京都大学大学院工学研究科 都市環境工学専攻修士論文 Master's Thesis Department of Environmental Engineering Graduate School of Engineering Kyoto University

	副次的効果の評価のための大気質モデルの精度向上に関
論文題目	する研究

Study on Accuracy Improvement of Air Quality Model for<br/>the Evaluation of Ancillary Benefits

Author SENOO, Ken

平成 26 年 3 月 March 2014

概要

地球温暖化は人類が抱える問題となっている。温暖化の原因物質とされている CO<sub>2</sub> の排出量は GDP あたりに換算にすると、アメリカ・カナダなどの先進国よりも東アジア地域の方が大きい (IPCC, 2007)。また、東アジア地域では大気汚染による被害も発生しており、例えば中国では 2003 年に GDP の 3.8 %の損失があったと推定されている (World Bank, 2007)。これらのことから、大気汚染と温室 効果ガスの両方に効果的な政策が必要である。温室効果ガスの抑制は、副次的効果として大気汚染の 軽減による人の健康への便益が指摘されている (IPCC, 2007, pp. 669 – 676)。この研究では、こうした 温室効果ガスの抑制に伴う副次的効果の評価に必要な大気質モデルの精度向上について検討した。

東アジア地域をカバーする領域で 2012 年 1 月から 2013 年 3 月の期間で大気質シミュレーション を行いモデル精度を検証した。気象モデルに WRF ver. 3.4.1 を使用し、入力には USGS の 24 分類の 土地利用データと NCEP FNL (NOAA, 2000) の気象場を使用した。排出データの処理には Woo *et al*. (2012) が開発した SMOKE-Asia (SMOKE ver. 2.1 と MIMS ver. 3.6) を使用し、人為起源排出インベ ントリに INTEX-B (Zhang *et al.*, 2009) と TRACE-P (Streets *et al.*, 2003) を使用した。植生起源排出 モデルに MEGAN ver. 2.0.4 (Guenther *et al.*, 2006) を使用した。大気質モデルに CMAQ ver. 5.0.1 を 使用した。大気質モデルの精度の検討のため、植生排出の有無、SAPRC-99 と CB05 の化学反応、全 球化学モデル MOZART の計算結果の境界条件への適用の有無を選択し 6 ケースの計算を行った。

WRF により計算した気象場は気象庁 (2013) の常時観測と日平均値を比較することで気象場の計 算精度を検証した。検証の結果、気温についてはモデル計算は観測の時間変動を良好に再現した。 MEGAN による植生排出は、マレーシアやインドネシアといった東南アジアで排出量が多いという 空間分布を示し、7 月に高く1 月に低いという季節変動を示した。CMAQ による大気質シミュレー ションでは、境界条件に MOZART を使用すると、CO 濃度は MOZART を使わない場合の濃度の 約 10 %上昇し、PM<sub>2.5</sub> と O<sub>3</sub> の濃度は MOZART を使わない場合の濃度の約 10 %減少した。SO<sub>2</sub> と NO<sub>2</sub> については境界条件の選択による違いはなかった。化学反応では、CO、NO<sub>2</sub>、PM<sub>2.5</sub>、SO<sub>2</sub> では SAPRC-99 と CB05 の化学反応による違いがなかった。しかし、O<sub>3</sub> については違いが見られ、 SAPRC-99 の計算は CB05 の約4%低い濃度となった。PM<sub>2.5</sub> と O<sub>3</sub> の推計濃度を観測と比較すると、 PM<sub>2.5</sub> は植生排出の考慮により観測における夏の PM<sub>2.5</sub> の高濃度ピークに追随した。しかし、O<sub>3</sub> は 植生排出を考慮することで観測に比べ濃度を過大評価した。

使用したモデル群の応用として産業と家庭部門の排出源変動に対する感度解析と健康影響評価を 行った。感度解析では、SO<sub>2</sub> は産業からの排出の感度が広範囲で年間を通して約 0.5 以上と高かっ た。一方、O<sub>3</sub> は産業と家庭からの排出の感度が領域全体で年間を通して約 0.2 以下と低かった。健 康影響評価では、山本 (2014) の手法を使用し 2012 年の PM<sub>2.5</sub> による死亡者数を推定した。推定の結 果、2012 年の合計で PM<sub>2.5</sub> により 769 000 人の死亡者を推定し、この内半分以上の 473 000 人が中 国における死亡者となった。

今後の課題として、CMAQ の計算では植生排出を考慮した計算ケースでは O<sub>3</sub> を過大評価したた め、MEGAN の植生排出の推計について他の推計との比較や入力データの更新による精度の検証・向 上が必要である。主に INTEX-B を入力排出インベントリとして使ったが、推計されたインベントリ によって国・物質毎の排出量が異なることと、CMAQ によって計算した PM<sub>2.5</sub> と O<sub>3</sub> の濃度の観測値 の再現性が不十分であったことから、排出量インベントリの検討が必要である。 目次

概要

第1章	緒言	1
1.1	背景	1
1.2	目的	2
第2章	既往研究の状況	3
2.1	柳 (2010) の研究	3
2.2	Woo <i>et al.</i> , (2012) の研究	3
2.3	Grabow <i>et al.</i> (2012) の研究	5
2.4	既存の排出量インベントリ...................................	5
2.4.	1 REAS	6
2.4.	2 EDGAR	7
2.4.	3 INTEX-B	7
2.4.	4 AIM/Enduse モデルによる推計	8
2.5	植生起源排出の推定	9
2.6	本研究の位置づけ....................................	10
第3章	方法	11
3.1	概要	11
3.2	WRF (Weather Research and Forecast modeling sytem)	12
3.2.	1 WRF の背景	12
3.2.	2 WRF-ARW モデルシステム	13
3.2.	3   鉛直座標系	14
3.2.	4   水平格子 ....................................	15
3.2.	5 物理過程	16
3.3	MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature)	16
3.3.	1 MEGAN 開発の経緯	16
3.3.	2 MEGAN モデルの全体像	17
3.3.	3 理論式	18
3.3.	4	19
3.4	SMOKE (Sparse Matrix Operator Kernel Emissions)	19
3.4.	1 SMOKE の処理内容	20
3.4.	2 SMOKE の地域・部門コード	20
3.4.	3 SMOKE-Asia	21
3.5	MIMS (Multimedia Integrated Modeling System) Spatial Allocator	23
3.6	CMAQ (Community Multiscale Air Quality modeling system)	24
3.6.	1 構成システムの概要	25

3.6.2	モデル入力データ	25
3.6.3	化学反応	26
3.6.4	PM <sub>2.5</sub> の計算式	26
第4章 東	アジア地域の大気質シミュレーション	29
4.1 計	算領域	29
4.2 計	算条件	29
4.2.1	WRF の設定	29
4.2.2	<b>MEGAN</b> の設定	32
4.2.3	SMOKE の設定	35
4.2.4	<b>MIMS</b> の設定	38
4.2.5	CMAQ の設定	38
4.2.6	CMAQ の化学反応・植生排出・境界条件の選択による計算ケース	39
4.3 気	象場の計算結果	41
4.3.1	空間・時間分布	41
4.3.2	観測との比較	42
4.4 M	EGAN の計算結果	44
4.5 SN	<b>IOKE</b> の計算結果	46
4.5.1	空間分布	46
4.5.2	時間分布	49
4.6 CN	<b>AAQ</b> の計算結果	50
4.6.1	空間分布	50
4.6.2	時間分布	54
4.6.3	観測との比較	56
第5章 モ	デル群の応用に関するケーススタディ	61
5.1 排	出源変動に対する感度解析	61
5.1.1	感度解析の計算式	61
5.1.2	感度解析の設定	61
5.1.3	感度解析の結果	62
5.2 健	康影響の評価	71
5.2.1	健康影響の評価方法	71
5.2.2	健康影響の推定結果	72
第6章 結		75
6.1 本	研究の成果	75
6.2 課	題題	75
参考文献		78
付録		85

A.1 V	/RF の支配方程式	85
A.1.1	支配方程式	85
A.1.2	地図投影	86
A.1.3	時間積分	86

88

謝辞

第1章 緒言

## 1.1 背景

地球温暖化は人類が抱える問題となっている。気候変動に関する政府間パネル (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007a) によると、最近 50 年間 (1956~2005 年) の気温上昇の傾向は、10 年間 (0.13℃であり、これは過去 100 年間 (1906~2005 年) の傾向のほぼ 2 倍に相当している。そして、この気温上昇の影響は人類の活動により発生する温室効果ガス (GHG: Green House Gas) によるものだということがほぼ断定されている。また、Intergovernmental Panel on Climate Change (2007b) によると「世界平均気温の上昇が約 2~3℃以上である場合には、すべての地域において正味の便益か減少か正味のコストの増加のいずれかの被害を被る可能性が非常に高い」とされている。また、2010年に開催された気候変動に関する国際連合枠組条約 (UNFCCC) 第 16 回締約国会議 (COP16) で採択されたカンクン合意においても、2℃ 目標が盛り込まれた (UNFCCC, 2011)。2℃ 目標とは、人類の経済活動から排出される温室効果ガスによって引き起こされる地球全体の平均気温の上昇を、産業革命前(つまり人為的な温暖化が起きる前)と比べて 2℃ 未満に抑えるという目標のことである。

IPCC (2007) では 2004 年の各国の温室効果ガス排出量について示されている。図 1.1.1(a) に示さ れるように、地域別排出量はアメリカ・カナダがトップであるが、図 1.1.1(b) に示されるように GDP 換算にすると東アジア地域の方が大きくなっている。そのため、今後経済発展により温室効果ガスの 排出増加が見込まれる東アジア地域における排出抑制が重要である。 (CO.eq/cap





一方で、東アジア地域では大気汚染による被害も発生している。World Bank (2007) によると、上海と重慶の家庭での汚染からの健康リスクを減らす意識調査の実施により、2003 年の中国の大気と水質汚染の健康費用は GDP の約 4.3 %であると推定された。GDP の約 1.5 %と推定される健康以外の汚染の影響を加えると、中国での大気と水質汚染の総費用は GDP の約 5.8 %であった。また、このうち大気汚染のみによる被害は GDP の 3.8 %であった。World Bank (2012) によると、インドでは2009 年において環境汚染のために年間 800 億 USD の損失があり、これは 2009 年のインドの GDP の 5.7 %に匹敵するという報告がされている。このうち、大気汚染のみによる被害は GDP の 3.0 %であった。

こうしたことから、東アジア地域において温室効果ガス削減と大気汚染被害の軽減の両方を行う必要がある。温室効果ガスの抑制は、副次的効果として大気汚染の軽減による人の健康への便益が指摘されている (IPCC, 2007, pp. 669–676)。World Bank (2012) によれば、インドの CO<sub>2</sub> 排出量を 10–30

%削減しても GDP 成長率に与える影響はわずか約 0.02–0.04 %の低下にとどまり、持続的に CO<sub>2</sub> の 排出量を削減し、人々が健康を取り戻すことで労働力が増加し、マイナス分を相殺できるとしている。

このように、温室効果ガス削減による副次的効果として得られる大気質の改善により、温室効果ガ ス削減にかかる費用を軽減することができる。このような温室効果ガス削減と大気汚染の軽減の両方 に有効な政策を支援できればこれらの問題の解決を推進できる。また、どの部門・物質・地域からの 大気汚染物質の排出が大気汚染に重要であるかがわかればより効果的な対策を行える。こうした大気 汚染の重要要素を見つけるために、大気汚染物質排出量インベントリ推計と大気質シミュレーション が使われている。これらの手法を使い、モデルシミュレーションが実際の政策に使えるレベルの精度 かどうかを検証し、どの部門・物質・地域からの排出が重要であるかを特定することが、温室効果ガ ス削減と大気汚染の軽減の両方に有効な政策の支援につながる。

### 1.2 目的

以上の背景から、本研究は温室効果ガス削減に伴う大気汚染緩和による副次的効果を評価に使うた めの大気質モデルの精度向上の検討を行う。大気質モデルの精度向上にあたって、大気質モデルで使 用する入力としての気象場と大気汚染物質の排出量について検証する。さらに、大気質モデルの計算 条件として境界条件と化学反応について検証を行う。

## 第2章 既往研究の状況

大気汚染濃度を推定するには、排出データが重要であり、大気汚染による人への健康影響を評価す る上ではより詳細な空間での濃度分布が必要である。この章では、大気汚染濃度分布の推計や大気汚 染排出量に関する研究について紹介する。

#### 2.1 柳(2010)の研究

汚染物質曝露による人体への健康影響を推定するうえで、個人への曝露濃度を直接測定したデータ が有用であるが、多くのデータを集めるのは困難である。そこで、柳 (2010) は時間平均アプローチ による曝露モデルを作成し、アジア 24 カ国を対象として 2001 年における PM<sub>2.5</sub>、SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、CO の一日平均曝露濃度を推計した。この研究は大きく大気化学輸送シミュレーション (排出量メッシュ データ作成、気象モデル、大気化学輸送モデル)と曝露評価に分けられる。

排出量メッシュデータには人為起源排出量は主に Zhang *et al.* (2009) のデータを使用し、植生起源 排出には Guenther *et al.* (1995) の月別排出量を使った。気象モデルには WRF (Weather Research and Forecasting Model) を使用し、入力用気象データには気象庁と電力中央研究所によって実施された Japanese Re-Analysis 25 years (JRA-25) プロジェクトの再解析データセット (ONOGI *et al.*, 2007) 使 用した。大気化学輸送モデルには EPA が開発した CMAQ (Community Multiscale Air Quality) を使 用し、80 km の格子幅で計算を行った。

曝露モデルは、各国の生活時間利用調査から作成した滞在時間、屋外の大気汚染物質濃度、燃料消費量、排出係数、部屋の体積、換気回数 (Air Exchange rate)、除去率 (Decay rate)、侵入率 (Penetration rate) などを用いて、各国各コホートの大気汚染物質曝露濃度を計算した。

大気化学輸送シミュレーションの結果は EANET (Acid Deposition Monitoring Network in East Asia)(Network Center for EANET, 2002)の観測された PM<sub>2.5</sub>、SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub> 値と比較した。PM<sub>2.5</sub>の計算値はやや過小評価であるが、EANET 観測値の季節変化をよく再現した。SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub> はともに過小評価の傾向であった。国・コホート別一日平均曝露濃度を計算し、国・コホート・季節などによる曝露濃度の違いを考察した結果、調理・給湯・暖房による曝露が曝露全体の大部分を占める、夏よりも冬のほうが曝露濃度が高い、といったことがわかった。

CMAQ での計算の格子幅が 80 km と粗く都市部や沿道での影響を考慮できておらず、屋外での曝 露濃度を過小評価しているという課題がある。

#### 2.2 Woo et al., (2012)の研究

Woo et al. (2012) は、既存のアジア排出インベントリをレビュー及び解析し、その結果として INTEX-B(Zhang et al., 2009) と TRACE-P 2000 (Streets et al., 2003) インベントリを組み合わせて新 しい排出インベントリを開発した。アジア地域の排出インベントリの空間特性を GIS (Geographical Information System) データから MIMS (Multimedia Integrated Modeling System) Spatial Allocator を 用いて作成し、時間特性は Streets et al. (2003)、Wang et al. (2005)、EDGAR 時間分配係数 (Veldt, 1991) などを使って作成した。これらの排出インベントリ及び、空間・時間・化学種特性と U.S. EPA によって開発され、北カロライナ大学の CEP (Carolina Environmental Program) により維持される SMOKE (Sparse Matrix Operator Kernel Emissions) システムを使い、図 2.2.1 に示される大気質モ デルを補助しアジア地域全体を解析するアジア人為排出処理システム (SMOKE-Asia) を開発した。 SMOKE には排出データを作成するために地方行政コードや排出源分類コードを整備する必要がある。SMOKE-Asia ではそれらの整備も行った。



図 2.2.1 アジアの排出モデル処理システムのスキーム (Woo et al., 2012)

60 km のモデル格子において、東アジアメガシティでの NO<sub>2</sub> を対象にした SMOKE、CMAQ、衛 星の観測値 の 3 つの比較により SMOKE-Asia の有効性を確認した。対象期間及び地点は次に示さ れる。

対象期間: 2009年の1月、4月、7月、10月

**対象都市**: Zhengzhou、Tianjin、Beijing、Seoul、Tokyo、Qingdao、Hong-Kong、Pyongyang 比較の結果、一般のメガシティでは、OMI (Ozone Monitoring Instrument) の NO<sub>2</sub> と SMOKE の NO<sub>2</sub> の両方は週末に低い値の週間変動を示すが、産業地域では OMI データでは平日から週末の変動を はっきりとは示さなかった。



図 2.2.2 2009 年 1 月の OMI に抽出されたカラム NO<sub>2</sub> と SMOKE の排出 NO<sub>2</sub> 週間変動 (左:ソウル、 右:漳州)(Woo *et al.*, 2012)

図 2.2.3 は 2009 年 1 月における OMI、SMOKE、CMAQ による NO<sub>2</sub> の月平均の空間分布である。 この図において、OMI の NO<sub>2</sub>、SMOKE の NO<sub>2</sub>、CMAQ 濃度の空間分配の比較は全体的に似た地理 変動を示した。時間分布はこの実行で考慮していない気象や化学輸送が原因と思われるいくつかの不 一致を示した。







(a) OMI NO<sub>2</sub> 合計 VCD (Vertical Column Density) カラム (b) SMOKE NO<sub>2</sub> 排出

(c) CMAQ NO<sub>2</sub> 濃度

図 2.2.3 2009 年 1 月の月平均の空間分布 (Woo et al., 2012)

