについては通年でのデータが整備されていないこと、特に高緯度付近の航路の地理的存在や使用頻度の増加が考慮されていないことなどの不確実性が高く、さらに燃料消費量を算定する際にも、通常船舶の日当たりの平均燃料消費量を用いており、ICE クラスの有無を考慮していないなどから、本年度はカナダの exactEarth Ltd が提供する衛星 AIS データを活用して船舶活動量及び排出量データを刷新するものとした。

解析の対象は2012年11月から2013年10月までとし、北緯66°以北を航行した船舶とした。AIS データには、船名やMMSIといった識別符号等の静的情報の他、各船の位置情報(緯度・経度)や速力(SOG)、針路(COG)等の動的情報が含まれているが、主機関の負荷率に応じて変化する燃料消費量を算出するためには、個船毎に機関定格出力や航海速力等の情報が必要となることから、IHSFの船舶データベースを参照することにより、これら必要情報を補完して北極海における船舶の活動量及びLAC排出量データを整備するものとした。

北極海における船舶の活動量及びLAC排出量データを整備するにあたっては、北緯66°以北の海域のうち、ノルウェーの内航船や漁船などの活動が多いとみられる海域と北極海航路を分けるため、本事業では、西経25°～東経45°、かつ、北緯66～80°の海域を“Non Arctic area”とし、それ以外の北緯66°以北の海域を“Arctic area”と定義した。

活動量(燃料消費量)の算定にあたっては、燃料消費率をEEDI策定のための仮定条件として使用される190 g/kWhとし、航海速力航行時を負荷率85%とした。また、LAC排出量の算定については、活動量(燃料消費量)×排出係数として算出し、排出係数はOM、EC、Ashを加えた0.335 g/kWhとした。

3.1 船舶活動量及びブラックカーボン排出量データの作成方法の概略

昨年度の平成 24 年度事業においては、AMSA2009 (Arctic Marine Shipping Assessment 2009) による北極圏沿岸国の航行データベース等を活用して北極海航路を対象とした船舶活動量データを作成した。OD 表 (Origin Destination) 別活動量に基づいて、航路毎の排出量を算定し、また同定される航行ルート上に排出量を等配分した。

昨年度事業で作成した船舶活動量データは、隻数のみが表示されていること、対象年が 2004 年であること、カナダについては通年でのデータが整備・報告されていないこと、特に高緯度付近の航路の地理的存在や使用頻度の増加が考慮されていないことなど、不確実性が高い。さらに、燃料消費量を算定する際にも、通常船舶の日当たりの平均燃料消費量を用いており、ICE クラスを考慮していないなどの問題もある。以上のことから、全データの刷新を行った。

北極圏 (基本的には北緯 66° 以北) における最新の船舶の月別活動量データ及びそれを基にしたブラックカーボン排出量データを作成のために、カナダの exactEarth Ltd が提供する衛星 AIS データを活用した。

図 3.1-1 は、衛星 AIS データを用いた船舶活動量及びブラックカーボン等排出量データの作成手順を示したものである。AIS データは、船名や識別符号、喫水情報等が含まれる“静的情報”と船の位置 (緯度・経度)、速力 (SOG)、針路 (COG) 等の運動状態が示された“動的情報”から構成される。船舶の活動量を推定するためには、静的情報と動的情報の両方が必要となる。

この図に示すとおり、まず、exactAIS データを“静的情報”と“動的情報”に分け、“静的情報”に含まれる MMSI⁸、IMO 番号⁹、Call Sign¹⁰等の識別符号や船名から、IHSF を参照して、個別の船毎に“機関定格出力”、“航海速力”といった、燃料消費量の算定に必要な情報を付加する。

次に“動的情報”は、前記の個別情報を MMSI でリンクして付加し、動的情報に含まれる位置 (緯度・経度) から活動量を地理的に配分するためのグリッド情報を求め、航行速力 (AIS データによる実速力) と航海速力 (定常航行時の速力) から機関負荷率を算出し、燃料消費率 SFC [g-Fuel/kWh] と負荷率と機関定格出力から燃料消費量を算出する。

⁸ MMSI : 海上移動業務識別コード (Maritime Mobile Service Identity)。DSC 通信装置を搭載した船舶・地上局に認識番号として交付される番号。9 桁の数字から構成され、最初の 3 桁は国籍を示す。

⁹ IMO 船舶識別番号 (IMO Ship identification number)。海事上の安全、汚染防止及び海事上の詐欺行為の防止を促進させるため、個々の船にその船の識別のため恒久的な番号を指定したもの。船舶の国籍が変わっても、廃船になるまでこの番号は変わらない。

¹⁰ 符号 (文字、数字) の羅列であり、個々の無線局に割り当てられた識別信号。冒頭符字列で国籍を意味する。

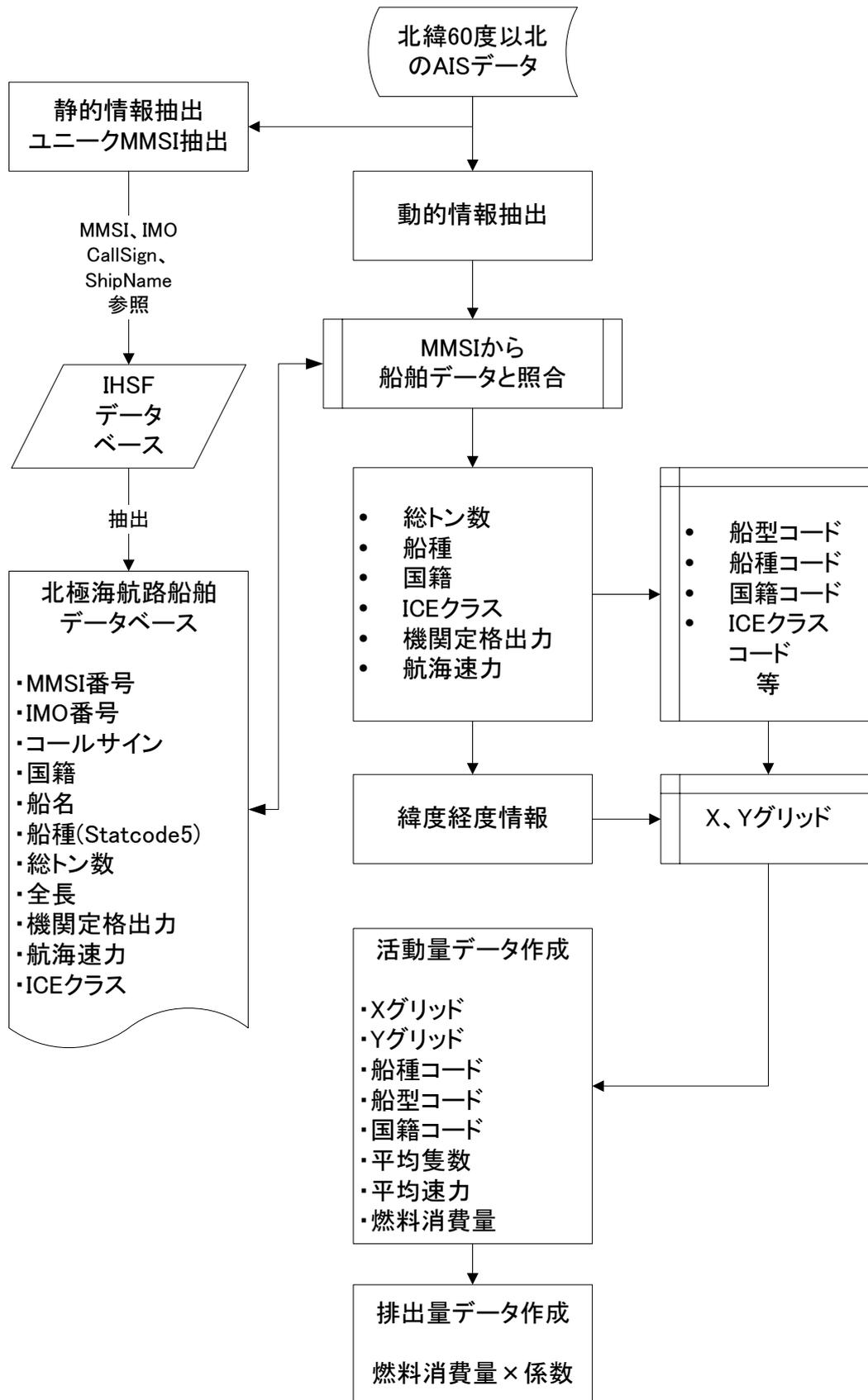


図 3.1-1 北極海における船舶の活動量 (燃料消費量) 及び排出量データ作成手順

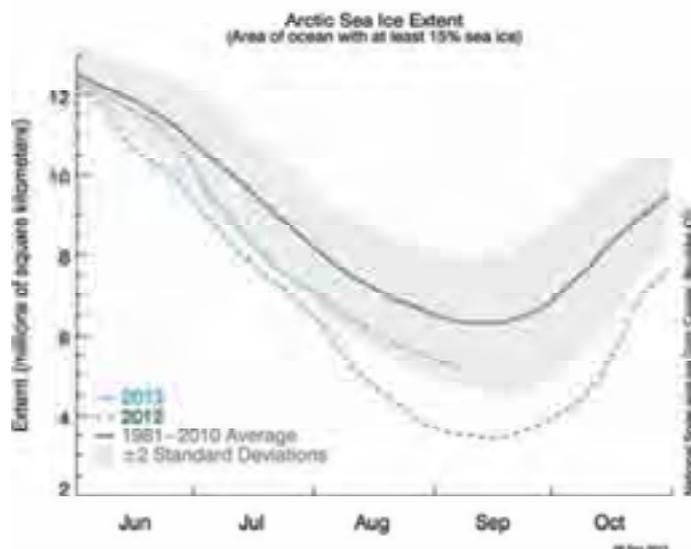
3.2 使用データの詳細

3.2.1 exactAIS データの詳細

シミュレーションの計算対象年については2004年を考えているが、exactEarth社からのデータについては最新のものを購入・解析した方が、活動量あるいは地理的範囲として最も大きくかつ広くなる可能性がある。

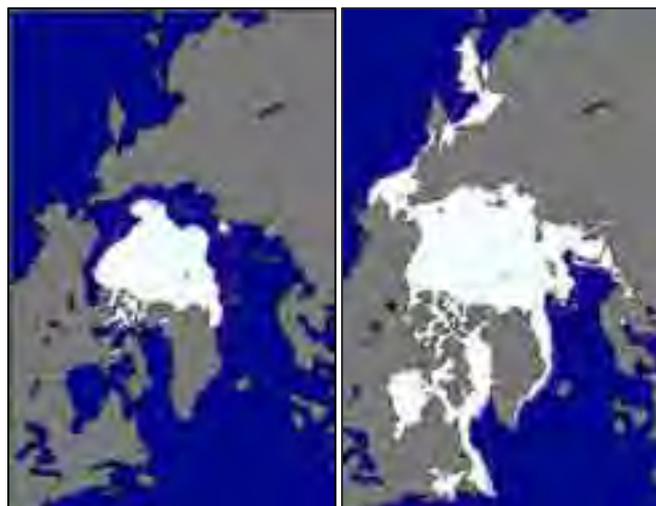
他方、2013年夏季と2012年夏季の選択については検討の必要がある。図3.2-1に示すように、1970年代夏季において $10 \times 10^6 \text{ km}^2$ 以上あり、81年から2010年平均でも $7 \times 10^6 \text{ km}^2$ 程度存在していたが、2012年9月において $3.41 \times 10^6 \text{ km}^2$ と、同年の海氷が史上最小を観測し、対2011年比で船舶交通量は史上最多を記録したと言われる(図3.2-3)。他方、図3.2-1に示しているように、2013年の夏場の海氷の減少は2012年夏季に比較して小さく、この結果、2013年の夏季における航行量が2012年に比較して少なくなっていることも予測された。そこで、exactEarth Ltd.に2012年夏季と2013年夏季の差異を判断できる資料の提供を依頼した。

exactEarth Ltd.から提供された図3.2-4～図3.2-7によると、海氷は8月においてもある程度残っているにもかかわらず、カナダ、グリーンランド及びロシア沿岸域の交通量の変化は観測されていないことがわかる。さらに、図3.2-8に示すようにスカンジナビア半島からロシア航路を除く海域において認識されたMMSIの数(一つのMMSIは一つの個船と考えられる)も前年比の伸び率は少なくなるものの、2013年夏季についても前年比で増加していることが判る。このため、2012年11月～2013年10月の1年間exactAISデータを購入し、解析に付した。



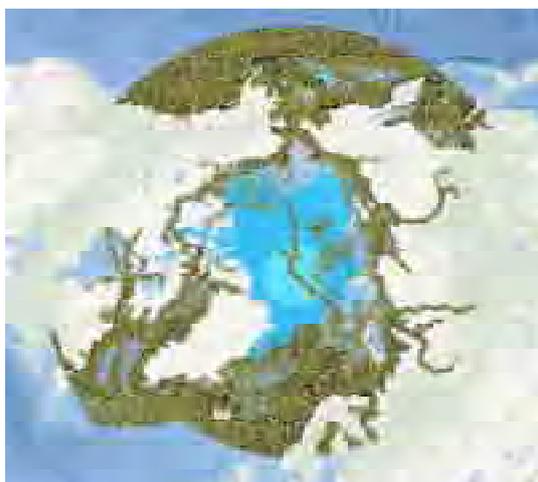
出典) NSIDC (National Snow & Ice Data Center)

図 3.2-1 北極海氷面積の変化



出典) NSIDC (National Snow & Ice Data Center)

図 3.2-2 Arctic Ice coverage in September 2013 (left) and March 2014 (right) .



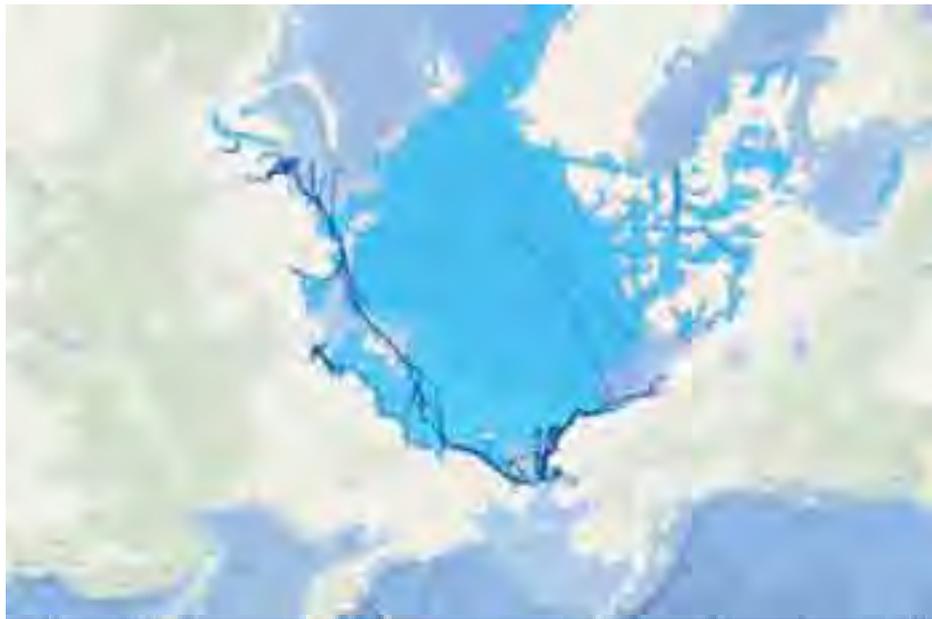
(2011年8月)



(2012年8月)

exactEarth Ltd 提供

図 3.2-3 2011年8月(上図)及び2012年8月(下図)における海氷と船舶交通量
(時間軸で間引いており、全データを表示していない)



exactEarth Ltd 提供

図 3.2-4 2012 年 7 月における海氷と航行トラック
(薄い青は海氷面積が 5%以下の海域を示す)



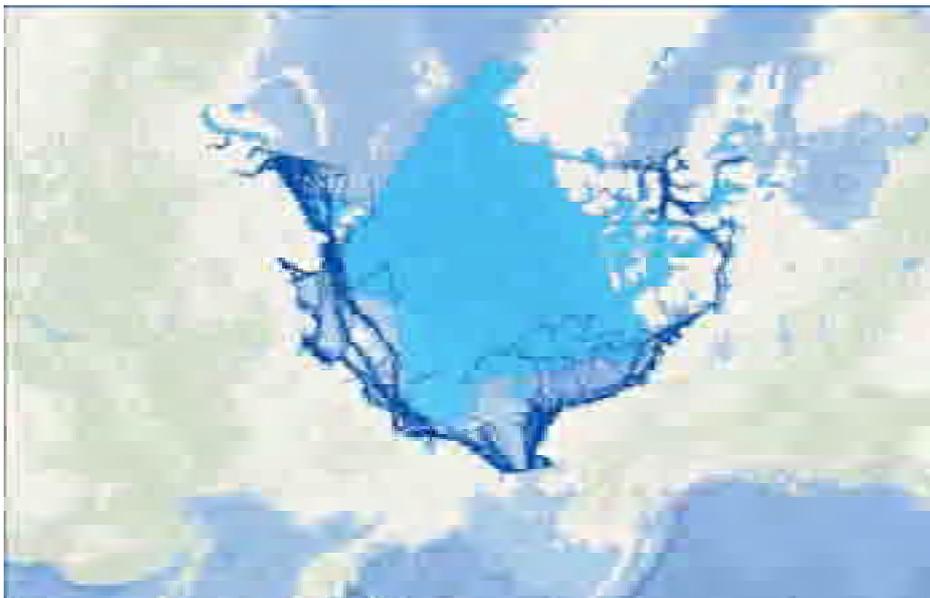
exactEarth Ltd 提供

図 3.2-5 2013 年 7 月における海氷と航行トラック
(薄い青は海氷面積が 5%以下の海域を示す)



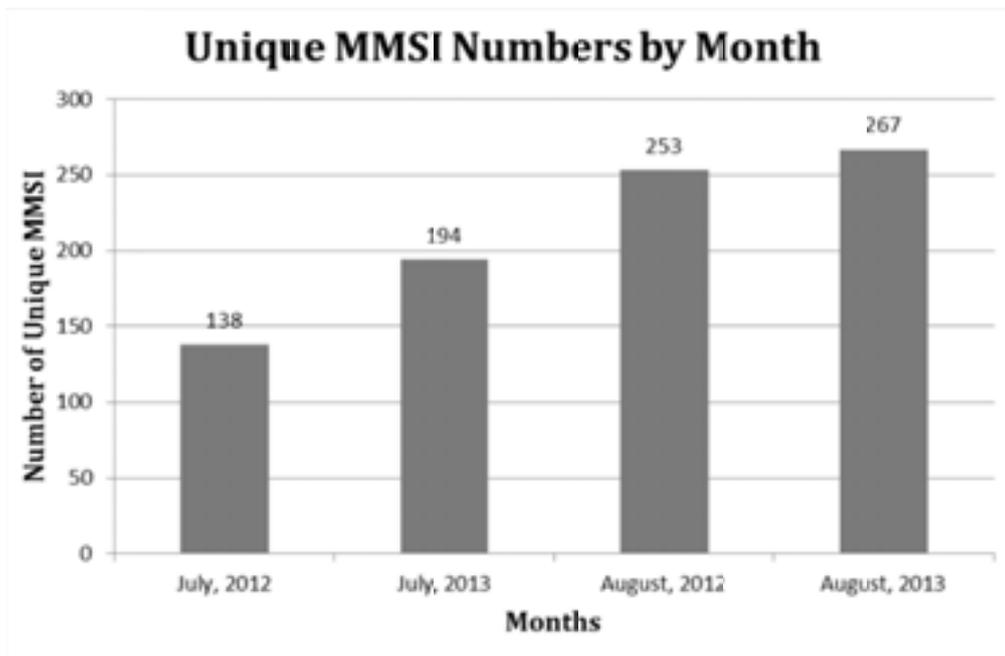
exactEarth Ltd 提供

図 3.2-6 2012 年 8 月における海氷と航行トラック
(薄い青は海氷面積が 5%以下の海域を示す)



exactEarth Ltd 提供

図 3.2-7 2013 年 8 月における海氷と航行トラック
(薄い青は海氷面積が 5%以下の海域を示す)



exactEarth Ltd 提供

注 ClassA 船舶のみに限定していること、データを間引いていること、また地域的にロシア沿岸航路からグリーンランド周辺までの海域を除外しているため、認識された船舶数（MMSI 数）は他のデータと一致しない

図 3.2-8 2012 年および 2013 年夏季におけるロシア沿岸及びスカンジナビア半島周辺海域を除く海域における船舶認識隻数の比較

3.2.2 対象海域の定義

本事業のシミュレーションの対象海域は、バルト海等の内海を除外するため、北緯 66° 以北とした。他方、図 3.2-9 に示すとおり、IMO において Polar code が適用される北極海 (Arctic waters) の定義では、基本的には北緯 60° 以北の海域を用いることもある。ただし、スカンジナビア半島付近は対象外となっている。このため、北緯 66° 以北を対象期間中に一度でも航行した船舶を対象とし、排出データも同様とした。ただし、それらの船舶が北緯 60° から 66° の海域を航行した際の活動量や排出量も既存データとの比較においては用いることとする。また、スカンジナビア半島、スピッツベルゲン諸島、アイスランド北岸は、IMO が定義した Arctic waters の範囲外であること、さらに後述するように同海域内での航行船舶は他の海域と質量共に異なることから、本事業では図 3.2-10 に示すように北緯 66° 以北の海域を Arctic area と Non Arctic area の二つに分けた。

なお、今回は港湾統計など exactAIS を補足するデータは用いていない。このため、港湾内における補機の活動量は算定できない。他方、exactAIS は航行速度がゼロの時間も含めて積算しており、燃料消費量は計算上ゼロであるものの、港湾内にも船舶は存在している。



G3.3 Arctic waters means those waters which are located north of a line extending from latitude 58°00'.0 N, longitude 042°00'.0 W to latitude 64°37'.0 N, longitude 035°27'.0 W and thence by a rhumb line to latitude 67°03'.9 N, longitude 026°33'.4 W and thence by a rhumb line to Sørkapp, Jan Mayen and by the southern shore of Jan Mayen to the Island of Bjørnøya and thence by a great circle line from the Island of Bjørnøya to Cap Kanin Nos and thence by the northern shore of the Asian continent eastward to the Bering Strait and thence from the Bering Strait westward to latitude 60° N as far as Il'pyrskiy and following the 60th North parallel eastward as far as and including Etolin Strait and thence by the northern shore of the North American continent as far south as latitude 60° N and thence eastward along parallel of latitude 60°.N, to longitude 56°37'.1 W and thence to the latitude 58°00'.0 N, longitude 042°00'.0 W

図 3.2-9 IMO が定義する北極海の範囲

(原図にもノルウェー領スバルバル諸島は表示されていない。)

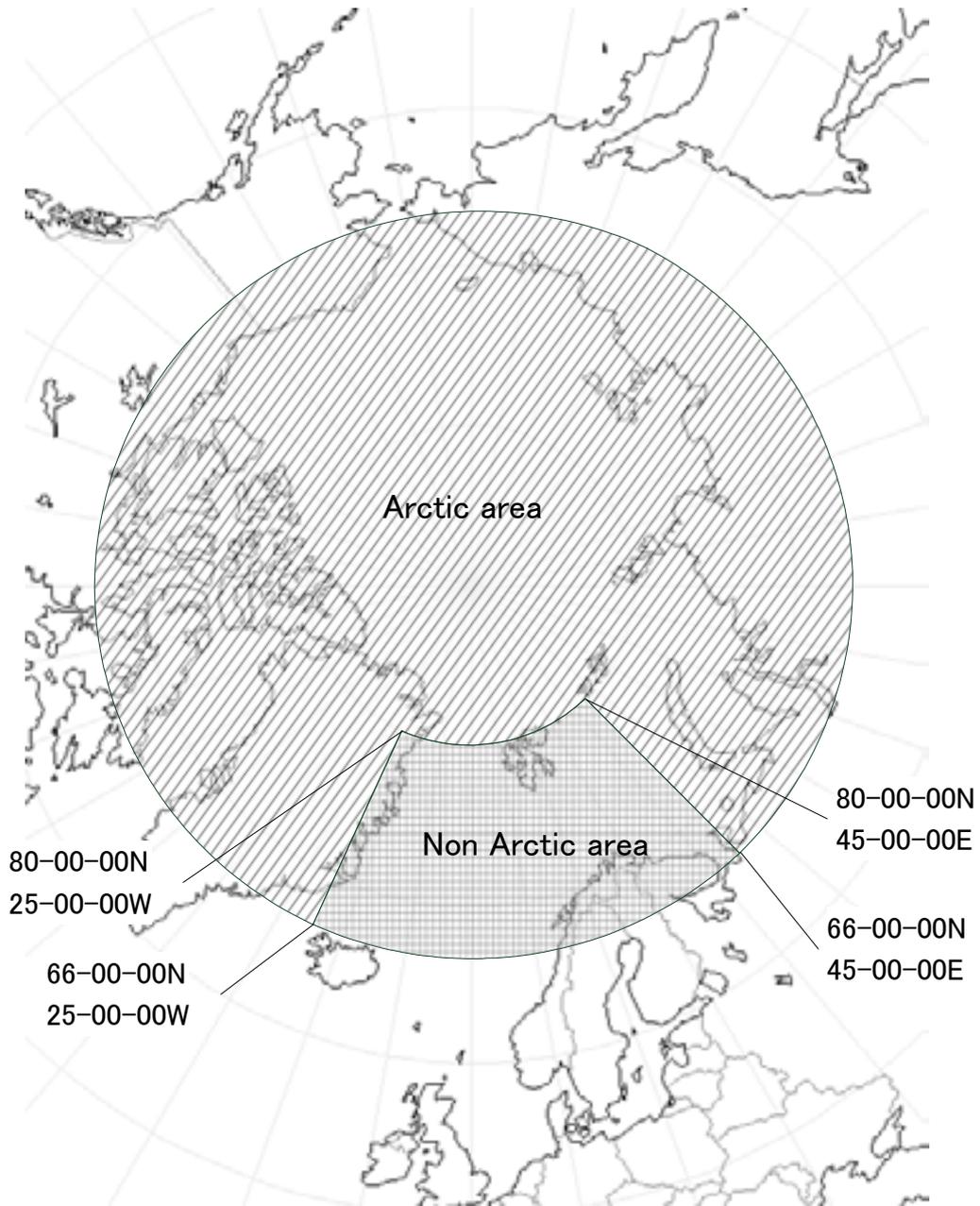
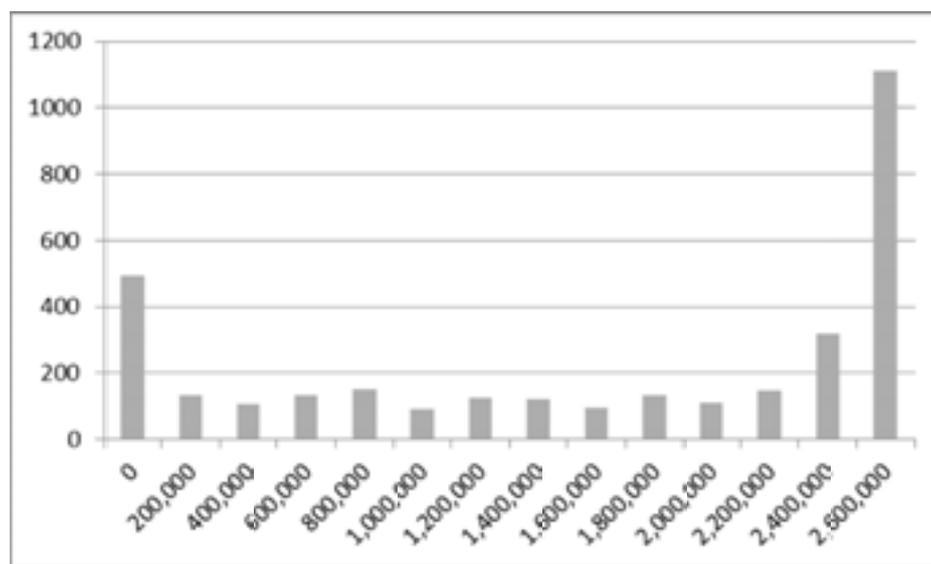


図 3.2-10 本事業で定義する北極圏の範囲

3.2.3 空間・時間解像度

AIS 解析の際の空間・時間解像度はシミュレーションに併せて、それぞれ 60 km、1 ヶ月 ×12 ヶ月とした。AIS データそのものの空間・時間解像度は、これらの設定よりも遥かに高い。

実際に 2013 年の 7 月中に受信された exactAIS のデータを船舶毎に集計し、北緯 60° 以北での存在時間数の頻度分布を図 3.2-11 に示す。半数程度の MMSI、つまり船舶は、1 ヶ月 (=2,678,400 秒) にわたってほぼ本海域で AIS 信号を発信している一方で、残りの半数の船舶は同海域内では発信は行われず、他の海域にて航行しているか停泊していないことがわかる。このような状況を考慮すると、1 ヶ月の平滑化は必要であると考えられる。



exactEarth Ltd 提供データより作成

図 3.2-11 2013 年 7 月における北緯 66° 以北で受信された MMSI 信号の北緯 60° 以北での合計存在時間 (x 軸は存在秒数、y 軸は MMSI 数)

3.2.4 その他の設定

その他、船種・船型の区分、表 3.2-1 に示すとおりである。

表 3.2-1 衛星 AIS データによる活動量の解像度等

使用データ	exactAIS データ exactEarth 社提供
対象期間	2012 年 11 月～2013 年 10 月
対象海域	北緯 60°以北の海域
対象船舶	北緯 66°以北の北極圏を航行した船舶
時間解像度	1 ヶ月×12
空間解像度	60 km
船種区分	貨物船、タンカー、液化ガス、コンテナ船、客船、漁船、作業船、 砕氷船、その他、不明
船型区分	0-500GT、500-1,000GT、1,000-3,000GT、3,000-6,000GT、 6,000-10,000GT、10,000-30,000GT、30,000-60,000GT、 60,000-100,000GT、100,000GT-
その他	国籍、Ice Class の有無、AIS ClassA/B

3.3 北極圏における船舶の活動量と LAC 排出量の算出方法

3.3.1 速度及び存在時間の設定方法

各船舶の速度は、対地速度 (SOG) が次に同じ船舶の動的データが観測されるまで、保たれていると仮定した。今回、対地速度から対水速度への補正は行っていない。また、異常値を除去するため、①観測データの間隔が異常に長い場合は、最大で継続時間を 1 時間と設定し、また ②IHSF に記載された理論上の航海速度よりも速い対地速度が観測された場合は、速度の補正は行わないが主機負荷率を増加させず最大 0.85 に設定するなどの仮定をおいた。

3.3.2 活動量 (時間当たり燃料消費量) の算出方法

燃料消費量は、以下の式で算出する。IHSF に記載されている航海速力を得るために、主機の定格馬力の 0.85 が必要であると仮定した。なお、この値は、EEDI reference line 策定のための仮定条件 (0.75) よりも大きく、安全側の設定である。ICE クラスの船舶は、必要となる

また、燃料消費率については、EEDI reference line 策定のための仮定条件である 190 g/kWh とした。

$$Fuel\ Consumption = N \times SFC \times P_m \times PR \times H \quad \text{数式 3.3-1}$$

ここで N : 隻数
 SFC : 燃料消費率=190 [g-Fuel/kWh]
 P_m : 機関定格馬力 [kWh]
 PR : 機関負荷率=0.85×航行速力³÷航海速力³
 H : 航行時間 [hour]

3.3.3 LAC 排出量の算出方法

ブラックカーボン等の大気汚染物質の排出量は、以下の算定式のとおり、活動量 (燃料消費量) ×排出係数で算出する。

$$E_s = A \times F_s \quad \text{数式 3.3-2}$$

ここで E_s : 対象物質 s の時間あたりの排出量 [kg/h]
 A : 時間あたりの活動量、[ton-fuel/h]
 F_s : 対象物質 s の排出係数、[kg/ton-fuel]

活動量 (A) は時間あたりの燃料消費量 [ton-fuel/h] あるいは平均出力 [kW] で表現される。一方、排出係数 (Fs) は、大気汚染物質ごとに [kg/ton-fuel] 及び [kg/kWh] で表現される。対象物質の時間あたりの排出量は、両者の積として表される。

4 北極圏における船舶活動量及びブラックカーボン排出量データの解析

2012年11月～2013年10月までの1年間の衛星AISデータを解析したところ、北緯66°以北を航行した船舶ユニーク数は9,324隻であり、そのうち約半数の4,964隻はIHSFの船舶データベースから個船情報を特定することができた。残り半数弱の4,360隻はAISに含まれるMMSIから船舶データベースにヒットしなかったもので、このうち2,646隻はクラスAを搭載し、1,714隻はクラスBと呼ばれる簡易型のAIS装置を任意に搭載している小型漁船等であった。

AISデータに基づく北緯66°以北海域の航行船舶活動量（燃料消費量）は7月が最も多く、2月が最も少なく7月の半分程度となった。クラスAの活動量が大部分を占め、多くが小型船であるクラスBの活動量は相対的に小さく全体の5%以下であった。

緯度で活動量の分布をみると、北緯70°以南が北緯66°以北全体の約50%を占め、北緯75°以南では全体の92%となっている。また、北緯75°以北は夏季及び秋季に活動量が集中している。

ICEクラスは海氷中を航行できる船体強度等の要件を満たした船舶に与えられる認証であり、北緯75°以北の海域では、ほとんどがICEクラスを持った船舶が活動している。

航行船舶の活動量（燃料消費量）及びLACの地理的分布によると、スカンジナビア半島沖に活動量及び排出量が集中しており、北緯66°以北におけるLAC年間総排出量2,161 Mg/yearのうち、約82%の1,770 Mg/yearが本事業で定義する“Non Arctic area”内で発生し、北極海航路（NSR）やカナダ側の“Arctic area”内では約18%の391 Mg/yearであった。単位面積あたりの排出強度でみた場合も“Non Arctic area”内で最大11.29 kg/year/km²であるのに対し、“Arctic area”内は1.55 kg/year/km²で約7倍の開きがある。また、過年度の調査検討結果から、我が国領海（12NM以内）の平均が17 kg/year/km²、東京湾内で244 kg/year/km²と比較してもはるかに少ない値といえる。

4.1 北極圏における船舶の活動量の解析

4.1.1 個船数でみた船舶活動量の解析

2012年11月から2013年10月までの1年間のexactAISデータにおいて、北緯66°以北を航行した船舶の個船数は、表4.1-1に示すとおりである。ここでは、船種及び総トン数に関する情報はexactAISデータには含まれないため、前述のとおり、動的情報のMMSI番号等より、IHSFデータベースを参照して個船毎に総トン数と船種を特定した。

2012年11月から1年間に北緯66°以北を航行したAIS搭載船舶のうち、識別できた船舶は合計4,964隻となり、貨物船が最も多く1,868隻、次いで漁船の1,190隻、作業船の813隻、タンカーの532隻となっている。また、1,000-3,000GTの船型が1,060隻と最も多くなっている。これは、我が国において内航船入港隻数が499総トン以下に偏っていることと比較して、北極圏内では大型の船舶が多いことを示している。

さらに、表4.1-1に示した船舶について、ICEクラスの登録の有無を、表4.1-2に船種船型別の内訳を含めて示した。不明船を除くとICEクラス船が2,043隻、非ICEクラス船が2,921隻確認されている。北緯66°以北であっても、図3.2-9に示されたArctic waters外、つまりスカンジナビア半島からアイスランド付近を含む海域では非ICEクラス船の航行が認められている。

表 4.1-1 北緯 66° 以北を航行した船舶の船種別・総トン数別個船数

(単位：隻)

船種区分 総トン区分	貨物船	タンカー	液化ガス	コンテナ船	客船	漁船	作業船	砕氷船	その他	計	不明
0-500GT	42	11	0	0	57	471	308	0	15	904	
500-1000GT	66	10	2	0	19	264	134	0	5	500	
1000-3000GT	460	56	3	1	13	353	171	2	1	1060	
3000-6000GT	247	79	3	6	8	77	106	8	4	538	
6000-10000GT	150	32	4	28	8	21	61	12	2	318	
10000-30000GT	364	161	8	48	27	3	24	9	10	654	
30000-60000GT	400	79	5	76	20	1	6	0	9	596	
60000-100000GT	133	83	8	88	21	0	2	0	0	335	
100000GT-	6	16	18	7	11	0	1	0	0	59	
計	1868	527	51	254	184	1190	813	31	46	4964	4360

exactEarth Ltd 提供データより作成

(1) 不明船の取り扱い

表 4.1-3 に示すとおり MMSI など IHSF とマッチングしない船舶が 4,360 隻存在した。その存在理由と排出量算定する際の計算上の取り扱いについてここで述べる。

存在理由として、①300 総トン数未満の小型船であることからクラス B AIS を搭載し、かつ IHSF に登録されていないこと、②300 総トン数以上であっても内航船登録されている場合 IHSF に登録されていないこと、の二つが考えられる。

300 総トン未満の小型船については、AIS の搭載のルールが異なる。300 総トン以上の船舶については SOLAS 条約によって、クラス A の AIS の搭載が義務化される一方、クラス B とは搭載義務が課されない船舶（漁船やプレジャーボート）が搭載する安価な簡易型の AIS 装置である。つまり、クラス B の AIS を搭載している船舶は小型船が多くかつ、不明船が多くなる可能性がある。

そこで、AIS の MessageID からクラス A (ID=1,2,3) 、クラス B (ID=18,19) の隻数を見ると、それぞれ 2,646 隻と 1,714 隻である。前者の不明船は、ロシアやカナダなどの内航船である可能性が高い。他方、後者の不明船は、小型の漁船やプレジャーボート船であり、内航船である可能性が高い。船名などをキーとして手動で MarineTraffic.com 等等を用いて手動検索を行ったところ、一部のクラス A、クラス B の不明船は、ロシア海域あるいはノルウェー海域を航行する小型漁船あるいはバージ船であることが確認されている。これらについて総トン数が把握できる場合はその総トン数とその総トン数クラスの平均的な運航速度および搭載主機馬力を適用した。

手動の検索でもヒットしない場合、クラス A 搭載の不明船舶については、3,300 総トンクラス、クラス B 搭載の不明船舶については 300 総トンクラスであると仮定して、搭載主機関の定格馬力と航海速力と実速力の 3 乗比から主機の負荷率の算定を行うこととした。なお、不明船であっても、実速力及び航海時間は個別に exactAIS データの値を用いている。

表 4.1-2 北緯 66° 以北を航行した船舶の ICE クラス別・船種別・総トン区分別個船数

(単位：隻)

ICE Class	船種区分		貨物船	タンカー	液化ガス	コンテナ	客船	漁船	作業船	砕氷船	その他	合計	不明
	総トン区分												
有	0-500GT		6	4	0	0	5	56	50	0	0	121	
	500-1000GT		25	2	0	0	0	156	50	0	1	234	
	1000-3000GT		322	39	0	1	11	264	64	2	0	703	
	3000-6000GT		161	55	1	6	7	57	57	7	0	351	
	6000-10000GT		116	14	3	21	8	15	35	12	1	225	
	10000-30000GT		136	81	4	22	14	1	8	9	3	278	
	30000-60000GT		27	28	0	20	4	0	0	0	0	79	
	60000-100000GT		4	29	1	12	1	0	0	0	0	47	
	100000GT-		0	0	5	0	0	0	0	0	0	5	
	小計		797	252	14	82	50	549	264	30	5	2043	
無	0-500GT		36	7	0	0	52	415	258	0	15	783	
	500-1000GT		41	8	2	0	19	108	84	0	4	266	
	1000-3000GT		138	17	3	0	2	89	107	0	1	357	
	3000-6000GT		86	24	2	0	1	20	49	1	4	187	
	6000-10000GT		34	18	1	7	0	6	26	0	1	93	
	10000-30000GT		228	80	4	26	13	2	16	0	7	376	
	30000-60000GT		373	51	5	56	16	1	6	0	9	517	
	60000-100000GT		129	54	7	76	20	0	2	0	0	288	
	100000GT-		6	16	13	7	11	0	1	0	0	54	
	小計		1071	275	37	172	134	641	549	1	41	2921	
合計		1868	527	51	254	184	1190	813	31	46	4964	4360	

exactEarth Ltd 提供データより作成

表 4.1-3 北緯 66° 以北を航行した船舶のクラス A/クラス B 別・船種別・総トン数別個船数及び不明船の割り振り

AIS Class	船種区分		(単位：隻)										合計
	総トン区分	不明	貨物船	タンカー	液化ガス	コンテナ	客船	漁船	作業船	砕氷船	その他	不明	
A	0-500GT		37	11	0	0	55	434	303	0	13	169	1022
	500-1000GT		66	10	2	0	18	259	134	0	5	2	496
	1000-3000GT		460	56	3	1	13	352	171	2	1	9	1068
	3000-6000GT		247	79	3	6	8	77	106	8	4	2463	3001
	6000-10000GT		150	32	4	28	8	21	61	12	2	0	318
	10000-30000GT		364	161	8	48	27	3	24	9	10	3	657
	30000-60000GT		399	79	5	76	20	1	6	0	9	0	595
	60000-100000GT		133	83	8	88	21	0	2	0	0	0	335
	100000GT-		6	16	18	7	11	0	1	0	0	0	59
	小計		1862	527	51	254	181	1147	808	31	44	2646	7551
B	0-500GT		5	0	0	0	2	37	5	0	2	1713	1764
	500-1000GT		0	0	0	1	1	5	0	0	0	1	7
	1000-3000GT		0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
	3000-6000GT		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	6000-10000GT		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	10000-30000GT		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	30000-60000GT		1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	60000-100000GT		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	100000GT-		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	小計		6	0	0	0	3	43	5	0	2	1714	1773
合計		1868	527	51	254	184	1190	813	31	46	4360	9324	

exactEarth Ltd 提供データより作成

4.1.2 燃料消費量で見た船舶活動量の解析

(1) 月ごとの活動量の解析

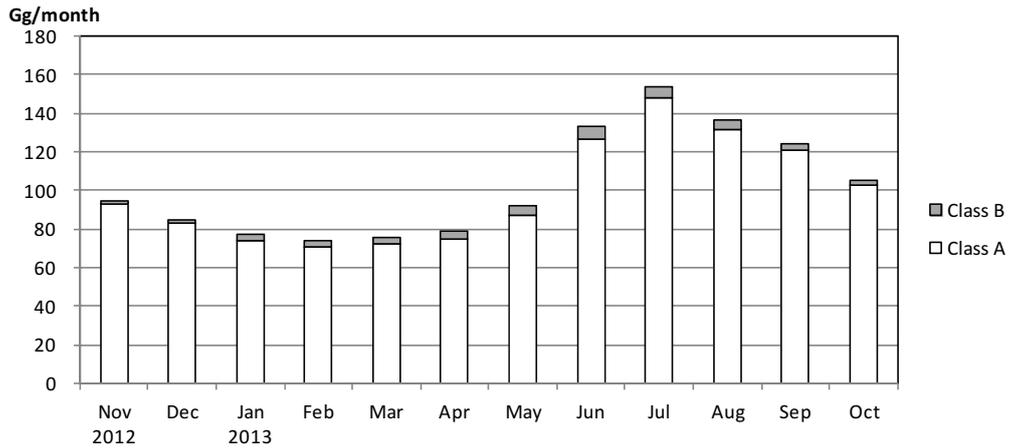
本事業においては、対象海域における LAC の排出係数を船型・船種に係わらず一定とされているため、燃料消費量の比率は、そのまま LAC に反映される。

北緯 66° 以北における船舶の月別・AIS クラス別燃料消費量を図 4.1-1 に示す。ここでは、不明船を含めて ClassA と ClassB の船舶の内訳を示した。活動量は、雪氷が減少しきった 6 月頃から増え始め、7 月でピークとなり、以降次の冬季シーズンにより雪氷が増加するにつれて徐々に減少している。

次に AIS クラスの比率をみる。AIS のうちクラス A は、SOLAS 条約によって「AIS の搭載が義務化された船舶」が搭載すべき AIS 装置であり、クラス B は搭載義務のない船舶が任意に搭載する簡易型 AIS 装置である。クラス B は、4.1.1 で述べたようにプレジャーボートや小型漁船、タグボート等の作業船等が搭載しているケースが多く、比較的小型の船舶であるため、クラス A 搭載船と比べて燃料消費量は全体の 5%以下と少ない。

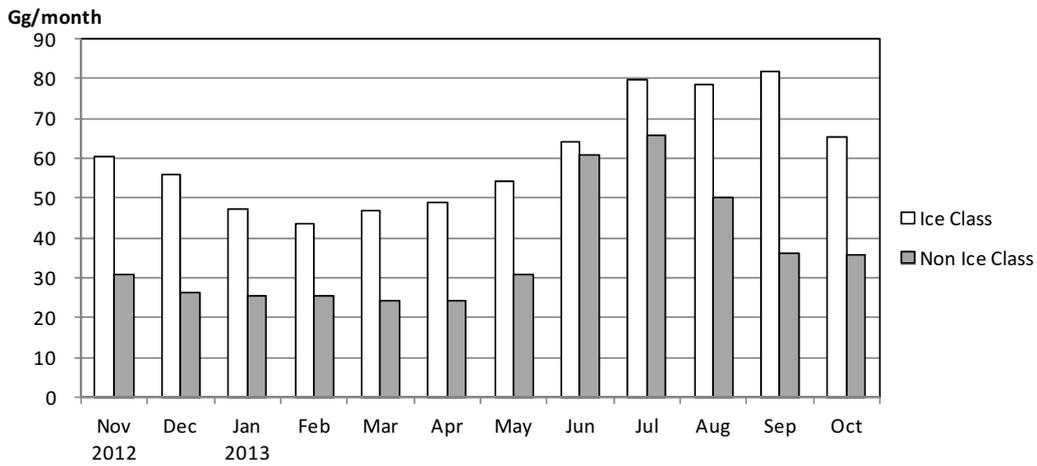
次に、ICE クラスありの船舶と ICE クラスなしの船舶の活動量の季節変化を図 4.1-2 で考察する。不明船については ICE クラスの判断がつかないので本集計では除いている。全体的に ICE クラスありの船舶が ICE クラスなしの船舶の活動量を上回っているが、6 月と 7 月の夏季については、ICE クラスありとなしの活動量はほぼ同等である。この点については、この後の (2) で更に考察する。

最後に、北緯 66° 以北における船舶の月別・緯度区分別燃料消費量を図 4.1-3 に示した。不明船については、位置と速度は明確になっているが、船舶の総トン数と主機の大きさが把握できないため、ここでは集計に含めていない。船舶の活動量は北緯 70° 以下が北緯 66° 以北の活動量全体の約 50%を占め、北緯 75° 以下では全体の約 92%となっている。また、北緯 75° 以北は夏季及び秋季に活動量が集中している。地域的な分布については、(3) で更に検討を行う。



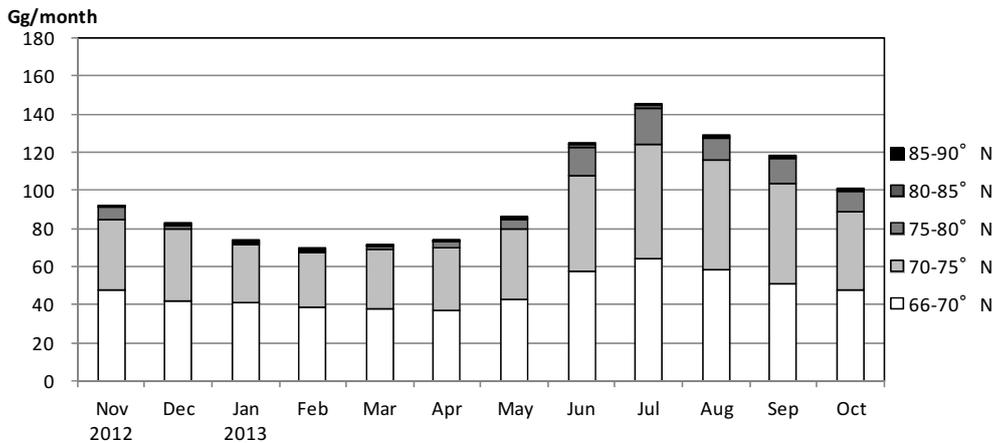
exactEarth Ltd 提供データより作成

図 4.1-1 北緯 66° 以北における船舶の月別・AIS クラス別燃料消費量 (不明船を含む)



exactEarth Ltd 提供データより作成

図 4.1-2 北緯 66° 以北における船舶の月別・ICE クラス別燃料消費量 (不明船を含まない)



exactEarth Ltd 提供データより作成

図 4.1-3 北緯 66° 以北における船舶の月別・緯度区分別燃料消費量 (不明船を含まない)

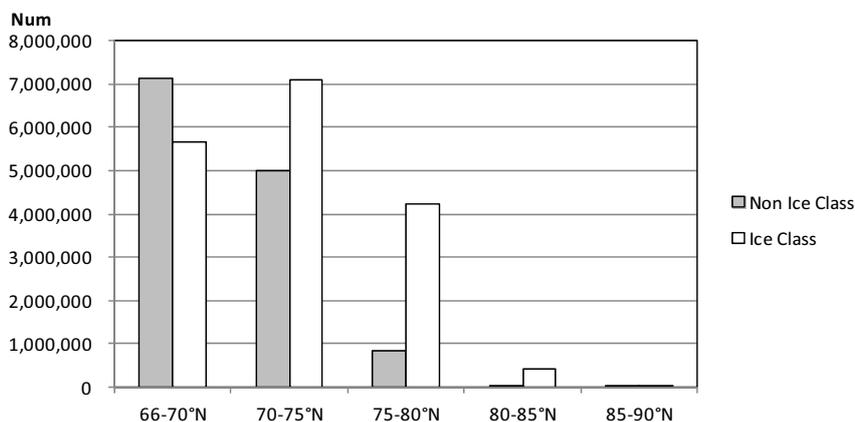
(2) 緯度区分別・月別・ICE クラス別活動量

緯度区分別・ICE クラス別グリッド内合計存在隻数を図 4.1-4 に示す。以下本項に示す図においては、(1)の図 4.1-3 と同様に不明船を含まない。

グリッド内合計存在隻数でみると、ICE クラスは北緯 70-75° 帯でピークを持つのに対して、非 ICE クラス船では、70° 以南でピークをもっている。

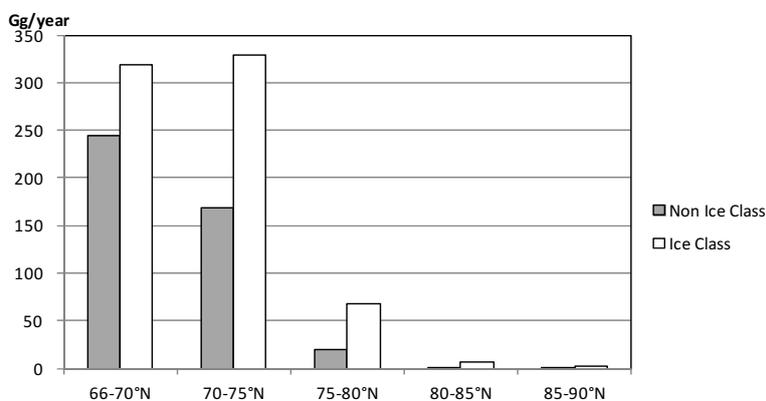
緯度区分別・ICE クラス別燃料消費量を図 4.1-5 に示す。北緯 75° 以北で活動する船舶の約 76%は ICE クラスを有している船舶である。また、65-70° 帯など、非 ICE クラス船の燃料消費量が存在隻数に対して小さくなっている。これは 1 隻あたりの平均的な存在時間が非 ICE クラス船で 1,511 時間/隻に対して、ICE クラス船で 2,545 時間であり、非 ICE クラス船は北緯 60°以南で活動する時間が多いのに対して、ICE クラス船は北緯 60°以北でのみ活動している実態が明らかである。

最後に船種別・ICE クラス別燃料消費量を図 4.1-6 に示す。タンカーについては ICE クラス登録船が多くなっている。



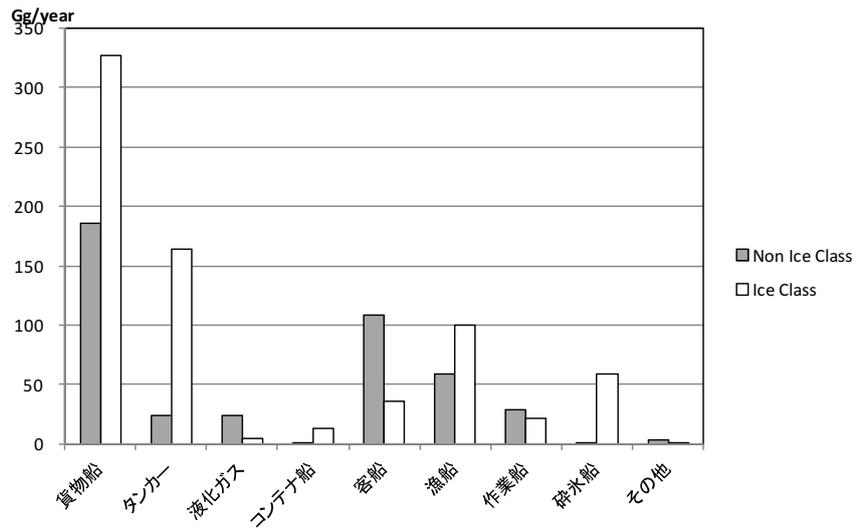
exactEarth Ltd 提供データより作成

図 4.1-4 北緯 66° 以北における船舶の緯度区分別・ICE クラス別隻数 (不明船を含まない)



exactEarth Ltd 提供データより作成

図 4.1-5 北緯 66° 以北における船舶の緯度区分別・ICE クラス別燃料消費量 (不明船を含まない)



exactEarth Ltd 提供データより作成

図 4.1-6 北緯 66° 以北における船舶の船種別・ICE クラス別燃料消費量 (不明船を含まない)

(3) 船舶活動量の地理的分布

2013年11月～2014年10月における北緯66°以北海域の船舶活動量(燃料消費量)の月別水平分布図を図4.1-7と図4.1-8に示し、季節別及び年間の月平均水平分布図を図4.1-9に示す。

地理的分布を見た場合、図3.2-10で示す本事業で定義する”Non Arctic area”と”Arctic area”との間で大きな差異があることが明らかである。すなわち、アイスランド、スカンジナビア半島、及びBjørnøya島を結ぶ海域内においては、年間を通じて大量の船舶活動量が観測されている。北緯66°以北でArctic waters外における活動量はおよそ75%に及ぶ。他方、Arctic Areaにおいては、海氷が発達している冬季においては、沿岸航路においても殆ど活動量が観測されず、海氷が減退し始める5月頃から、海氷が発達する12月までは、スカンジナビア半島からロシア沿岸付近を経てベーリング海峡を経て東アジアに達する北東航路(North East Passage)や、グリーンランド西岸からカナダボフォート湾からベーリング海峡にいたる北西航路(North West Passage)の利用が確認できる。このように、大きな差異がある現状を踏まえると、対策の必要性を検討する際には、二つの海域を個別に解析することが必要になると考えられる。

他方、北極点や無人の離島への航路が比較的高い活動量として確認できるが、これは主として調査船舶によるもので低い速度で航行するため船舶の存在時間が多くなることを反映しているものとする。

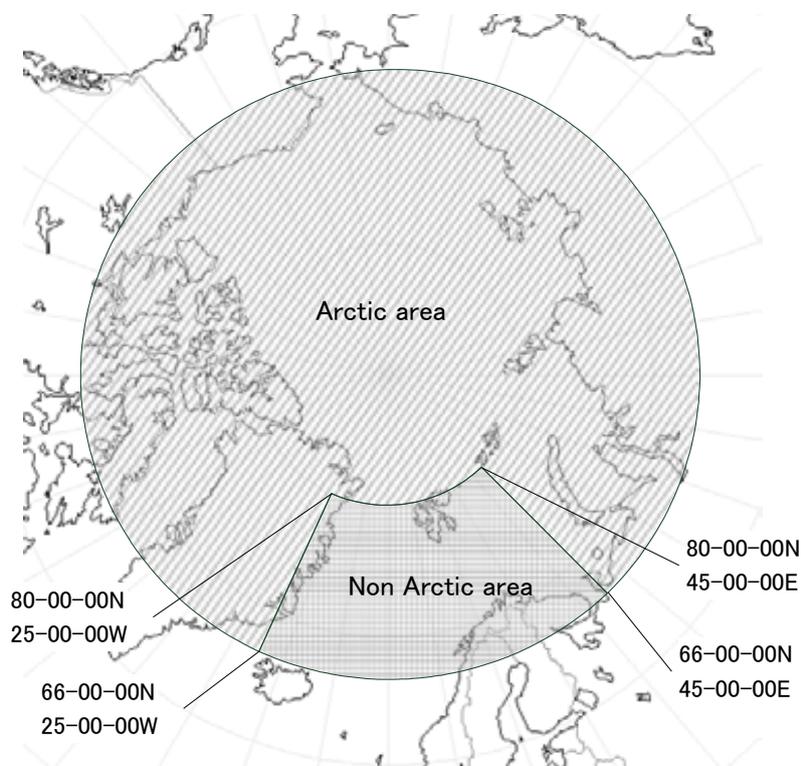
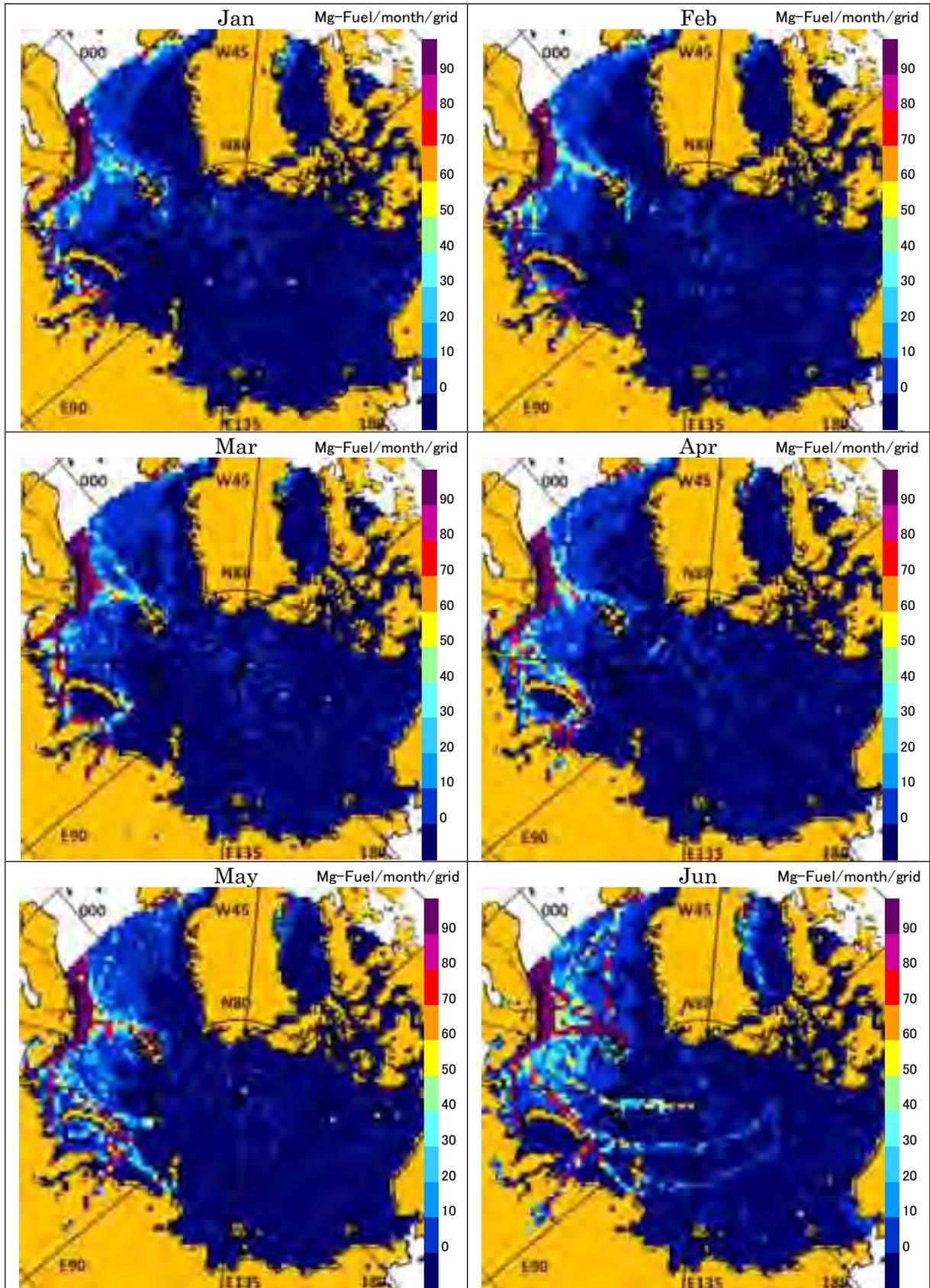


図 3.2-10 本事業で定義する Arctic area 及び Non Arctic area

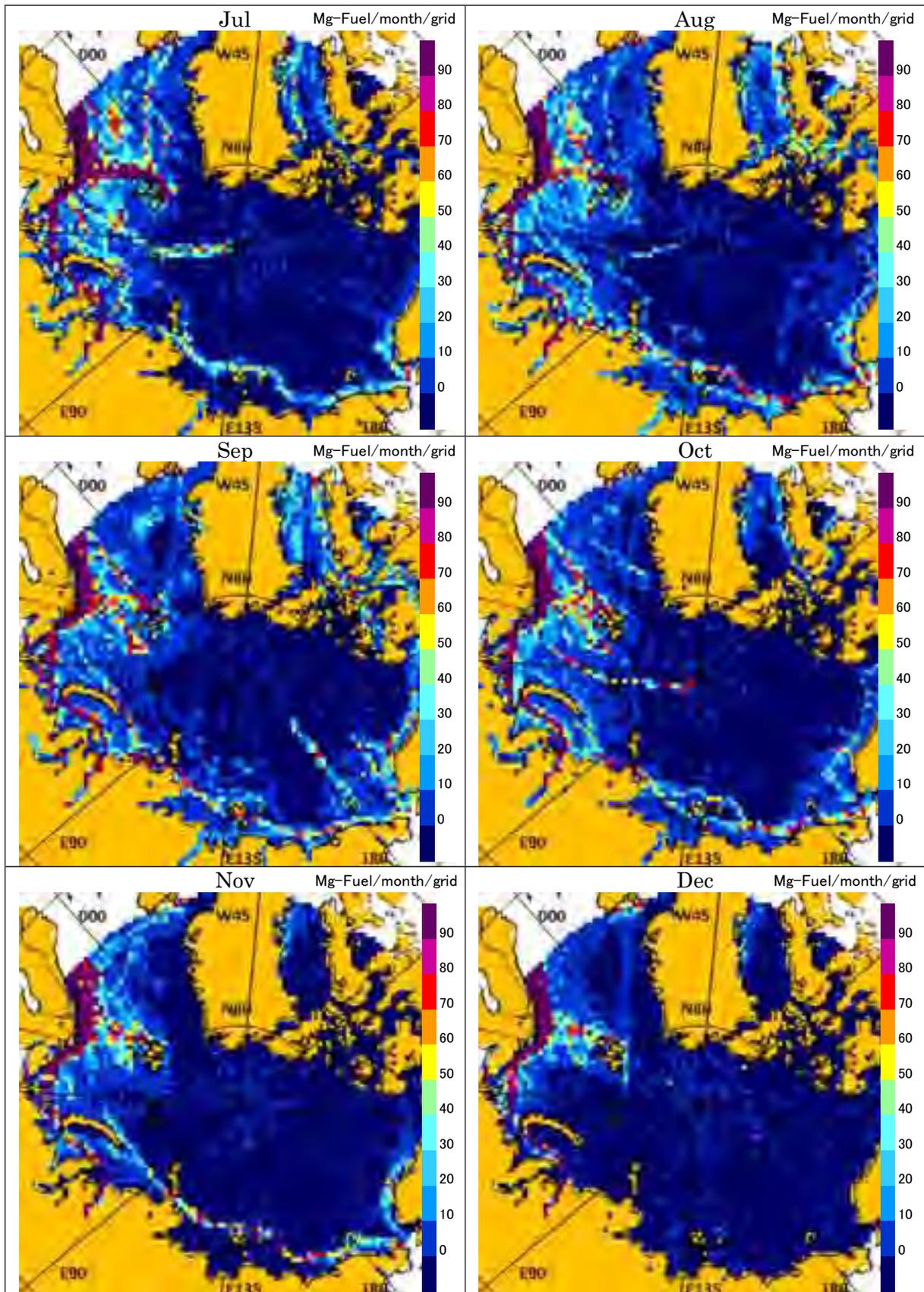
(図 3.2-10 の再掲)



ベージュは陸域、白色は推定対象外の海域を示す。

exactEarth Ltd 提供データより作成

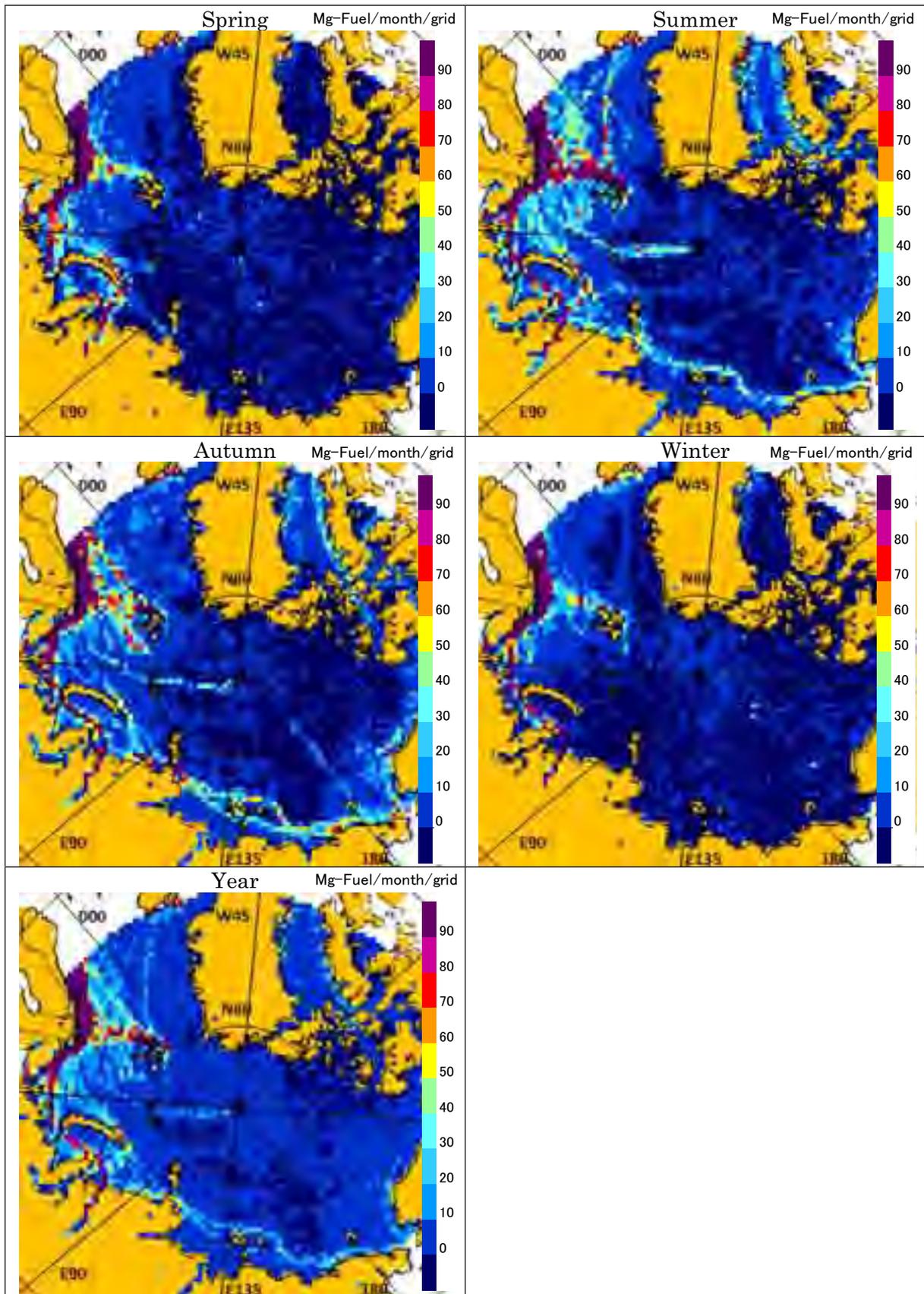
図 4.1-7 北緯 66° 以上における船舶活動量 (月燃料消費量) の月別水平分布図 (1~6 月)



ページは陸域、白色は推定対象外の海域を示す。

exactEarth Ltd 提供データより作成

図 4.1-8 北緯 66° 以上における船舶活動量 (月燃料消費量) の月別水平分布図 (7~12 月)



ページは陸域、白色は推定対象外の海域を示す。

exactEarth Ltd 提供データより作成

図 4.1-9 北緯 66° 以上における船舶活動量(月燃料消費量)の季節別平均及び年平均水平分布図

4.1.3 船舶活動量の解析

(1) 平均航行速力に対する実航行速度との比較

IHSFに記載された運航速度を船種・船型毎に平均した値(以下、平均航行速力)を表4.1-4に示し、他方、今回の衛星AISデータの解析による平均実対地速度(以下、実航行速度)を算出し、比較する。全ての船種を対象とした総トン区分別平均航行速力を図4.1-10に、活動量の比較的多い貨物船、客船、漁船の平均航行速力を図4.1-11～図4.1-14に示す。

大型の船型ほど航行速力が大きく、客船については0～500総トン及び500～1,000総トンの船型の航行速力も比較的大きい。後者については、比較的高速で運航されるフェリーやクルーズ客船の運航状況を反映しているものと考えられる。

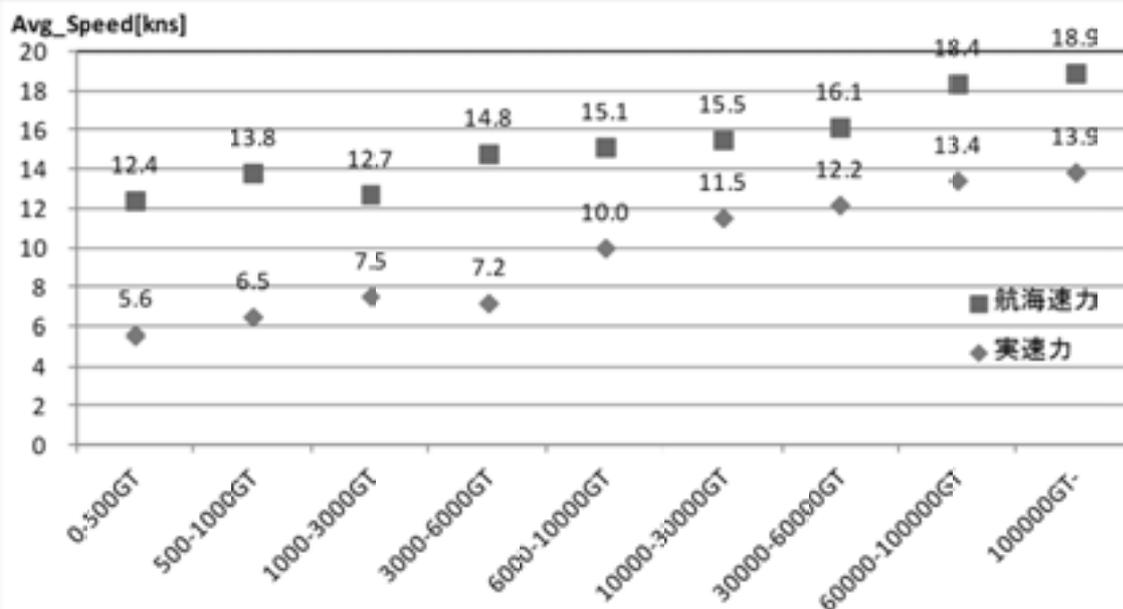
さらに、図4.1-11～図4.1-14中に示した航海速力と実平均速力の比率をみると、漁船を除きほぼ0.76から0.8の範囲で収まっており、特定の船型・船種で減速航行を行っている明確な傾向は見られなかった。

表 4.1-4 船種別・総トン区分別平均航行速力

(単位：kns)