## 2.3 Grabow et al.(2012) の研究

車の利用はオゾンや PM<sub>2.5</sub> のような健康のリスクに影響をあたえる大気汚染物質を生じさせ、さ らに車に依存した移動は運動の機会も減らしている。Grabow *et al.* (2012) はこうした背景の中、中 西部アメリカの上部の 11 の都市地域 (Chicago, Illinois; Cincinnati, Cleveland, Columbus, and Dayton, Ohio; Detroit and Grand Rapids, Michigan; Indianapolis, Indiana; Madison and Milwaukee, Wisconsin; and Minneapolis/ St. Paul, Minnesota) を対象に、車での 8 km 以内の往復移動 (以後短移動と呼ぶ) を 削減した場合の O<sub>3</sub> と PM<sub>2.5</sub> による大気汚染濃度を推定し、健康への影響を評価した。

まず、車の使用が減少した場合の車の大気汚染物質の排出データを推定し、国勢統計区レベルの排 出データを SMOKE version 2.4 を用いて  $12 \times 12 \text{ km}^2$  のモデル格子へ割り当てた。2002 年の WRF か らの気象データを使い、CMAQ version 4.6 により  $12 \times 12 \text{ km}^2$  格子によるシミュレーションで PM<sub>2.5</sub> と O<sub>3</sub> 濃度の変化を推定した。U.S. EPA の BenMAP (Benefits Mapping Analysis Program) を使って 大気汚染の変化から予想される年間の健康への影響とその金銭費用の変化を推定した。さらに、短距 離移動の 50%が自転車でなされた時の身体活動の便益を WHO (World Health Organization) の HEAT (Health Economic Assessment Tool) を用いて計算した。

BenMAP は人の健康影響と大気質変化の経済的価値を推定するツールである (U.S. Environmental Protection Agency, 2010)。BenMAP は、早死の減少、心臓病、慢性呼吸器疾患、その他の有害健康影響による人の健康の改善からの便益を推定する。HEAT は WHO に開発されたサイクリングの健康経済のアセスメントツールであり、MS Excel 表計算ファイルとしてダウンロードできる (Rutter *et al.*, 2007)。

短距離移動を除去することで、都心での年間平均 PM<sub>2.5</sub> は 0.1 µg/m<sup>3</sup> 減少し、PM<sub>2.5</sub> の 25 %と O<sub>3</sub> のほとんどが都心域の外側の人口にもたらす健康への利益は 49.4 億 USD/年 (95% CI (Confidence Interval): 2 億 USD、 135 億 USD) であることを推定した。研究はおよそ 3 230 万人と 37 000 平方 マイルの地域をカバーし、大気質の改善と運動の増加のために死亡者数はおよそ 1 295 人/年 (95% CI:912、1 636) 減少した。50 %の自転車の短距離移動を作ることは死者を避け治療費を減らすことか らおよそ 38 億 USD/年 (95 % CI: 27~50 億 USD) を節約し、大気質の改善と身体的な運動による利 益は 80 億 USD/年 を越えることを推定した。

#### 2.4 既存の排出量インベントリ

この節では既存の排出量インベントリとして以下のインベントリについて説明する。

- 1. REAS

2. EDGAR

3. INTEX-B

4. AIM/Ensuse モデルによる推計

## 2.4.1 REAS

アジアの大気環境の長期傾向の解析のため、Ohara *et al.* (2007) は一貫した手法に基づいたアジ アの過去と将来の排出の最初のインベントリとして Regional Emission inventory in ASia version 1.1 (REAS 1.1)を開発した。しかし、REAS 1.1 の作成で使用した中国の排出係数、活動データとパラ メータが古くなってきた。また、計算機性能の向上と大気質モデルの研究により、より多くの対象範 囲・化学種で、より細かい空間解像度・時間解像度が使われ始めた。こうした背景があり、Kurokawa *et al.* (2013) が REAS のインベントリを version 2.1 に更新した。

REAS 2.1 のインベントリの一般的な情報を表 2.4.1 に示した。また、対象領域を図 2.4.1 に示した。 表 2.4.1 REAS 2.1 の一般的な情報 (Kurokawa *et al.*, 2013)

Item	Description for targets			
Species	$SO_2$ , $NO_x$ , $CO$ , $NMVOC$ , $PM_{10}$ , $PM_{2.5}$ , $BC$ , $OC$ , $NH_3$ , $CH_4$ , $N_2O$ , and $CO_2$			
Years	2000–2008			
Areas	East, Southeast, South, and Central Asia. Asian part of Russia (Far East, Eastern and Western Siberia, and Ural)			
Emission sources	fuel combustion in power plants, industry, transport, and domestic sectors; industrial processes; agricultural activities (fertilizer application and livestock); and others (fugitive emissions, solvent use, human, etc.)			
Spatial resolution	0.25 degree by 0.25 degree			
Temporal resolution	monthly			
Data distribution	http://www.nies.go.jp/REAS/			



図 2.4.1 全対象国名を示している REAS 2.1 のインベントリの領域。ウラル地方の西部の境界は 60°E (Kurokawa *et al.*, 2013)。

REAS 2.1 ではアジア地域全体とロシアの大部分をカバーできている。

## 2.4.2 EDGAR

EDGAR (the Emission Database for Global Atmospheric Research) v4.2EC-JRC/PBL (2011) は、全世界を対象とした多様な人為起源排出インベントリを目標として開発された。排出係数アプローチに基づいた技術を使って排出の計算をしている。EDGARv4.2 のインベントリの一般的な情報を表 2.4.2 に示した。

|--|

Item	Description					
Spatial resolution	).1°×0.1°					
Temporal resolution	annual					
Years	1970–2008					
Species	Direct greenhouse gases: Carbon Dioxide (CO <sub>2</sub> ), Methane (CH <sub>4</sub> ), Nitrous Oxide (N <sub>2</sub> O), Hydrofluorocarbons (HFC-23, 32, 125, 134a, 143a, 152a, 227ea, 236fa, 245fa, 365mfc, 43-10-mee), Perfluorocarbons (PFCs: CF <sub>4</sub> , C <sub>2</sub> F <sub>6</sub> , C <sub>3</sub> F <sub>8</sub> , c-C <sub>4</sub> F <sub>8</sub> , C <sub>4</sub> F <sub>10</sub> , C <sub>5</sub> F <sub>12</sub> , C <sub>6</sub> F <sub>14</sub> , C <sub>7</sub> F <sub>16</sub> ), Sulfur Hexafluoride (SF <sub>6</sub> ), Nitrogen Trifluoride (NF <sub>3</sub> ) and Sulfuryl Fluoride (SO <sub>2</sub> F <sub>2</sub> ). Ozone precursor gases: Carbon Monoxide (CO), Nitrogen Oxides (NO <sub>x</sub> ), Non-Methane Volatile Organic Compounds (NMVOC) and Methane (CH <sub>4</sub> ). Acidifying gases: Ammonia (NH <sub>3</sub> ), Nitrogen oxides (NO <sub>x</sub> ) and Sulfur Dioxide (SO <sub>2</sub> ). Primary particulates: Fine Particulate Matter (PM <sub>10</sub> ) - Carbonaceous speciation (BC, OC) is under progress. Stratospheric Ozone Depleting Substances: Chlorofluorocarbons (CFC-11, 12, 113, 114, 115), Halons (1211, 1301, 2402), Hydrochlorofluorocarbons (HCFC-22, 124, 141b, 142b), Carbon Tetrachloride (CCl <sub>4</sub> ), Methyl Bromide (CH <sub>3</sub> Br) and Methyl Chloroform (CH <sub>3</sub> CCl <sub>2</sub> )					
Sources categories	IPCC 2006 Guidelines (IPCC, 2006), EMEP/CORINAIR Guidebook (EEA, 2009), etc.					
Areas	the whole world					

EDGARv4.2 は、以下の 2 点から網羅性に優れたインベントリとなっている。

```
• 全世界を対象に推計していること
```

• 温室効果ガスを推計していること

### **2.4.3 INTEX-B**

Zhang *et al.* (2009) は the National Aeronautics and Space Administration (NASA) による INTEX-B (the Intercontinental Chemical Transport Experiment-Phase B) をサポートするために 2006 年のアジア の排出インベントリを作成した。INTEX-B は 2001 年からのアジアの急速な経済成長を反映するため に TRACE-P (Transport and Chemical Evolution over the Pacific) (Jacob *et al.*, 2003) をサポートするた めに Streets *et al.* (2003) に作られた排出インベントリを更新して INTEX-B のインベントリは作られ た。INTEX-B のインベントリは Streets *et al.* (2003) と同じ手法を使っている。人為起源 PM 排出モ デル Zhang *et al.* (2006) を使い、TRACE-P では説明されなかった PM<sub>10</sub> と PM<sub>2.5</sub> を新しく計算した。INTEX-B の排出インベントリの概要を表 2.4.3 に示した。

表 2.4.3 INTEX-B アジア排出インベントリデータの概要 Zhang et al. (2009)

Item	Description		
Domain	22 countries and regions in Asia		
Species	SO2, NOx, CO, NMVOC, PM10, PM2.5, BC, OC VOC		
speciation	by mechanism: CB04, CB05, RADM2, SAPRC99, SAPRC07		
Sectors	power plants, industry, residential, transportation		
Representing Year	2006		
Spatial resolution	30 min×30 min		
Seasonality	monthly		
Data availability	available online at http://mic.greenresource.cn/intex-b2006 http://www.cgrer.uiowa.edu/EMISSIONDATAnew/index16.html		

## 2.4.4 AIM/Enduse モデルによる推計

森本 (2013) はアジア地域における大気汚染物質と温室効果ガスの排出量およびその削減可能量を 定量的に評価・分析することを目的とし、エネルギーエンドユースモデルである AIM/Enduse モデル を用いてアジア各国の大気汚染物質および温室効果ガス排出量の将来推計を行った。同時に、大気汚 染物質の排出源を特定するために、ダウンスケーリングの手法を用いて排出量の空間分布を推計した。

森本 (2013) が行った排出量推計の概要を表 2.4.4 に示した。また、森本 (2013) が行った排出量推 計の詳細な対象国・地域を表 2.4.5 に示した。

表 2.4.4 森本 (2013) が行った AIM/Enduse モデルによる排出量推計の概要

項目	説明
地域	アジア 12 か国・地域
物質	CO <sub>2</sub> 、SO <sub>2</sub> 、NO <sub>x</sub> 、総浮遊粒子状物 質 (Total Suspended Particles: TSP)、PM <sub>10</sub> 、 PM <sub>2.5</sub> 、NMVOC、CO
部門	鉄鋼、セメント、その他産業、家庭、業務、交通、その他、発電、熱供給、水素 供給、石炭供給、石油供給、ガス供給、バイオマス供給、その他供給
期間	2005 年を基準として 2050 年まで
空間解像度	0.5'×0.5'

表 2 4 5		(2013)	が行っ	ホー	北出量	推計の	D対象国		删试
1 2.4.3	林平(	(2013)	N-11 -	J IC	17-山里	「出日」の	ノ刈豕国	•	吧哟

名前	詳細
日本	
中国	中国、マカオ、香港
インド	
インドネシア	
韓国	
マレーシア	
タイ	
ベトナム	
その他東南アジア	ラオス、ミャンマー、ブルネイ、カンボジア、東ティモール、フィリピ ン、シンガポール

その他南アジア バングラデシュ、ブータン、ネパール、パキスタン、モルディブ、スリランカ
その他東アジア 台湾、北朝鮮、モンゴル
その他オセアニア フィジー、パプアニューギニア、キリバス、ナウル、サモア、ソロモン諸島、トンガ、ツバル、バヌアツ、マーシャル諸島、ミクロネシア、パラオ、クック諸島、フランス領ポリネシア、ニューカレドニア、ニウエ、北マリアナ諸島、ピトケアン、トケラウ、ウォリス・フトゥナ諸島

この方法では、以下の2点が他の排出量推計よりも優れている。

• 統一的な手法によって排出量を推計したこと

• 2050年までの長期にわたって排出量を推計したこと

## 2.5 植生起源排出の推定

自然起源の排出 (Biogenic emission) とは、主に植生と土壌からの排出 のことであり、火山排出や 雷、海塩などの排出も含まれる。自然起源の排出の内、VOC (Volatile Organic Compounds) の大部分 は植物の葉を主とした植生起源排出である。大気中で VOC の酸化物はエアロゾル粒子、酸性雨、オ ゾンの発生に寄与する。そのため植生起源 VOC 排出の正確な予測は、オゾンとエアロゾルの制御や 規制の計画を立てる上で重要である。しかし、植生起源 VOC は化合物が膨大であり特徴の把握が難 しい。例えば、イソプレンは全体の自然起源 VOC 排出の約半分を占め、最も重要な植生起源 VOC であり、オゾンの形成の重要な成分である。多くのモノテルペンは大気中でわずかしか観測されない が、全体の排出には十分寄与している。VOC の1 種であるセスキテルペンは大気中では数分間だけ の寿命をもち、とても低い濃度であるが、反応生成物は二次有機エアロゾル (SOA: Secondary Organic Aerosol) の重要な発生源である。

植生起源排出モデルについては Sakulyanontvittaya and Yarwood (2012) が説明している。植生起源 排出の推定モデルは MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature) や BEIS (CMA, 2005)、GloBEIS(Guenther *et al.*, 2002) が存在する。これらやその他の生物起源排出推定モデルは基 本的に次の要素の関数として排出を推定する。

- 排出係数
- 葉の分布
  - 葉面積指数 (LAI: Leaf Area Index)
  - 植物機能タイプ (PFT: Plant Functional Type)
- 気温や太陽放射といった気象項目を含む排出活動係数

しかし、PFT (Plant Functional Type) とよばれる植生機能タイプの空間分布についてはモデルによっ て異なっている。BEIS や GloBEIS は開発元がアメリカということもあり、PFT の空間分布は標準で はアメリカしか用意されていない。そのため、アジア地域で適用するには PFT の分布のモデル入力 データを独自に作成する必要があり、この作業が困難である。また、このためか BEIS や GloBEIS を 使ったアジア地域での適用例は少なく、適用例があったとしても独自に用意したか公開されていない 植生分類を使用していた。

一方で、MEGAN は全球にも対応した植生起源排出モデルであり、モデルに必要な PFT の配分も 提供されている。茶谷 (2011) などがアジア地域を対象として実際に MEGAN を適用している。さら に、Sakulyanontvittaya and Yarwood (2012) は MEGAN モデルが他の生物起源排出モデルより優れて いる点として以下の2点を挙げている。

- 1. 新しい土地被覆と排出係数を用意に組み込めること
- 2. 植生起源 VOC 排出の最近の知見を取り込んでいる唯一のモデルであること

#### 2.6 本研究の位置づけ

柳 (2010) の研究では CMAQ の計算の格子幅が 80 km と粗く、屋外での人の大気汚染物質の曝露 濃度が過小評価されるという課題を抱えている。また、CMAQ の出力の妥当性は評価しているが、 CMAQ への排出の入力についてはその妥当性が評価されていない。また、植生起源排出のデータは Guenther *et al.* (1995) を使っているがこれは 1995 年の研究であり、最新の知見が反映されていない。

Woo et al. (2012)の研究では SMOKE-Asia の中で MIMS を用いることで排出データをより高い精度でダウンスケーリングし、CMAQ での計算においても 60 km の格子幅で計算できており、柳 (2010)の研究よりも細かい解像度で解析している。SMOKE の排出データの妥当性について、時間分布については不一致であったが空間分布についてその妥当性を評価しているため、手法の信頼性は柳 (2010)に比べ高いと判断できる。しかし、植生起源排出については考慮していない。

Grabow et al. (2012)の研究でも Woo et al. (2012)の研究と同様に SMOKE を用いており、12 km×12 km の今回調査した文献の中で最も細かい解像度での計算している。この研究では対象地域や考慮する将来シナリオ、対称汚染物質が限定されるが、健康便益の評価において信頼区間を示している点など推定結果の信頼性が確保されているため、健康便益の評価手法として参考になる。

Grabow *et al.* (2012) の研究で健康への影響が大きいとして健康便益の評価対象にされた  $O_3$  と  $PM_{2.5}$  を計算するにあたって、それらの生成要因としては Sakulyanontvittaya and Yarwood (2012) が 説明しているように植生起源排出を推定することが重要である。そのため植生起源排出モデルの利用 が必要である。

既存の排出量インベントリとして、REAS、EDGAR、INTEX-B、AIM/Enduse モデルによる推計に ついて説明した。インベントリ毎に対象物質や空間や時間解像度が異なり、さらに推計値も異なって いる。これらのインベントリの検討も必要であるが、実際の大気質モデルに使うにはインベントリを 解析者の望むような空間解像度、時間解像度、化学種に配分する必要があり、インベントリと配分の 両方が重要である。Woo et al. (2012)の開発した SMOKE-Asia ではインベントリと配分の両方につ いて検討しており、東アジア地域での排出処理のシステムを構築している。このシステムを使うこと で、ある程度の妥当性をもって比較的容易に大気質シミュレーションを行える。

健康影響を評価するにあたって、排出データと気象データを用意して大気質モデル CMAQ で計算 をして濃度を推計するという一連の流れは本研究でも踏襲する。それに加えて、本研究では文献調査 の結果を踏まえて排出データの処理に SMOKE-Asia を使用し、植生起源排出の推計に MEGAN を採 用した。

## 第3章 方法

この章では本研究の全体像を 3.1 節で示したのち、使用するモデルやプログラムについて説明する。

### 3.1 概要

本研究の全体像を図 3.1.1 に示した。本研究では、 1.2 節に示したとおり温室効果ガス削減に伴う 大気汚染緩和の副次的効果を評価に使うための大気質モデルの精度向上の検討を行う。大気質モデル の精度向上として、大気質モデルの入力に使う、気象場と大気汚染物質排出量についての検証した。 また、化学輸送の検証を行うため、大気質モデルで使用する境界条件と化学反応について検証した。



以上のモデルシミュレーションに関する検討を行う上で使用したモデルの全体像を図 3.1.2 に示 した。気象モデルとして WRF (Weather Reseach and Forecasting modeling system) ver. 3.4.1 を使用 し、地形データと気象データから計算領域の詳細な気象場を計算する。自然起源排出の内植生起 源排出については WRF で計算した気象場と土地地覆データから MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature) ver. 2.0.4 により計算する。大気質モデルに使用する大気汚染排出 データは Woo *et al.* (2012) の開発した SMOKE-Asia をベースとして空間・時間・化学種の配分を与 えた後に MEGAN で計算した植生排出を加えて作成する。空間配分の指標は面積や人口、道路長と いった GIS データをもとに MIMS (Multimedia Integereated Modeling System) ver. 3.6 で作成する。 SMOKE-Asia は、SMOKE (Sparse Matrix Operator Kernel Emissions modeling system) ver. 2.1 をベー スとして、アジア地域の研究に基づいた空間・時間・化学種配分を用意し、さらに SMOKE で使わ れる地域コードや排出部門コードを整備した排出処理システムである。WRF で計算した気象場と SMOKE で用意した排出データを使い、CMAQ (Community Multiscale Air Quality modeling system) ver. 5.0.1 で大気質を計算することで大気汚染濃度分布を作成する。



気象場の精度の検証として、WRFにより計算した気象場の空間分布と時間分布を確認し地上観測と 比較した。大気質モデルの精度の検討として、MEGANにより推計した植生排出の有無、SAPRC-99 と CB05 の化学反応、全球化学モデル MOZART の計算結 果の境界条件への適用の有無で設定を変 更させ合計 6 ケースで計算を行った。これにより排出源として植生排出の考慮による精度の検証を行 い、境界条件と化学反応の選択から大気質モデルの計算条件による精度の検証を行った。

精度の検証に使用したモデル群の応用として排出源変動に対する感度解析と健康影響評価を行う。 感度解析により産業と家庭部門からの排出が大気質にどれくらいの感度があるかを解析した。健康影 響評価では、大気質モデルの精度検証による過程で算出した大気汚染濃度場を利用し、山本 (2014)の 手法を元にして 2012 年の PM<sub>2.5</sub> による死亡者数を推定した。

## 3.2 WRF (Weather Research and Forecast modeling sytem)

本研究では WRF-ARW version 3.4.1 を使用した。この節では WRF について説明する。

### 3.2.1 WRF の背景

WRF モデルは研究と実務での適用のために設計された、数値気象予報 (Numerical weather prediction; NWP) である (Skamarock *et al.*, 2008)。WRF の開発は次世代メソスケール予報モデルとデータ 同化システムを構築する複数の機関によるものである。WRF は、NCAR (National Center for Atmospheric Research) の MMM (Mesoscale and Mi- croscale Meteorology) 部門、NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) の NCEP (National Centers for Environmental Prediction) などの協力 により開発されている。

WRFには次の2つの動力学ソルバーがある。

1. NCAR で主に開発された ARW (Advanced Research WRF) ソルバ

2. NCEP で開発された NMM (Nonhydrostatic Mesoscale Model) ソルバ

ARW ソルバは NCAR の MMM 部門により、NMM ソルバは DTC (Developmental Testbed Center) に より開発されている。ARW は最先端科学が取り入れられており研究向きとされているため、本研究 では ARW を採用した。

## 3.2.2 WRF-ARW モデルシステム

図 3.2.1 に WRF の実行の流れを示した。



☑ 3.2.1 WRF Modeling System Flow Chart

図 3.2.1 で示されるように、WRF モデルシステムは次の主なプログラムから構成する:

• WPS (WRF Processing System)

- GEOGRID

- UNGRIB
- METGRID
- REAL

• ARW ソルバ

(1) WPS (WRF Preprocessing System)

WPS は気象場のシミュレーションの入力を準備する 3 つのプログラムである。WPS の各プログラ ムと処理内容を表 3.2.1 に示した。

表 3.2.1 WPS	の構成プログラムの役割
X 3.2.1 1110	

プログラム	説明
GEOGRID	モデル領域を定義し、地理データを一定の格子へ内挿
UNGRIB	GRIB 形式の気象ファイルから気象データを抽出
METGRID	ungrib で抽出した気象データを GEOGRID に定義されたモデル格子へ内挿

### (2) REAL と ARW ソルバ

real は metgrid で作成したファイルを使って ARW ソルバの初期条件と境界条件を作成するプログラムである。ARW ソルバはデータシミュレーション、数値積分プログラムのためのいくつかの初期 プログラムから構成されるモデルシステムの重要な部分である。以下は WRF モデルの重要な特徴である:

- 静力学オプションをもつ完全圧縮性非静力学方程式
- コリオリと湾曲項を考慮
- 計算領域で複数のネスティングとネスティング階層の双方向のネスティング
- 時間積分にルンゲ・クッタ法を使用

## 3.2.3 鉛直座標系

ARW の式は η 座標系と呼ばれる式 (3.2.1) で定義される地形に沿った静水圧鉛直座標系で定式化される。

$$\eta = \frac{p_{dh} - p_{dht}}{\mu_d} \tag{3.2.1}$$

#### $\mu_d = p_{dhs} - p_{dht}$

ここで、 $p_{dh}$ は乾燥空気の圧力の静水圧成分であり、 $p_{dht}$ は乾燥空気のモデル上端の気圧、 $p_{dhs}$ は乾燥空気の地上気圧、 $\mu_d$ は乾燥空気の質量である。

図 3.2.2 に示したように、 $\eta$  座標系ではモデル領域に沿って、モデル上端で $\eta = 0$ 、地表面で $\eta = 1.0$ となる。この座標系は Laprise (1992) に提案された。



図 3.2.2 WRF-ARW の  $\eta$  座標 (Skamarock *et al.*, 2008)

## 3.2.4 水平格子

WRF で使用する格子は図 3.2.3 に示すように、Arakawa C-grid staggering (Arakawa, 1966) を使う。 流速は熱力学的変数から半グリッドの長さをずらして配置されている。変数の添字で、(i, j, k)は  $(x, y, \eta) = (i\Delta x, j\Delta y, k\Delta \eta)$ として変数の位置を示す。温位  $\theta$  は質量点に位置し、同様に流速 u, v, wは u, v, w 点として定義される位置に示される。これらの変数とその他の変数が定義されている位 置を表 3.2.2 に掲載した。

	X 3.2.2 1			改正區	
変数					定義点
温位 $\theta$ 、	空気質量 μ、	水蒸気変数 qm、	圧力 <i>p、</i>	比容積 $\alpha$	質量点
流速 <i>u</i>					u点
流速 <i>v</i>					<i>v</i> 点
流速 w、	ジオポテン	シャルφ			w点

表 3.2.2 WRF の変数の格子での定義位置

格子長の  $\Delta x \ge \Delta y$  はモデル式では一定である。球面への投影に結びついた物理的な格子長の変 化はマップファクターを使って考慮される。鉛直格子長  $\Delta \eta$  は固定ではない。初期化で指定される。 ユーザーはモデルの  $\eta$  の値を地表で  $\eta = 1$ 、モデルの上端で  $\eta = 0$ 、 $\eta$  は地表とモデル上端の間で単調 に減少する制約にしたがって自由に指定できる。



図 3.2.3 ARW の水平と鉛直格子 (Skamarock et al., 2008)

3.2.5 物理過程

WRF で考慮される物理過程は項目ごとに分類される。

- 1. Micro-physics
- 2. Cumulus parameterization
- 3. PBL (Planetary Boundary Layer)
- 4. Land-surface model
- 5. Radiation

これらの項目について WRF では物理オプションによりどの物理過程を使用するか選択できる。

## 3.3 MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature)

MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature) は大気中への陸上からの生物起源 のイソプレンとその他の微量ガスとエアロゾルなどの排出を推定するモデルである (Guenther *et al.*, 2006)。

MEGAN の最新バージョンは 2.10 であるが、このバージョンになって MEGAN の内部構造が変化 し以前のバージョンで配布されていたアジア地域の PFT を利用できなくなった。そのため、配布さ れている PFT などの入力データを利用するため 2.10 の一つ前のバージョンである MEGAN version 2.04 を使用した。

## 3.3.1 MEGAN 開発の経緯

全球化学・気候での生物起源 VOC の影響は全球モデルを使って調査されてきた。また、地域大気 質モデルにおいても生物起源 VOC を入力に取り込もうと開発されてきた。こうした背景から、地域 と全球モデルへ集約できる生物起源排出アルゴリズムの必要性が増加してきている。

数多くの生物起源 VOC が識別されているが、以下の 2 種類の化合物が大気中への年間の全球フ ラックスの大部分を占めている。

・メタン

・イソプレン

生物起源のメタンの排出は微生物と枝葉に主に起因する。一方、陸上植物の枝葉は大気中へのイソプ レンの排出の 90 %以上の発生源であると考えられている。大気中において、メタンは長寿命 (数年) の化合物であり、イソプレンは短寿命 (数分から数時間)の化合物である。

1990 年代の初めに、the International Global Atmospheric Chemistry (IGAC) Global Emissions Inventory Activity (GEIA) が全球化学輸送モデルで使うための 1°×1°の格子での全球排出インベントリ の開発の作業グループを始めた (Graedel *et al.*, 1993)。この中で、IGAC-GEIA の自然起源 VOC 作業 グループがイソプレンとその他の VOC の排出モデルを開発した (Guenther *et al.*, 1995)。地域生物起 源排出モデルである the Biogenic Emissions Inventory System or BEIS(Pierce and Waldruff, 1991) は 1980 年代半ばにに開発され、1990 年代半ばに第 2 世代のモデルである BEIS2 Pierce *et al.* (1998) に 置き換えられた。

The Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature (MEGAN) は上記の (Guenther *et al.*, 1995) の全球排出モデルと BEIS/BEIS2/BEIS3 の地域排出モデルの両方を置換するために開発された。

## 3.3.2 MEGAN モデルの全体像

MEGAN モデルの実行に関する全体像を図 3.3.1 に示した。



図 3.3.1 MEGAN 実行の全体像

MEGAN の入力には以下を与える。

- 排出係数
- LAI (Leaf Area Index)
- PFT (Plant Functional Type)
- 気象場 (太陽放射・気温・風速・湿度・土壌水分)
- GRIDDESC

排出係数は、面積当たりの平均の生物起源排出の排出係数であり、全 PFT の平均である (単位: μg 化合物 m<sup>-2</sup>h<sup>-1</sup>)。PFT は植生の機能タイプによって覆われた格子の割合を示す (単位: 無次元)。LAI は地表を覆っている植生、具体的には葉面積などの平均である (単位: m<sup>2</sup>/1000 m<sup>2</sup>)。気象場は MM5 や WRF といった気象モデルの計算結果を利用でき、CMAQ の MCIP で処理したものを入力に与え る。MEGAN では計算に使用する気象項目として、太陽放射、気温、風速、湿度、土壌水分を利用す る。GRIDDESC は対象モデル領域の格子の定義を記述したファイルであり、気象モデルの計算結果 を MCIP で処理することで生成される。以上の MEGAN の入力データは GRIDDESC を除いて、す べてモデル格子毎に設定する。

表 3.3.1 MEGAN の構成プログラム

プログラム	説明
MG2IOAPI	入力に使う排出係数と LAI のファイルを I/O API 形式に変換
MEGAN	主要な MEGAN のモジュールであり生物起源排出を推定
MG2MECH	MEGAN の出力を CBMZ、SAPRC-99、RADM2、RACM のいずれかの化学反応種に変換

MEGAN は表 3.3.1 に示したとおり、MG2IOAPI、MEGAN、MG2MECH の三つのプログラムから 構成されている。MEGAN の実行の流れは以下の手順となる。

- 1. まず排出係数と LAI のデータを GIS ソフトを使いモデル領域の地図投影に加工
- 2. MEGAN の入力に使うため MG2IOAPI により I/O API NetCDF 形式に変換
- 3. MCIP により抽出した気象データと MG2IOAPI で用意した排出係数と LAI により MEGAN で 生物起源排出を出力
- MEGAN の出力と PFT から MG2MECH により大気質モデルで使用する化学メカニズム種に 変換

### 3.3.3 理論式

MEGAN は、式 (3.3.1) によりある地点・時間での陸上生態系からキャノピー上部の大気中へのイ ソプレンとその他の微量ガスとエアロゾルの排出率 (単位としては、mg 化合物 m<sup>-2</sup> 地表面 h<sup>-1</sup>)を推 定する。式 (3.3.1) に登場する変数は表 3.3.2 に示した。

Emission = 
$$[\varepsilon] [\gamma] [\rho]$$
 (3.3.1)

表 3.3.2 MEGAN の基礎式 (式 (3.3.1)) で使われる変数

変数	説明
ε	標準状態でのキャノピーへの化合物の排出を示す排出係数
γ	標準状態からのずれのための排出の変化を考慮するための排出活動係数 (正規化された割合)
ρ	植物キャノピーでの生産と消失を考慮するための係数 (正規化された割合)

MEGAN のキャノピースケールでの排出係数は葉っぱスケールの排出係数を使う他のほとんどの生物起源排出モデルと異なっており、葉っぱと枝スケールの排出係数に基づいている。

排出は PFT 毎に計算され、ある位置での総排出の推定により合計される。MEGAN は、地域スケー ルと全球スケールのシミュレーションが可能な 1 km<sup>-2</sup>(30"×30") 以内のベース解像度の全球スケー ルのモデルである。

### 3.3.4 駆動変数

(1) 排出係数

MEGAN は PFT 毎に地理的に格子状の排出係数のデータベースを使って局所的な排出係数 ε の変 動を考慮する。

標準の MEGAN の全球植生分類機構では以下の七つの PFT を含んでいる。

- 1. broadleaf evergreen trees,
- 2. broadleaf deciduous trees,
- 3. needle evergreen trees,
- 4. needle deciduous trees,
- 5. shrubs,
- 6. crops, and
- 7. grass plus other ground cover (e.g., sedges, forbs, and mosses).

排出係数は、Olson によって開発されたデジタル terrestrial ecoregion データベースの 867 の ecoregion に割り当てて用意される。

(2) Leaf area

MEGAN では4から40日のタイムステップの葉面積を必要とする。

繁茂した面積の平均 LAI は、格子平均 LAI を植生の被覆率で割って推定される。これを LAIv (the LAI of vegetation covered surfaces) と指す。LAIv を式で示すと式 (3.3.2) となる。

LAIv = 
$$\frac{b38$$
格子の格子平均 LAI  
ある格子の植生の被覆率 (3.3.2)

標準の MEGAN の LAIv データベース (MEGAN-L) は Zhang *et al.* (2004) の LAI 推計と Hansen *et al.* (2003) からの植生被覆率の推計により推計された。

(3) PFT

PFT は衛星観測や植生インベントリ、生態系地図、生態系モデルの出力を使用する。

標準の MEGAN の PFT データベース (MEGAN-P) は、地表観測に基づいた定量的な木のインベン トリ (Kinnee *et al.*, 1997) と MODIS3 データベース (Hansen *et al.*, 2003) を結びつけて用意された。

#### 3.4 SMOKE (Sparse Matrix Operator Kernel Emissions)

本研究では SMOKE version 2.1 を使用した。この節では SMOKE について説明する。

大気質モデルは、高い格子解像度で多くの排出源・物質、大規模地域での計算に使われるようになっ てきている。これらのニーズを満たしながら、簡単な操作で効率的に数値計算を行う、柔軟な排出デー タ処理システムが必要である。MCNC Environmental Modeling Center (EMC) は排出データ処理方法 に高性能計算である疎行列アルゴリズムを使う Sparse Matrix Operator Kernel Emissions (SMOKE) を開発した。SMOKE は北カロライナ大学チャペルヒル校の Carolina Environmental Program (CEP) で開発されている。

SMOKEの目的は排出インベントリデータの解像度を大気質モデルに必要な解像度へ変換することである。排出インベントリは年間合計値としてしばしば提供される。しかし、大気質モデルには格子・レイヤ・化学種・時間毎の排出データを必要とする。そのため、大気質モデルに必要な入力のために排出インベントリに時間、化学種、空間への配分が必要である。

## 3.4.1 SMOKE の処理内容

SMOKE での排出データの処理の流れを図 3.4.1 に示した。



図 3.4.1 SMOKE の処理の流れ

SMOKE では排出インベントリを読み込んだ後に、排出インベントリに対して以下の3種類の配分 を与え、大気質モデルで使うための排出データを用意する。

- 空間配分
- 時間配分
- 化学種配分

空間配分では排出インベントリに水平方向と鉛直方向への配分を行う。時間配分では年間や日間の 排出インベントリを時間毎の排出量に変換する。化学種配分では大気質モデルで使われる CB05 や SAPRC-99 といった化学反応で使われるモデル化学種への配分を行う。これらの配分にはそれぞれに 対応した配分指標を使って配分を行っている。

また、SMOKE では排出インベントリ毎に、Area、Mobile、Point、Biogenic の 4 種類の処理を行 えるようになっている。これらの分類によってインベントリの性質毎に配分の処理を変更できる。

## 3.4.2 SMOKE の地域・部門コード

SMOKE で使われている COSTCY と SCC について説明する。

SMOKE では排出インベントリをはじめとして、空間・時間・化学種配分指標やその他の入力ファ イルで COSTCY という地域行政コードと SCC (Source Classification Code) という発生源分類コード を使用する。

COSTCY とは地方行政区 (Country, State, County) を示す以下のような 6 桁の数字のコードである。 CSSYYY

ここで使った各記号は表 3.4.1 に示した意味を持つ。SMOKE では COSTCY のコードを使い、排 出インベントリを空間配分指標によりダウンスケーリングする。オプションとして時間配分指標と化 学種配分指標についても COSTCY のコードを使うことで、排出インベントリに地域ごとに異なるプ ロファイルを与えることができる。