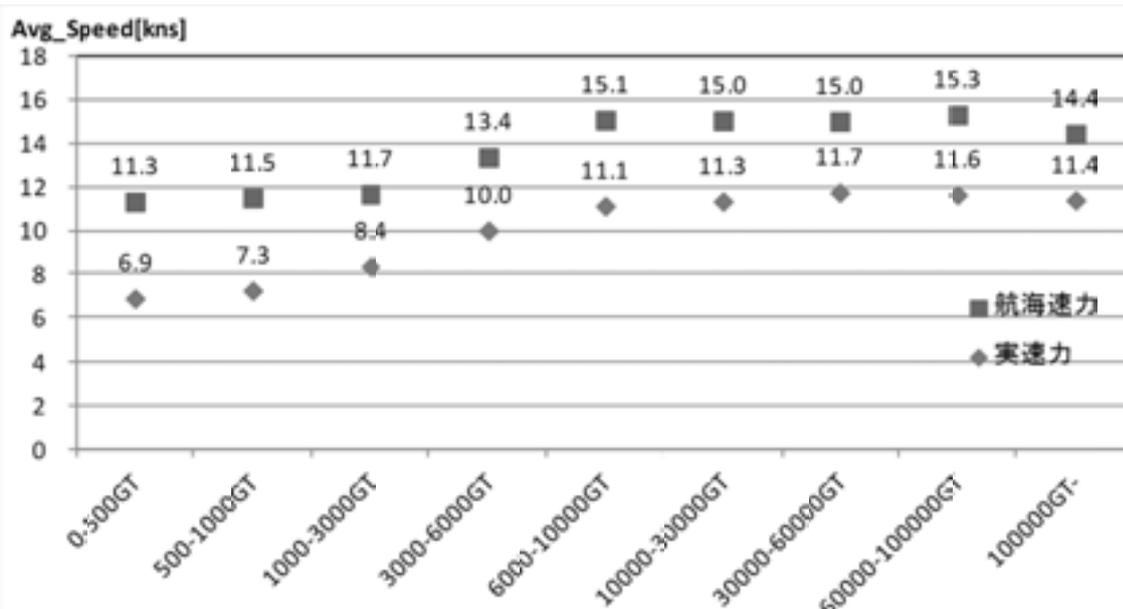
総トン区分 船種	0-500 GT	500- 1000 GT	1000- 3000 GT	3000- 6000 GT	6000- 10000 GT	10000- 30000 GT	30000- 60000 GT	60000- 100000 GT	100000 GT
貨物船	6.9	7.3	8.4	10.0	11.1	11.3	11.7	11.6	11.4
タンカー	4.7	6.6	7.3	9.3	9.3	11.9	11.2	10.7	12.5
液化ガス		6.3	10.7	13.0	13.1	13.7	14.3	13.3	12.2
コンテナ船			14.5	10.7	12.7	13.8	16.6	18.2	20.1
客船	15.0	15.8	8.7	10.4	11.3	14.2	15.5	16.9	17.1
漁船	5.6	5.9	7.2	6.8	7.2	8.8			
作業船	5.3	5.9	6.0	7.2	7.2	7.1	3.7	1.9	
砕氷船			7.2	8.5	9.5	10.3			
その他	8.2	5.6	11.9	1.8	5.5	6.0	1.7		
不明	5.3	5.1	4.2	6.8		10.2			
全船種	5.6	6.5	7.5	7.2	10.0	11.5	12.2	13.4	13.9

exactEarth Ltd 提供データより作成



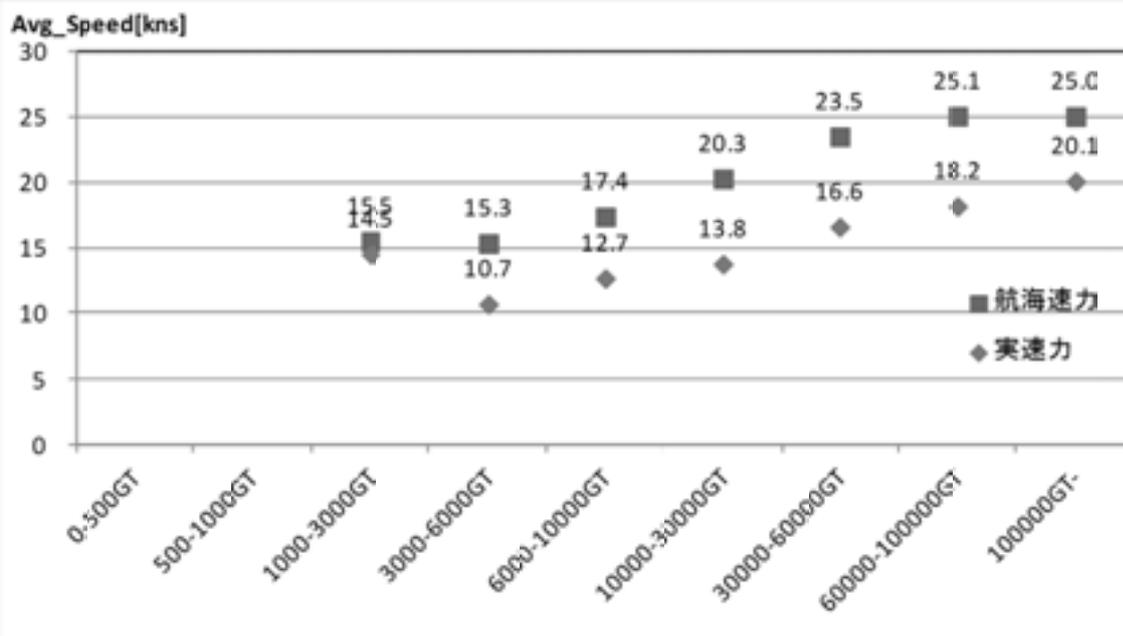
exactEarth Ltd 提供データより作成

図 4.1-10 全船種を対象とした IHSF における航海速度と衛星 AIS の平均速度の総トン区分別比較



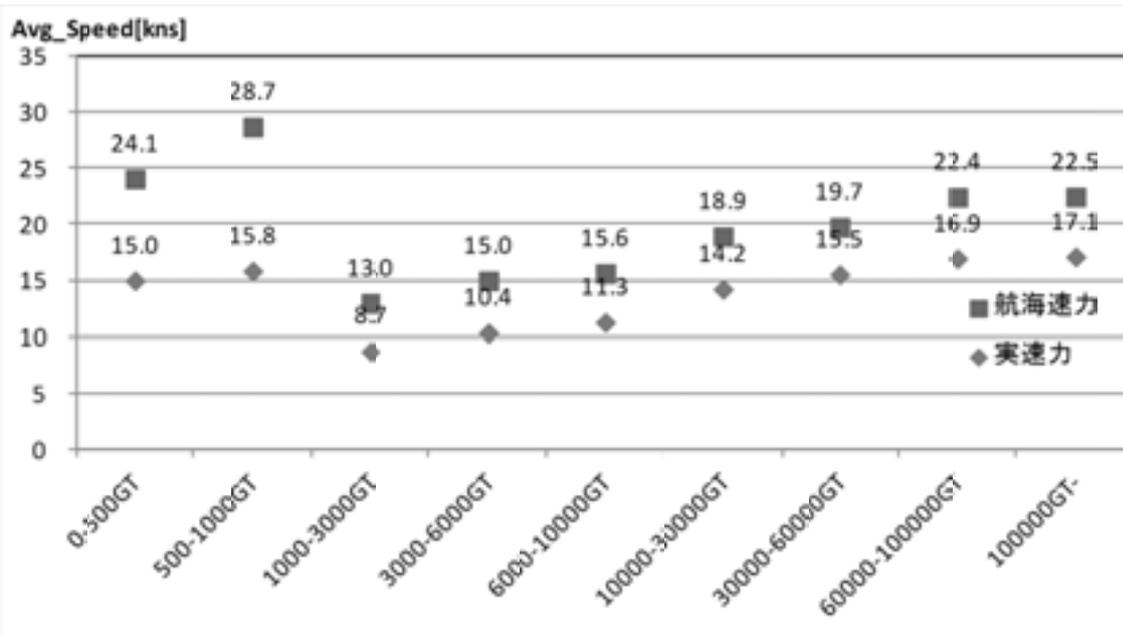
exactEarth Ltd 提供データより作成

図 4.1-11 貨物船を対象とした IHSF における航海速度と衛星 AIS の平均速度の総トン区分別比較



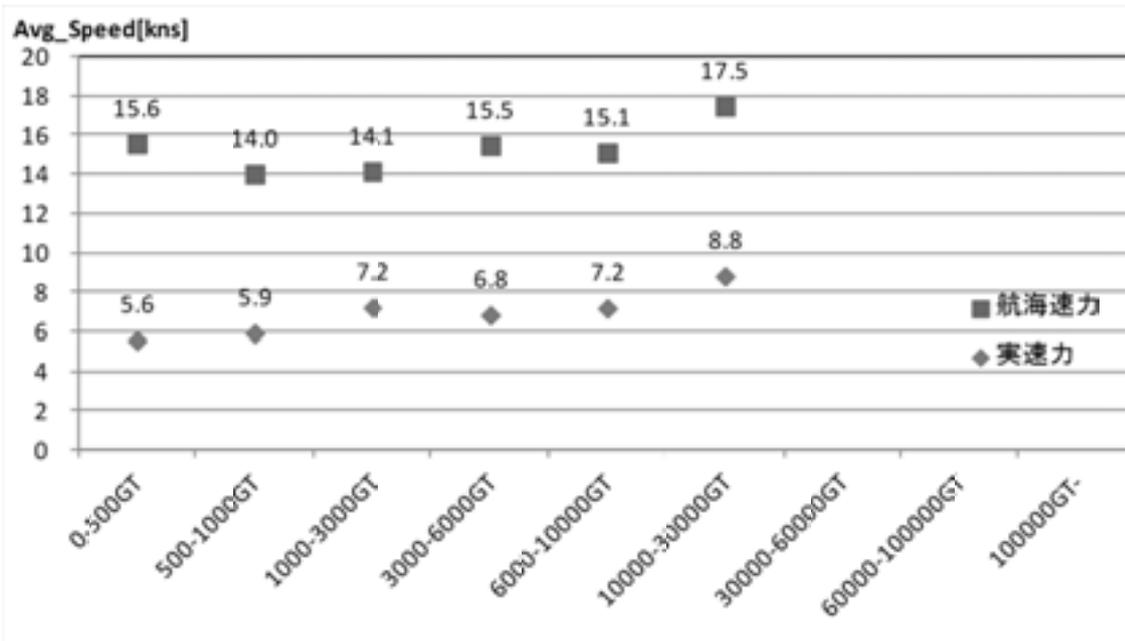
exactEarth Ltd 提供データより作成

図 4.1-12 コンテナ船を対象とした IHSF における航海速度と衛星 AIS の平均速度の総トン区分別比較



exactEarth Ltd 提供データより作成

図 4.1-13 客船を対象とした IHSF における航海速度と衛星 AIS の平均速度の総トン区分別比較



exactEarth Ltd 提供データより作成

図 4.1-14 漁船を対象とした IHSF における航海速度と衛星 AIS の平均速度の総トン区分別比較

(2) 船種別運航時間及び航行距離でみた活動量の解析

船種別運航時間及び航行距離を表 4.1-5 に示す。

延べ運航時間及び延べ航行距離の合計は、隻数が多いことから、漁船が最も大きく、次いで貨物船となった。

1 隻あたりの平均運航時間は、客船、漁船、作業船、砕氷船が長く、貨物船など一般商船は短くなっている。これは、前者の船種群が、北緯 66° 以北の狭い海域に留まるのに対して、後者の船種群は、北緯 66° 以南の海域を航行することを反映しているものと考えられる。

他方、平均航行距離は客船が最も大きくなった。その結果、平均航行速度も全船種の中で最も高くなっている。

参考として、昨年度に算出した AMSA2009 で整備された 2004 年における航行データベースの航行距離の船種別集計結果を表 4.1-6 に示す。平均航行距離は、漁船も含めていずれの船種も 10 倍近くに増加している。AMSA2009 で整備されたデータについて、隻数に関してはサンプリング数の少なさなどから過小評価の可能性のあるものの、O-D 間の航行距離については大きな誤差要因はないと考えられる。

このため、平均航行距離の増加量は、2004 年に比較して 2012-2013 年では、いずれの船舶も北緯 66° 以北の海域に存在すると共に、同海域内で長い航路で運用されている可能性を示唆する。

表 4.1-5 船種別運航時間及び航行距離

船種	延べ運航時間 [hour]	延べ航行距離 [km/year]	隻数	平均運航時間 [hour/ship]	平均航行距離 [km/ship/year]
貨物船	2,608,596	45,427,947 (23.5%)	1,873	1,393	24,254
タンカー	553,925	9,821,775 (5.1%)	532	1,041	18,462
液化ガス	33,777	767,514 (0.4%)	51	662	15,049
コンテナ船	79,662	1,806,165 (0.9%)	254	314	7,111
客船	496,130	12,213,666 (6.3%)	198	2,506	61,685
漁船	5,860,258	64,324,894 (33.3%)	1,631	3,593	39,439
作業船	1,255,590	14,881,882 (7.7%)	572	2,195	26,017
砕氷船	75,641	1,268,756 (0.7%)	31	2,440	40,928
その他	87,035	538,109 (0.3%)	50	1,741	10,762
不明	4,373,839	42,362,987 (21.9%)	4,132	1,059	10,252
全船	15,424,452	193,413,695	9,324	1,654	20,744

exactEarth Ltd 提供データより作成

北緯 66° 以北を航行した船舶を対象に、北緯 60° 以北で集計

表 4.1-6 AMSA2009¹¹で整備された 2004 年における航行データベースの航行距離の船種別集計結果

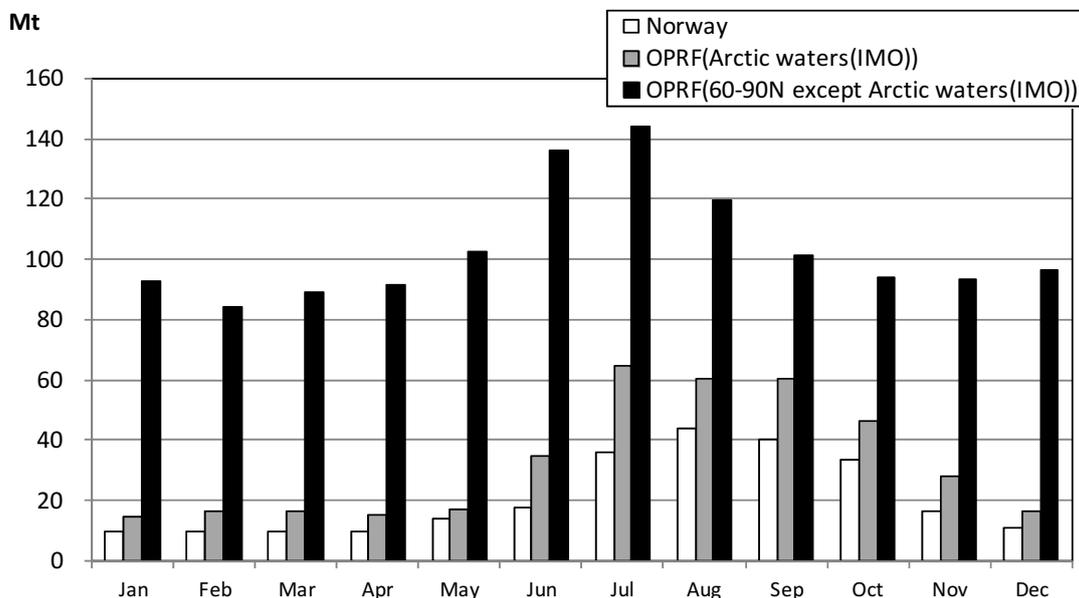
Ship Type	Total sailed distance [km/year]	No. of ships [ships/year]	average distance [km/ship/year]
General Cargo	1,304,198 (26.2%)	651	2,003
Passenger	786,053 (15.8%)	412	1,908
Bulk Carrier	709,736 (14.2%)	429	1,654
Tanker	596,479 (12.0%)	430	1,387
Government	456,125 (9.2%)	183	2,492
Container	445,887 (8.9%)	143	3,118
Fishing	432,289 (8.7%)	253	1,709
Unknown	136,301 (2.7%)	87	1,567
Tug Barge	65,800 (1.3%)	42	1,567
OSV	49,136 (1.0%)	58	847
Pleasure Craft	2,451 (0.0%)	2	1,226
Total	4,984,455	2,690	-

¹¹ AMSA2009 (Arctic Marine Shipping Assessment 2009) : 2004 年を対象として北極海に国土を持つ国を対象とした航行データベース。ただし、カナダについては 7 月から 12 月のみとなっている。

(3) 既存の活動データとの比較

ノルウェーが公表した 2011 年の AIS データに基づく、北極海における船舶からのブラックカーボン排出量算定結果より、船舶の燃料消費量に換算して本年度事業で作成した各月の船舶活動量と比較すると図 4.1-15 に示すとおりとなる。図 4.1-16 は、ノルウェーが MEPC において発表した各月の北極海におけるブラックカーボン排出量を示したものであり、図 4.1-15 は図 4.1-16 からブラックカーボンの排出係数 0.18 kg/ton fuel により逆算したものである。ノルウェーが公表したデータは、図 4.1-16 のとおり IMO で定義する北極海 (Arctic waters) での値であることから、本事業で算定した値と比較するため、60° 以北全ての船舶燃料消費量と IMO で定義する北極海 (ただし北緯 60° 以北のみであり、北緯 66° 以北を航行した船舶のみ対象) における船舶燃料消費量をそれぞれ図 4.1-17 と図 4.1-18 に示す。

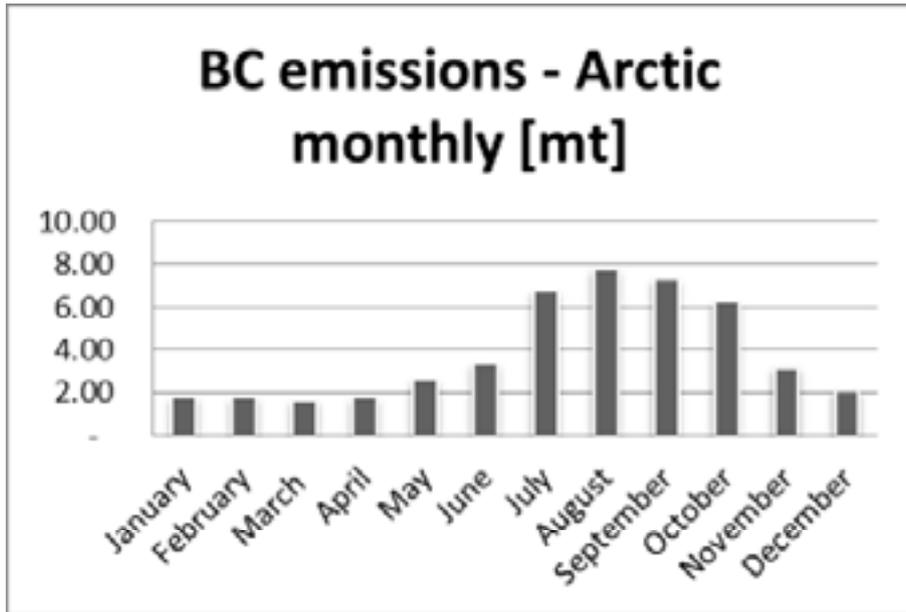
いずれも北緯 60° 以北を対象 (ただし、OPRF 事業においては北緯 66° 以北を航行した船舶のみ計算対象) としており、本事業で推定した北極海における船舶の活動量 (燃料消費量) は、ノルウェーの推定値の 1.2~1.9 倍となった。ノルウェーの調査対象年は 2011 年であり、exactAIS は 2012 年 11 月~2013 年 10 月が対象であることを考慮すると、Arctic water 内の燃料消費量は、1 年後の伸びを示している可能性もある。他方、夏季における両者の差異は冬季における差異に比較して大きくなっている、これは、Norway の衛星 AIS が一つの衛星で収集されているのに対して、exactAIS は現在 6 つの衛星で運航されていることから、両者の衛星 AIS の把握頻度に差があることによって生じた可能性もある。



exactEarth Ltd 提供データより作成

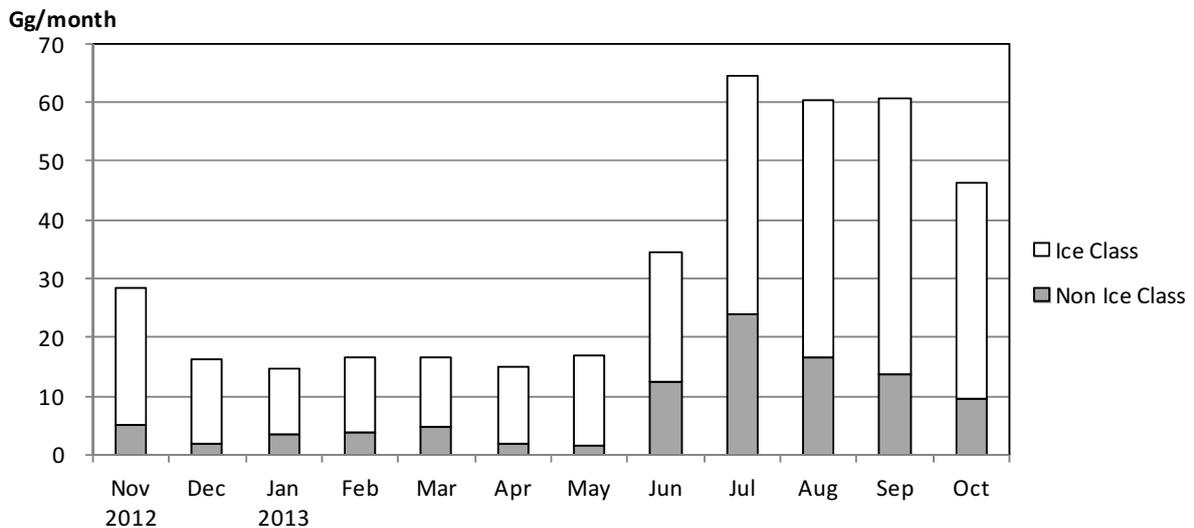
Norway : ノルウェー公表の BC 排出量から燃料消費量を推計
(BC の排出係数=0.18 kg/ton fuel として計算)

図 4.1-15 北極海における月別燃料消費量の比較



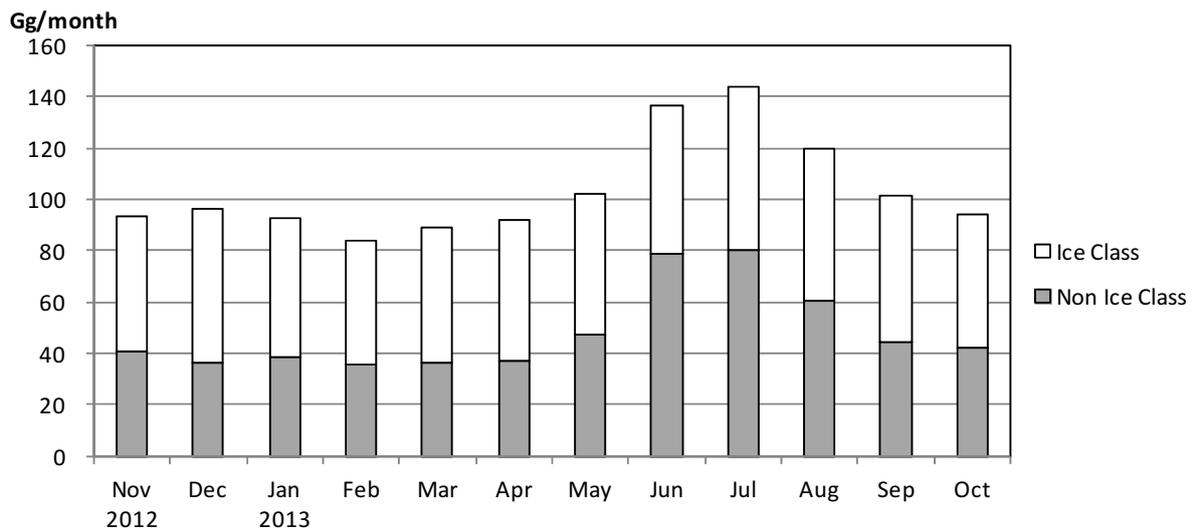
出典：MEPC65/4/22 AIR POLLUTION AND ENERGY EFFICIENCY
Emissions of Black Carbon from shipping inside and outside the Arctic Submitted by Norway

図 4.1-16 ノルウェーが公表した北極海における 2011 年を対象とした船舶からの BC の月別排出量 (BC の定義及びその対象範囲は本事業と大幅に異なる)



exactEarth Ltd 提供データより作成

図 4.1-17 北緯 60° 以北の Arctic waters における月別燃料消費量 (グリーンランド南端の北緯 60° 以南の海域は含まない)



exactEarth Ltd 提供データより作成

図 4.1-18 北緯 60° 以北の Arctic waters 以外の海域における月別燃料消費量

4.2 北極圏における船舶からの LAC 排出量の解析

4.2.1 LAC 排出量

本事業で定義する Arctic area (25° W-45° E かつ 66° N-80° N を除く 66° N 以北) と Non Arctic area (25° W-45° E かつ 66° N-80° N) のそれぞれにおいて、船舶から排出される LAC の排出総量算出結果は表 4.2-1 に示すとおりである。

1 年間で 2,161 Mg/year の LAC が排出され、そのうち 82% の 1,770 Mg/year はスカンジナビア半島及びアイスランド付近の Non Arctic area から排出されており、Arctic area 海域から排出される LAC は全体の 17% に相当する 391 Mg/year である。

表 4.2-1 北緯 66° 以北の船舶からの LAC 排出量 (2012 年 11 月～2013 年 10 月)

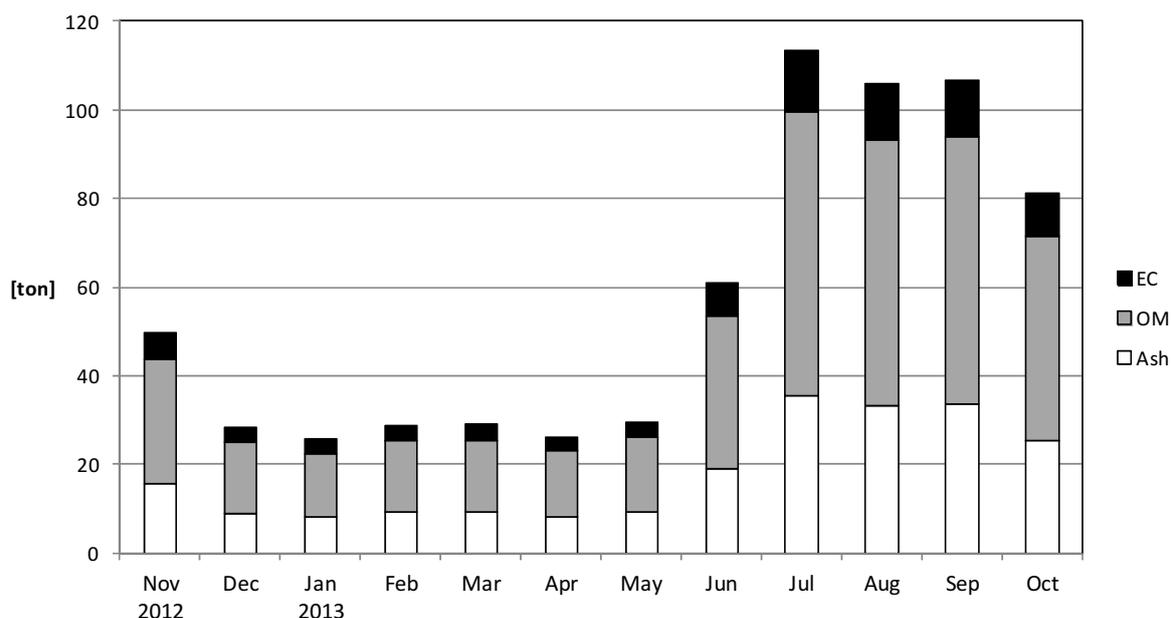
LAC 排出量	(単位 : Mg/year)			
	90°N -80°N (about 1100 km from north pole)	90°N -75°N (about 1650 km from north pole)	90°N -70°N (about 2200 km from north pole)	90°N -66°N (about 2290 km from north pole)
Arctic area	18	88	268	391
Non Arctic area	-	90	815	1,770
合計	18	178	1,083	2,161

4.2.2 月別でみた LAC 排出量の解析

図 4.2-1 に北緯 66° 以北における船舶からの LAC (EC+OM+Ash) の排出量を月別に示す。

LAC の排出量は、氷床が融解する夏季と秋季に船舶活動量が多くなるため、6 月から多くなり始め、7 月が最も多く 113 ton/month (17%) となり、8 月は 106 ton/month (16%) 9 月は 107 ton/month (16%) と排出量が多くなった。10 月から排出量は徐々に減少し、12 月から翌年の 5 月までは船舶活動量が少なく、25~30 ton/month で推移した。

6~8 月を夏季、9~11 月を秋季とすると、それぞれ 280 ton (41%) と 238 ton (35%) となり、春季の 3~6 月は 85 ton (12%)、冬季の 12 月~翌年 2 月は 83 ton (12%) となった。



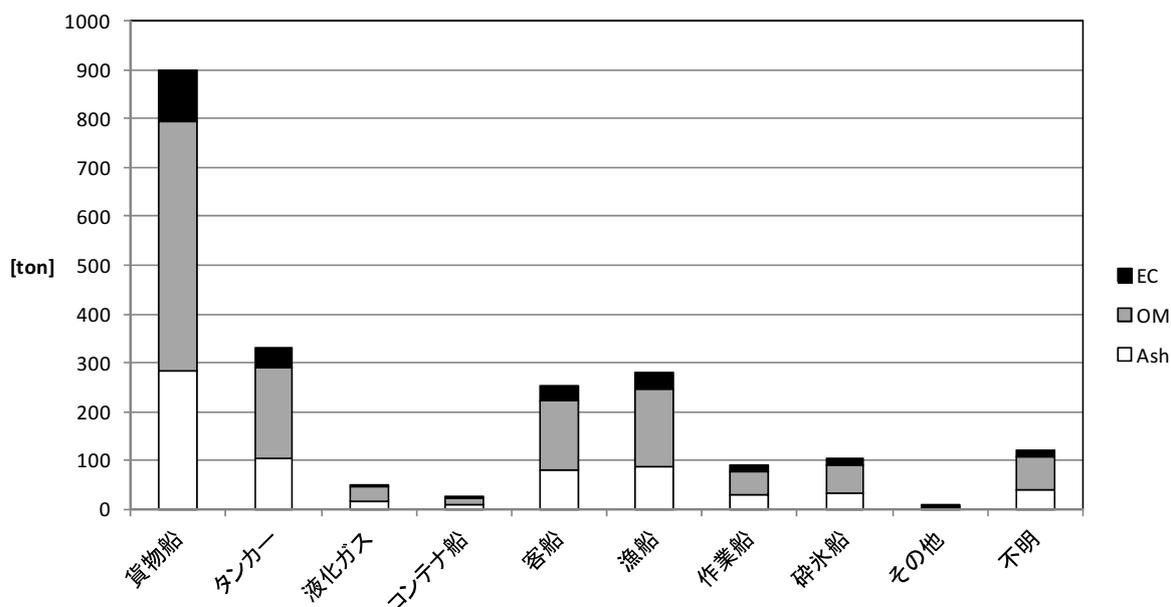
exactEarth Ltd 提供データより作成

図 4.2-1 北極海における船舶からの成分別 LAC 排出量(ton/month)
(月別・成分別、北緯 66° 以北)

4.2.3 船種別でみた LAC 排出量の解析

図 4.2-2 に北緯 66° 以北における船舶からの LAC (EC+OM+Ash) の排出量を船種別に示す。

LAC の年間総排出量 2,161 ton/year のうち、貨物船が最も多く 901 ton/year で全体の約 42% を占め、次いでタンカーの 330 ton/year (約 15%)、漁船の 279 ton/year (約 13%)、客船の 254 ton/year (約 12%) の順で多くなった。



exactEarth Ltd 提供データより作成

図 4.2-2 北極海における船舶からの船種別 LAC 排出量(ton/month)
(月別・船種別、北緯 66° 以北)

4.2.4 船籍別でみた LAC 排出量の解析

図 4.2-3 に北緯 60° 以北における船籍別の LAC (EC+OM+Ash) 排出量を、北極圏沿岸国 (ノルウェー、ロシア、グリーンランド(デンマーク船籍として取り扱った)、アメリカ、カナダ、アイスランド) とそれ以外の国籍別に示す。本図の集計に限り、北緯 60° 以北で取り扱っていることに留意されたい。

LAC 年間総排出量 2,874 ton/year (北緯 60° 以北) のうち、約 51% の 1,481 ton/year が北極圏沿岸国 (図中 □ で囲んだ国) の船籍の船舶から排出され、残りの約 49% の 1,393 ton/year はその他の船籍の船舶から排出された。ノルウェーとロシアの船籍の船舶からの排出は他の船籍からの排出を大きく上回っており、便宜置籍船国以外では、デンマークとアイスランドが続く。年間を通じた Non Arctic area 内 あるいは夏季におけるロシアとの航行量が多いことを反映している。

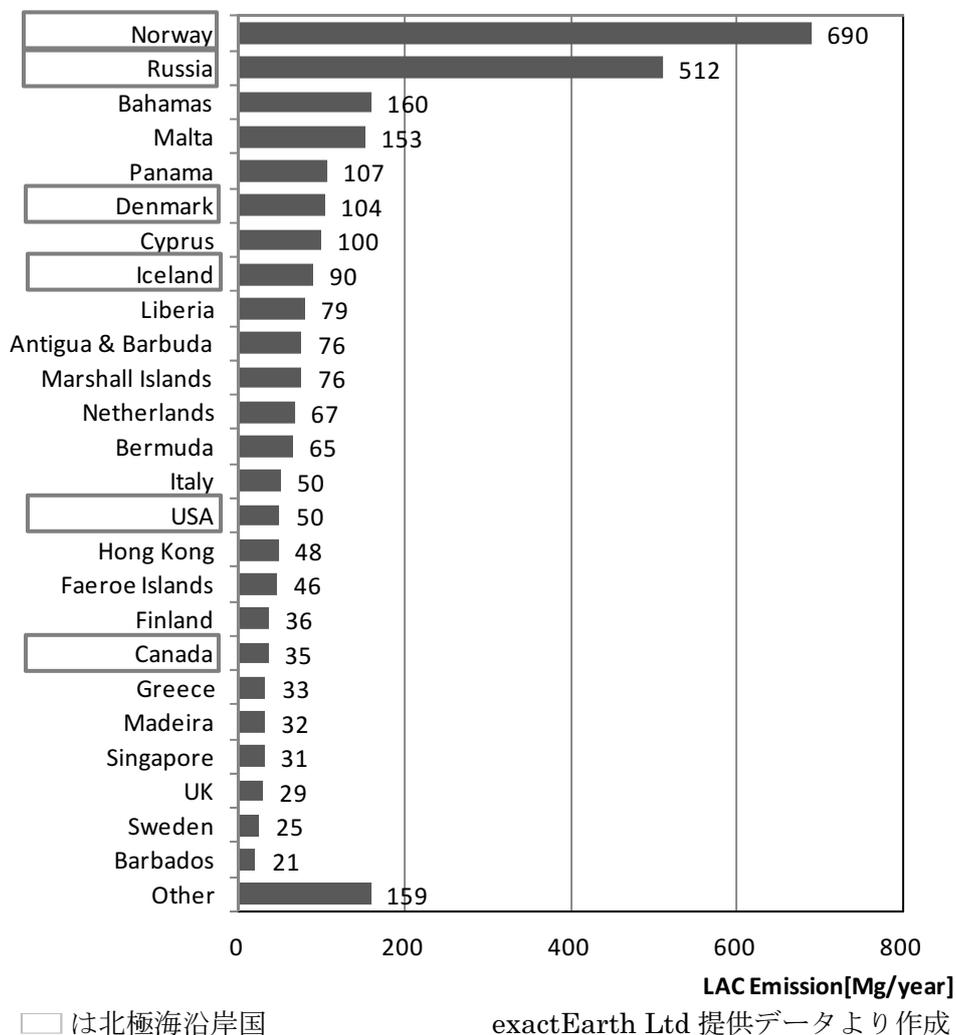
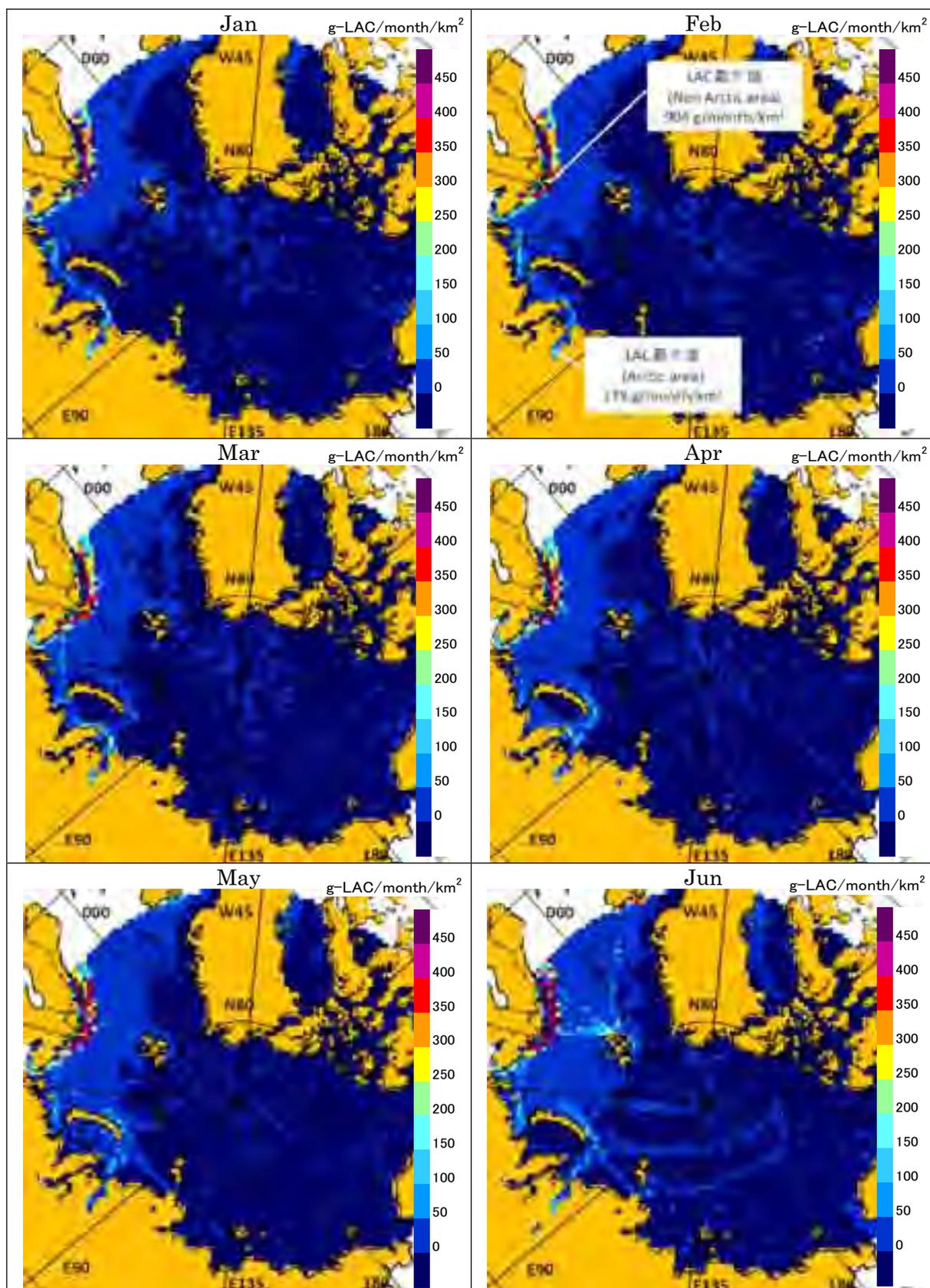


図 4.2-3 北極海における船舶からの LAC 排出量 (国籍別、北緯 60° 以北)

4.2.5 地理的分布でみた LAC 排出量の解析

2013年11月～2014年10月における北緯66°以北海域のLAC排出量の月別水平分布図を図4.2-4と図4.2-5に示し、季節別及び年間の月平均水平分布図を図4.2-6に示す。総排出量が最も小さくなる2月と最も大きくなる7月および月平均値の年平均については、図中にArctic area及びNon Arctic areaのそれぞれで最も排出強度が大きくなるグリッドの位置とその値を図中に示した。2月の最大値ではそれぞれが178 g/month/km²と904 g/month/km²、7月の最大値ではそれぞれが219 g/month/km²と1378 g/month/km²と5倍以上の開きとなっている。

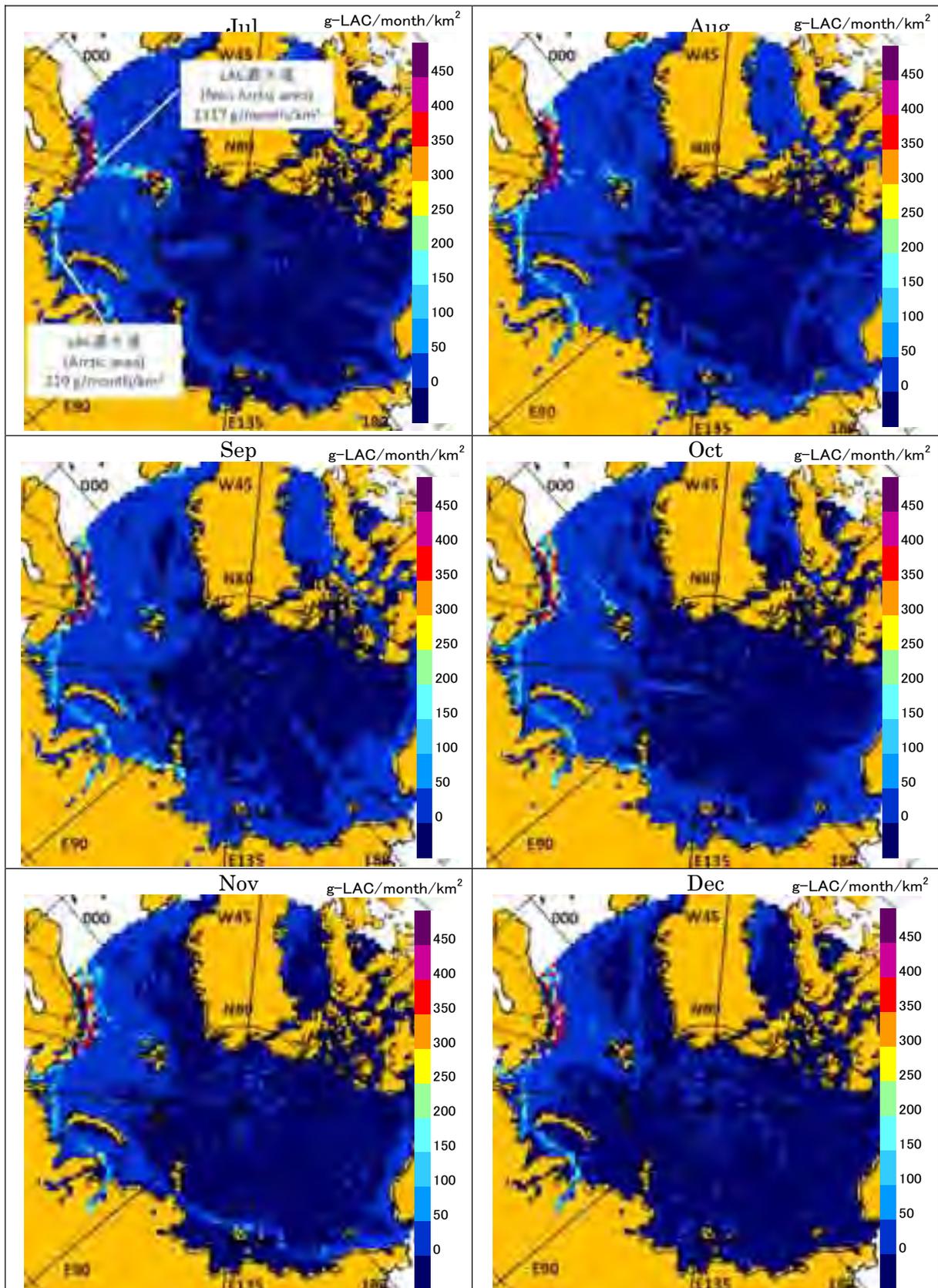
さらに、総排出量が最も小さくなる2月と最も大きくなる7月については、Arctic areaとNon Arctic areaのそれぞれについて、グリッド別単位面積[km²]あたりのLAC排出量ヒストグラムを図4.2-7～図4.2-8に示した。これらの図は横軸に月当たり1km²当たりのLAC排出量を、縦軸はグリッドの数を示しており、1グリッドの面積(60km×60km)を乗じることによって総面積で示される。



ベージュは陸域、白色は計算対象外を示す。

exactEarth Ltd 提供データより作成

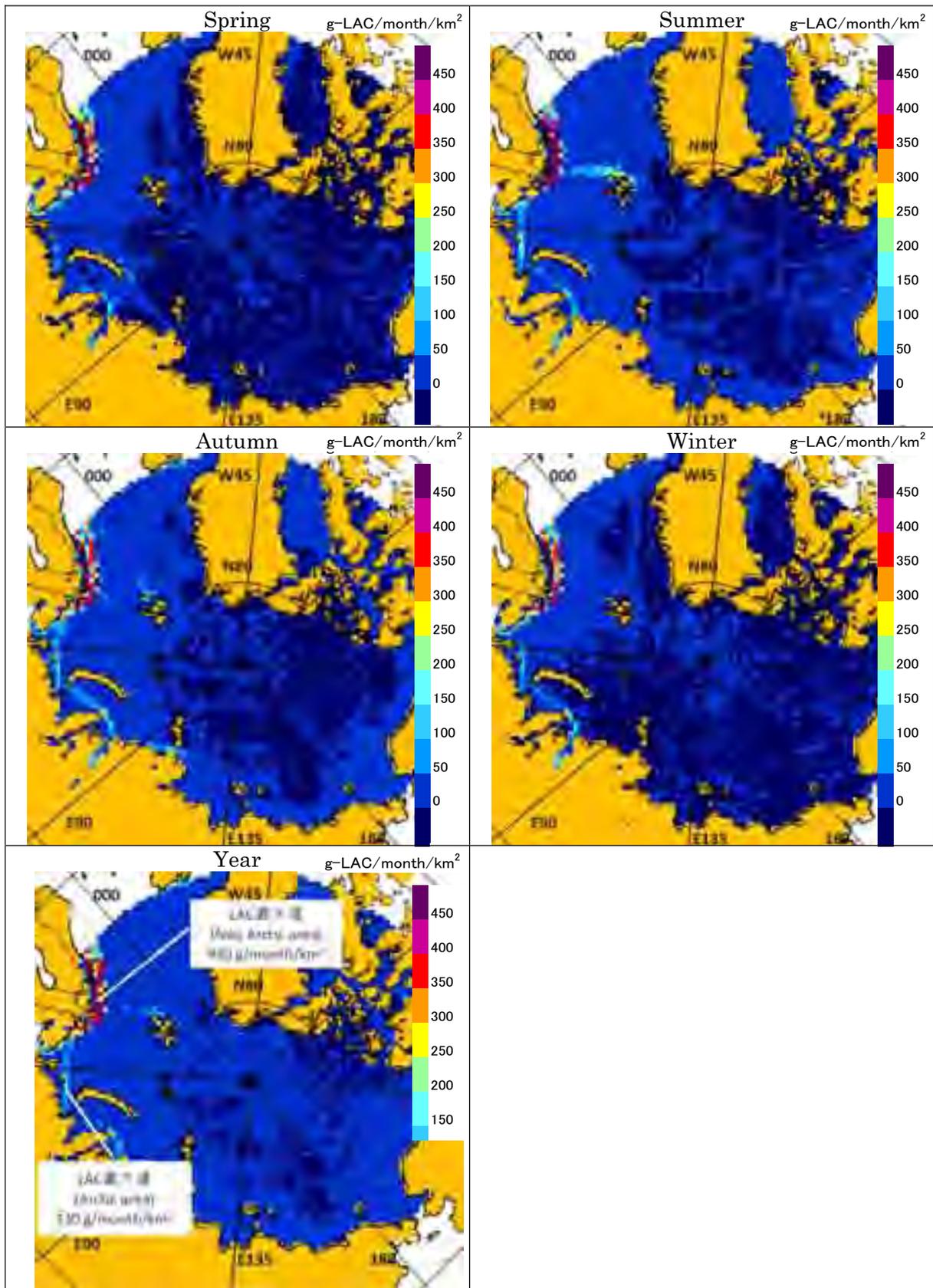
図 4.2-4 北緯 66° 以北における LAC 月排出量の月別水平分布図 (1~6 月)



ベージュは陸域、白色は計算対象外を示す。

exactEarth Ltd 提供データより作成

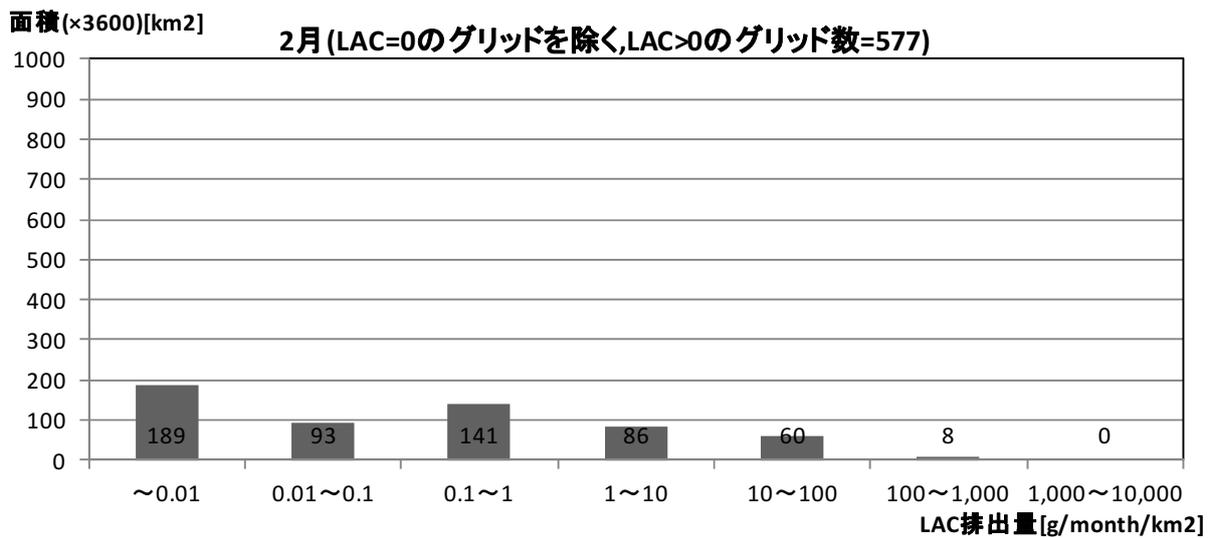
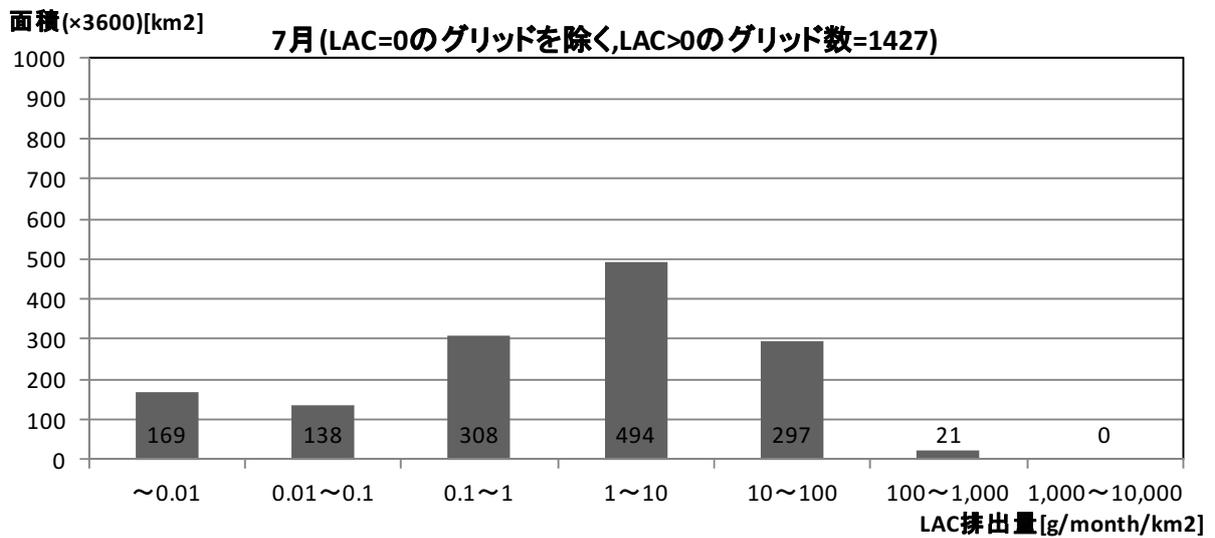
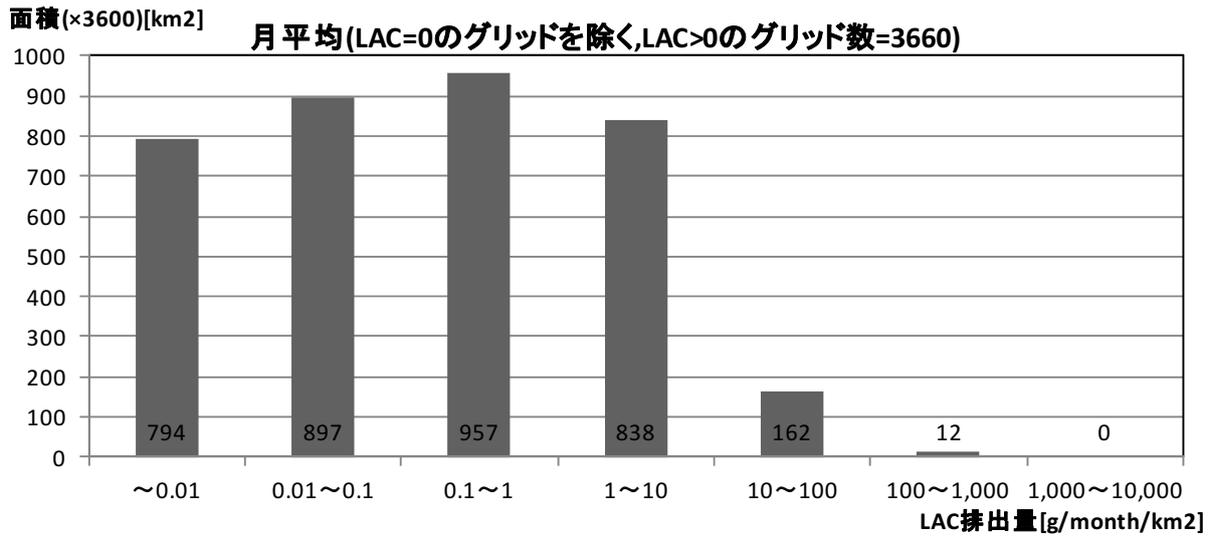
図 4.2-5 北緯 66° 以北における LAC 月排出量の月別水平分布図 (7~12 月)



ベージュは陸域、白色は計算対象外を示す。

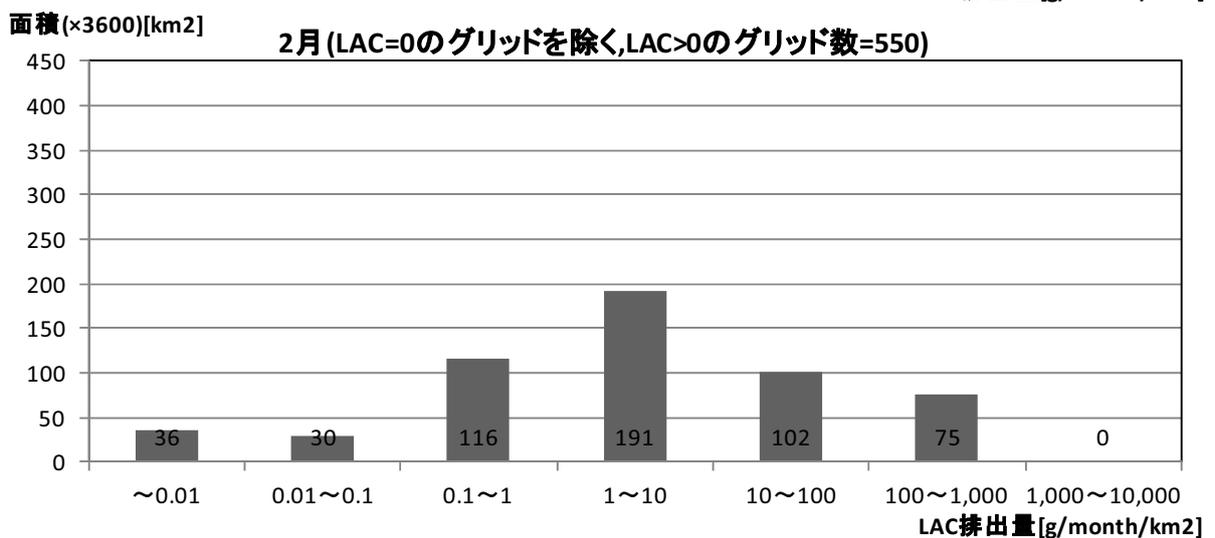
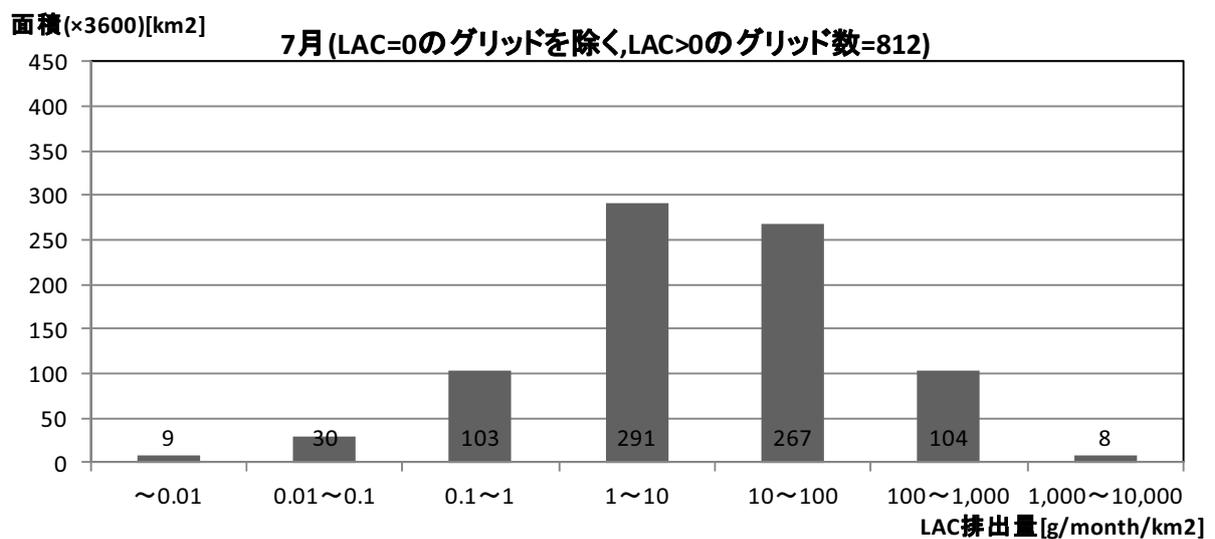
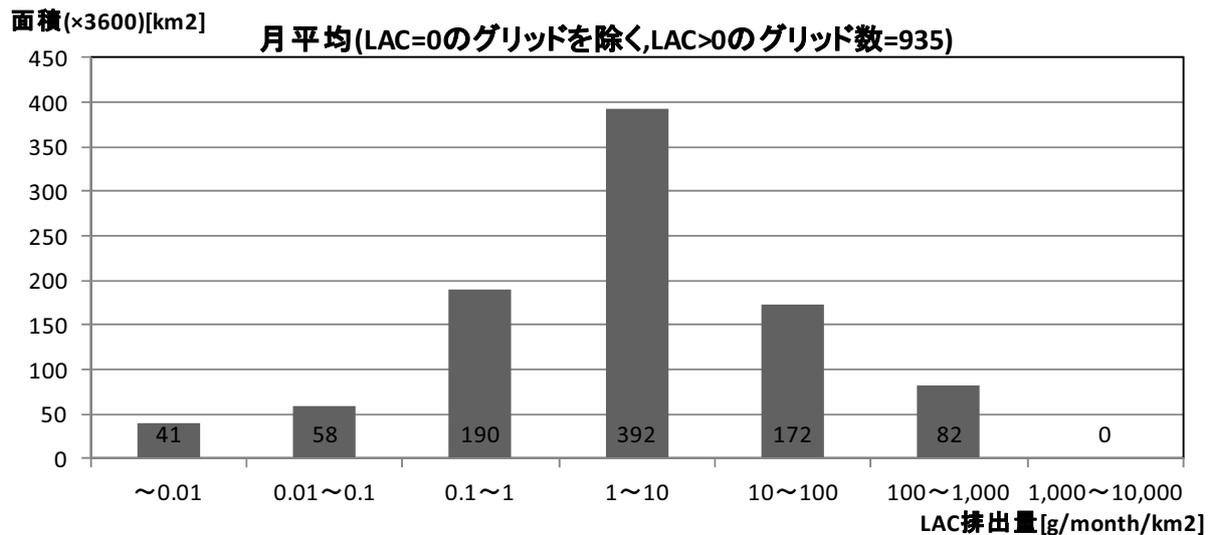
exactEarth Ltd 提供データより作成

図 4.2-6 北緯 66° 以北における LAC 月排出量の季節別平均及び年平均水平分布図



Arctic area の総グリッド数 5065 のうち、LAC=0(船舶活動量がない)グリッドはカウントから除外しているため、各期間に示された排出量の総グリッド数は一致しない。

図 4.2-7 Arctic area における単位面積当たりの LAC 排出量ヒストグラム
(2月、7月および年平均)



Non Arctic area の総グリッド数 942 のうち、LAC=0(船舶活動量がない)グリッドはカウントから除外しているため、各期間に示された排出量の総グリッド数は一致しない。

図 4.2-8 Non Arctic area における単位面積当たりの LAC 排出量ヒストグラム
(2月、7月および年平均)

5 北極圏における船舶からのブラックカーボンの環境影響評価シミュレーション

5.1 ブラックカーボンの環境影響評価のためのモデルの考え方

ブラックカーボンによる北極圏の局地気象・気候への影響として、本事業では、以下の 2 過程を考慮することとした。

- ① 大気中を浮遊しているブラックカーボンが太陽光を吸収することで大気を加熱する過程
- ② 雪氷面に沈着したブラックカーボンが、雪氷面上もしくは、取り込まれた積雪層内で光を吸収し、周囲を加熱することにより、雪氷を融解し、雪氷面の反射率 (地表面アルベド) を下げるフィードバック現象

これらの影響評価を行うためには、その大気中濃度や沈着量、またそれらに基づいたブラックカーボンの光吸収量などを評価・解析する必要があり、排出源データだけでなく、排出源データを入力値としたブラックカーボンの輸送シミュレーション、また輸送シミュレーションの結果を入力値とした気候影響シミュレーション (大気放射シミュレーション) を行うことが必要不可欠となる。しかしながら、北極圏を対象とした、ブラックカーボンの輸送シミュレーションやその大気放射シミュレーションの実施例は、国際的にも極めて限られており (たとえば *Flanner et al. (2007)*¹², *Sodemann et al. (2011)*¹³)、北極圏での局地気象・気候の影響評価に対して、標準化されたモデルは整備されていないのが現状である。そこで、本事業においては、北極圏におけるブラックカーボンによる局地気象・気候の影響評価に適用するモデルの整備を行うことを主目的の一つと設定し、ブラックカーボンの輸送シミュレーションモデル・大気放射シミュレーションモデルの構築を行うこととした。

本章では、構築したブラックカーボンの輸送シミュレーションモデル、大気放射シミュレーションモデルの概要、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。

¹² Flanner, M. G., C. S. Zender, J. T. Randerson, and P. J. Rasch (2007), Present - day climate forcing and response from black carbon in snow, *J. Geophys. Res.*, 112, D11202, doi:10.1029/2006JD008003.

¹³ Sodemann, H. et al., (2011), Episodes of cross-polar transport in the Arctic troposphere during July 2008 as seen from models, satellite, and aircraft observations, *Atmos. Chem. Phys.*, 11, 3631–3651, doi:10.5194/acp-11-3631-2011 2011.

5.1.1 領域化学輸送モデル:WRF-Chem について

ブラックカーボン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、米国大気研究センター (NCAR: The National Center for Atmospheric Research) 及び米国大気海洋庁 (NOAA: National Oceanic and Atmospheric Administration) が開発を主導する WRF-Chem (The Weather Research and Forecasting model coupled with Chemistry) を使用した。WRF-Chem とは、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、3次元メソスケール気象モデル (WRF) に大気中の汚染物質の化学輸送計算が組み込まれた次世代の3次元化学輸送モデルである。

WRF-Chem で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だけでなく、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各物理・化学過程までも詳細に取り扱い、気象のシミュレーションとそれに伴う汚染物質の化学輸送シミュレーションを同時に実施可能なモデルとなっている。

WRF-Chem 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、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、本事業で対象としているような大陸間スケールの汚染物質の輸送研究などにも頻繁に採用されている。

WRF-Chem の開発は 2000 年に着手されており、現在 (2014 年 7 月) の最新版は WRF-Chem v3.4.1 である。しかし、リリース後に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使用実績が蓄積され、安定した動作が確認されている WRF-Chem v3.1.1 を基本的に採用した。ただし、参考資料に示した将来計算については WRF-Chem v3.4.1 を用いている。

5.1.2 大気放射モデル : Rstar-Mstrn について

ブラックカーボンの気候影響を評価するためには、その光学的性質によって、大気中に入射する太陽放射 (短波放射) エネルギー、地球・大気から放射される赤外放射 (長波放射) エネルギーがどの程度変化するかを計算する必要がある。そのような放射エネルギーの計算を行うために、本事業では、東京大学大気海洋研究所が中心となって開発を進めてきた大気放射モデル Rstar-Mstrn を使用した。ここで、Rstar (Remote-sensing System for Transfer of Atmospheric Radiation) とは、衛星によるリモートセンシング技術開発のため、衛星観測データ解析用に開発された大気放射モデルである。

Rstar は、大気中での気体、雲・エアロゾルによる太陽放射 (短波放射)¹⁴ 及び地球放射

¹⁴ 日射とも言われ、太陽から放射されている波長の短い放射エネルギー。波長 4 μm 未満の紫外～可視～赤外領域の放射スペクトルを指す。

(長波放射)¹⁵の吸収、射出、散乱過程を考慮し、大気中での放射エネルギーの変化を計算する。扱われる波長域は、標準で、短波及び長波放射の主要な波長域を含む0.2 μmから200 μmまでであり、この波長域をさらに小さな波長区間に分け、個々の波長区間を代表する波長の放射エネルギーの変化を計算することで大気放射シミュレーションを行っている。吸収過程では、粒子による吸収だけでなく、水蒸気や二酸化炭素、メタン、一酸化二窒素、フロンガス、オゾン、酸素による吸収を考慮し、散乱過程では、レイリー散乱¹⁶とミー散乱¹⁷を考慮して、気体と雲・エアロゾル粒子による散乱効果を取り入れている。

本事業で使用した Mstrn は様々な用途に応じて、ユーザーが自由に大気放射計算を行えるように、Rstar の大気放射計算部分を高速計算用に最適化し、大気放射計算において考慮する波長域や物質を自由に設定可能となるように改良したモデルである。

Mstrn は、シミュレーション状況に応じて、取り扱う波長域、波長区間のわけ方などの設定を容易に変更可能であり、考慮する気体・エアロゾル成分などについても、状況に応じて自由に選択可能となっている。またシミュレーションに要する時間が最小となるようにも設計されているため、いくつかの気象モデル・気候モデルでは、大気放射過程計算モジュールとして、本モデルが実装された実績を持っている。

Mstrn の開発は、1995 年に着手され、2007 年には不具合が修正された MstrnX がリリースされている。本事業においては2013年2月の最新版である MstrnX を採用した。

5.2 計算シナリオの設定

5.2.1 北極圏における船舶からの寄与を算定するためのシナリオの設定

現状ケースは以下に示す3ケース実施する。

【現況 Case1】

計算領域内において船舶及び人工排出源を全て設定 (ベースケース) する。

【現況 Case2】

北極圏内 (北緯 66° 以北) の船舶からの LAC を全て off にした設定とする。

【現況 Case3】

北緯 66° 以北の全船舶のうち、Non Arctic area (45°E-25°W かつ 66°N-80°N) の船舶からの LAC 排出量を off にした設定とする。それ以外の船舶からの LAC 排出源は現況 Case1 と同様とする。

北極圏内船舶からの LAC に対する感度解析を行う。

¹⁵ 地表や雲・大気から放出されている赤外放射エネルギー。波長が 4μm 以上の赤外領域の放射スペクトルを指す。

¹⁶ 大気中の粒子による光の散乱過程の一つ。光の波長に対して散乱させる粒子の半径が十分に小さい場合に生じる散乱。例えば、太陽光の気体分子による散乱がレイリー散乱に分類される。

¹⁷ 大気中の粒子による光の散乱過程の一つ。光の波長と粒子の半径が同程度の場合に生じる散乱。例えば、ブラックカーボンを含むエアロゾルによる太陽光の散乱がミー散乱に分類される。

5.2.2 対策の効果を算定するためのシナリオの設定

対策の効果を算定するためのシナリオは、対象年を2020年とし、感度解析の一部として以下の3セットを実施する。いずれも、船舶以外の人工排出源と森林火災起因のバイオマス排出量及び北緯66°以南の船舶の排出量は変化しないものとする。各ケースのLAC年間排出量は表5.2-1のとおりであり、水平分布図は図5.2-1のとおりである。

なお、シミュレーションは年間を通じて排出量の最も多い7月を対象として実施する。7月における各ケースのLAC排出量水平分布図は図5.2-2のとおりである。

【将来 Case1】

船種が不明、AIS ClassB、または6,000 GT以下の船舶は変化なし
船種不明以外で、AIS ClassAの6,000 GT以上の船舶については、

- Arctic areaの活動量→ 現況の3倍
- Non Arctic areaの活動量 → 現況の1.5倍

2020年の増加を想定。

【将来 Case2】

船種が不明、AIS ClassB、または6,000 GT以下の船舶は変化なし
船種不明以外で、AIS ClassAの6,000 GT以上の船舶については、

- Arctic areaの活動量→ 現況の3倍
- Non Arctic areaの活動量 → 現況の1/2

2020年の増加を想定かつ Non Arctic areaの国際航行船舶に対策の導入を想定。

【将来 Case3】

船種が不明、AIS ClassB、または6,000 GT以下の船舶については、現況の1/3倍
船種不明以外で、AIS ClassAの6,000 GT以上の船舶については、

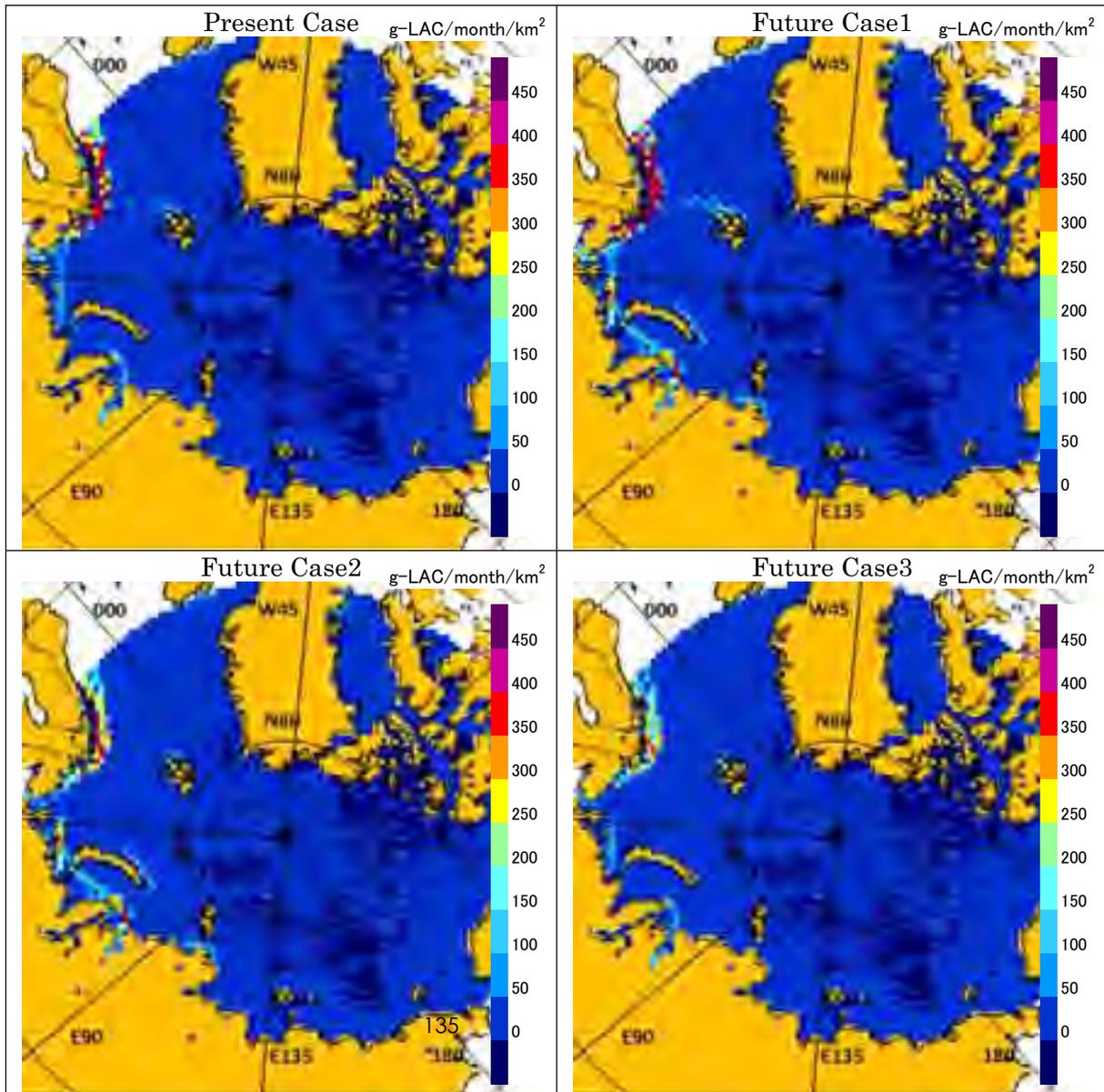
- Arctic areaの活動量→ 現況と同じ
- Non Arctic areaの活動量 → 現況の1/2

2020年の増加を想定かつ 全船舶に対策の導入を想定。将来 Case1の1/3。

表 5.2-1 各将来ケースの LAC 排出量 (北緯 66° 以北)

(単位 : Mg/year)

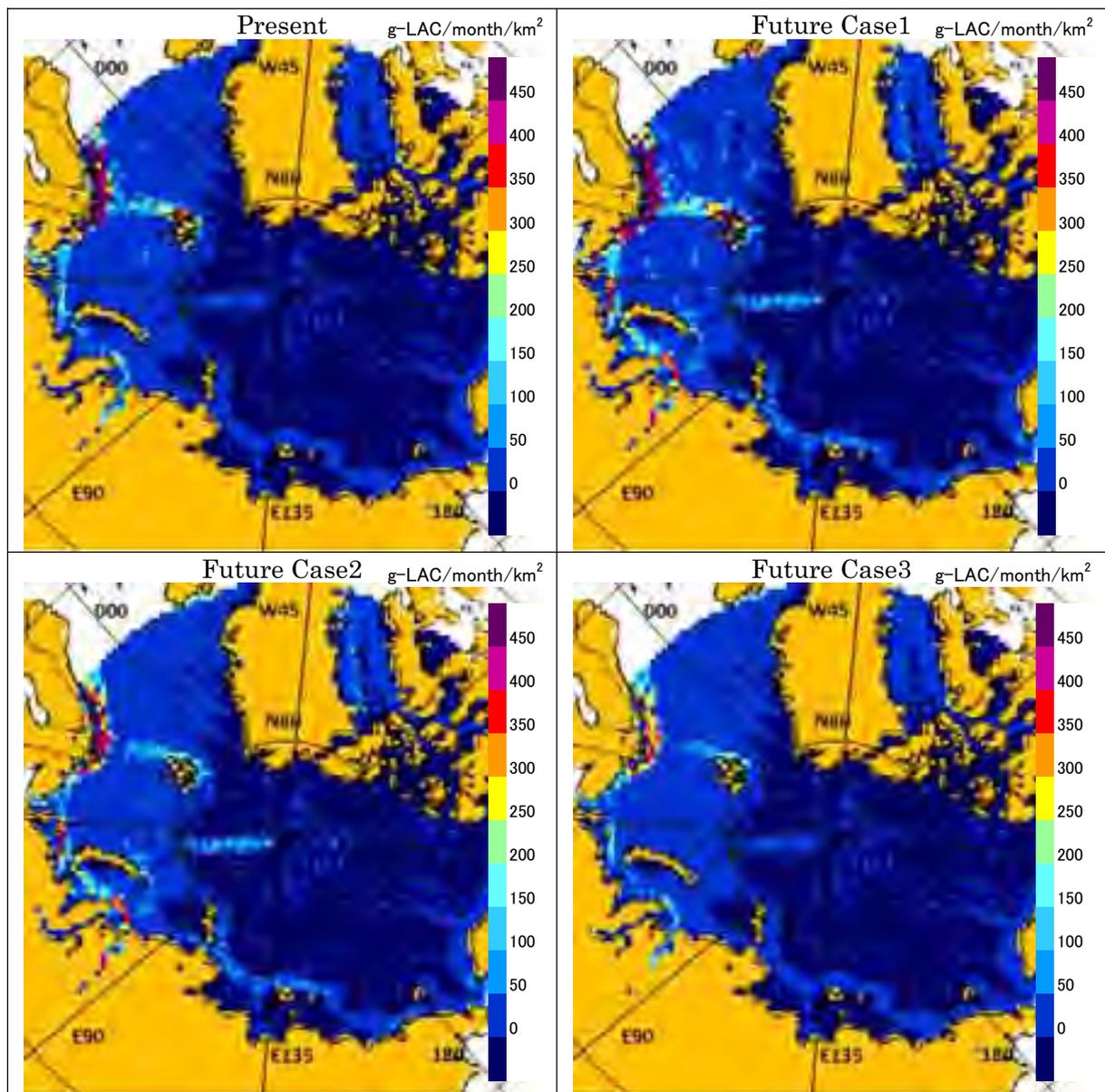
船舶	海域	現況	将来 Case1	将来 Case2	将来 Case3
船種不明、6000GT 未満、 AISClassB	Arctic area	81	81	81	27
	Non Arctic area	766	766	766	255
上記以外	Arctic area	310	931	931	310
	Non Arctic area	1,004	1,506	502	502
合計		2,161	3,284	2,280	1,095



ベージュは陸域、白色は計算対象外を示す。

exactEarth Ltd 提供データより作成

図 5.2-1 北緯 66° 以北における LAC 月排出量の水平分布図 (月平均)



ベージュは陸域、白色は計算対象外を示す。

exactEarth Ltd 提供データより作成

図 5.2-2 北緯 66° 以北における LAC 月排出量の水平分布図 (7 月)

5.3 計算条件及び計算手順

5.3.1 領域化学輸送モデルと大気放射モデルの計算設定条件

WRF-Chem 化学輸送シミュレーションにおける各種計算設定を表 5.3-1 に示した。これら設定条件の検討に際し、国内外の先行研究、特に、本事業と同様に北極圏を対象に実施された ARCTAS 集中観測研究事業におけるシミュレーション設定を参考にした。ARCTAS 集中観測研究事業の詳細については、昨年度報告書 4.2 節を参照されたい。

Rstar-Mstrn 大気放射シミュレーションの計算設定としては、ブラックカーボンの光吸収・光散乱を特徴づける光学的特性 (各波長に対する光散乱・吸収効率など) の設定を行った。これらの設定の検討に際し、北極圏におけるブラックカーボンの光学的特性についての先行研究を調査した結果、ブラックカーボンの光学的特性は研究者間でもばらつきがあり、その光学的特性には地域固有の特徴はみられないことがわかった。たとえば Sharma et al. (2006)¹⁸や McNaughton et al. (2011)¹⁹は、元素状炭素濃度観測とフィルタ捕集した粒子の光学観測もしくは大気光学観測の同時測定によって推計したブラックカーボンの吸収係数の値に研究者間で広いばらつきが見られていることを報告している。McNaughton et al. (2011) は、このばらつきが、観測対象となるイベントの発生源・輸送経路が各観測間で異なること、またその結果として、光学観測の対象となる粒子の内部混合状態 (たとえば、他成分との内部混合や被覆などの内部混合形態) が各観測間で異なることが原因の一部であると述べている。同様の傾向は、彼らの報告以外にも多く見られることから (たとえば、Bond and Bergstrom (2006)²⁰、本シミュレーションにおけるブラックカーボンの光学的特性については、従来の気候変動モデル (たとえば、Jacobson, M. Z. (2004)²¹や Takemura et al. (2005)²²) において標準的に使用されている Deepak and Gerbers (1983)²³及び World Meteorological Organization (1986)²⁴の値を使用するように設定した。なお、ブラックカーボンと同様に、他のエアロゾル成分の光学的特性についても、Deepak and Gerbers (1983) 及び World Meteorological Organization (1986) の値を利用して、大気放射シミュレーションを行うように設定している。

¹⁸ Sharma, S. et al: Variations and sources of the equivalent black carbon in the high Arctic revealed by long-term observations at Alert and Barrow: 1989–2003, *J. Geophys. Res.-Atmos.*, 111 (D14), 1–15, D14208, doi:10.1029/2005JD006581, 2006.

¹⁹ McNaughton, C. S. et al: Absorbing aerosol in the troposphere of the Western Arctic during the 2008 ARCTAS/ARCPAC airborne field campaigns, *Atmos. Chem. Phys.*, 11, 7561–7582, doi:10.5194/acp-11-7561-2011, 2011.

²⁰ Bond, T. C., and R. W. Bergstrom (2006), Light absorption by carbonaceous particles: An investigative review, *Aerosol Sci. Technol.*, 40, 27–67, doi:10.1080/02786820500421521. Brandt, R. E., and S. G. Warren (1993), Solar - heating rates and temperature

²¹ Jacobson, M. Z. (2004), Climate response of fossil fuel and biofuel soot, accounting for soot's feedback to snow and sea ice albedo and emissivity, *J. Geophys. Res.*, 109, D21201, doi:10.1029/2004JD004945.

²² Takemura, T., T. Nozawa, S. Emori, T. Y. Nakajima, and T. Nakajima, 2005: Simulation of climate response to aerosol direct and indirect effects with aerosol transport-radiation model. *Journal of Geophysical Research*, 110, D02202, doi:10.1029/2004JD005029.

²³ A. Deepak and H. E. Gerbers, eds., "Report of the experts' meeting on aerosols and their climatic effects," WCP-55 ~World Climate Research Program, Geneva, 1983.

²⁴ World Meteorological Organization, "A preliminary cloudless standard atmosphere for radiation computation," WCP-112~World Climate Research Program, CAS, Radiation Commission of IAMAP, Boulder, Colo., 1986.

表 5.3-1 WRF-Chem 化学輸送シミュレーションの計算設定条件

モデル	WRF-Chem Ver. 3.1.1
投影法	ポーラステレオ座標
計算領域中心 標準緯度	東経 112.5° , 北緯 82° 標準緯度: 北緯 75°
水平格子数 (解像度)	246×246 (60km)
鉛直層	27 層 (地表から上空約 16 km まで), 最下層の層厚: 約 20 m
境界 (初期) 条件	NCEP/NCAR-FNL (気象) NOAA 氷床積雪被覆データ (地表面情報) 全球化学輸送モデル MOZART (汚染物質の濃度)
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)	Grell 3D モデル
雲微物理モデル (雲粒・雨粒、雪などの成長)	WSM5 モデル
短波・長波放射モデル (太陽・地球放射によるエネルギーの変化)	Goddard/RRTM モデル
大気境界層モデル (大気境界層内の乱流の生成・衰退など)	YUS モデル
接地境界層モデル (地表面による大気下端への影響 (熱の輸送など))	MM5 Similarity
陸面モデル (陸面の状態、陸面の大気への影響)	Noah LSM モデル*
海面温度更新	あり
排出源データ	人為 (陸域・船舶) 起源: ARCTAS バイオマス燃焼起源: GFED3
気相反応モデル (気相化学反応)	RADM2 モデル
エアロゾルモデル (移流・拡散、乾性沈着、重力沈降、衝突による粒子径の成長など)	MADE/SORGAM モデル
排出高度の取り扱い	人為起源: 最下層 (約 20 m) 森林火災起因: 境界層高さ
ネスティング	本シミュレーションでは実施していない。

5.3.2 計算領域設定

本シミュレーションにおける計算領域を図 5.3-1 に示す。本シミュレーションの計算領域は、北緯 82°、東経 112.5° を中心としたポーラステレオ座標系で表現される領域と設定した。鉛直方向には、全ての領域に対して対流圏を含む上空約 16 km までを 27 層で分割するように設定している。ここで、ポーラステレオ座標系を用いたのは、高緯度帯での投影による歪みを少なくするためである。また図 5.3-1 に示すように、シミュレーション領域を中緯度まで含めた理由は、北極圏で観測されたエアロゾル層の多くが、主に、中・高緯度帯における植物燃焼由来の汚染物質や、ヨーロッパや北米、東アジア域を含む中緯度の都市域や工業地帯から長距離輸送された汚染物質によって構成されているとの報告があることから (たとえば、矢吹ら 2010²⁵)、北極圏の化学輸送シミュレーションを実施する上で、それら排出源域からの長距離輸送を無視できないと判断したためである。

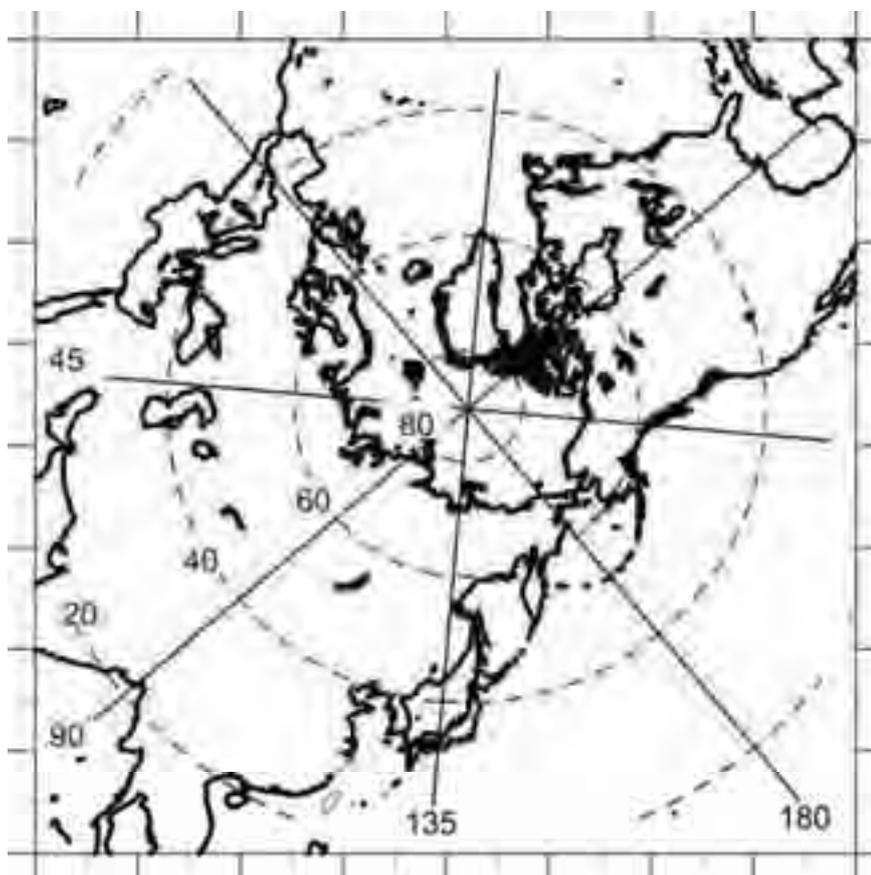


図 5.3-1 WRF-Chem 化学輸送シミュレーションの計算領域

²⁵ 矢吹正教, 「極域対流圏の雲とエアロゾル」, エアロゾル研究, 25 (3), 234-239, 2010.

5.3.3 初期・境界条件設定

WRF-Chem によるシミュレーションの実行には、入力データとして、気象・各種汚染物質濃度の初期・境界条件、また各種汚染物質の排出源データが必要となる。本事業において、気象の初期・境界条件には、米国環境予測センター (NCEP) /米国大気研究センター (NCAR) 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利用した。各種汚染物質濃度の初期・境界条件については、同じく NCAR が提供する全球化学輸送モデル (MOZART-4) のシミュレーション結果 (空間解像度 2.8 度、6 時間間隔) を利用している。本年度シミュレーションにおいて使用し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。

これら気象・汚染物質濃度の初期・境界条件に加え、本シミュレーションにおいては、地表面情報に係る入力データとして、米国大気海洋庁 (NOAA: National Oceanic and Atmospheric Administration) が提供している衛星観測に基づいた 2008 年の氷床・積雪被覆率データ (空間解像度 24km、1 日間隔) を利用した。これは、氷床・積雪の有無による地表面反射率の差が、気象場に大きな影響を与える可能性があることから、通常モデル内で使用されているものよりも、現実の状況を反映したより空間解像度の高いデータを利用することが重要と判断したためである。図 5.3-2 に本シミュレーションに導入した氷床・積雪被覆率データを示した。

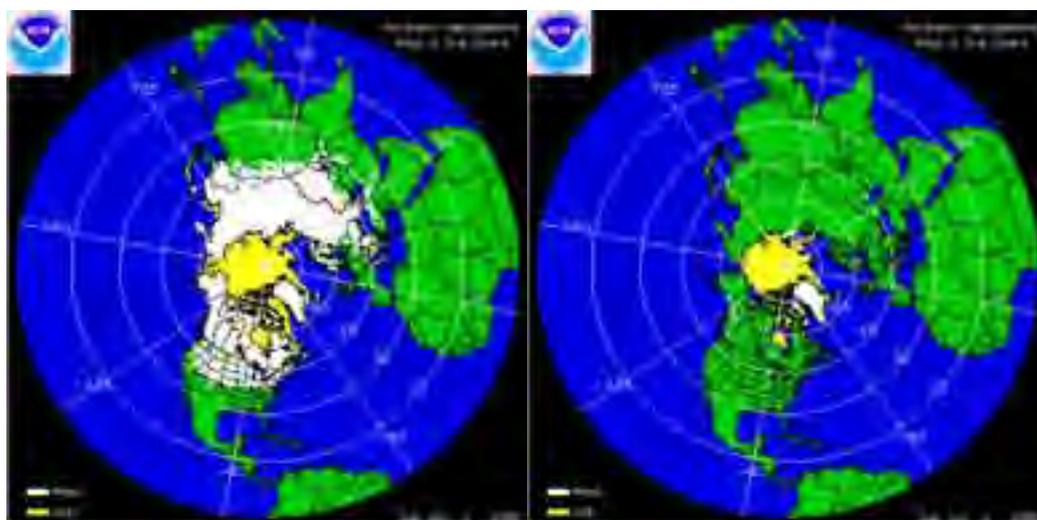


図 5.3-2 本シミュレーションに導入した氷床・積雪被覆率データ

5.3.4 北極海を航行する船舶以外の排出量の設定

(1) 陸域人為起源排出量の設定

本シミュレーション領域における陸域人為起源の排出量には、ARCTAS 集中観測事業において作成された排出源データを使用した。ここで、ARCTAS とは米国 NASA が 2008 年の春季と夏季の 2 シーズンにわたって北極圏の対流圏大気を対象に実施した集中野外観測実験である。ARCTAS では、観測を効率的に行うために、化学輸送モデルを予報モードで運用することを計画しており、そのための入力データとして、ブラックカーボンを含む 10 成分の気体・エアロゾル粒子の排出源データが作成された。その作成は、当時利用可能であった排出源データを統合することで行われ、比較的最新の知見を反映した排出源データとなっている。ブラックカーボンの排出源データは Bond et al. (2004) の全球データと Zhang et al. (2009) の東アジア域のデータから作成されたものとなっており、全球 1.0 度解像度のデータが ARCTAS 集中観測事業のホームページ (<http://www.cgcrer.uiowa.edu/arctas/arctas.html>) から無償で入手可能である。本シミュレーションでは、ARCTAS 集中観測後の事後解析用として、作成された現在(2013 年 2 月)の最新版となる ver1.2 を利用した。

図 5.3-3 に、本シミュレーション領域のモデルグリッド解像度 (60 km) に変換した ARCTAS 陸域人為起源ブラックカーボンの年間排出量の水平面分布図を示す。

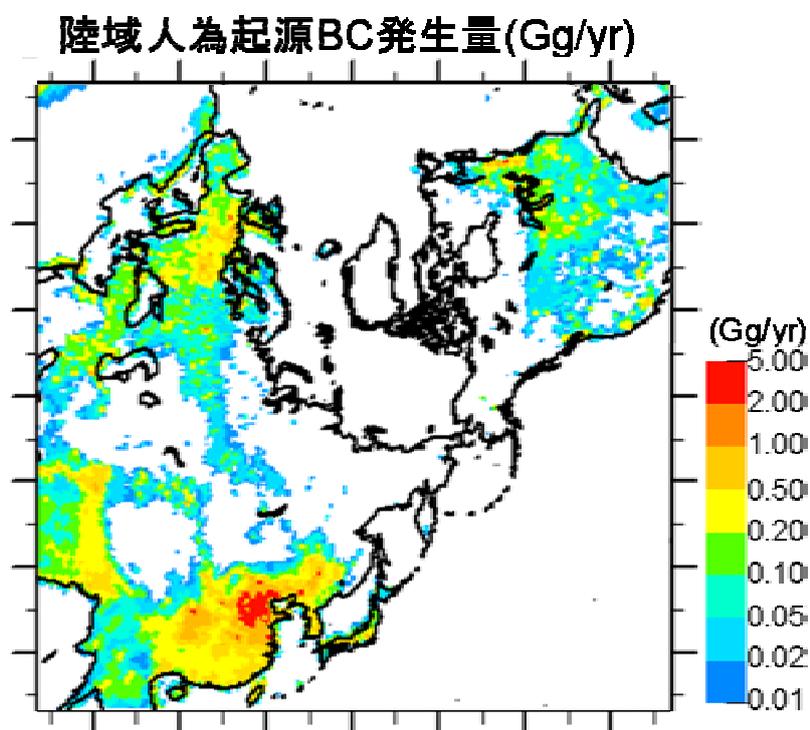


図 5.3-3 計算領域(60km 格子)における陸域人為起源ブラックカーボンの年間排出量(Gg/yr)

(2) バイオマスバーニング起源排出量の設定

本シミュレーション領域におけるバイオマス燃焼起源の排出量には、GFED (Global Fire Emissions Database) のデータを利用した。GFED は、1997 年 1 月から、現在では 2011 年 12 月までにわたる全球スケールのバイオマス燃焼起源による排出量の推計を行っている排出インベントリである。GFED は、ブラックカーボンを含む 32 成分の気体・エアロゾル粒子による排出量データを全球 0.5 度解像度で提供している。GFED のバージョンによって、年、月別、日別、3 時間毎のデータが提供されているが、本シミュレーションでは、比較的、標準的に使用されている、月別の排出量データを利用した。より詳細な GFED データの記述に関しては、van der Werf et al. (2010) を参照されたい。

図 5.3-4 に、本シミュレーション領域のモデルグリッド解像度 (60 km) に変換した GFED バイオマス燃焼起源ブラックカーボンの年間排出量の水平面分布図を示す。

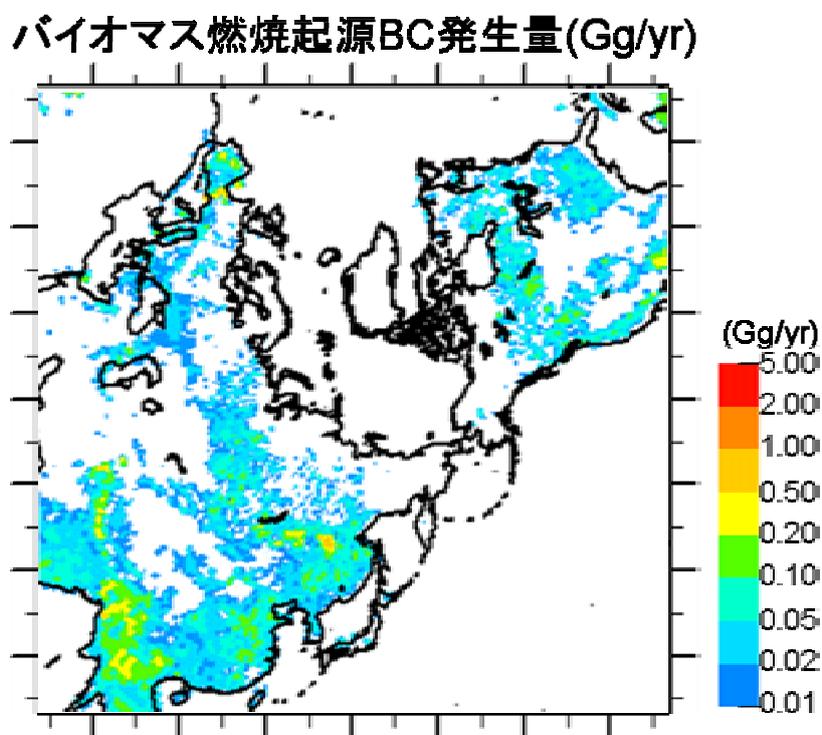


図 5.3-4 計算領域 (60km 格子) におけるバイオマス燃焼起源ブラックカーボンの年間排出量 (Gg/yr)

van der Werf, G. R. et al: Global fire emissions and the contribution of deforestation, savanna, forest, agricultural, and peat fires (1997–2009), Atmos. Chem. Phys., 10, 11707-11735, doi:10.5194/acp-10-11707-2010, 2010.

(3) 北緯 66° 以南の船舶起源排出量の設定

本シミュレーション領域のうち、66° 以北における船舶起源ブラックカーボン排出源データは、本年度事業において作成したデータを用いている（本報告書 4 章）。他方、66° 以南の船舶データについては、ARCTAS のブラックカーボン船舶起源排出源データを利用することとした。ARCTAS の基づく 66° 以南の排出量は 2008 年ベース、66° 以北の排出量は 2013 年から 2014 年の最新のデータで時間的な乖離があることには留意されたい。ただし、今回の船舶の寄与は 66° 以北のみで評価しており、66° 以南についてはある種の境界条件として取り扱うことが可能であると考ええる。

図 5.3-5 に、本シミュレーション領域のモデルグリッド解像度 (60 km) に変換した ARCTAS 船舶起源ブラックカーボンの年間排出量の水平面分布図(北緯 66° 以南)を示し、図 5.3-6 に、本年度作成した北緯 66° 以北における船舶起源ブラックカーボン年間排出量を示す。

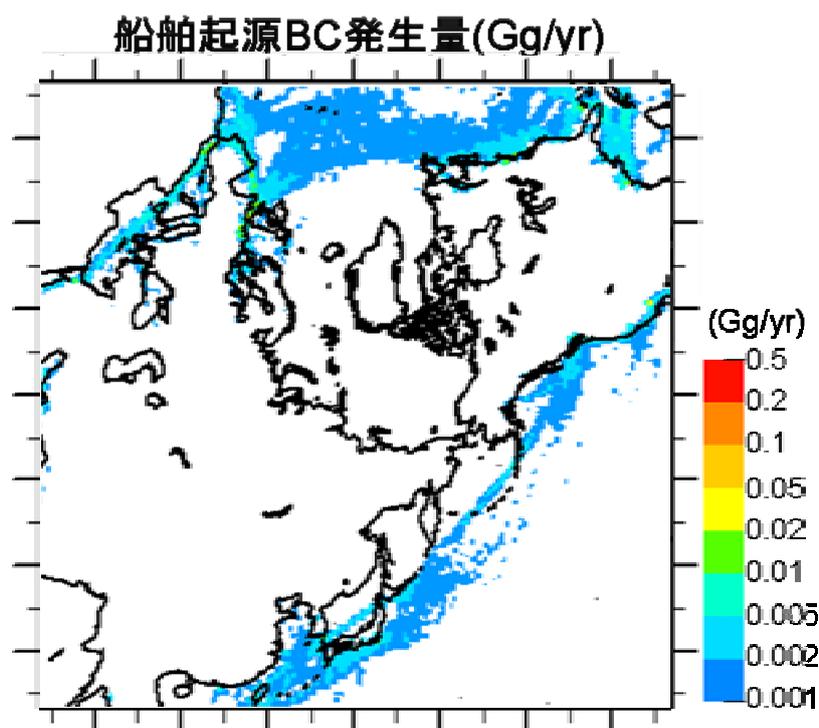


図 5.3-5 北緯 66° 以南における船舶起源 EC の年間排出量 (Gg/year)

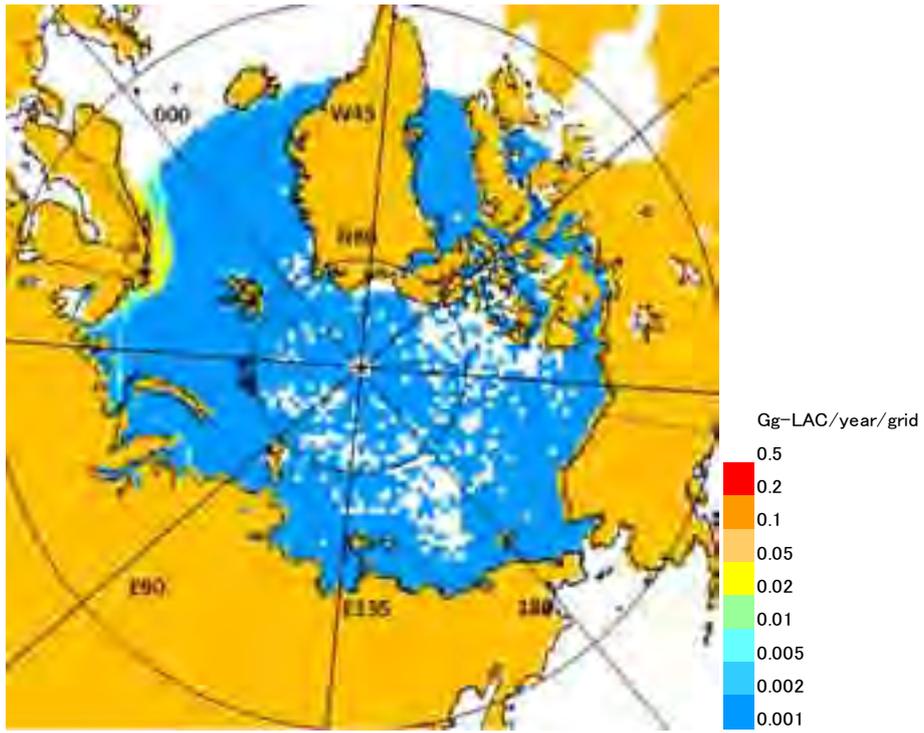


図 5.3-6 北緯 66° 以北における船舶起源 LAC の年間排出量(Gg/year)

5.3.5 計算実行フローと実測値との再現性の確認

図 5.3-7 に、本年度シミュレーションの実行フローを示す。本年度シミュレーションの実行フローとしては、最初に WRF-Chem による化学輸送シミュレーションを実施し、その後、WRF-Chem の出力結果を入力値として利用し、Rstar-Mstrn による大気放射シミュレーションを実施することとした。

WRF-Chem で計算された気象や濃度の情報は、大気放射モデル Rstar-Mstrn の入力値として使用される。ここで、Rstar-Mstrn では、入力データとして、気象 (気温、気圧)、地勢 (反射率、土壤水分量)、濃度 (気体、エアロゾル成分) に係る情報が必要となる。本シミュレーションにおいては、気象・地勢に係る情報と、水蒸気、エアロゾル成分 (ブラックカーボン、硫酸塩、有機炭素) の濃度の情報については、WRF-Chem の出力結果 (1 時間間隔) を入力データとして使用した。また水蒸気を除く気体成分濃度 (二酸化炭素、メタン、一酸化二窒素、フロンガス、オゾン、酸素) については、今回の WRF-Chem シミュレーションでは扱っていないため、Rstar-Mstrn のモデル値を使用している。なお WRF-Chem の出力結果は 1 時間間隔のものを与えていることから、大気放射シミュレーションも 1 時間毎に実施している。

本年度の領域化学輸送シミュレーション及び大気放射シミュレーションにおける解析対象期間は、北極圏でのブラックカーボンを含む大気エアロゾル観測が比較的高頻度で実施された 2008 年の 1 年間と設定した。そのため、WRF-Chem によるシミュレーション実行期間は 2008 年を含む 2007 年 12 月から 2009 年 1 月までとし、モデルが安定に動作するために、1 ヶ月間の準備期間を対象期間前に設けて本計算を実施している。

なお、本年度実施した計算環境は表 5.3-2 に示すとおりである。1 ヶ月分の前処理計算に要した時間は 25 分(非並列)であり、1 年分の本計算に要した時間は約 4.5 時間(512 並列)であった。

本シミュレーションの再現性については、昨年度事業において風向風速などの気象、航空機観測によって得られた大気中 EC 濃度、地上 EC 観測濃度値および先行研究における放射強制力計算との比較で検討を行っており、いずれも気象についてはよい再現性が得られており、EC 濃度と放射強制力についても概ね一致することを確認している。このため、本年度は再現性の検討作業は行っていない。

表 5.3-2 使用計算機の仕様

名称	大型計算機システム 大規模並列計算機
機種	SGI ICE X
CPU	Intel Xeon E5-2670 8core 2.6GHz
OS	SUSE Linux Enterprise Server11SP1 + SGI Performance Suite
コンパイラ	Intel Fortran/C/C++

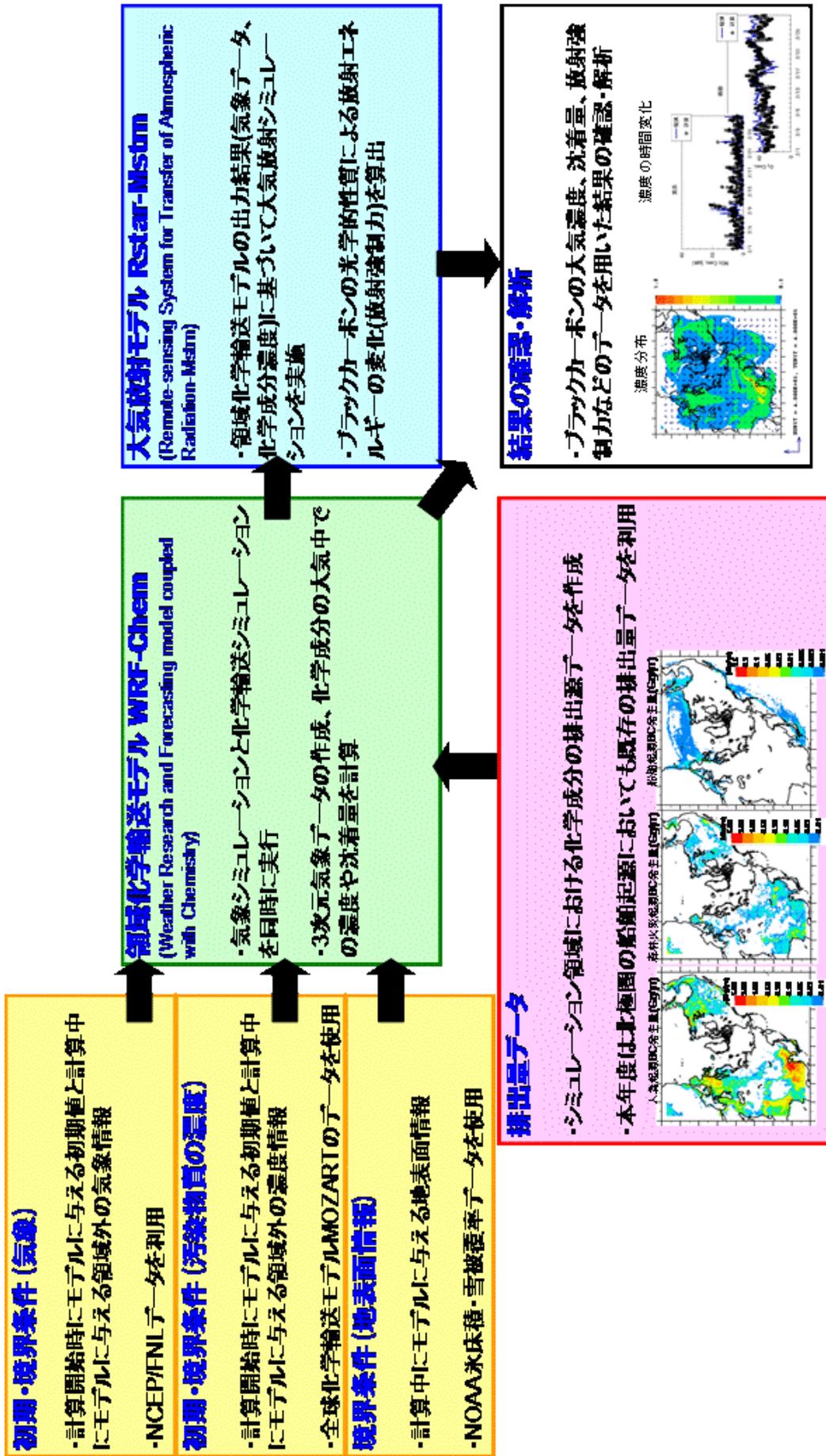


図 5.3-7 シミュレーションの実行フロー

5.4 シミュレーション結果と解析

5.4.1 船舶の寄与を算定するためのシミュレーション結果と解析

(1) 最下層 EC 濃度分布図

図 5.4-1～図 5.4-3 に現況(Case1)における最下層 EC 濃度分布を示し、図 5.4-4～図 5.4-6 と図 5.4-7～図 5.4-9 に、それぞれ現況 Case1 と Case2(66°以北の全船舶なし)、現況 Case1 と Case3(66°以北のうち Non Arctic area の船舶なし)の差分を示す。すなわち、Case1 と Case2 の差分では 66°以北の全船舶による寄与が、Case1 と Case2 の差分では 66°以北のうち Arctic area における船舶による寄与が、抽出されることになる。

まず、現況 Case1 において海上の大気中のブラックカーボン濃度の高い地域は、ヨーロッパ大陸中央部、北米東岸部および東アジアに集中しており、図 5.3-3 に示す陸上の人為的陸上排出源からの排出量分布に一致する。つまり、一般に陸上から排出されたブラックカーボンが、長距離を移流・拡散することは希であることがわかる。他方、太平洋航路、大西洋航路、あるいは航行密度の高い地中海については航路帯と重なった EC 濃度の高い領域は計算されていない。

次に、船舶排出起源ブラックカーボン濃度分布図(Case1 と Case2 の差分)(図 5.4-4～図 5.4-6) と、船舶起源ブラックカーボンの排出源分布図(図 4.2-4 および図 4.2-5)を比較する。たとえば、図 4.2-4 の 1 月において排出量ではスカンジナビア半島北部沿岸部においてのみ高い排出強度が計算されているのに対して、図 5.4-4 の 1 月の濃度分布ではスカンジナビア半島から離れて高緯度域に存在するスピッツベルゲン諸島付近の Non Arctic area 周辺まで 1.0-5.0 ng/m³ の濃度領域が広がっており、また白海周辺の一部などについても同濃度範囲がひろがっていることがわかる。特に 5 月から 8 月には高い排出強度エリアが増加することに伴い、1.0-5.0 ng/m³ の濃度範囲の領域が広がる。つまり、東西方向への移流拡散だけでなく、高緯度域へのそれも予想される結果となった。ただし、3 章で図 3.2-2 で紹介した 2013 年 9 月の海氷の広がりと比較すると大きな重なりは見られないため、夏季の船舶からの高濃度 EC は主に海表面あるいは陸地に乾性沈着していることが予想される。

次に、北極圏における EC 濃度範囲は、Case1 において 50-70 ng/m³ に対して Case1—Case2 において 5-10 ng/m³ となり Arctic area と Non Arctic area を併せて全体の人口排出源に対して 1/10 程度の寄与があることが想定される。この値は、6.1 で検討する排出量ベースで推定される船舶/総 EC 量比率(7.4%)と大きく変化しない。

最後に、図 5.4-7～図 5.4-9 に示した Case1 と Case3 との差分で見ると、スカンジナビア半島沿岸の高排出地域からの影響は特に同半島の陸上だけでなく、一部白海の周辺まで及んでおり、同海域からの影響は Arctic area にまで及んでいることがわかる。これを確認するため、Case2 と Case3 の 7 月における差分を、図 5.4-10 に示した。Arctic area からの排出のみで見た場合、地表面の EC 濃度への最大寄与は、1 月、7 月ともに、カラ海からユーズニ島付近に観測される。ただし、その絶対濃度は、Case1 において 50-70 ng/m³ に対して最大で 5 ng/m³ 程度であり濃度レベルで 1/10 以下の寄与であると評価できる。この値は、6.1 で検討する Arctic area からの排出量ベースで推定される船舶/総 EC 量比率(1.7%)と比較してやや大きい。

ただし、今回のシミュレーションは排出強度、計算格子ともに 60km メッシュで行われており、海峡や港湾周辺などのメッシュより小さいスケールでの高濃度は再現できないことには留意する必要がある。

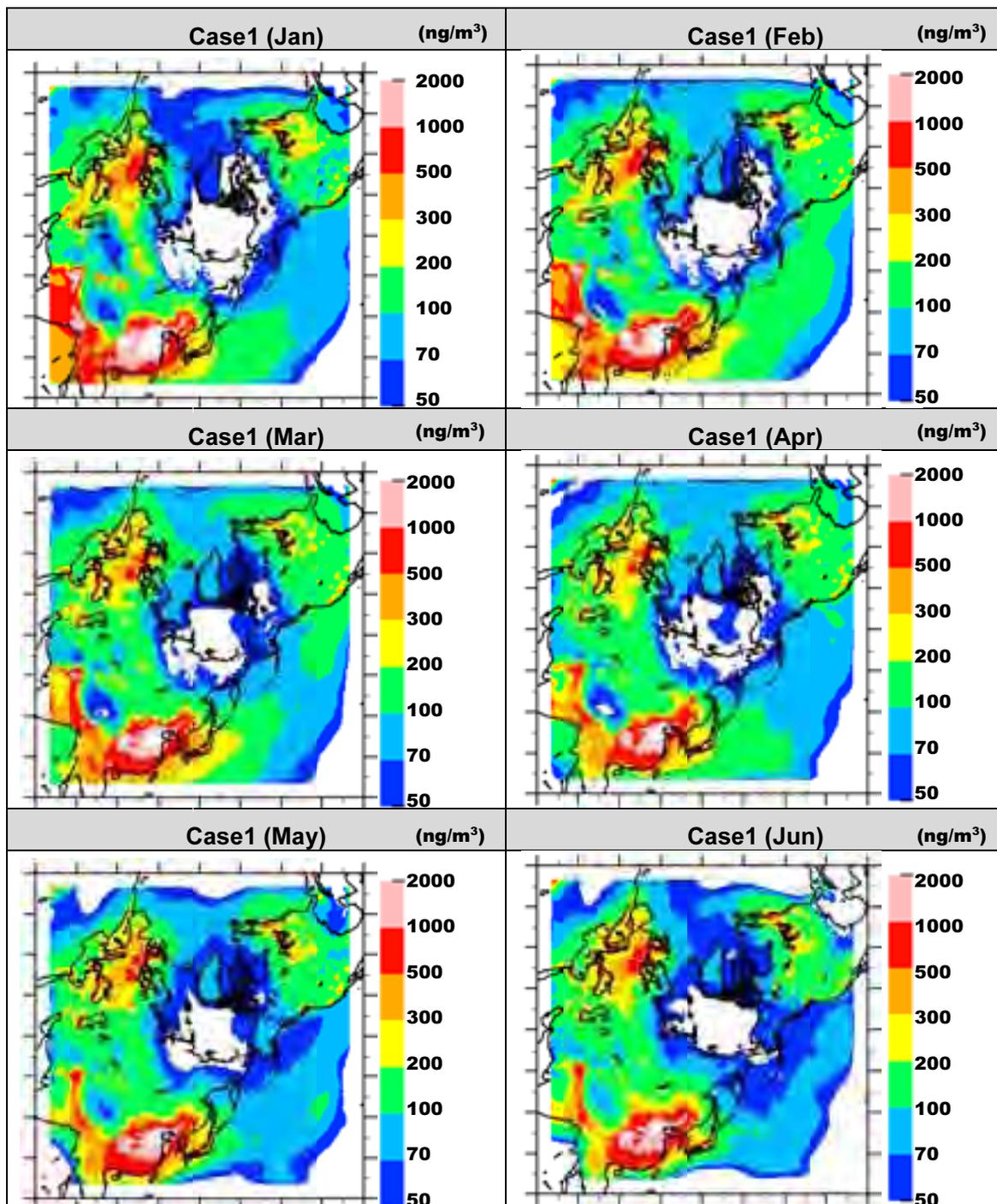


図 5.4-1 現況 Case1 における最下層 EC 濃度分布図 (月平均) 1~6 月

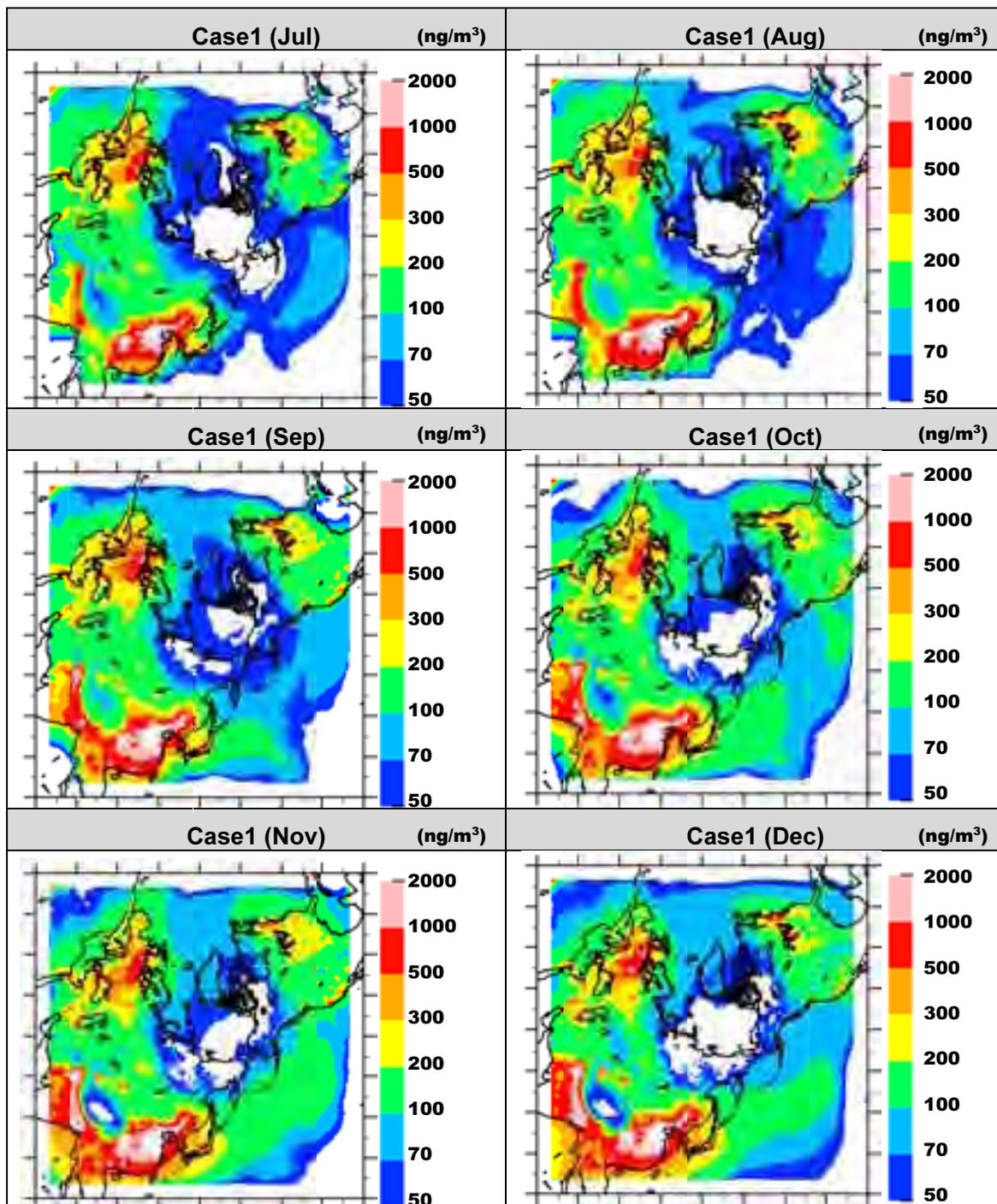


図 5.4-2 現況 Case1 における最下層 EC 濃度分布図 (月平均) 7~12 月

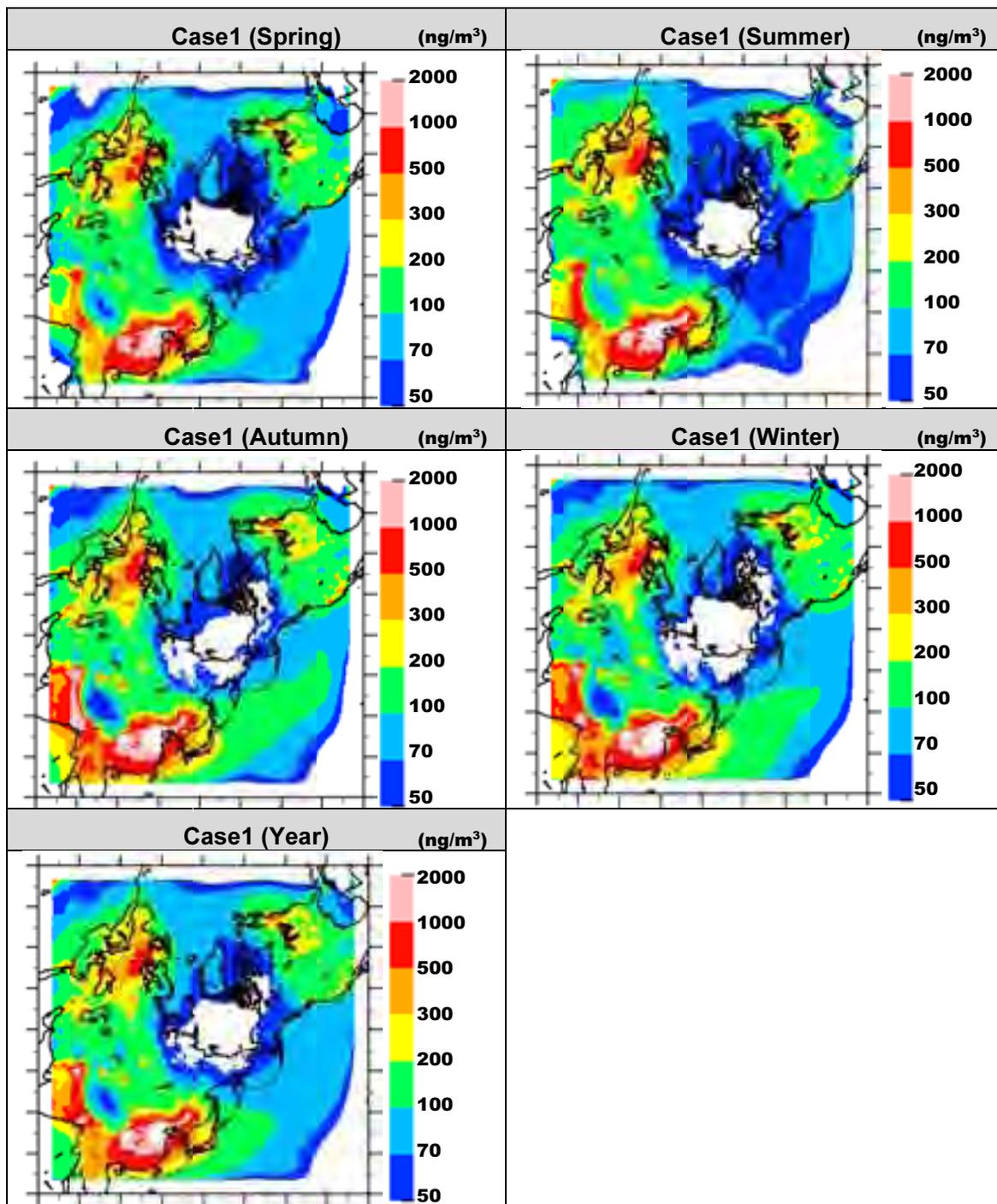


図 5.4-3 現況 Case1 における最下層 EC 濃度分布図 (季平均値と年平均値)

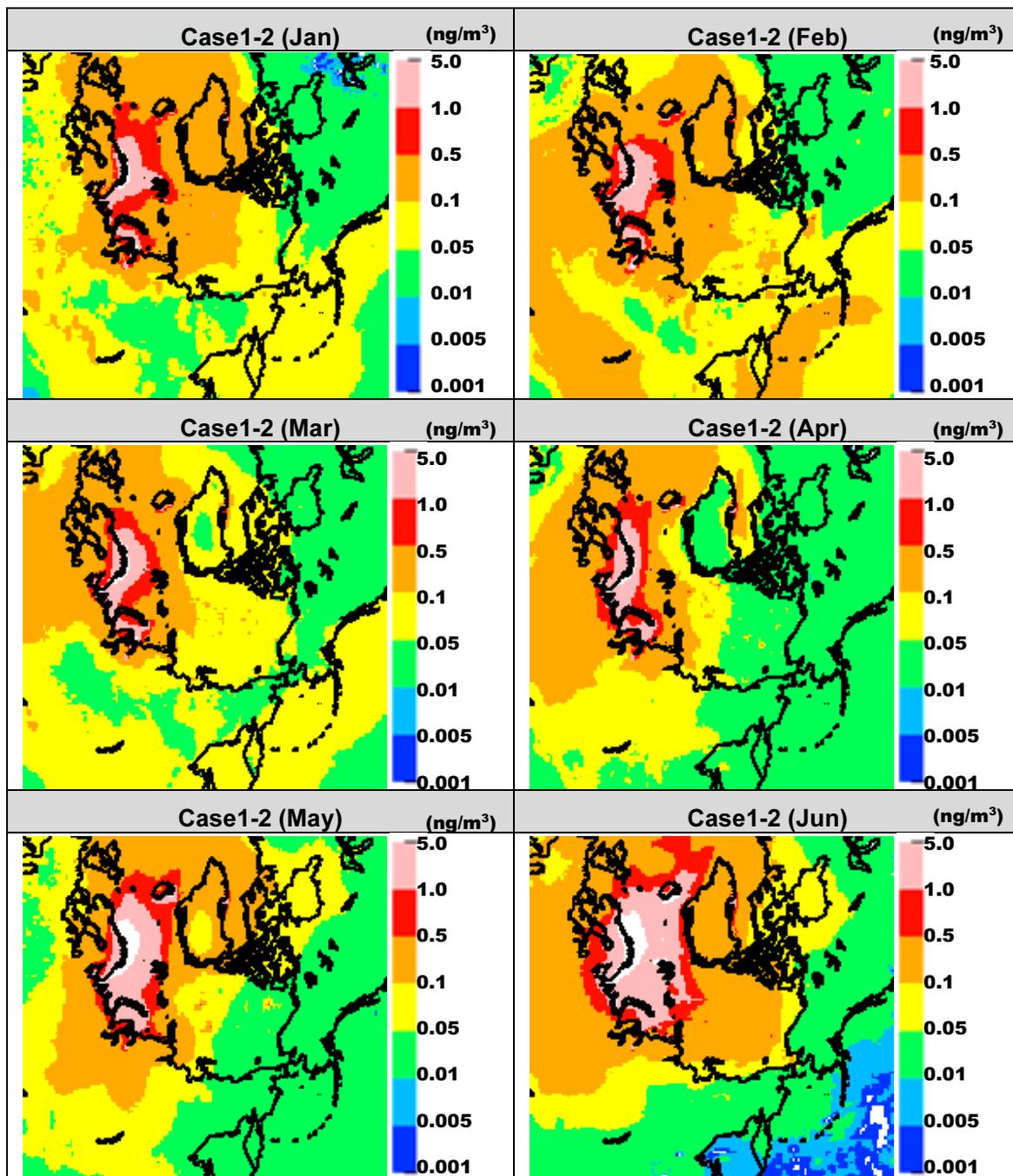


図 5.4-4 現況 Case1 と現況 Case2 の最下層 EC 差分濃度分布図 (月平均) 1~6 月

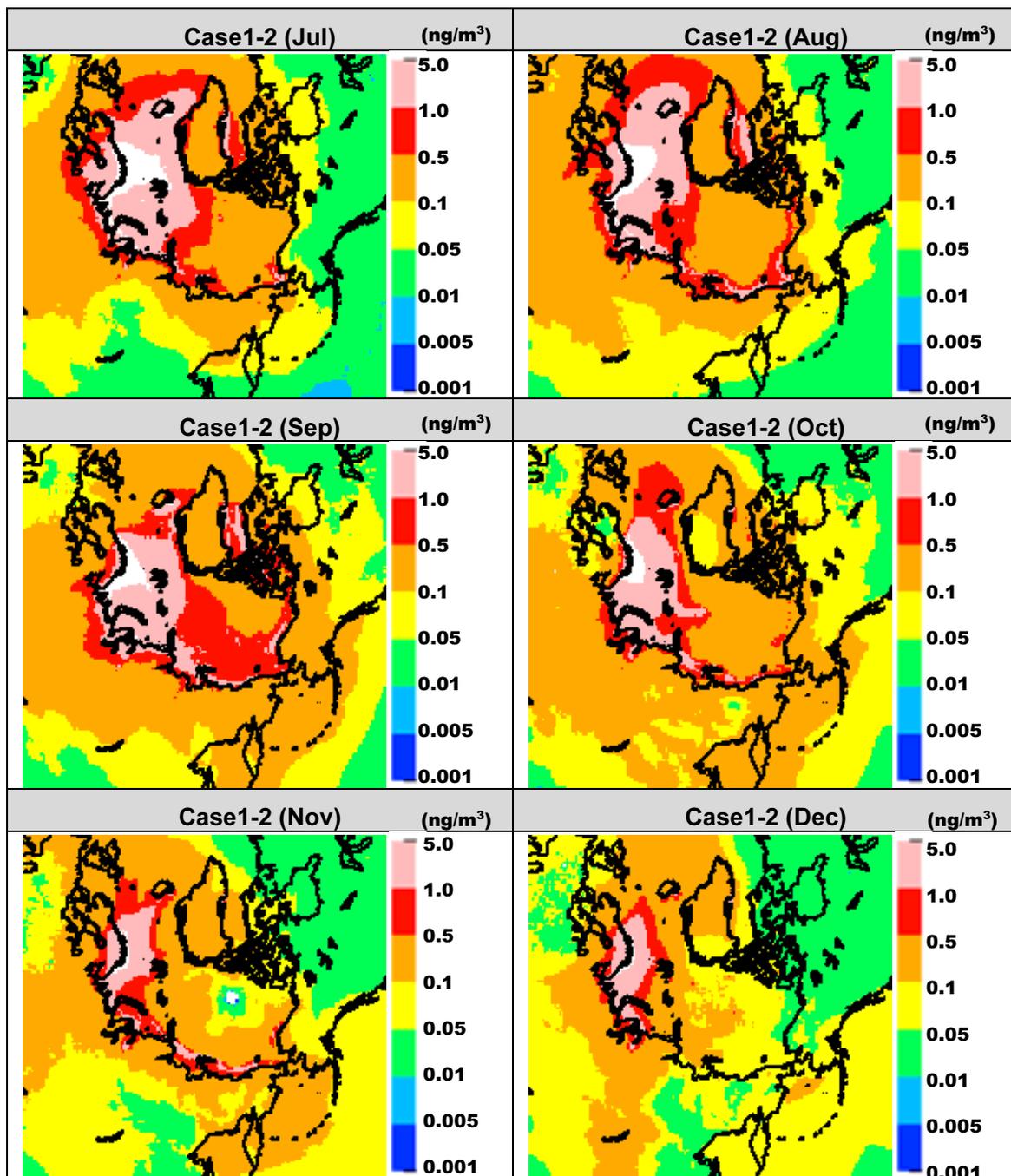


図 5.4-5 現況 Case1 と現況 Case2 の最下層 EC 差分濃度分布図 (月平均) 7~12 月

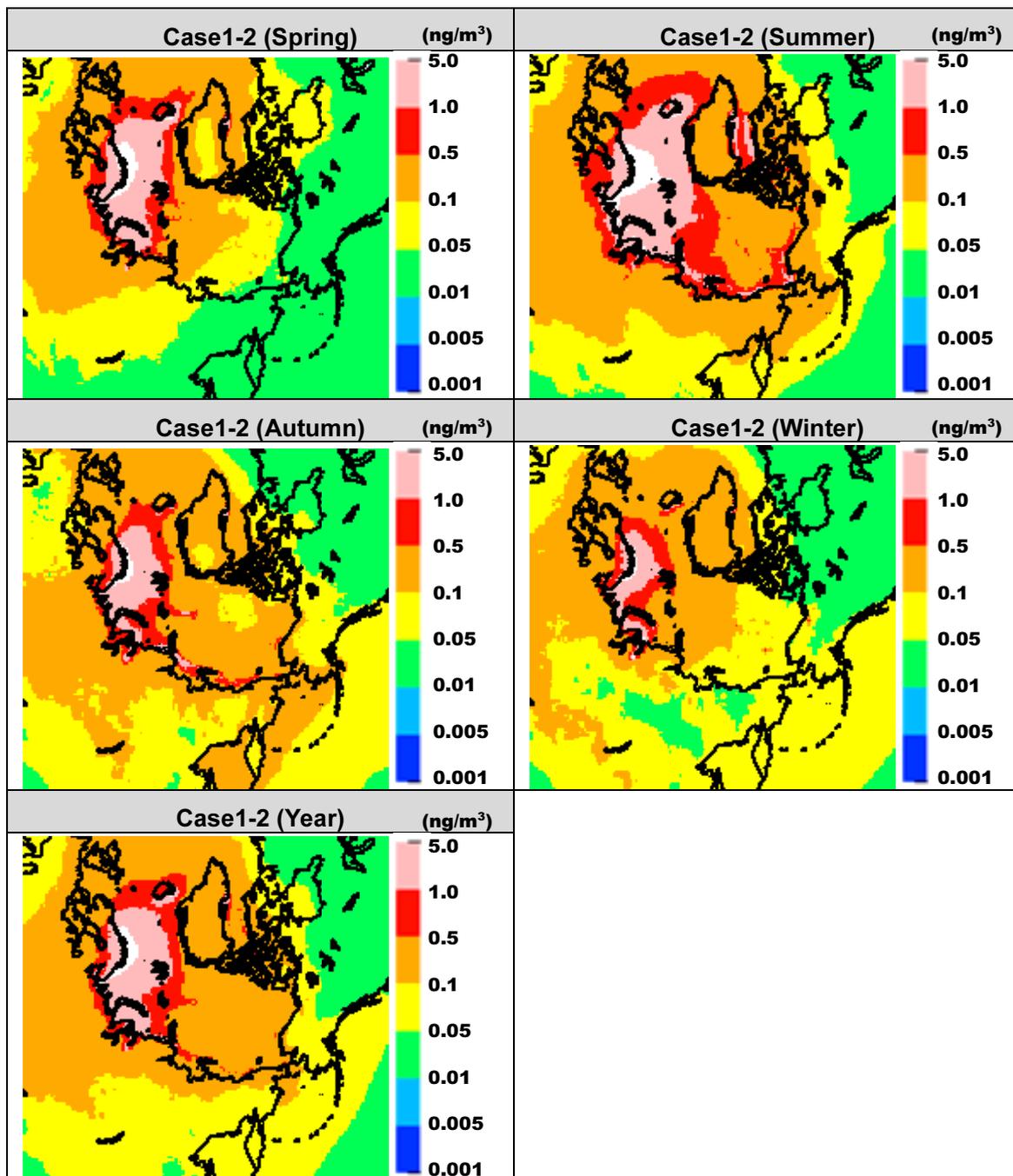


図 5.4-6 現況 Case1 と現況 Case2 の最下層 EC 差分濃度分布図 (季平均値と年平均値)

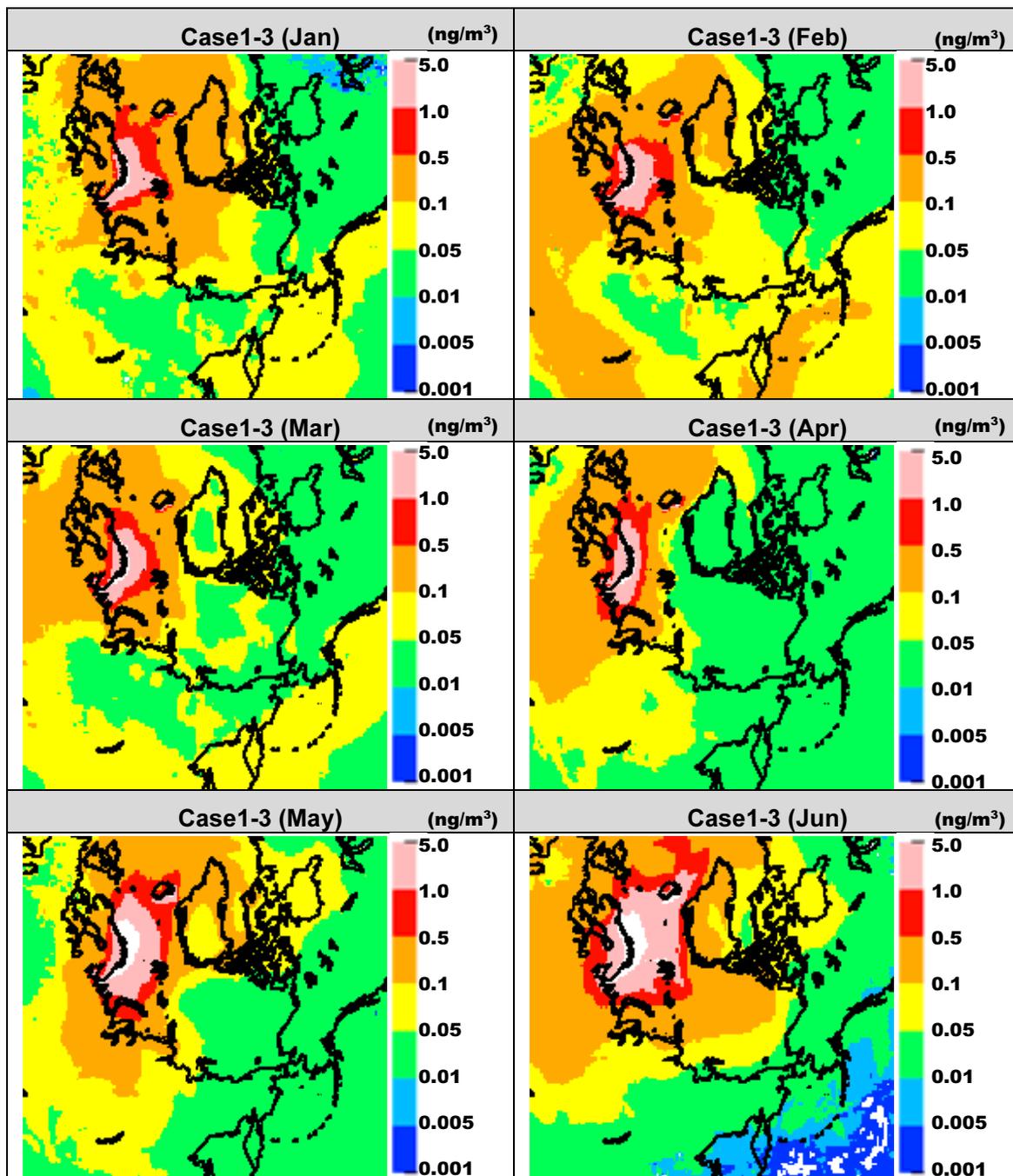


図 5.4-7 現況 Case1 と現況 Case3 の最下層 EC 差分濃度分布図 (月平均) 1~6 月

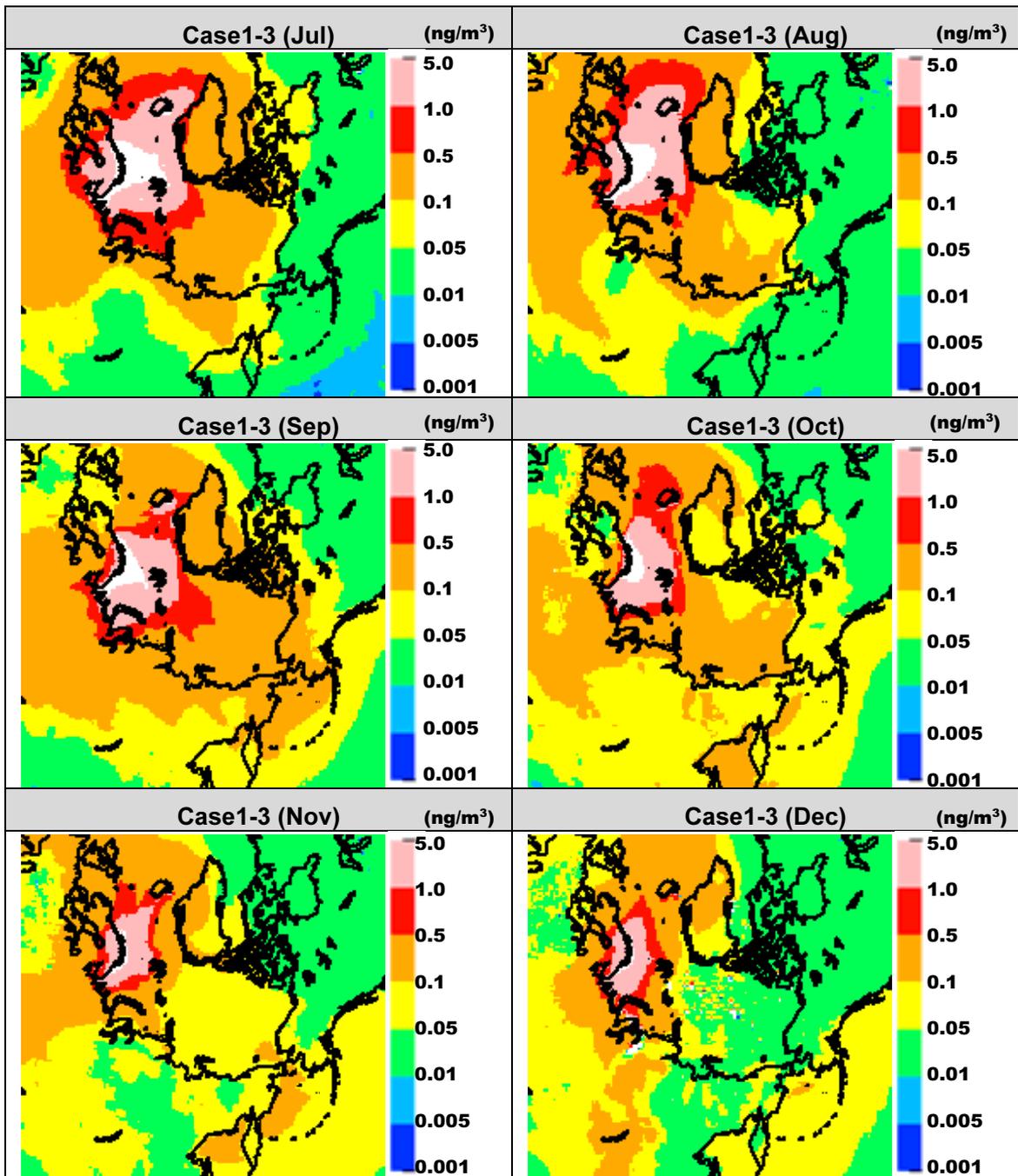


図 5.4-8 現況 Case1 と現況 Case3 の最下層 EC 差分濃度分布図 (月平均) 7~12 月

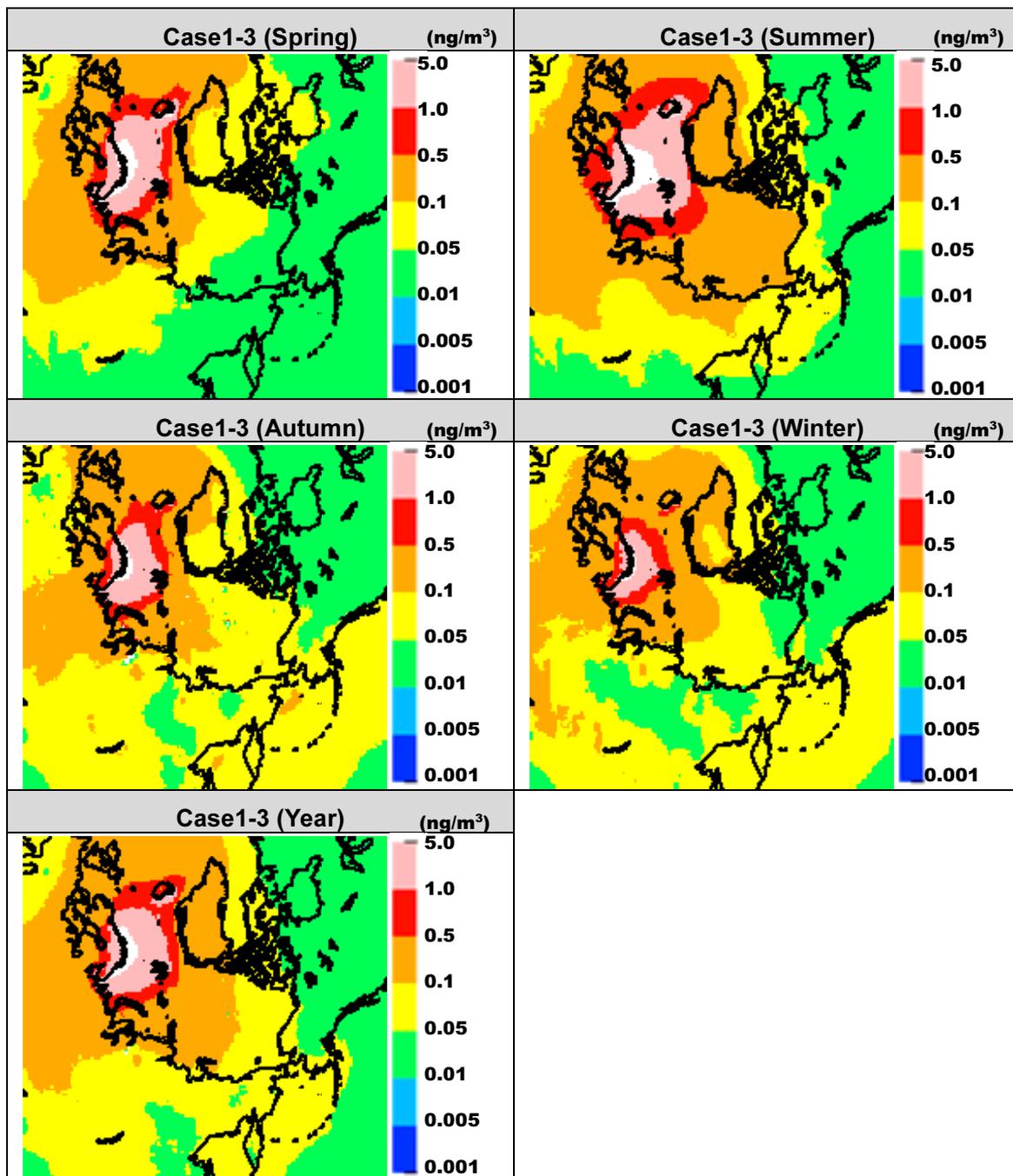


図 5.4-9 現況 Case1 と現況 Case3 の最下層 EC 差分濃度分布図 (季平均値と年平均値)

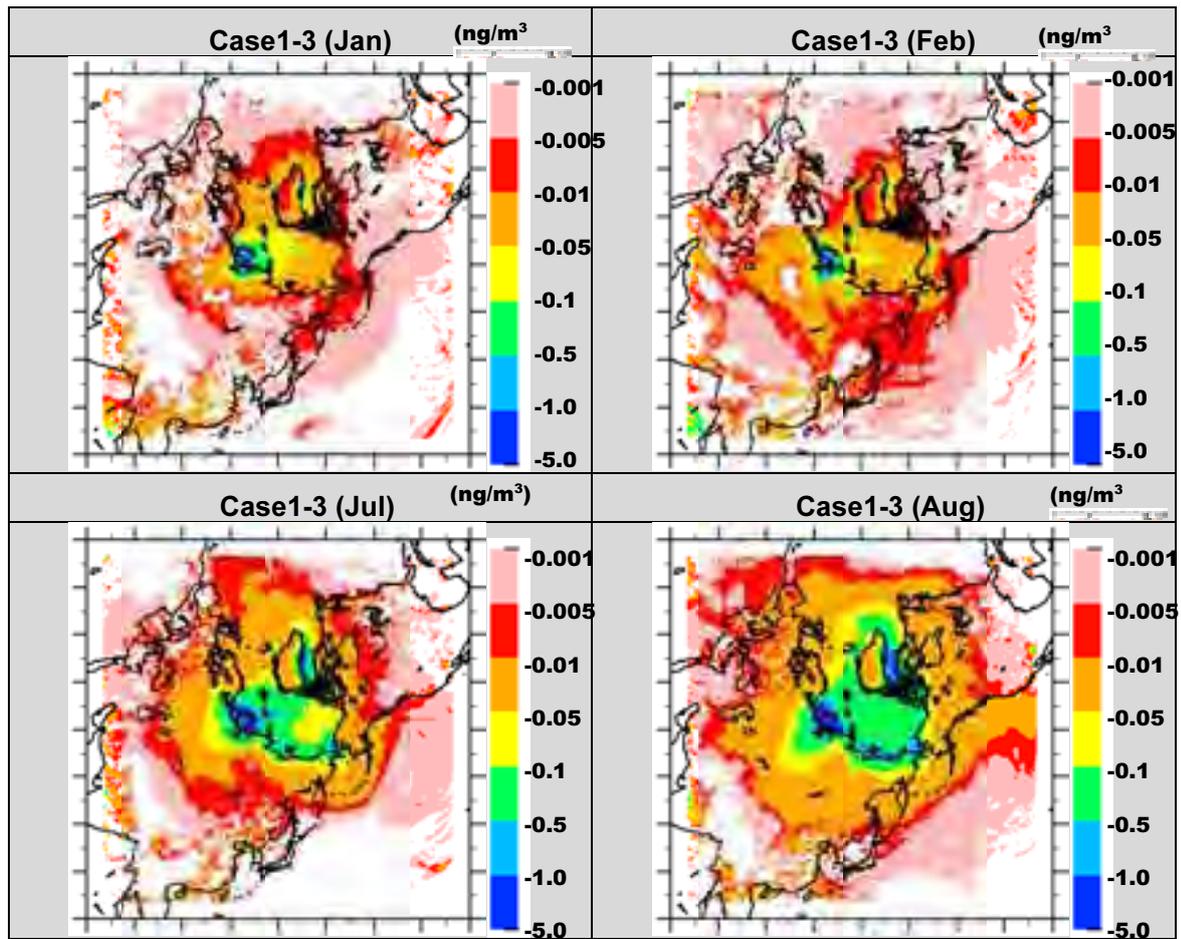


図 5.4-10 現況 Case2 と現況 Case3 の最下層 EC 差分濃度分布図(1、2、7 および 8 月)

(2) 気柱 EC 総量分布図

図 5.4-11～図 5.4-13 に現況 Case1 における気柱 EC 総量の分布を示し、図 5.4-14～図 5.4-16 と図 5.4-17～図 5.4-19 に、それぞれ現況 Case1 と Case2(66°以北の全船舶なし)、現況 Case1 と Case3(66°以北のうち Non Arctic area の船舶なし)の差分を示す。すなわち、Case1 と Case2 の差分では 66°以北の全船舶による寄与が、Case1 と Case2 の差分では 66°以北のうち Arctic area における船舶による寄与が、抽出されることになる。(3)で計算される放射強制力に影響する主たるパラメータの一つがここで示す気柱 EC 総量であり、太陽光が地表面まで到達するまでに拡散・吸収される量は本総量に対応すると考えてよい。

気柱 EC 総量でみた傾向は、(1)で検討した最下層の EC 濃度とほぼ変わらない。

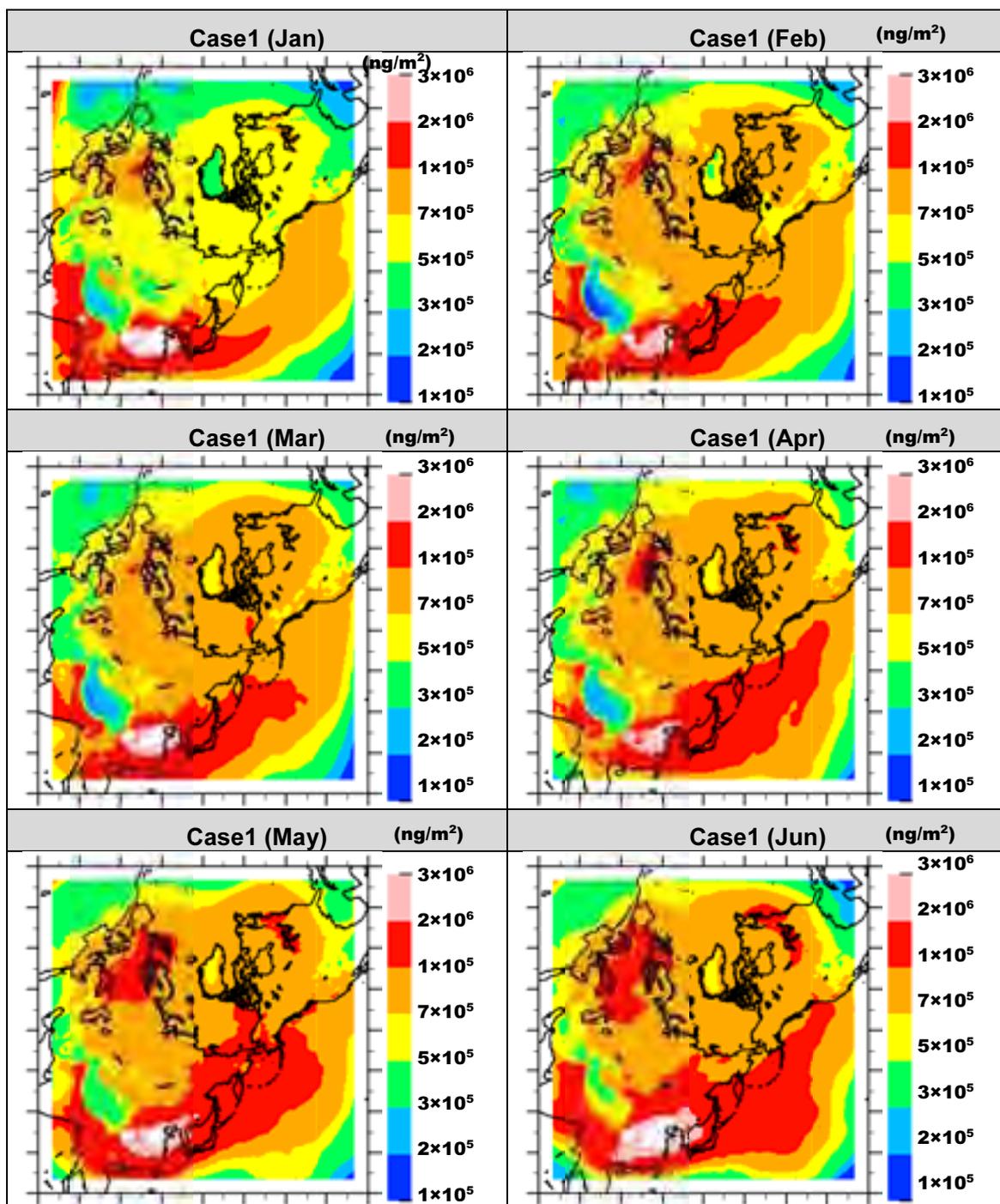


図 5.4-11 現況 Case1 における気柱 EC 総量分布図 (月平均) 1~6 月

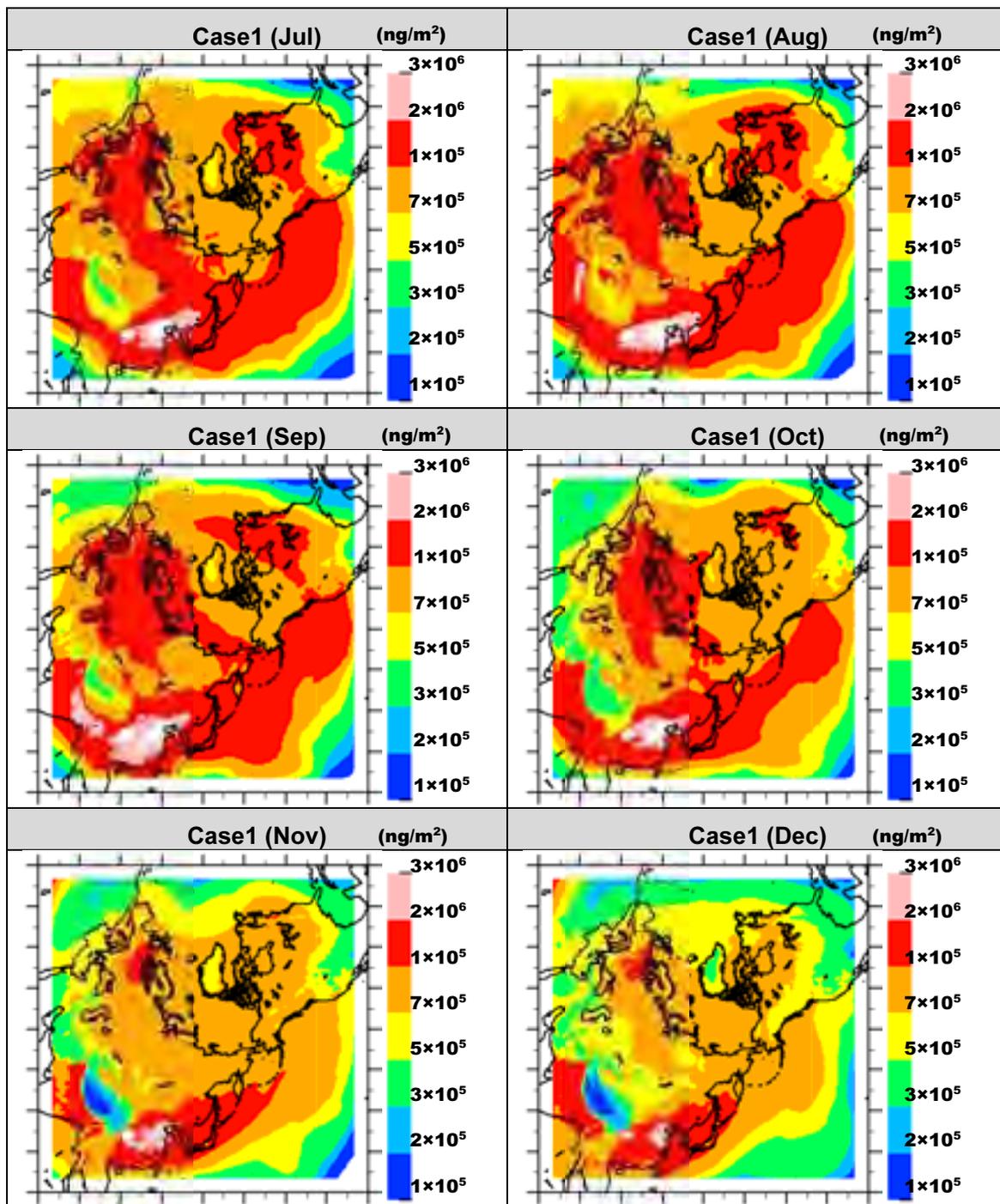


図 5.4-12 現況 Case1 における気柱 EC 総量分布図 (月平均) 7~12 月

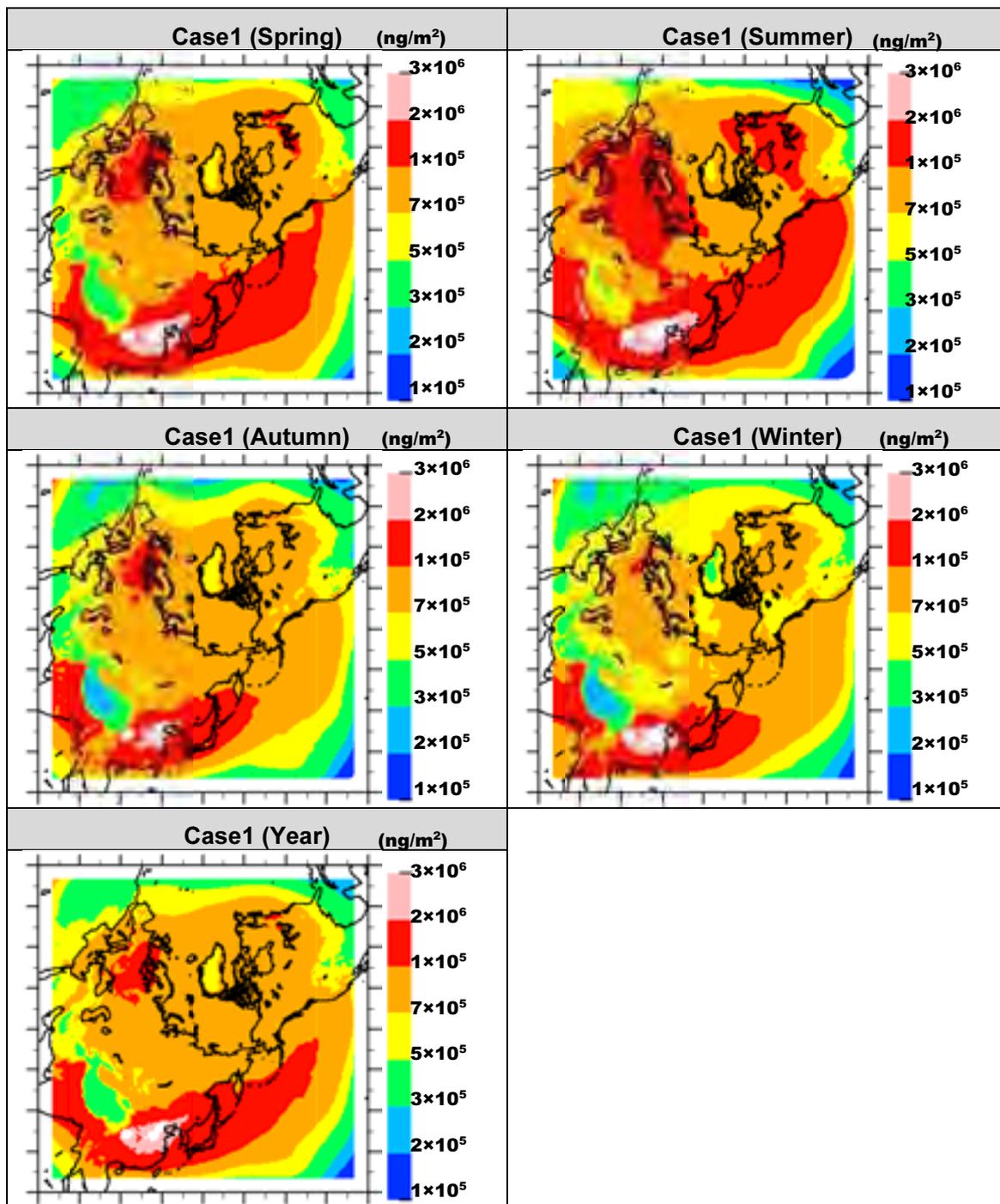


図 5.4-13 現況 Case1 における気柱 EC 総量の分布図 (季平均と年平均)