SCC (Source Classification Code) とは、排出インベントリの発生源を分類するためのコードであ り、(排出) 部門に相当するコードである。SCC については U.S. EPA (2013) で詳しく説明されてい る。SCC は U.S. EPA により人為起源排出活動の種類を分類するために作られたコードである。各 SCC は発生源ごとの過程や大気汚染物質を放出する機能を個別に代表する。SCC は U.S. EPA の NEI (National Emission Inventory) やその他のデータベースでデータの要素を識別するために主に使われ ている。 SCC は COSTCY と同様に整数から構成されるコードである。主に点源に使われる 8 桁のコード

と、面源と線源に使われる 10 桁コードの 2 種類がある。SCC は以下のような形式である。 ABBCCCDD AABBCCCDD

ここで A から D の記号はそれぞれ 1 から 4 の SCC の階層を示している。SCC の記号と階層、桁 数の対応を表 3.4.2 に示した。

	Ţ
記号 名称 桁数 説明	

С	COID	1	国を示す整数
SS	STID	2	州を示す整数
YYY	CYID	3	郡を示す整数

#### 表 3.4.2 SCC のコードの階層と桁数の対応

記号	階層	整数の桁数		
		点源	面源・線源	
А	1	1	2	
В	2	2	2	
С	3	3	3	
D	4	2	3	

SCC は階層的な構造になっており、排出処理の定義は番号が左から右に進むにつれてより詳細になっていく。技術の変化に伴って SCC は更新が行われており、U.S. EPA のサイト (http://www.epa.gov/ttn/chief/eiinformation.html) からか、SMOKE に付属するファイルとして SCC を 入手できる。

### 3.4.3 SMOKE-Asia

SMOKE はもともとアメリカでの適用を考えて、COSTCY や SCC などのコードが設計されている。そのため、鵜野ら (2005) も指摘しているようにアジア地域にはそのままでは適用できない。

SMOKE をアジア地域に適用する際の問題として、排出インベントリへの 3.4.2 節で説明した COSTCY と SCC の設定がある。

COSTCY での国を示す COID は1桁の整数で表現する必要があり、0から9までの合計 10か国 までしか割り当てられない。そのため、SMOKE の処理の枠組みの中で 11以上の国を、SMOKE の country、state、country の扱いと完全に一致させることができない。アジア地域を対象に行う場合は、 東南アジア、東アジア、北アジアというような地域の区分を COSTCY の COID に割り当ててその下 に各国を COSTCY の STID に割り当てるというような工夫をしなければならない。

また、U.S. EPA により定義されている SCC は 11 990 に及ぶ。既存の排出インベントリではここま で詳細な部門の定義がされているものはなく、排出インベントリをこの SCC の分類に割り当てる必 要がある。

排出インベントリに対して COSTCY と SCC を割り当てることが困難であり、この COSTCY と SCC に結びついた空間・時間・化学種配分指標を合わせて用意する必要があるため、SMOKE をア ジア地域で適用するのは困難であった。この問題に対して Woo *et al.* (2012) は取り組みアジア地域に おいて SMOKE を適用する枠組みとして SMOKE-Asia を開発した。Woo *et al.* (2012) は排出インベ ントリとして INTEX-B (Zhang *et al.*, 2009) と TRACE-P Streets *et al.* (2003) を組み合わせたインベ ントリを作成した。さらにこのインベントリの元々の 17 の地域区分を拡張子し、2752 の地域区分 に区分を詳細化して COSTCY を対応付けた。排出分類としては EDGAR 3.2 FT 2000 (Olivier *et al.*, 2005) により第 2 レベルまで SCC を適切に割り当てた。SMOKE-Asia で使われた COSTCY の内、 COID と STID をそれぞれ表 3.4.3 と表 3.4.4 に示した。また、SMOKE-Asia で使われている SCC を

Country code	Country
0	KOREA
1	CHINA
2	JAPAN
3	OEASIA
4	SEASIA
5	SASIA

# 表 3.4.3 SMOKE-Asia の COSTCY の COID

## 表 3.4.4 SMOKE-Asia の COSTCY の STID

State code	Short state	State	State code	Short state	State
001	SU	Seoul	152	GY	GUIY
002	IC	Inchon	153	YN	YUNN
003	PS	Pusan	154	WS	WEST1
004	TG	Taegu	161	SG	SHGA1
005	KJ	Kwangju	162	SA	SHGA2
006	KG	Kyonggi	163	WT	WEST2
007	KW	Kangwon	164	IN	IMON2
008	CB	ChungchongBukto	165	WE	WEST3
009	CN	ChungchongNamdo	181	HK	Hongkong
010	KB	KyongsangBukto	201	CG	Chugoku
011	KN	KyongsangNamdo	202	CH	Chubu
012	LB	ChollaBukto	203	HD	Hokkaido
013	LN	ChollaNamdo	204	KK	Kinki
014	CJ	ChejuDo	205	KT	Kanto
111	BJ	Beijing	206	KU	Kyushu
112	TJ	Tianjin	207	OW	Okinawa
113	HE	HEHE	208	SU	Shikoku
114	SX	SHNX	209	TU	Tohoku
115	IM	IMON1	301	MG	Mongolia
121	NE	NEPL1	302	KN	North Korea
122	NP	NEPL2	303	TW	Taiwan
123	NL	NEPL3	401	BX	Brunei
131	SH	SHAN	402	ID	Indonesia
132	JN	JINU	403	CB	Cambodia
133	ZJ	ZHEJ	404	LA	Laos
134	HH	HEHE	405	BM	Myanmar (Burma)
135	FJ	FUJI	406	MY	Malaysia
136	JN	JINX	407	RP	Philippines
137	SN	SHND	408	SN	Singapore
141	EE	HEHE	409	TH	Thailand
142	HB	HUBE	410	VM	Vietnam
143	HN	HUNA	501	BG	Bangladesh
144	GA	GUAH1	502	BT	Bhutan
145	GX	GUAX	503	IN	India
146	GU	GUAH2	504	CE	Sri Lanka
150	SI	SICH1	505	NP	Nepal
151	SC	SICH2	506	PK	Pakistan

# 表 3.4.5 SMOKE-Asia で使われている SCC の一覧

SCC	Level 1	Level 2	Level 3	Level 4
10100101	External Combustion Boilers	Electric Generation	Anthracite Coal	Pulverized Coal
2101001000	Stationary Source Fuel Combustion	Electric Utility	Anthracite Coal	Total: All Boiler Types
2101008000	Stationary Source Fuel Combustion	Electric Utility	Wood	Total: All Boiler Types
2102001000	Stationary Source Fuel Combustion	Industrial	Anthracite Coal	Total: All Boiler Types
2102008000	Stationary Source Fuel Combustion	Industrial	Wood	Total: All Boiler Types
2102009000	Stationary Source Fuel Combustion	Industrial	Coke	Total: All Boiler Types

2104001000	Stationary Source Fuel Combustion	Residential	Anthracite Coal	Total: All Combustor Types
2104008000	Stationary Source Fuel Combustion	Residential	Wood	Total: Woodstoves and Fireplaces
2201001000	Mobile Sources	Highway Vehicles - Gasoline	Light Duty Gasoline Vehicles (LDGV)	Total: All Road Types
2201020000	Mobile Sources	Highway Vehicles - Gasoline	Light Duty Gasoline Trucks 1 & 2 (M6) = LDGT1 (M5)	Total: All Road Types
2201070000	Mobile Sources	Highway Vehicles - Gasoline	Heavy Duty Gasoline Vehicles 2B thru 8B & Buses (HDGV)	Total: All Road Types
2201080000	Mobile Sources	Highway Vehicles - Gasoline	Motorcycles (MC)	Total: All Road Types
2230001000	Mobile Sources	Highway Vehicles - Diesel	Light Duty Diesel Vehicles (LDDV)	Total: All Road Types
2230060000	Mobile Sources	Highway Vehicles - Diesel	Light Duty Diesel Trucks 1 thru 4 (M6) (LDDT)	Total: All Road Types
2230070000	Mobile Sources	Highway Vehicles - Diesel	All HDDV including Buses (use subdivisions -071 thru -075 if possible)	Total: All Road Types
2270010000	Mobile Sources	Off-highway Vehicle Diesel	Industrial Equipment	All
2301000000	Industrial Processes	Chemical Manufacturing: SIC 28	All Processes	Total
2302000000	Industrial Processes	Food and Kindred Products: SIC 20	All Processes	Total
2303020000	Industrial Processes	Primary Metal Production: SIC 33	Iron and Steel Foundries	Total
2304000000	Industrial Processes	Secondary Metal Production: SIC 33	All Processes	Total
2305070000	Industrial Processes	Mineral Processes: SIC 32	Concrete, Gypsum, Plaster Products	Total
2306000000	Industrial Processes	Petroleum Refining: SIC 29	All Processes	Total
2307000000	Industrial Processes	Wood Products: SIC 24	All Processes	Total
2310010000	Industrial Processes	Oil and Gas Production: SIC 13	Crude Petroleum	Total: All Processes
2310020000	Industrial Processes	Oil and Gas Production: SIC 13	Natural Gas	Total: All Processes
2399000000	Industrial Processes	Industrial Processes: NEC	Industrial Processes: NEC	Total
2495000000	Solvent Utilization	All Solvent User Categories	All Processes	Total: All Solvent Types
2601000000	Waste Disposal, Treatment, and Recovery	On-site Incineration	All Categories	Total
2620000000	Waste Disposal, Treatment, and Recovery	Landfills	All Categories	Total
2701001000	Natural Sources	Biogenic	Forests	Total
2801000000	Miscellaneous Area Sources	Agriculture Production - Crops	Agriculture - Crops	Total
2801700010	Miscellaneous Area Sources	Agriculture Production - Crops	Fertilizer Application	N-P-K (multi-grade nutrient fertilizers)
2805000000	Miscellaneous Area Sources	Agriculture Production - Livestock	Agriculture - Livestock	Total
2810010000	Miscellaneous Area Sources	Other Combustion	Human Perspiration and Respiration	Total

## 3.5 MIMS (Multimedia Integrated Modeling System) Spatial Allocator

本研究では MIMS version 3.6 を使用した。この節では MIMS について説明する。

MIMS Spatial Allocator は排出と大気質モデルに関したファイルを生成する。CMAQ と SMOKE で使われるファイル形式に特化して支援するように設計されている。

SMOKE で用いる入力ファイルで用意が最も困難とされているのが空間代理ファイル (Spatial surrogate file) である (UNC, 2004)。ここで、空間代理ファイルとは排出データをダウンスケールする際に用いる配分指標を提供するものである。MIMS は GIS データであるシェープファイルから空間代理を作成できる。

また、CMAQ はエアロゾルモジュールとして AERO5 を使用する際には、OCEAN\_1 というファイ ルを必要とする。AERO5 では外洋の格子セルと海岸沿いの格子セルの両方から海塩排出を計算する。 この OCEAN\_1 は各格子セルが外洋であるか海岸沿いであるかを、格子内の海洋面積割合によって示 したファイルである。

MIMS は表 3.5.1 に示した 3 種類のツールから構成される。

ツール名	説明
Vector Tools	シェープファイルの地図投影の変換や他の空間配分から空間代理を作成
Raster Tools	ラスターデータを処理
Surrogate Tools	大規模空間代理の作成を管理して、合併と代理の内挿を補助

これらのうち、SMOKE に必要な空間代理と CMAQ に必要な OCEAN\_1 ファイルを作成するのは Vector Tools である。

空間代理の作成に必要な入力としてシェープファイルと GRIDDESC ファイルがある。

シェープファイルは ESRI (Environmental System Research Institution) 社により開発された GIS の 標準形式であり、幾何学的特徴を説明する属性に関する点、線、ポリゴン形式の地理データオブジェ クトを持つ。シェープファイルは少なくとも.shp、.shx、.dbf の拡張子の同名ファイルが必要である。

GRIDDESC ファイルとは I/O API 形式の水平座標と格子の説明を持つファイルである。このファ イルは気象モデル WRF からの出力を CMAQ のモジュールである MCIP により処理することで作成 される。

郡 C の代理 srg と格子セル GC における空間代理の作成は式 (3.5.1) に基づく。

 $srg(C,GC) = \frac{\text{Value of weight attribute in the intersection of county } C \text{ and grid cell } GC}{\text{Total value of weight attibute in county } C}$ (3.5.1)

MIMS の空間配分指標算出の概念は図 3.5.1 に示したようになっている。



図 3.5.1 MIMS の空間配分指標算出の概念

例えば、GIS データとしてある群 C のポリゴンがありこの属性として人口があり、その値が 100 と する。空間配分指標として人口を使うことを考える。このポリゴンと格子の重なる部分から格子毎に 人口がどれだけいるかわかる。格子毎の人口ががポリゴン全体のどれくらいの割合になるかによって その格子の空間配分を算出できる。このようにして MIMS では GIS データとその属性から空間配分 指標を作成する。

### **3.6** CMAQ (Community Multiscale Air Quality modeling system)

本研究では大気質モデルとして CMAQ version 5.0.1 を使用した。この節では CMAQ について説明 する。

CMAQ はの U.S. EPA 国曝露研究所 (National Exposure Research Laboratory) の大気モデル・解析部

門の下で開発維持されている。CMAQ は対流圏を通したオゾン、粒子状物質、有毒な大気汚染物、酸性・栄養素汚染化学種をシミュレートする第3世代オイラー型大気化学輸送モデルシステムである。 3.6.1 構成システムの概要

CMAQ は Fortran 90 で書かれた大気化学輸送モデルのためのプログラム群のことである。CMAQ の主なプログラムを図 3.6.1 に示した。各プログラムの役割は以下である。

- 初期条件プロセッサ (ICON): CCTM の初期条件を作成
- 境界条件プロセッサ (BCON): CCTM の境界条件を作成
- 光分解率のカルキュレータ (JPROC): CCTM の分解率を計算
- Meteorology-Chemistry Interface Processor (MCIP): CCTM の気象データ項目を準備
- CMAQ Chemistry-Transport Model (CCTM): 大気化学輸送を計算



図 3.6.1 CMAQ Chemistry-Transport Model (CCTM) and input processors 図 3.6.1 で示される CMAQ プログラムは表 3.6.1 に示した基本設定オプションが必要である: 表 3.6.1 CMAQ の計算に必要な設定

項目	説明
Case	シミュレーションを識別する特有な文字列
Grid	固定された地図投影と領域サイズに関する位置を含む水平モデル格子 の定義
Projection	球体上モデル格子の一般的な位置を示すために使われる、地球の球表 面上の水平板を定義
Vertical Structure	鉛直格子の層境界の定義
Chemical Mechanism	CMAQ シミュレーションで使われる光化学メカニズム、エアロゾル化 学メカニズム、液体化学メカニズムの名前

## **3.6.2** モデル入力データ

大気プロセスの相互作用のシミュレーションのため、CMAQ は次の入力を必要とする:

- 1. 気象情報
- 2. 大気質に影響を与える発生源からの排出

(1) 気象情報

気象条件は大気の主要な物理駆動力であり、全ての3次元大気質モデルシミュレーションの基本で ある。WRF モデル Advanced Research WRF (WRF-ARW) (Skamarock *et al.*, 2008) は CMAQ と互換 性のあるの気象モデルである。入力に使う気象場では、水平格子座標系と地図投影、水平格子解像度 は CMAQ の計算で使う項目と一致する必要があり、計算対象領域と対象期間は CMAQ の計算で使 う項目以上の範囲をカバーしなければならない。

(2) 発生源からの排出

排出入力を与えるために、CMAQ は年間、郡レベルの排出インベントリから SMOKE (CMAS Center and Center for Environmental Modeling for Policy Development at The University of North Carolina at Chapel Hill, 2013) のような排出モデルを利用する。排出入力は大気質モデルシミュレーションで使われるのと同じ水平と鉛直空間規模、時間期間をカバーする必要がある。

#### 3.6.3 化学反応

CMAQ では化学反応として以下の2種類を選択できる。

- SAPRC-99 (Statewide Air Pollution Research Center mechanism version 1999) (Carter, 2000)
- CB05 (Carbon Bond mechanism version 2005) (Yarwood et al., 2005)

これらの化学反応では O<sub>3</sub> の生成に重要な役割を果たす非メタン炭化水素とその反応をモデル化して おり、VOC の化学種の取り扱いが異なっている。SAPRC-99 では反応の似ている VOC をまとめ、代 表的な組成名で表現している。一方、CB05 では炭化水素の結びつきの類似性から VOC をまとめて 表現している。SAPRC-99 と CB05 の化学種と反応式の数を表 3.6.2 に示した。

表 3.6.2 SAPRC-99 と C	B05 の化気	<b>子種と反応式の</b> 数
----------------------	---------	------------------

化学反応	化学種数	反応式数
SAPRC-99	72	214
CB05	51	156

SAPRC-99 の方が CB05 よりも化学種数と反応式数が多い。そのため、SAPRC-99 の方が計算時間 や出力ファイルサイズが大きくなる傾向がある。

#### 3.6.4 PM<sub>2.5</sub>の計算式

PM<sub>2.5</sub> は、人為的発生源(ディーゼル自動車などから排気される黒煙、光化学反応によって生じる 二次生成物質など)と、自然起源(土壌粒子、海塩粒子など)に由来する複数の物質から構成されてい る。そのため PM<sub>2.5</sub> を算出する際にはこれらの構成物質を合計する必要がある。この節では CMAQ の出力ファイルに含まれている複数の物質の濃度から PM<sub>2.5</sub> を計算する方法について説明する。

CMAQ のエアロゾル化学種については Binkowski and Roselle (2003) が詳しく説明して いる。エアロゾルは粒径から3種類の mode が 存在する。CCTM の出力では化学種を I、J、K の記号を使って mode ごとに化学種を区別して

表 3.6.3 CMAQ のエアロゾル化学種の対応関係

記号	mode	粒径の範囲
Ι	Aitken	0.1 µm 以下
J	accumulation	0.1 から 2.5 μm
Κ	coarse	2.5 から 10 μm