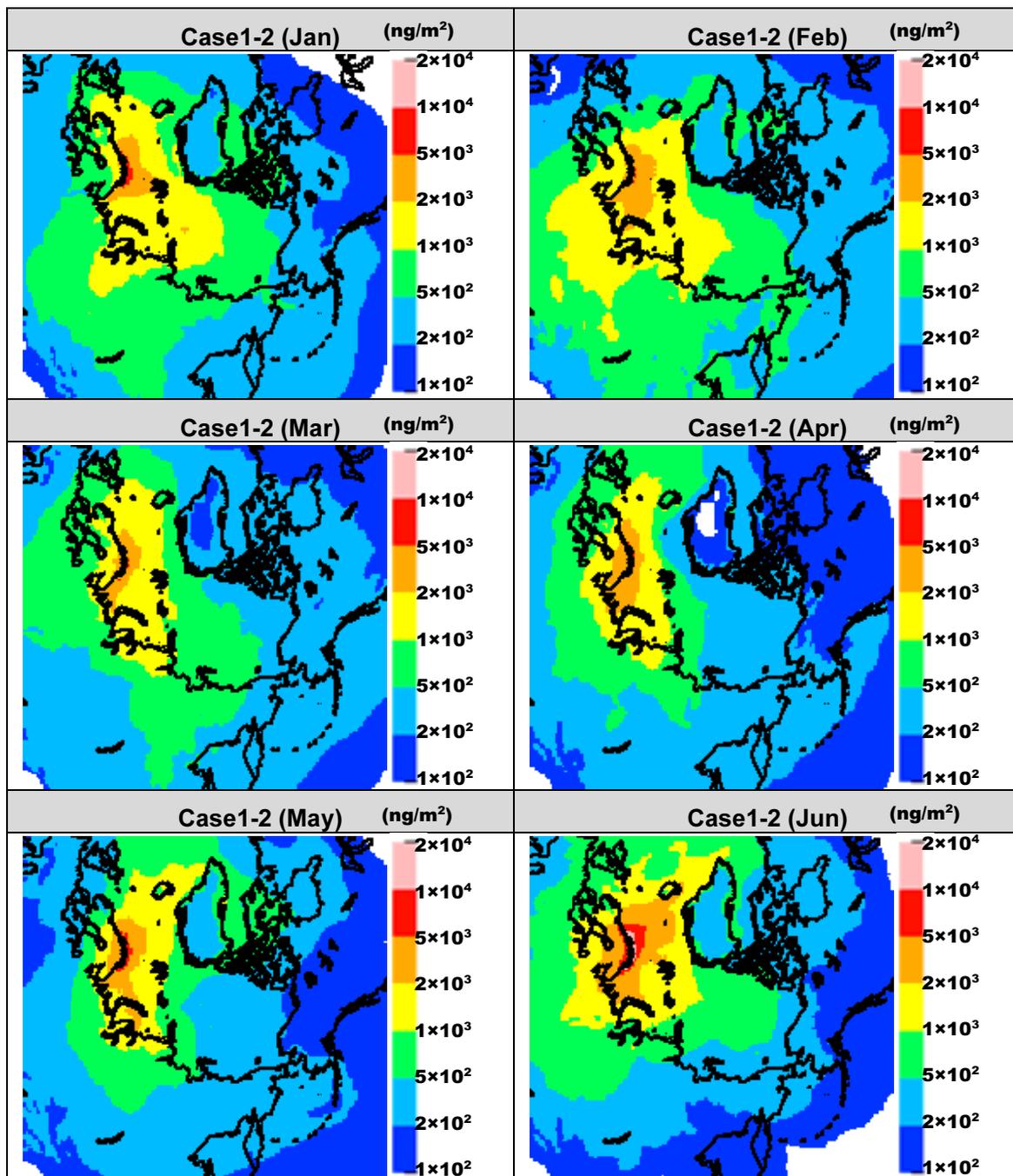


図 5.4-14 現況 Case1 と 現況 Case2 の気柱 EC 総量差分の分布図 (月平均) 1~6 月

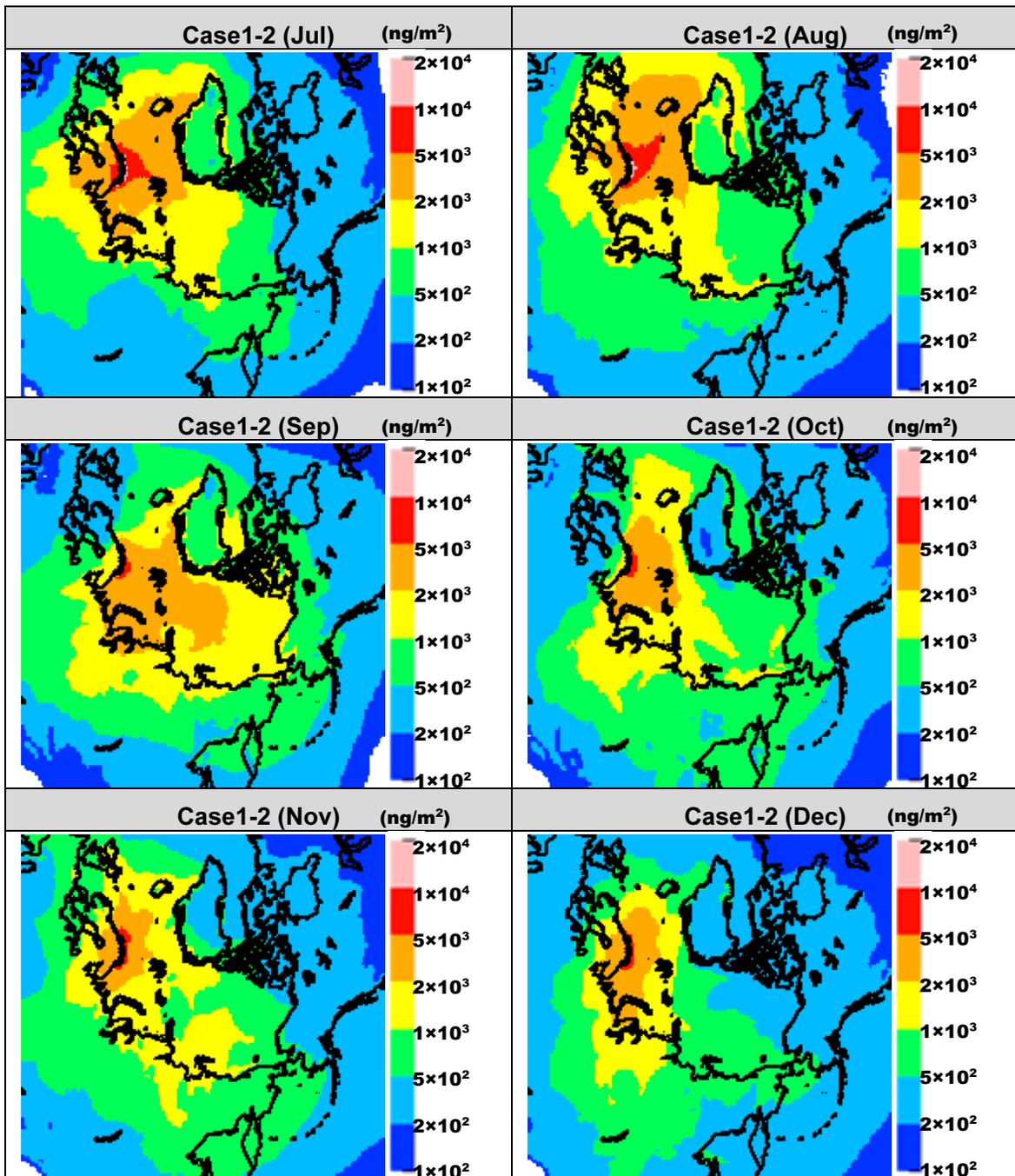


図 5.4-15 現況 Case1 と 現況 Case2 の気柱 EC 総量差分の分布図 (月平均) 7~12 月

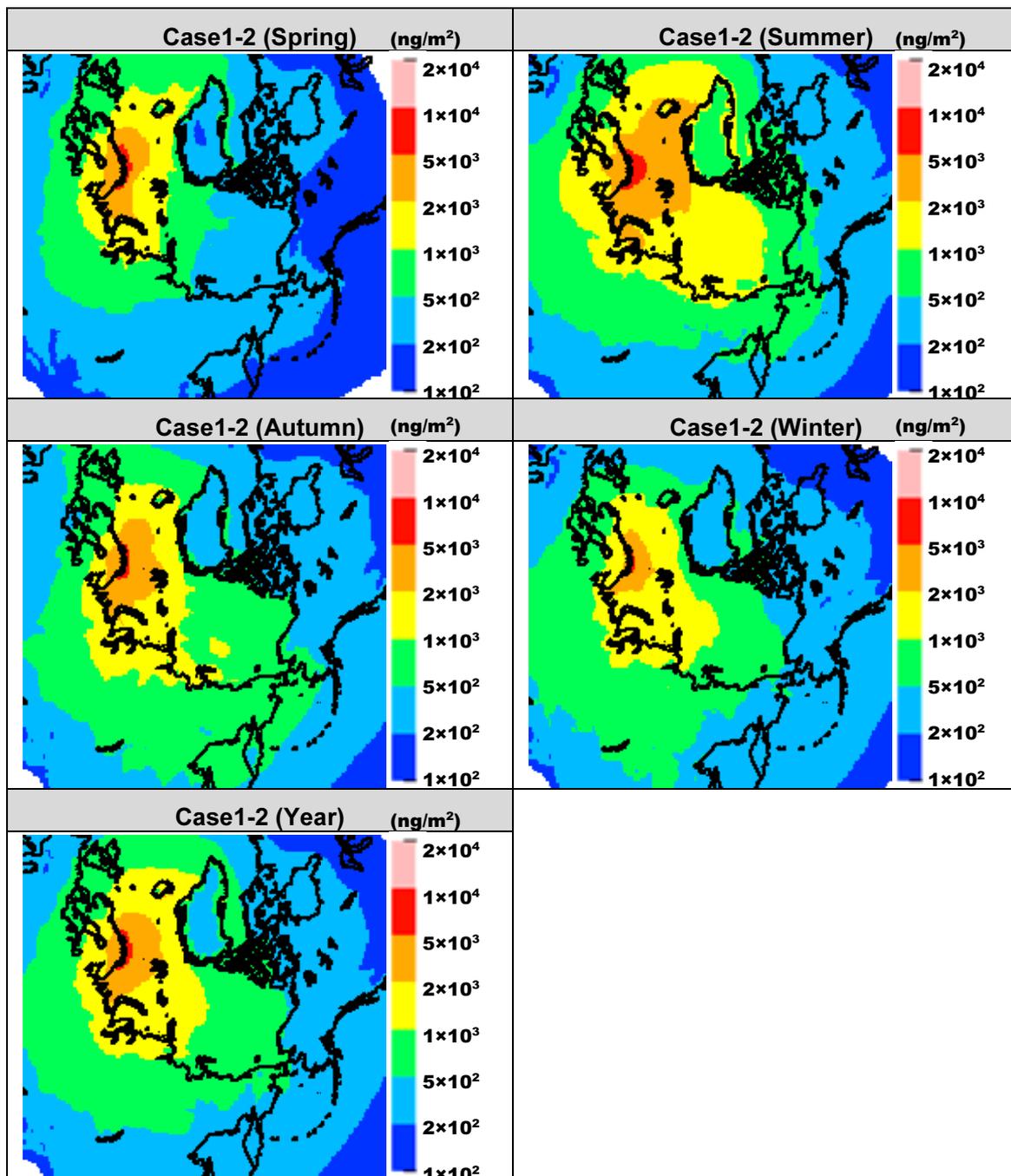


図 5.4-16 現況 Case1 と 現況 Case2 の気柱 EC 総量差分の分布図 (季平均と年平均)

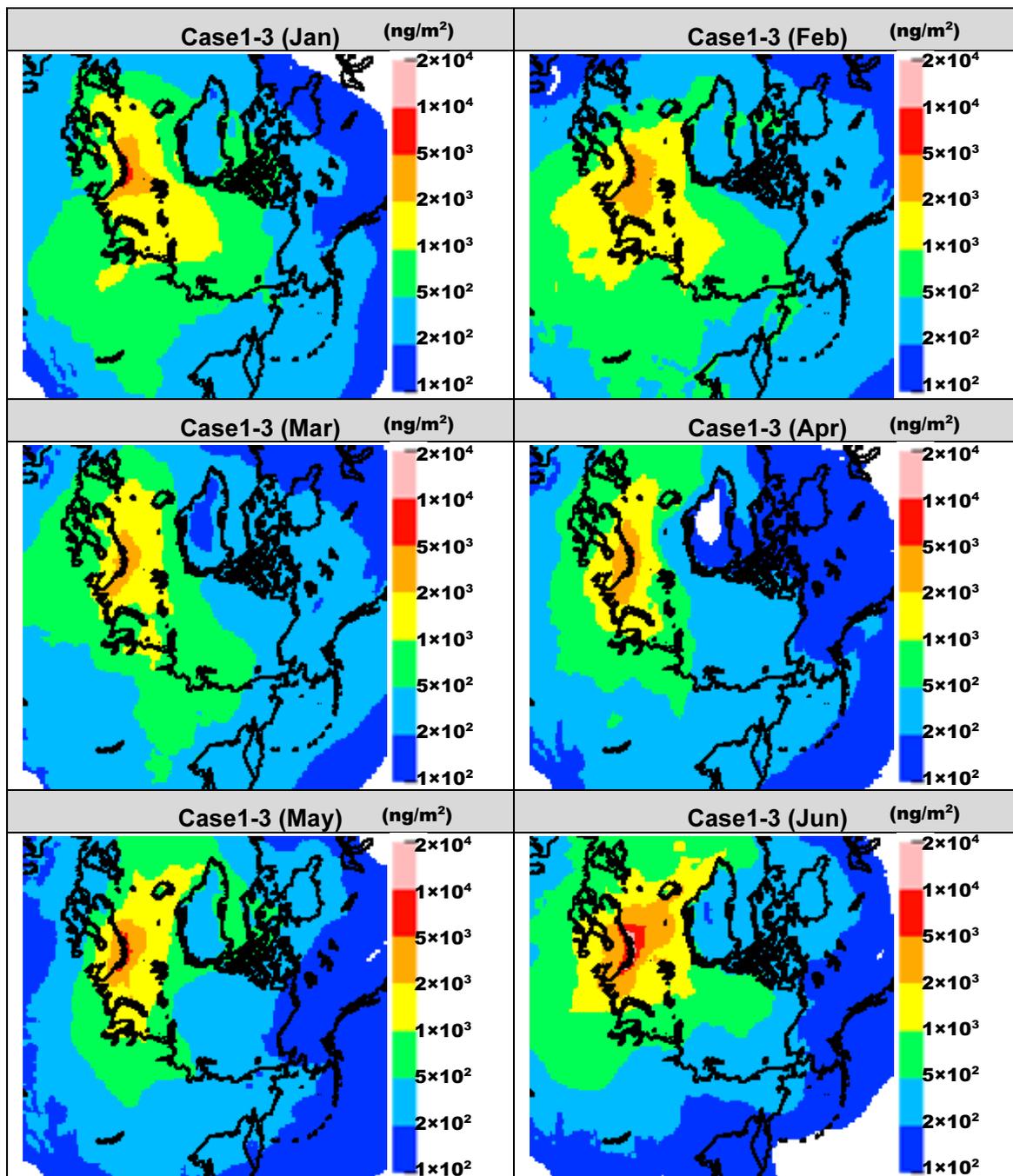


図 5.4-17 現況 Case1 と 現況 Case3 の気柱 EC 総量差分の分布図 (月平均) 1~6 月

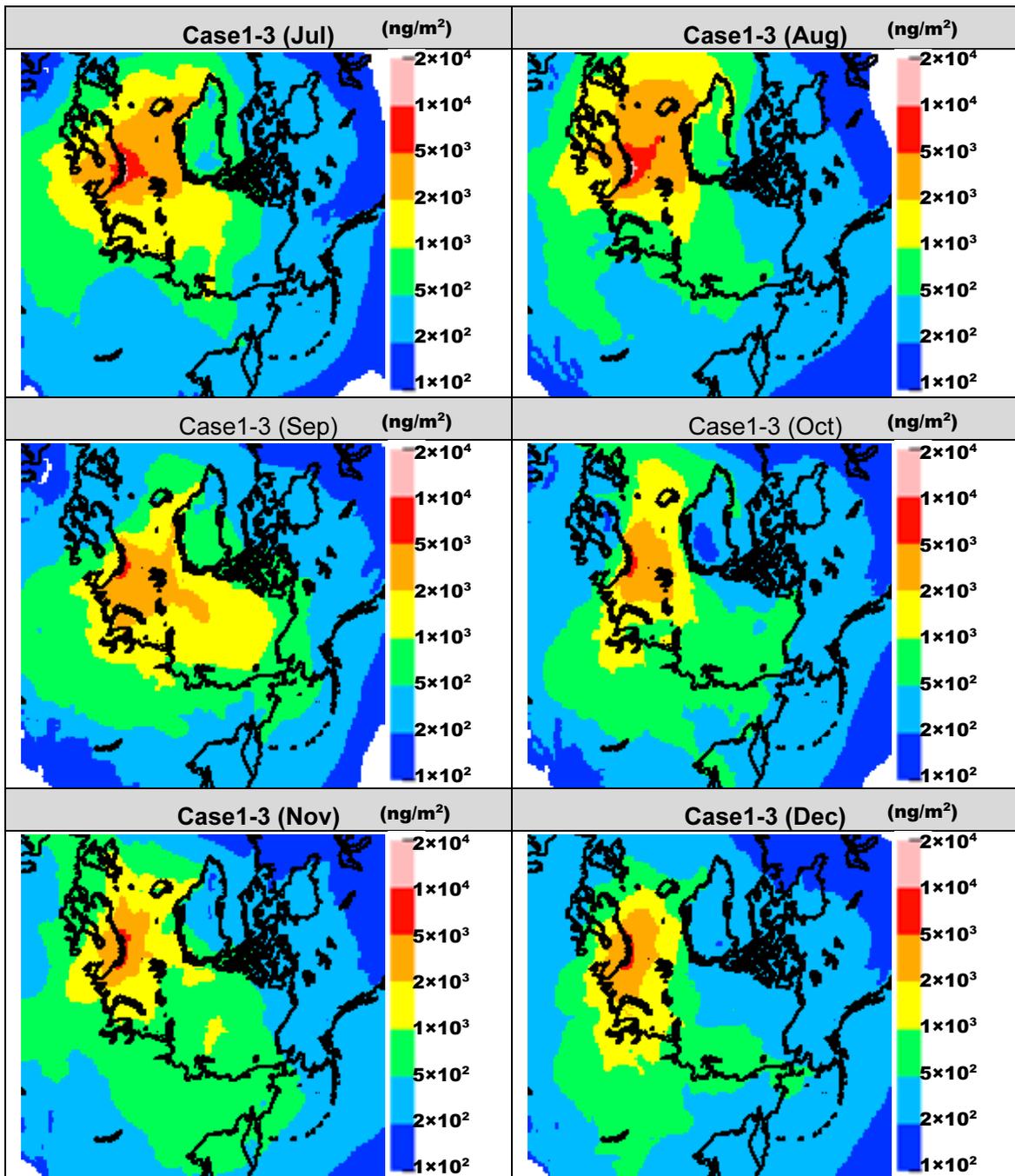


図 5.4-18 現況 Case1 と 現況 Case3 の気柱 EC 総量差分の分布図 (月平均)7~12 月

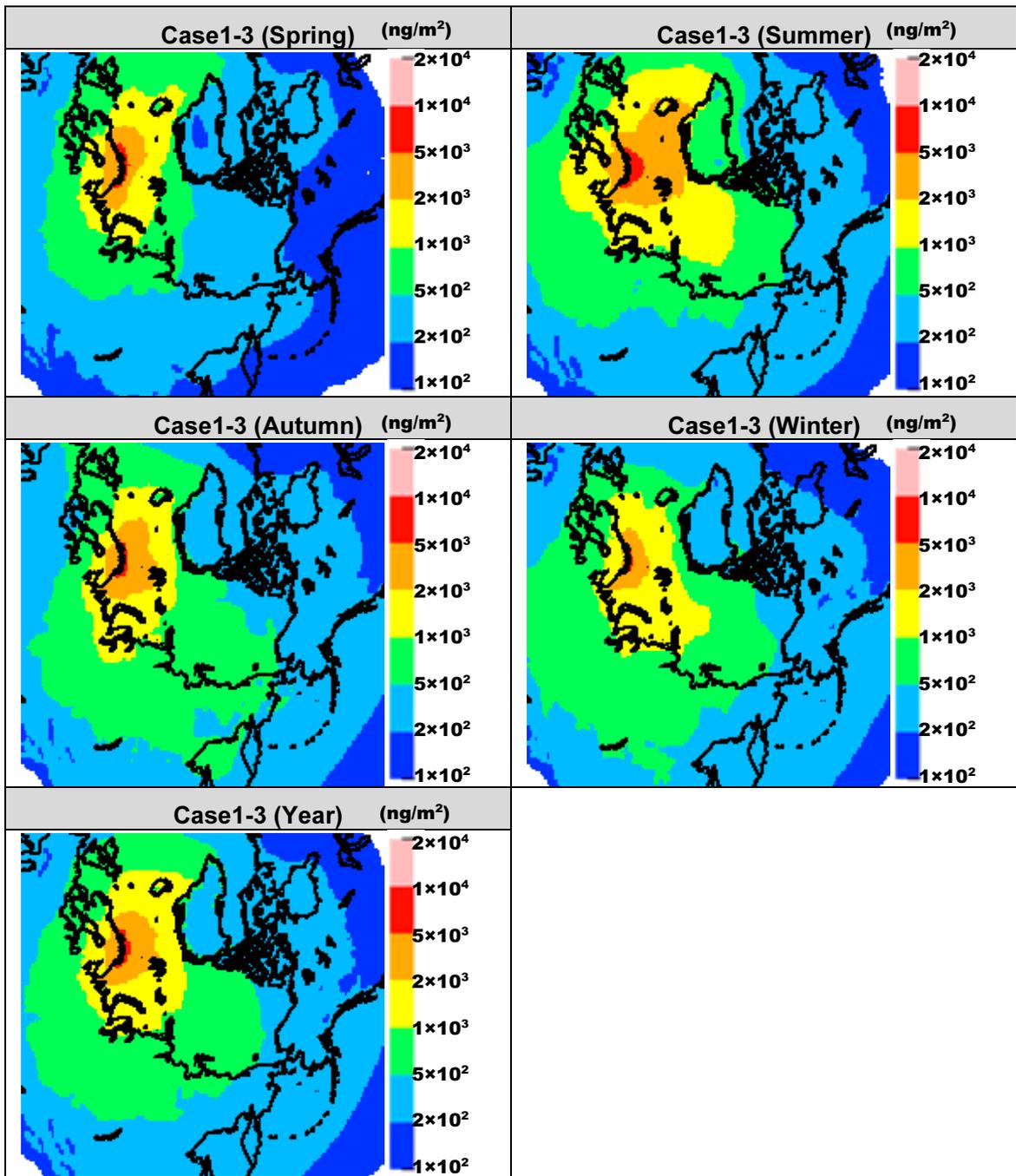


図 5.4-19 現況 Case1 と 現況 Case3 の気柱 EC 総量差分の分布図 (季平均と年平均)

(3) 気柱 EC 総量/排出量分布図

図 5.4-20～図 5.4-22 に現況 Case1 における気柱 EC 総量を LAC 排出量で除した値の分布を示した。図 5.4-23～図 5.4-25 と図 5.4-26～図 5.4-28 に、それぞれ現況 Case1 と Case2(66°以北の全船舶なし)、現況 Case1 と Case3(66°以北のうち Non Arctic area の船舶なし)の差分を示す。すなわち、Case1 と Case2 の差分では 66°以北の全船舶による寄与が、Case1 と Case2 の差分では 66°以北のうち Arctic area における船舶による寄与が、抽出されることになる。気柱 EC 総量/排出量は、各グリッドにおいて大気圏内に存在している EC がグリッドから排出されたものか、他のグリッドから移流したものかを判断する一つの指標になり得ると考えた。すなわち、値が大きいほど、グリッド内の排出が影響している割合が大きく、小さいほど他のグリッドに移流してしまうか、あるいは沈着しやすいことを示していると考えられる。

Case1 において、一般に海上の値は低緯度帯を含めて、陸上のそれに比較して大きく絶対値としても 1 より大きい。つまり、海上では局地的な排出源の影響よりも他のグリッドから流れ込む EC の影響が大きいことがわかる。他方、欧州、東アジアなど産業が活発な地域においては、青色の 1 より小さい値をもつ領域が広がっており、海上とは逆に他の地域へ移流するか、同じグリッド内を含めて沈着している可能性を示している。一般に、海上は陸上に比較して、表面粗度が小さく同じ地表面濃度と気象条件であれば乾性沈着速度が遅いと言われている。

Case1 と Case2 の差分(図 5.4-23～図 5.4-25)と Case1 と Case3 差分(図 5.4-26～図 5.4-28)を比較した場合、比率は 5.0 ng/ng 以下であり、大きな差異は見られない。

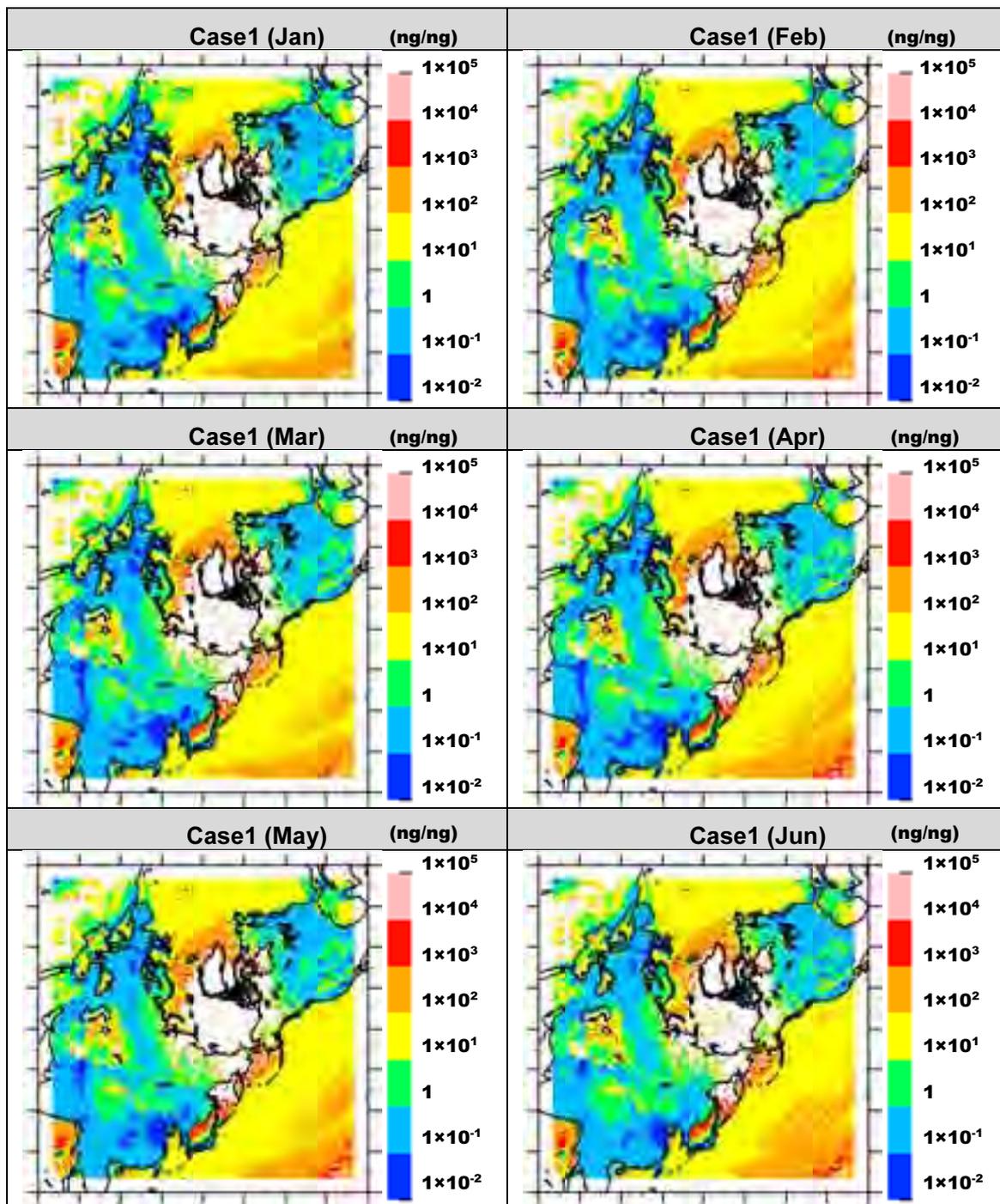


図 5.4-20 現況 Case1 における EC 気柱総量/排出量分布図 (月平均) 1~6 月

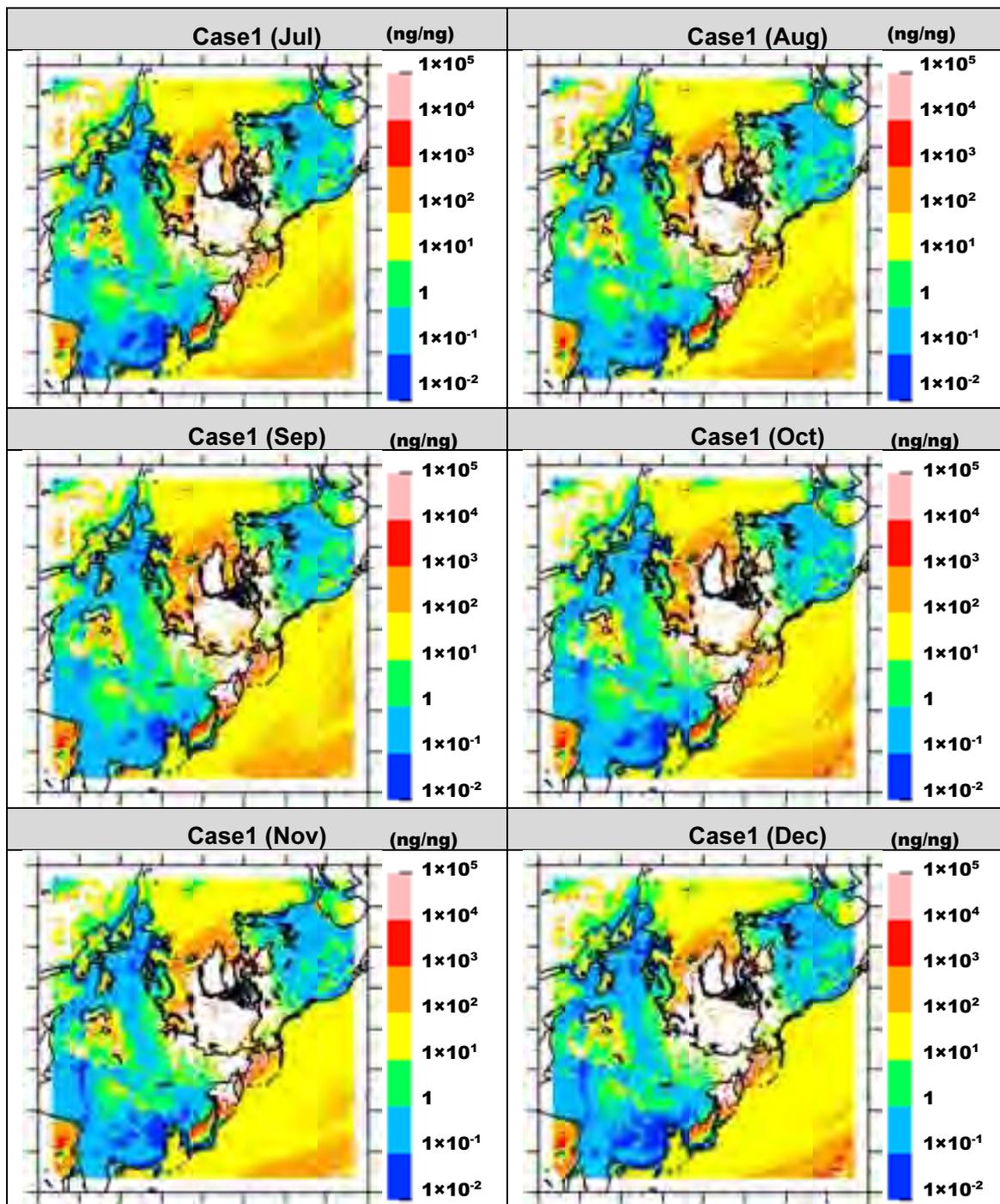


図 5.4-21 現況 Case1 における EC 気柱総量/排出量分布図 (月平均) 7~12 月

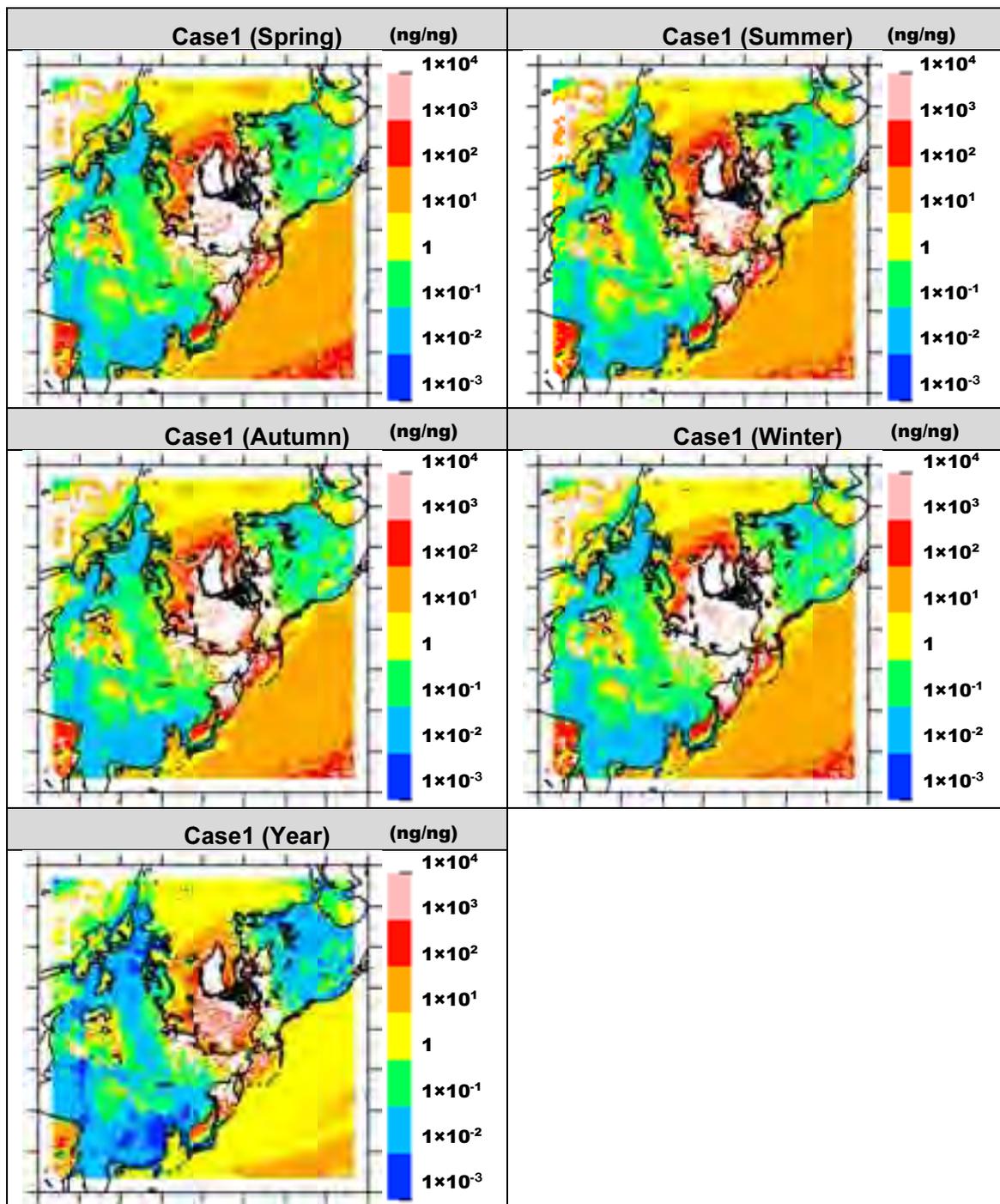


図 5.4-22 現況 Case1 における EC 気柱総量/排出量分布図 (季平均及び年平均値)

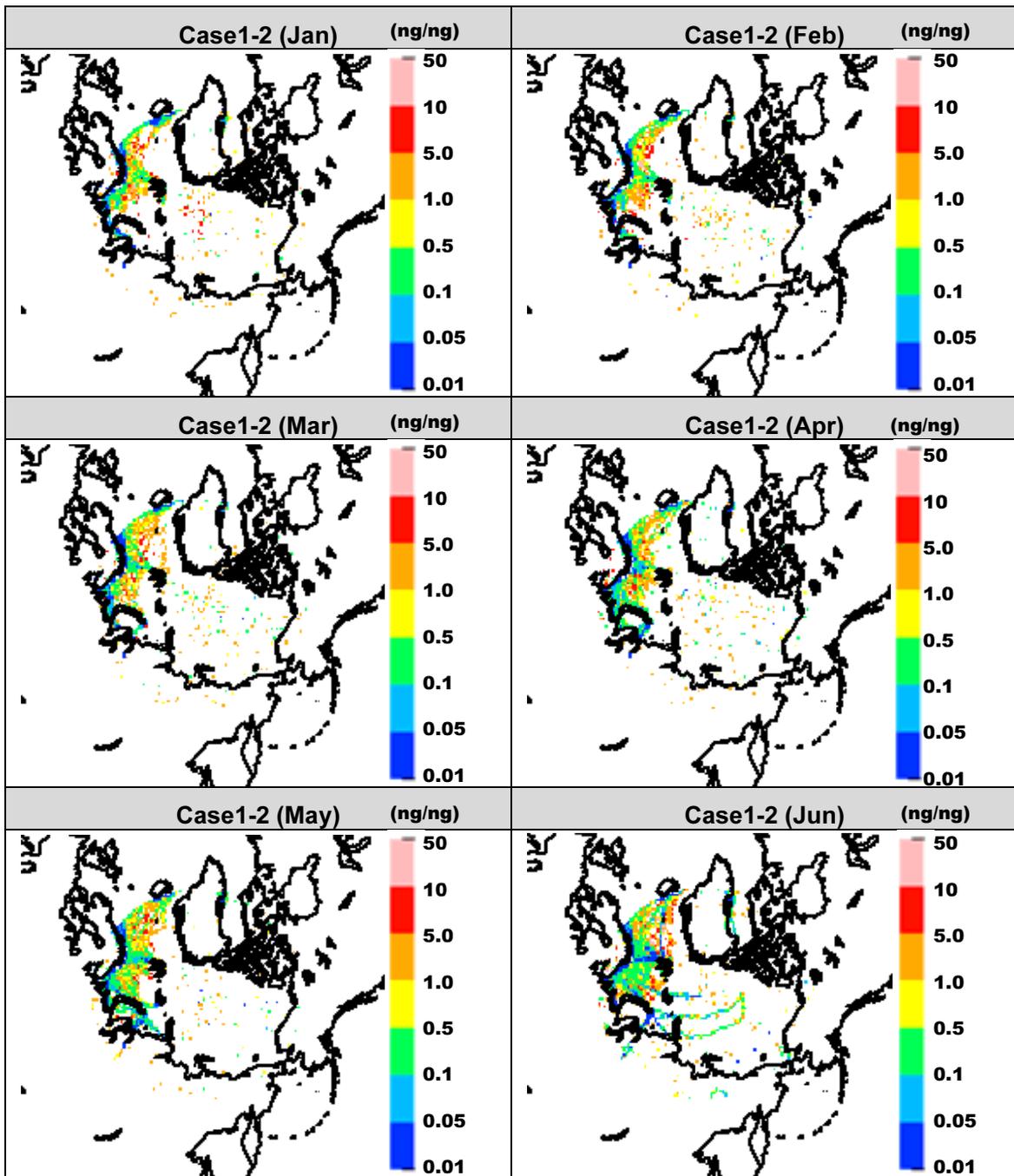


図 5.4-23 現況 Case1 と現況 Case2 の差分における EC 気柱総量/排出量分布図 (月平均) 1~6 月

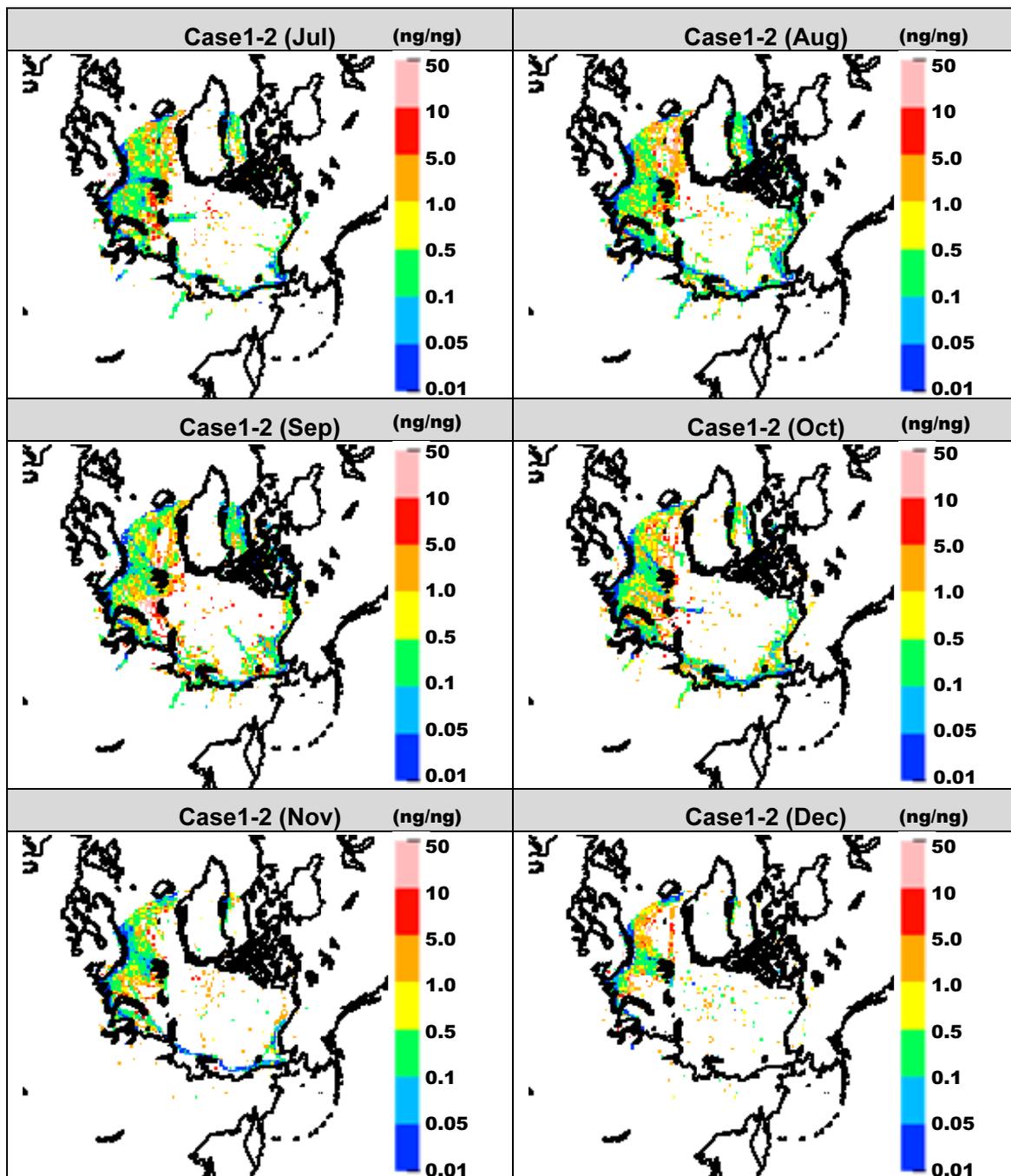


図 5.4-24 現況 Case1 と現況 Case2 の差分における EC 気柱総量/排出量分布図(月平均)7~12 月

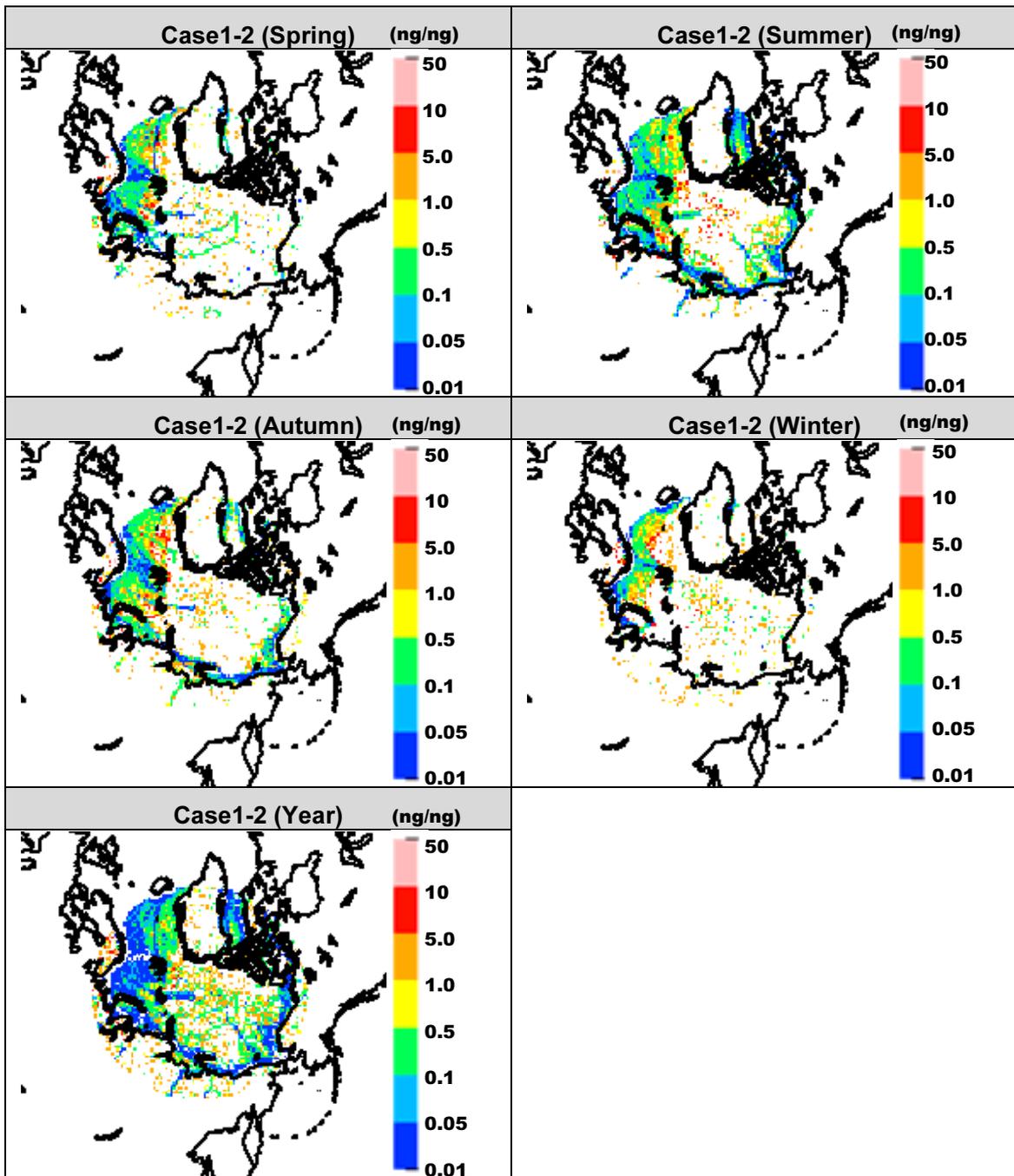


図 5.4-25 現況 Case1 と現況 Case2 の差分における EC 気柱総量/排出量分布図
(季平均及び年平均値)

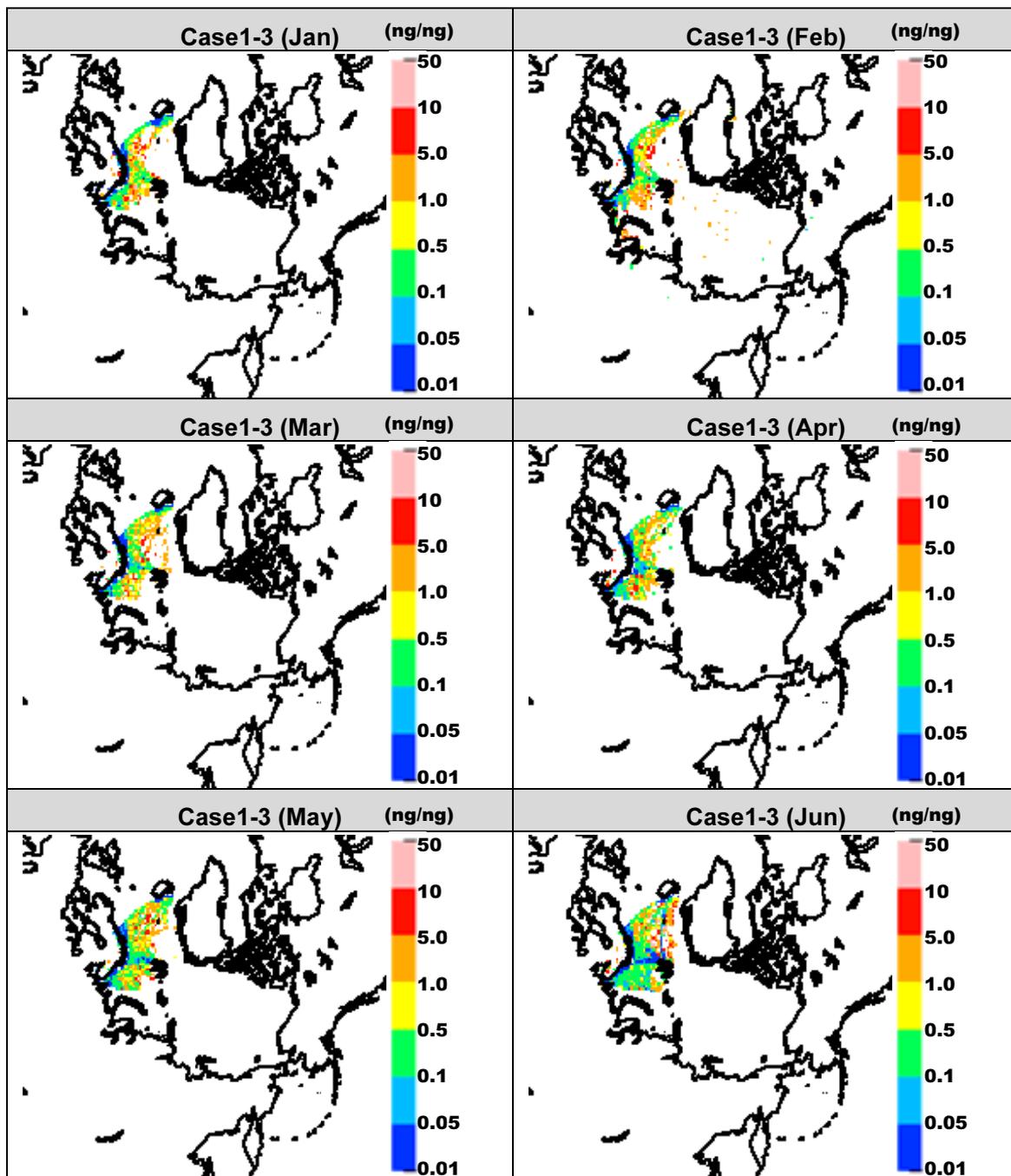


図 5.4-26 現況 Case1 と現況 Case3 の差分における EC 気柱総量/排出量分布図 (月平均) 1~6 月

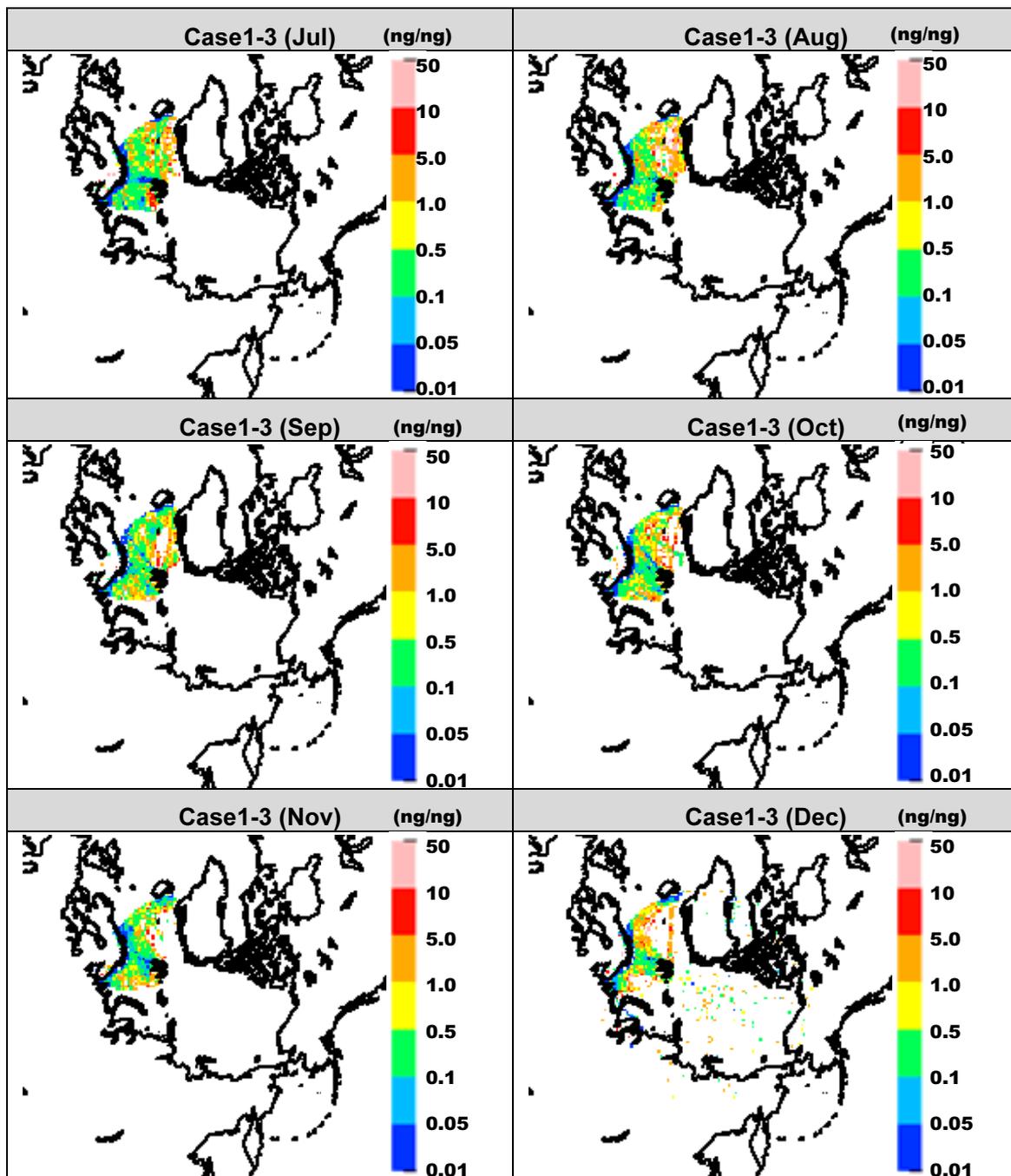


図 5.4-27 現況 Case1 と現況 Case3 の差分における EC 気柱総量/排出量分布図(月平均)7~12 月

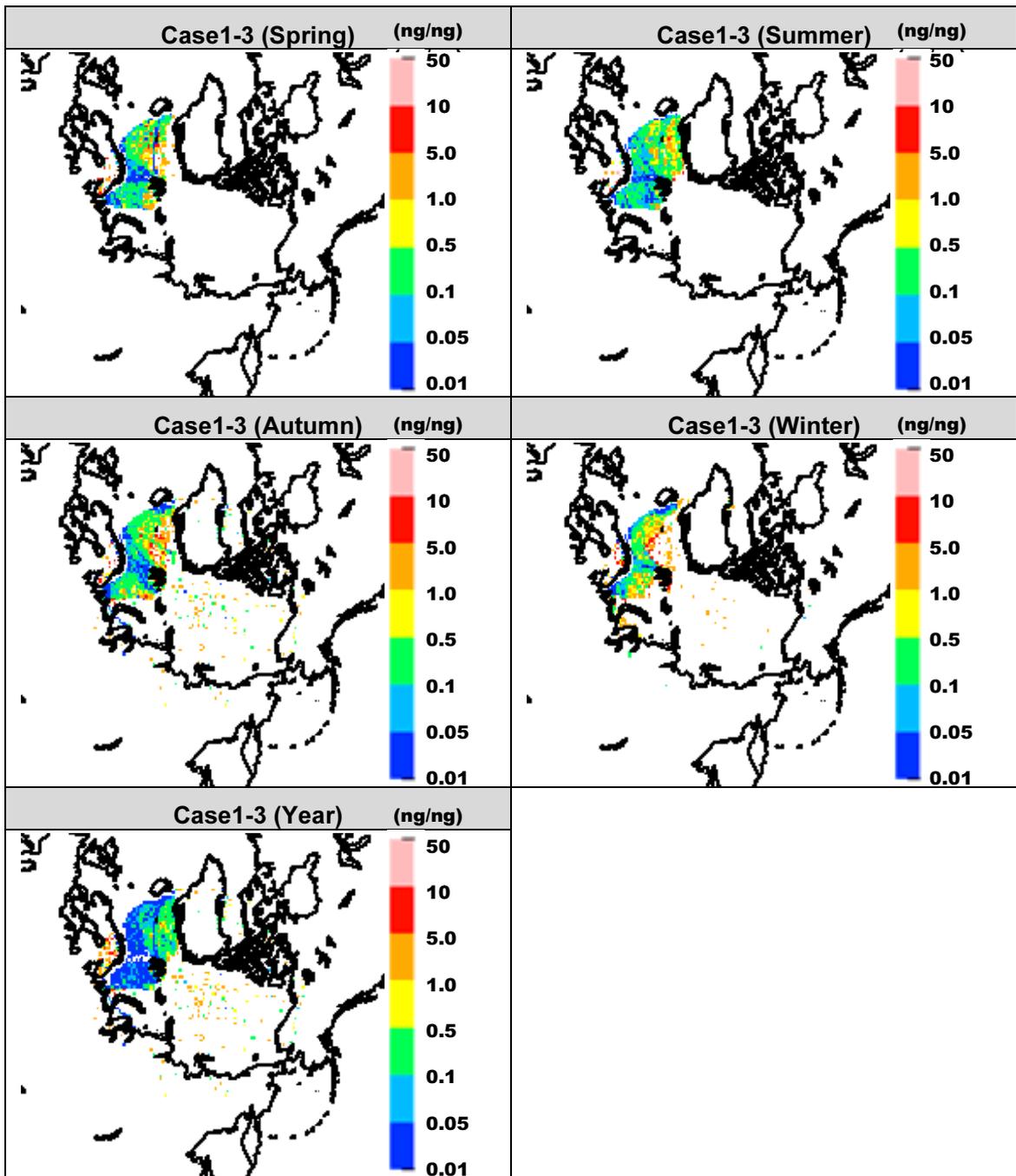


図 5.4-28 現況 Case1 と現況 Case3 の差分における EC 気柱総量/排出量分布図
(季平均及び年平均値)

(4) 放射強制力分布図

本節では、排出起源を陸上と Arctic area 及び Non Arctic area の両方の船舶を含めて設定したシミュレーション(Case1)と、陸上起源のみに限定したシミュレーション(Case2 および Case3)を行い、その差分から得られたブラックカーボン濃度と放射強制力を用いて、船舶起源ブラックカーボンの気候影響評価を、大気上端の放射強制力を解析することで行った。ここで、ブラックカーボンの放射強制力とは、ブラックカーボンが大気中に存在する場合と存在しない場合を比較することで、ブラックカーボン濃度の変化が引き起こす大気上端もしくは地表面における放射収支の変化量として定義され、ブラックカーボンによる大気加熱の効果を示す指標である。以下では、ブラックカーボン濃度の鉛直・年平均値と大気上端の放射強制力の年平均値を用いて行った船舶起源ブラックカーボンによる気候影響の評価結果を示す。

図 5.4-29～図 5.4-31 に現況 Case1 における EC の気柱総量から算出した放射強制力を示し、図 5.4-32～図 5.4-34 と図 5.4-35～図 5.4-37 に、それぞれ現況 Case1 と Case2(66°以北の全船舶なし)、現況 Case1 と Case3(66°以北のうち Non Arctic area の船舶なし)の差分を示す。すなわち、Case1 と Case2 の差分では 66°以北の全船舶による寄与が、Case1 と Case2 の差分では 66°以北のうち Arctic area における船舶による寄与が、抽出されることになる。

Case1 では、北極圏における年平均放射強制力は、おおよそ $0.32\text{-}0.48\text{ W/m}^2$ の範囲にあり、これは IPCC の AR5 で示された全球における人工排出源からのブラックカーボンによる放射強制力は $+0.4 (+0.05\text{ to }+0.8)\text{ W m}^{-2}$ に対して大きな差異はない。ところが、季節変化は非常に大きく、これは(1)あるいは(2)で見えてきた EC の最下層濃度や気柱総量濃度の変化より大きい。このことには、北極海における地表面の季節変化によって説明できる。つまり、海面は海氷に比較して反射率が低いため、海氷の消失によって同じ EC 濃度が存在していても放射強制力が小さく計算されることになる。

次に、Case1 と Case2 の差分、年平均値ではほぼ全ての地域で $0.16\text{-}0.20 \times 10^{-3}\text{ W/m}^2$ の範囲にあり、北極海における全船舶の寄与は、その増加分は最大 2%程度に留まっている。最も影響が大きいと考えられる 7 月においても北極海上空における増加分は最大 2%程度に留まると考えられる。Case1 と Case2 の差分と Case1 と Case3 の差分ではグリーンランド上空で前者の値がやや大きく計算される傾向があるものの、北極海全体として大きな違いは見られなかった。

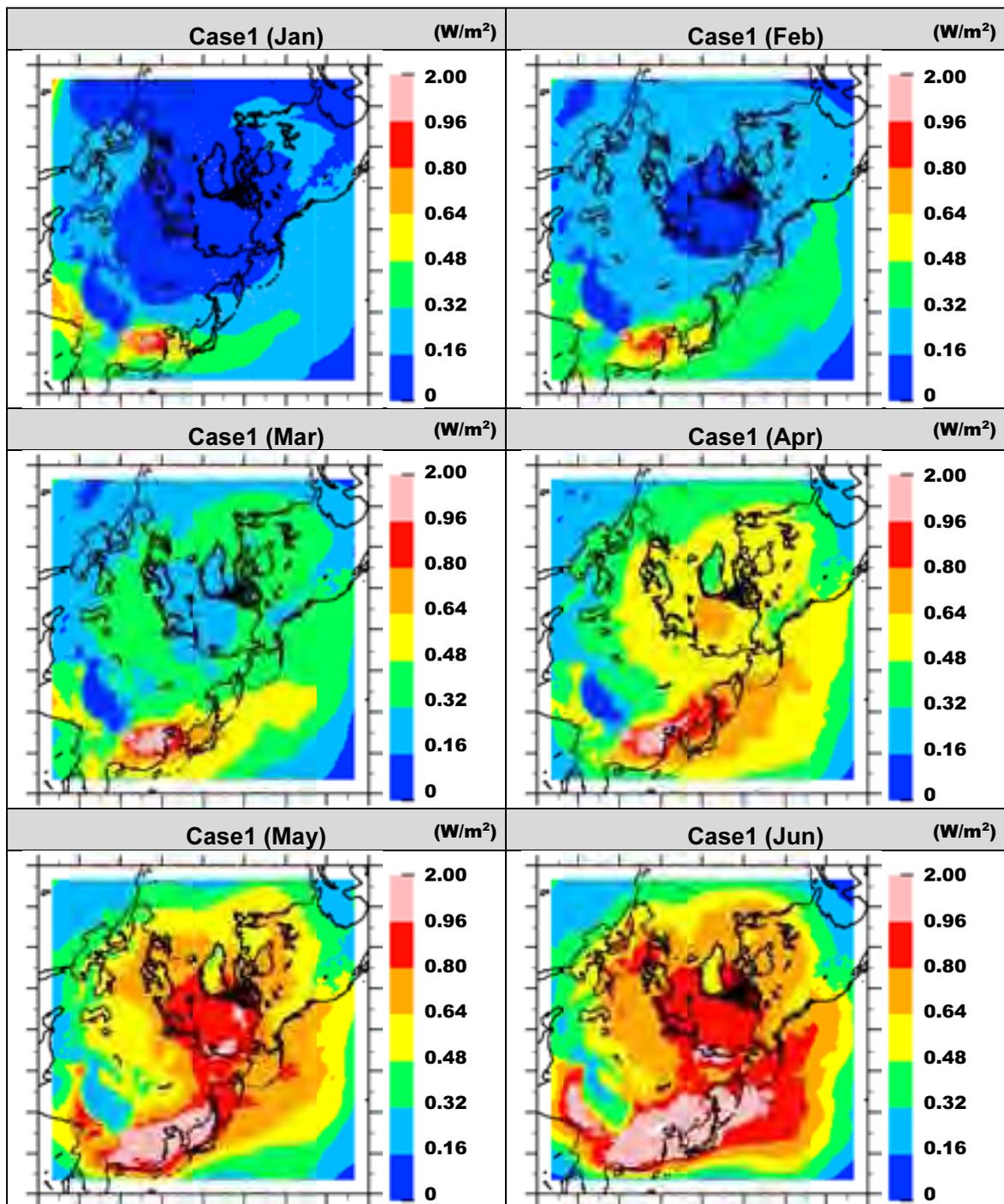


図 5.4-29 現況 Case1 における放射強制力分布図 (月平均) 1~6 月

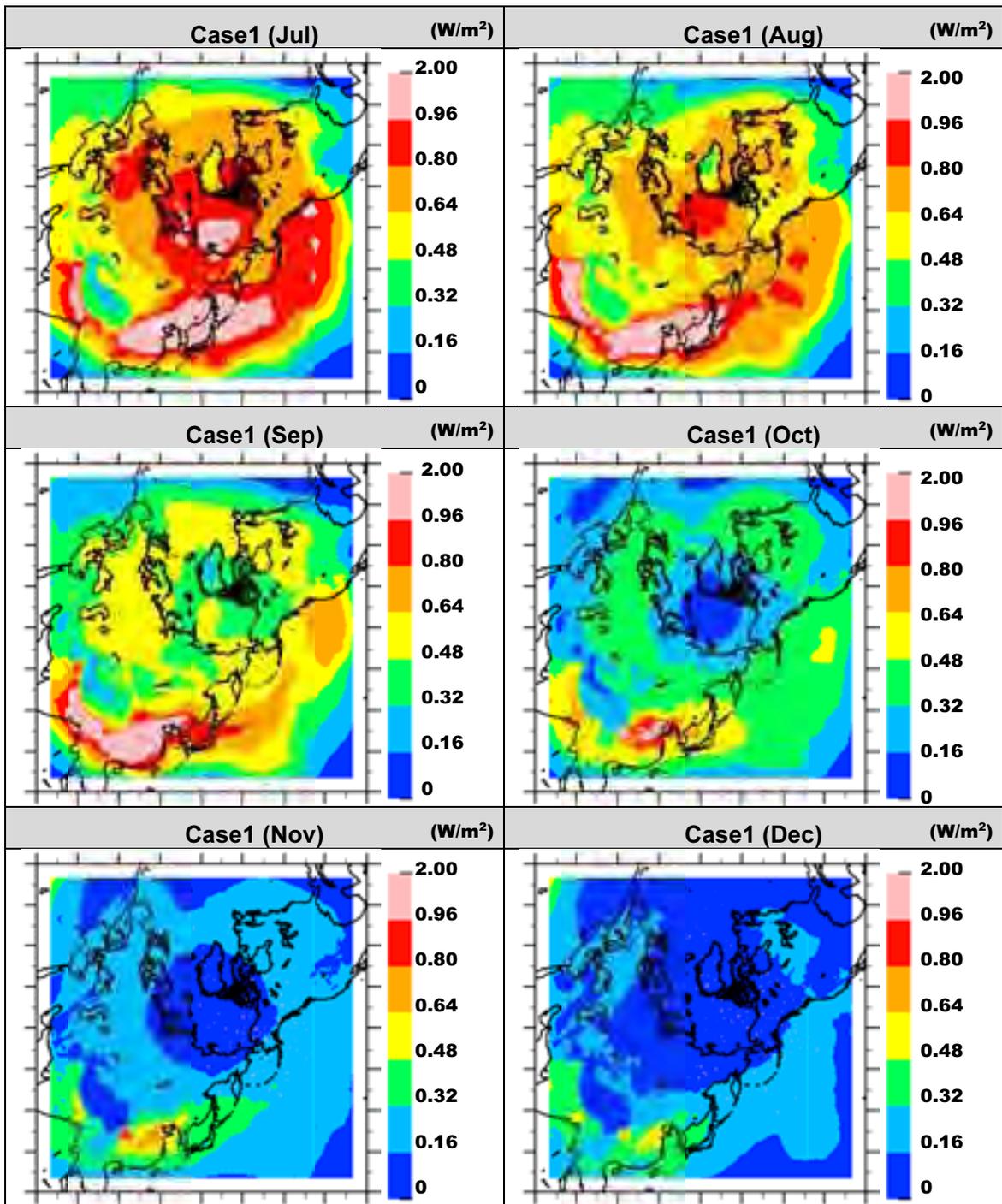


図 5.4-30 現況 Case1 における放射強制力分布図 (月平均) 7~12 月

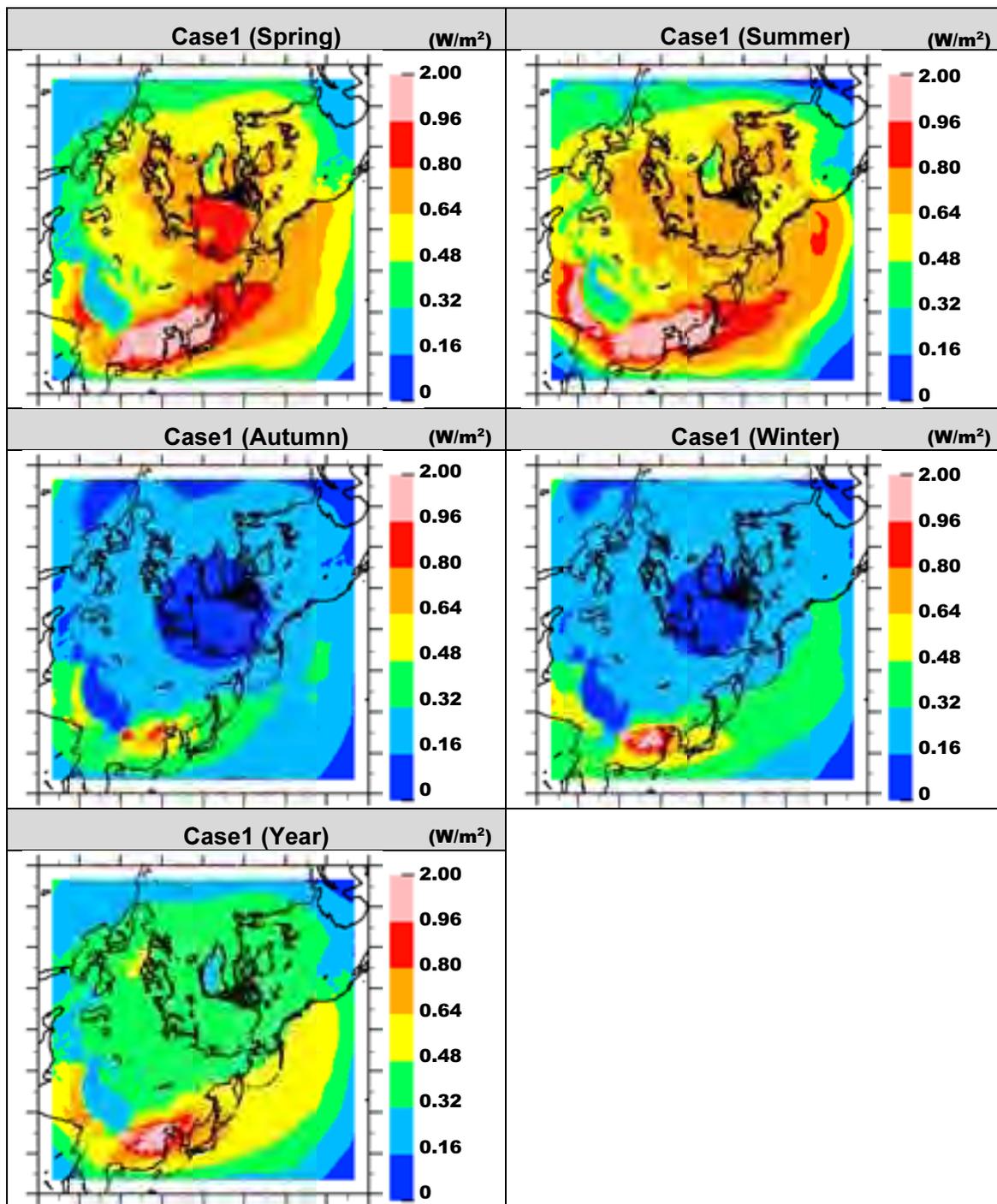


図 5.4-31 現況 Case1 における放射強制力分布図 (季節別、年平均)

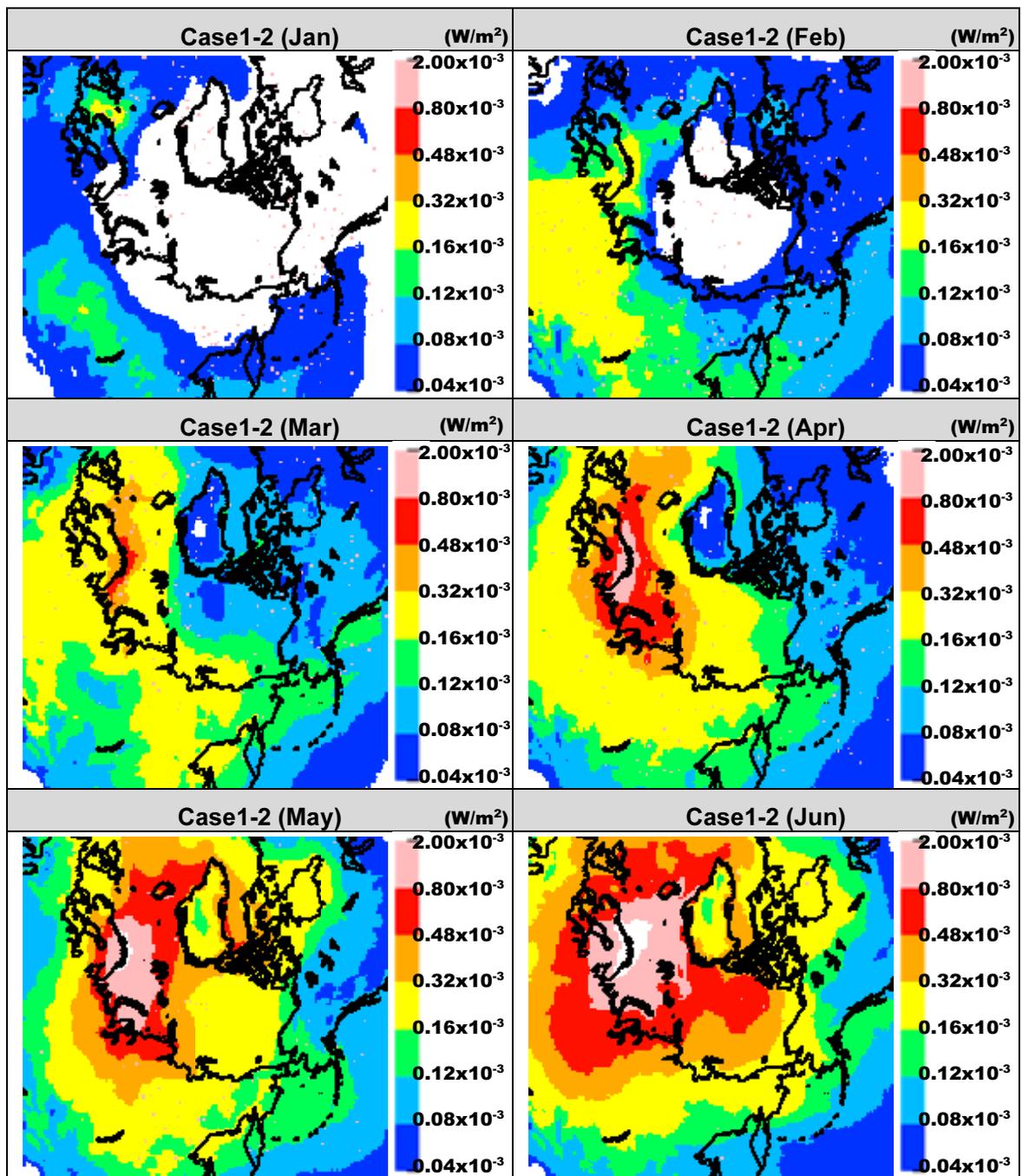


図 5.4-32 現況 Case1 と現況 Case2 の放射強制力差分分布図 (月平均) 1~6 月

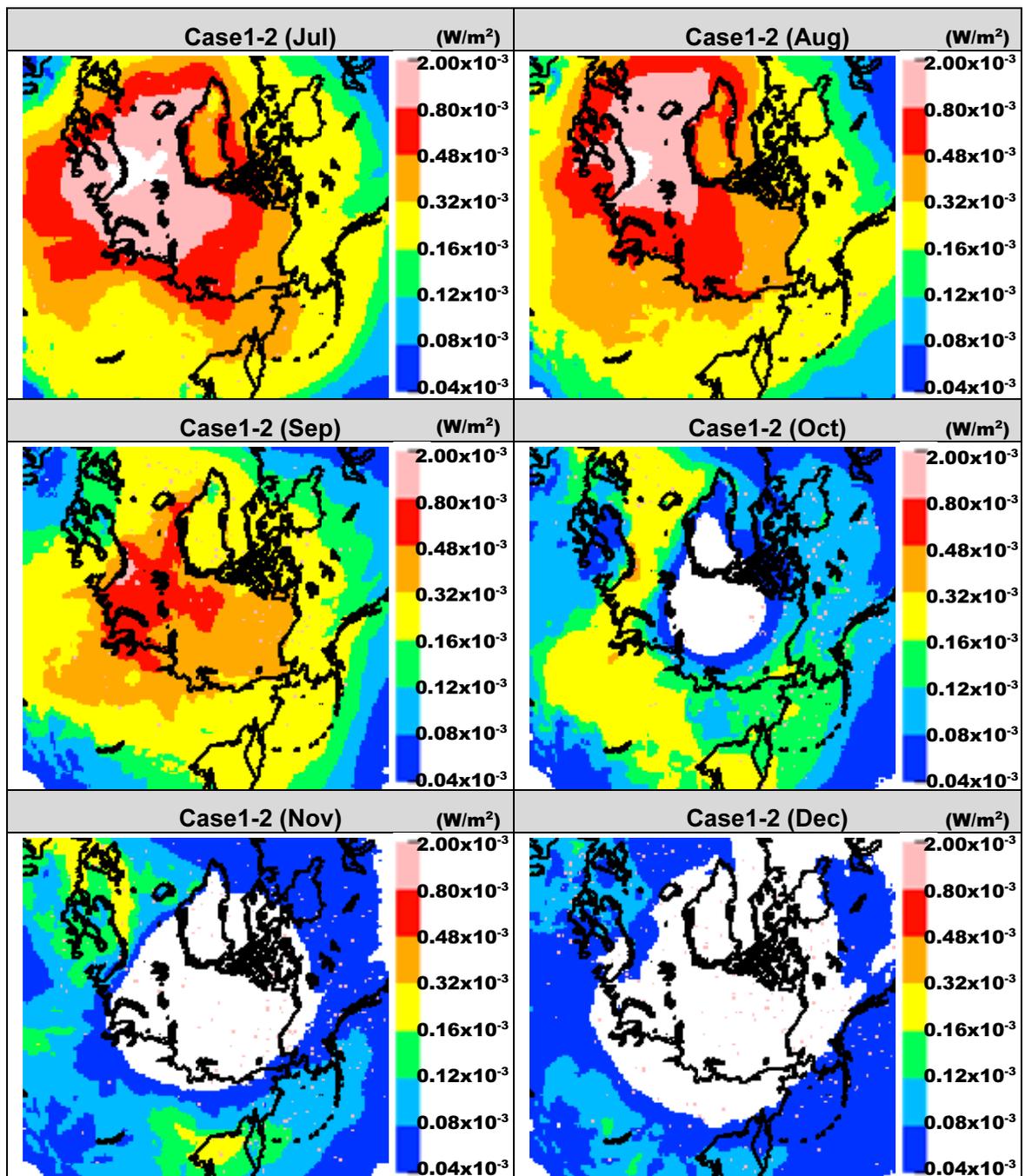


図 5.4-33 現況 Case1 と現況 Case2 の放射強制力差分分布図 (月平均)7~12 月

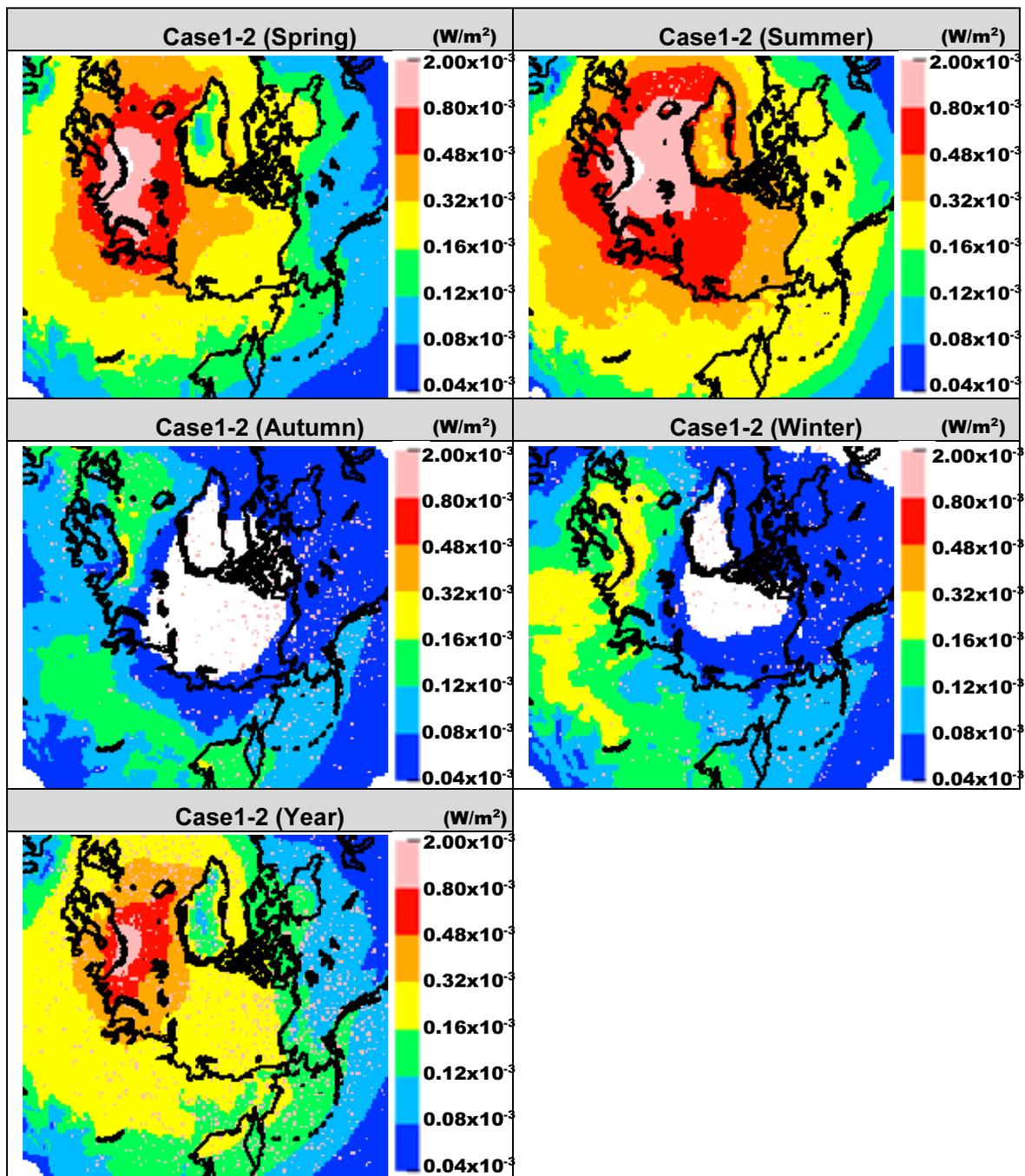


図 5.4-34 現況 Case1 と現況 Case2 の放射強制力差分分布図 (季節別、年平均)

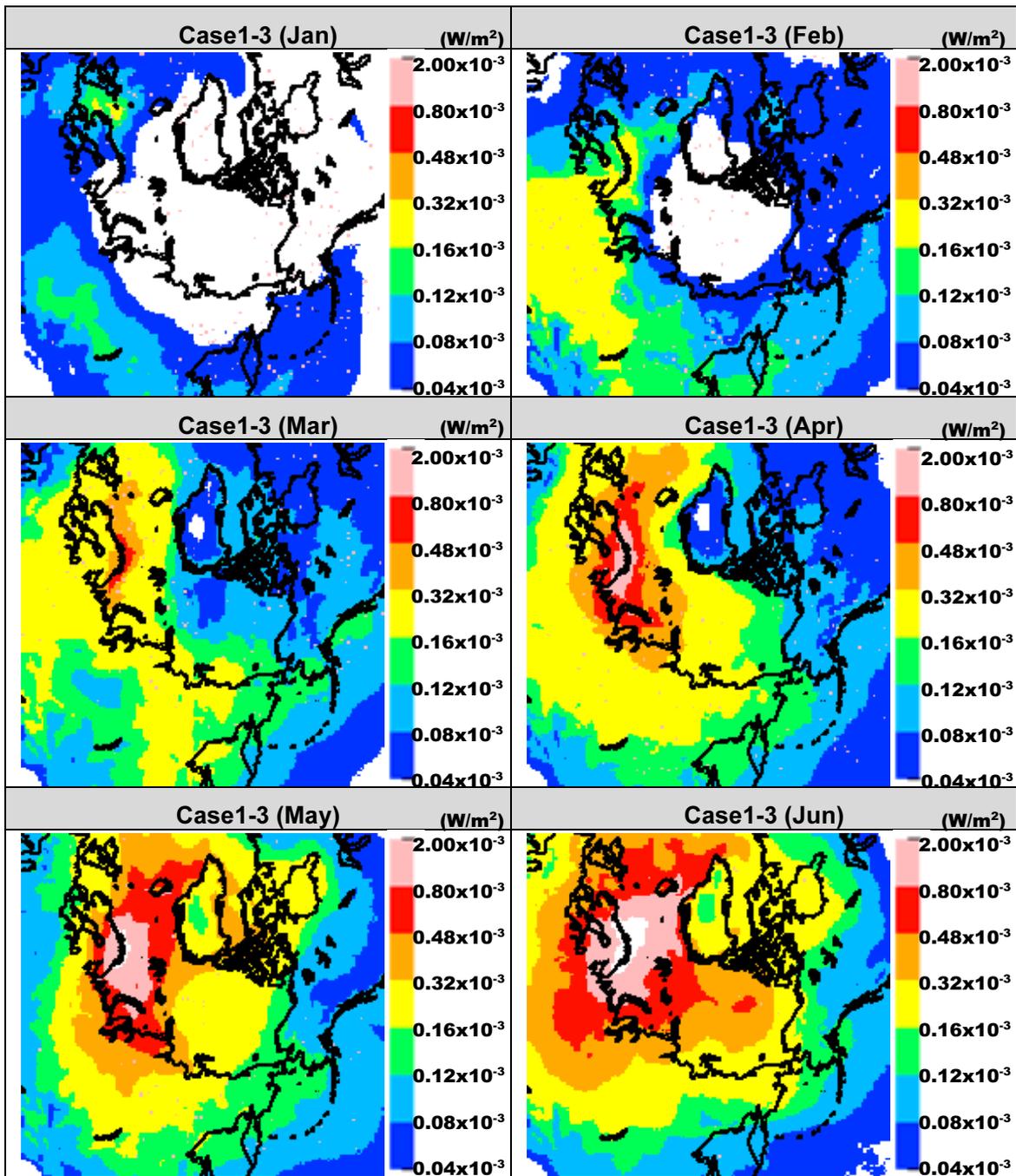


図 5.4-35 現況 Case1 と現況 Case3 の放射強制力差分分布図 (月平均) 1~6 月

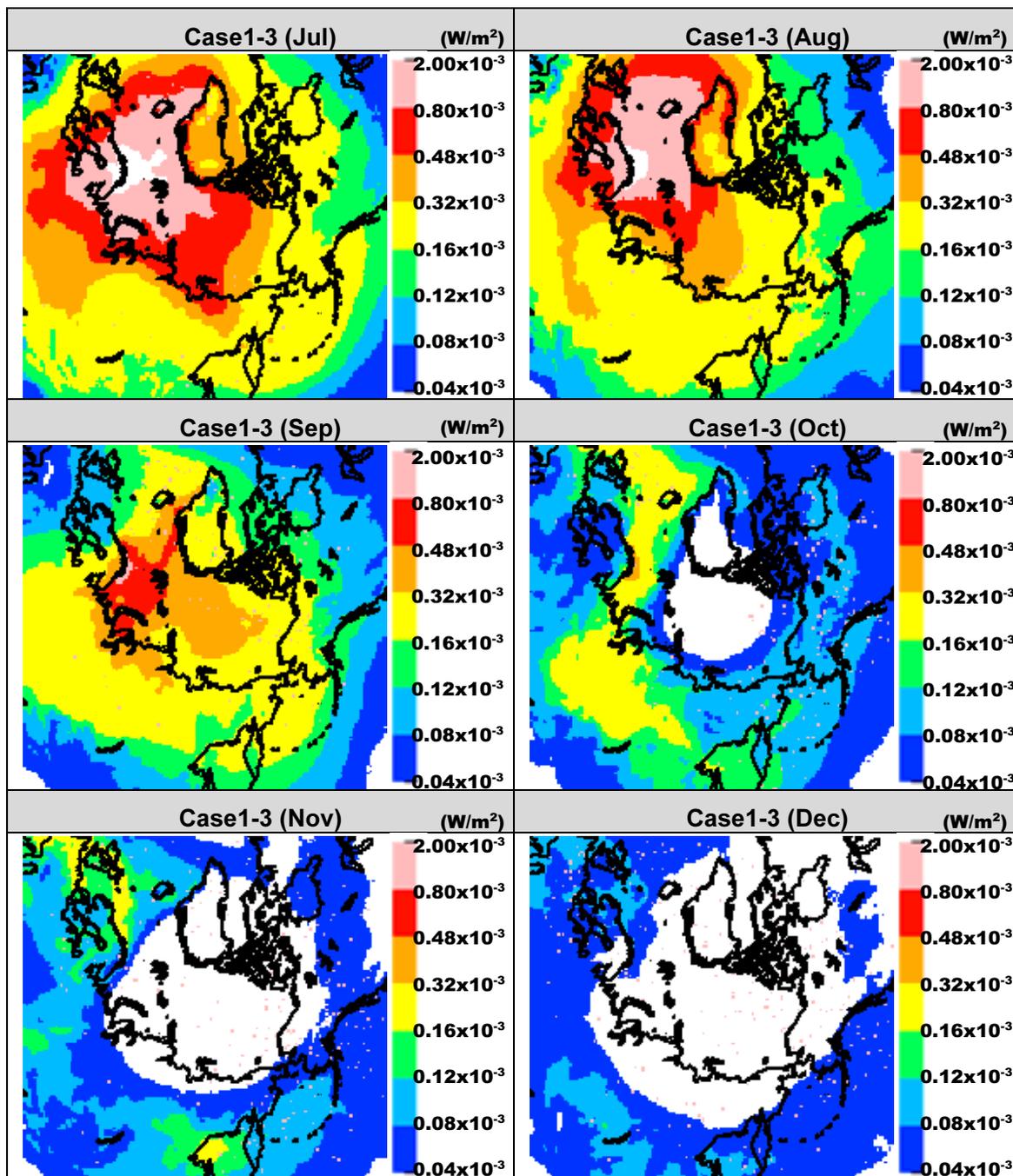


図 5.4-36 現況 Case1 と現況 Case3 の放射強制力差分分布図 (月平均)7~12 月

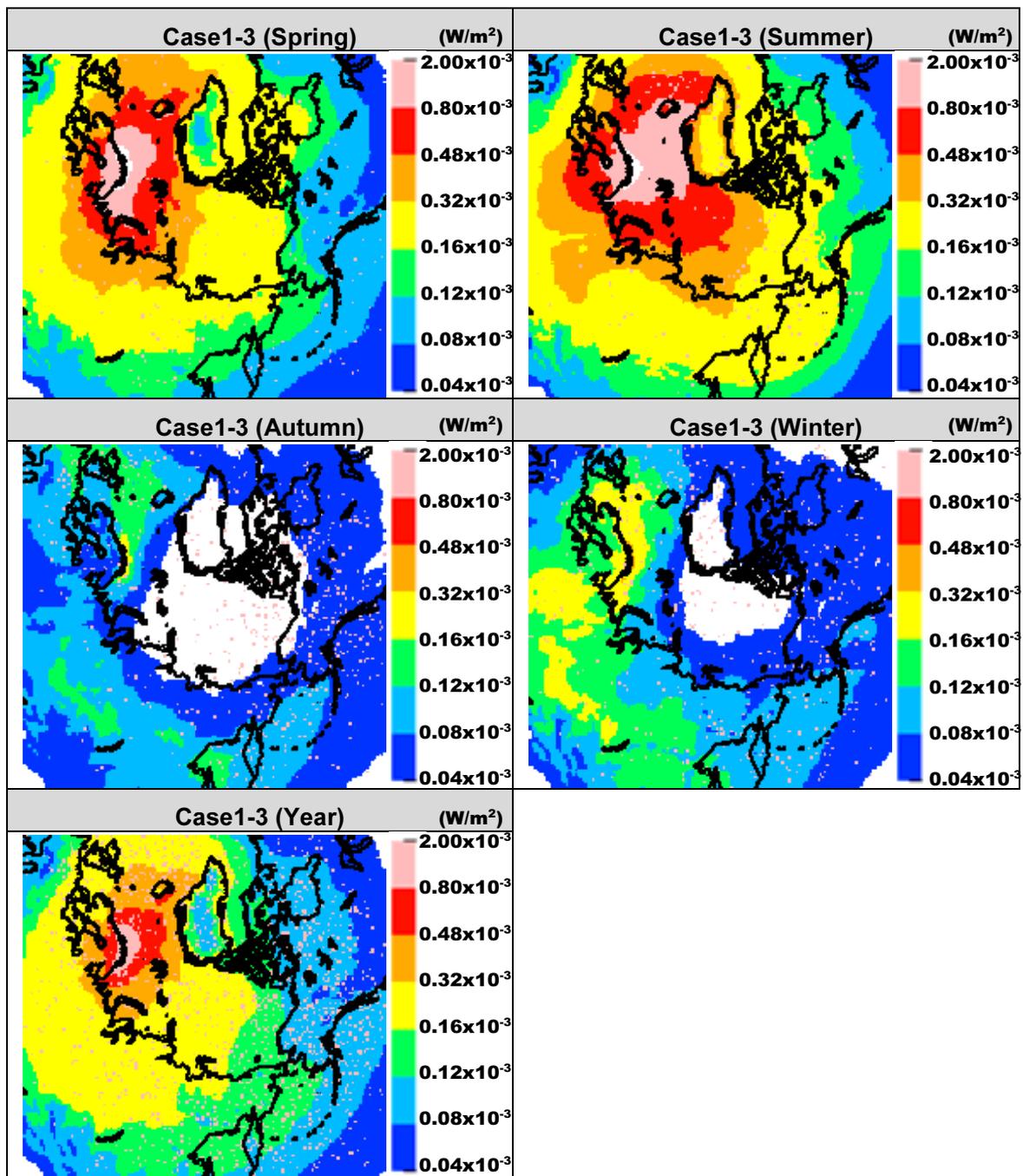


図 5.4-37 現況 Case1 と現況 Case3 の放射強制力差分分布図 (季節別、年平均)

6 北極圏における船舶のブラックカーボン排出に対する対策の必要性の検討

北極圏における船舶からのブラックカーボン排出に対する対策の必要性について、内航船や漁船が活発に活動するスカンジナビア半島やアイスランド沖合の“Non Arctic area”とそれ以外の北極圏海域である“Arctic area”に分けて検討、整理した。

(1) 排出量寄与の観点からの対策の必要性

“Arctic area”において船舶からの排出寄与は2%程度であり、将来の伸びを考慮しても全球平均とほぼ同レベル程度と想定されるため、“Non Arctic area”での対策が優先されるべきと考えられる。“Non Arctic area”における船舶からの排出寄与は29%程度あり、対策の必要性は否定できない。

(2) 北極圏に対する極地的な気候変動への影響の観点からの対策の必要性

“Non Arctic area”と“Arctic area”ともに濃度レベルでの寄与率は排出量寄与率とほぼ同程度であり、放射強制力に対しての影響も大きくない。ただし、局地的な高濃度が再現できていないことには留意する必要がある。

(3) 北極圏で懸念される生態系影響の観点からの対策の必要性

“Non Arctic area”と“Arctic area”ともに沈着量から判断して臨界負荷量に達している可能性は低い。地衣類に対する臨界負荷率については今後さらなる精査が必要である。

(4) 北極圏で懸念される人体健康影響の観点からの対策の必要性

現況のPM_{2.5}の大気中濃度及び周辺の人口密度から判断して、“Arctic area”においては対策の必要性は小さい。“Non Arctic area”においては、対策の必要性はあるが、ブラックカーボン対策よりも燃料中硫黄分の減少による硫酸塩とその不随水の低減を優先させるべきと考えられる。

6.1 排出量寄与の観点からの対策の必要性の検討

6.1.1 陸上排出源からの LAC 排出量との比較

表 6.1-1 は、昨年度の事業 (OPRF-H24) 及び今年度事業 (OPRF-H25) 並びに ARCTAS²⁶ で整備された LAC 排出量を、緯度帯毎に積算した結果を示したものである。なお、排出量の積算は北緯 66° 以北としている。

推計対象年は ARCTAS が 2008 年、OPRF-H24 が 2004 年、OPRF-H25 が概ね 2013 年としている。「Second IMO GHG Study」による船舶の燃料消費量の 2004 年から 2007 年への伸び率+15%を踏まえると、OPRF-H24 は ARCTAS による排出量の、北緯 70° 以北は約 3.5 倍、北緯 66° 以北では約 2.5 倍となることがわかった。

2004 年から 2007 年の伸び率+15%が 2013 年まで継続するものと仮定すると、2004 年から 2013 年までの伸び率は+52%となり、2013 年における北緯 70° 以北の排出量は、OPRF-H24 で約 181 ton/year、ARCTAS で約 59 ton/year になるものと推定され、北緯 66° 以北の排出量は、OPRF-H24 で約 283 ton/year、ARCTAS で約 128 ton/year と推定される。

したがって、今年度事業で推計した排出量の算定結果 OPRF-H25 は、北緯 70° 以北では、年度補正を行っても OPRF-H24 の約 6 倍、ARCTAS の約 18 倍、北緯 66° 以北で OPRF-H24 の約 8 倍、ARCTAS の約 17 倍大きい結果となる。これはこれまでに述べてきたように、最新の活動量を用いていることもあるが、ブラックカーボン²⁶を LAC と定義したことにより、排出係数は 3 倍程度大きくなっていることによる。次に、本年度事業 OPRF-H25 で算定した北緯 66° 以北を対象とした場合、また、本事業で定義する北極海 (Arctic area、図 3.2-9 参照) の範囲とした場合の LAC の排出量と船舶起源の割合は表 6.1-3 に示すとおりであり、EC に関しては表 6.1-4 に示すとおりである。

地理的に見た場合、北緯 66° 以北の北極海のうち、スカンジナビア半島やアイスランド付近の Non Arctic area で全体の LAC 排出量 2.161 Gg/year のうち 1.770 Gg/year (82%) を占める。残りの NSR やカナダ側航路等の Arctic area における LAC 排出寄与割合は 0.391 Gg/year (18%) にすぎない。この結果、森林火災起因を含む人工排出源からの LAC 排出総量に占める寄与は、Non Arctic area で 29%に達するのに対して、Arctic area では 2%に過ぎない。北緯 66 度以北全体では 7%程度であり、全球での NOx や SOx など大気汚染物質の寄与率 (いずれも 10%程度) と比較しても大きく乖離しない。

表 6.1-5 から面積当たりの排出強度 (kg/year/km²) で見た場合では、Arctic area の全平均値は 0.010 であり、スカンジナビア半島及びアイスランド付近の Non Arctic area の全平均値は 0.502 と 50 倍程度と大きくなる。

前者におけるグリッド最大値は 1.55、後者は 11.29 である。後者の値は、日本国の領海内 (12NM) の平均面積当たり排出量 17 にほぼ匹敵するが、東京湾の 244 よりは遥かに少ない。

つまり、スカンジナビア半島やアイスランド付近における面積強度は、最大でも日本国

²⁶ 米国 NASA が 2008 年の春季と夏季の 2 シーズンにわたって北極圏の対流圏大気を対象に実施した集中野外観測実験。観測を効率的に行うために、化学輸送モデルのための入力条件として、ブラックカーボンを含む 10 成分の気体・エアロゾル粒子の排出源データが作成された。

12 マイルのそれと同等以下であると言える。それ以外の北極圏海域における面積強度は最大でも日本国距岸 12 海里のその 1/10 以下である。

以上のことから、両海域に対する対策の必要性を同じ尺度で検討することは適切でないと考える。

表 6.1-1 北極点から各緯度帯までの LAC 排出量 (Gg/year)

Emission Sources		Accumulated area (distance from North Pole [km])			
		90°N -80°N (abt 1100 km)	90°N -75°N (abt 1650 km)	90°N -70°N (abt 2200 km)	90°N -66°N (abt 2290 km)
Ships	(OPRF-H24) @2004	0 (0%)	0.009 (4.8%)	0.119 (64.0%)	0.186 (100%)
	(OPRF-H25) @2013	0.018 (0.8%)	0.178 (8.2%)	1.083 (50.1%)	2.161 (100%)
	(ARCTAS) @2008	0.001 (1.2%)	0.008 (9.5%)	0.039 (46.4%)	0.084 (100%)

・括弧内の青い%値は 90°N -66°N (最右端セル) の船舶起源に対する割合[%]

表 6.1-2 北極点から各緯度帯までの LAC 排出量 (Gg/year) と船舶起源の割合

Emission Sources		Accumulated area (distance from North Pole [km])			
		90°N -80°N (abt 1100 km)	90°N -75°N (abt 1650 km)	90°N -70°N (abt 2200 km)	90°N -66°N (abt 2290 km)
Ships @2013	0.018 (0.8%) (100%)	0.178 (4.8%) (98.3%)	1.083 (50.1%) (67.1%)	2.161 (100%) (7.4%)	
Anthropogenic (ARCTAS)	0 (0.0%) (0.0%)	0.003 (0.1%) (1.7%)	0.074 (1.9%) (4.6%)	3.952 (100%) (13.5%)	
Boreal forest fire (ARCTAS)	0 (0.0%) (0.0%)	0 (0.0%) (0.0%)	0.456 (2.0%) (28.3%)	23.176 (100%) (79.1%)	
Total (Ship:ARCTAC)	0.018 (100%)	0.181 (100%)	1.613 (100%)	29.289 (100%)	

・括弧内の青い%値は 90°N -66°N (最右端セル) の船舶起源に対する割合[%]

・括弧内の赤い%値は各合計に対する船舶の割合[%]

表 6.1-3 北極点から各緯度帯までの LAC 排出量 (Gg/year) と船舶起源の割合
(北緯 66° 以北と本事業で定義する北極圏内)

Emission Sources		Accumulated area (distance from North Pole [km])			
		90°N -80°N (abt 1100 km)	90°N -75°N (abt 1650 km)	90°N -70°N (abt 2200 km)	90°N -66°N (abt 2700 km)
Ships	Non arctic area	0.000 (0.0%) -	0.090 (7.7%) (96.5%)	0.815 (46.0%) (92.9%)	1.770 (100%) (29.1%)
	Arctic area	0.018 (4.6%) (100%)	0.088 (22.5%) (100%)	0.268 (68.5%) (36.5%)	0.391 (100%) (1.7%)

- ・括弧内の青い%値は 90°N -66°N (最右端セル) の船舶起源に対する割合[%]
- ・括弧内の赤い%値は各地域の森林火災起因を含む人工排出総量に対する船舶の割合[%]

表 6.1-4 北極点から各緯度帯までの EC 排出量 (Gg/year) と船舶起源の割合
(北緯 66° 以北と本事業で定義する北極圏内)

Emission Sources		Accumulated area (distance from North Pole [km])			
		90°N -80°N (abt 1100 km)	90°N -75°N (abt 1650 km)	90°N -70°N (abt 2200 km)	90°N -66°N (abt 2700 km)
Ships	Non arctic area	0.006 (2.8%) (100%)	0.011 (5.2%) (76.9%)	0.098 (46.2%) (62.1%)	0.212 (100%) (6.8%)
	Arctic	0.002 (4.3%) (100%)	0.011 (23.4%) (100%)	0.032 (68.1%) (69.2%)	0.047 (100%) (4.3%)

- ・括弧内の青い%値は 90°N -66°N (最右端セル) の船舶起源に対する割合[%]
- ・括弧内の赤い%値は各合計に対する船舶の割合[%]

表 6.1-5 北極域と日本沿岸域における面積当たりの LAC 排出強度 (kg/year/km²) の比較

	面積 (km ²)	LAC 排出量 (kg/year)	排出強度 (kg/year/km ²)
北極海 Arctic area 全平均値	40,831,200	0.391 × 10 ⁶	0.010
Non Arctic area 全平均値	3,524,400	1.770 × 10 ⁶	0.502
北極海 Arctic area 内の グリッド最大値	3,600	5,596	1.55
Non Arctic area 内の グリッド最大値	3,600	40,628	11.29
日本国距岸 12NM 内 (領海)	430,000	7,225,381	17
日本国東京湾	1,320	322,495	244

6.1.2 排出量寄与からの対策の必要性の検討

北極海を航行する LAC 排出量の寄与の観点から見た場合、北極海における BC 対策の必要性は下記のように評価される。

2012 年 11 月から 2013 年 10 月までの、北緯 66° 以北で航行した全ての船舶からの LAC 排出データを、衛星 AIS の一つである exactAIS のデータを用いてまとめた。北緯 66° 以北の LAC 総排出量は 2,161 ton/year と評価される。これは、既存のデータ、たとえば昨年度の本事業の報告値に比較しても数倍程度大きい。衛星 AIS の補足率をあげたことにより、船舶活動を正確に把握できたためと評価できる。この結果、北緯 90-66° 帯における船舶からの LAC 排出量の森林火災起因と陸上の全人工発生源を含めた LAC 排出総量に対する寄与率は 7%程度であり、全球での他の大気汚染物質の寄与率と比較しても大きく乖離しない。

最大の寄与は一般貨物船であるものの、漁船と客船で 25%の寄与があり、貨物船の活動量に比較してこれらの船種の活動量が大きいことは、この海域の特徴であると考えられる。特に客船については、平均航行時間、平均航行速度ともに他の船種に比較して大きくなっており、比較的大きな主機の負荷率で長時間航行している実態が明らかになった。

地理的に見た場合、スカンジナビア半島及びアイスランド付近と、それ以外の海域では、活動量も排出量も大きく異なる。これは、それぞれ Non Arctic area と Arctic area として把握することができる。後者の Arctic area における排出寄与割合は全体の排出量 2,164 ton/year の 24%にすぎず、Non Arctic area は 76%を占める。仮に Arctic area の LAC だけを考慮した場合、森林火災起因と全人工発生源を含めた LAC 排出量に対する寄与率は 2%程度と算定される。これに対して、スカンジナビア半島及びアイスランド付近の Non Arctic area における排出量の寄与率は 29%程度と算定される。

面積当たりの排出強度 (kg/km²/year) で見た場合、スカンジナビア半島及びアイスランド付近の Non Arctic area におけるグリッド最大値は 11.29 (kg/km²/year) 、Arctic area のグリッド最大値は 1.56 (kg/km²/year) である。前者の値は、日本国の領海内 (12NM) の平均面積当たり排出量 17 (kg/km²/year) にほぼ匹敵する。つまり、「スカンジナビア半島及びアイスランド付近海域」における面積強度は、最大でも日本国 12 マイル内の平均値の同等以下であると結論できる。「それ以外の海域」における面積強度は最大でも日本国 12 マイルの平均値の 1/10 以下である。

後者の海域の大半には polar code が適用されないことから、非 ICE クラスの船舶が航行できる。このため、同海域には特に夏季において他の海域からの非 ICE クラスの船舶の往来が増加していることが考えられる。

以上の実態から、対策の必要性や枠組みの検討においては、両者を別に考えることが適当であると考えられる。

つまり、Non Arctic area の船舶については、29%の寄与率あるいは船舶活動量の集中から考えて、相当の影響を、同海域を中心に与えているものと考えられる。他方、Arctic area

の船舶寄与は、2%程度と想定される全球平均²⁷よりも小さく、将来の活動量の伸びを考慮しても全球における平均的な寄与程度にしか達しないと予想される。

ただし、緯度を90°から70°までに限定した場合は、Non Arctic area、Arctic areaの両海域共に船舶の寄与は60%を超える。したがって、陸地面積が相対的に少なくなる70°以上の高緯度海域においては、船舶が最も大きな排出寄与を占める人工排出源であると言える。このように、船舶と陸上との排出量の寄与割合は、陸地/海洋面積の比率に大きく影響されるため、最終的にはシミュレーション結果などによる低緯度帯から移流効果や1 kgの排出が放射強制力に与える影響の差異について検討を加えた上で最終的に判断することが肝要である。以上の考察から、Non Arctic areaのLAC対策はArctic areaのLAC対策より優先されるべきと考えられる。このような、船舶活動量や船舶の寄与割合などによって地域規制を行う考え方は、既にMARPOL 73/78条約附属書VIなどにおいて特別海域の設定(附属書VIにおいては排出規制海域)として導入されている。

²⁷ IMO GHG study updatingのdraftによれば、2012年における全世界のPM排出量は1,400 ktであり、AR5におけるPM排出量18,000 ktの7.7%にあたる。

6.2 北極圏に対する局地的な気候変動への影響の観点からの対策の必要性の検討

6.2.1 EC 濃度および放射強制力に対する影響の観点からの対策の必要性

北極圏の EC の最下層濃度および気柱総量に対する船舶からの寄与は、局地的な気候変動が最も懸念される北極海上空及びその周辺において全体として $50-70 \text{ ng/m}^3$ の範囲にあるのに対して Case1—Case2 において $5-10 \text{ ng/m}^3$ となり Arctic area と Non Arctic area を併せて全体の人口排出源に対して 1/10 程度の寄与があることが想定される。この値は、6.1 で検討する排出量ベースで推定される船舶/総 EC 量比率(7.4%)と大きく変化しない。次に、“Arctic area”では、全体の $0-70 \text{ ng/m}^3$ に対して、最大で 5 ng/m^3 程度であり濃度レベルで 1/10 以下の寄与であると評価できる。ただし、6.1 で検討する Arctic area からの排出量ベースで推定される船舶/総 EC 量比率(1.7%)と比較してやや大きい。これは、“Arctic area”においては、“Non Arctic area”に対して、陸上からの排出量に比較して、より沿岸に沿って分布しており、北極海への影響が大きいこと、あるいは季節的な排出量の変動に影響されていると考えられる。このため、

北極圏における年平均放射強制力は、おおよそ $0.32-0.48 \text{ W/m}^2$ の範囲にあり、北極海における全船舶の寄与は、その増加分は最大 2%程度に留まっている。最も影響が大きいと考えられる 7 月においても北極海上空における増加分は最大 2%程度に留まると考えられる。Case1 と Case2 の差分と Case1 と Case3 の差分ではグリーンランド上空で前者の値がやや大きく計算される傾向があるものの、北極海全体として大きな違いは見られなかった。

これら値の変化は、船舶から排出された EC は主に海上において放射強制力を持ち、質量当たりの放射強制力に対して海表面の季節変化分が大きく影響していること等によると考えられる。

放射強制力は、大気中における EC 気柱総量およびその地域における地表の平均的な反射率に大きく左右される。このため、北極海やその周辺地域など雪氷に覆われた地域の放射強制力については、最新の雪氷の被覆度の季節変化を取り込むことが重要であるが、今回のシミュレーションではこれらを入力することができなかつたため、2008 年当時の値を入力値として用いている。このため、やや過小評価となっている可能性がある点については留意されたい。このため、特に“Non Arctic area”において、地表面の反射率や放射強制力の実測などモニターを進める必要性が示唆された。

今回のシミュレーションにおいては、空間解像度は約 60km メッシュで行っており、これより物理的に小さい局所的な排出影響は把握できていない点については留意する必要がある。

6.2.2 雪表面の反射率に対する影響の観点からの対策の必要性

近年北極域の雪氷中に含まれるブラックカーボン濃度が無視できない値である可能性が指摘されるようになり (青木ら (2010))、IPCC 第 4 次評価報告書 (2007) 及び第 5 次評価報告書(2014)においても、全球スケールの気候に影響を与える要因として、積雪中のブラックカーボンによる反射率低下の効果が新たに追加され、その放射強制力は、全球年平均値で $+0.1 \pm 0.1 \text{ (W/m}^2)$ と評価されている。これは二酸化炭素による放射強制力が 1.66 ± 0.17

(W/m^2) に比べると1桁小さい。しかし、二酸化炭素が全球・通年で温暖化に寄与することに対し、雪氷面上のブラックカーボンによる反射率低下は主に、日射のある北半球の雪氷域に働く効果であり、たとえば春季の北極圏などの領域を限定して評価すれば、上記の全球年平均値に比較して、より強い影響を持つと考えられる(青木ら(2010))。

IPCC 第4次報告書(2007)の評価計算はHansen and Nazarenko(2004)とHansen et al.(2005)によるものであり、彼らはWarren and Wiscombe(1980)の積雪反射率モデルを用いて、ブラックカーボンの雪氷面反射率減少による気候影響の計算を実施した。Warren and Wiscombe(1980)の積雪反射率モデルでは、積雪中のブラックカーボン粒子を、雪粒子(氷粒子)とブラックカーボン粒子の混在状態として表現し、さらにそれらの混合状態を外部混合と仮定し、大気放射計算と同様の放射計算を積雪層に対して行うことで、ブラックカーボンによる反射率減少を取り扱っている。この積雪中のブラックカーボン粒子を、雪粒子(氷粒子)とブラックカーボン粒子の混在状態として表現し、さらにその混合状態を仮定し、放射計算によって反射率を導出する手法は以降の積雪反射率モデルにおいても頻繁に適用され、単に雪表面上に沈着したブラックカーボンだけでなく、長期にわたって沈着し積雪層中に含まれるブラックカーボン全体として、反射率の変化に影響するという考え方は、これ以降の積雪反射率モデルの基礎となっている。

昨年度の検討において複数の積雪反射率モデル間の比較を行った結果、観測の再現性の観点から考えると、Aoki et al.(2011)のモデルにおいて反射率の時間変化や絶対量に関する実測値との再現性は非常に高く、導入するモデルとして、適切であると考えられた。

本年度はシミュレーションにより得られた北極海を航行する船舶からのLAC濃度が雪表面に乾性沈着した場合に、同モデルではどの程度の反射率の変化が期待されるか、一定の気象条件や雪表面の状態を仮定して試算を試みた。

図6.2-1には全人口発生源からのEC排出量から計算された乾性沈着量を、図6.2-2には北極海を航行する船舶からのLAC排出から計算された乾性沈着量を7月(夏季の代表月)の積算値として示した。なお、乾性沈着量はWRF-CHEMからの出力であり、気象条件および地表面情報(土地利用および地面粗度)を考慮したものである。ここで、7月は船舶活動量が1年で最も高くかつ海氷の面積が少なく観測されている季節であり、雪表面の沈着および反射率への影響が大きいことが危惧される。

次に湿性沈着量については、同モデル内では湿性沈着による大気中の粒子の除去過程(wash outおよびrain out)が考慮されているが、この除去された総量をグリッド毎の湿性沈着量として取り出すためにはモデルのソースを変更することから、水平分布を得ることは困難であった。他方で、同地域の7月の降水・降雪量は<20mm程度であることから、一般論として同地域の夏季においては乾性沈着量の方が支配的であると考えられる。

図6.2-1でみると低緯度域たとえば日本周辺では、 1×10^7 ng/m²/monthの乾性沈着量に対して、北極海周辺では 1×10^5 ng/m²/month程度と1/100となっており総乾性沈着量の絶対値が小さい。また、船舶からの寄与を図6.2-2でみると、Non-Arcticのみ(図)とNon-ArcticとArcticと併せた場合でもグリーンランド上で 1×10^3 ng/m²/month arctic、北極海の高緯度域で

は $5 \times 10^3 \text{ ng/m}^2/\text{month}$ 、Non Arctic 周辺では一部で $5 \times 10^4 \text{ ng/m}^2/\text{month}$ に達しているが、いずれも総量の 1/10 から 1/100 程度の寄与となっている。

上記の乾性沈着量の最大値 ($5.0 \times 10^4 \text{ ng/m}^2/\text{month}$) に対して、LAC 粒子の直径：1 μm 、密度：2 g/cm^3 と設定した場合、すべての LAC が表面に 1 ヶ月間保持され、かつ隙間なく敷き詰められると仮定しても、LAC による被服の割合は $3.75 \times 10^{-5} (\text{m}^2/\text{m}^2)$ にしかならない。これはつまり、船舶排出源に起因するブラックカーボンによって $3.75 \times 10^{-3}\%$ の雪面が黒色に変化させられると近似することが可能である。

積雪水当量(SWE:Snow Water Equivalency)を 1-10 の範囲で感度解析させた場合、上記の沈着量最大値によって生じる雪表面内の BC concentration は 0.005-0.05 ppmw と計算される。この雪中 BC 濃度は Aoki et al. (2011) のモデルにおいては、アルベドの変化が可視光で 0.98 からほとんど低下しないと計算されている。この程度の反射率の変化は、同じ図 5 において計算されている SWE そのものの変化による反射率の変化と同等であると評価できる。つまり、7 月の一ヶ月分の船舶からの沈着量は、新雪の雪表面が気象条件や圧雪など経年変化によってある程度ザラメ化した範囲内と同等であると評価できる。総人工排出源からの排出を考慮しても、同じく 0.97 程度までの低下と評価され、同期間の沈着が短期的に反射率に変化を与え、結果として放射強制力に影響を与える可能性は小さいと考える。

ただし、年間を通しての長期的な沈着(湿性沈着を含む)を評価する場合には、既に述べたように雪表面だけでなく数季前に積雪しある程度圧雪されてザラメ化したことにより透明度が上がった深層における反射率の変化も考慮しなければいけないことには留意する必要がある。従って、今後は冒頭に述べたように特に春期から夏期にかけて、特に沈着量が多いと考えられる Non Arctic area 付近の雪表面において、深層の反射率の変化や沈着量をモニターすることが重要になると考える。

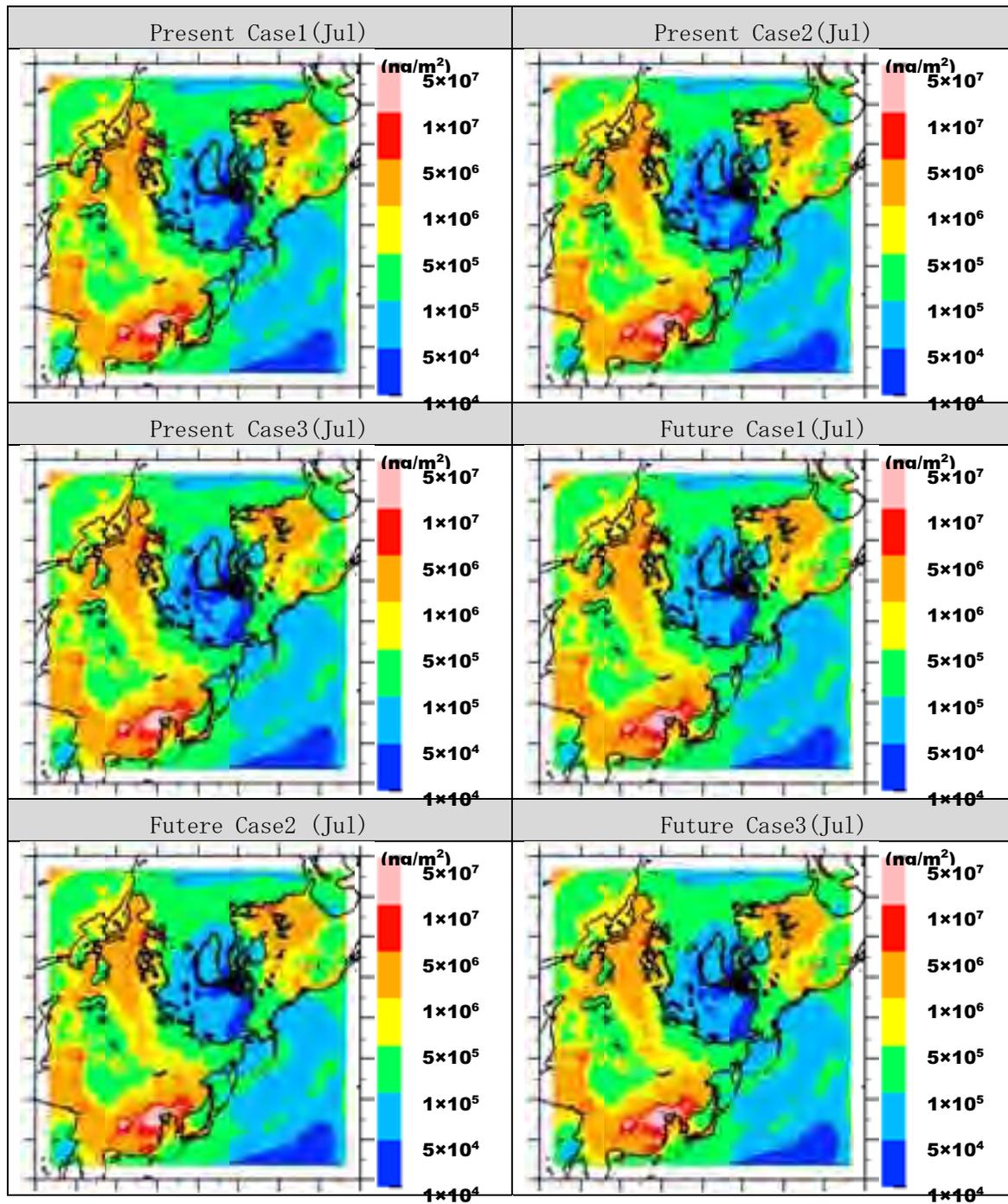


図 6.2-1 乾性沈着量の水平分布図

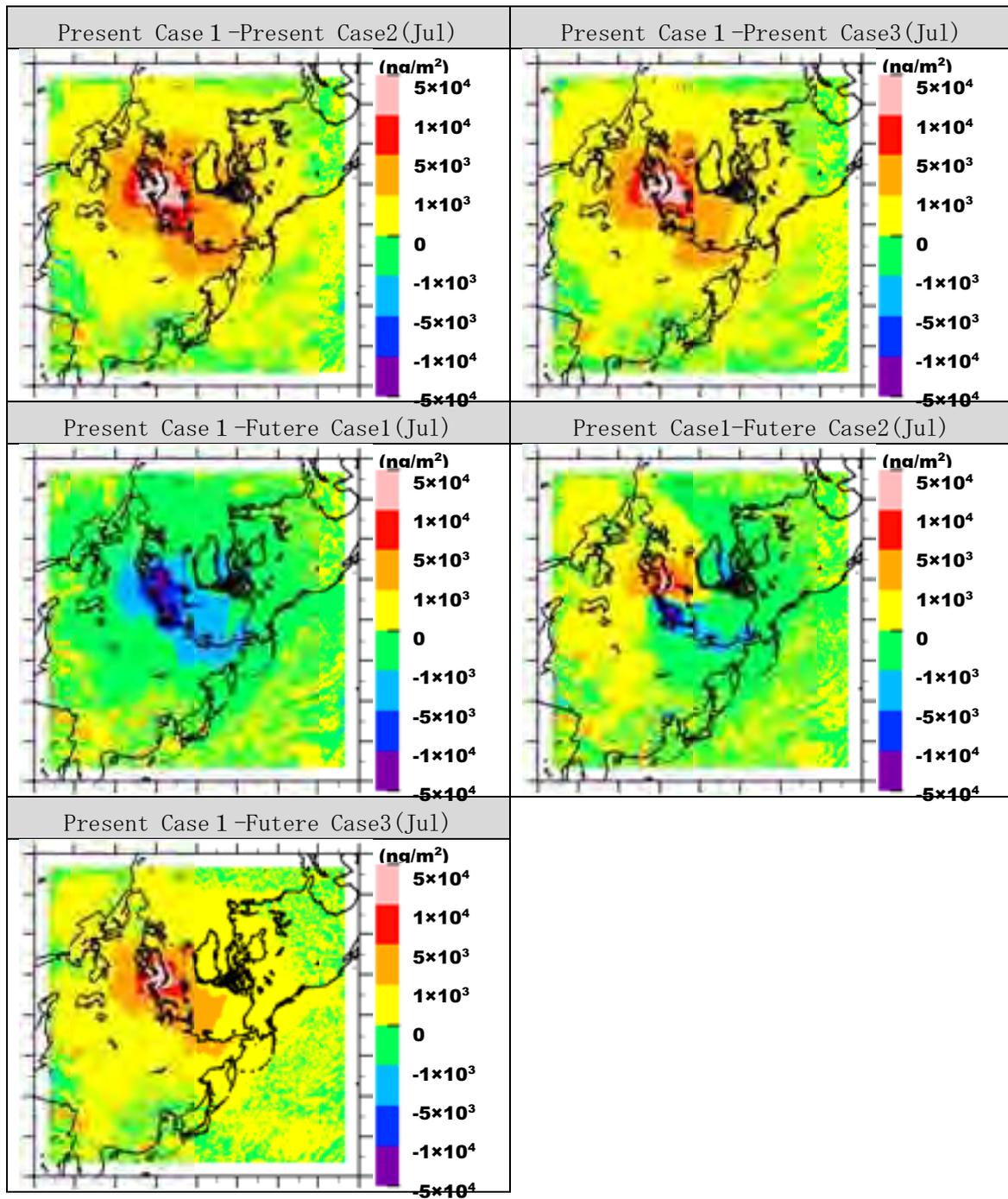


図 6.2-2 乾性沈着量の水平分布図（現況ケース 1 との差分）

6.3 北極圏で懸念される生態系影響の観点からの対策の必要性の検討

シミュレーションより BC 沈着速度を計算し、以下のとおり解析結果をまとめた。

- (1) 生態系影響を評価するエンドポイントとして地衣類を選択し評価を行った。地衣類は植物とは異なり、根のような栄養素や水を吸収する器官がなく、降水から直接栄養分を得ている。また、葉面を守るクチクラ層やガス交換のための気孔がないため、地衣体と呼ばれる本体が大気に直接暴露されている。そのため、大気汚染物質の影響により種組成や被覆率が変化することが知られており、様々な汚染物質の環境指標生物として多くの活用事例が報告されている。
- (2) エストニアのオイルシェール発電所付近では、同発電所から排出されていると推定される Ca を多く含む粒子状物質の沈着により、全く地衣類の生息が確認できない地衣砂漠とも言われるような地域が形成される等、大気汚染物質の沈着による地衣類の生態系に対する明らかな影響が顕在化している。
- (3) 粒子状物質だけでなく窒素沈着でも地衣類は生態系内の種組成や被覆率が大きく変化することが報告されており、この変化量を活用した臨界負荷量の設定の議論も進んでいる。既報によると、地衣類を考慮した窒素の臨界負荷量は、 $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 未満（例えば $2 - 4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ）に設定するのが妥当であり、北極域にも適用は可能と考えられる。ツンドラのような樹冠による遮りがない状況においては、林外の湿性沈着として $1 - 3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ が目安となる。ただし、今回推定している LAC には窒素は多く含まれていないため、LAC 沈着により直接窒素沈着量の臨界負荷量に達することはない。
- (4) ブラックカーボンによる地衣類への直接的な影響を示す科学的な報告事例は少ないが、その光吸収特性から、「日陰効果」や「葉温上昇効果」等により、植物の光合成低下や蒸散促進を引き起こす可能性が示唆されている。地衣類は植物のように落葉せず長期に同じ場所で生息していることから、このような光吸収性の BC 粒子の長期的な沈着の影響を、より直接的に受ける可能性もある。地衣類に適用すべきブラックカーボン沈着量の閾値としては、我が国の代表的な樹種において日陰効果により 10% 程度の光合成阻害を引き起こす、葉面積当たり $3 - 40 \text{ mg C/m}^2$ の BC 付着量が一つの目安となる。今回の LAC 沈着量と地衣類の被覆率から考えると、同臨界負荷量に達する可能性は低い。
- (5) 南東アラスカのクロンダイク・ゴールドラッシュ国立歴史公園付近では、窒素沈着あるいは硫黄沈着による地衣体中の元素濃度変化や種組成の変化等が生じており、すでに船舶（主に観光シーズンのクルーズシップ）由来の大気汚染物質による地衣類への影響が顕在化しつつあると報告されている。このような事例があることから、局所的な影響を更に精密に評価するためにも、地衣類を指標生物として BC を含めた大気汚染物質の沈着量に対する影響を引き続きモニターする必要があると考えられる。

6.4 北極圏で懸念される人体健康影響の観点からの対策の必要性の検討

6.4.1 疫学研究に基づく粒子状物質の健康影響評価

本年度に実施した船上観測より、船舶排ガス中に含まれるブラックカーボンは、概ね空気力学径が 2.5 μm 以下の微小粒子 ($\text{PM}_{2.5}$) として存在していることが確認された (第 2 章 船舶から排出されるダストの排出実態の解明 参照)。わが国では、平成 25 年に入ってから中国において広い地域で高濃度の $\text{PM}_{2.5}$ が報告されたこと、また、西日本を中心にわが国の環境基準 (一日平均 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) を越える濃度が頻発したことから、 $\text{PM}_{2.5}$ に対する関心が急速な高まりを見せている。

大気汚染に係る環境基準は、公害対策基本法の第 9 条において「大気の汚染 (中略) に係る環境上の条件について、それぞれ、人の健康を保護し、及び生活環境を保全する上で維持されることが望ましい基準」と定義されている。これに従い、2009 年 9 月に公示された $\text{PM}_{2.5}$ に対する環境基準は、その当時における最新の疫学的な知見に関する検討作業を踏まえた上で設定されたものとなっている。さらに環境省は、 $\text{PM}_{2.5}$ 高濃度時に対する暫定的な行動指針を 2013 年 2 月に定めている。その内容は、「1 日の平均濃度が、これまでの基準値の 2 倍に当たる 1 立方メートル当たり 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ を超えると予測された場合は、健康に影響を及ぼす可能性が高くなるとして、都道府県などが外出や屋外での長時間の激しい運動、それに部屋の換気を控えるよう注意を呼びかける」といった内容である。実際には、1 時間平均値が当日の早い時間帯 (5~7 時) において 85 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ を超えた場合に、その日の日平均値が 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ を超える可能性が高いと判断して、都道府県等が注意喚起を行うこととなっている。

以上より、 $\text{PM}_{2.5}$ をはじめとする大気汚染物質と人体健康影響には強い相関があることは疑いなく、その定量性は疫学研究より明らかにされてきた。大気汚染に係る疫学研究では、大気汚染の時間・空間的に異なる曝露レベルにより、どのような健康影響の違いが生じるのかが分析される。例えば、最も有名な疫学研究の一つである「ハーバード 6 都市研究²⁸⁾」では、米国東部の 6 都市において無作為に選定された 25~74 歳の白人約 8,111 人を、1974 年以降の 14~16 年間 (111,076 人・年) 追跡したコホート研究²⁹⁾が行われた。同研究では、 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度が最も低い都市 (ウィスコンシン州 Portage: 11.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) と最も高い都市 (オハイオ州 Steubenville: 29.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) における $\text{PM}_{2.5}$ 濃度と死亡率比は、全死亡で 1.26 (+26%)、心肺疾患死亡で 1.37 (+36%) と有意な増加であったことが報告されている。

²⁸⁾ Krewski et al. : Reanalysis of the Harvard Six Cities Study and the American Cancer Society Study of Particulate Air Pollution and Mortality, A Special Report of the Institute's Particle Epidemiology Reanalysis Project, Health Effects Institute, Cambridge (2000)

²⁹⁾ 分析疫学における手法の一つであり、特定の要因に曝露した集団と曝露していない集団を一定期間追跡し、研究対象となる疾病の発生率を比較することで、要因と疾病発生の関連を調べる観察的研究。研究期間が長くなるゆえ、多くの経費や労力を要するなどの問題点がある。

大気汚染物質に係る健康影響は、「長期曝露による慢性影響」と「短期曝露による急性影響」の2つに分類される。PM_{2.5}に対して設定されている環境基準には、日平均値 (35 µg/m³) と年平均値 (15 µg/m³) の組み合わせが設定されているが、これは短期及び長期曝露に伴う健康影響からの保護を目的としたことが理由である。長期曝露における慢性影響には徐々に進行する癌や動脈硬化などが、短期曝露による急性影響には喘息や心筋梗塞の発作などが挙げられる。これら健康影響は「エンドポイント」と呼ばれ、疫学研究では様々なエンドポイントを対象に観察及び追跡調査が行われることになる。例えばハーバード6都市研究では、前述の全死亡や心肺疾患死亡に加え、肺癌死亡や呼吸器疾患などもエンドポイントに加えられた。

PM_{2.5}のような粒子状物質は、多種多様な化学物質で構成されている。例えば、わが国都市部における2004～2008年度のPM_{2.5}重量濃度の平均値は22.6 µg/m³であり、そのうちBCに該当する元素状炭素成分 (EC) は11%、硫酸塩 (SO₄²⁻) は25%、硝酸塩 (NO₃) は13%を占める³⁰。発生源対策を講じるうえでは、これら成分濃度の把握は必須となる。他方、疫学研究においては、これら成分はいずれも有害な健康影響の原因になり得るとの考えから、個々の成分に対してではなく、粒子状物質の重量濃度を対象として追跡調査がなされている。したがって、BCあるいはLACのみの曝露に対する人体健康影響リスク評価は行うことができない。

6.4.2 健康影響の定量評価モデル

欧米では、大気汚染物質の環境基準設定の際には、疫学研究の証拠から直接的に基準値を導き出しているが、その一方で様々な基準値の組み合わせにより、公衆衛生上のインパクトがどの程度低減できるかについても定量的な評価を行っている。具体的には、環境基準達成時に得られる社会的インパクトの減少 (死亡人数や入院患者の減少) について定量的な解析結果が求められ、それを金銭的価値に換算した数値 (外部コスト) と、基準達成のために必要なコスト (内部コスト) との比較解析が行われ、対策や規制のコスト効率が検討されている。

例えば米国では、人体健康便益評価モデルの BenMAP (Benefits Mapping and Analysis Program) を行政ツールとして開発し、健康影響の定量評価を実施している。同モデルでは、以下のような対数線形型の濃度・応答関数が採用されている。

$$\Delta Mortality = -[y_0 \times (e^{-\beta \times \Delta C} - 1) \times population] \quad (式 1)$$

$\Delta Mortality$: 大気汚染に起因する死者数の変化

y_0 : ベースライン死亡率

ΔC : 大気汚染濃度の変化量

β : エンドポイントの発生率と大気汚染濃度との関係を示す係数

$population$: 曝露人口

³⁰ 環境省: 微小粒子状物質健康影響評価検討会報告書 (2008)

上式におけるパラメータのうち、 β は疫学研究より得られるものであり、BenMAP では $PM_{2.5}$ に対して長期曝露に関する値のみが与えられている。

ベースライン死亡率は、ベースラインとなる大気汚染物質の濃度レベルに対応した死亡率であり、通常は各エンドポイントにおける死亡者数の統計値が使用される。このベースライン死亡率は人種や年齢によって差があるものと考えられるが、本事業で着目している北極圏及びその周辺に住んでいる人種が、日本国や米国に居住する人口と比較して $PM_{2.5}$ に対してとりわけ脆弱であるとは考えにくい。つまりは、北極海航路を対象とした対策に係る $\Delta Mortality$ の変化量は、 ΔC 及び曝露人口の大きさに依存することになる。このうち ΔC の算出は、ベースライン (現状) における $PM_{2.5}$ 濃度が十分に低い場合、例えば環境基準以下のような場合にはそもそも行う必要がないものとする。そこで次節では、 $PM_{2.5}$ 濃度及び人口分布から、北極圏近傍における健康影響を考察する。

6.4.3 北極圏近傍における健康影響評価

(1) $PM_{2.5}$ 濃度と環境基準の比較を用いた評価

表 6.4-1 に、 $PM_{2.5}$ に対するわが国の環境基準、欧州の ECD に基づく環境基準、米国連邦環境基準、WHO 指針値をまとめた。WHO 指針は他の環境基準よりも厳しいものとなっている。これは、各国が定める環境基準は、各国ごとに法的枠組みに従って、場合によっては技術面や経済面等を考慮したうえで各国が遵守すべき目標として制定されたためであり、WHO 指針とは意味合いが異なるものとするべきである。別の言い方をすれば、WHO の指針値を下回っていれば、世界のどの地域であっても、十分に許容可能なリスクの範囲内にあると言える。

表 6.4-1 代表的な $PM_{2.5}$ に係る環境基準

	日本	米国 ⁽¹⁾	欧州 ⁽²⁾	WHO ⁽³⁾
$PM_{2.5}$	35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (24h)	35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (24h)		25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (24h)
	15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (1yr)	12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (1yr)	25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (1yr)	10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (1yr)

(1) National Ambient Air Quality Standards (NAAQS)

(2) Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council on Ambient Air Quality and Cleaner Air for Europe

(3) WHO (2006), Air quality guidelines, Global update 2005.