いる。その対応関係を表 3.6.3 に示した。PM<sub>2.5</sub> の計算には粒径が 2.5 μm 以下である I と J の記号の 付く物質 の粒子を使用する。

U.S. Environmental Protection Agency (2006, pp.20-21) に CMAQ の出力化学種から PM2.5

$$PM2.5 = ASO4I + ASO4J + ANH4I + ANH4J + ANO3I + ANO3J$$
$$+ AORGAI + AORGAJ + AORGBI + AORGBJ$$
$$+ 1.167 * AORGPAI + 1.167 * AORGPAJ + AECI + AECJ + A25I + A25J$$
(3.6.1)

この式に登場する各エアロゾル物質を表す記号は Binkowski and Roselle (2003) で掲載されていた 表 3.6.5 で説明される。CMAQ version 4.7 からエアロゾル過程として AERO5 が導入された。AERO5 では前身の AERO4 よりも詳細な分類で化学種が出力される。AERO5 の詳細な化学メカニズムは Carlton *et al.* (2010) が説明している。AERO4 から AERO5 へ詳細化された化学種の変換は Stein *et al.* (2011) が示していた。この変換の対応を表 3.6.4 に示した。

表 3.6.4 AERO4 と AERO5 のエアロゾル化学種 (Stein et al., 2011)				
	AERO4	AERO5		
SOA	AORGAI +	AALKJ + AOLGAJ + ATOL1J + ATOL2J +		
Anthropogenic	AORGAJ	ATOL3J + AXYL1J + AXYL2J + AXYL3J		
SOA	AORGBI +	AOLGBJ + ATRP1J + ATRP2J + AISO1J +		
Biogenic	AORGBJ	AISO2J + AISO3J		
INORGANIC		AH2OI + AH2OJ + ASO4I + ASO4J		

したがって、PM<sub>2.5</sub> を計算するには、式 (3.6.1) の AORGBI、AORGBJ、AORGAI、AORGAJ の項を 表 3.6.4 で示される対応で変換した式 (3.6.2) を用いる。

PM2.5 = ASO4I + ASO4J + ANH4I + ANH4J + ANO3I + ANO3J

+ AALKJ + AOLGAJ + ATOL1J + ATOL2J + ATOL3J + AXYL1J + AXYL2J + AXYL3J + AOLGBJ + ATRP1J + ATRP2J + AISO1J + AISO2J + AISO3J + 1.167 \* AORGPAI + 1.167 \* AORGPAJ + AECI + AECJ + A25I + A25J (3.6.2)

表 3.6.5 エアロゾル化学種	<sup>a</sup> (Binkowski and Ros	selle, 2003, p.3-3)
------------------	---------------------------------	---------------------

	Abbreviation	Description
{a1}	ASO4J	Accumulation mode sulfate mass
{a2}	ASO4I	Aitken mode sulfate mass
{a3}	ANH4J	Accumulation mode ammonium mass
{a4}	ANH4I	Aitken mode ammonium mass
{a5}	ANO3J	Accumulation mode nitrate mass
{a6}	ANO3I	Aitken mode aerosol nitrate mass
{a7}	AORGAJ	Accumulation mode anthropogenic
		secondary organic mass
{a8}	AORGAI	Aitken mode anthropogenic
		secondary organic mass
{a9}	AORGPAJ	Accumulation mode primary organic mass
{a10}	AORGPAI	Aitken mode mode primary organic mass
{a11}	AORGBJ	Accumulation mode secondary
		biogenic organic mass

{a12}	AORGBI	Aitken mode biogenic secondary
		biogenic organic mass
{a13}	AECJ	Accumulation mode elemental carbon mass
{a14}	AECI	Aitken mode elemental carbon mass
{a15}	A25J	Accumulation mode unspecified
		anthropogenic mass
{a16}	A25I	Aitken mode unspecified anthropogenic mass
{a17}	ACORS	Coarse mode unspecified anthropogenic mass
{a18}	ASEAS	Coarse mode marine mass
{a19}	ASOIL	Coarse mode soil-derived mass
{a20}	NUMATKN	Aitken mode number
{a21}	NUMACC	Accumulation mode number
{a22}	NUMCOR	Coarse mode number
{a23}	SRFATKN	Aitken mode surface area
{a24}	SRFACC	Accumulation mode surface area
$\{a25\}$	AH2OJ	Accumulation mode water mass
{a26}	AH2OI	Aitken mode water mass
		0

<sup>a</sup>Concentration units: mass [ $\mu$ g m<sup>-3</sup>], number [m<sup>-3</sup>].

#### 第4章 東アジア地域の大気質シミュレーション

副次的効果の評価に必要な大気質モデルの精度の向上の検討のため、東アジア全域を対象に大気質 シミュレーションを試みた。この章ではこのシミュレーションについて説明する。

#### 4.1 計算領域

計算領域を図 4.1.1 に示し、その設定を表 4.1.1 に示した。



表 4.1.1 東アジアを対象	象とする計算領域の情報
項目	設定
地図投影	ランベルト正角円錐図法
標準緯度	10°N, 30°N
標準経度	112°E
中心緯度・経度	21°N, 112°E
格子サイズ	80 km
WRF の格子列数行数	119×104
CMAQ の格子列数行数	117×102
レイヤ数	27
頂点レイヤ気圧	100 hPa
入力地形データ解像度	10'
計算期間	2012年1月~2013年3月

計算期間は2012年1月から2013年3月とした。これにより2012年の年間を通した計算結果の時間分布を把握可能である。水平計算領域には北緯20°、東経112°を中心とし、標準緯度が10°と30°のランベルト正角円錐図法を使用した。格子サイズを80kmとして、東アジア地域全体をカバーできる領域を設定した。これにより東アジア全域の計算結果の空間分布を把握可能である。

## 4.2 計算条件

この節では、WRF、CMAQ、SMOKE、MEGANの計算の設定について説明する。

#### 4.2.1 WRF の設定

WRFの入力に使用したデータを表 4.2.1 に示した。

表 4.2.1 WRF の入力データ

項目	設定
地形データ	USGS (U.S. Geological Survey) の 24 分類の土地利用データ
気象データ	1°×1°の解像度で 6 時間毎の値となっている NCEP FNL (Final) Operational
	Global Analysis data (NOAA, 2000) を使用

WRFの計算に使用した物理オプションは表 4.2.2 に示した。

項目	設定
微物理	WSM 3-class simple ice scheme
境界層	YSU shceme
地表面	Noah land-surface model
地表層	MM4Monin-Obukhov scheme
長波放射	rrtm scheme
短波放射	Dudhia scheme
積雲	YSU scheme

表 4.2.2 WRF で使用した物理オプション

計算で設定した  $\eta$  座標と高度とレイヤの対応を表 4.2.3 に示した。この表では計算で設定した  $\eta$  の 値と頂点レイヤ気圧、レイヤ数を使って地表気圧が 1013.25 hPa のときの対応する  $\eta$  での気圧と高 度、レイヤ厚さを示している。地表面と頂点以外の気圧は 3.2.3 節で説明した式 (3.2.1) を  $p_{dh}$ の式に 変形させた式 (4.2.1) を使用した。

$$p_{dh} = \mu \eta + p_{dht} \tag{4.2.1}$$

高度を厳密に計算するには気温や気圧によって変化する空気密度を考慮する必要がある。しかし、 ここではレイヤのおおまかな高度を示すため、10 m 高度が上昇すると1 hPa 減少するという仮定で 高度を算出した。シミュレーションによって得られた気象場や大気汚染濃度は地表での観測と比較す る。比較には、地表から 91.33 m までの最下層レイヤでの計算結果を使用する。 表 4.2.3 計算領域の η 座標の設定

表 4.2.4 USGS の 24 の土地利用分類 (Wang et al., 2012)

レイヤ	η	気圧 [hPa]	高度 [m]	レイヤ厚さ [m]	La
-	0.00	100.00	9132.50	-	Ca
27	0.02	118.27	8949.85	182.65	1
26	0.04	136.53	8767.20	182.65	2
25	0.06	154.80	8584.55	182.65	3
24	0.09	182.19	8310.58	273.98	4
23	0.12	209.59	8036.60	273.98	5
22	0.15	236.99	7762.63	273.98	6
21	0.18	264.39	7488.65	273.98	7
20	0.22	300.92	7123.35	365.30	8
19	0.26	337.45	6758.05	365.30	9
18	0.31	383.11	6301.43	456.63	10
17	0.36	428.77	5844.80	456.63	11
16	0.42	483.57	5296.85	547.95	12
15	0.48	538.36	4748.90	547.95	13
14	0.55	602.29	4109.63	639.28	14
13	0.62	666.22	3470.35	639.28	15
12	0.70	739.28	2739.75	730.60	16
11	0.74	775.81	2374.45	365.30	17
10	0.79	821.47	1917.83	456.63	18
9	0.83	858.00	1552.53	365.30	19
8	0.88	903.66	1095.90	456.63	20
7	0.91	931.06	821.93	273.98	21
6	0.93	949.32	639.28	182.65	22
5	0.95	967.59	456.63	182.65	23
4	0.97	985.85	273.98	182.65	24
3	0.98	994.99	182.65	91.33	
2	0.99	1004.12	91.33	91.32	
1	1.00	1013.25	0.00	91.33	

Land Use Category	Land Use Description
1	Urban and Built-up Land
2	Dryland Cropland and Pasture
3	Irrigated Cropland and Pasture
4	Mixed Dryland/Irrigated Cropland and Pasture
5	Cropland/Grassland Mosaic
6	Cropland/Woodland Mosaic
7	Grassland
8	Shrubland
9	Mixed Shrubland/Grassland
10	Savanna
11	Deciduous Broadleaf Forest
12	Deciduous Needleleaf Forest
13	Evergreen Broadleaf
14	Evergreen Needleleaf
15	Mixed Forest
16	Water Bodies
17	Herbaceous Wetland
18	Wooden Wetland
19	Barren or Sparsely Vegetated
20	Herbaceous Tundra
21	Wooded Tundra
22	Mixed Tundra
23	Bare Ground Tundra
24	Snow or Ice

計算で使用した土地利用分類の分布を図 4.2.1 に示した。この図で使われている USGS の 24 の土 地利用分類を表 4.2.4 に示した。また、計算領域の標高を図 4.2.2 に示した。図 4.2.2 では平均海水面 (MSL: Mean Sea Level) からの高さで標高を示している。



図 4.2.1 では、海は 16: Water Bodies の分類になっている。格子が 80 km と荒いためフィリピン
(120°E、10°N 付近) や日本の大阪湾に面した近畿地方 (135°E、35°N 付近) は陸地であるが、土地利 用分類としては 16: Water Bodies となっている。

図 4.2.2 では、ヒマラヤ山脈 (90°E、30°N 付近) で標高が 5000 m 付近と高くなっている。その他の 地域では概ね標高は 1000 m 以下となっている。

# 4.2.2 MEGAN の設定

MEGAN の入力データを表 4.2.5 に示した。MEGAN で使う入力ファイルは Guenther *et al.* (2006) が作成したものが利用可能でこれは NCAR Community Data Portal (CDP) のサイトで配布されて いる。

	······································		
項目	設定	単位	出典
気象場	WRF の出力結果を MCIP で処理した もの	-	
PFT	2001 年の 6 種類 (BTR: broadleaf trees 、FTD: fineleaf deciduous trees 、FTE: fineleaf evergreen trees 、CRP: crops 、 GRS: grass 、SHR: shrub)	-	地表観測による木のインベ ントリ (Kinnee <i>et al.</i> , 1997) と MODIS3 データベース (Hansen <i>et al.</i> , 2003)
LAIv	2003 年の各月ごとのデータ	m <sup>2</sup> /(1000 m <sup>2</sup> )	Zhang <i>et al.</i> (2004) の LAI 推 計と Hansen <i>et al.</i> (2003) か らの植生被覆率
排出係数 (EF)	2000 年の 11 化学種 (isoprene, methylbutenol, methanol, NO, 3-carene, limone, myrcene, ocimene, alpha-pinene, beta-pinene, sabinene)	µg/m²/h	Olson <i>et al.</i> (2001)

表 4.2.5 MEGAN の入力データ

MEGAN の入力として使用した排出係数 (EF) を図 4.2.3 に示した。









(h) Myrcene



(j) Ocimene (k) Sabinene 図 4.2.3 2000 年の MEGAN の入力排出係数

図 4.2.3 では、3-carene はロシアと中国東部で 100 から 150 µg/m<sup>2</sup>/h と高い。Beta-pinene はロシア と中国東部に加え、マレーシアやインドネシアで高い。Limone はロシアと日本で高い。Methanol は 領域全体でインド全域と中国の北京フインで値が1500 µg/m<sup>2</sup>/h と高い。

Methylbutenol は中国の南東部 (115°E、25°N 付近) で値が 80 から 100 µg/m<sup>2</sup>/h と高い。Myrcene はロシアの東部 (140°E、45°N 付近) で値が 60 から 80 µg/m<sup>2</sup>/h と高い。NO は中国東部 (120°E、35°N 付近) とインド全域で 60 から 80 µg/m<sup>2</sup>/h と高い。Isoprene、Alpha-pinene、Ocimene、Sabinene はイ ンドネシアとマレーシアやニュージーランド (115°E、2°N 付近) で高い。

MEGAN の入力 LAIv を図 4.2.4 に示した。







(g)7月

(h) 8 月

(i) 9 月



図 4.2.4 2003 年の月ごとの MEGAN の入力 LAIv

図 4.2.4 では 6 月から 8 月の夏に領域全体で値が高い。また年間を通して東南アジア (フィリピン、 インドネシア、マレーシア) で値が高い。

MEGAN の入力 PFT の分布を図 4.2.5 に示した。





(d) Needleleef tree (e) Shrub 図 4.2.5 2001 年の MEGAN の入力 PFT の分布

図 4.2.5 では Broadleaf tree はインドネシアとニュージーランドで 80 %と比率が高い。Crop はイ ンドと中国の北京南方 (120°E、35°N) で 80 %と比率が高い。Grass は領域全体では 20 %程度と比率 が低い。Needleleaf tree と Shrub はロシアと日本、インドネシアのスマトラ島で 40 から 60 %と比率 が高い。

# 4.2.3 SMOKE の設定

SMOKE の入力データを表 4.2.6 に示した。

表 4.2.6 SMOKE の入力データ

項目	設定	物質				
人為起源排出	INTEX-B (Zhang et al., 2009)	CO, $NO_x$ ,	PM <sub>2.5</sub> ,	PM <sub>10</sub> ,	VOC,	$SO_2$
	TRACE-P (Streets et al., 2003)	NH <sub>3</sub>				
自然起源排出	MEGAN の出力					
空間配分指標	MIMS の出力					
時間配分指標	Woo et al., (2012)					
化学種配分	Woo et al., (2012)					

本研究で使用した人為起源排出インベントリの NH<sub>3</sub> 以外の大部分は INTEX-B (Zhang *et al.*, 2009) となっている。このインベントリの対象範囲を図 4.2.6 に示した。



図 4.2.6 排出インベントリ INTEX-B (Zhang et al., 2009) の対象範囲

このインベントリは東西南北においては以下の国の範囲を対象としている。

北:モンゴル

西:パキスタン 東:日本 南:インドネシア

INTEX-B は東アジア地域の大部分をカバーできているが、以下の国・地域の排出インベントリは 計算領域をカバーしきれていない。

- ・ロシア
- オーストラリア
- ニュージーランド
- 中央アジア

そのため、これらの地域からの人為起源排出は0となっている。

SMOKE で使う排出インベントリは COSTCY や SCC の設定が必要であるため用意は困難であ る。そのため、本研究では Woo *et al.* (2012) が開発した SMOKE-Asia で使われているインベントリ (INTEX-B と TRACE-P) を使う。このインベントリが妥当であるかどうかを確かめるために、既存の インベントリと比較してインベントリ毎に排出量がどうなっているか比較した。

比較では、SMOKE で使われている排出インベントリ (INTEX-B と TRACE-P) と森本 (2013) が Enduse をモデルを使用して作成したインベントリ、さらに EDGAR (v4.2) global emissions database (EC-JRC/PBL, 2011) と REASv2.1 (Kurokawa *et al.*, 2013) のインベントリを比較した。対象年は 2008 年である。比較対象国は、森本が単一国として計算した 8 か国である。比較項目の一覧を表 4.2.7 に示した。

表 4.2.7 排	出インベン	トリ	の比較項目
-----------	-------	----	-------

比較項目	条件
インベントリ名	INTEX-B, Enduse, EDGAR4.2, REASv2.1
対象年	2008 年
対象国	中国 (CH)、インドネシア (ID)、インド (IN)、日本 (JP)、韓国 (KR)、マレーシア (MY) 、タイ (TH)、ベトナム (VN)
対象物質	CO, NMVOC, NO <sub>X</sub> , $PM_{10}$ , $PM_{2.5}$ , SO <sub>2</sub>

表 4.2.7 において括弧内は国コード (ISO 3166-1 alpha-2)) を示す。なお、EDGARv4.2 では物質と して PM<sub>2.5</sub> は推計されていない。

排出インベントリの比較結果を図 4.2.7 に示した。





(d) 日本での比較



図 4.2.7 2008 年の INTEX-B · Enduse · EDGAR ver. 4.2 · REAS ver. 2.1 の排出インベントリの比較

図 4.2.7 では、国ごとや物質毎にインベントリ毎に排出量が異なっている。現時点ではどのインベントリが最も精度が高いかを判断できない。これは今後検討すべき点である。

# 4.2.4 MIMS の設定

 MIMS は SMOKE-Asia の構成物の一つであり、SMOKE の空間配分指標を作るために Woo et al.