北極圏周辺における $PM_{2.5}$ 濃度を評価するに当たり、ここでは、(i) BenMAP では $PM_{2.5}$ に対して長期曝露影響のみを解析対象としていること、(ii) 欧州では日平均を対象とした環境基準が設定されていないこと、(iii) 短期影響評価を行うための高時間解像度のデータが困難であったことなどから、年平均値を対象にその濃度レベルを評価する。

図 6.4-1 及び米国環境保護局 (U.S. Environmental Protection Agency; U.S. EPA)³¹及び欧州監視評価計画 (European Monitoring Evaluation Program; EMEP)³²によって測定された PM_{2.5} 年平均濃度の範囲を示した。年平均値は、EMEP より入手できたデータのなかで直近となる 2007 年のものであり、凡例は、表 6.4-1 における WHO/米国/日本/欧州での指針ないし環境基準で区分したものとなっている。

今回、北緯 66° 以北の北極圏における測定結果を示すことはできなかったが、アラスカ州、アイルランド、英国北部、スカンジナビア半島といった北極圏に近い地域では PM_{2.5} 濃度が WHO の指針値である 10 µg/m³ よりも十分に低いことが確認できた。これより更に高緯度帯では PM_{2.5} の年平均値は更に低くなっていることが期待できる。

なお、先述のとおり、わが国都市部における 2004～2008 年度の PM_{2.5} 重量濃度の平均値は 22.6 µg/m³ であり³⁰、対象年は異なるものの、北極圏に近い地域よりも PM_{2.5} 濃度は高い状況にあることがわかる。

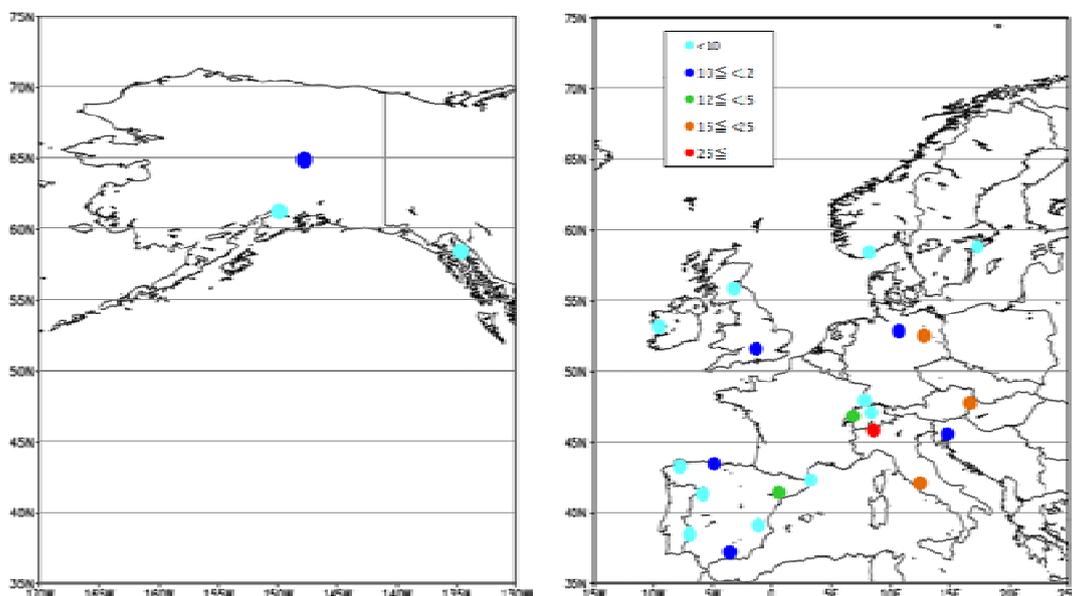


図 6.4-1 米国環境保護局 (U.S. EPA) 及び欧州監視評価計画 (EMEP) で測定された 2007 年における PM_{2.5} 年平均濃度

(2) 損失人口の計算に基づく評価

大気汚染による人体健康影響は、欧米においてはその物質に対する暴露によって疾病の発病数あるいはそれによる死亡数の増加によって評価される場合が多い。ここでは、PM_{2.5} による長期的な暴露により発病した呼吸器および循環器疾病により死亡することが推定される毎年的人数(損失人口)が対策を実施することによってどの程度減少する、結果として人の損失が少なくなることが期待できるのか、モデルの考え方にに基づき検討する。

³¹ http://www.epa.gov/airquality/airdata/ad_rep_con.html

³² <http://www.nilu.no/projects/ccc/emepdata.html>

(式 1) における Δ Mortality (大気汚染に起因する死者数の変化) は、対象となる population (曝露人口) が多いほど大きく計算される。図 6.4-2 は、NASA の SEDAC (the Socioeconomic Data and Applications Center)³³ が公開している世界の人口密度分のうち、北極圏周辺及び関東地方のものを取りまとめたものである。なお、人口密度データは 2000 年の推計値となっている。

関東地域と北極圏周辺地域を比較した場合、健康影響評価の対象となる曝露人口には大きな差がある事が見て取れる。前項で示した $PM_{2.5}$ 濃度も併せて考えた場合、北極圏及びその周辺地域における健康リスクは、現状においてわが国におけるものよりも相対的に小さいものと考えることができる。

既に述べた船舶の排出寄与あるいは、シミュレーションから推定される EC 濃度への寄与を考えると、人体健康影響リスクの低減を目的として BC あるいは LAC 排出量を低減する根拠は小さいと言える。

なお、現行の MARPOL 73/78 条約附属書 VI の PM 規制においては、燃料中の硫黄分の削減をうたっており、これによって硫酸塩とその付随水の排出低減から PM 排出量が大幅に減少することをその前提としている。人体健康影響に対するリスク低減を目的とする場合、BC と硫酸塩とその付随水の間にリスク低減に対する違いはないことから、まずは燃料中硫黄分の削減による硫酸塩とその付随水の排出低減をはかることが優先されるべきと考える。

³³ <http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/collection/gpw-v3>

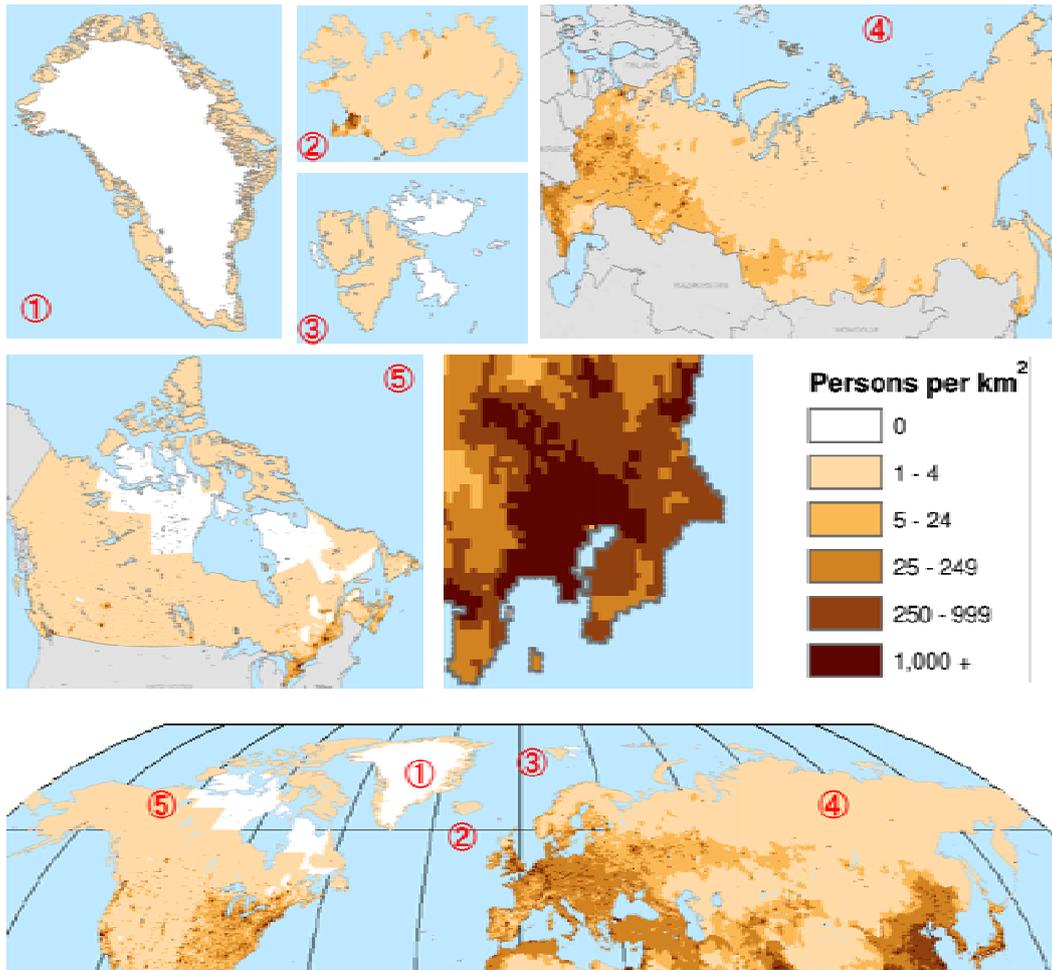


図 6.4-2 北極圏周辺及び関東地方における 2000 年の人口密度分布³³

6.5 北極圏における船舶のブラックカーボン排出に対する対策の必要性のまとめ

これまで検討してきたように、①排出量寄与割合、②シミュレーション、③生態系及び④人体健康影響を評価軸として、Non Arctic area 及び Arctic area における船舶からの LAC 排出に対する対策の必要性は下記のように整理される。

どの評価軸を優先して総合的な判断するかは、対象周辺国の施策や陸上発生源との規制の整合性などに影響されるため、ここでは踏み込まないが、全般に Arctic area における対策の必要性は Non Arctic area におけるそれに比較して小さいと結論できる。Non Arctic area においては船舶の排出寄与が世界的に見ても 29%程度と非常に大きな地域の一つであり、同海域の対策を優先することも一つの考え方としてあり得る。

その一方で、Arctic area においては船舶活動量の大幅な伸びが将来において期待されており、実活動量については衛星 AIS などを活用して、引き続きモニターする必要がある。

表 6.5-1 Non Arctic area と Arctic area に分けた対策の必要性のまとめ

	Non Arctic area	Arctic area
排出量 寄与割合	船舶からの排出寄与は 29%程度あり、対策の必要性は否定できない。	船舶からの排出寄与は 2%程度あり、かつ将来の伸びを考慮しても、全球平均とほぼ同レベル程度であると想定されるため、Non Arctic area における対策が優先されると考えられる。
シミュレ ーション	濃度レベルでの寄与率は上記の排出量寄与率とほぼ同程度。 北極海における年間の放射強制力に与える増加分は最大で 1%程度。 また、放射強制力に対する感度は Arctic area と差異は少ない。	濃度レベルでの寄与率は上記の排出量寄与率とほぼ同程度。 北極海における年間の放射強制力に与える増加分は最大で 1%程度。 また、放射強制力に対する感度は Non Arctic area と差異は少ない。
生態系	現時点では沈着量から判断して、臨界負荷量に達している可能性は低い。ただし、地衣類に対する臨界負荷量については今後更なる精査が必要。	現時点では沈着量から判断して、臨界負荷量に達している可能性は低い。ただし、地衣類に対する臨界負荷量については今後更なる精査が必要。
人体健康 影響	現況の PM _{2.5} の大気中濃度及び周辺の人口密度から判断して、対策の必要性はあるが、BC 対策よりも燃料中硫黄分の減少による硫酸塩とその不随水の低減を優先させるべきと考えられる。	現況の PM _{2.5} の大気中濃度及び周辺の人口密度から判断して対策の必要性は小さい。

今後、北極海におけるブラックカーボンに対する対策の必要性を検討し合意していくためには、以下のデータを関連学会や国際社会などに対して示し、共通認識を持った上で議論を行うことが重要である。

- ブラックカーボンの定義と既存の枠組みとの整理

局地的な気候変動に対する影響を考慮した場合、ブラックカーボンの定義としては光学的特性を持つ LAC として定義することが望ましい。

今回本事業においては、LAC として、EC+OM+Ash とし、かつその光学的特性は自動車ディーゼル粒子と同等とした。これは、環境への影響としては安全側の評価を取ったものであるが、今後、定量的な規制値を定めていくためには、船舶からのブラックカーボンに関する光学的特性に関する情報を更に収集する必要がある。

ただし、船上の測定法として十分に利用されているとは言えない状況であり、その場合、今回使用したダスト測定法 及び FSN (フィルタースモークナンバー法) などを補助的に用いることも必要であると考えられる。

- 希釈法による PM2.5 とブラックカーボンの関係

希釈法を用いた PM2.5 では、現状多くの硫酸塩とその付随水が全体の 7 割程度と多く含まれている。人体健康影響を考慮して、PM2.5 の排出総量を下げたい場合には、現行の MARPOL 附属書 VI の枠組みを利用して、硫酸塩の発生に結びつく燃料中の硫黄分を下げるのがまず優先される。これによって期待される削減量は、LAC あるいはブラックカーボンのみを対象にした対策(たとえば DPF)などによって期待される削減量よりもはるかに大きい。従って、ブラックカーボンの対策の必要性の議論において、人体健康影響をコベネフィットとして取り上げるのは適切ではない。

ブラックカーボンに対する対策の必要性を検討するためには、まず局地的気候変動を優先して評価すべきである。この際、放射強制力と雪表面の反射率の変化をエンドポイントとして把握するべきである。

なお、生態系影響については、Arctic 周辺の地衣類を中心とした生態系は低緯度域における他の陸上植生生態系に比較してブラックカーボンなどに対して脆弱である可能性があることから、評価すべきエンドポイントに含めるべきである。

- Arctic における船舶からのブラックカーボン排出量

カナダの exactEarth Ltd が提供する衛星 AIS データを活用して、世界的に見ても精度の高い船舶活動量及び排出量データを作成した。

北極海における船舶の活動量及び LAC 排出量データを整備するにあたっては、北緯 66° 以北の海域のうち、西経 25° ~ 東経 45°、かつ、北緯 66° ~ 80° の海域を“Non Arctic area”とし、それ以外の北緯 66° 以北の海域を“Arctic area”と定義した。

ブラックカーボン排出量の地理的分布をみると、スカンジナビア半島沖に集中しており、北緯 66° 以北における LAC 年間総排出量 2,161 Mg/year のうち、約 82% の 1,770 Mg/year が本事業で定義する“Non Arctic area”内で発生し、シベリア側やカナダ側の“Arctic”内では約 18% の 391 Mg/year であった。

- Arctic における船舶からのブラックカーボン排出量の排出寄与割合

Arctic area の LAC を、森林火災起因と全人工発生源を含めた LAC 排出量に対する寄与率は 2%程度と算定される。これに対して、スカンジナビア半島及びアイスランド付近の Non Arctic area における排出量の寄与率は 29%程度と算定される。

従って、以上の実態から、対策の必要性や枠組みの検討においては、両者を別に考えることが適当であると考えられる。

- Arctic における船舶からのブラックカーボンの局地的気候変動に与える影響

北極圏の EC の最下層濃度および気柱総量に対する船舶からの寄与は、シミュレーションの結果、局地的な気候変動が最も懸念される北極海上空及びその周辺において全体として 50-70 ng/m³ の範囲にあるのに対して 5-10 ng/m³ となり Arctic area と Non Arctic area を併せて全体の人口排出源に対して 1/10 程度の寄与があることが想定される。次に、“Arctic area” では、全体の 0-70 ng/m³ に対して、最大で 5 ng/m³ 程度であり濃度レベルで 1/10 以下の寄与であると評価できる。

北極圏における年平均放射強制力は、おおよそ 0.32-0.48 W/m² の範囲にあり、北極海における全船舶の寄与は、その増加分は最大 2%程度に留まっている。最も影響が大きいと考えられる 7 月においても北極海上空における増加分は最大 2%程度に留まると考えられる。

7 月の一ヶ月分の船舶からのブラックカーボン沈着量は、新雪の雪表面が気象条件や圧雪など経年変化によってある程度ザラメ化した範囲内と同等であると評価できる。総人工排出源からの排出を考慮しても、同じく 0.97 程度までの低下と評価された。

- 船舶のブラックカーボンに対する対策の必要性

①排出量寄与割合、②シミュレーションによる局地的気候変動、及び ③生態系評価軸として、評価するべきである。

どの評価軸を優先して総合的な判断するかは、対象周辺国の施策や陸上発生源との規制の整合性などに影響されるため、ここでは踏み込まないが、全般に Arctic area における対策の必要性は Non Arctic area におけるそれに比較して小さいと結論できる。Non Arctic area においては船舶の排出寄与が世界的に見ても 29%程度と非常に大きな地域の一つであり、同海域の対策を優先することも一つの考え方としてあり得る。

その一方で、Arctic area においては船舶活動量の大幅な伸びが将来において期待されており、実活動量については衛星 AIS などを活用して引き続きモニターする必要がある。

7 ブラックカーボン排出対策が必要とされる場合の技術的な検討

船舶から排出されるブラックカーボンの削減技術として、本事業ではディーゼル粒子フィルタ (DPF) もしくは湿式スクラバーなどの後処理装置を装着した場合と、主機関の使用燃料を C 重油から A 重油に転換した場合を検討対象とした。そして、各々のブラックカーボン排出量の削減効果を文献調査より推定し、ブラックカーボンの削減に必要なコストを船舶寿命全体として計算する MAC (Marginal Abatement Cost) によって比較評価した。

検討の結果、ディーゼル粒子フィルタ (DPF) と湿式スクラバーはいずれも燃料転換よりも MAC が低く、なかでもスクラバー水の排水処理を行わず、一度利用した海水をただちに排水するオープンループ方式を用いたスクラバーの MAC が最も小さく計算された。

船舶からのブラックカーボン排出量の削減対策の枠組みとしては、まず ICE クラスの船舶を対象にディーゼル粒子フィルタ (DPF) や湿式スクラバーの装着を中心とした対策を既存船、新造船ともに設定することが望ましいと考えられ、使用燃料の C 重油から A 重油への転換はブラックカーボン排出量の削減技術としてはコストパフォーマンスが悪い。

他方、ボランティアな対策において人体健康影響リスクの低減を重視する場合には、硫酸塩及びその付随水の低減はブラックカーボン低減 MAC より小さく計算されることから、ECA-S の追加設定など既存の規制の枠組みを利用することも考えられる。

7.1 船舶から排出されるブラックカーボン排出の低減に適用可能な技術

船舶から排出される PM の削減技術としては、まず燃料噴射率や内部スワールの増加など燃焼改善技術があげられる。しかし、NO_x の IMO における排出基準である TierII 及び TierIII 対応のため燃焼改善による PM 削減の自由度は少なくなっており、また、既存機関に対しての後付けも困難である。さらに、対策が必要とされる船舶の絶対数が全球レベルで必要とされる TierII あるいは米国やバルト海北海に寄港する船舶に必要な TierIII 対応に比較して少なくなることから、機関単体での対応は難しいと考えられる。他方、ディーゼル粒子フィルタ (以下「DPF」という。) や湿式スクラバー (以下「Wet Scrubber」という。) に代表される後処理装置は既存船への対応も比較的容易であり、また小規模な市場への対応も可能であると考えられる。なお、Wet Scrubber は本来 SO_x 規制に対応する低減技術であるが、後述するように粒子状物質の除去にも効果があると言われている。また、A 重油への燃料転換 (以下「Fuel Switch」という。) によって、PM を削減するという考え方はディーゼル自動車において有効であったため、米国などこれを支持する国も多い。

LAC 排出量の削減技術のうち、①低質燃料が今後も引き続き使用され、かつ②新規の燃料中硫黄分の特別規制海域 (ECA-S) が北極圏付近で設定されないこと、という二つの前提条件では、燃焼改善技術などエンジン本体だけで LAC 排出量を大幅に削減することが困難であり NO_x 及び SFC 削減との妥協が求められる。更に低硫黄良質燃料だけでなく、低質燃料の使用も担保する前提では潤滑油注油量およびその質の大幅な変更も難しい。このような中では、後付けで削減が期待できる①ディーゼル粒子フィルタ (DPF)、②湿式スクラバー (Wet Scrubber) 及び③A 重油への燃料転換 (Fuel Switch) の3つが技術的にも有効であると評価できる。

A 重油以外への燃料転換、たとえば液化天然ガス (LNG) への転換は北極圏での燃料供給体制の整備が新規 ECA-S の設定を前提にしない場合に困難であること、燃焼改善は対象となる機関の数が少なく、新しい市場として予測が難しいことなどから、除外した。

以下、①ディーゼル粒子フィルタ (DPF)、②湿式スクラバー (Wet Scrubber) 及び③A 重油への燃料転換 (Fuel Switch) の有望と考えられる3つの技術について、既存文献における EC などの削減率、今回定義した LAC に対して想定できる削減率および、その技術コストについて整理した。詳細については、参考資料を参照されたい。

7.1.1 ディーゼル粒子フィルタ (DPF)

DPF による粒子状物質の除去については、文献調査などから表 7.1-1 及び表 7.1-2 のようにまとめられる。これを、LAC 排出量の除去率として表 7.1-3 のように整理した。さらに、北極圏において最も多く使用されている既存船 (10,000-30,000 総トン、主機搭載馬力 19,950 kW、平均出力 11,251 kW) への適用を念頭に、搭載コストと運航コストを表 7.1-4 のようにまとめた。

表 7.1-1 DPF によるブラックカーボンまたは PM 削減可能量に関する調査結果
(低硫黄燃料油 MGO)

Study/Manufacturer	Reduction potential (MGO)		
	PM	OC/OM/SOF	Elemental carbon
Tsuda et al. (2013)	70%	~ 0%	“Most”
Majewski (2001)			95-99.9% (EC)
Corbett et al. (2010b)			85% (BC)
Liu et al. (2008)			99.7% (EC)
Huss Filters (2014)	99.9%	Not reported	
Dinex (Danish EPA, 2013)	93%	Not reported	
Lauer (2012)	55%	30-60%	99% (EC)

表 7.1-2 DPF によるブラックカーボンまたは PM 削減可能量に関する調査結果
(重質燃料油 HFO)

Study/Manufacturer	Reduction potential (HFO)		
	PM	OC/OM/SOF	Elemental carbon
Tsuda et al. (2013)	50%	~ 0%	“Most”
Mitsui O.S.K. (2012)	80%		

表 7.1-3 DPF による LAC 排出量削減可能量.

Black carbon definition	EC reduction potential	OM reduction potential	Ash reduction potential	Total black carbon reduction potential	Emission factor HFO [g/kWh]	Emission factor MGO [g/kWh]
LAC	85%	0%	85%	37%	0.335	0.211
EC	85%			85%	0.040	0.006

表 7.1-4 DPF による LAC 排出量のコスト (20 MW engine)

Diesel Particulate Filter	
CAPEX (incl. Installation) [USD/kW]	121
OPEX [USD/kW/year]	21.9 (including filter replacement)
Fuel penalty	4%
Lifetime [years]	Actual 6-8 years (but unlimited in calculations due to replacement included in OPEX)
Off-hire days	15

7.1.2 湿式スクラバー (WET scrubber)

湿式スクラバーによる粒子状物質の除去については、文献調査などから表 7.1-5 のようにまとめられる。これを、LAC 排出量の除去率として表 7.1-6 のように整理した。さらに、北極圏において最も多く使用されている既存船 (10,000-30,000 総トン、主機搭載平均馬力 19,950 kW、平均出力 11,251 kW) への適用を念頭に、搭載コストと運航コストを表 7.1-7 (オープンループ) と表 7.1-8 (オープンループとクローズループのハイブリッドタイプ) のようにまとめた。

なお、湿式スクラバーは本来 SO_x 削減のために導入されるもので、これらのコストは、本来 SO_x 削減と LAC 削減と按分するべきものであるが、その割合の設定には外部コストの設定などが必要であることから、ここでは全て LAC 削減のためのコストであると仮定している。

他方で今回の計算においては排水基準が明確になっていないため、スクラバーの排水処理については NaOH の消費量のみを考慮していることには留意されたい (ハイブリッドのクローズドループにおいては、陸上での廃棄処理費用を考慮)。特に BC やそれに吸着した毒性物質の除去が必要になると将来において IMO で合意された場合、排水処理コストは現在の 5-10 倍程度に跳ね上がることも考えられる。

表 7.1-5 湿式スクラバーによる PM 削減可能量 (Lack & Corbett, 2012)

Measurement	EC _{TOA}	EC _{TOA}	PM ₂	PM _{1.5}	PM ₁	PM _{0.05}
Reduction potential	55%	70%	98%	74%	59%	45%
Fuel type	Low sulfur diesel	1.5% Sulfur	HFO	HFO	HFO	HFO

表 7.1-6 スクラバーによる LAC 排出量削減可能量

Black carbon definition	EC reduction potential	OM reduction potential	Ash reduction potential	Total black carbon reduction potential	Emission factor HFO [g/kWh]	Emission factor MGO [g/kWh]
LAC	50%	50%	50%	50%	0.335	0.168
EC	50%			50%	0.040	0.020

表 7.1-7 スクラバーによる LAC 排出量のコスト (オープンループ 20 MW engine.)

Open loop scrubber	
CAPEX (ex. Installation) [USD]	2,500,000
Installation [USD]	1,900,000
OPEX [USD/kW]	6.9
Fuel penalty	2%
Lifetime [years]	15
Off-hire days	20

表 7.1-8 スクラバーによる LAC 排出量のコスト (ハイブリッド 20 MW engine.)

Hybrid scrubber	Open loop mode	Closed loop mode
CAPEX (ex. Installation) [USD]	3,100,000	
Installation [USD]	2,300,000	
OPEX [USD/kW]	6.9	
Lifetime [years]	15	
Fuel penalty*	2%	1%
NaOH consumption [m ³ /hour]*	-	0.15
NaOH costs [USD/m ³]*	-	157
Off hire-days	20	

7.1.3 A 重油への燃料転換 (Fuel Switch)

C 重油から A 重油への燃料転換による粒子状物質の除去については、文献調査などから表 7.1-9 のようにまとめられる。これを、LAC 排出量の除去率として表 7.1-10 のように整理した。さらに、将来の燃料価格については現状をロッテルダム港の積み出し価格として設定し、将来の価格上昇率を IEA の World Energy Outlook の伸び率として設定すると、図 7.1-1 のように予想される。

表 7.1-9 燃料転換によるブラックカーボン削減可能量に関する調査 (Lack & Corbett, 2012)

Study (Yr)	Exempt Type	Fuel Type	Abatement	Reference
1-4	MHD	HFO, LFO	EC - TOA, BC-FSN	Perreault et al. (2005)
7-12, 25-27	MHD	HFO, MDO, Bio-diesel	BC - Filter EC - TOA	Perreault et al. (2011a)
13	MHD	HFO	EC - TOA	Perreault et al. (2011b)
14	MHD	HFO	EC - TOA, BC - Filter	Perreault et al. (2011c)
15	MHD	MDO	BC - FSN	Coppin et al. (2012)
16	SSD	HFO, MDO	EC - TOA	Kayumov et al. (2007)
17	SSD	HFO	EC - TOA	Agarwal et al. (2010)
18	SSD	HFO	EC - TOA	Agarwal et al. (2006)
18-21	MHD	Bio-diesel	EC - TOA	Agarwal et al. (2011)
22	SSD, MHD	HFO, MDO, MGO	BC - FSN	Leahy et al. (2008a)
23, 24	MHD	HFO, MGO	EC - TOA	MAN Diesel SE (2007)
25-28	MHD	HFO	BC - FSN	Kayumov et al. (2008a, b)
29, 30	MHD	MDO	BC - FSN	Samuel et al. (2009a)

表 7.1-10 A 重油転換による LAC 排出量削減可能量

Black carbon definition	EC reduction potential	OM reduction potential	Ash reduction potential	Total black carbon reduction potential	Emission factor HFO [g/kWh]	Emission factor MGO [g/kWh]
LAC	76%	0%	100%	41%	0.335	0.199
EC	76%			76%	0.040	0.010

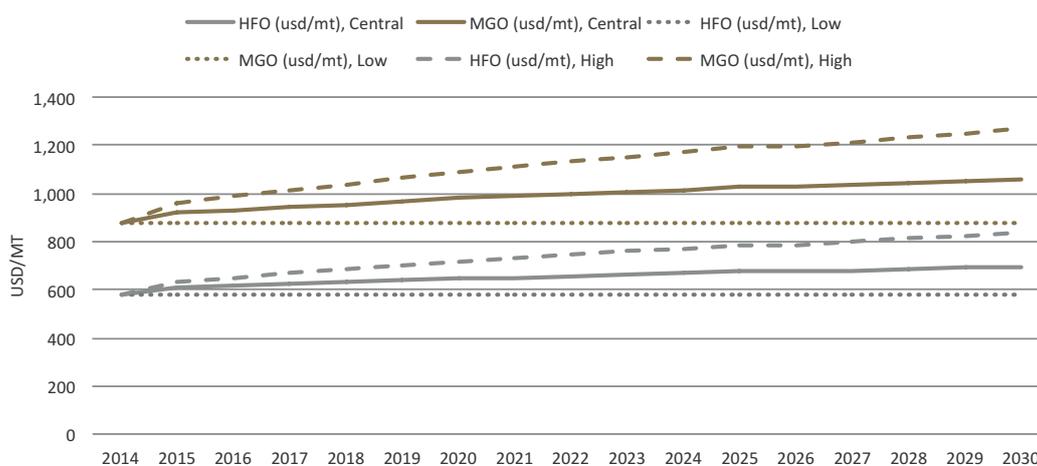


図 7.1-1 HFO (C 重油) 及び MDO (A 重油) の北極圏における将来価格

7.2 ブラックカーボン排出対策のコスト評価

MAC (Marginal Abatement Cost; 1g の LAC 削減に必要なコストを船舶の寿命全体として評価するもの) 計算の経済的な条件を表 7.2-1 に、また、感度解析として設定した 3 つの経済シナリオを表 7.2-2 に示す。MAC 計算においては、市場における資金調達を前提として、割引率については 4% に設定し、また、削減技術毎の技術有効期間 (life-time) を 10 年として計算を行っているが、MPV の計算上は既存船の残余船齢として 25 年として計算している(技術の有効期間以降は削減量 OPEX とともに 0 として算定、ただしイニシャルコストは 25 年で償還される)。この結果、特にイニシャルコストは高めに計算される。MAC の計算結果を図 7.2-1 に示す。

いずれの燃料価格に関する将来シナリオにおいても、スクラバーの MAC が他の A 重油転換及び DPF に比較して、低く計算される。これは、スクラバーの運用コスト (OPEX) が他の二つの技術に比較して小さいことに起因している。なかでもスクラバー水の排水処理を行わず、一度利用した海水をただちに排出するオープンループ方式を用いたスクラバーの MAC が小さく計算される。また、DPF も A 重油転換に比較すると MAC が小さく計算される。

以上のことから、北極圏において海域を限定した対策を行う場合には、スクラバーを利用し、一部 DPF で補完することが適切であると考えられた。

表 7.2-1 MAC 計算における経済的条件

Element	Assumption
Evaluation year (year of NPV calculation)	2014
Price year	2014
Currency	USD
Discount rate	4%
First year of technology	2016
HFO specific fuel oil consumption [g/kWh]	190
Time period	The residual lifetime of the vessels, but maximum the service lifetime of the technologies

表 7.2-2 MAC 計算における 3 つの経済シナリオ

Sensitivity parameter	Low	Base line condition	High
HFO price [USD/ton]*		561	
MGO price [USD/ton]*		876	
Ship residual lifetime [years]	5	10	20
Time operating in the Arctic [hours]**	4380	8760	
Interest rate		4%	8%

*Rotterdam prices January 27th 2014

**Corresponding to 49,279,380 kWh for the specific example ship

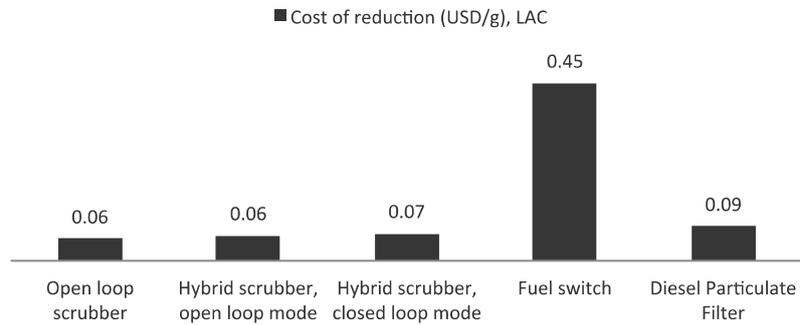


図 7.2-1 ブラックカーボン削減技術の MAC (縦軸は USD/g-LAC)

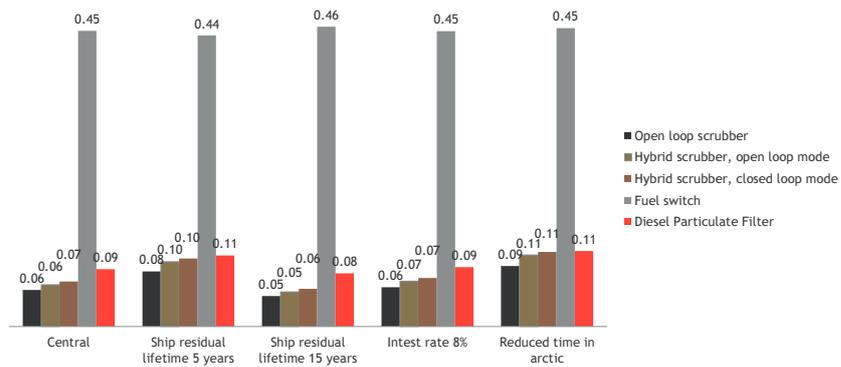


図 7.2-2 ブラックカーボン削減技術の MAC (USD/g) の感度解析,

LAC. Scenarios: reduced and extended residual lifetime of 5 and 15 years, respectively, high discount rate of 8%, and reduced time in Arctic of 4,380 hours corresponding to six months.

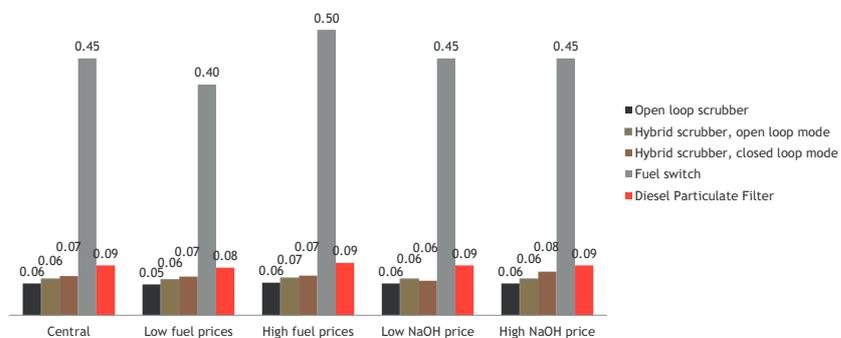


図 7.2-3 ブラックカーボン削減技術の MAC (USD/g) の感度解析,

LAC. Scenarios: refer to Figure 11 for low and high fuel prices, low and high NaOH costs of 52 and 262

USD/m³

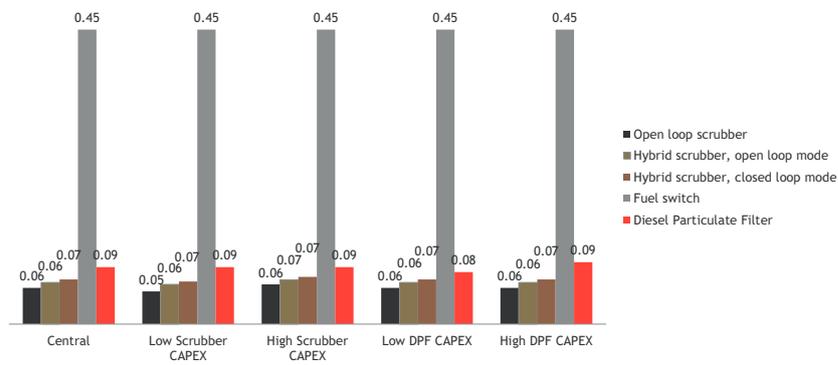


図 7.2-4 ブラックカーボン削減技術の MAC (USD/g) の感度解析,

, LAC. Scenarios: low and high CAPEX incl. installation for open loop/hybrid scrubber of 3.7/5.1 and 5.1/6.0 mio. USD and low and high CAPEX for DPF of 1.7/3.1 mio. USD.

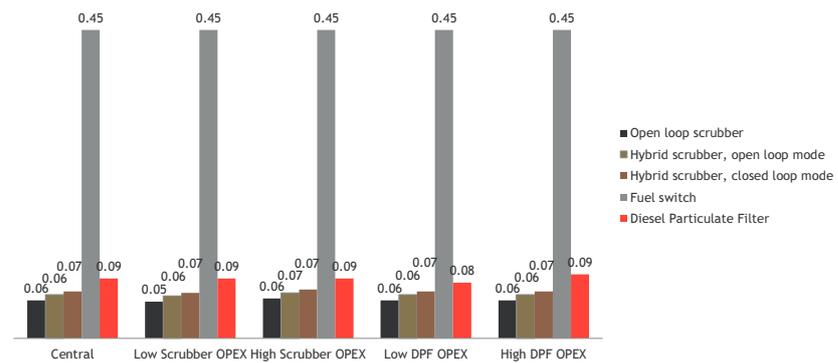


図 7.2-5 ブラックカーボン削減技術の MAC (USD/g) の感度解析,

LAC. Scenarios: high and low OPEX for scrubber of 3.9 and 10.8 USD/kW per year and high and low OPEX for DPF of 15.3 and 28.5 USD/kW per year.

7.3 ブラックカーボン排出対策の枠組み

上記のコスト計算は残余寿命 10 年の既存船を対象として行った。新造船の場合、適用される時間が既存船より長くなることから、DPF あるいは湿式スクラバーと燃料転換との MAC 差は更に大きくなり、LAC 低減のためにはこのような後処理装置を付けることで技術的にはほぼ同程度の削減効果が期待できる。したがって、既存船への適用についても対策の必要があればコスト負担を積極的に考えることも可能である。また、EC による放射強制力や雪表面の反射率の変動は、同海域内の LAC の瞬間的な濃度に影響される。たとえば、雪表面の反射率に影響する LAC 沈着量としては、過去 1 ヶ月程度ののべ沈着量を考慮すればよいと考えられる。局地的かつ即効性のある排出量対策としては新造船だけでなく既存船への適用を行った方が総排出量の大幅な削減に繋がることは言うまでもない。

将来において、対策を行う場合、Non Arctic area の殆どの海域には polar code が適用されないことから、非 ICE クラスの船舶が航行できる。このため、同海域には特に夏季において他の海域からの非 ICE クラスの船舶の往来が増加していることが考えられるが、対策の枠組みとしては、まず ICE クラスの船舶を対象に上記に示したように湿式スクラバーと DPF を中心とした対策を既存船、新造船ともに設定することが望ましいと考えられる。燃料転換はコスト解析の結果から判明したように LAC 排出量の削減としては MAC が大きくコストパフォーマンスが悪い。

他方、ボランティアな対策において人体健康影響リスクの低減を重視する場合には、硫酸塩及びその付随水の低減 MAC は LAC 低減 MAC より小さく計算されることから、ECA-S の追加設定など既存の規制の枠組みを利用することも考えられる。

8 まとめ

本章では、前章までの内容を整理している。

船舶から排出されるブラックカーボンの特徴として、これまでの文献調査では PM やダストの粒径分布は明らかでなかったが、本調査事業で実施した実船計測の結果、船舶の排ガス中に含まれるダストのほとんどは PM_{2.5} 未満の微粒子であると考えられる。また、船舶から排出されるブラックカーボンは、自動車ディーゼル機関から排出されるものと異なって OM の割合が高く、船舶から排出されるブラックカーボンに OM を考慮することにより、本事業では、船舶から排出されるブラックカーボンを、EC と OM が同一の環境中挙動及び光学的特性を示すものとして、濃度、放射強制力を安全側に評価した。

北極圏における船舶からのブラックカーボンの人工排出源に対する寄与については、カナダの exaktEarth 社が提供する衛星 AIS データを活用して精度の高い活動量及び排出量データを作成したところ、北緯 66° 以北の海域では年間を通じて 7 月の船舶活動量が最も多く、2 月の活動量が最も少なく、7 月の半分程度となった。また、多くが小型船である AIS クラス B を搭載した船舶の活動量は相対的に小さく全体の 5%以下であり、北緯 66° ~70° の活動量が北緯 66° 以北の活動量の約 50%を占め、北緯 66~75° の活動量は北緯 66° 以北全体の 92%となった。北緯 75° 以北の船舶活動量は夏季及び秋季に集中している。

シミュレーションによる船舶から排出されるブラックカーボンの影響評価の結果、大気圏最下層におけるブラックカーボン濃度に対する船舶からの寄与は全般としては、“Non Arctic area”で 10%内外、“Arctic area”では更に少なくなることが予想された。また、北極海上空における放射強制力については、船舶によるその増加分は、年平均で最大 1%程度、最も影響が懸念される 7 月においても最大 2%程度に留まっていた。他方、雪表面の反射率の変化については、夏季 1ヶ月分の沈着が新雪に落ちた場合の反射率の変化の範囲は、通常の水氷が夏季における降雨でザラメ化するなどの自然変化の範囲に比較して小さいと評価できた。

ブラックカーボンの排出量はスカンジナビア半島沖に集中していることから、削減対策は船舶の活動量が大きく、かつ船舶の排出寄与割合が大きい“Non Arctic area”で優先的に行うべきと考えられるが、“Arctic area”は今後、船舶活動量の大幅な伸びが期待されており、AIS などを利用して今後も引き続き船舶活動量をモニターする必要がある。また、“Non Arctic area”において人体健康影響に対するリスクを重視する場合は、ECA-S の新規設定など、硫酸塩及びその付属水の排出低減を目的とした既存の枠組みを活用することも考えられる。地衣類など特殊な生態系を持つ北極圏においては、農作物や森林などに対する臨界負荷量のような指標が整理されていないことから、地衣類を指標生物とした長期モニターなどが今後必要になると考えられる。

北極圏における船舶からのブラックカーボンの排出削減技術を MAC (marginal abatement cost) として評価した場合、既存船であっても、ディーゼル粒子フィルタ (DPF) 及び湿式スクラバーの方が、C 重油から A 重油への燃料転換よりもコストが大幅に小さく、特に湿式スクラバーは、排水基準の今後の議論によっては総コストが大幅に増加する可能性もあるが、SO_x の削減とともにブラックカーボンの大幅な削減が期待でき有効と考えられる。放射強制力や雪表の反射率への影響を大きく削減するためには、新造船だけではなく北極圏を航行する既存船を含めたすべての船舶を対象とすることが望ましいと考えられる。

8.1 船舶からのブラックカーボンの排出実態の特徴

- 船舶からのPM排出については、BC以外の硫酸塩及びその付随水も多く含まれている。MEPC (Marine Environment Protection Committee : IMO 海洋環境保護委員会) における議論においても、これらを除外した LAC (Light Absorbing Carbonaceous 光吸収炭素化合物) として BC を定義することが検討されている。本事業ではブラックカーボンの定義として LAC とする考え方を採用する。この際、自動車ディーゼル機関経由では LAC としては希釈法で捕集される EC として定義することが多いが、本事業内では 2 章などで実測されたデータなどを考慮して、EC (Elemental Carbon)以外に、OM (Organic Material)+Ash についても安全側の評価から LAC として扱うこととした。
- 既存の文献などにおいて船舶の PM あるいはダストの粒径分布は明らかになっていなかったが、本調査における実船計測から、船舶のダストはその殆どが PM_{2.5} 未満の微粒子であると考えられる。
- 希釈法によって計測された PM における OM の割合 (82%) は大きいですが、ダストとしてサンプリングした場合でも、OM の割合が多い (今回の測定で最大 74%) 。
- これは、超低硫黄軽油を用いた自動車ディーゼル機関経由の PM あるいは LAC の現状とは、大きく異なる特徴である。実際に OM が捕集されフィルタ上の着色を確認すると、黒色ではないものの茶色となっていることが確認された。
- シミュレーションにおいては、EC と OM が同一の環境中挙動及び光学的特性を示すものとして評価を行う。これは、濃度、放射強制力の評価の場合は安全側の評価となる。

8.2 北極圏における船舶からのブラックカーボン (LAC) の人工排出源に対する寄与

- カナダの exactEarth Ltd が提供する衛星 AIS データを活用して、世界的に見ても精度の高い船舶活動量及び排出量データを作成した。
- 北極海における船舶の活動量及び LAC 排出量データを整備するにあたっては、北緯 66° 以北の海域のうち、ノルウェーの内航船や漁船などの活動が多いとみられる海域と北極海航路を含む海域を分けるため、本事業では、西経 25° ~東経 45°、かつ、北緯 66~80° の海域を“Non Arctic area”とし、それ以外の北緯 66° 以北の海域を“Arctic area”と定義した。
- 航行船舶活動量 (燃料消費量) は 7 月が最も多く、2 月が最も少なく 7 月の半分程度となった。クラス A の活動量が大部分を占め、多くが小型船であるクラス B の活動量は相対的に小さく全体の 5%以下であった。
- 緯度で活動量の分布をみると、北緯 70° 以南が北緯 66° 以北全体の約 50%を占め、北緯 75° 以南では全体の 92%となっている。また、北緯 75° 以北は夏季及び秋季に活動量が集中している。

8.3 シミュレーションによる船舶から排出されるブラックカーボンの影響評価

- 大気圏最下層におけるブラックカーボン濃度に対する船舶からの寄与は全般としては、“Non Arctic area”で10%内外、“Arctic area”では更に少なくなることが予想された。
- 北極海上空における放射強制力については、船舶によるその増加分は、年平均で最大1%程度、最も影響が懸念される7月においても最大2%程度に留まっていた。
- 他方、雪表面の反射率の変化については、沈着量が多い地域は夏季において既に海氷が消失していることなどから、現時点で沈着が海氷の消失に大きな影響を与えている可能性は小さい。また、夏季1ヶ月分の沈着が新雪に落ちた場合の反射率の変化の範囲は、通常の雪氷が夏季における降雨でザラメ化するなどの自然変化の範囲に比較して小さいと評価できた。

8.4 ブラックカーボン排出対策の枠組み

- LACの地理的分布によるとスカンジナビア半島沖に活動量及び排出量が集中しており、北緯66°以北におけるLAC年間総排出量2,161 Mg/yearのうち、約82%の1,770 Mg/yearが本事業で定義する“Non Arctic area”内で発生し、シベリア側やカナダ側の“Arctic”内では約18%の391 Mg/yearであった。
- したがって、二つの海域では、船舶の活動量が大きくかつ船舶の排出寄与割合が大きい“Non Arctic area”における削減対策を“Arctic area”における削減対策に優先されるべきと考える。
- 生態系及び人体健康影響のリスクを考慮しても Arctic area における対策の必要性は Non Arctic area におけるそれに比較して小さいと結論できる。
- Arctic area においては船舶活動量の大幅な伸びが将来において期待されており、実活動量についてはAISなどを活用して引き続きモニターする必要がある。
- Non Arctic area において、人体健康影響に対するリスクを重視する場合は、ECA-Sの新規設定など、硫酸塩及びその付随水の排出低減を目的とした既存の枠組みを活用することも考えられる。
- 地衣類など特殊な生態系をもつ北極圏においては、農作物や森林などに対する臨界負荷量のような指標は整理されていない。逆に地衣類を指標生物とした長期モニターなどが今後必要になると考えられる。

8.5 ブラックカーボン削減技術のまとめ

- LACの削減をMAC (marginal abatement cost; 1 gのLAC削減に必要なコストを船舶の寿命全体として評価するもの) として評価した場合、既存船であってもC重油からA重油への転換に比較して、DPF及び湿式スクラバーにおいて、コストが大幅に小さくなることがわかった。これは同燃料転換においては、硫酸塩及びその付随水の削減は期待できるものの、LACの削減量が小さいことに起因している。特に湿式スクラバーは、

SOx の削減とともに LAC の大幅な削減が期待できるため、北極圏における LAC 削減対策として有効であると評価できる。ただし、スクラバー排水基準の今後の議論によって、スクラバーの総コストは大きく増加する可能性がある。

- 放射強制力や雪表の反射率への影響を大きく削減するためには、対策は新造船だけでなく、同海域を航行する既存船を含めた全ての船舶を対象とすることが望ましいと考えられる。

第 III 編 參考資料

以下に本事業において参考とした資料として下記3つを添付する。

参考資料1 将来シナリオにおける濃度及び放射強制力計算

参考資料2 黒煙による生態系への影響（佐瀬委員作成）

参考資料3 Shipping traffic in the Arctic - Technology review and cost scenarios Regarding Black Carbon Reduction (英文)

参考資料1 将来シナリオにおける濃度及び放射強制力計算

下記に示す3つの将来シナリオにおいては、船舶の活動量すなわち LAC 排出量が1年で最も多くなる7月を対象にして最下層 EC 濃度分布、気柱 EC 総量分布、LAC 排出量で基準化した気柱総量分布、放射強制力分布、LAC 排出量で基準化した放射強制力のそれぞれを計算した。各主題について、将来 Case1~3 及び将来 Case1 に対する Case2 と Case3 の差分を図 1~図 5 に示す。なお、本編に掲載した計算においては WRF-Chem v3.1.1 を基本的に採用しているが、将来計算については WRF-Chem v3.4.1 を用いている。

【将来 Case1】

船種が不明、AIS ClassB、または 6,000 GT 以下の船舶は変化なし
船種不明以外で、AIS ClassA の 6,000 GT 以上の船舶については、

- Arctic area の活動量→ 現況の 3 倍
- Non Arctic area の活動量 → 現況の 1.5 倍

2020 年の増加を想定。

【将来 Case2】

船種が不明、AIS ClassB、または 6,000 GT 以下の船舶は変化なし
船種不明以外で、AIS ClassA の 6,000 GT 以上の船舶については、

- Arctic area の活動量→ 現況の 3 倍
- Non Arctic area の活動量 → 現況の 1/2

2020 年の増加を想定かつ Non Arctic area の国際航行船舶に対策の導入を想定。

【将来 Case3】

船種が不明、AIS ClassB、または 6,000 GT 以下の船舶については、現況の 1/3 倍
船種不明以外で、AIS ClassA の 6,000 GT 以上の船舶については、

- Arctic area の活動量→ 現況と同じ
- Non Arctic area の活動量 → 現況の 1/2

2020 年の増加を想定かつ 全船舶に対策の導入を想定。将来 Case1 の 1/3。

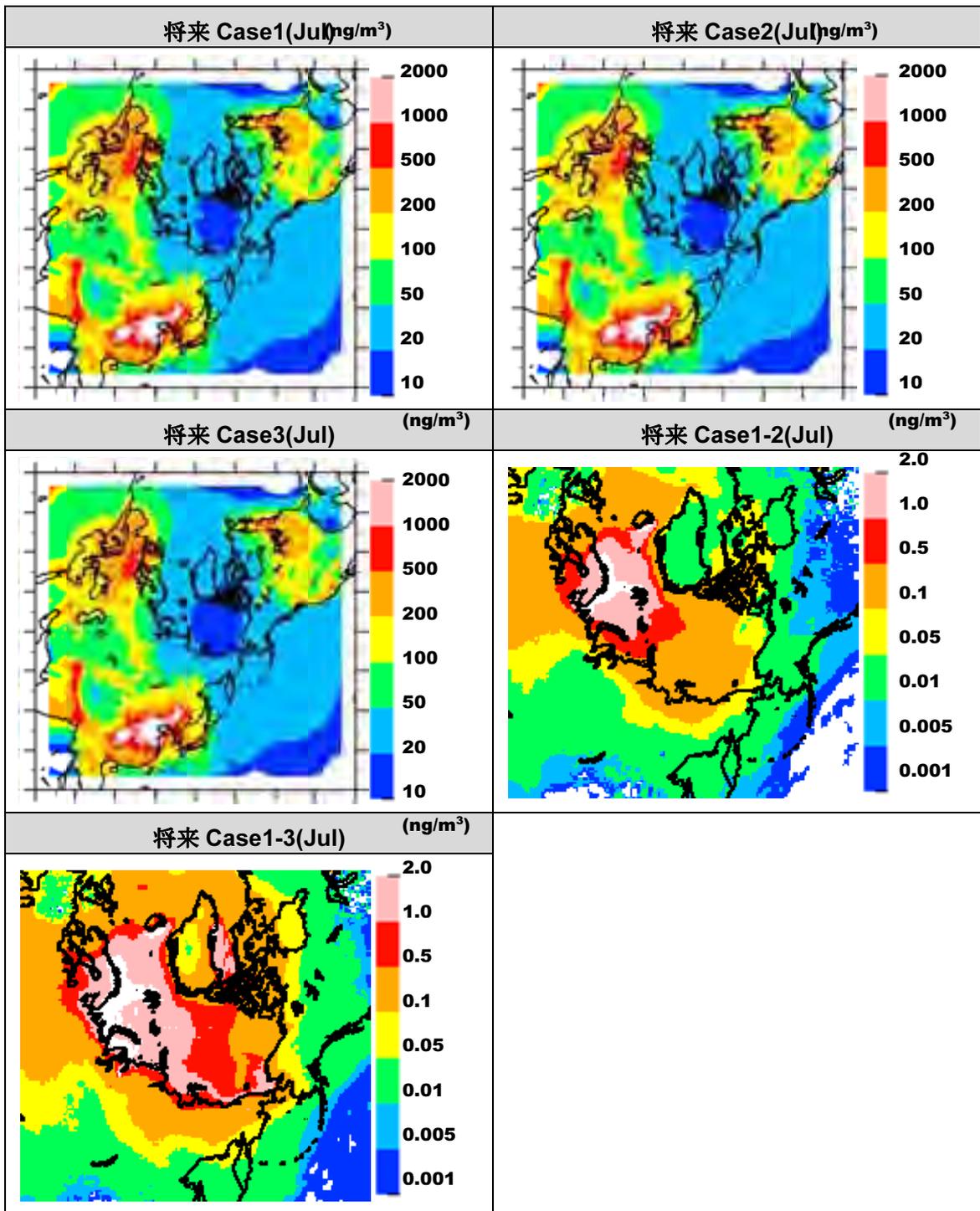


図 1 将来シナリオにおける最下層 EC 濃度分布図 (7 月)

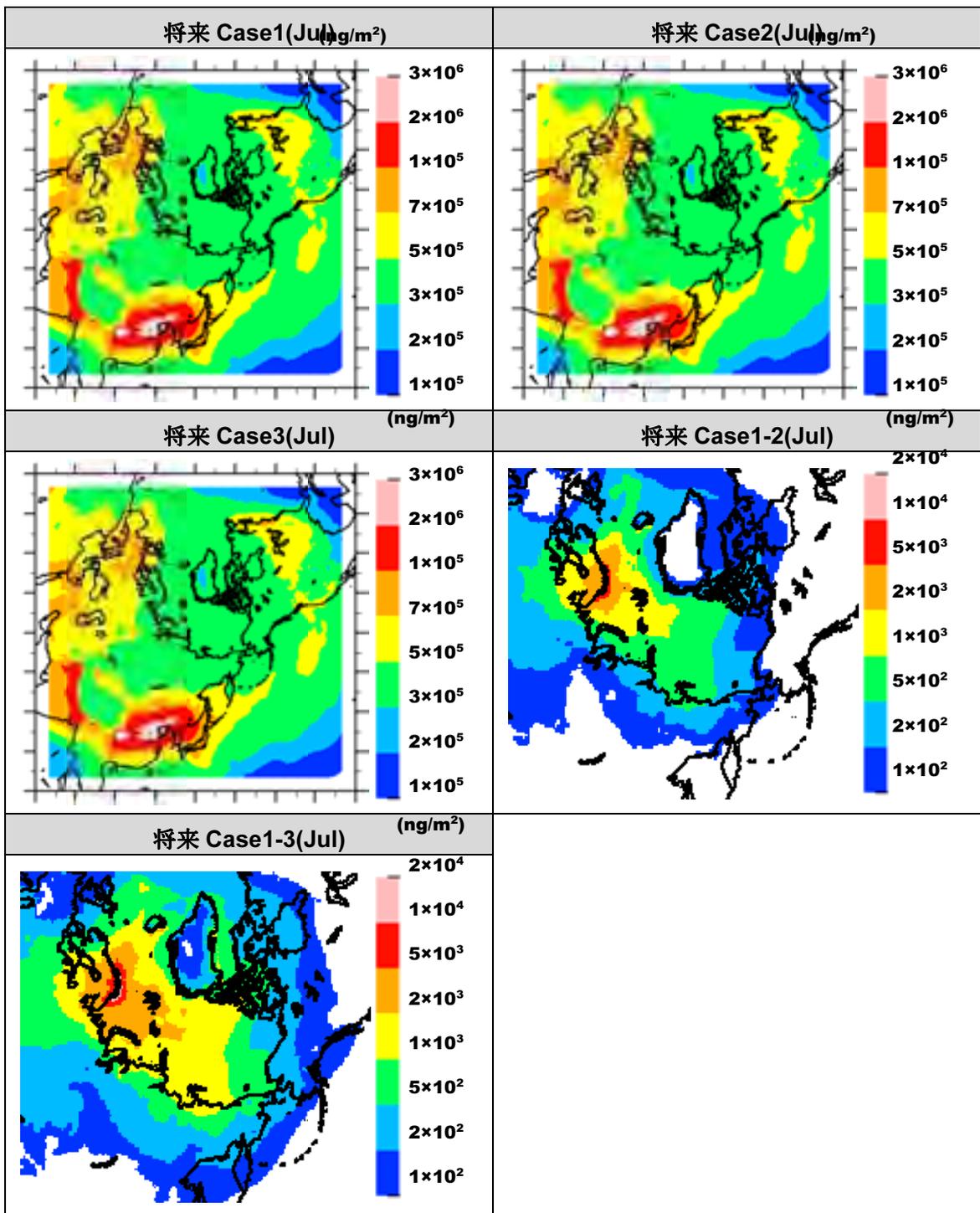


図 2 将来シナリオにおける気柱 EC 総量の分布図 (7 月)

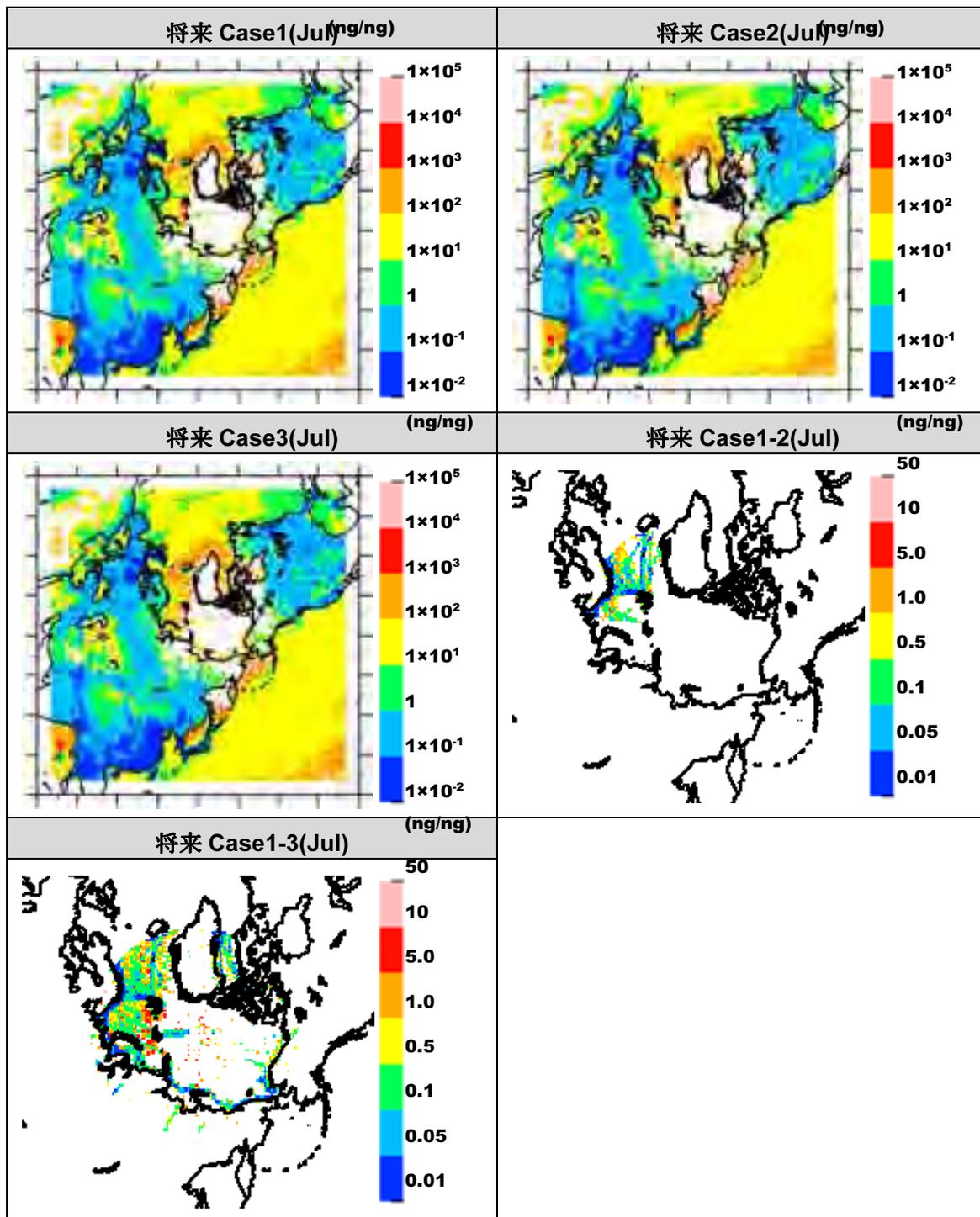


図 3 将来シナリオにおける EC 気柱総量/排出量分布図 (7月)

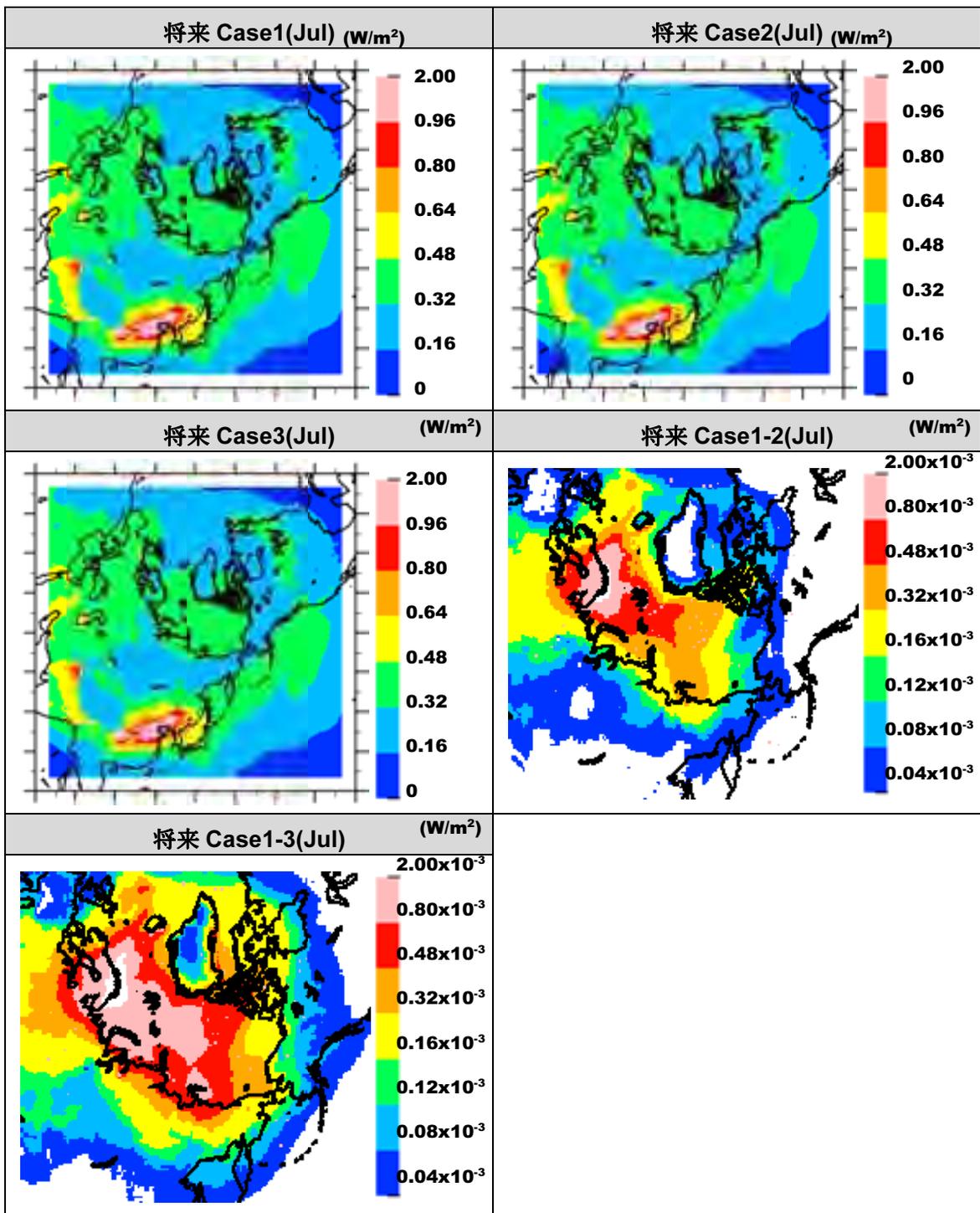


図 4 将来シナリオにおける放射強制力分布図 (7月)

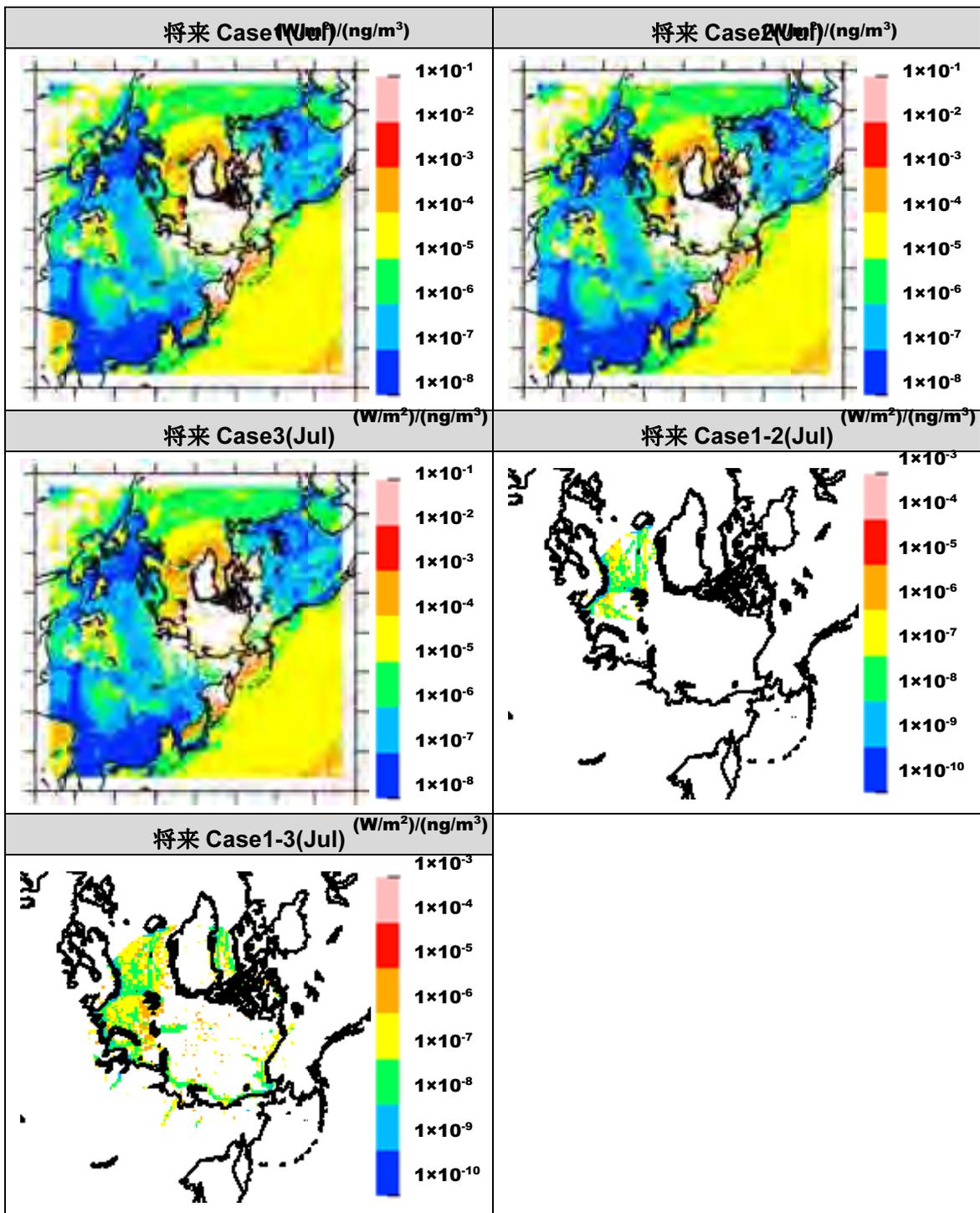


図 5 将来シナリオにおける放射強制力／排出量分布図 (7月)

参考資料 2

黒煙による健康被害及び生態系への影響に関するシミュレーション (生態系への影響評価)

1. はじめに

船舶由来の黒煙による北極域の生態系への影響評価では、陸上生態系において大気汚染に対する指標生物として活用事例が多い地衣類に着目し、これらに対する黒煙の影響の可能性を検討することとしている。本稿では、黒煙に加え、同時に排出される物質に由来する窒素酸化物、硫黄酸化物、及び重金属類の影響を想定し、これらの地衣類等への影響の可能性を検討した。また、北極域での情報が限られていることから、必要に応じて温帯及び植物での検討事例も参考とした。

2. 北極域の地衣類の大気汚染指標としての有用性

地衣類は大気汚染の指標生物として、多くの研究事例があり、Nash III & Gries (1995a; 1996b)により、特に北極域の地衣類の大気沈着への応答やその指標としての活用に着目した総説もまとめられている。Nash III & Gries (1995a)は、汚染物質に対する地衣類の感受性に影響を与える因子として、以下のような特徴を挙げている。

- 菌類（主に子囊菌類）と1種あるいは複数種の光合成共生生物（シアノバクテリア（藍藻）あるいは緑藻類や黄緑藻類）から成る独立栄養性の共生生物であること
- 長寿命であり、四季を通じて生きる生物であること（落葉等により大気汚染物質の沈着を避けることができない）
- （ガスや水蒸気の交換をする）気孔や（表面を覆う防御壁である）クチクラ層がないため、葉状体（地衣体：thallus）全体でエアロゾルやガスを吸着すること

その上で、北極域ではこれらの地衣類が優占する生態系が広く分布していることから、北極域の地衣類への汚染物質の影響は主な懸念事項であることが指摘されている。地衣類は、種々多様な大気汚染物質に応答することが報告されており、種数の減少や存在量の低下、あるいは少数の耐性種の増加等のコミュニティレベルでの応答が知られているが、生理学的な応答メカニズムも幾つか明らかになっている。

主な生理学的応答とそれを引き起こすと考えられる大気汚染物質を表1に列挙した。北極に近い高緯度地域では、冬季の暖房や一次金属工業に由来するSO₂や、同様の発生源からの金属成分、またアルミニウム精錬由来のHF等が主な大気汚染物質として議論されてきたが、オゾン等のオキシダントは、より太陽光が強い低緯度地域で主に問題と

なつたとされている (Nash III & Gries 1995a)。オキシダントでも硝酸ペルオキシアシル (PAN) 等は、局地的には地域由来の汚染により北極域でも生じていた。

表1 大気汚染物質に対する地衣類の主な生理学的応答 (Nash III & Gries (1995a)を基に作成)

生理学的応答	原因とされる大気汚染物質
K ⁺ の流出(膜透過性の変化による)	重金属 (Hg, Ag, Cu 等)、SO ₂
光合成速度の低下	重金属、SO ₂ 光合成への相対的な影響： Ag, Hg > Co > Cu, Cd > Pb, Ni (短期) Ag, Hg, Cu ≥ Pb, Co > Ni (長期)
クロロフィルの劣化	SO ₂
白化(クロロシス)あるいは壊死(ネクローシス)	SO ₂ 、酸性雨、HF、オキシダント、Cu
窒素同化の低下(シアノバクテリアを有する地衣類のみ)	SO ₂

一方で、地衣類は様々な大気汚染物質を蓄積・保持することから、大気汚染物質の沈着特性を相対的ではあるものの時間・空間的に評価するための指標として有効であることも指摘されている。その際、上述したようなクチクラ層や気孔がないこと、時間によって形態が変化しないこと、さらに根を有しないこと等の特徴により、大気汚染物質の受容体として、地衣類は他の維管束植物よりも優位性があることが指摘されている (Nash III & Gries 1995b)。地衣類を用いた大気沈着研究においては、「地衣類における栄養素と汚染物質は主に大気由来である」という仮定の基に実施されている。ある特定種での金属の吸収や基質濃度と栄養状態に影響を受けるという報告も少数はあるものの、上述したように維管束植物における根やそれに類似した器官を有していないことから、土壌から直接栄養分や汚染物質を吸収することはなく、これらは地衣類内の放射性核種が転流しないことや汚染土壌から放射性核種が地衣類に吸収・蓄積されないことから、妥当であると考えられる (Nash III & Gries 1995b)。大気からの地衣類への汚染物質の沈着形態としては、湿性沈着の場合は降水以外に霧や露等によるオカルト沈着が考えられ、乾性沈着の場合は粒子状物質の沈降や衝突、ガス状物質の吸収が考えられる。Nash III & Gries (1995b)は、北極・亜寒帯域における固定発生源周辺の地衣類中の金属元素濃度について、田園地域におけるそれと、既報を基にまとめている (表2)。これ

によると、多くの金属元素で、固定発生源周辺の工業・都市地域における地衣類中の濃度が、田園地域におけるそれよりも明らかに高いことが示されている。

表2. 既報を基にまとめた北極域及び北部タイガの工業・都市地域及び田園地域における地衣類の元素含有量 ($\mu\text{g g-dry weight}^{-1}$) (Nash III & Gries 1995b)

Element	Industrial/urban concentration	Source	Reference	Rural concentration	Reference
As	128-11400	Gold smelter	Hocking et al., 1978	0.06-2.21	Puckett, 1978
Cr	4		Nieboer and Richardson, 1981	0.5-2	Nieboer and Richardson, 1981
Cu	15-250	Nickel smelting	Tomassini et al., 1976	0.6-10.2	Puckett, 1978
	1000-4900	Cuprous rock	Alstrup and Hansen, 1977	0.7-5	Puckett and Burton, 1981
F	48-394	Aluminum smelter	Hornvedt, 1975	0.9-2.4	Pakarinen et al., 1978
	260-940	Fertilizer factory	Takala et al., 1978	4.3-21.6	Puckett, 1978
Fe	3000-21410	Iron smelting	Laaksovirta and Olkkonen, 1977	2.9-7.8	Takala et al., 1978
	200-5000	Nickel smelting	Tomassini et al., 1976		
Hg	0.40-0.87	Chlor-alkali plant	Lodenius and Laaksovirta, 1979	0.009-0.101	Pakarinen and Häsänen, 1983
Ni	8-312	Nickel smelting	Tomassini et al., 1976	~ 1	Nieboer and Richardson, 1981
				1.7-5.5	Puckett, 1978
Pb	111-270	Helsinki	Laaksovirta et al., 1976	0.4-9.2	Puckett, 1978
S	1500-2900		Kauppi, 1976	170-320	Tomassini et al., 1976
	470-4800	Sulfate deposition gradient	Takala et al., 1985	101-961	Puckett, 1978
Ti	35-3800	Various industries	Nieboer and Richardson, 1981	7-850	Puckett, 1978
V	101-291	Iron smelting and fertilizer plant	Laaksovirta and Olkkonen, 1977	~ 1	Nieboer and Richardson, 1981
Zn	150-578	Wood pulp mill	Laaksovirta and Olkkonen, 1979	0.17-9.7	Puckett, 1978
	800-5620	Iron smelting and fertilizer plants	Laaksovirta and Olkkonen, 1977	6-16.5	Pakarinen et al., 1978; Puckett and Burton, 1981
				7-55	Puckett, 1978

France & Coquery (1996)は、全球レベルでのPb沈着量の評価のために、カナダの北極域に生息する地衣類におけるPb濃度を測定し、既報によるカナダやスカンジナビアにおける地衣類やコケのデータを含め、相対的なPb沈着量と緯度との関係を明らかにした。図1に示すように、カナダにおける地衣類中のPb濃度は、緯度の上昇とともに累進的に低下した。スカンジナビアにおけるコケ中のPb濃度も（濃度レベルや低下傾向は異なるが）同様に緯度の上昇とともに低下した。France & Coquery (1996)の新たなデータは、同程度の緯度の既報と比べると低いレベルであったが、有鉛ガソリンの使用量の低下や測定方法の違いによる可能性を指摘している。その上で、当該研究で得られた、平均で $2 \mu\text{g g}^{-1}$ という値が、高緯度の北極域における地衣類中のPb濃度のバックグラウンドレベルであることを示唆している（当該研究におけるPb測定の検出限界は $2 \mu\text{g g}^{-1}$ とされている）。

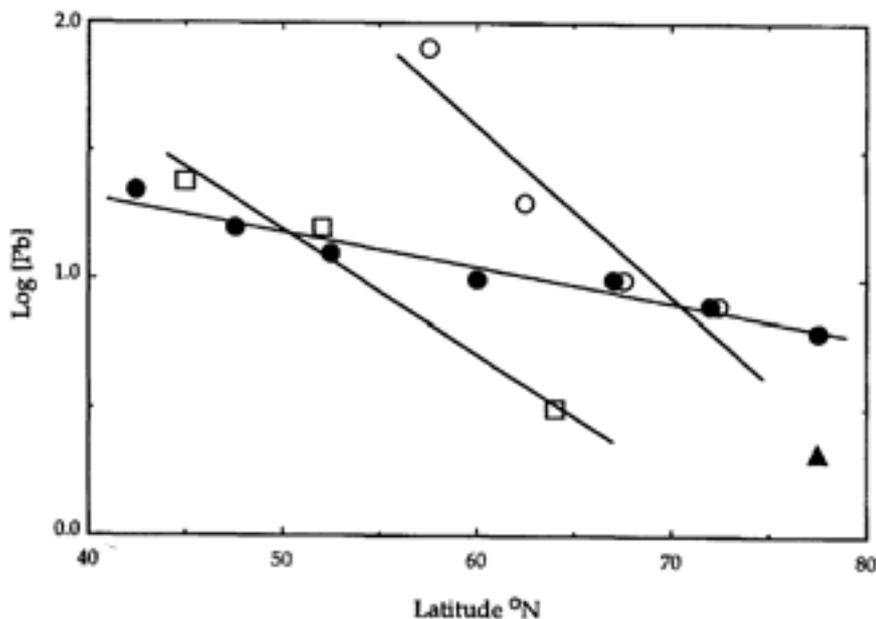


図1. 東部カナダの地衣類（黒丸）及びコケ（白四角）及びスカンジナビアのコケ（白丸）によって測定されたPb沈着量の緯度分布（既報による、France & Coquery 1996）. 黒三角がFrance & Coquery (1996)によるカナダ極域のデータ。

Riget et al. (2000) は、グリーンランドの4カ所で、土壌、腐植、コケ及び地衣類中の、金属元素（Pb, Cd, Hg, Zn, Cu, Cr, Ni, As, V, Al 及びFe）を測定し、地衣類やコケの大気沈着の指標性を評価した。主成分分析により、元素間の関連性とそれらの由来について検討を行った結果、FeやAl等の多くの元素と高い相関があった第1成分が土壌ダスト由来と考えられる一方で、CdやZnと相関があった第2成分や、Hgと相関があった第3成分は、土壌以外の発生源の影響を示していると考えられた。また、Cd、Zn及びHgは、土壌よりも地衣類やコケ中で高いレベルにあることから、これらの元素については、人為発生源由来の長距離輸送の影響を評価できる可能性を示唆した。さらに、地衣類で土壌ダストの影響が低いと考えられたため、コケよりも地衣類の指標としての優位性が示唆された。

3. 大気沈着の地衣類への影響の可能性

(1) オイルシェール火力発電所周辺における粒子状Caの影響

Jalkanen et al. (2000)は、フィンランド湾に面するエストニア東部において、オイルシェールを用いた大規模火力発電所及びセメント工場からの排出される大気汚染物質の影響に関する調査を行った。表3にロシア国境近くのナルバ周辺の2つのオイルシェール発電所からの排出量を示した。これらの発電所からのSO₂やNO_xの排出量は石油や石炭火力発電所のそれと同じか低いレベルにあるが、ダスト排出量は20-50倍にも上り、

年間186キロトンと推計され、Caが最も多く約20%（36キロトン）を占めている。また、セメント工場からの粒子排出量は、年間80キロトン程度と推計されている。Caは土壌にも含まれているが、フィンランド湾対岸の約140 km離れたサイトで捕集されたエアロゾル中のCaの濃縮係数（EF）¹は他の元素に比べ極めて高く（8.8）、上記の発生源の影響が明らかであった。

表3. オイルシェール燃料を用いたBaltic及びEstonian火力発電所からの主要及び幾つかの微量元素の年間大気排出量（トン/年、1992年）（Jalkanena et al. 2000）

Ca	K	Al	S	Fe	Mg	Cl	Ti	Na	P
36000	4700	3400	3200	4900	3100	750	560	250	280
As	B	Cd	Co	Cu	Mn	Ni	Pb	V	Zn
12	43	0.25	41	23	24	7.4	86	18	43

コケ中の濃度分布は、表3に示した主要な排出元素が、ナルバ南東部の発電所付近で高く、風下に向かって低下する傾向を示していた（図2：Caは排出レベルが極めて高いため、Alほど勾配が明確でないとされている）。FeやCd、S等でも同様の傾向が見られた。ロシアの工業都市であるスランツィ付近もダスト排出量が多いとされている。電子顕微鏡観察によると、最も汚染された地域のコケは、葉面の約25%が粒子状物質で覆われていた。また、観察された粒子状物質の多くは、高温で生成されたことを示唆する球状をしていたことが報告されている。

最も汚染に対する耐性が強いとされる着生地衣類の活性分布は、オイルシェール火力発電所やスランツィ付近に地衣類の空白域があることを示していた（図3）。樹幹に着生している地衣類は、乾性沈着によるダストやそれを洗い流す樹幹流中の全てのイオンを直接捕捉する。北欧の針葉樹の酸性の樹皮面に着生する地衣類の多くは好酸性であり、塩基性の樹幹流に対する耐性がないことから、Caを多く含む粒子の影響を強く受けたも

¹ 固定発生源の直接的な影響を受けず、濃度が低い場合、複数の元素の分析結果を基に、地衣類中での濃縮係数（Enrichment Factor, EF）を算出することによって、汚染の程度を明らかにできる可能性が指摘されている：

$$EF = \frac{\text{地衣類中の(X/参照元素の存在量)}}{\text{地殻岩石中の(X/参照元素の存在量)}}$$

ここで、Xは対象とする元素の存在量。

のと考えられている。さらに、上述したように多くの地衣類はSO₂の直接暴露にも感受性が高いことから、図3に見られるような、完全な地衣類の空白域（lichen desert）が形成されたと指摘している（Jalkanena et al. 2000）。

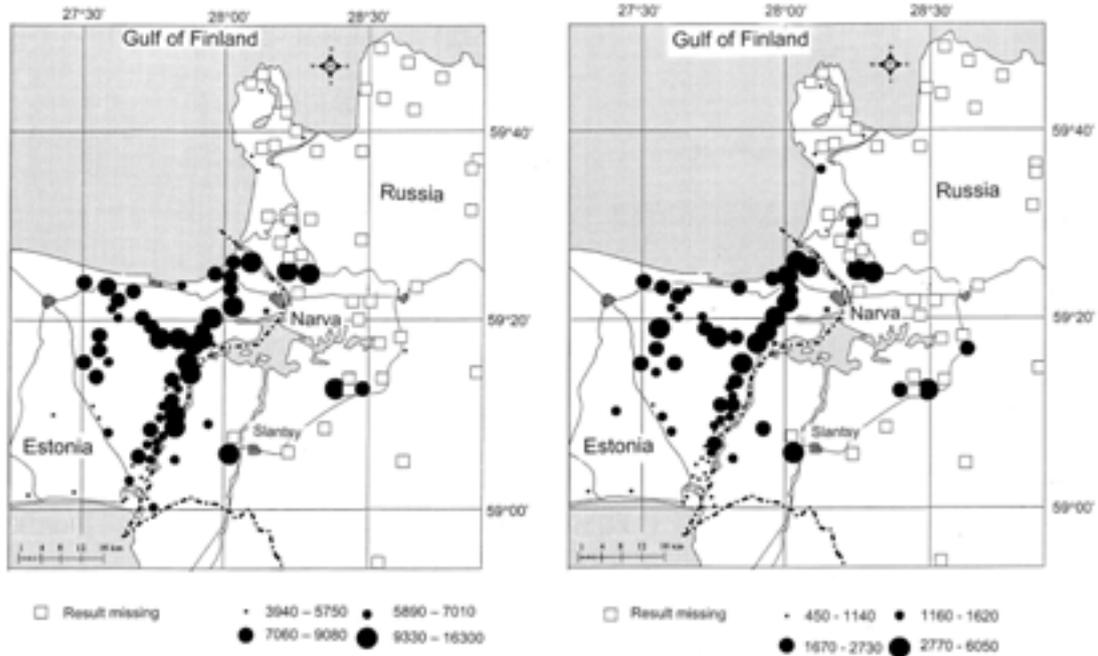


図3. オイルシェール発電所付近のコケ中のCa（左）及びAl（右）の含有量（ $\mu\text{g g}^{-1}$ ）。ナルバ（Narva）の南西方向にある2つの星印（約5km及び20km）がオイルシェール発電所の位置を示す。ロシア国境のスランツィ（Slantsy）も粒子排出量が多い工業都市。（Jalkanena et al. 2000）



図3. オイルシェール発電所付近の地衣類（*Hypogymnia physodes*）の活性分布（Jalkanena et al. 2000）

(2) 窒素沈着の影響

生態系への人為発生源由来の窒素沈着の増大は、窒素飽和と呼ばれるような生態系内の栄養素等の物質循環の不均衡や攪乱を生じさせる可能性があり、その許容可能な沈着量の閾値として、生態系やそれを構成する個々の要素を対象に臨界負荷量（影響を及ぼされることなく許容できる最大負荷量：critical load）が議論され、地衣類に適用されるべき臨界負荷量も提言されてきた。Bobbink et al. (1998)は窒素沈着の生態系影響に関する総説の中で、北欧の事例を紹介している。それによるとオランダ（19世紀まで生息していた地衣類が全く見られなくなった）から、デンマーク（わずか4%が残存）を通過してスウェーデンまで実施した野外調査は、藍藻を有する地衣類の衰退は、 $5 - 10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ を超える窒素沈着と有意な相関があったことを指摘している。Bobbink et al. (2010) は、さらに議論を進め、全球の様々な植生帯の生物多様性に関する窒素沈着の臨界負荷量について網羅的な評価を行っており、それによると、北極域や高地生態系では $5 - 15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ にあり、また、亜寒帯の森林では $5 - 10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ にあると推定した。いずれにおいても、地衣類や蘚苔類が最も感受性が高く、特に種組成に影響を与えることを指摘している。2011年に欧州長距離越境大気汚染条約（CLRTAP）の下に開催された臨界負荷量に関するワークショップ（Workshop on the Review and Revision of Empirical Critical Loads and Dose-response Relationships）では、エグゼクティブ・サマリーにおいて、各植生帯における臨界負荷量が再評価され、北極域や高地の低木層では臨界負荷量は $5 - 15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ にあるとしていたが、ツンドラでは $3 - 5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ にあり、地衣類の減少が起こり得ると結論づけている（Bobbink & Hettelingh 2011）。

上述したBobbink et al. (2010)でもレビューされた事例の一つでもあるが、Gordon et al. (2001)は、ノルウェー領スヴァールバル諸島に設定した北極域のヒース（荒地に生育する背の低い植物の群落）の野外プロットにおいて、栄養元素の蘚苔類や地衣類を含む植物組成への影響を評価するために、窒素とリンの添加実験を1991年から1998年まで8年間に渡って実施した。 $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ の窒素添加だけでは大きな変化はないが、リン（ $5 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ）が同時に添加された環境下では、地衣類（図4、上から3番目の明灰色の破線）の被覆率（%）が低下し、対照区と比較して60%も被覆率の低下が見られたことを報告している（図4）。また、 $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ の添加においては、リンの添加の有無に関わらず、地衣類の被覆率が低下した。窒素添加による有意な被覆率の変化は地衣類だけに見られ、他の植生グループには確認されなかったことが指摘されている。蘚苔類では、窒素添加により、被覆率ではなく、種数の減少、組織中の窒素濃度の上昇及び硝酸還元活性の低下のような、生物多様性や生理活性に影響があった。また、リンによ

り蘚苔類の被覆率はほぼ2倍になったことも指摘されている。これらの結果から、北極域における臨界負荷量は $5 - 15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ と言われていた範囲の中でも下端の方であり、リンの利用性が高い生態系においては、窒素添加の影響が地衣類には大きく現れることから、 $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 未満にあると結論づけている（臨界負荷量は許容できる最大負荷量と定義されており、本研究では $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ですでに兆候が出ているため）。

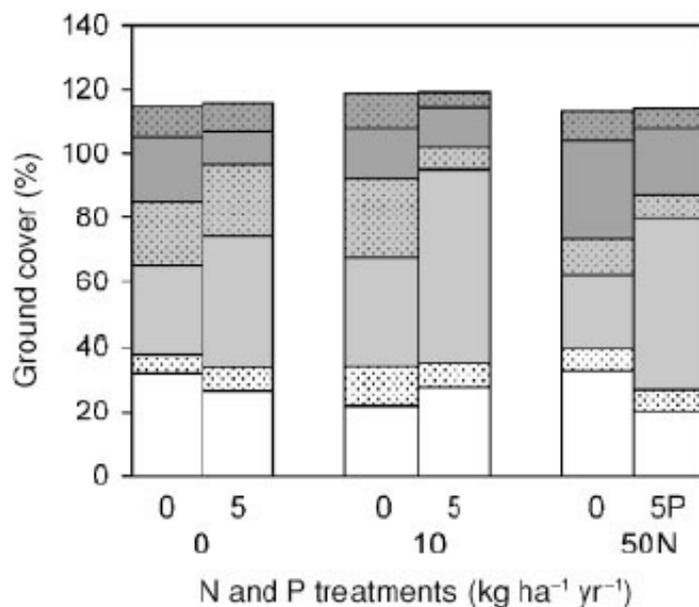


図4. ツンドラヒースにおける窒素及びリンの添加による植生グループの被覆率 (%) の変化。
暗灰色の破線：裸地、暗灰色：落葉、明灰色の破線（上から3番目）：地衣類、明灰色：蘚苔類、
白色の破線：イネ科草本及び草地、白色：灌木

CLRTAPにおける森林モニタリングネットワークである「大気汚染の森林への影響の評価及び監視に関する国際計画 (ICP Forests)」では、北極域のフィンランドを含む欧州83カ所の重点プロット (Level II Plots) の1155本の樹木表面に着生している292種の地衣類を評価し、そのうち49%の142種が貧栄養性の地衣類と判定された。2004 - 2006年に10カ国で実施したForestBIOTAプロジェクトから得られたこれらの地衣類の分布割合と林内雨による窒素沈着量との関係を明らかにした (図5 : ICP Forests 2011)。その結果、林内雨による窒素沈着量が $3.8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ を超えると、大型地衣類の割合が40%未満になり、80%のプロットがこの値を超えていることを指摘している。

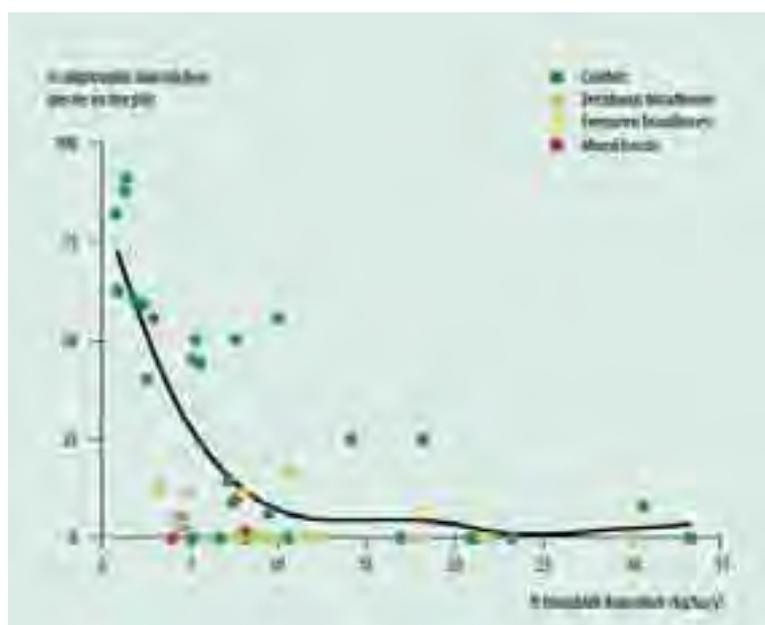


図5. 欧州のICP Forestsのプロットにおける林内雨による窒素沈着量と貧栄養状態に適応した大型地衣類の割合 (ICP Forests 2011)

Giordani et al. (2014)は、上述したForestBIOTAプロジェクトと同じデータセット (ここでは286種を対象) を用いて、地衣類による窒素沈着の臨界負荷量を推定した。上述したように、地衣類の分布は汚染の程度だけでなく緯度のような地理的な影響や森林の構造等の影響も受けることから、位置 (緯度、経度、高度、土壌pH、降水量)、森林構造 (樹齢、樹木密度、樹幹断面積、空間分布構造 (Clark-Evans index)) 及び汚染物質 (S-SO₄ 沈着量のlog値、総窒素沈着量のlog値) の環境因子と地衣類の評価値 (種の豊富さ、均等度、大型地衣類の割合) との関連性を明らかにすべく、重回帰分析を行った結果、大型地衣類の割合を評価値に用いた場合がこれらの環境因子によって最も説明されやすく、総窒素沈着量 (林内雨による沈着量) のlog値によって説明された。特に、温帯・寒帯の針葉樹林を対象とした場合は、大型地衣類の割合の分散の74%が説明された。図6に、林内雨による窒素沈着量のlog値と大型地衣類の割合の関係を示した。窒素沈着量が0.6 (約4 kg N ha⁻¹ yr⁻¹) 増加すると、約50%まで低下した。ここでは、最も沈着量が低かった対照プロットにおける大型地衣類の割合を基準として、95%信頼限界の上限との交点から垂線を下ろし (a)、さらに下限との交点から水平に伸ばした線 (b) と回帰直線との交点のX座標を、臨界負荷量と定義し (Pinho et al. 2012)、0.38 (約2.4 kg N ha⁻¹ yr⁻¹) と推定した。また、75%の森林プロットにおいて、窒素沈着量が臨界負荷量を超過しており、特にオランダ、ドイツ及びデンマークで著しいことが示されたが、スカンジナビア及び南欧の森林プロットではほとんど臨界負荷量未満であった (図7)。

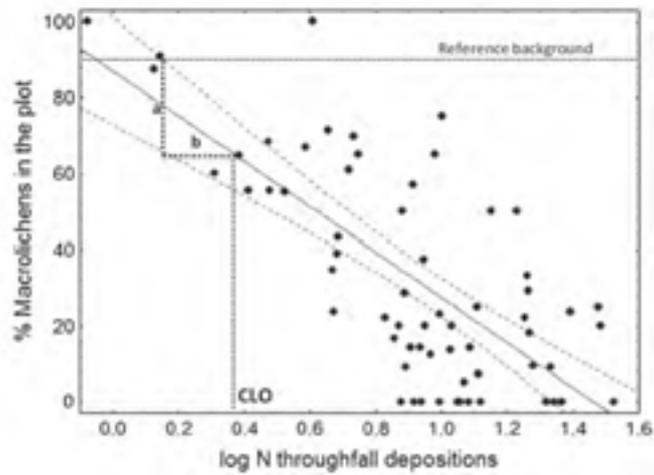


図6. 林内雨による窒素沈着量のlog値と大型地衣類の割合 (Giordani et al. 2014). 推定された臨
界負荷量 (CLO) は、0.38 (約 $2.4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) .