 (2012) と同じ人口、森林面積、耕地面積、道路網などの GIS データを使った。

CMAQ のエアロゾルモジュール AERO5 で使用する格子内の海洋面積割合を示した OCEAN\_1 を 作るために、GSHHG (Global Self-consistent, Hierarchical, High-resolution Geography Database) ver. 2.2.2Wessel and Smith (1996) を使用した。

# 4.2.5 CMAQ の設定

**CMAQ** の計算で使用した入力データを表 4.2.8 に示した。**CMAQ** で使用した計算オプションを 表 4.2.9 に示した。 表 4.2.8 CMAQ で使用した入力データ

表 4.2.9 CMAQ で使用した計算オプション

項目	設定	項目	設定
気象場	WRF の出力	化学反応	CB05 または SAPRC-99
境界条件	CMAQ 標準プロファイルま	エアロゾル	AERO5
	たは MOZART の計算結果	雲	ACM (Asymmetric
初期条件	初日のみ CMAQ 標準プロ		Convective Model)
ファイル、以降は前日の計		鉛直移流	WRF
	昇結果	水平移流	Yamartino
排出データ	SMOKE の出力	公古廿劫	ACM vor 2
格子内の海洋面積割合	MIMS の出力	川巴加府	

気相の化学反応としては CB05 または SAPRC-99 を使用した。境界条件には、標準プロファイル または MOZART (Model of Ozone and Related Chemical Tracers) version 4 (Emmons *et al.*, 2010)の 実行結果 (MOZART-4/GEOS5) を使用した。この MOZART-4/GEOS5 による実行結果は気象モデ ルとして NASA の GMAO (the Global Modeling and Assimilation Office) で開発された GEOS-5 (the Goddard Earth Observing System version 5) (Molod *et al.*, 2012) を使用している。また、排出インベン トリには ARCTAS (Arctic Research of the Composition of the Troposphere from Aircraft and Satellites) (Jacob *et al.*, 2007) と FINN-v1 (The Fire INventory from NCAR version 1.0) (Wiedinmyer *et al.*, 2011) を使用している。MOZART-4/GEOS5 の計算は全球を対象に、2007 年 1 月 1 日から 2013 年 3 月 31 日まで行われている。計算結果は、水平解像度 1.9×2.5° でレイヤ数 56 で 6 時間おきの値として次 の URL (http://www.acd.ucar.edu/gctm/mozart/subset.shtml) で提供されている。MOZART による計 算結果を境界条件に適用することで、計算対象領域外からの化学物質のフローを考慮することがで き、計算領域の境界付近における計算精度の向上が期待できる。

4.2.6 CMAQ の化学反応・植生排出・境界条件の選択による計算ケース

化学反応と MEGAN による植生排出の有無、MOZART の境界条件への適用により計算結果がどのように変化するかを見るため、CMAQ で合計 6 ケースの計算を行った。この計算ケースの概要を図 4.2.8 に示した。



図 4.2.8 化学反応・植生起源の有無による SMOKE と CMAQ の計算ケース

この計算ケースでは、まず化学反応として CB05 か SAPRC-99 で選択する。次に、MEGAN によっ て推計した植生起源排出を考慮するかしないかを選択する。最後に MOZART による計算結果を境界 条件に組み込むかどうかを選択する。これにより、化学反応・植生起源排出・境界条件の3 要素の選 択による計算結果の精度を比較・検討できる。なお、ここで MEGAN は CB05 の化学反応に対応して いなかったため、MEGAN による植生排出を考慮できたのは化学反応に SAPRC-99 を選択したケー スのみである。CMAQ の計算ケースの一覧を表 4.2.10 に示した。

表 4.2.10 化学反応・植生排出・境界条件の選択による CMAQ の計算ケース

ケース名	化学反応	植生排出	MOZART
CB05 MEGAN なし MOZART あり	CB05	なし	あり
CB05 MEGAN なし MOZART なし	CB05	なし	なし
SAPRC-99 MEGAN あり MOZART あり	SAPRC-99	あり	あり
SAPRC-99 MEGAN あり MOZART なし	SAPRC-99	なし	なし
SAPRC-99 MEGAN なし MOZART あり	SAPRC-99	あり	あり
SAPRC-99 MEGAN なし MOZART なし	SAPRC-99	なし	なし

CMAQ での計算ケースに合わせて、SMOKE で化学反応と MEGAN による植生排出の選択により 合計 3 パターンの排出データを用意した。SMOKE の計算ケースを表 4.2.11 に示した。

表 4.2.11 化学反応・植生排出の選択による SMOKE の計算ケース

ケース名	化学反応	植生排出
CB05 MEGAN なし	CB05	なし
SAPRC-99 MEGAN あり	SAPRC-99	あり
SAPRC-99 MEGAN なし	SAPRC-99	なし

表 4.2.10 と表 4.2.11 に示した計算ケース名は、計算結果の図では「あり」/「なし」をそれぞれ with/without や o/x というようにも表記している。例えば、SAPRC-99 MEGAN なし MOZART あり は以下の 2 通りの表現と同義である。

- SAPRC-99 without MEGAN with MOZART
- SAPRC-99xMEGANoMOZART
- 4.3 気象場の計算結果

#### **4.3.1** 空間・時間分布

計算対象領域における気象場の内、以下の項目について領域の格子毎の年平均値と全領域で平均した 80 km の格子あたりの値の月平均値の時間分布を図 4.3.1 に示した。

- 地表面気圧
- 地表2mの気温
- 地表 10 mの風速
- 地表 10 m の風向





図 4.3.1 計算した気象場の空間・時間分布

図 4.3.1(c) の風速の空間分布を見ると、海洋で風速が 5 m/s 以上となっている。また、マレーシア やインドネシアの東南アジアの陸地で風速が 3 m/s 以下と低い。これは陸地における熱帯雨林のため 風が遮られるため風速が低くなると考えられる。時間分布としては、平均値は年間を通して 5 m/s 程 度でほぼ一定となった。

図 4.3.1(g) の風向の空間分布を見ると、5°N から 30°N の中国南部から太平洋にかけて 0 から 100° の方角となっている。そのため、この付近では太平洋沖へ汚染物質を運びやすい気象条件になってい ると考えられる。

### 4.3.2 観測との比較

気象庁 (2013)の常時観測データを使いモデル計算の気象場の検証を行う。比較は地表面気温と地 表面風速で行った。比較対象地点を図 4.3.2 に示し、その座標を図 4.3.3 に示した。比較対象地点は 日本全体をカバーできるように 8 地方を選択した。



図 4.3.2 気象観測所の位置

図 4.3.3 気象観測所の座標					
Prefecture	City	Latitude	Longitude		
Hokkai-do	Sapporo-shi	43.06	141.33		
Yamagata-ken	Yamagata-shi	38.26	140.35		
Tokyo-to	Chiyoda-ku	35.69	139.76		
Aichi-ken	Nagoya-shi	35.17	136.97		
Osaka-fu	Osaka-shi	34.68	135.52		
Shimane-ken	Matsue-shi	35.46	133.07		
Kochi-ken	Kochi-shi	33.57	133.55		
Nagasaki-ken	Nagasaki-shi	32.73	129.87		

地表面気温と地表面風速による比較結果をそれぞれ図 4.3.4 と図 4.3.5 に示した。



# 図 4.3.4 気温の比較



図 4.3.5 風速の比較

図 4.3.4 に示した気温の比較では、時間変動については概ね再現できた。しかし、(a) Chiyoda-ku と (f) Osaka-shi については計算結果が観測よりも約 5°C 過小評価となった。この原因としては、これら の地点は都市であるためビルなどの建物や交通などからの人工排熱による影響が考えられる。しか し、格子サイズが 80 km と荒いため詳細な議論には限界がある。

図 4.3.5 の風速の比較では、(a) Chiyoda-ku、(e) Nagoya-shi、(g) Sapporo-shi で再現性が高かった。 しかし、これら以外の地点では計算は観測の半分ほどの風速であり過小評価となった。地表面風速は 周囲の地形によって値が変動する。今回の計算では 80 km の格子でありこれは 80 km 四方が均一な 平面であることを仮定している。そのため、地表付近における風速の比較では十分な再現性が得られ なかったと考えられる。計算と同様に周囲の地形の影響を除いた比較をするには高層気象との比較が 必要だと考えられる。

### 4.4 MEGAN の計算結果

MEGAN により計算した植生起源排出の内、以下の4化学種の格子毎の年平均と、計算値を全領域で平均し、80km 格子あたりにした値の月平均値を図4.4.1に示した。

1. CH<sub>4</sub> 2. CO 3. ETHENE 4. ISOPRENE 5. NO



(e) 植生起源 ETHENE の年平均値の空間分布

(f) 植生起源 ETHENE の領域平均値の月平均値



インド・インドネシア・マレーシア・ニュージーランド付近でいずれの化学種の値も他の地域よりも 値が大きくなっていることがわかる。また、季節変動を確認するといずれも夏季 (6 月から 8 月) に最 大となり冬季 (11 月から 2 月) に最小となっていることがわかる。これは 4.2.2 節で示した MEGAN の入力排出係数や LAIv、さらに 4.3 節で示した気象場の計算結果が反映されたためだと考えられる。

# 4.5 SMOKE の計算結果

# 4.5.1 空間分布

SMOKE の計算結果の内、以下の物質の格子毎の年平均値を図 4.5.1 に示した。1. CO2. ETHENE3. ISOPRENE4. NH35. NO

6.	NO <sub>2</sub>	7.	PM <sub>10</sub>	8.	$SO_2$
----	-----------------	----	------------------	----	--------

図 4.5.1 では、左端の列から以下の順番で計算ケース毎の結果を掲載している。

- 1. SAPRC-99 MEGAN あり
- 2. SAPRC-99 MEGAN なし
- 3. CB05 MEGAN なし







(c) ISOPRENE











45°I

40°N

35°N 30°N

25°N 20°N 15°N

10°N 5°N 0°

5°S

10°S

15°5

45°N

40°N

35°N

30°N

25°N 20°N 15°N

10°N 5°N 0°

5°S

10°5

15°S













es/s]

;/s]

10.5 40°I

9.0

7.5

6.0 15°

4.5

1.5

n a 15°9

45°

35°N

30°N

25°M

20°N

10°N

5°N

0° 3.0

5°S

10°5



Yearly SMOKE emission NO2 without MEGAN on surface at 2012 [m

Yearly SMOKE emission NO without MEGAN on surface at 2012 [r

es/s]

es/s]

10.5

9.0

7.5

6.0

4.5

3.0

1.5

0.0











図 4.5.1 SMOKE で計算した排出量の 2012 年の年平均値の空間分布

図 4.5.1(b) ISOPRENE については MEGAN の排出が入ったことで SAPRC-99 MEGAN なしと CB05 MEGAN ありに比べて、SAPRC-99 MEGAN ありの計算ケースで東南アジア地域において値が 大きい。その他の化学種はどのケースでも同じような空間分布を示した。

NO<sub>2</sub>、PM<sub>10</sub>、SO<sub>2</sub> ではマレーシア (100°E、3°N 付近) やタイ (100°E、15°N 付近)、韓国 (128°E、 37°N 付近) に周辺よりも 2 倍以上の高い値を示すセルが存在している。これはこのセルに化学工場や 発電所といった点源が存在しているためと考えられる。

## 4.5.2 時間分布

SMOKEの計算値を全領域で平均し、80km格子あたりにした値の月平均値を図4.5.2に示した。



(a) 人為起源排出



<sup>(</sup>b) 生物起源排出 図 4.5.2 SMOKE で計算した排出量の全領域平均 (80 km 格子あたり)の月平均値

SAPRC-99 と CB05 の化学反応は VOC の反応に関するものであり、図 4.5.2(a) に示した VOC で ない物質については化学反応による違いがなかった。NO と CO については MEGAN による植生排出 を考慮することで値が大きくなった。NO<sub>2</sub>、SO<sub>2</sub>、CO、PM<sub>10</sub> は 1 月に年間で最大の値となり、6 月か ら 9 月の夏に最小の値となった。NH<sub>3</sub> については 3 月に最大の値となり 11 月から 1 月に最小の値と なった。この時間変動は SMOKE で使われている時間配分を反映していると考えられる。冬には暖 房により燃料の消費が大きくなるため排出量が大きくなるように時間配分がされていると思われる。

図 4.5.2(b) については CB05 と SAPRC-99 の化学反応で排出量に違いがでた。ETEHNE について は SAPRC-99 の方が CB05 よりも格子当たりの排出量が約 0.02 mol/s 高くなった。ISOPRENE に ついては MEGAN の生物起源排出を考慮しなかった場合は格子当たりの排出量が 0.01 mol/s 以下と なったが、MEGAN を考慮したケースでは格子当たり 6 moles/s 以上排出量が大きくなった。

### 4.6 CMAQ の計算結果

CMAQ の計算により得られた大気質の状況について説明する。

## 4.6.1 空間分布

CMAQ の 6 ケースの計算結果の内、以下の 5 物質の格子毎の 2012 年の年平均値を図 4.6.1 から 図 4.6.5 に示した。

 1. CO
 2. NO2
 3. O3
 4. PM2.5
 5. SO2

 図 4.6.1 から図 4.6.5 は左の列から以下の順番で計算結果を示している。

1. SAPRC-99 MEGAN あり

2. SAPRC-99 MEGAN なし

## 3. CB05 MEGAN なし



Yearly CCTM SAPRC-99 NO2 with MEGAN with MOZART on surface at 2012-01 to 2012-12 [ppm Yearly CCTM SAPRC-99 NO2 without MEGAN with MOZART Yearly CCTM CB05 NO2 without MEGAN with MOZART nV1 nVl [ppmV] surface at 2012-01 to 2012-12 on surface at 2012-01 to 2012-12 0.040 0.040 0.040 40°N 0.035 40°N 0.035 40°N 0.035 0.030 30° 0.030 0.030 30°N 3008 0.025 0.025 0.025 20°N 20°N 20° 0.020 0.020 0.020 10°N 10 0.015 0.015 0.015 0° 0.010 0 0.010 0 0.010 0.005 0.005 0.005 10°S 1000 1009 000 000 0 000 110°E 120°E 130°E 140 110°E 120°E 130°E 120°E (a) MOZART ありの計算ケース Yearly CCTM SAPRC-99 NO2 with MEGAN without MOZART on surface at 2012-01 to 2012-12 [ppmV Yearly CCTM CB05 NO2 without MEGAN without MOZART Yearly CCTM SAPRC-99 NO2 without MEGAN without MOZART [ppmV] 2012-01 to 2012-12 on surface at 2012-01 to 2012-12 [ppmV] 0.040 0.040 0.040 40°ľ 0.035 0.035 40°N 0.035 0.030 30° 0.030 0.030 30°N 30°N 0.025 0.025 0.025 20°N 20°N 20°I 0.020 0.020 0.020 10°N 10°N 10°N 0.015 0.015 0.015 00 0.010 04 0.010 0.010 0 0.005 10° 0.005 0.005 10°S 10°5 000 .000 0.000 100°E 110 120°E 130

(b) MOZART なしの計算ケース

図 4.6.2 NO<sub>2</sub> の CMAQ の計算値の 2012 年の年平均値の空間分布



図 4.6.3 O3 の CMAQ の計算値の 2012 年の年平均値の空間分布

Yearly CCTM SAPRC-99 PM2.5 without MEGAN with MOZART

on surface at 2012-01 to 2012-12

[ug m31 Yearly CCTM CB05 PM2.5 without MEGAN with MOZART on surface at 2012-01 to 2012-12 [ug/n

. m31

Yearly CCTM SAPRC-99 PM2.5 with MEGAN with MOZART on surface at 2012-01 to 2012-12 [ug/m

[ug/m3]



- 52 -

図 4.6.4 PM<sub>2.5</sub> の CMAQ の計算値の 2012 年の年平均値の空間分布



図 4.6.5 SO<sub>2</sub> の CMAQ の計算値の 2012 年の年平均値の空間分布

### CO の空間分布 (図 4.6.1)

MEGAN による植生排出を考慮した 2 ケースにおいて、他のケースよりも CO の濃度がイン ドからインドネシア、中国南部において 0.4 ppmV 程度高い。また、MOZART ありの計算 ケースでは 10°N 以上の領域で MOZART なしのケースよりも 0.005 ppmV 程度濃度が高い。 SAPRC-99 と CB05 の化学反応の選択による濃度の違いは見られない。

考察: CO は安定な化学物質であり MOZART により境界から流入することで濃度が上昇した と考えられる。MEGAN により植生排出により CO の排出量が加わったことでインドやマ レーシアなどの東南アジアで濃度が高くなったと考えられる。

NO2 の空間分布 (図 4.6.2)

MEGAN の植生排出を考慮した 2 ケースではインド、中国、タイ、マレーシア、インドネシア、 オーストラリアで他のケースよりも NO<sub>2</sub> 濃度が高い。SAPRC-99 と CB05 の化学反応の選択 による濃度の違いは見られない。境界条件へ MOZART を使うかどうかによる濃度の違いも見 られない。マレーシア (100°E、3°N 付近)、韓国 (130°E、38°N 付近) などで周囲よりも濃度の 高いセルが存在している。

考察: 図 4.5.2(a) からわかるように MEGAN からは NO の排出量は推計されているが、NO<sub>2</sub> の排出量は推計されていない。MEGAN を入れた 2 ケースで NO<sub>2</sub> の濃度が高くなったこ とから、NO が化学反応により NO<sub>2</sub> に変化したため MEGAN の植生排出を考慮すると NO<sub>2</sub> 濃度が高くなったと考えられる。NO<sub>2</sub> は雨や雲による湿性沈着により大気中から除 去されるため、MOZART による境界からの流入は途中で除去され計算結果に反映されな かったと考えれる。

O3 の空間分布 (図 4.6.3)

MEGAN の植生排出を考慮した 2 ケースではインド全域、中国全域、インドネシア南部におい て  $O_3$  濃度が他ケースより高い。MOZART による境界条件を選択したケースは、MOZART な しのケースよりも 20°N 以南で濃度が 0.01 ppmV 程度低い。また、20°N 以南かつ計算領域の 境界付近で MOZART ありのケースは MOZART なしのケースよりも 0.02 ppmV 程度濃度が 低い。化学反応による違いとして、CB05 は SAPRC-99 よりも 20°N 以南で 0.005 ppmV 程度 濃度が高い。

**考察:** MOZART の計算結果を境界条件に採用すると O<sub>3</sub> 濃度が境界付近で特に低くなっている。このことから、境界から O<sub>3</sub> の生成を阻害するような化学物質が流入してきていると考えられる。

## PM<sub>2.5</sub>の空間分布 (図 4.6.4)

MEGAN の植生排出を考慮すると考慮しないケースよりも、インドやバングラデシュ、中国、 インドネシア、日本で PM<sub>2.5</sub> 濃度が数 µg/m<sup>3</sup> から 10 µg/m<sup>3</sup> 程度高い。CB05 と SAPRC-99 の 化学反応による違いは見られない。MOZART ありのケースでは無いケースよりも太平洋で数 µg/m<sup>3</sup> 濃度が低い。

考察: MOZART の計算結果を境界条件に採用すると PM<sub>2.5</sub> 濃度が低くなっている。このこ とから、境界から PM<sub>2.5</sub> の生成を阻害するような化学物質が流入してきていると考えら れる。

SO2 の空間分布 (図 4.6.5)

MEGAN の植生排出の選択による濃度の違いが見られない。CB05 と SAPRC-99 の化学反応 による違いは見られない。

**考察**: 図 4.5.2(c) からわかるように MEGAN からは SO<sub>2</sub> の排出量は推計されていない。SO<sub>2</sub> の濃度には MEGAN で推計された CO、NO、VOC による影響が化学反応の過程でなかったため植生排出の有無による濃度の違いがなかったと考えられる。

4.6.2 時間分布

CMAQの計算値を全領域で平均し、80km格子あたりにした値の月平均値を図4.6.6に示した。



図 4.6.6 CMAQ の計算結果の領域平均の月平均値

図 4.6.6 において、SO<sub>2</sub> を除いた NO<sub>2</sub>、CO、O<sub>3</sub>、PM<sub>2.5</sub>、O<sub>3</sub> の化学種で MEGAN の植生排出を考慮した 2 ケースがその他のケースよりも値が大きくなった。

# COの時間分布 (図 4.6.6(c))

CO では、SAPRC-99 の化学反応では境界条件に MOZART を使うと 0.02 ppmV 程度濃度が高 い。これは、CO は他の化学物質とあまり反応しないため、境界から流入してきた CO が残る ためだと思われる。時間分布としては、植生排出を考慮した 2 ケースでは 5 月に最大濃度、1 月に最低濃度を示し、夏に高濃度、冬に低濃度という季節変動を示した。植生排出を考慮しな い残り 4 ケースでは、1 月に最大濃度、7 月に最低濃度となり冬に高濃度、夏に低濃度という 季節変動を示した。図 4.5.2(d) に示した SMOKE の CO の排出量の時間分布をみると植生排 出を考慮することで夏の CO の排出量が増加している。しかし、年間で見ると 1 月 (冬) に最大 排出量で 5 月 (夏) に最低排出量となっている。これに従うならば、植生排出をいれても CO の 濃度は冬に最大で夏に最小となるはずである。MEGAN によって夏に排出量の増加した VOC 化学種などが、大気中で化学反応しその副生成物として CO が発生し夏に CO 濃度が高くなっ たのだと考えられる。

## NO2 の時間分布 (図 4.6.6(a))

NO<sub>2</sub> は植生排出を考慮すると濃度が高くなるが、それ以外の化学反応・MOZART による境界 条件によっては濃度にほとんど変化がない。時間分布としては、植生排出を考慮していない ケースでは SO<sub>2</sub> と同様に1月に最大濃度、7月に最低濃度となり冬に高濃度、夏に低濃度とい う季節変動を示した。一方、植生排出を考慮したケースでは7月から8月に最大濃度を示し 11月に最低濃度を示した。図4.5.2(b)で示した SMOKEの NO<sub>2</sub>の排出量を見る限り、NO<sub>2</sub> は 植生排出により排出量は変化していない。しかし、図4.5.2(a)で示した NO の排出量を見ると 植生排出の考慮により排出量が増加している。このことから、NO<sub>2</sub>の濃度は NO と NO<sub>2</sub> の排 出から大気中で化学反応により生成していると考えられる。そのため、植生排出を考慮により NO<sub>2</sub> の濃度が上昇したと思われる。

O3 の時間分布 (図 4.6.6(e))

O<sub>3</sub>の時間分布を見ると、植生排出を考慮した 2 ケースでは 8 月に最大濃度、1 月に最低濃度 を示し、夏に高濃度、冬に低濃度という季節変動を示した。植生排出を考慮しない残り 4 ケー スでは、1 月に最大濃度、8 月に最低濃度となり冬に高濃度、夏に低濃度という季節変動を示 した。これは MEGAN の植生排出により夏に VOC の排出量が増え、大気中でそれらの化学反 応により O<sub>3</sub> が夏に多く生成されたためだと思われる。

#### PM<sub>2.5</sub>の時間分布 (図 4.6.6(d))

PM<sub>2.5</sub>の時間分布を見ると、全計算ケースで1月に最大濃度、7月に最低濃度となり冬に高濃度、夏に低濃度という季節変動を示した。

### SO2 の時間分布 (図 4.6.6(b))

SO<sub>2</sub> についてはケースによる差が最大で約 0.0001 ppmV 程度であり、化学反応・植生排出・ MOZART による境界条件の影響がほとんどないといえる。時間分布としては、1 月に最大濃 度、7 月に最低濃度となり冬に高濃度、夏に低濃度の季節変動を示した。これは図 4.5.2(c) に 示した SMOKE の SO<sub>2</sub> の排出量に従ったためだと思われる。

PM<sub>2.5</sub> と O<sub>3</sub> では、SAPRC-99 の化学反応において境界条件に MOZART を使うと、使わない場合に 比べ約 10 %濃度を過小評価している。これは境界から PM<sub>2.5</sub> や O<sub>3</sub> の生成を阻害する物質が流入し てくるためだと考えられる。

SAPRC-99 と CB05 の化学反応による違いに注目すると、 $O_3$  を除く CO、 $NO_2$ 、 $PM_{2.5}$ 、 $SO_2$  では 化学反応による濃度の違いが見られない。しかし、 $O_3$  では SARPC-99 は CB05 の約 4 %濃度を過小 評価している。これは SAPRC-99 と CB05 は VOC に関する化学種や化学反応が異なっているためで あり、VOC との関係が強い  $O_3$  の濃度において違いが出たためだと思われる。

#### 4.6.3 観測との比較

計算の妥当性を確認するため、PM<sub>2.5</sub> と O<sub>3</sub> の濃度を日本の常時観測と比較した。環境省 (2006) は 以下に示した事実を根拠の一つとして、光化学オキシダントの大部分は O<sub>3</sub> で構成されており、O<sub>3</sub> 以 外の寄与は極めて小さいとして、O<sub>3</sub> の値を光化学オキシダントの値として差し支えないとの判断を 下している。

光化学オキシダントにおける主成分のオゾン以外の PAN(ペルオキシアセチルナイトラート) の大気中濃度は、1976 から 85 年の平均で 0.0008ppm であり、高濃度時でも 0.01ppm 前後と 低いこと (早福ら「東京都環境科学研究所年報 1988 年」)

そのため、本研究では光化学オキシダントも O3 として取り扱っている。

大気汚染の観測データとしては EANET (Acid Deposition Monitoring Network in East Asia)(2013) や国立環境研究所 (2013) の環境数値データベースがある。しかし、計算対象期間のすべてをカバー する範囲のデータが公開されていなかったため、日本の地方自治体が公開している観測データを収集





図 4.6.7 大気汚染常時観測所の位置

比較対象期間は計算期間と同じ 2012 年 1 月から 2013 年 3 月である。Hinohara-mura については 観測データを時間値として入手できた。ただし、2012 年の 1 月から 3 月の期間のデータは入手でき なかった。Hinohara-mura は都市から離れた山間部に位置している。そのため、他の観測所と比べて 都市の交通などからの局所的・瞬間的な排出の影響が小さい。そのため、大気質モデルの精度を比較 する上で適した観測値だといえる。

残りの観測所は月平均値として観測データを入手できた。そのため、Hinohara-mura については日 平均値との比較を行い、残りの観測所は月平均値との比較を行った。

PM<sub>2.5</sub> と O<sub>3</sub> 濃度の観測の月平均値との比較結果を図 4.6.8 と図 4.6.9 に示した。Hinohara-mura での PM<sub>2.5</sub> 濃度と O<sub>3</sub> 濃度の観測の日平均値との比較結果を図 4.6.10 に示した。



図 4.6.8 月平均 PM<sub>2.5</sub> 濃度の比較



図 4.6.9 月平均 O<sub>3</sub> 濃度の比較



(a) PM<sub>2.5</sub> の比較



図 4.6.10 Hinohara-mura での CMAQ の計算値の日平均値との比較

PM<sub>2.5</sub>の比較 (図 4.6.8 と図 4.6.10(a))

図 4.6.8 に示した 4 地点で、MEGAN の植生排出を入れた 2 ケースのみが 5 月から 8 月の夏 の  $PM_{2.5}$  の高濃度ピークに追随している。特に、(a) Yokohama-shi Tsurumi-ku の 7 月と (b) Sakai-shi Nishi-ku の 5 月から 8 月の再現性が高い。(c) Kasaoka-shi と (d) Sakaide-shi では 4 月の高濃度の再現性は高かったが、5 月から 7 月にかけて過大評価となっている。MOZART による境界条件による違いはほとんど見られない。全体として計算は観測に比べ濃度を過小評 価している。CB05 と SAPRC-99 による化学反応の違いはほとんど見られない。図 4.6.10(a) においても傾向は同様で、5 月から 9 月の夏において MEGAN の植生排出の考慮した 2 ケース は  $PM_{2.5}$  の高濃度ピークに追随している。しかし、12 月から 3 月にかけては全計算ケースに おいて観測に比べ濃度を過大評価していた。

考察: 植生起源排出を考慮することで夏の PM<sub>2.5</sub>の高濃度ピークに追随する結果が得られた。しかし、観測を十分に再現するほどの計算結果は得られなかった。図 4.6.8 において、MEGAN の植生排出を入れたケースはどの地点でも夏のピークには追随できているが、MEGAN の植生排出の無いケースでは年間を通した平均値を比較すると、観測に比べて計算は過小評価している。そのため、入力排出インベントリの段階で PM<sub>2.5</sub> を再現するための要素を考慮できていない可能性がある。例えば、本研究で使った排出インベントリは火山による排出や船舶による排出は考慮できていない。

O3の比較 (図 4.6.9 と図 4.6.10(b))

図 4.6.9 に示した 4 地点で、MEGAN の植生排出を入れた 2 ケースは年間を通して観測の 2 倍 以上の値となり、O<sub>3</sub> 濃度を過大評価している。この 2 ケースと比べると、MEGAN の植生排 出を入れていない残り 4 ケースの方が観測に近い。全計算期間で平均して最も観測に近かった のは MEGAN の植生排出を入れず MOZART を境界条件に使用した以下の 2 ケースとなった。

- ・ SAPRC-99 MEGAN なし MOZART あり
- ・ CB05 MEGAN なし MOZART あり

図 4.6.10(b)) においても、MEGAN の植生排出を入れた 2 ケースでは 5 月から 12 月に観測の 2 倍程度の値となり、O<sub>3</sub> 濃度を過大評価している。

考察: MEGAN による植生排出を加えた 2 ケースのみ O<sub>3</sub> 濃度を過大評価していることから、 MEGAN による植生排出の推計結果に問題があるのではないかと思われる。本研究では MEGAN の植生排出の推計結果は空間分布と時間分布を確認するにとどまっており、他の 推計結果と比較していない。MEGAN の計算が妥当かどうかの検証が必要である。

#### 第5章 モデル群の応用に関するケーススタディ

第4章で東アジア地域における大気質シミュレーションについて説明した。この大気質シミュレー ションで使用したモデル群の応用として以下の2ケースのケーススタディを行った。

- 1. 排出源変動に対する感度解析
- 2. 健康影響評価

この章ではこれらのケーススタディについて説明する。

### 5.1 排出源変動に対する感度解析

### **5.1.1** 感度解析の計算式

ある地域・部門の排出量が大気汚染にどれくらいの影響を及ぼしているかを知るには感度解析が参 考になる。ここでいう感度とは、排出量の削減割合に対する大気汚染濃度変化率の割合である。基準 とする大気汚染濃度に対する基準とする大気汚染濃度と排出量を変化させた大気汚染濃度の濃度差の 割合が、対象地域・部門の排出量の変化の割合の差に対してどれくらいの比率になるかを示す割合で ある。この感度を推定する一連の作業を感度解析と呼んでいる。

感度を推定する計算式は式 (5.1.1) となる。また、式 (5.1.1) で使われている各項目は表 5.1.1 に示 した。

表511 感度の計算に登場する項目

$$SR_{area,sector} = \frac{C_0 - C_{area,sector}}{C_0} \div \left(1 - R_{area,sector}\right)$$
(5.1.1)

項目	説明
area	対象地域
sector	対象部門
$C_0$	排出量を変化させずに計算して得られた基準大気汚染濃度
Carea, sector	area かつ sector の排出量を変化させて計算した大気汚染濃度
Rarea, sector	感度を推定する対象地域 area、部門 sector の変化率
SR <sub>area,sector</sub>	対象地域 area、部門 sector の大気汚染濃度への感度

例えば、基準とする大気汚染濃度  $C_0=100$  であったとする。ある地域 area・部門 sector の排出量の 変化率  $R_{area,sector} = 0.8$  (80%) にして計算し、大気汚染濃度  $C_{area,sector} = 80$  となった場合、area、 sector からの排出は感度  $SR_{area,sector} = 1$  (100%) となる。

#### 5.1.2 感度解析の設定

本研究で行った寄与解析では、SMOKEの入力排出インベントリの内、全計算対象領域の、それぞ れ産業と家庭部門に該当する排出量を 20 %削減 (*Rarea,sector* = 0.8) した合計 2 ケースの計算を行っ た。これによりそれぞれ産業と家庭部門からの排出量の大気質への感度を推定した。

式 (5.1.1) における、各項目に該当するものに使用した設定を表 5.1.2 にまとめた。

項目	設定
area	全計算対象地域
sector	産業または家庭部門
Rarea, sector	0.8
<i>C</i> <sub>0</sub>	化学反応 SAPRC-99、排出量に MEGAN の植生起源あり、境界条件に MOZART ありで計算したケースの大気汚染濃度
C <sub>area,sector</sub>	<i>C</i> <sub>0</sub> と同じ条件と同じ化学反応、植生起源排出、境界条件の選択で、 <i>area</i> かつ <i>sector</i> の排出量を <i>R<sub>area,sector</sub></i> の割合にして計算した大気汚 染濃度

表 5.1.2 感度解析の設定

### 5.1.3 感度解析の結果

感度解析の結果は空間分布と時間分布を見ることで、感度がどのように分布しているかを確認した。さらに東アジア地域の首都における感度の時間変動を見ることで、国ごとの特性についても確認 した。

感度解析の対象とした物質は日本で大気汚染の環境基準が設定されている以下の5物質とした。

1. CO 2. NO<sub>2</sub> 3. O<sub>3</sub> 4. PM<sub>2.5</sub> 5. SO<sub>2</sub>

# (1) 空間分布

産業と家庭部門からの排出の CO、NO<sub>2</sub>、O<sub>3</sub>、PM<sub>2.5</sub>、SO<sub>2</sub> への感度の 2012 年の 1 月から 12 月の 年平均値の空間分布を図 5.1.1 に示した。



Residential Contribution for Yearly NO2 on Surface at 2012-01 to 2012-12



(d) 家庭部門からの排出の NO2 への感度



Industrial Contribution for Yearly O3 on Surface at 2012-01 to 2012-12

















空間分布

COへの感度 (図 5.1.1(a) と (b))

- 産業部門: 120°E、40°N 近辺 (中国の北京付近) において約 0.4 と高くなった。100°E、20°N から 130°E、50°N の領域 (中国東部) で 0.2 から 0.3 となった。それ以外の地域では 0.1 程度と感度が低い。
- 家庭部門: インドと中国東部において 0.3 程度となった。インドネシアのジャカルタ (110℃ 、 10℃ 5 付近) で 0.3 付近となった。それ以外の地域では 0.1 程度と低い。
- 考察: CO は交通や発電部門などの他の部門による排出による影響もあるため、家庭や産業部 門からの感度は相対的に低くなったと思われる。
- NO2 への感度 (図 5.1.1(c) と (d))
  - 産業部門: 中国東部と北部と日本の広域で感度が 0.5 から 0.6 と高い。マレーシア (100°E、 5°N 付近)、ブルネイ (115°E、5°N 付近) 中国上海 (120°E、25°N 付近)、110°E、35°N 付近 近や 140°E、45°N 付近、90°E、45°N 付近などで局所的に感度が 0.7 から 0.8 と高い地点 が存在した。
  - 家庭部門: 領域全体で 0.2 以下と感度が低い。
  - **考察:** 産業部門の感度が局地的に高い地点が散見された。これは産業部門の中に化学工場や 石油精製所などの点源が含まれているためだと思われる。
- O<sub>3</sub>への感度 (図 5.1.1(e) と (f))

産業部門、家庭部門ともに領域全体で感度が0.2程度以下と低い。

**考察:** O<sub>3</sub> の生成は VOC による影響が大きいと考えられ、MEGAN による植生排出による感度が大きいと想定される。そのため、相対的に産業と家庭からの排出の O<sub>3</sub> への感度が低くなったと考えられる。