図7. 大型地衣類の分布により推定された欧州の森林プロットにおける窒素臨界負荷量の超過
量 ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) (Giordani et al. 2014). フィンランドのプロットにおける超過量は、 1 kg N ha^{-1}
 yr^{-1} 未満または $1 - 2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 。

地衣類を考慮した窒素の臨界負荷量の設定は、気候帯の異なる各地域で議論されており、多くの場合は林内雨による（総）沈着量として、米国のオレゴン州及びワシントン州では $3 - 9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ (Geiser et al. 2010)、地中海地方の常緑林では $26 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 未満 (Pinho et al. 2012) とかなり地域や推定方法によっても異なる。また、Geiser et al. (2010)によると地衣類への窒素沈着の影響は、沈着量より降水中の NH_4^+ 濃度に依存する傾向が見られることから、当該研究では降水量を考慮した臨界負荷量を提唱している。表4にこれまで提唱されている地衣類を考慮した窒素の臨界負荷量の主な報告を列挙した。Geiser et al. (2010)によってレビューされている文献については降水量も併せて記した。評価基準や閾値が多少異なるものの、地中海地方 (Pinho et al. 2012) のケースを除けば、地衣類を考慮した窒素の臨界負荷量は $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 未満にあると考えられる。特に「貧栄養性種の割合」を評価基準とした場合は、降水量が著しく多い地点 ($4,510 \text{ mm}$) を除き、窒素の臨界負荷量は $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 未満にある (Fenn et al. 2008; Geiser et al. 2010)。欧州10カ国で実施されたForestBIOTAプロジェクト (ICP Forests 2009; Giordani et al. 2014) では大型地衣類を対象としているが、窒素の臨界負荷量は同様に $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 未満であった。

Giordani et al. (2014)によると「貧栄養性種の割合」は大気汚染と有意な相関が見られなかったこと、また「貧栄養性の大型地衣類の割合」は大気汚染との有意な相関が見られたものの、緯度・経度とも相関があり、これらによるバイアスが示唆されたため、当該研究では単に「大型地衣類の割合」が評価対象とされた。Geiser et al. (2010)やFenn et al. (2008)の調査地域は州レベルであり、ForestBIOTAプロジェクトは地中海諸国からバルト海諸国までを含む欧州10カ国を調査地域としており、評価の対象となった空間スケールが大きく異なることが、評価基準の設定に影響を与えた可能性も考えられる。一方で、推定された窒素の臨界負荷量は、ともに $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 未満にあり、特に、40% (種の割合) を閾値としたFenn et al. (2008)及びICP Forests (2009)では、評価対象が貧栄養性種と大型地衣類と異なっているものの、推定された窒素の沈着量は、それぞれ 3.1 及び $3.8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ と近い値が得られている。これらの結果から、地衣類を考慮した窒素の臨界負荷量を $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 未満 (例えば $2 - 4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) に設定することは妥当と考えられ、ForestBIOTAプロジェクトではフィンランド等のバルト海諸国も含まれていたことから、北極域にも適用可能であろう。表4中の北極域 (ツンドラ) の値はこの下端あるいはそれ以下のレベルにあるが、樹冠のような遮るものがないツンドラの場合には林外の湿性沈着として $1 - 3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 程度が適当かもしれない。

表 4. これまで提唱されている地衣類を考慮した窒素の臨界負荷量

地域・気候帯 (植生帯)	臨界負荷量 (kg N ha ⁻¹ yr ⁻¹)	降水量 (mm)	評価基準・閾値	文献
北極域 (ツンドラ)	1 - 3		色素生成や立体構造の変化、被覆率等の低下	Pardo et al. 2011
北極域 (ツンドラ)	3 - 5		被覆率等の低下	Bobbink & Hettelingh 2011
北極域 (ツンドラヒース)	<10		蘚苔類を含めた総合的評価	Gordon et al. 2001
北極域 (タイガ)	1 - 3		種組成の変化	Pardo et al. 2011
北極域・高地	5 - 15		被覆率等の低下	Bobbink et al. 2010
亜寒帯 (森林)	5 - 10		特記なし	同上
オレゴン州西部・ワシントン州 (温帯針葉樹林)	2.7 5 9.2	440 1,860 4,510	貧栄養性種の割合 : 30-41%	Geiser et al. 2010 同上 同上
カリフォルニア州	3.1	1,110	同上 : 40%	Fenn et al. 2008
地中海地方 (常緑林)	26		貧栄養性種の割合 : 対照地点の95%信頼区間の下端を考慮	Pinho et al. 2012
欧州10カ国	2.4 3.8		大型地衣類の割合 : 対照地点の95%信頼区間の下端を考慮 大型地衣類の割合 : 40%	Giordani et al. 2014 ICP Forests 2009

北極域の窒素沈着量は、一般的にはかなり低く1 kg N ha⁻¹ yr⁻¹程度と見積もられているが、ロシアのタイミル (Taymyr) 半島や北アラスカでは、10 kg N ha⁻¹ yr⁻¹を超える地域もあることが指摘されている (Gordon et al. 2001)。上記の窒素の臨界負荷量を適用すると、すでに超過している地域もあることが示唆される。また、Giordani et al (2014)によると、評価が行われた2004-2006年においては、北極域のフィンランドのプロットで

の臨界負荷量 ($2.4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) の超過量は $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 未満あるいは $1 - 2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 程度 (図7を参照) であることから、窒素沈着量としては $3 - 4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 程度であったことが推察される。この時点での窒素沈着量は、当該研究における地衣類の種組成を変質させる臨界負荷量をちょうど超えた程度であるが、上述したように評価基準や閾値の設定によっては超えないギリギリの範囲にあるとも考えられる。今後、北極海航路の拡大によって船舶由来の窒素沈着量が $1 - 2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 程度増大しただけでも、臨界負荷量を確実に超過する可能性が考えられる。

(3) ブラックカーボン (BC) による影響

BCの地衣類への直接的影響については、2014年現在、全く報告はない。作物や樹木への影響に関する知見も限られているが、近年、我が国の文部科学省科学研究補助金の新学術領域研究等を通じて、BCの葉面への沈着プロセスやそれによる樹木生理活性の低下の可能性等が示されて来た。地衣類の多くは、樹皮面等に着生して生育していることに加え、上述したように地衣類は葉面を防御するようなクチクラ層を有しておらず、よりBC沈着等に対して感受性が高いと考えられることから、これらの樹木葉に関する知見は、BCの地衣類への直接的影響を考える上で参考になるであろう。

PM2.5等の微小粒子による作物や樹木への直接的影響に関する実験的研究は非常に限られている。Hirano et al. (1995)によると、キュウリやソラマメに土壌粒子(関東ローム:KL)をチャンバー内で暴露すると、相対光合成速度が減少し、これは主に日射が遮られたことによる「日陰効果」によるものであった。一方、BC($0.03 - 0.20 \mu\text{m}$)を暴露した場合は、葉の表面温度が上昇し、蒸散速度が増大した。この「葉温上昇効果」は、明色(茶色)であるKLより、黒色であるBCで大きかったことを指摘している。上記の「日陰効果」と「葉温上昇効果」とも、粒子による光の吸収性に関わっており、本事業で対象とするBCの定義を光吸収性炭素化合物(light absorbing carbonaceous compounds, LAC)とした場合、生じ得る影響のタイプとしてこれらを考慮すべきであることが示唆される。Hirano et al. (1995)による報告は、BC等の微小粒子の植物への影響を示した初めての実験的事例であったが、暴露量が比較的多く、KL及びBCは、それぞれ葉面積当たり、 $0.7 - 4.0$ 及び $0.4 - 1.3 \text{ g C m}^{-2}$ ($700 - 4,000$ 及び $400 - 1,300 \text{ mg C m}^{-2}$)も沈着しており、これらは、発電所や高速道路の近傍で観測されるレベルであった。

一方で、Yamaguchi et al. (2012)は、日本の代表的な樹木であるブナ、スダジイ、カラマツ及びスギの4樹種に対し、BC微小粒子をチャンバー内で暴露を行ったが、2成長期の暴露にも関わらず、BC沈着による生理活性や成長の有意な変化は4樹種全てで見られなかった。この時の沈着量は葉面積当たり $0.13 - 0.58 \text{ mg C m}^{-2}$ (Yamaguchi et al.

2012)であり、上述した Hirano et al. (1995)の BC 沈着量に比べると極めて少なく、その量は 1,000 倍以上もの開きがあった。そこで、Yamaguchi et al. (2012)の研究グループでは、暴露量を圧倒的に増やした短期暴露実験を実施し、4 樹種全てで BC 沈着により純光合成速度が有意に低下し、その応答は樹種によって異なっていることを明らかにした (伊豆田ら 2014)。これによると、BC 沈着量の増加に伴う純光合成速度の低下程度は スダジイ > ブナ > スギ > カラマツの順に著しいことが明らかとなった。4 樹種の純光合成速度が 10%低下する BC 沈着量は、3.2 - 39 mg C m⁻²であり (伊豆田ら 2014)、Yamaguchi et al. (2012)の長期暴露実験で確認された量の、さらに一桁あるいは二桁多い量であった。

野外観測では、Fukazawa et al. (2012)が、北海道に植林されたカラマツ交配種の若齢木において、落葉前の 9 月に高い枝 (3 m) 及び低い枝 (1.5 m) から採取した葉面に蓄積していた BC が、それぞれ、葉面積当たり 2.3 及び 0.6 $\mu\text{g C cm}^{-2}$ (23 及び 6 mg C m^{-2}) であり、高い枝ほど BC を多く蓄積していたことを報告している。そのうち約半分は水で洗浄しても落脱せず、クロロホルムでクチクラ表層ワックスを溶解することで抽出されたことを報告している。そのように強固に葉面に付着している BC (葉面 BC) の量は、高い枝及び低い枝で、それぞれ 0.9 - 1.4 及び 0.2 - 0.8 $\mu\text{g C cm}^{-2}$ (9 - 14 及び 2 - 8 mg C cm^{-2}) であり、やはり高い枝ほど BC を多く蓄積していた。高い枝ほど粒子状物質を蓄積しやすいことは、葉面粒子中の重金属を測定した Takmatsu et al. (2000)も指摘している。また、Sase et al. (2012)は、新潟県のスギ及び、タイの代表的な 5 樹種 (常緑樹 : *Shorea henryana*, *Hopea ferrea*, and *Dipterocarpus turbinatus*、落葉樹 : *Pterocarpus macrocarpus*、植林樹種 : *Acacia mangium*) において、葉面 BC 量を測定したところ、樹種によって異なり、年間の蓄積量としては、スギ、常緑樹、落葉樹、植林樹種の順で多く、それぞれ 26.8、10.0、9.3 及び 10.8 mg C m^{-2} であったことを報告している。また、常緑樹においては、展葉以降、葉面に蓄積する BC 量は加齢とともに増大するものの、1 年以上経過した葉では、ほぼ一定の値になることも報告されている (Sase et al. 2012)。

上記のチャンバー実験及び野外観測の結果から得られた、葉面 BC 量とその影響を表 5 にまとめた。チャンバー実験による葉面 BC 量とその影響は、研究によって大きく異なっており、Yamaguchi et al. (2012)では常緑・落葉の針葉樹及び広葉樹をカバーしていることから、1 mg C m^{-2} に満たないような葉面 BC の蓄積では、恐らくほとんどの樹種に影響が出ないことが推察される。樹木と作物の違いはあるが、葉面 BC 量がそれ以上、数 10 mg C m^{-2} 程度までは「日陰効果」による光合成速度の低下 (伊豆田ら 2014)、さらに増大して数 100 以上になると「葉温上昇効果」による水分損失の増大 (Hirano et al. 1995) というように、影響が大きくなるのかもしれない (表 6)。Hirano et al. (1995)が

述べているように、光吸収性の小さい明色の KL 粒子では、ある程度以上沈着すれば日陰効果は見られるものの、BC 粒子のような葉温上昇効果は見られていない。これも、葉面 BC 量が異なることによりその影響の表れ方が異なるという可能性を支持している。

表 5. 樹木における葉面 BC 量とその影響

供試植物		葉面 BC 量 (mg C m ⁻²) ^{*1}	BC 沈着の 影響	文献
<u>チャンバー実験</u>				
作物	キュウリ <i>Cucumis sativus</i>	400 – 1,300	葉温上昇	Hirano et al. (1995)
樹木	ブナ <i>Fagus crenata</i>	0.13	無し	Yamaguchi et al. (2012)
長期暴露	スダジイ <i>Castanopsis sieboldii</i>	0.69	無し	同上
2年間	カラマツ <i>Larix kaempferi</i>	0.32	無し	同上
	スギ <i>Cryptomeria japonica</i>	0.58	無し	同上
樹木	ブナ	8.5	純光合成	伊豆田ら(2014)
短期暴露	スダジイ	3.2	速度 10%	同上
	カラマツ	39.0	低下	同上
	スギ	12.3		同上
<u>野外観測</u>				
樹木	カラマツ交配種 ^{*2} , 3.0 m high	9 – 14	不明	Fukazawa et al. (2012)
	カラマツ交配種 ^{*2} , 1.5 m high	2 – 8	不明	同上
	スギ, 高さ 5 m	26.8	不明	Sase et al. (2012)
	<i>Shorea henryana</i> ^{*3} , 高さ 10-15 m	23.5	不明	同上
	<i>Hopea ferrea</i> ^{*3}	6.0	不明	同上
	<i>Dipterocarpus turbinatus</i> ^{*3}	0.4	不明	同上
	<i>Pterocarpus macrocarpus</i> ^{*3}	9.3	不明	同上
	<i>Acacia mangium</i> ^{*3}	10.8	不明	同上

Note. ^{*1} クロロフォルムで葉面から抽出された BC (強固に葉面ワックスに付着) ; ^{*2} カラマツ交配種: *Larix gmelinii* × *L. kaempferi*; ^{*3} タイの樹種については木登りにより 10-15 m の高さの枝から採取。

表6. 葉面BC量と想定される影響

葉面BC量, mg C m ⁻²	想定される影響	備考
< 1.0	無し	
– 数10	光合成速度の低下 (10%以上)	日陰効果
数100 <	水分損失の増大	葉温上昇

一方で、野外観測で報告されている葉面BC量は、樹種や枝の高さによって異なるものの、概ね葉面積当たり 10 – 30 mg C m⁻²の範囲にあった (Fukazawa et al. 2012; Sase et al. 2012)。これは伊豆田ら (2014) が示した「日陰効果」による光合成速度の低下が生じ得る沈着レベルであり、カラマツでは影響の可能性は不明であるものの、新潟県で観測されたスギの葉面BC量は、すでに純光合成速度が10%低下する閾値を2倍以上超えていた。ここで測定されたスギ葉は、高さが5 m程度の枝から採取されたものであるが、Fukazawa et al. (2012)や Takamatsu et al. (2000)が指摘しているように高い枝の葉ほど粒子状物質を蓄積する傾向があるため、樹冠付近での葉面BC量はさらに多い可能性も考えられる。

これらの結果の地衣類への適用を考えた場合、気孔を持たない地衣類について、表面温度の上昇がどのような影響をもたらすかは全く不明である。一方で、地衣類は維管束植物と同様に光合成をすることから、BC粒子の沈着による日陰効果は、基本的に同じような機構による影響を生じさせる可能性はある。また、地衣類は植物のように落葉せず長期に同じ場所で生息していることから、このような光吸収性のBC粒子の長期的な沈着の影響を、より直接的に受ける可能性もある。よって、地衣類へのBC粒子沈着の影響を考える場合も、伊豆田ら (2014) が報告した3 – 40 mg C m⁻²のBC付着量が一つの目安となるであろう。

樹皮に着生する地衣類を考える場合は、樹皮面への沈着量を推計する必要がある。Sase et al. (2012)は、新潟県 (新発田市) 及びタイ (ナコンラチャシマ県) において葉面BC量に加え、林外雨や林内雨によって沈着するBC量も測定し、林冠における年間のBC沈着収支を検討した。その結果、BC粒子は主に乾性沈着で林冠に沈着し、一旦葉面に付着したBC粒子は降水等によって容易には流されず、そのほとんどは葉面に強固に付着することを明らかにした。しかしながら、同じナコンラチャシマ県の試験地で、インファレンシャル法 (気象要素から計算される乾性沈着速度と大気濃度を用いた推計法) によって推計されたBC乾性沈着量 (Matsuda et al. 2012) と比較すると、林冠で葉面に沈着するのは約70%であり (松田ら 2014)、残りは樹皮面に沈着するか林床土壌に直接

沈着している可能性が示された。Sase et al. (2012)は、熱帯樹種の総葉面積は幹表面積の3倍以上はあり、同程度の効率で沈着するのであれば樹皮面に沈着するBC量（樹皮面BC量）は、最大で葉面BC量の30%程度と見積もっている。Granier et al. (2000)はブナ林で実施した水文学的研究において、全天放射計から算出した表面積指数(SAI, surface (leaf + stem) area index)が、最大 $6 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ 以上であったものが冬季には $1.5 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ 程度まで低下することを報告しており、冬季のSAIが枝や幹の表面積を反映しているとしている。

これらの結果から、葉面積と樹皮面積の比率を3:1程度と仮定すると、大気から樹冠に沈着する土地面積当たりのBC沈着量のうち、最大に見積もって、その25%程度が樹皮面に沈着すると推定される。例えば、単位面積当たりの葉面積（片面）を表す指標である葉面積指数（LAI）が $4.5 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ であれば、総葉面積としては $9 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ 程度あり、樹皮面積は最大で $3 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ 程度となることから、単位樹皮面積当たりのBC沈着量は、土地面積当たりの沈着量の25%のうち、さらに3分の1程度（約8%）と推定される。樹皮面に $3 - 40 \text{ mg C m}^{-2}$ 程度付着するためには、土地面積当たり $38 - 500 \text{ mg C m}^{-2}$ 程度のBC沈着量が必要であろう。

上記の樹皮面の着生地衣類のケースは全て仮定の話だが、閉冠していない森林の林床や林外の岩石表面等に固着する地衣類の場合は、土地面積当たりの大気沈着量そのものが地衣体への沈着量と考えられるため、BC沈着量が $3 - 40 \text{ mg C m}^{-2}$ 程度あれば、日陰効果の影響を考慮すべきレベルにあると言えるであろう。

4. 北極域周辺における船舶由来の大気汚染による生態系影響の可能性

近年アラスカ周辺では、船舶由来の大気汚染が大きな話題になっている。アラスカ州南西部のクロンダイク・ゴールドラッシュ国立歴史公園のスカグウェー地域やグレイシャーベイ国立公園上流部では、船舶はディーゼル機関やバンカー重油を用いた発電機等を動かしながら航行あるいは停泊する一方で、夏季によく生じる大気の滞留と逆転層により排気ガスの拡散が妨げられ、滞留した排ガスが視界を遮る顕著な煙霧や悪臭を引き起こす（図8：Schirokauer et al. 2014）。

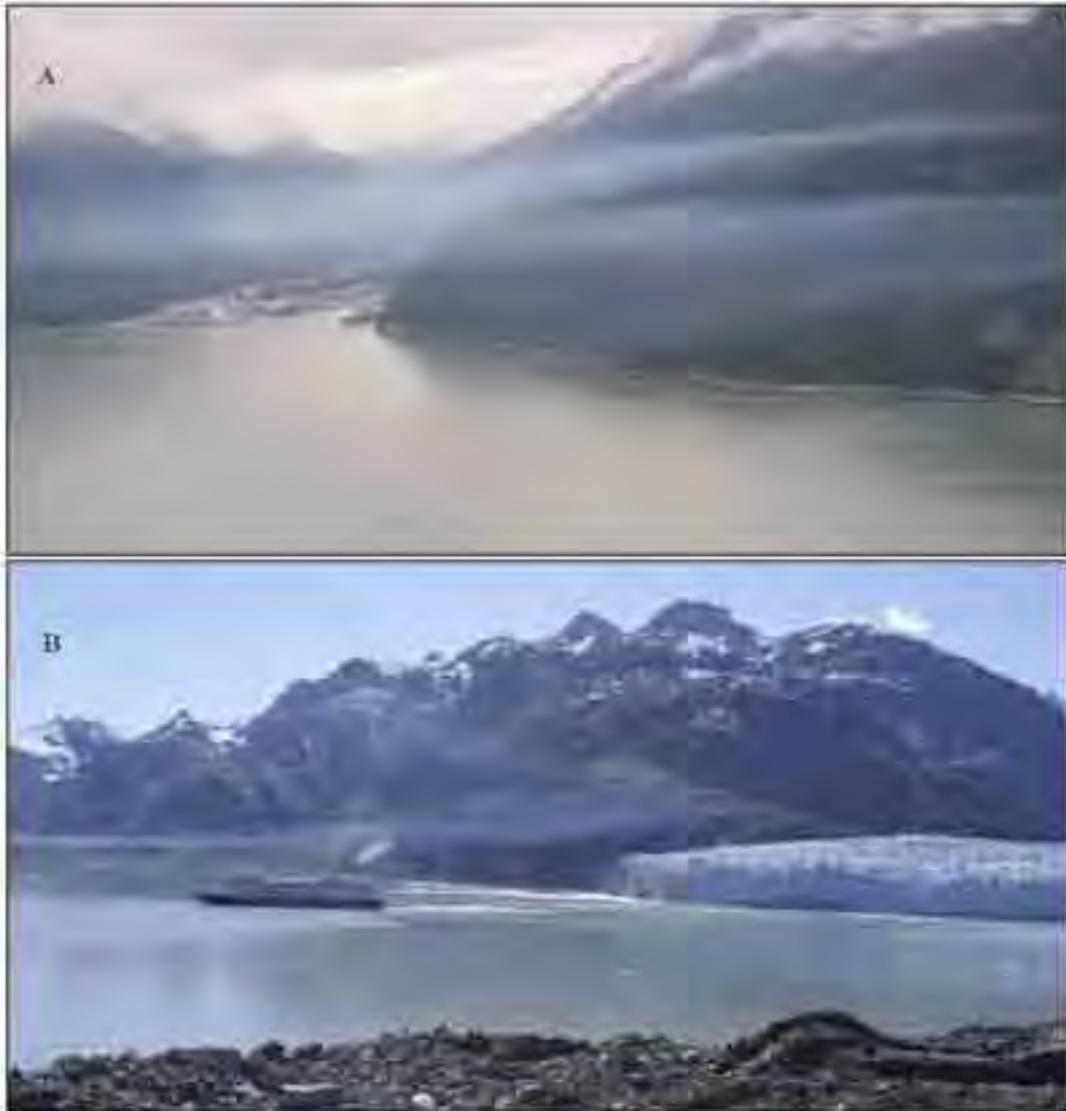


図8. クロンダイク・ゴールドラッシュ国立歴史公園内のスカグウェー (Skagway) 港湾に停泊するクルーズシップ由来の悪臭を伴う煙霧 (上) 及びグレイシャーベイ国立公園内を航行するクルーズシップから立ち上る煙 (下) (Alaska Department of Environmental Conservation and National Park Service: Schirokauer et al. 2014)

大気質やそれに関する価値観は南東アラスカにおける国立公園や自然保護区にとって重要な財産であるとの認識から、国立公園局では大気質モニタリングの優先度を高くしている。2008年及び2009年の5月から9月までの観光シーズンに、上述のクロンダイク・ゴールドラッシュ国立歴史公園等の幾つかの調査地点 (図9) において、化石燃料燃焼由来の排ガス生成物や重金属の大気質モニタリングが実施された (Schirokauer et al. 2014)。



図9. 調査が実施された南東アラスカの国立公園周辺 (Schirokauer et al. 2014)

表7にパッシブサンプラーを用いて測定された一次及び二次燃焼生成物の平均濃度を示した (Schirokauer et al. 2014)。多くの汚染物質の大気濃度は、スカグウェー港湾周辺で高く、特に港湾を見下ろすような位置にあるLower Deweyサイトで最も高く、NO₂やNO_xの濃度レベルはアラスカ北部のバックグラウンド地域の濃度 (NO₂ < 0.001; NO_x < 0.015) よりも遥かに高いことが指摘されている。Lower Deweyサイト以外は、カリフ

オルニアの田園地域と同じレベルにあった。Lower Deweyサイトでは、NO₂及びNO_xの一週間平均の最高値は、それぞれ20 ppb及び100 ppbを超える値が観測されている。SO₂もバックグラウンドレベル (0.0026 – 0.130 µg m⁻³) より遥かに高く、一週間平均濃度の最高値として21 µg m⁻³が観測されたが、これでもUS EPAが以前定めていた基準である年間平均値30 ppb (約80 µg m⁻³) よりも低いことが指摘されている。

表7. 南東アラスカの観光シーズンにおける一次及び二次燃焼生成物の平均大気濃度 (Schirokauer et al. 2014)

Analyte	Year	GLBA	SITK	KLGO	SKAGWAY			
		Bartlett Cove	Sitka	Chikoot Sainity Hill	Dewey 1700	Dyea	Lower Dewey	Sturgilla
HCO ₃ (ppb)	2008	1.59	2.73	2.58	3.29	3.26	13.60	4.24
	2009	1.38	2.16	2.55	3.80	2.68	13.24	4.43
NO _x (ppb)	2008	10.17	11.10	10.55	17.14	13.23	56.46	17.16
	2009	8.09	8.02	8.98	11.30	11.09	51.48	14.85
NH ₃ (µg m ⁻³)	2008	3.57	3.28	3.69	4.14	3.02	3.29	3.45
	2009	7.41	3.43	5.69	16.58	7.40	8.92	8.51
HNO ₃ (µg m ⁻³)	2008	1.50	1.01	1.31	0.24	2.05	2.17	1.72
	2009	2.85	3.60	4.38	2.71	6.02	6.60	3.45
SO ₂ (µg m ⁻³)	2008	0.33	0.40	0.63	1.62	1.39	8.96	2.79
	2009	0.36	0.45	0.97	2.07	1.43	7.07	2.67

注：GLBA：グレイシャーベイ国立公園、SITK：シトカ国立公園、KLGO：クロンダイク・ゴールドラッシュ国立歴史公園、SKAGWAY：スカグウェー港湾付近

窒素沈着量は、林外雨で1.0 kg N ha⁻¹未満、林内雨でも多くの場合、1.0 kg N ha⁻¹未満であり、Geiser et al. 2010によりオレゴン州・ワシントン州で設定された地衣類を考慮した窒素沈着の臨界負荷量 (2.7 – 9.2 kg N ha⁻¹) よりも低いレベルにあることが指摘されている。また、本稿で議論してきた北極域における臨界負荷量を5 kg N ha⁻¹未満 (2 – 4 kg N ha⁻¹ yr⁻¹) よりも低い。しかしながら、地衣類中の窒素濃度は林外雨による窒素沈着量と有意な相関があった。また、特にスカグウェー周辺のLower DeweyサイトではNO_x濃度も著しく高く、船舶由来の窒素の影響がすでに顕在化していることが指摘された。

林内雨による硫黄沈着量はLower Deweyサイトでは2008年及び2009年にそれぞれ14及び10 kg S ha⁻¹が記録されているが、他のサイトでは6 kg S ha⁻¹未満であった。しかしながら、これらの林内雨及び林外雨の硫黄沈着量は、地衣類中の硫黄濃度、SO₂感受性

地衣類と高い相関があることが指摘された。また、図10に示すように、SO₂濃度の上昇に伴い、SO₂感受性地衣類の割合が著しく減少することが示され、これを活用したSO₂の臨界レベル（クリティカルレベル）の設定が示唆された。SO₂感受性地衣類の割合の閾値を、hardwoodと呼ばれる広葉樹の場合を45.2%とすると3.1 μg m⁻³、針葉樹の場合を23.2%とすると33.5 μg m⁻³となることから、3.1 – 33.5 μg m⁻³ (1.1 – 12.5 ppb) の範囲でSO₂の臨界レベルを設定することが適当であると提唱された。この場合、上記のサイトのうち、Lower Deweyサイトではすでに広葉樹の臨界レベルを超えていることが示唆される。

以上のように、南東アラスカのクロンダイク・ゴールドラッシュ国立歴史公園付近では、すでに船舶（主に観光シーズンのクルーズシップ）由来の大気汚染物質による地衣類への影響が顕在化しつつあることが示されている。

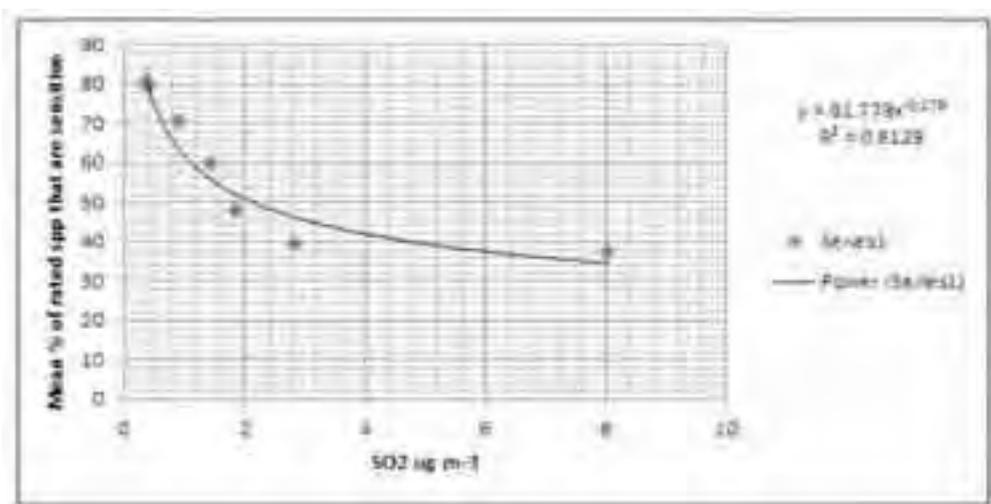


図10. 夏季の大気中のSO₂濃度とSO₂感受性地衣類の割合

5. まとめ

- (1) 地衣類は植物とは異なり、根のような栄養素や水を吸収する器官がなく、降水から直接栄養分を得ている。また、葉面を守るクチクラ層やガス交換のための気孔がないため、地衣体と呼ばれる本体が大気に直接暴露されている。そのため、大気汚染物質の影響により種組成や被覆率が変化することが知られており、様々な汚染物質の環境指標生物として多くの活用事例が報告されている。
- (2) エストニアのオイルシェール発電所付近では、Caを多く含む粒子状物質の沈着により、全く地衣類の生息が確認できない地衣砂漠とも言われるような地域が形成される等、大気沈着による明らかな影響が顕在化している。

- (3) 窒素沈着でも地衣類は種組成や被覆率が変化することが報告されており、これを活用した臨界負荷量の議論も進んでいる。既報によると、地衣類を考慮した窒素の臨界負荷量は、 $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ 未満（例えば $2 - 4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ）に設定するのが妥当であり、北極域にも適用は可能と考えられる。ツンドラのような樹冠による遮りがない状況においては、林外の湿性沈着として $1 - 3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ が目安となる。
- (4) BCによる地衣類への直接的な影響を示す事例はないが、その光吸収特性から、「日陰効果」や「葉温上昇効果」等により、植物の光合成低下や蒸散促進を引き起こす可能性が示唆されている。地衣類は植物のように落葉せず長期に同じ場所で生息していることから、このような光吸収性のBC粒子の長期的な沈着の影響を、より直接的に受ける可能性もある。地衣類に適用すべきBC沈着量の閾値としては、我が国の代表的な樹種において日陰効果により10%程度の光合成阻害を引き起こす、葉面積当たり $3 - 40 \text{ mg C m}^{-2}$ のBC付着量が一つの目安となる。
- (5) 南東アラスカのクロンダイク・ゴールドラッシュ国立歴史公園付近では、窒素沈着あるいは硫黄沈着による地衣体中の元素濃度変化や種組成の変化等が生じており、すでに船舶（主に観光シーズンのクルーズシップ）由来の大気汚染物質による地衣類への影響が顕在化しつつある。

謝辞：

本稿を作成するにあたり、地衣類学の専門家であるDr. Paolo Giordani(ジェノヴァ大学)に文献情報及び貴重な助言をいただいた。また、アラスカの国立公園における船舶由来の大気汚染による影響に関する研究レポートは、Dr. Mark Fenn（合衆国農務省森林局）から情報をいただいた。

引用文献

- Bobbink, R., Hettelingh, J-P. 2011. Executive summary, Workshop on the Review and Revision of Empirical Critical Loads and Dose-response Relationships. Noordwijkerhout, 23-25 June 2010.
- Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M., Bustamante, M., Cinderby, S., Davidson, E., Dentener, F., Emmett, B., Erisman, J.-W., Fenn, M., Gilliam, F., Nordin, A., Pardo, L., de Vries, W. 2010. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological Applications* 20, 30-59.
- Bobbink, R., Hornung, M., Roelofs, J.G.M. 1998. The effects of air-borne nitrogen pollutants on

- species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology* 86, 717-738.
- Fenn, M.E., Jovan, S., Yuan, F., Geiser, L., Meixner, T., Gimeno, B.S. 2008. Empirical and simulated critical loads for nitrogen deposition in California mixed conifer forests. *Environmental Pollution* 155, 492-511.
- Fukazawa, T., Murao, N., Sato, H., Takahashi, M., Akiyama, M., Yamaguchi, T., Noguchi, I., Takahashi, H., Kozuka, C., Sakai, R., Takagi, K., Fujinuma, Y., Saigusa, N. and Matsuda, K. 2012. Deposition of Aerosols on Leaves in a Cool-temperate Larch Forest in Northern Hokkaido, Japan. *Asian Journal of Atmospheric Environment* 6: 281-287.
- France, R., Coquery, M. 1996. Lead concentrations in lichens from the Canadian high arctic in relation to the latitudinal pollution gradient. *Water, Air and Soil Pollution* 90, 469-474.
- Geiser, L., Jovan, S., Glavich, D., Porter, M. 2010. Lichen based critical loads for atmospheric nitrogen deposition in Western Oregon and Washington Forests, USA. *Environmental Pollution* 158, 2412–2421.
- Giordani, P., Calatayud, V., Stofer, S., Seidling, W., Granke, O., Fischer, R. 2014. Detecting the nitrogen critical loads on European forests by means of epiphytic lichens. A signal-to-noise evaluation. *Forest Ecology and Management* 311, 29–40
- Gordon C., Wynn, J.M., Woodin, S.J. 2001. Impacts of increased nitrogen supply on high Arctic heath: the importance of bryophytes and phosphorus availability. *New Phytologist* 149, 461-471.
- Granier, A., Biron, P., Lemoine, D. 2000. Water balance, transpiration and canopy conductance in two beech stands. *Agricultural and Forest Meteorology* 100, 291–308.
- Hirano, T., Kiyota M., Aiga, I. 1995. Physical effects of dust on leaf physiology of cucumber and kidney bean plants. *Environmental Pollution* 89, 255-261.
- Jalkanena, L., Makinenb, A., Hasanenc, E., Juhanojad, J. 2000. The effect of large anthropogenic particulate emissions on atmospheric aerosols, deposition and bioindicators in the eastern Gulf of Finland region. *The Science of the Total Environment* 262, 123-136.
- ICP Forests 2011. Nitrogen deposition affects lichen species diversity (Chapter 5), *In: The Condition of Forests in Europe, 2011 Executive Report*. Institute of World Forestry, Hamburg, Germany, p. 17.
- Matsuda, K., Sase, H., Murao, N., Fukazawa, T., Khoomsub, K., Chanonmuang, P., Visaratana, T., Khummongkol, P. 2012. Dry and wet deposition of elemental carbon on a tropical forest in Thailand. *Atmospheric Environment* 54, 282-287.

- Nash III, T.H., Gries, C. 1995a. The response of lichens to atmospheric deposition with an emphasis on the Arctic. *The Science of the Total Environment* 160/161, 737-747.
- Nash III, T.H., Gries, C. 1995b. The use of lichens in atmospheric deposition studies with an emphasis on the Arctic. *The Science of the Total Environment* 160/161, 729-736.
- Pardo, L.H., Fenn, M.E., Goodale, C.L., Geiser, L.H., Driscoll, C.T., Allen, E.B., Baron, J.S., Bobbink, R., Bowman, W.D., Clark, C.M., Emmett, B., Gilliam, F.S., Greaver, T.L., Hall, S.J., Lilleskov, E.A., Liu, L.L., Lynch, J.A., Nadelhoffer, K.J., Perakis, S.S., Robin-Abbott, M.J., Stoddard, J.L., Weathers, K.C. and Dennis, R.L. 2011. Effects of Nitrogen Deposition and Empirical Nitrogen Critical Loads for Ecoregions of the United States. *Ecological Applications*, 21, 3049-3082. <http://dx.doi.org/10.1890/10-2341.1>
- Pinho, P., Theobald, M.R., Dias, T., Tang, Y.S., Cruz, C., Martins-Loução, M.A., Máguas, C., Sutton, M., Branquinho, C., 2012. Critical loads of nitrogen deposition and critical levels of atmospheric ammonia for semi-natural Mediterranean evergreen woodlands. *Biogeosciences* 9, 1205–1215.
- Riget, F., Asmund, G., Aastrup, P. 2000. The use of lichen (*Cetraria nivalis*) and moss (*Racomitrium lanuginosum*) as monitors for atmospheric deposition in Greenland. *The Science of the Total Environment* 245, 137-148.
- Sase, H., Matsuda, K., Visaratana, T., Garivait, H., Yamashita, N., Kietvuttinon, B., Hongthong, B., Luangjame, J., Khummongkol, P., Shindo, J., Endo, T., Sato, K., Uchiyama, S., Miyazawa, M., Nakata, M. and Lenggoro, I. W. 2012. Deposition process of sulfate and elemental carbon in Japanese and Thai forests. *Asian Journal of Atmospheric Environment* 6, 246-258.
- Schirokauer, D., L. Geiser, A. Bytnerowicz, M. Fenn, and K. Dillman. 2014. Monitoring air quality in Southeast Alaska's National Parks and Forests: Linking atmospheric pollutants with ecological effects. Natural Resource Technical Report NPS/SEAN/NRTR—2014/839. National Park Service, Fort Collins, Colorado.
- Takamatsu, T., Takada, J., Matsushita, R., and Sase, H. 2000. Aerosol elements on tree leaves -Antimony as a possible indicator of air pollution-. *Global Environmental Research* 4: 49-60.
- Yamaguchi, M., Otani, Y., Takeda, K., Lenggoro, W., Ishida, A., Yazaki, K., Noguchi, K., Sase, H., Murao, N., Nakaba, S., Yamane, K., Kuroda, K., Sano, Y., Funada, R., and Izuta, T. 2012. Effects of long-term exposure of black carbon particles on growth and gas exchange rates of *Fagus crenata*, *Castanopsis sieboldii*, *Larix kaempferi* and *Cryptomeria japonica*

seedlings. *Asian Journal of Atmospheric Environment* 6, 259-267.

伊豆田猛, 山口真弘, 山根健一, 半智史, 石田厚, 矢崎健一, 野口享太郎, I. Wuled Lenggoro 2014. 森林樹木に対するブラックカーボン粒子の影響に関する実験的研究. *エアロゾル研究* 29 (S1), 148-159.

松田和秀, 佐瀬裕之, 村尾直人, 野口泉, 深澤達矢, 林健太郎, 高橋章, 高木健太郎, 山口高志, Pojanie Khummongkol 2014. 東アジアの森林におけるエアロゾルの乾性沈着. *エアロゾル研究* 29 (S1), 160-167.

参考：南東アラスカで観察された樹状地衣類



Figure 9. Arboreal lichens collected for elemental analysis: *Hypogymnia enteromorpha* (left; Jim Riley, OSU), *Hypogymnia inactiva* (upper right; Jim Riley, OSU), and *Platismatia glauca* (lower right; Karen Dillman, USFS). OSU photos from OSU Lichen Group 1999.



2014

Shipping traffic in the Arctic -
Technology review and cost
scenarios regarding black
carbon reduction

For Ocean Policy Research Foundation Tokyo, Japan

ABBREVIATIONS	3
EXECUTIVE SUMMARY	4
1. INTRODUCTION	5
1.1. BLACK CARBON FROM SHIPPING	5
2. CURRENT AND PROJECTED ARCTIC SHIPPING	7
3. REVIEW OF TECHNOLOGICAL ABATEMENT OPTIONS	11
3.1. DATA AVAILABILITY	11
3.2. DIESEL PARTICULATE FILTER	11
3.2.1. <i>Black carbon reduction Potential</i>	13
3.2.2. <i>Costs used for MAC estimation</i>	14
3.3. WET SCRUBBER	15
3.3.1. <i>Black carbon reduction Potential</i>	16
3.3.2. <i>Costs used for MAC estimation</i>	17
3.4. FUEL SWITCH FROM HFO TO MGO	19
3.4.1. <i>Black carbon reduction Potential</i>	20
3.4.2. <i>Costs used for MAC estimation</i>	21
4. EXAMPLE SHIP	23
4.1. OFF-HIRE RATE	23
5. MARGINAL ABATEMENT COSTS	25
5.1. METHODOLOGY	25
5.1.1. <i>CAPEX and installation costs</i>	25
5.1.2. <i>OPEX</i>	26
5.1.3. <i>Fuel costs</i>	26
5.1.4. <i>NaOH cost</i>	26
5.1.5. <i>Emissions</i>	27
5.2. BASE PARAMETERS	27
5.3. SENSITIVITY TOWARDS BASE PARAMETERS, BLACK CARBON DEFINITION AND "NO DISCHARGE" - SCENARIO	27
5.3.1. <i>Black carbon definition and emission factor</i>	28
5.4. COMPARISON OF THE MAC OF THE TECHNOLOGIES	29
5.5. SENSITIVITY ANALYSES (LAC)	29
5.6. COST RELATED TO BLACK CARBON DEFINITION	31
5.7. SENSITIVITY ANALYSES (EC)	32
REFERENCES	34
APPENDIX 1 MAC AND NPV CALCULATIONS BY INCENTIVE	38
APPENDIX 2 BASE PARAMETERS	40
APPENDIX 3 PARAMETERS VARIED IN SENSITIVITY ANALYSIS	42

Abbreviations

AIS	Automatic identification system	MDO	Marine distillate oil
BAU	Business as usual	MGO	Marine gas oil
BC	Black carbon	MEPC	Marine Environment Protection Committee
CAPEX	Capital expenditure	NaOH	Sodium hydroxide
CO ₂	Carbon dioxide	NGO	Non-governmental organization
DNV	Det Norske Veritas	NO _x	Nitrogen oxide
DPF	Diesel particulate filters	NSR	Northern Sea Route
EC	Elemental carbon	NWP	North West Passage
EPA	Environmental protection agency	OC	Organic carbon
GT	Gross tonnage	OM	Organic matter
HFO	Heavy fuel oil	OPEX	Operating expense
IMO	International Maritime Organization	OPRF	Ocean Policy Research Foundation
LAC	Light absorbing carbonaceous compounds	PM	Particulate matter
LFO	Light fuel oil	SFOC	Specific fuel oil consumption
LNG	Liquefied natural gas	SOF	Soluble organic fraction
LPG	Liquefied petroleum gas	SO _x	Sulphur oxide
MAC	Marginal abatement costs	TBN	Total base number
MARPOL Annex VI	Regulations for the prevention of air pollution from ships		

Executive summary

In a recent study black carbon (BC) is estimated to be the second biggest contributor to global and local climate change (Bond et al., 2013), but shipping currently contributes only a few percentages of total anthropogenic emissions of BC. However, emissions from shipping may contribute a greater part of the total BC emissions moving towards northern latitudes, and is reported to be responsible for up to 70 % of Arctic warming (Lenton, 2012). The decrease in Arctic sea ice extent opens up for increased Arctic shipping, and hence the BC emissions are expected to increase from Arctic shipping. This study looks into the reduction potentials and cost effectiveness of three different BC abatement technologies: diesel particulate filters (DPF), scrubbers and fuel switch from heavy fuel oil to marine gas oil. The scrubber technology is assessed in three versions (open, closed and hybrid). As an example ship a specific cargo carrier, which is operating full time in the Arctic and which has an installed engine power of approximately 20 MW, is used to estimate the marginal abatement costs (MAC) of reducing BC emissions by retrofitting the three technologies.

In this study BC is defined as light absorbing carbonaceous material (LAC) defined as the sum of organic matter (OM), elemental carbon (EC) and ash. A universally accepted definition of black carbon is not yet in place in IMO, and this study also looks into the effects on costs and emission reductions when defining black carbon more narrowly as EC.

DPF has shown to work efficiently at on-road diesel engines, but there is not much experience with the use of DPFs on vessels, and in particular only sparse data with the high sulfur fuel (HFO) most commonly used in shipping. Although the technology is not yet available, this study assumes that DPF in the future will work in combination with HFO based on recent research and development. DPF is expected to reduce LAC by 37 % and EC by 85 % the difference caused by OM on a gaseous form at the exhaust gas temperatures and hence not captured by the filter.

The scrubber cools the exhaust gas temperature, and cohesion of small-size aerosols and liquidation of some OC can be expected. For this reason the scrubber is assumed to capture both LAC and EC by 50 %. In the baseline scenario this reduction rate is used and the exhaust gas cleaning is with open loop scrubber or hybrid scrubber on open loop mode. The scenario where a “no discharge area” is implemented in the Arctic and the hybrid scrubber must be operated on closed loop mode is also examined. The fuel switch from heavy fuel oil (HFO) to marine gas oil (MGO) may, besides a reduction of SO_x emissions, also induce a co-beneficial reduction of BC emissions. The reduction potentials used in this report are based on results from a study conducted by Germanischer Lloyd as included in the IMO Second Green House Gas Study (Buhaug et al., 2009). They found 76 % reduction of EC and no reduction of OM when the sulfur content decreases. The ash content is reduced 100 % when a fuel with only 0.1 % sulfur is burned, which results in 41 % reduction of LAC.

The fuel switch has the highest marginal abatement cost in all scenarios regardless of the definition of black carbon (0.45 USD/g). The large price difference between HFO and MGO fuel is the reason for the particularly high marginal abatement cost for the fuel switch. The marginal abatement cost for the DPF (0.09 USD/g) is generally higher than for the three types of scrubbers using LAC-definition (0.06-0.07 USD/g), but the marginal abatement cost of the DPF is the lowest of all technologies in all scenarios using the EC definition. This is due to the DPF having the highest abatement factors with respect to EC, whereas it has the lowest abatement factors with respect to LAC.

1. Introduction

During the past 100 years the temperature in the Arctic has increased almost twice as fast as the global rate. The warming has induced a longer melt season and a decrease of 7.4 % in Arctic sea ice extent per decade during summer since 1978 (IPCC, 2007). A minimum extent of Arctic sea ice was observed in 2012 (Perovich et al., 2012), and the Arctic Ocean is by midcentury projected to be largely ice-free during summer (Smith and Stevenson, 2013). According to Lenton (2012) up to 70 % of Arctic warming is caused by black carbon.

Black carbon (BC)¹ is emitted from incomplete combustion of hydrocarbon-based fuels and it is the most effective particulate matter at absorbing solar radiation (U.S. EPA, 2012). BC may impact the climate directly through absorption of incoming solar radiation and outgoing radiation, and indirectly through cloud-interactions. Furthermore, deposition of BC on snow and ice results in a positive snow/ice albedo effect, where the darker surface results in a decrease in albedo, which leads to further warming (Bond et al., 2013; Arctic Council, 2011) and an increase in the melting rate of ice and snow. BC is a so-called *short-lived climate forcer* that in comparison to CO₂ has a short lifetime of days to weeks. It is therefore a regional forcer with its highest atmospheric concentrations near the emission sources and during the seasons of emission (U.S. EPA, 2012). BC reduction strategies will result in climate responses within a short timescale compared to reduction of CO₂ emissions, and thus mitigation of Arctic melting may be achieved by focusing on BC reductions (Corbett et al., 2010a; AMAP, 2011). The BC emissions occurring in the Arctic have larger effects on the climate per unit emission, because these emissions are more effectively deposited on snow and ice, than BC emitted outside the Arctic (AMAP, 2011).

1.1. Black carbon from shipping

BC from shipping constitute only a few percent of total anthropogenic emissions of BC globally, but shipping's emissions occur further north, thus potentially having greater impact on the climate in the Arctic. The decrease in Arctic sea ice extent has already opened for increased transarctic shipping and will further open up for Arctic shipping, hence future BC emissions are expected to increase from Arctic shipping (Corbett et al., 2010a).

The Arctic is sensitive to BC, but currently, no regulations exist on BC emissions from ships. The Polar Code, which is still under development after MEPC 66, does not touch on air pollution from Arctic shipping nor establishes emission control areas and measures on BC reduction as several international NGOs recommends (IMO, 2014; ASOC, 2011).

This study investigates the reduction potentials and cost effectiveness of three different BC technologies if applied in shipping in an Arctic context. It addresses the issue through three activities reported here:

¹ In this study the term *black carbon* is abbreviated *BC*, but this should not be confused with the abbreviation of the term *equivalent black carbon (BC_e)*, which is the specific definition of black carbon based on optical measurement methods (Andreae & Gelencsér, 2006).

1. Establish the base traffic data of shipping in the Arctic and provide a simple projection for future traffic data,
2. Review three key technological abatement options: Filter, wet scrubber and low sulfur fuel switch, and
3. Calculation of Marginal Abatement Cost (MAC) based on retrofitting

As an artificial starting point it is assumed that a BC regulation enters in to force in 2016 with no additional obligation regarding air pollutants or GHGs. As mentioned, the three technologies comprise diesel particulate filter (DPF), wet scrubber, and fuel switch from heavy fuel oil (HFO) to marine gas oil (MGO). As a baseline it is assumed that vessels in the Arctic are sailing on HFO in 2016 and the global SOx requirement with a maximum sulfur limit of 0.5 % does not enter into force until 2020 or 2025. Finally, the MACs of the technological options are calculated for retrofitting a single example ship and a number of sensitivity analyses are included. Using retrofitting as baseline may be considered a worst case since including abatement technology in newbuildings is significantly cheaper.

2. Current and projected Arctic shipping

The decline in Arctic sea ice extent may open up for new opportunities for Arctic shipping. The North West Passage (NWP) and the Northern Sea Route (NSR) are becoming more economic attractive as the accessibility improves due to the shorter travel distance between the Pacific and the Atlantic Ocean compared to the traditional routes (DNV, 2010). This chapter looks into current Arctic shipping and the projected traffic volume in 2020.

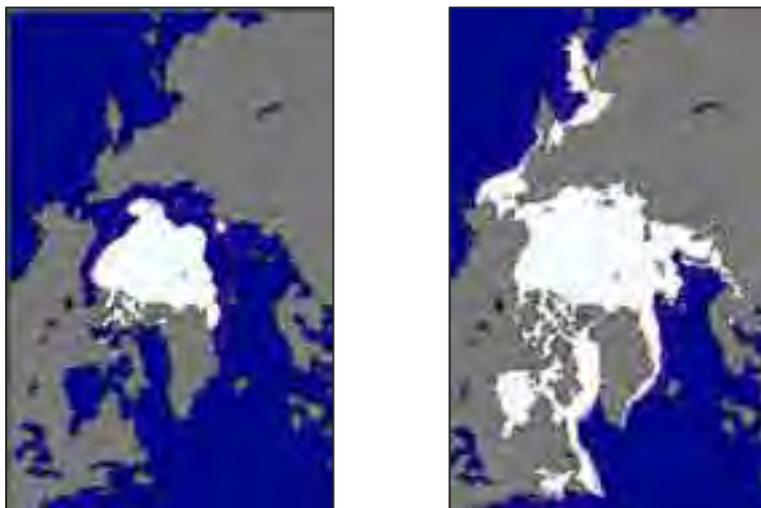
Arctic shipping through the Northern Sea Route (NSR) or the North West Passage (NWP) may reduce distances by up to 50 % and 25 % respectively, and concurrently reduce the fuel consumption, CO₂ emissions and travel time, when diverting from traditional routes between the Atlantic and the Pacific Ocean (Corbett et al., 2010a). Corbett et al. (2010a) assume that 1 % of total seaborne trade will be diverted to the Arctic between 2010-2020, and between 2020-2030 this number will grow to 2 %. While the NSR is already attracting increased transarctic traffic, according to DNV (2010) significant commercial traffic through the NWP is not considered plausible for many years ahead due to the difficult ice conditions in certain choke points, which render the route unreliable with regards to transit time compared to the NSR. In a study by DNV (2010) the Asia-Europe trade volume is in general assumed to grow by 40 % from 2006 to 2030 and by 100 % from 2006-2050.

A number of definitions of the "Arctic" are available: the Arctic Circle at 66 degrees 33 minutes N could designate the southern border, the IMO in the Polar Code (Figure 1) uses 60 degrees N while omitting a section (DNV, 2013). Here, we include the traffic north of 66 degrees N and in parallel with the Polar Code omit a section. This definition is chosen since the traffic volumes along the Norwegian coast, around Iceland, and north of 60 N in the North Sea and the Baltic Sea are so dense and therefore would dominate the data by far. Since the ice cover in this area is also almost non-existing the area may be considered functionally excluded from BC impact in the Arctic (Figure 2).

Figure 1 The Arctic as defined by the IMO in the Polar Code (DNV, 2013). In this study the Arctic is defined as waters north of 66 degrees.



Figure 2 Arctic Ice coverage in September 2013 (left) and March 2014 (right).

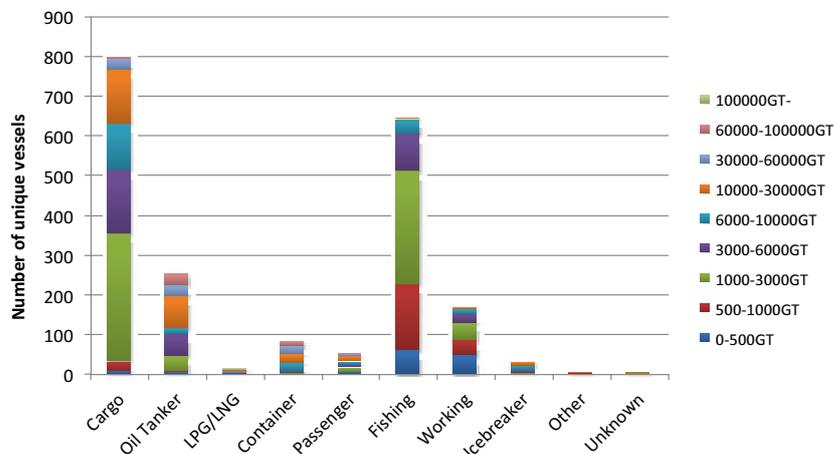


AIS data obtained from ExactEarth on the numbers of vessels sailing within this defined Arctic area between November 2012 and October 2013 (north of 66°N) has been provided by Ocean Policy Research Foundation (OPRF) (Table 1). The distribution of the vessel sizes and types are illustrated in Figure 3. The most dominating vessel types are cargo ships and fishing boats. For each type and size category [GT] the maximum engine sizes, time spent in the Arctic and energy use during the period monitored for ice class 1 vessels were identified. These findings were used to decide on a specific “worst case” example ship (Chapter 4).

Table 1 AIS data of number of vessels operating north of 66°N between November 2012 and October 2013. No vessels larger than 100,000 GT were recorded.

GT/ Type	0-500	500-1000	1000-3000	3000-6000	6000-10000	10000-30000	30000-60000	60000-100000	Total
Cargo	15	85	355	175	104	60	3		797
Oil Tanker	4	9	59	46	57	77			252
LPG/LNG				6	1	7			14
Container	1		1	12	19	25	21	3	82
Passenger	4	1	11	12	5	15	2		50
Fishing	31	123	268	149	44	31			646
Working	10	20	69	35	20	13			167
Ice-breaker	1			2	1	19	7		30
Other			1		1	3			5
Unknown			1	1		1			3
Total	66	238	765	438	252	251	33	3	2046

Figure 3 Number of vessels in the Arctic by ship type and size 2012- 2013.



The Arctic sailing season, which is defined as 25% open water and 75 % sea-ice cover was in 2013 70 days (DNV, 2013). In 2030 the Arctic sailing season is by DNV (2013) estimated to be 100 days and in 2050 120 days. These parameters and the projected bunker prices are in the study by DNV (2010) used to evaluate the economic attractiveness of diverting the traditional routes through the Arctic. This amounts in a total of 480 transits in the summer of 2030 and 850 transits in the summer of 2050. Today, the Arctic traffic is dominated by Arctic destination activity rather than transits (DNV, 2013).

Arctic shipping traffic is assumed to increase within a variety of activities, including cargo transportation, tourism, and resource extraction. Based on Buhaug et al. (2009), Corbett et al. (2010a) have defined a business as usual (BAU) scenario and a high growth scenario for in-Arctic traffic for different vessel types (Table 2). These growth rates have been used in this study to estimate the future shipping volume in 2020 from the AIS data provided by OPRF (Table 3). When the vessel categories in Corbett et al (2010a) and the AIS data did not match, a regional annual growth rate for CO₂ emissions of 1.96 % in the BAU scenario and 3.18 % in the high growth scenario was used to extrapolate number of ships in the Arctic by 2020. The growth rate applied for each vessel category in the AIS data is provided in Table 4.

Table 2 Annual growth rates by vessel type for in Arctic shipping from 2004 to 2020 (Corbett et al., 2010a).

Vessel Type	BAU Growth	High Growth
Container ships	2.98 %	4.77 %
General cargo ships	0.29 %	1.13 %
Bulk ships	1.43 %	2.27 %
Passenger vessels	0.68 %	1.53 %
Tanker	4.46 %	5.31 %
Government vessels	- 0.08 %	0.77 %
Tug and barge	- 0.08 %	0.77 %
Offshore Service vessels	2.19 %	3.04 %
CO ₂ emissions	1.96 %	3.1 %

Table 3 No of vessels by ship type in 2013 and in 2020 for a business as usual scenario (BAU) and a high growth scenario.

Vessel Type	Total no. of vessels by type in 2013	No. of vessels 2020 (BAU)	No. of vessels 2020 (High growth)
Cargo	797	813	862
Oil Tanker	252	342	362
LPG/LNG	14	16	17
Container	82	101	114
Passenger	50	52	56
Fishing	646	740	804
Working	167	191	208
Icebreaker	30	34	37
Other	5	6	6
Unknown	3	3	4

Table 4 Growth rates applied for the two scenarios and the different vessel types.

Vessel Type	BAU growth rate	High growth rate
Cargo	0.29 %	1.13 %
Oil Tanker	4.46 %	5.31 %
LPG/LNG*	1.96 %	3.18 %
Container	2.98 %	4.77 %
Passenger	0.68 %	1.53 %
Fishing*	1.96 %	3.18 %
Working*	1.96 %	3.18 %
Icebreaker*	1.96 %	3.18 %
Other*	1.96 %	3.18 %
Unknown*	1.96 %	3.18 %

* No vessel specific growth rate available, hence the average CO₂ growth rate has been used

3. Review of technological abatement options

Three technologies are investigated with regards to their black carbon reduction potential, comprising diesel particulate filter (DPF), wet scrubbers, and fuel switch from heavy fuel oil (HFO) to marine gas oil (MGO). The availability of black carbon mass emission data from ship engines and relative measurements of black carbon mass before and after treatment of fuels or exhaust is limited. The black carbon reductions are thus estimated directly, when possible, or by proxies, such as particulate matter (PM) and fuel consumption reduction.

3.1. Data availability

The data availability of BC mass emission data from ship engines is limited in comparison to on-road diesel engines, where significant exhaust treatment regulations have been mandated, e.g. the European emission standards. Measurement campaigns have not been prioritized for ships, due to the lack of regulation and the uncertainty among existing observations demonstrate that there is a lack of data. In this study, measurements of BC emissions from ships are used to evaluate the abatement technologies whenever available, but alternative proxies are in some cases also considered.

3.2. Diesel Particulate Filter

The diesel particulate filter (DPF) is originally developed as a technology used to reduce emissions of particles in exhaust gas from diesel engines within the on-road vehicle sector (Stuer-Lauridsen et al., 2012). A number of different designs and types of DPFs exist, e.g. ceramic and metal filters, but also foam has been used as an alternative filter material. The DPF is placed in the exhaust gas system, and as particles are trapped in the filter the backpressure changes, which negatively affects the engine operation (Majewski, 2001). To remove the collected material in the filter, and lower the backpressure, regeneration of the filter is necessary. The regeneration moreover extends the time between necessary cleaning of the filters.

The regeneration process differs between manufacturers, but overall the process is either active or passive (Emissions retrofit group, 2012). By active regeneration a heat source, either electric or diesel-fired is actively started while the engine is not running (Emissions retrofit group, 2012). Tsuda et al. (2013) found that the optimum temperature for complete regeneration of the filter is around 650°C. At this temperature the carbonaceous PM could be completely removed after five minutes. Higher temperatures may result in shorter regeneration time, but also increased costs. By passive regeneration the filter is coated with a precious metal acting as a catalyst whereby the soot can be oxidized by using the exhaust heat, i.e. without any external heat source. The engine transfer heats to the exhaust gas and upon heated the precious metal acts as an oxidation catalyst. If the engine does not reach the necessary temperature, the filter will regularly clog and it will have to be removed and regenerated by a cleaning machine, which heats up the filter (Emissions retrofit group, 2012). Catalyzed DPFs are not applicable for maritime use, since the catalyst is deactivated by the use of high sulfur fuel, which maritime diesel engines normally run on (Tsuda et al., 2013; Corbett et al., 2010b).

The use of diesel particulate filters (DPF) has been very effective in reducing PM emissions from on road traffic. The DPF is most often silicium carbide or cordiorite based wall flow filters, which can remove up to 90 % of the particulate emissions from vehicles (Danish EPA, 2013). To apply this technology on vessels is evident but the technology transfer is not straightforward. Several parameters give rise to certain challenges, including the higher sulfur content in bunker fuel, limited space conditions, maintenance and regeneration of the filter, and higher sensitivity towards backpressure in marine engines (Danish EPA, 2013; pers. comm., DINEX, May 2014). Due to lack of regulation in the shipping industry there exist no standard DPF solutions for vessels and there is no commercial mass production, as opposed to the DPFs used within the on-road vehicle sector (Ingeniøren, 2013). In Europe air emissions from on-road traffic is regulated by the “Euronorm” emission standards, which were introduced in 1992. For diesel engines the required emission reductions haven partly been achieved through the development of DPFs (nextgreencar, 2014). However, when it comes to oceangoing vessels or in general vessels using higher sulfur-grade fuels, little information is available on implementation of DPFs.

MAN Diesel & Turbo (2012) investigated the PM reduction from a DPF on an auxiliary engine operating on MGO. In their preliminary market study two commercially available marine DPF systems were identified, i.e. ETB and HUG, which produce filters for yachts and inland waterway vessels. HUG is certified by Lloyd’s Register and Germanischer Lloyd and was therefore chosen for the project by MAN Diesel & Turbo (HUG, undated.; MAN Diesel & Turbo, 2012). The results from this study indicated an EC reduction of 99 % but a total PM-reduction of 55% due to little capture of sulfate and organic carbon being on gaseous phase, due to the high exhaust gas temperature.

In Denmark in 2012 the filter manufacturer Dinex installed and tested a DPF filter on the ferry M/F Ærøskøbing in cooperation with Danish Technological Institute and the Danish Ministry of the Environment. It was expected that the filter would reduce the amount of particles by up to 99 %, but in reality the reduction was 93 %. This difference was caused by leaks in the by-pass system. It should be mentioned though, that the reduction of organic matter was not measured in this study (Danish EPA, 2013). Several challenges arose during the project, including space limitations, too low exhaust gas temperature for automatic filter regeneration, and too high backpressure. Furthermore, the installation was done during night, because the ferry could not be taken out of operation in the daytime (Danish EPA, 2013; Ingeniøren, 2013). These challenges caused high installation costs, which presumably can be avoided or lowered once more experience is gained.

The DPF installed on the ferry M/F Ærøskøbing consisted of eight “15x15 inches” filter units, which were retrofitted to one of the main engines with an installed power of 1,000 kW. The 15x15 inches filter unit is the largest that Dinex produces and is usually used on trucks. The price for one unit is app. 7,000 USD. On a truck the usual lifetime of these filters are 6-8 years (pers. comm. Jacob Svensson, Dinex, April 2014). The total investment cost is by LITEHAUZ estimated to be 56,000 USD based on the price per filter unit. This results in a price of 56 USD/kW. The total investment cost and installation costs were app. 185,000 USD (Ingeniøren, 2013), corresponding to 185 USD/kW installed power. The installation included consulting from Technological Institute of Denmark and several unexpected challenges as mentioned earlier (Danish EPA, 2013). It is expected that the installation costs will decrease with increasing engine size and also with time as manufacturers become more experienced in retrofitting DPFs to commercial use on vessels. The example vessel in the present study has an installed engine power of 20 MW and therefore the installation unit costs are assumed to be somewhat lower than for the ferry M/F Ærøskøbing. The investment costs of 56 USD/kW will be used in the calculations but the installation costs are

assumed to be half of the costs in the study conducted on the ferry M/F *Ærøskøbing* corresponding to 121 USD/kW for equipment and installation.

The general expression by the market actors is that the current DPFs cannot be used in combination with fuel having a sulfur content exceeding 500-1000 ppm (0.05-0.1%), i.e. the use of DPF enforces a swift to the much more expensive MGO (Corbett et al., 2010b). The problem with high sulfur content is the bigger production of ash, which can clog the filter (DINEX, pers. comm. April 2014). Furthermore, in a catalytic filter the high sulfur content will poison a catalytic coating almost instantly, which would cause deactivation of the filters or catalysts (pers. comm. Lisa Barber, Regional Sales Manager, DCL International Inc.). However, Mitsui O.S.K. (2012) and Tsuda et al. (2013) have developed DPFs, which have been successfully used in combination with heavier sulfur grades of fuel oil. The filter developed by Mitsui O.S.K. was initially tested beginning in November 2011, which was scheduled for about one year. However, the verification of the filters performance has been suspended, because part of the filter had to be improved. The test will be resumed in the first quarter of 2014 and it is still too early to say anything about costs (Mitsui O.S.K., personal comm., April 2014).

The company CRR (Create - Recycle – Reduce) is a sales and distribution company with a new kind of filter solution for the maritime industry, which also tested to work in combination with HFO. The filter is developed by the German engineering company Ecovac GmbH, which has designed and manufactured industrial filter systems for land-based use for several years. This land-based system is now being adapted for maritime use in combination with HFO. The filter is a cartridge technology, with a large surface area, which results in low backpressure (300 - 700 PA) and reduces fuel penalties. CRR claims a PM_{0.5} reduction of >99 % concurrently with a SO_x filtration of 90-98 %. The filter has not been installed on any vessels yet, and there are still great uncertainty related to costs. However, the equipment costs are estimated to be around 300 USD/kW, including a heat exchanger and installation (pers. comm., Martin Fischer, CRR, 2014). Based on the identified manufacturers and research and development of filters working with heavy fuel oil, the MAC of black carbon reduction by use of DPF in this study is estimated assuming successfully operation in combination with heavy fuel oil.

3.2.1. Black carbon reduction Potential

As earlier mentioned DPFs have shown to be very effective in reducing PM from on-road engines. PM from vehicle diesel engines consist mainly of non-volatile compounds, i.e. ash and elemental carbon (Lauer, 2012). These compounds are caught by the DPF. However, PM from large vessels engines consist mainly of volatile compounds, such as OM, sulfates and water. These compounds will be on gaseous phase at the high exhaust gas temperatures of around 350°C and will therefore not be caught by the filter. Hence, the reduction potential of DPFs depends on engine type and size thus DPFs may reduce PM better in cars than on merchant vessels. The high reduction rate seen on road is therefore not directly transferable to marine application (Lauer, 2012; Tsuda et al., 2013).

Only few studies analyzing PM and BC reduction by diesel particulate filters installed on maritime diesel engines running on HFO have been identified (Table 5; Table 6). Mitsui O.S.K. (2012) reported a PM reduction of 80 % in a DPF demonstration using C Heavy Fuel Oil (1% S max). Tsuda et al. (2013) have demonstrated that approximately 50 % of the PM and most of the soot is caught in the filter using heavy fuel oil (2.66% S) in a laboratory study. The study by Tsuda et al., 2013 is the only one identified, which demonstrates the function of DPF in combination with HFO and also examines the black carbon reduction. This study moreover looks into the reduction of the soluble

organic fraction (SOF) and sulfate when using a DPF (Figure 4). Tsuda et al. (2013) conclude that most soot is captured in the DPF but the SOF concentration remains constant. The SOF is not captured in the DPF because it is on gaseous phase due to the high exhaust gas temperature (Tsuda et al., 2013). The same picture is seen in a study conducted by Lauer (2012), who tested a filter on a ship engine running on MGO. He found a very high EC reductions of 99 %, but only a total PM reduction of 55% due to lower removal of organic carbon (OC). Based on the findings by Tsuda et al. (2013) a 85 % reduction of EC and ash is used in this study, while no reduction is expected for OM (Table 7). This amounts in a total relative reduction of 37 % when defining black carbon as LAC whereas the reduction is 85 % if only looking at EC.

Table 5 Black carbon or PM reduction potential reported in different studies based on MGO

Study/ Manufacturer	Reduction potential (MGO)		
	PM	OC/OM/SOF	Elemental carbon
Tsuda et al. (2013)	70 %	~ 0 %	“Most”
Majewski (2001)			95-99.9 % (EC)
Corbett et al. (2010b)			85% (BC)
Liu et al. (2008)			99.7 % (EC)
Huss Filters (2014)	99.9 %	Not reported	
Dinex (Danish EPA, 2013)	93 %	Not reported	
Lauer (2012)	55 %	30-60 %	99 % (EC)

Table 6 Black carbon or PM reduction potential reported in different studies based on HFO

Study/ Manufacturer	Reduction potential (HFO)		
	PM	OC/OM/SOF	Elemental carbon
Tsuda et al. (2013)	50%	~ 0 %	“Most”
Mitsui O.S.K. (2012)	80 %		

Figure 4 Soot and SOF emissions without DPF and with DPF at three different loads

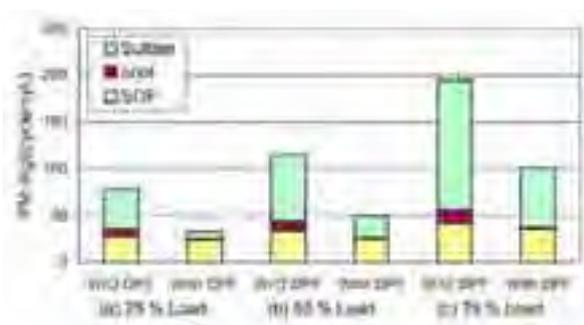


Table 7 Relative reduction potential of LAC (EC+OM+ash) and EC. Emission factors without and after particulate filter when black carbon is defined as LAC or EC respectively.

Black carbon definition	EC reduction potential	OM reduction potential	Ash reduction potential	Total black carbon reduction potential	Emission factor without filter [g/kWh]	Emission factor after filter [g/kWh]
LAC	85%	0%	85%	37 %	0.335	0.211
EC	85%			85 %	0.040	0.006

3.2.2. Costs used for MAC estimation

The costs used for the estimation of MAC for black carbon reduction by DPF are given in Table 8. The CAPEX has been estimated to be 121 USD/kW, as previously explained in 3.2. Due to the little experience with filters installed on vessels operating on marine fuels, in particular HFO, it is hard to estimate the operation and maintenance cost (OPEX) of DPFs (DINEX, pers. comm., April 2014).

Table 8 Costs per installed engine power, lifetime, and energy consumption (expressed as the fuel penalty) of a diesel particulate filter.

According to Corbett et al. (2010b) the OPEX is approximately 19.6 USD/kW/year in 2008 prices, which is in this study converted into 2014 price level, corresponding to 21.9 USD/kW/year. This OPEX is given for a 20 year period and includes both regeneration and replacement of filters (Corbett et al., 2010b). The actual lifetime of the filters installed by DINEX is approximately 6-8 years, but no OPEX for a filter installed and operated on a commercial vessel is available from market players. In this study it is decided to use the 21.9 USD/kW/year as OPEX and thus including the replacement costs for the lifetime of the vessel. Corbett et al. (2010b) estimated a much lower CAPEX (21.8 USD/kW) of filters than what has been found in our market surveys in this study. A sensitivity analysis of 30 % higher or lower CAPEX and OPEX is conducted.

The added fuel consumption when using a DPF is estimated to be approximately 4 % (Corbett et al., 2010b). The particles collected in the filter would ultimately cause exhaust gas pressure drop in the filter. This negatively affects the engine operation and the filter thus has to be regenerated to restore its soot collecting capacity (Majewski, 2001). A drawback of DPF is the significant amount of space required, which can add further costs. The filter is assumed to take up 2-3 times the size of the engine, which may be problematic on vessels with large engines (Boer, 2011). However, in this study no size limitation is assumed. Lastly, it should be kept in mind, that significant costs would be added to the use of DPF if the filter cannot work successfully in combination with HFO and MGO has to be used instead. This study assumes that the technological advancement allows for the use of at least a low grade sulfur HFO, such as 1% sulfur which can be produced at comparable costs to the current 2.7% sulfur HFO, and the filter forced MGO scenario is not further considered in this report. Off-hire days for installation are assumed to be around 15 (CRR; DINEX, pers. comm, April 2014).

Diesel Particulate Filter	
CAPEX (incl. Installation) [USD/kW]	121
OPEX [USD/kW/year]	21.9 (including filter replacement)
Fuel penalty	4 %
Lifetime [years]	Actual 6-8 years (but unlimited in calculations due to replacement included in OPEX)
Off-hire days	15

3.3. Wet scrubber

A scrubber is a treatment technology that cleans the exhaust gas and is installed after the engine or boiler. The scrubber allows a vessel to continue sailing on HFO and still comply with the IMO sulfur regulations by washing out SOx of the exhaust gas. Two main types of scrubbers exist: wet scrubbers and dry scrubbers.

In wet scrubbers the exhaust gas is passed through a liquid media in order to dissolve the water-soluble SOx gases. Wet scrubbers can be divided into three types: open loop scrubbers using sea water, closed loop scrubbers using fresh water and caustic soda to control the alkalinity, and finally hybrid scrubbers, which can run on both closed loop mode and open loop mode (ABS, 2013). The scrubber is using a water spray or cascading system in order to maximize the surface area of liquid in contact with the exhaust gas. The chemical reactions taking place result in acidic SOx based compounds such as sulfuric acid. For this reason the liquid must be of a certain alkalinity in order to neutralize the acidic compounds (ABS, 2013; Lloyd's Register, 2012). An open loop scrubber using seawater as liquid media can be used when sailing in waters where the alkalinity is sufficiently high. The main advantage of a seawater scrubber is that no chemicals are

consumed onboard the ship and the water can be discharged back into the sea (NaKIM, 2012). When sailing in low alkaline waters, e.g. the Baltic, estuaries, and rivers, a closed loop scrubber using freshwater and caustic soda can be used to control the alkalinity of the scrubbing liquid. In a closed loop scrubber little or no water is discharged overboard and this type is therefore suitable for zero emission control areas. Hybrid scrubbers, which consist both of a closed loop and an open loop system utilize the advantages of both systems and increase the flexibility of the vessel (Lloyd's Register, 2012; ABS, 2013). The footprint of a scrubber varies a little from system to system. The footprint of a scrubber fitted to a 5 MW motor is around 3 m x 5 m and the footprint of a scrubber fitted to a 25 MW engine is on the size of a scrubber installed on a 25 MW engine is around 6 m x 10 m (ABS, 2013). According to Alfa Laval (2013) their scrubbers only have footprints of 2.5 m x 2.5 m up to 47 MW engines. The height of the scrubbers varies in general approximately between 6 m and 12 m up to 25 MW depending on the type of system, however, one system being a couple of meters higher has been identified (ABS, 2013).

Although dry scrubbers may be technically feasible in ships it has not been possible to identify stakeholders with installation experience or cost knowledge regarding dry scrubbers for application in the merchant fleet. For this reason, the study will focus on wet scrubbers only. A brief description is provided: In a dry scrubber no water is used but instead the exhaust gas is led through a chamber filled with calcium hydroxide granulate, which reacts with the sulfur oxides to form calcium sulfate. The exhaust gas is not cooled as in the wet scrubber, and therefore a dry scrubber may be used in combination with a SCR unit, which reduces the NO_x emissions and in general require temperatures above 350°C. At some point the granulate loses its ability to react and therefore it must be replaced. Both the fresh and the used calcium hydroxide granulate is stored outside the absorption chamber requiring additional storage space. The level of sulfur absorption can be regulated for example by adjusting the surface area of the granulate or by changing how the gas passes around inside the absorber. However, the dry scrubber is slow to regulate, unlike wet scrubbers, which are quickly adjusted to changes in operating conditions. The calcium sulfate, which may be recycled in industry, is deposited at port, but no other substances are disposed of overboard (Walter & Wagner, 2012). According to ABS (2013) the PM reduction in a dry scrubber is 60 %. Since the process is dry, it is assumed that both hydrofile and hydrophobic particles are collected.

3.3.1. Black carbon reduction Potential

Wet scrubbers have shown to be fairly efficient at removing particulate matter (PM) based on different particle diameter cutoffs (Table 9). Winther (2013) has in a literature review found that black carbon comprise 0.3-17% of PM from HFO and 17-40% of PM from MDO. The smaller the sulfur content of the fuel is, the more the black carbon constitutes of the PM emissions.

Lack & Corbett (2012) and Corbett et al. (2010b) have reviewed the efficacy of seawater scrubbers to remove BC and PM from exhaust gas. Several studies evaluate PM reduction potential from scrubbers, while only few studies have specifically measured the reduction potential of black carbon. PM reductions in scrubbers are occasionally used as proxy for BC removal potential. Despite the potential to remove total particle mass, the effectiveness of scrubbing for removal of black carbon is more uncertain due to the small size of these particles and their physical properties. Right upon emission black carbon particles are hydrophobic and have a typical diameter of around 100 nm (Quinn et al., 2011), which is one order of magnitude smaller than PM₁ and two orders of magnitude smaller than PM₁₀. Very small particles, like BC, are reported to be less controlled than larger ones (Corbett et al., 2010), as also indicated by the PM reduction potentials given in Table 9 (Lack & Corbett, 2012). As indicated in the table, the reduction

potential decreases with decreasing particle size. Measurements conducted on the DFDS roro-vessel "Ficaria Seaways" have shown that even though the number of particles with a diameter of more than 200 nm is low the total PM mass is still dominated by particles in this size range (NaKIM, 2012). Estimating the black carbon reduction potential only on the PM mass reduction may therefore not be reliable. As BC ages it coagulates and reacts with other compounds, hence growing in size and becoming more hydrophilic. The wet scrubbing efficiency removal of BC thus depends on the mixing state of the particles (Lack & Corbett, 2012). As indicated in Table 9, the reduction potential decreases with decreasing particle size.

Table 9 Wet scrubber reduction potential of different PM size fractions (Lack & Corbett, 2012)

Measurement	EC _{TOA}	EC _{TOA}	PM ₂	PM _{1.5}	PM ₁	PM _{0.05}
Reduction potential	55 %	70 %	98 %	74 %	59 %	45 %
Fuel type	Low sulfur diesel	1.5 % sulfur	HFO	HFO	HFO	HFO

The EC measurements indicate that the scrubbing efficiency increases, when the sulfur content in the fuel is higher. This may be explained by the formation of black carbon internally mixed with hydrophilic particulate sulfates. Based on the PM measurements and the common BC diameter a scrubbing efficiency of around 45-50% is likely, according to Lack & Corbett (2012). A reduction potential of 50 % will be applied in this study, and it is assumed, that EC, OM and LAC is reduced equally efficient (Table 10).

Table 10 Relative reduction potential of LAC (EC+OM+Ash) and EC. Emission factor without and after scrubber when black carbon is defined as LAC or EC respectively.

Black carbon definition	EC reduction potential	OM reduction potential	Ash reduction potential	Total black carbon reduction potential	Emission factor without scrubber [g/kWh]	Emission factor after scrubber [g/kWh]
LAC	50%	50%	50%	50 %	0.335	0.168
EC	50%			50 %	0.040	0.020

3.3.2. Costs used for MAC estimation

In this study the focus will be on open loop scrubbers and hybrid scrubbers, since there is currently no regulation promoting the use of closed loop scrubbers in Arctic waters. The hybrid scrubber has the advantage of greater flexibility to also operate in less alkaline waters, and if a ban on open loop scrubbers is implemented the hybrid scrubber can still be used on closed loop mode. According to Wärtsila the open loop scrubber and the hybrid scrubber are the most sold types (Ahlbäch, Pers. comm., 5th of March 2014).

The investment costs of open loop scrubbers and hybrid scrubbers as a function of installed power are shown in Figure 5 and Figure 6. The curves are drawn by the authors of this report, based on investment estimates provided by Alfa Laval (pers. comm., April 2014) and Wärtsila (Pers. comm., April 2014) for scrubbers installed on ships with four different engine sizes of 5 MW, 10 MW, 15 MW and 20 MW, respectively. The dashed lines show upper and lower bounds whereas the full-drawn line shows the average investment cost curve. The investment costs increase approximately linearly with increasing power installed.

Yearly maintenance cost can according to Corbett et al., 2010 be expected to be approximately 0.7 USD/MWh, ranging between 0.4 and 1.1 USD/MWh in 2008 prices. These estimates are

converted to USD/kW in 2014 prices resulting in approximately 6.9 USD/kW ranging between 3.9 and 10.8 USD/kW. The installation costs are around 75 % of the investment costs both for the open loop scrubber and the hybrid scrubber (Alfa Laval, pers. comm., April 2014). The fuel penalty, which is caused by pumps and engine back pressure, is approximately 2 % when running on open loop mode and around 1 % when running on closed loop mode (Lloyd's register, 2012). A larger pump is needed when using seawater than fresh water hence leading to larger fuel penalty when operating on open loop than closed loop mode (Stuer-Lauridsen et al., 2012). The hybrid scrubber can change between open loop mode and closed loop mode. As baseline no discharge regulation exists in the Arctic, hence the open loop scrubber can be used and the hybrid scrubber may operate all the time at open loop mode. In the change scenario where a "no discharge" regulation is implemented in the Arctic, the open loop scrubber does not meet the requirements and the hybrid scrubber has to operate on closed loop mode, which includes consumption of caustic soda (NaOH) and a different fuel penalty (ABS, 2013). The consumption of caustic soda is estimated from Figure 7 (Wärtsila, 2011) to be approximately 150 l/hour, and the price range was 50 – 250 USD/m³ in 2011 (Wärtsila, 2011). This range has been converted to 2014 price level (52-262 USD/m³) and the average of 157 USD/m³ has been used in the central estimate. Off-hire days for installation are assumed to be around 20 days (Hauschildt Marine, 2014). The costs and energy use for the open loop and the hybrid scrubber are summarized in Table 11 and Table 12, respectively.

Figure 5 Investment cost of an open loop scrubber as a function of installed power. Dashed lines show upper and lower bounds, while full-drawn line shows average.

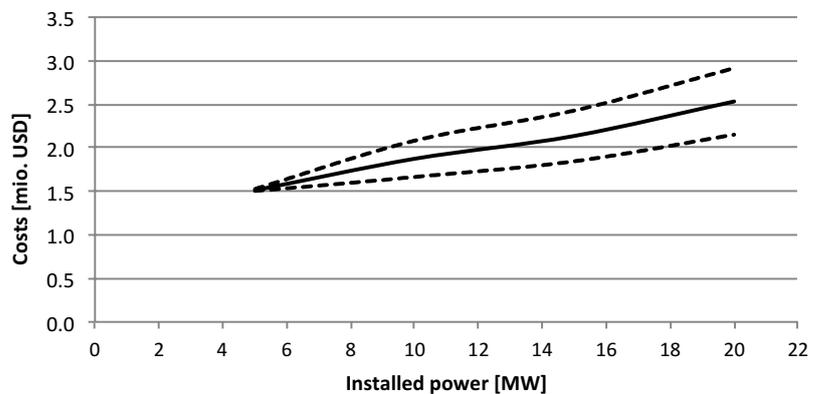


Figure 6 Investment cost of hybrid scrubber as a function of installed power. Dashed lines show upper and lower bounds, while full-drawn line shows average.

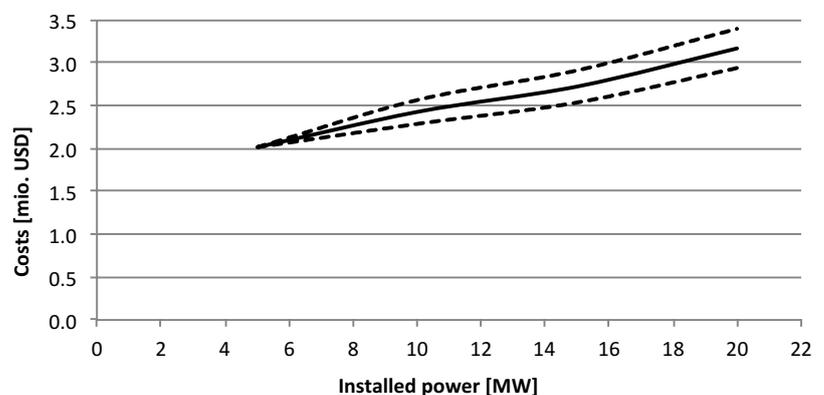


Figure 7 NaOH consumption [l/hour] as a function of operating power and sulfur content in fuel (Wärtsila, 2011).

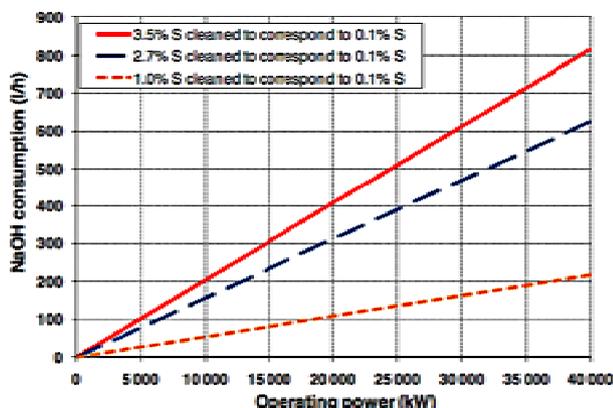


Table 11 Costs, lifetime, and energy consumption (expressed as the fuel penalty) of an open loop scrubber for a 20 MW engine.

Open loop scrubber	
CAPEX (ex. Installation) [USD]	2,500,000
Installation [USD]	1,900,000
OPEX [USD/kW]	6.9
Fuel penalty	2 %
Lifetime [years]	15
Off-hire days	20

Table 12 Costs, lifetime, and energy consumption (expressed as the fuel penalty) of a hybrid scrubber for a 20 MW engine.

Hybrid scrubber	Open loop mode	Closed loop mode
CAPEX (ex. Installation) [USD]	3,100,000	
Installation [USD]	2,300,000	
OPEX [USD/kW]	6.9	
Lifetime [years]	15	
Fuel penalty*	2 %	1 %
NaOH consumption [m ³ /hour]*	-	0.15
NaOH costs [USD/m ³]*	-	157
Off hire-days	20	

* Fuel penalty is 1% when the scrubber is operating at closed loop mode using NaOH and 2 % when operating at open loop mode where no NaOH is used (Lloyd's Register, 2012).

3.4. Fuel Switch from HFO to MGO

According to MARPOL Annex VI, the maximum sulfur limit in bunker fuel should be reduced globally from 3.5 % to 0.5 % by 2020 or 2025. The average sulfur content in the heavy fuel oil (HFO) used for marine diesel engines today is 2.7 % (MAN Diesel & Turbo, 2010). HFO is a residual oil, with high contents of sulfur, ash, and metals, e.g. vanadium and nickel. These components cause slower and less complete combustion and hence increase black carbon emissions (ABS, 1984).

There are two main challenges when switching to distillate fuels: the fuel viscosity and the main engine cylinder lubrication. The viscosity of distillate fuels is lower than for residual fuels, which may challenge the pump in different ways. For this reason installation of a cooler or chiller unit may be necessary to be able to maintain the required viscosity (MAN Diesel & Turbo, 2010). In the

future vessels will probably not experience problems running without a chiller, since pumps and engines will be designed to run on lower viscosity fuels. High sulfur content can cause corrosive sulfuric acid. Lubricating cylinder oils of a certain alkalinity can neutralize the sulfur content of the fuel. The alkalinity is expressed as the total base number (TBN). Over treating for sulfur can be damaging, and therefore it is important to lower the TBN when operating on low sulfur fuel (ABS, 1984). On newer engines, it is recommended to install a lubricator, which automatically regulate the dosage (MAN Diesel & Turbo, 2010).

3.4.1. Black carbon reduction Potential

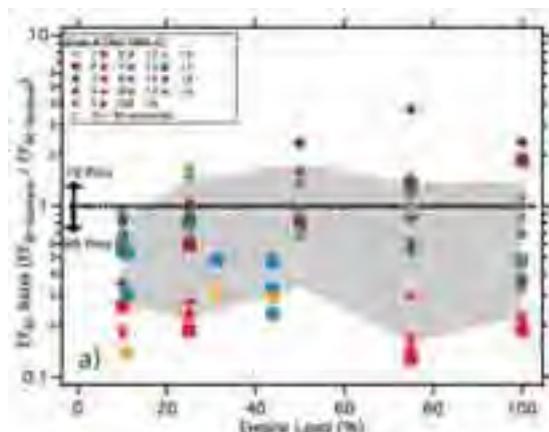
The fuel switch may, beside a reduction of SOx emissions, also induce a co-beneficial reduction of black carbon emissions, but to what extent is not yet fully clarified. The Second IMO Green House Gas Study (Buhaug et al., 2009) focus on a 2007-study on elemental carbon, and the more recent literature also report studies employing a number of different measurement methods and different definitions of black carbon. As already mentioned the definition of black carbon play an important role when assessing the emission factor and reduction potential.

Recently, Lack and Corbett (2012) have reviewed several studies, which assess the possible black carbon reduction when changing from HFO to a more clean fuel (Table 13). Figure 8 shows the ratio between the BC emission factor of cleaner fuel and HFO. When the ratio is <1 the BC emission factor decreases when changing from HFO to a cleaner fuel and when the ratio is >1 the BC emission factor increases. As seen on the figure most of the studies indicate that the BC emission factor decreases when switching from HFO to a cleaner fuel. However, some results show the opposite trend, which may be explained by the high level of heavy metals in HFO as it has been suggested that heavy metals catalyze the combustion of BC and hence reduce BC emissions (Lack & Corbett, 2012). Despite the role of heavy metals, the overall balance of the information suggests a decrease in black carbon emissions when changing from HFO to a cleaner fuel (Lack and Corbett, 2012). Lack and Corbett (2012) propose an average decrease of 45 % at 100 % load. This average decrease is based on studies assessing fuel switch from HFO (sulfur contents from 0.83 % - 3.15 %) to MDO, MGO, LFO or biodiesel with sulfur contents ≤ 0.1 %.

Table 13 Studies identified by Lack & Corbett (2012), which assess black carbon reduction potential when changing from HFO to a cleaner fuel.

Study ID	Engine Type	Fuel Type	Measurement	Reference
1-4	ABDF	HFO, LFO	EC - TGA, BC-FSN	Basturk et al. (2010)
5-12, 21, 27	ABDF	HFO, MDO, Biodiesel	BC - Filter, EC - TGA	Pantelidis et al. (2011a)
11	ABDF	HFO	EC - TGA	Pantelidis et al. (2011b)
14	ABDF	HFO	EC - TGA, BC - Filter	Pantelidis et al. (2010)
13	ABDF	MGO	BC - BAS	Crippa et al. (2012)
10	ABDF	HFO, MDO	EC - TGA	Kramer et al. (2007)
17	ABDF	HFO	EC - TGA	Agarwal et al. (2010)
15	ABDF	HFO	EC - TGA	Agarwal et al. (2008)
19-20	ABDF	Biodiesel	EC - TGA	Agarwal et al. (2011)
22	ABDF, MGO	HFO, MDO, (BIO)	BC - BAS	Lack et al. (2009a)
23, 28	ABDF	HFO, MGO	EC - TGA	MAN Diesel SE (2007)
24-26	ABDF	HFO	BC - FSN	Sorensen et al. (2009a, b)
18, 30	ABDF	MDO	BC - FSN	Sorensen et al. (2009b)

Figure 8 Ratios between the black carbon emission factors of cleaner fuel and HFO as a function of load. The numbers in the left corner corresponds to the studies in Table 13.



As a basis for the estimates included here, it is decided to use results from the study by Germanischer Lloyd as included in the Second IMO Green House Gas Study (Buhaug et al., 2009). These results show a 76 % reduction of EC and no reduction of OM when the sulfur content decreases. The ash content, is reduced 100 % when a fuel with only 0.1 % S is burned (Figure 9). The reduction potentials of LAC and EC are summarized in Table 14.

Figure 9 Emissions of organic material (OM), elemental carbon (EC), sulfate (SO4), water associated with sulfate and ash when combusting fuel with different sulfur contents (Buhaug et al., 2009)

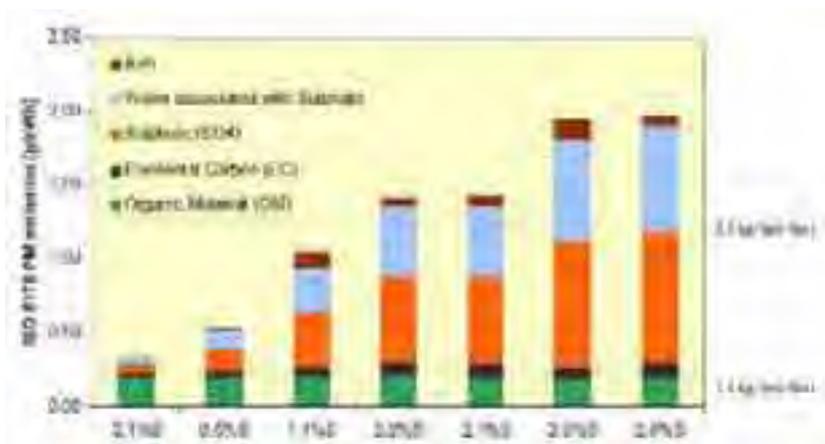


Table 14 Relative reduction potential of LAC (EC+OM+ash) and EC. Emission factors when using HFO and after switching to MGO when black carbon is defined as LAC or EC respectively.

Black carbon definition	EC reduction potential	OM reduction potential	Ash reduction potential	Total black carbon reduction potential	Emission factor HFO [g/kWh]	Emission factor MGO [g/kWh]
LAC	76 %	0 %	100%	41 %	0.335	0.199
EC	76 %			76 %	0.040	0.010

3.4.2. Costs used for MAC estimation

The costs, which the estimation of MAC is based on, are given in Table 15. It should be kept in mind that the energy content of HFO is 40.0 MJ/kg and for MGO 42.7 MJ/kg (Dr.-Ing. Wild, 2005). A specific fuel oil consumption of 180 g/kWh should be used for MGO, while 190 g/kWh should be applied for HFO (Hans Otto Holmegaard Kristensen, pers. comm, April 1st 2014).

Table 15 Costs and fuel penalty when changing from HFO to MGO

Fuel switch	
HFO cost [USD/mt]*	578
MGO [USD/mt]*	887
HFO SFOC [g/kWh]	190
MDO SFOC [g/kWh]	180
Fuel penalty [USD]**	-
MGO chiller CAPEX (incl. inst.) [USD/kW]***	13
MGO chiller fuel penalty [%] ***	0.3
MGO Chiller Lifetime [years]***	Same as vessel
Off-hire days	10

*Rotterdam prices April 24th 2014

**Fuel penalty expressed as the increased fuel costs when changing from HFO to MGO taking the different specific fuel oil consumptions into account and thus different annual fuel consumptions.

*** From Stuer-Lauridsen et al. (2012)

4. Example ship

In this study a specific example ship from the fleet operating in the Arctic is used to estimate the base parameters related to reducing BC emissions by retrofitting scrubbers, diesel particulate filters or switching fuel from heavy fuel oil (HFO) to marine gas oil (MGO).

Different baseline parameters are described in the following, which will be used in the estimation of MAC and the sensitivity analyses. Two other important factors, which may influence the cost effectiveness of the technologies, are the definition of black carbon and whether discharge from the open loop scrubber is allowed. OPRF has developed for a baseline scenario that black carbon is defined as light absorbing carbonaceous compounds (LAC) and also it is assumed that the use of open loop scrubbers is allowed in the Arctic. However, the impact on the MAC will be estimated for the scenario where black carbon is defined as elemental carbon (EC) and a scenario where open loop scrubbers are not allowed in the Arctic. These scenarios are further described in this chapter.

Finally, it should be mentioned that the global SO_x cap of 0.5 %, which will be implemented in 2020 or 2025, will enforce a fuel switch or use of proper technology, such as scrubber. However, the impacts of the implementation of the global sulfur cap on the MAC of black carbon abatement technologies are not part of this study scope.

The chosen example ship is representative of a ship type and size that spend most of its time in Arctic, has a high consumption of energy and could be operating in international traffic. The chosen cargo carrier (Table 16; Figure 10) spent 8,378 hours in the Arctic during 2013 and the energy consumption was 94,253,206 kWh. As a baseline the time spent in the Arctic is in this study set to 8,760 hours (a full year) and the energy consumption of the ship is proportionally adjusted to correspond to a full year operation in the Arctic.

Table 16 Data of specific example ship

MMSI / IMO	273310730 / 9330836
Ship type	Cargo
Year built	2006
Ship size range [GT]	10,000-30,000
Installed engine power [kW]	19,950
Nominal speed [kn]	12.5
Energy consumption/year [kWh]	97,542,702 (adjusted from 94,253,206 kWh)
Operating time in the Arctic [hours]	8,760 (adjusted from 8,378)
Average power [kW]	11,251
Average load*	56%

* The average load also include the time the ship is at port.

4.1. Off-hire rate

The off-hire rate, which is used to calculate the loss from having the vessel off the market during the time it takes to install a given technology on the example vessel is 18,000 USD/ day. This figure

Figure 10 Specific example ship with
MMSI number: 273310730

is based on the off-hire rates in the IMO report by Stuer-Lauridsen et al. (2012) for a bulk carrier of 15 MW, which is assumed to be approximately the same as for the example ship in this study.



5. Marginal Abatement Costs

The marginal abatement costs expressed as the NPV cost per gram of reduced black carbon have been calculated for each technology for the specific example ship. The costs have been calculated for the diesel particulate filter, fuel switch and scrubber, including open loop scrubber and hybrid scrubber on open loop mode and closed loop mode. Sensitivity analyses have been conducted on several parameters influencing the marginal abatement costs. Furthermore two kinds of black carbon definitions have been used, namely light absorbing carbonaceous compounds (LAC) and elemental carbon (EC).

5.1. Methodology

Based on specifications of an example ship the marginal abatement cost for each of the abatement technologies has been calculated (Appendix 1). The technologies comprise DPF, fuel switch and scrubbers, including open loop scrubber, and hybrid scrubber on open loop mode and closed loop mode. In this context, the marginal abatement cost reflects the cost per gram of reduced emissions of black carbon. The additional costs associated with each technology include CAPEX, installation of technologies and off-hire, OPEX, fuel costs, and NaOH for close loop scrubber mode. All prices are stated in 2014-level. In case of input data in other price levels, the net price index from Statistics Denmark have been used to translate prices into 2014-level.

The technologies are installed in 2016. The additional cost associated with each type of technology has been calculated in each year of the residual lifetime of the example ship. Equivalently, the reduction in emissions of black carbon has been calculated in each year of the residual lifetime of the ship for each technology. It takes up to 20 days to install the technologies. The specific installation period for each technology can be found in table 2, Appendix 2. The ship does not operate during the installation period, and therefore we adjust the fuel and NaOH consumption and the OPEX in the installation year according to the installation period for each specific technology. We calculate the present value of the costs and reduced emissions to take into account, that cost and emissions encountered today weigh heavier than costs and emissions encountered in the future. The marginal abatement cost for each technology is given as the ratio of the present values of costs and reduced emissions. We use 2014 as the evaluation year for the calculation of the present values.

5.1.1. CAPEX and installation costs

The CAPEX (Capital expenditure) covers the purchase of each technology. The cost and duration of the installation varies depending on the technology. We include a daily off-hire rate in the total cost for each day the ship is not operating. Appendix 2 (Table 1) shows CAPEX incl. installation cost used in the central scenario.

The lifetime of the diesel particulate filter (DPF) is likely to be lower than the ship residual lifetime. However, the data on OPEX regarding the diesel particulate filter (DPF) includes cost of reinstalling the filters. Therefore we only include CAPEX and installation cost in the initial year. Appendix 2 (Table 2) shows the lifetime for each technology.

Installing on new ships is still a limited experience. For wet scrubbers, i.e. the technology with the largest knowledge base, it is reported as a general rule that 75% of the total CAPEX costs in retrofitting are installation costs. Reportedly, these costs may be lowered significantly in new ships, but shipyards are reluctant to provide useful information on this matter.

5.1.2. OPEX

The OPEX (Operating expenditure) varies across technologies and depends on the average power of the ship and the time operating in The Arctic Regions. Appendix 2 (Table 3) shows OPEX for each technology used in the central scenario. The OPEX is adjusted in the year of installation according to the installation period for each of the technologies.

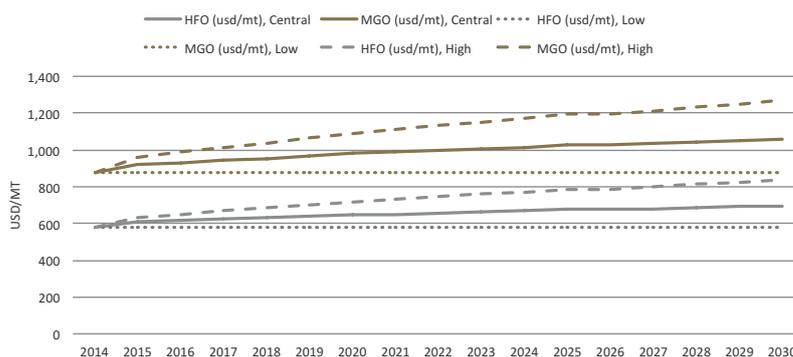
5.1.3. Fuel costs

A fuel penalty is associated with each of the five technologies considered. In addition, the price difference between MGO and HFO is potentially large, which will also affect the fuel cost, when considering the fuel switch technology. The fuel penalties are stated in table 4.

Using data from the Port of Rotterdam from January 23, 2014 to April 23, 2014 (Bunkerworld, 2014), we have calculated an average 2014 price for the two types of fuel. We calculate the price development for HFO (IFO380) and MGO from 2014 to 2028 based on the International Energy Agency's forecasts for crude oil price from the World Energy Outlook (IEA, 2007). We have used the expected price development for crude oil to forecast the price development for HFO (IFO380) and MGO until 2028.

Table 6 shows fuel prices for 2014. We adjust the fuel consumption in the year of installation according to the installation period for each of the technologies. We operate with a high and low fuel price in the sensitivity analyses. In the scenario with low fuel prices, we assume that the fuel prices remain constant. In the scenario with high fuel prices, we assume that the fuel prices increase two times the rate used in the baseline scenario.

Figure 11 High and low fuel price developments until 2028.



5.1.4. NaOH cost

When operating with a hybrid scrubber in closed loop mode, ships consume NaOH. We use a constant price for NaOH in the entire period of 157 USD/m³. In the sensitivity analyses, we describe the impact of the price of NaOH by calculating the marginal abatement cost using a high and low price of NaOH respectively. We adjust the consumption of NaOH in the year of installation according to the installation period for each of the technologies.

Table 17 Parameters used in the calculation of marginal abatement costs (MAC)

Element	Assumption
Evaluation year (year of NPV calculation)	2014
Price year	2014
Currency	USD
Discount rate	5%
First year of technology	2016
Time period	The residual lifetime of the vessels

Table 18 Parameters that will affect the black carbon emission and the cost effectiveness of the abatement technologies

Sensitivity parameter	Low	Base line condition	High
HFO price [USD/t]*	See Figure 11	578	See Figure 11
MGO price [USD/t]*	See Figure 11	887	See Figure 11
Ship residual lifetime [years]	5	10	15
Time operating in the Arctic [hours]	4380 **	8760	-
Discount rate	-	5%	8 %

5.1.5. Emissions

We have calculated the marginal abatement cost of two definitions of black carbon, namely light absorbing carbonaceous compounds (LAC) and elemental carbon (EC). The definition of black carbon has a great impact on the cost of reduction. In Appendix 2,

Table 7: EC abatement factors (g/kWh) and table 8 contain the abatement factors for EC and LAC. We adjust the emissions in the year of installation according to the installation period for each of the technologies.

5.2. Base parameters

The marginal abatement costs (MAC) of reducing black carbon will be calculated for the different technologies retrofitted on the example ship and a number of base parameters obtained are presented here. The lifespan of a vessel is approximately 30 years (Mikelis, 2010) and the average age of the global fleet was 20 years in 2013 (UNCTAD, 2013). Assuming that these numbers are also valid for the fleet operating in the Arctic, the residual lifetime of the vessels are set to 10 years as baseline. The MAC will be calculated based on black carbon emissions, abatement potentials of the technologies, costs of the technologies and the parameters given in Table 17. As baseline a discount rate of 5% has been used. We base this choice on a survey of international research. All studies included in the survey use a discount rate between 2.5% and 8%, and most use a discount rate between 4.5% and 6% (HEATCO, 2005).

5.3. Sensitivity towards base parameters, black carbon definition and “no discharge” - scenario

Several parameters included in the calculations of the MAC may have profound influence on the cost effectiveness of the abatement technologies, e.g. the melting of the Arctic sea ice will affect the accessibility and hence the traffic volume in the Arctic.

The fuel prices may be affected by supply and demand, political unrest, and the development of green technologies, while environmental legislation in the Arctic will affect the use of certain technologies. For this reason the sensitivity towards fuel prices, discount rate, time operating in the Arctic, and the residual lifetime of the ship is analyzed (Table 18).

Table 19 Two scenarios on scrubbers

*Rotterdam prices April 24th 2014, **Corresponding to 6 months operation

As baseline scenario in this study it is allowed to use open loop scrubber in the Arctic, but the MAC under the change scenario where a “no discharge area” is implemented and only closed loop mode can be used is also estimated. This change scenario will only affect the MAC of the scrubber (Table 19).

Scenario Open	Scenario Closed
Open loop scrubber is allowed	Only closed loop scrubber mode

5.3.1. Black carbon definition and emission factor

As mentioned earlier, the definition of black carbon is another very important factor. Black carbon can be defined in a various ways (see e.g. BLG17/INF.7), as elemental carbon (EC), operationally or functionally, and one is as the light absorbing carbonaceous compounds (LAC). LAC includes both black carbon and brown carbon, which is the part of organic carbon with light absorbing capacities (Andreae & Gelencsér, 2006). In this study LAC is defined as the sum of elemental carbon (EC), organic matter (OM) and ash for which OPRF have provided the base emission factors used in this study (Table 20).

Table 20 Emission factors of organic matter (OM), elemental carbon (EC), ash and LAC (OM+EC + ash) from a laboratory two stroke engine running on HFO (2.7 % S)

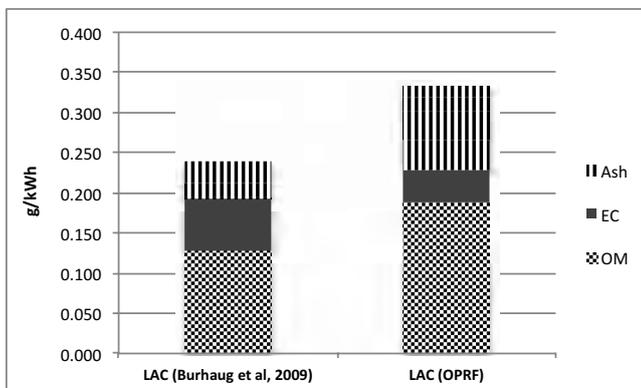
Particle	Emission factor [g/kWh]
Organic matter (OM)	0.189
Elemental Carbon (EC)	0.040
Ash	0.105
LAC (OM+EC+Ash)	0.335

Germanischer Lloyd in 2007 conducted a study and found the BC emissions in kg/ton of fuel from a laboratory two-stroke engine as referenced in table 7.20 in Buhaug et al. (2009). These emissions have been converted to g/kWh by using a specific fuel consumption (SFOC) of 190 g/kWh (Table 21). The total LAC emission presented by Buhaug et al. (2009) is approximately 28 % lower than the emissions in table 9 due to lower emissions of OM and ash, and the emission factor of EC is approximately 62 % higher (Figure 12).

Table 21 Emission factors of organic matter (OM), elemental carbon (EC), ash and LAC (OM+EC + ash) from a laboratory two stroke engine running on HFO (2.7 % S)

Particle	Emission factor [kg/ton fuel] (Buhaug et al., 2009)	Emission factor [g/kWh], modified from (Buhaug et al., 2009)
Organic matter (OM)	0.670	0.127
Elemental Carbon (EC)	0.340	0.065
Ash	0.250	0.048
LAC (OM+EC+Ash)	1.260	0.239

Figure 12 LAC emissions used in this study (OPRF) and LAC emissions as modified from results from Buhaug et al. (2009)



Black carbon can also be defined only as elemental carbon (EC). EC is the carbon that is oxidized above a specific temperature level only when oxygen is available (Andreae & Gelencsér, 2006; Birch & Cary, 1996). The scenario where black carbon is defined only as EC is analyzed and the MACs for the different technologies based on this definition are estimated (Table 22). The emission factor used in this scenario is 0.040 g/kWh. Lastly, it should be mentioned that also the load may have an effect on black carbon emissions and reduction potentials, but this will not be further discussed in this study.

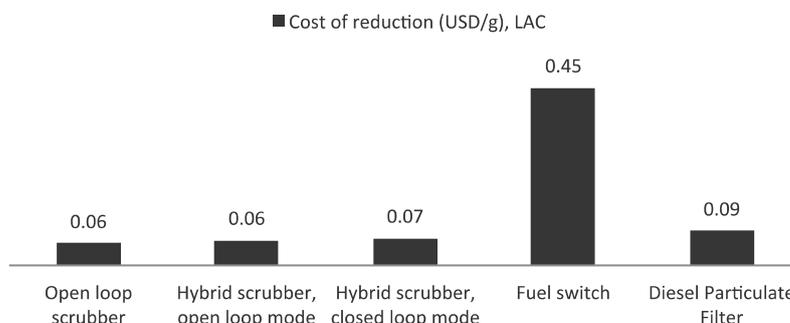
Table 22 Baseline definition and alternative definition of black carbon

Base line definition of black carbon	Alternative definition of black carbon
LAC (EC + OM + Ash)	Only EC

5.4. Comparison of the MAC of the technologies

The marginal abatement costs for each technology when using central estimates of input parameters are given in Figure 13 with black carbon defined as LAC. The open loop scrubber has the lowest MAC of 0.06 USD/g. The hybrid scrubber operating on closed loop mode is a little more expensive than the open loop scrubbers due to the NaOH consumption. The DPF is only a little more expensive than the scrubbers (0.09 USD/g), whereas the fuel switch has the highest MAC by far. The large price difference between HFO and MGO fuel is the reason for the particularly high marginal abatement cost for the fuel switch. It should be noted that the DPF is assumed to work in combination with HFO. If this is not the case and MGO must be used, the DPF will obviously have a much higher MAC.

Figure 13 Marginal abatement costs of scrubbers, including open loop scrubber and hybrid scrubber on open and closed loop mode, fuel switch and diesel particulate filter (USD/g), with black carbon defined as LAC.



5.5. Sensitivity analyses (LAC)

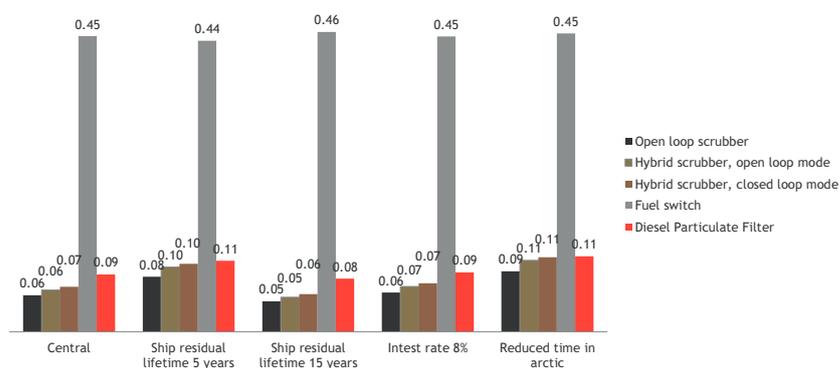
Sensitivity analyses have been conducted on several parameters, which is illustrated in Appendix 3. Figure 14, Figure 15, Figure 16, and Figure 17 show the marginal abatement costs, when we define

black carbon as LAC. In each chart, the central scenario is compared to a number of alternative scenarios where some parameters are changed.

In Figure 14 the central scenario is compared to scenarios with reduced and increased ship residual lifetime, a higher discount rate and reduced time in the Arctic. The marginal abatement costs for the three types of scrubbers and the DPF all increase, when the ship residual lifetime is lower, since the CAPEX and installation costs constitute a substantial part of the cost associated with these technologies. Conversely, the marginal abatement cost of the fuel switch decrease in this scenario because the price difference between HFO and MGO increase over time. The scenario with increased ship residual lifetime shows the exact opposite results with decreased marginal abatement costs for scrubbers and DPF and an increase for fuel switch.

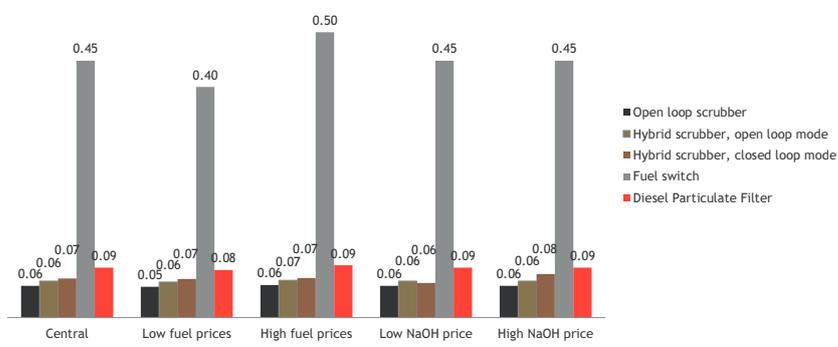
In the scenario with a higher discount rate, the marginal abatement costs increase slightly for all technologies since a relatively large share of the cost is in the initial year, whereas the emissions are evenly spread over the ship residual lifetime with the smallest emission in the initial year. The results for the scenario, where we reduce the operating in The Arctic Regions, resemble the results for the lower residual lifetime with higher marginal abatement cost for the scrubbers and the DPF.

Figure 14 Cost of reduction (USD/g), LAC. Scenarios: reduced and extended residual lifetime of 5 and 15 years, respectively, high discount rate of 8 %, and reduced time in Arctic of 4,380 hours corresponding to six months.



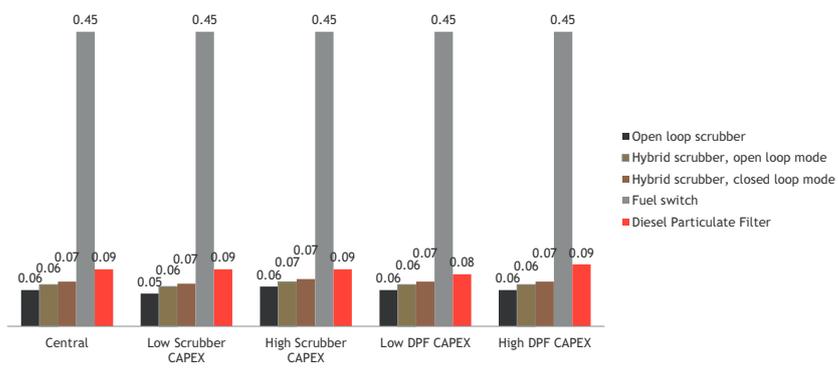
In Figure 15 the central scenario to a scenario is with low and high fuel prices and low and high NaOH prices. In the scenario with high fuel prices the price difference between HFO and MGO fuel increase more over time than in the central scenario. This is reflected in increased marginal abatement cost for the fuel switch. In the low fuel prices scenario, the fuel prices are kept constant over time. This lowers the marginal abatement cost for the fuel switch technology. The changes in the price of NaOH only influence the hybrid scrubber in closed loop mode. In the scenario with a low NaOH price, the marginal abatement cost for the hybrid scrubber in closed loop mode is lower than the hybrid scrubber in open loop mode, due to a lower fuel penalty. The open loop scrubber has the lowest marginal abatement cost of the three types of scrubbers in all scenarios. Correspondingly, the hybrid scrubber in closed loop mode is the type of scrubber with the highest marginal abatement cost, except in the scenario with a low NaOH.

Figure 15 Cost of reduction (USD/g), LAC. Scenarios: refer to Figure 11 for low and high fuel prices, low and high NaOH costs of 52 and 262 USD/m³.



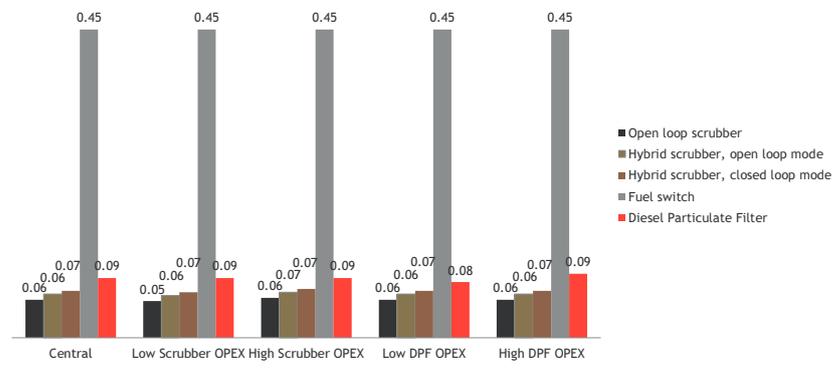
In Figure 16 the central scenario to a scenario is compared with low and high CAPEX for the three types of scrubbers and low and high CAPEX for the DPF. The changes in CAPEX for the various technologies naturally raise and lower the marginal abatement cost for the relevant technologies, but it does not change the ranking of the technologies with respect to the marginal abatement cost.

Figure 16 Cost of reduction (USD/g), LAC. Scenarios: low and high CAPEX incl. installation for open loop/hybrid scrubber of 3.7/5.1 and 5.1/6.0 mio. USD and low and high CAPEX for DPF of 1.7/3.1 mio. USD.



In Figure 17 the central scenario to a scenario is compared with low and high OPEX for the three types of scrubbers and low and high OPEX for the DPF. The changes in OPEX change the marginal abatement cost very little.

Figure 17 Cost of reduction (USD/g), LAC. Scenarios: high and low OPEX for scrubber of 3.9 and 10.8 USD/kW per year and high and low OPEX for DPF of 15.3 and 28.5 USD/kW per year.



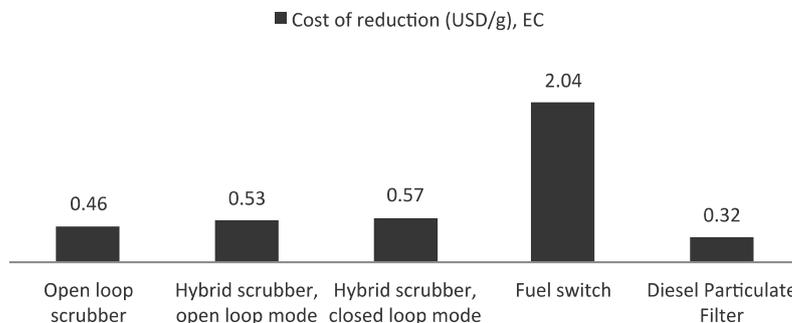
5.6. Cost related to black carbon definition

Figure 18 shows the MAC of the different technologies when black carbon is defined as EC. When this figure is compared to the MAC in Figure 11, it is clear that the definition of black carbon has a

Figure 18 Marginal abatement costs of scrubbers, including open loop scrubber and hybrid scrubber on open and closed loop mode, fuel switch and diesel particulate filter (USD/g), with black carbon defined as EC.

great impact on the cost of reduction. The technology with the lowest MAC is the open loop scrubber when using LAC-definition, whereas the DPF is the technology with the lowest MAC when using the EC-definition.

The LAC-definition is broader than the EC definition, and thus the reduction in emissions is larger for all technologies. The cost of the technologies is the same regardless of the definition of black carbon. Therefore, the marginal abatement cost, which is the present value of the cost divided by the reduction in emissions, is lower for all technologies when using the LAC definition compared to the EC definition. In addition, the fuel switch and diesel particulate filter reduce the emissions the most per kWh, when using the EC-definition, whereas the two technologies reduce the emissions the least per kWh when using the LAC-definition.



The marginal abatement cost for the DPF is higher than for the three types of scrubbers when the LAC-definition of black carbon is used. When the EC-definition is used, the marginal abatement cost of the DPF is the lowest of all the technologies. This is due to the DPF having the highest abatement factors with respect to EC, whereas it has the lowest abatement factors with respect to LAC (Appendix 2). The relative reduction by DPF when black carbon is defined as EC is higher compared to the LAC-definition. The fuel switch has the highest marginal abatement cost regardless of the definition of black carbon.

5.7. Sensitivity analyses (EC)

The following provides the charts showing sensitivity analyses conducted when black carbon is defined as EC.

Figure 19 Cost of reduction (USD/g), EC. Scenarios: reduced and extended residual lifetime of 5 and 15 years, respectively, high discount rate of 8 %, and reduced time in Arctic of 4,380 hours corresponding to six months.

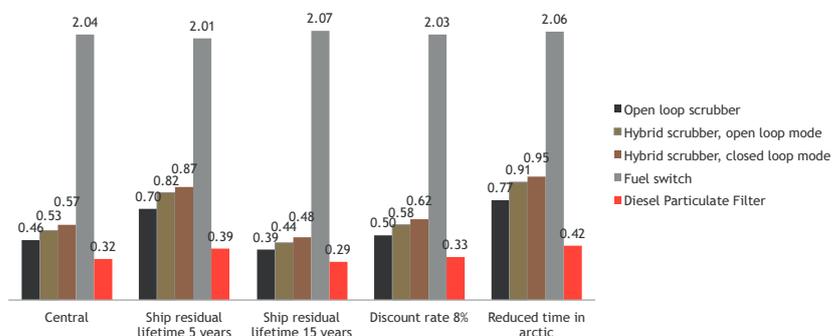


Figure 20 Cost of reduction (USD/g), EC. Scenarios: refer to figure 11 for low and high fuel prices, low and high NaOH costs of 52 and 262 USD/m³.

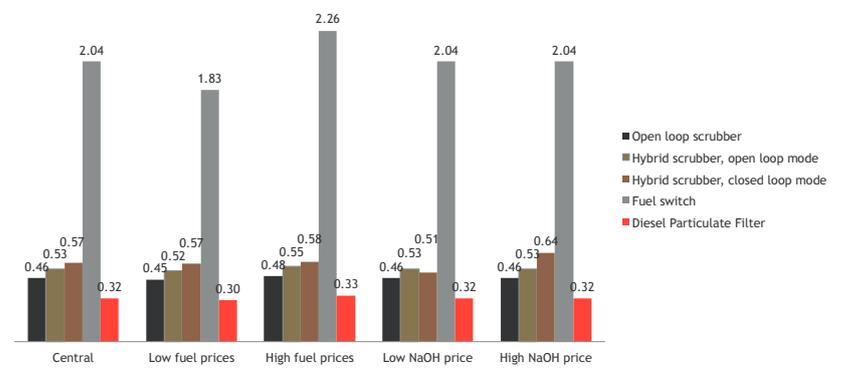


Figure 21 Cost of reduction (USD/g), EC. Scenarios: low and high CAPEX incl. installation for open loop/hybrid scrubber of 3.7/5.1 and 5.1/6.0 mio. USD and low and high CAPEX for DPF of 1.7/3.1 mio. USD.

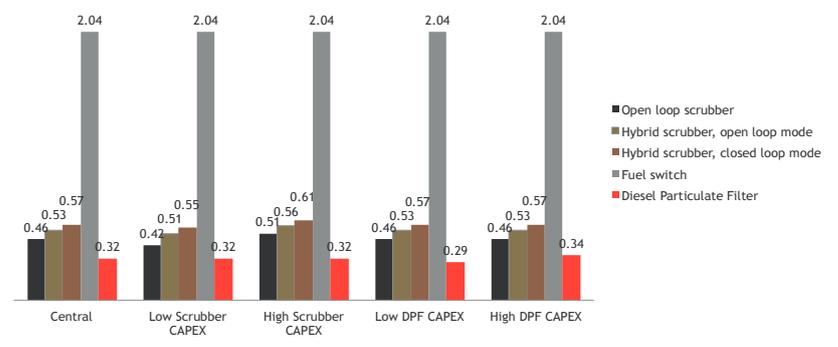
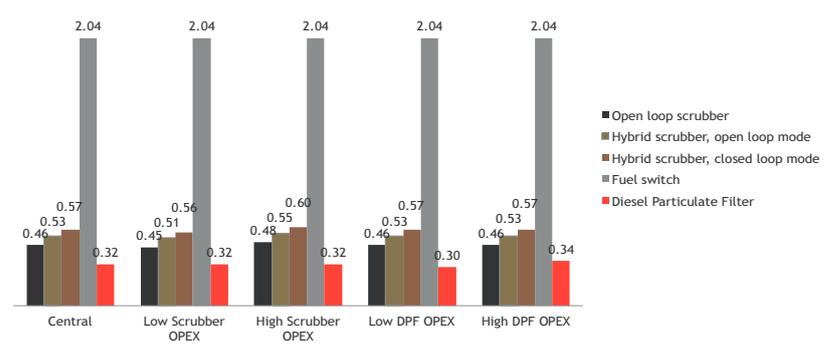


Figure 22 Cost of reduction (USD/g), EC. Scenarios: high and low OPEX for scrubber of 3.9 and 10.8 USD/kW per year and high and low OPEX for DPF of 15.3 and 28.5 USD/kW per year.



References

ABS (1984), Notes on heavy fuel oil, assessed online February 24th 2014, available at http://www.eagle.org/eagleExternalPortalWEB/ShowProperty/BEA%20Repository/Rules&Guides/Current/31_HeavyFuelOil/Pub31_HeavyFuelOil

ABS, 2013, Exhaust Gas Scrubber Systems, American Bureau of Shipping, available online January 20 2014: http://www.eagle.org/eagleExternalPortalWEB/appmanager/absEagle/absEagleDesktop?_nfpb=true&_afPfm=abs_eagle_portal_publications_Env_page

residual <http://www.alfalaval.com/industries/marine/oil-treatment/Documents/PureSOx%20product%20brochure.pdf>

AMAP, 2011, 'The Impact of Black Carbon on Arctic Climate (2011)', By: P.K. Quinn, A. Stohl, A. Arneth, T. Berntsen, J. F. Burkhardt, J. Christensen, M. Flanner, K. Kupiainen, H. Lihavainen, M. Shepherd, V. Shevchenko, H. Skov, and V. Vestreng. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo. 72 pp.

Andreae & Gelencsér, 2006, Black carbon or brown carbon? The nature of light-absorbing carbonaceous aerosols, *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 6, 3419-346

Antarctic & Southern Ocean Coalition (ASOC), Earthjustice, Friends of the Earth International (FOEI); International Fund for Animal Welfare (IFAW), Oceana, Pacific Environment, WWF, 2011, Proposals for provisions for inclusion in an environmental protection chapter of the mandatory Polar Code, accessed online 14/2/2014 at <http://www.sjofartsdir.no/PageFiles/7937/Polar%20Code%20Workshop%20eNGO%20Briefing%20Sept%202011.pdf>

Arctic Council, 2011, 'An Assessment of Emissions and Mitigation Options for Black Carbon', Technical Report of the Arctic Council Task Force on Short-Lived Climate Forcers, accessed November 2012 from: <http://www.arctic-council.org/index.php/en/environment-climate/climate-change/172-slcf>

Birch, M. E. & Cary, R. A., 1996, 'Elemental Carbon-based method for Occupational Monitoring of Particulate Diesel Exhaust: Methodology and Exposure Issues', *The Analyst*, Vol. 121, issue 9, pp. 1183-1190.

Boer, Ed, 2011, Instruments to reduce pollutant emissions of the existing inland vessel fleet, Position paper for international workshop "Emissions from the legacy fleet", November 2011, Delft

Bond, T.C., Doherty, S. J., Fahey, D. W., Forster, P. M., Berntsen, T., DeAngelo, B. J., Flanner, M. G., Ghan, S., Kärcher, B., Koch, D., Kinne, S., Kondo, Y., Quinn, P. K., Sarofim, M. C., Schultz, M. G., Schulz, M., Venkataraman, C., Zhang, H., Zhang, S., Bellouin, N., Guttikunda, S. K., Hopke, P. K., Jacobson, M. Z., Kaiser, J. W., Klimont, Z., Lohmann, U., Schwarz, J. P., Shindell, D., Storelvmo, T., Warren, S. G., Zender, C. S., 2013, 'Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment', *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*.

Bond, TC., Bergstrom, RW., 2006, Light Absorption by Carbonaceous Particles: An Investigative Review, *Aerosol Science and Technology*, 40:1, 27-67, doi: 10.1080/02786820500421521

Buhaug, Ø, Corbett, JJ, Eyring, V, Endresen, Ø, Faber, J, Hanayama, S, Lee, DS, Lee, D, Lindstad, H, Markowska, AZ, Mjelde, A, Nelissen, D, Nilsen, J, Pålsson, C, Wanqing, W, Winebrake, J, Yoshida, K, 2009, Second IMO GHG Study 2009, accessed January 12th, available online http://www.imo.org/blast/blastDataHelper.asp?data_id=27795

Bunkerworld, 2014, assessed online 24th of April 2014, available at www.bunkerworld.com

Corbett, JJ, Lack, DA, Winebrake, JJ, Harder, S, Silberman, JA, Gold, M, 2010a, Arctic Shipping emissions inventories and future scenarios, *Atmos. Chem. Phys.*, 10, 9689-9704, doi: 10.5194/acp-10-9689-2010

Corbett, JJ, Winebrake, JJ, Green, EH, 2010b, An assessment of technologies for reducing regional short-lived climate forcers emitted by ships with implications for Arctic shipping, *Future Science, Carbon Management* (2010), 1(2), 207-225

Danish EPA, 2013, Udvikling af partikelfiltre til skibe (Development of particle filters for ships), Danish EPA, Miljøprojekt nr. 1457, 2013, accessed online April 4th 2014, available at <http://mst.dk/service/nyheder/nyhedsarkiv/2013/jan/filter-udviklet-i-danmark-nesdaetter-faergers-partikeludslip/>

DNV, 2010, Shipping across the Arctic Ocean, accessed January 27th, available online http://www.dnv.com/binaries/shipping%20across%20the%20arctic%20ocean%20position%20paper_tcm4-434419.pdf

DNV, 2013, HFO in the Arctic – phase 2, Det Norske Veritas, accessed online April 3rd 2014, available at http://www.pame.is/images/2014/AMSA/Agenda%205.2.1%20AMSA%20follow-up-%20HFO%20in%20the%20Arctic%20Phase%20II%20final%20report%20by%20DNV-signed_S.pdf

Dr. -Ing. Yves Wild, 2005, Determination of energy cost of electrical energy on board sea-going vessels, accessed online April 1st 2014, http://www.effship.com/PartnerArea/MiscPresentations/Dr_Wild_Report.pdf

Emissions Retrofit Group, 2012, Clean diesel applications, assessed online March 2nd 2014, available at <http://www.emissionsretrofit.com/products/diesel-particulate-filters/>

Europa, 2013, Nedbringelse af forureningen fra lette køretøjer, Europa Resumé af EU-lovgivningen, assessed online January 9th 2014, available at http://europa.eu/legislation_summaries/environment/air_pollution/l28186_da.htm

HEATCO, 2005, Deliverable 2. State-of-the-art in project assessment, accessed online May 28th 2014, available at <http://heatco.ier.uni-stuttgart.de/hd2final.pdf>

HUSS, 2014, Particulate Filters (DPF), assessed online March 3rd, 2014, available at http://www.hussgroup.com/huss-umwelt/us/products/particulate_filters_DPF_CARB.php

IMO 2014, Development of a mandatory code for ships operating in the polar waters, report of working group, SDC 1/WP.4, 24th of January 2014, International Maritime Organization

Ingeniøren, 2013, Håndbygget filterkasse fjerner 93 procent af partiklerne fra Ærøfærgen (In English: Custom made filter box removes 93% of particles on Ærø ferry), accessed online April 7th 2014, available at <http://ing.dk/artikel/haandbygget-filterkasse-fjerner-93-procent-af-partiklerne-fra-aeroefaergen-158388>

IEA (International Energy Agency, 2007, World Energy Outlook 2007, OECD/IEA, Paris.

IPCC, 2007, 'Climate Change 2007: Synthesis Report', Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel 81 on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)], IPCC, Geneva, Switzerland, 104 pp.

Lack, DA & Corbett, JJ, 2012, Black carbon from ships: a review of the effects of ship speed, fuel quality and exhaust gas scrubbing, Atmos. Chem. Phys., 12, 3985-4000

Lauer, P, 2012, On the experience of first DPF operation at a medium speed 4-stroke Diesel engine on board a commercial ocean going vessel, MAN Diesel & Turbo, assessed online March 15th 2014, available at http://www.exisab.com/Docs/Conferences/ETH_Nanoparticle_2012/Lauer.pdf

Liu, Z G, Berg, DR & Schauer, JJ, 2008, Detailed Effects of a Diesel Particulate Filter on the Reduction of Chemical Species Emissions, assessed March 3rd, available at http://www.google.dk/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=0CDkQFjAA&url=http%3A%2F%2Fwww.researchgate.net%2Fpublication%2F256196434_Detailed_effects_of_a_diesel_particulate_filter_on_the_reduction_of_chemical_species_emissions%2Ffile%2F504635221646a86e0e.pdf&ei=j6E-U47XE-GA4gS-koHwCQ&usg=AFQjCNFHpFA-B6lzoSF7FILtEM5xcKL_Kg&bvm=bv.64125504,d.bGE

Lloyd's Register, 2012, Understanding exhaust gas treatment systems, accessed February 6th, available at <http://www.lr.org/sectors/marine/documents/240772-understanding-exhaust-gas-treatment-systems.aspx>

Majewski, A, 2001, Dieselnets, Diesel Particulate Filters, assessed online March 1st 2014, available at <http://courses.washington.edu/cive494/DPF.pdf>

Man Diesel & Turbo (2010), Operation on Low-Sulphur Fuels, accessed online January 14th 2014, available at http://www.mandieselturbo.com/files/news/files/15012/5510-0075-00ppr_low.pdf

Mikelis, 2010, United Nations Conference on Trade and Development, IMO, accessed online March 31st 2014, <http://www.imo.org/KnowledgeCentre/PapersAndArticlesByIMOSTaff/Documents/UNCTAD%20on%20the%20Hong%20Kong%20Convention%20-%20N%20Mikelis.pdf>

Mitsui, OSK, 2012, MOL Introduces Technology to Eliminate Particulate Emissions from Vessels - Announces demonstration test of Diesel Particulate Filter, assessed online January 9th 2014, available at <http://www.mol.co.jp/en/pr/2012/12009.html>

		DRAFT FINAL	SHIPPING TRAFFIC IN THE ARCTIC - TECHNOLOGY REVIEW AND COST SCENARIOS REGARDING
37	LITEHAUZ	May 2014	BLACK CARBON REDUCTION

NaKIM, Danish Technological Institute, FORCE Technology, University of Copenhagen, Alfa Laval Aalborg A/S (2012), Characterization of the effect of the scrubber system installed on Ficaria Seaways, Project report within the project of NaKIM, available online 16 January 2014 at: http://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=7&ved=0CE4QFjAG&url=http%3A%2F%2Fwww.nakim.dk%2Froot%2Fmedia%2F51049_Characterization%2520of%2520the%2520effect%2520of%2520the%2520scrubber%2520system%2520installed%2520on%2520Ficaria%2520Seaways.pdf&ei=bS3dUsi_FZHW4ATIpoGAAG&usg=AFQjCNHufN8_pHSehhMx00OGCt5VCb6-gw&sig2=BVuaCIEfAHjtDTU7C05-9Q&bvm=bv.59568121,d.bGE

Nextgreencar, 2014, Car emissions, EU vehicle emissions standards, available online 23 May 2014 at <http://www.nextgreencar.com/caremissions.php>

Perovich, D., Meier, W., Tschudi, M., Gerland, S., Richter-Menge, J., 2012, 'Sea Ice', Arctic Report Card, accessed 13 June 2013 from: http://www.arctic.noaa.gov/reportcard/sea_ice.html.

Smith and Stevenson, 2013, 'New Trans-Arctic shipping routes navigable by midcentury', Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, vol.10 no.13, doi: 10.1073/pnas.1214212110, available online 18/2/2014: <http://www.pnas.org/content/110/13/E1191/1>

Stuer-Lauridsen, F, Lack, D, Elliot, R, Overgaard, SB, Kristensen, D, 2012, Investigation of appropriate control measures (abatement technologies) to reduce black carbon emissions from international shipping – study report, IMO.

Tsuda M, Yamanishi, D, Maeda, K, 2013, Development of DPF with a Regenerator for Marine Diesel Engines, International Council on Combustion Engines, CIMAC conference, Shanghai, paper no. 225.

UNCTAD, 2013, Review of Maritime Transport 2013, United Nations Conference on Trade and Development, accessed online March 28th 2014 online http://unctad.org/en/publicationslibrary/rmt2013_en.pdf

U.S. EPA, 2012, 'Report to Congress on Black Carbon', U.S. Environmental Protection Agency, EPA-450/R-12-001.

Walter, J. & Wagner, J., 2012, Choosing Exhaust Scrubber Systems, Maritime Clusters Northern Germany, available online January 16 2014: http://www.maritimes-cluster.de/fileadmin/user_upload/MC/PDF/2013-02-27_Studie_Abgaswäschersysteme_final_englisch.pdf

Wärtsilä, 2011, Exhaust gas scrubbing systems - Technical and economical aspects, accessed March 4th, available at http://ec.europa.eu/transport/modes/maritime/events/doc/2011_06_01_stakeholder-event/item9.pdf

Appendix 1 MAC and NPV calculations by Incentive

We consider five technologies for reducing black carbon emissions. We calculate the marginal abatement cost for each technology by dividing the net present value (NPV) of the total cost associated with the technology by the reduction in black carbon emissions. When calculating the reduction in black carbon emissions, we take into account that reductions obtained today weigh heavier than reductions obtained in the future. This is the standard approach applied in this field of work. This analysis focuses on the costs of reducing emissions and not the impact of reducing emissions. This is the reason for only considering the reductions in the year they occur.

The evaluation year of net present value (NPV) is 2014. The equation below shows the formula for calculating the net present value. In the central scenario, we use a discount rate of 5%. We calculate the marginal abatement cost as the ratio of the present value of the total cost and present value of the reduced emissions.

Formula for calculating NPV:

$$NPV(2014) = value(2014) + \frac{value(2015)}{(1 + discount\ rate)} + \frac{value(2016)}{(1 + discount\ rate)^2} + \frac{value(2017)}{(1 + discount\ rate)^3} \dots$$

The NPV approach basically takes into account that it is worth more to have USD100 in the hand today (in 2014), than to receive USD 100 in one year (in 2015). The NPV calculation tells that it is worth USD95 in 2014 to get USD100 in 2015 if the discount rate is 5% because $NPV(2014) = Value(2015)/(1+discount\ rate)$. It is worth USD95 in 2014 to get USD100 in 2015 because you can “put the money in the bank” and get 5% return on the investment, which leaves you with USD100 in 2015.

The table below shows the costs and emissions leading to the marginal abatement cost for the open loop scrubber in the central scenario.

Detailed calculation of the marginal abatement cost for the open loop scrubber, Central scenario

	NPV (2014)	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
Costs (USD)													
CAPEX inkl. Installation and off-hire (A)	4,326,733	0	0	4,770,223	0	0	0	0	0	0	0	0	0
OPEX (B)	563,562	0	0	72,927	77,155	77,155	77,155	77,155	77,155	77,155	77,155	77,155	77,155
Additional fuel cost (C)	1,762,004	0	0	217,411	232,953	235,891	238,830	241,769	243,995	246,221	248,447	250,674	252,900
NaOH cost (D)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total cost (E=A+B+C+D)	6,652,299	0	0	5,060,560	310,107	313,046	315,985	318,923	321,149	323,376	325,602	327,828	330,054
Emissions (g)													
Reduced emissions, LAC (F)	120,224,303	0	0	15,557,433	16,459,313	16,459,313	16,459,313	16,459,313	16,459,313	16,459,313	16,459,313	16,459,313	16,459,313
Marginal Abatement Cost (USD/g) (A/B)	0.06												

We compare the marginal abatement cost for five technologies that are either substitutes or highly interdependent. The costs and abatement factors associated with each technology relates to a situation without either of the technologies installed. Therefore, when we calculate the marginal abatement cost of a technology, it is relative to a baseline situation where none of the technologies are installed. Due to the interdependency between technologies, considering a combination of two technologies affects the baseline situation and thus the marginal abatement cost for both technologies. Therefore we compare the marginal abatement costs of the five technologies rather than consider combinations of technologies.

Appendix 2 Base parameters

Table 1: CAPEX incl. installation cost (USD) for example ship excluding off-hire rate in 2014 prices

Technology	Cost in central scenario
Open loop scrubber	4,400,000
Hybrid scrubber, open loop mode	5,500,000
Hybrid scrubber, closed loop mode	5,500,000
Fuel switch	266,715
Diesel Particulate Filter	2,413,950

Table 2: Technology lifetimes (years)

Technology	Lifetime	Off-hire days for installation
Open loop scrubber	15	20
Hybrid scrubber, open loop mode	15	20
Hybrid scrubber, closed loop mode	15	20
Fuel switch	Same lifetime as ship	10
Diesel Particulate Filter	Actual 6-8 years (but unlimited in calculations due to inclusion in OPEX)	15

Table 3: OPEX (USD /kW per year) rate in 2014 prices

Technology	Cost in central scenario
Open loop scrubber	6.9
Hybrid scrubber, open loop mode	6.9
Hybrid scrubber, closed loop mode	6.9
Fuel switch	0.0
Diesel Particulate Filter	21.9

Table 4: Fuel penalties against specific fuel consumption

Technology	Fuel penalty
Open loop scrubber	2.00%
Hybrid scrubber, open loop mode	2.00%
Hybrid scrubber, closed loop mode	1.00%
Fuel switch	0.30%

Diesel Particulate Filter	4.00%
---------------------------	-------

Table 5: NaOH consumption (m3/hour)

Technology	NaOH consumption
Open loop scrubber	0
Hybrid scrubber, open loop mode	0
Hybrid scrubber, closed loop mode	0.15
Fuel switch	0
Diesel Particulate Filter	0

Table 6: Prices for fuel and NaOH rate in 2014 prices

	Price Rotterdam 24 April
HFO (USD/mt)	578
MGO (USD/mt)	887
NaOH (USD/m3)	157

Table 7: EC abatement factors (g/kWh)

Technology	Abatement factor
Open loop scrubber	0.020
Hybrid scrubber, open loop mode	0.020
Hybrid scrubber, closed loop mode	0.020
Fuel switch	0.030
Diesel Particulate Filter	0.034

Table 8: LAC abatement factors (g/kWh)

Technology	Abatement factor
Open loop scrubber	0.167
Hybrid scrubber, open loop mode	0.167
Hybrid scrubber, closed loop mode	0.167
Fuel switch	0.136
Diesel Particulate Filter	0.124

Appendix 3 Parameters varied in sensitivity analysis

In this appendix the parameters, which were changed in the sensitivity analyses are shown. The prices are converted to 2014 level.

Sensitivity parameter	Low	Base line parameters	High	Price year	Original data from reference
Ship residual lifetime [years]	5	10	15		
Time operating in the Arctic [hours]	4380	8760	-		
Discount rate	-	5%	8%		
HFO price [USD/mt]	Refer to figure 11	578	Refer to figure 11	2014	Bunkerworld, 2014
MGO price [USD/mt]	Refer to figure 11	877	Refer to figure 11	2014	Bunkerworld, 2014
NaOH price [USD/m ³]	52	157	262	2014	Wärtsila, 2011
CAPEX + inst. Open loop Scrubber [USD]*	3,700,000	4,400,000	5,100,000	2014	Wärtsila and Alfa Laval (2014)
CAPEX + inst. Hybrid Scrubber [USD]*	5,100,000	5,500,000	6,000,000	2014	Wärtsila and Alfa Laval (2014)
OPEX Scrubber [USD/kW/year]**	0.4	6.9	1.1	2014	Corbett et al., 2010
CAPEX DPF + inst. [USD/kW]***	84.7	121.0	157.3	2014	Danish EPA, 2013, DINEX, 2014
OPEX DPF [USD/kW/year]	15.3	21.9	28.5	2014	Corbett et al., 2010

* April, 2014, personal comm. with manufacturers.

** The original data is given in USD/MWh

*** The price is estimated by LITEHAUZ based on Danish EPA, 2013 and pers. comm. with DINEX.

The low and the high CAPEX for the scrubber is the low and high estimates provided by Wärtsila and Alfa Laval, while the low and high OPEX for the scrubber is based on (Corbett et al., 2010). High uncertainty is related to the costs of DPF both regarding CAPEX and OPEX, and therefore estimates 30 % higher and lower have been used in the sensitivity analyses.

この報告書は、ポートレースの交付金による日本財団の助成金を受けて作成しました。

平成25年度 北極海航路における船舶からの黒煙（ブラックカーボン）
に関する調査研究事業報告書

平成26年7月発行

発行 海洋政策研究財団（一般財団法人シップ・アント・オーシャン財団）

〒105-0001 東京都港区虎ノ門3-4-10 虎ノ門35森ビル
TEL 03-5404-6828 FAX 03-5404-6800
<http://www.sof.or.jp> E-mail : info@sof.or.jp

本書の無断転載、複写、複製を禁じます。 ISBN978-4-88404-315-5