PM<sub>2.5</sub> への感度 (図 5.1.1(g) と (h))

- **産業部門:** 中国全域と韓国、北朝鮮、ベトナム、マレーシアで 0.4 から 0.6 と感度が高い。南シ ナ海 (115°E、15°N 付近) と太平洋沖 (130°E、20°N 付近) でも 0.4 から 0.6 と感度が高い。
- 家庭部門: 中国北部 (130°E、45°N 付近)、北朝鮮 (130°E、40°N)、インド全域、スリランカ、 パキスタン、バングラデシュで 0.4 から 0.6 と感度が高い。インド北部の国境沿い (80°E から 90°E の 30°N 付近)、ベトナムのホーチミン (106°E、10°N 付近)、インドネシアの ジャカルタ (110°E、0.8°S 付近) で 0.6 から 0.7 と感度が高い。
- **考察**: 太平洋沖において産業部門からの感度が高く、インド洋沖において家庭部門からの感度 が高くなっている。これは気流にのってそれぞれ中国付近とインド付近からの排出が、海 洋上において海塩粒子や水分により結合することで粒子が生成されたためと考えられる。
- SO<sub>2</sub> への感度 (図 5.1.1(i) と (j))
  - 産業部門: ロシア、オーストラリア、ニュージーランドを除く広範囲で感度が 0.5 から 1 と高 い。日本の北海道や東北地域 (140°E、40°N 付近)、パキスタン、フィリピン、マレーシア、 タイ、中国の上海、100°E、40°N 付近、インドネシアのジャカルタ (110°E、13°S 付近)、 太平洋沖 (150°E、30°N 付近) で感度が 0.7 から 1.0 と高い。
  - 家庭部門: 領域全体で感度が 0.2 程度以下と低い。

考察: SO<sub>2</sub> は産業部門からの感度が全体として高く SO<sub>2</sub> の濃度の決定要素の一つだといえる。 (2) 時間分布

計算対象領域の全領域で平均をとった、月平均値の 2012 年 1 月から 2013 年 3 月の時間分布を 図 5.1.2 に示した。値は格子 (80 km×80 km) 当たりとなっている。



図 5.1.2 産業と家庭部門からの排出の CO、NO<sub>2</sub>、O<sub>3</sub>、PM<sub>2.5</sub>、SO<sub>2</sub> への感度の領域 (80 km 格子) 平 均値の月平均値の時間分布

CO への感度 (図 5.1.2(a))

産業と家庭部門の両方で11月から2月の冬に感度が高くなり、6月から8月の夏に感度が 低い。

考察: 冬における熱需要から排出量が増加したため、冬に感度が高くなり夏に感度が低くなったと考えられる。

NO<sub>2</sub> への感度 (図 5.1.2(b))

産業部門で11月から2月の冬に感度が高くなり、6月から8月の夏に感度が低い。家庭部門 については大きな時間変動を示さずほぼ一定となった。

- **考察**: 冬における熱需要から排出量が増加したため、冬に感度が高くなり夏に感度が低くなったと考えられる。
- O3 への感度 (図 5.1.2(c))

3月から5月の春に産業部門からの感度が高い。

- **考察**: 気温や日射による化学反応の進行などにより、春に産業部門からの感度が高くなったの ではないかと考えられる。
- PM<sub>2.5</sub> への感度 (図 5.1.2(d))

12月から2月の冬に家庭部門からの感度が高い。6月から8月の夏に産業と家庭部門からの感

度が高い。

**考察**: 冬に家庭部門からの感度が高いのは、暖房などによる燃料消費が原因だと考えられる。 夏に産業と家庭からの感度が高いのは、冷房によるエネルギー消費が原因だと考えられる。

SO<sub>2</sub> への感度 (図 5.1.2(e))

年間を通して 0.1 を超えるような大きな時間変動はせず、年間を通して、産業部門からは約 0.6、家庭部門からは約 0.1 の一定の感度となった。

考察: 季節によらず年中操業しているため産業部門からの感度が高いと考えられる。曜日ご とに濃度を確認できれば休日と平日の違いを確認でき、操業中か休業中かの違いを確認で きると思われる。

(3) アジア地域の首都での時間分布

感度解析の結果を東アジア地域の主要な国の首都での月平均値により、季節や地域によって感度が どのように変動するかを確認した。対象とした東アジア地域の首都の地点を図 5.1.3 に示し、その座 標を表 5.1.3 に示した。計算対象領域をカバーできるように 9 地点を設定した。



東アジアの首都での産業と家庭部門からの排出の感度の月平均値を図 5.1.4 に示した。


(a) CO の首都における感度

# Emission Sector Contribution for Monthly NO2 on Surface



(b) NO<sub>2</sub> の首都における感度





(c) O<sub>3</sub>の首都における感度



- 69 -

(d) PM<sub>2.5</sub> の首都における感度



<sup>(</sup>e) SO<sub>2</sub>の首都における感度 図 5.1.4 東アジア地域の 9 首都での産業と家庭の感度の月平均値

CO への感度 (図 5.1.4(a))

Dhaka、Beijing、Delhi、Seoul、Bangkok では 10 月から 3 月の冬にかけて産業と家庭の両方で 感度が高くなる。Beijing、Seoul では産業部門からの感度が 0.1 以上あり残り 7 地域より高い。 考察: CO は燃料の不完全燃焼により発生するため、気温の低くなる冬では燃焼のための予熱 が十分にできず CO の感度が高くなると思われる。Beijing と Seoul は残り 7 地域と異な り高緯度に位置しており気温が低い。産業からの熱供給が増えるため産業部門からの CO の感度も高くなったと考えられる。

# NO2 への感度 (図 5.1.4(b))

全地点で家庭からの感度が最大でも 0.2 以下と低い。Beijing、Seoul では 10 月から 3 月の冬 に産業部門からの感度が高い。Tokyo は大きな月変動を示さず、6 月から 9 月の夏でも感度が 0.2 と他の地点よりも高い。それ以外の地点では家庭からの感度は平均して 0.1 以下と低い。

考察: Beijing、Seoul に冬に産業からの感度が高いのは、暖房による熱供給だと思われる。 Tokyo で夏場も産業の感度が 0.2 と他の地点よりも高いのは、年間を通して電力の消費が 大きいためだと思われる。

# O3 への感度 (図 5.1.4(c))

全地点で産業と家庭部門からの感度を合計しても平均 0.1 以下と感度が低い。

考察: 産業と家庭からの排出は O<sub>3</sub> への感度が低いため、O<sub>3</sub> の濃度の要因を探るには、他の 発電や交通などの部門からの排出や、MEGAN による植生起源排出からの感度を調べる必 要がある。

PM<sub>2.5</sub> への感度 (図 5.1.4(d))

Tokyo では 11 月から 2 月の冬に家庭からの感度が 0.8 と高い。Tokyo では産業部門の感度は 冬に比べて夏に高くなっている。Beijing では産業からの感度が平均して 0.4 と高い。

考察: Tokyo で冬に家庭からの感度が高いが、Beijing では産業部門の感度が高い。冬に感度 が高くなっていることから、暖房による熱需要が原因だと考えられる。

SO<sub>2</sub> への感度 (図 5.1.4(e))

 全地点で産業部門の感度が 0.4 以上と高い。Dhaka、Kuala LumPur を除けば産業の感度が 0.6
 以上と高い。一方、家庭部門の感度は Dhaka、Jakarta、Beijing、Tokyo で感度が 0.2 となった。
 考察: SO<sub>2</sub> は産業からの感度がどの地点でも高い。SO<sub>2</sub> の濃度を下げるには産業部門の排出 を減少させることが効果的だといえる。

### 5.2 健康影響の評価

山本 (2014) が採用した手法を元に、計算した大気汚染濃度を使って大気汚染による死亡数を推定 した。

# **5.2.1** 健康影響の評価方法

山本 (2014) は Chen *et al.* (2012) の研究から以下の式 (式 (5.2.1)) から式 (式 (5.2.3)) の式を健康影響の評価式として使用した。

$$\Delta RR = \exp\left(\beta \times \Delta C\right) \tag{5.2.1}$$

$$\Delta AP_k = (\Delta RR - 1) \div \Delta RR \tag{5.2.2}$$

$$E = \Delta AP \times f \times P \tag{5.2.3}$$

これらの式に使用されている変数は表 5.2.1 に示した。

表 5.2.1 健康影響の評価式に登場する変数

変数	説明
$\Delta RR$	相対リスクの変化
β	大気汚染の変化 µg/m <sup>3</sup> あたりの健康影響の変化率
$\Delta C$	大気汚染濃度の変化
$\Delta AP_k$	健康エンドポイント k の発生率の変化
Ε	大気汚染に起因する死亡数
f	全死因の死亡率
Р	暴露人口

ここで、健康エンドポイント k としては死亡のみを取り扱っている。 $\Delta C$  は本来なら  $\Delta C = C_0 - C$ のように基準濃度  $C_0$  と大気汚染濃度 C との差により求まる。ここでは  $C_0 = 0$  とした。健康影響評価に使用した大気汚染濃度は、PM<sub>2.5</sub>の再現性が最も高かった化学反応 SAPRC-99 で、MEGAN による植生起源を考慮し、MOZART による境界条件を考慮した計算ケースのものを使用した。

β は濃度反応関数 (Concentration Response function、CR 関数ともいう) と呼ばれ、大気汚染濃度が

1 単位上昇したときの症例の発症率の増加である。この値は Chen *et al.* (2012) の研究から表 5.2.2 に 示した値を使った。

表 5.2.2 計算で使用し	したβの値	Chen <i>et al</i> .	(2012)
----------------	-------	---------------------	--------

Pollutant	$\beta \ [\% per \ \mu g/m^3]$
PM <sub>10</sub>	0.0859
$O_3$	0.0965

対象国における全ての理由による 1000 人あたりの年間死亡者数を死亡率としてまとめた表を以下 に表 5.2.3 に示した。出典は World Development Indicators, October 2013 (World Bank, 2013) で、各 国における 2011 年における年間死亡者数を、その年の人口で割った値を 1000 倍することにより算出 している。また、台湾は中国の値で代用した。

国名	死亡率	国名	死亡率
	(人/1000人)		(人/1000人)
アフガニスタン	8.4	ミャンマー	8.5
オーストラリア	6.6	モンゴル	6.8
バングラデシュ	5.8	マレーシア	4.6
ブルネイ	3	ネパール	6.8
ブータン	6.6	パキスタン	7
中国	7.1	フィリピン	6
香港	13.9	パプアニューギニア	7.7
インドネシア	6.3	北朝鮮	9.1
インド	7.9	ロシア	13.5
日本	9.9	シンガポール	4.5
カザフスタン	8.7	タイ	7.5
キルギスタン	6.5	タジキスタン	7.8
カンボジア	6.1	トルクメニスタン	7.8
韓国	7.9	東ティモール	6.1
ラオス	6.2	台湾	7.1
スリランカ	7	ウズベキスタン	7.8
モルディブ	3.4	ベトナム	5.6

表 5.2.3 対象国の国別死亡率 (山本, 2014)

人口は Landscan2008 (Bright et al., 2009) により 0.5° メッシュの格子に人口を割り当てた。

### 5.2.2 健康影響の推定結果

健康影響の推定結果を図 5.2.1 に月別の死亡者数と 2012 年の総死亡者数を示した。推定自体は格 子毎に行ったが、図 5.2.1 では中国、インドネシア、インド、日本、韓国での死亡者数と全計算対象 領域の死亡者数を示している。



図 5.2.1 2012 年の PM<sub>2.5</sub> による死亡者の推定結果

図 5.2.1(a) では、10 月から 3 月の秋から冬に死亡者数が多い。5 月から 8 月の夏は全領域の総死亡 者数が冬の 50 %から 30 %にまで減少している。夏における死亡者数は中国での死亡者数が 70 %程 度と大部分を占めている。冬においては中国、インドネシア、インド、日本、韓国を除いた国々にお ける暖房により大気汚染濃度が上昇し全領域の総死亡者数が増加するが、夏においてそうした暖房の 使用が減り総死亡者数が減少すると考えられる。

図 5.2.1(b) では、2012 年に東アジア地域全域で PM<sub>2.5</sub> により合計 769 000 人の死亡者を推定した。 また、この内半分以上の 473 000 人が中国における死亡者となった。

この推定結果が妥当であるかを確かめるために他の研究での推定結果と比較した。比較対象とした 推計結果は以下の2種類である。

• Global Health Observatory (GHO) (WHO, 2008)

• Global Burden of Diseaes Study 2010 (GBD 2010) (Lim et al., 2012)

GHO (WHO, 2008) は WHO による健康に関する統計となっており次の URL (http://apps.who.int/gho/ data/node.main) でアクセスできる。GHO で提供されている最新の大気汚染による死亡者数の推計結 果は、2008 年の屋外の大気汚染による死亡者数 (Outdoor air pollution attributable deaths) である。

GBD 2010 (Lim et al., 2012) は、米国ワシントン大学保健指標・保健評価研究所(IHME)、東京 大学大学院医学系研究科、豪州クイーンズランド大学、米国ハーバード大学公衆衛生大学院、米 国ジョンズ・ホプキンス大学 ブルームバーグ公衆衛生大学院、英国インペリアル・カレッジ、世 界保健機関(WHO)の7つの機関の共同研究として 2007 年から始まった健康調査である (渋谷, 2012)。GBD 2010の調査結果は次の URL (http://ghdx.healthmetricsandevaluation.org/global-burdendisease-study-2010-gbd-2010-data-downloads) でアクセスできる。比較対象としたデータは 2010 年 の PM<sub>2.5</sub>(Ambient particulate matter pollution) による死亡者数の推定結果である。この推定には、全球 化学輸送モデル TM5 の計算結果と衛星の両方の大気汚染濃度の推定結果を組み合わせて、0.1°×0.1° の格子解像度(赤道付近で約 11 km 格子) に配分し、地上観測の PM<sub>2.5</sub> と結びついた濃度を使って いる。

これらの死亡者数の比較では、中国、インドネシア、インド、日本、韓国の総死亡者数により比較 を行う。表 5.2.4 に示したとおり手法毎に推計年と比較に使用した汚染物質が異なっている。そのた め、条件が同じ比較ではないことに注意が必要である。

表 5.2.4 大気汚染の死亡者数の比較の条件 手法 推計年 比較対象汚染物質 山本 (2014) 2012 PM<sub>2.5</sub> GHO 2008 2008 全大気汚染物質 GBD 2010 2010 PM<sub>2.5</sub>

山本 (2014) の手法により推定した結果と GHO、GBD2010 による年間の死亡者数の推定結果の比較を図 5.2.2 に示した。



山本 (2014) による推計手法は中国、インドネシア、インド、日本、韓国の全てで GHO 2008 の推 計結果とほぼ同一の死亡者を推計した。しかし、GBD 2010 による推計結果と比較すると、中国とイ ンドにおいて山本 (2014) による方法が GBD 2010 の推計結果の約 30 %の死亡者数を推定し、過小評 価となった。GBD 2010 では大気汚染の濃度に衛星観測や現地の地上観測を使うことでより精度が高 いと想定される。実際の高濃度の大気汚染濃度を再現できなかったため本研究は GBD 2010 よりも死

亡者数を低く推定したと思われる。

### 第6章 結言

本研究の成果をまとめ、今後の研究課題について述べる。

### **6.1** 本研究の成果

副次的効果を評価に必要な大気質モデル精度の向上のために、東アジア地域をカバーする領域で 2012 年1月から 2013 年3月の期間で大気質シミュレーションを行った。このシミュレーションの中 で、以下の3種類の条件に応じた合計6ケースの計算を行った。

- 化学反応として CB05 または SAPRC-99 の選択
- 入力の排出量として MEGAN による植生起源排出の有無
- 境界条件として MOZART の計算結果の有無

大気質シミュレーションに使用する気象場については、気象庁 (2013)の常時観測と日平均値を比較す ることで気象場の計算精度を検証した。検証の結果、気温についてはモデル計算は観測の時間変動を 良好に再現した。

MEGAN による植生起源排出は、マレーシアやインドネシアといった東南アジアで排出量が多いという空間分布を示し、7月に高く1月に低いという時間分布を示した。

CMAQ による大気質シミュレーションでは、境界条件に MOZART を使用すると、CO 濃度は使 わない場合の濃度の約 10 %上昇し、PM<sub>2.5</sub> と O<sub>3</sub> の濃度は使わない場合の濃度の約 10 %減少した。 SO<sub>2</sub> と NO<sub>2</sub> については境界条件の選択による違いはなかった。化学反応では、CO、NO<sub>2</sub>、PM<sub>2.5</sub>、 SO<sub>2</sub> では SAPRC-99 と CB05 の化学反応による違いがなかった。しかし、O<sub>3</sub> については違いが見ら れ、SAPRC-99 の計算は CB05 の約 4 %濃度を低く評価した。

PM<sub>2.5</sub> と O<sub>3</sub> の推計濃度を観測と比較すると、PM<sub>2.5</sub> は植生排出を考慮することで観測における夏 の PM<sub>2.5</sub> の高濃度ピークに追随した。しかし、O<sub>3</sub> は植生排出を考慮することで観測に比べ濃度を過 大評価した。

使用したモデル群の応用として産業と家庭部門の排出源変動に対する感度解析と健康影響評価を 行った。感度解析により、SO<sub>2</sub> は産業からの排出の感度が広範囲で年間を通して約 0.5 以上と高いこ とがわかった。一方、O<sub>3</sub> は産業と家庭からの排出の感度が領域全体で年間を通して約 0.2 以下と低 いことがわかった。健康影響評価では、山本 (2014)の手法を使用し 2012 年の PM<sub>2.5</sub> による死亡者数 を推定した。推定の結果、2012 年の合計で PM<sub>2.5</sub> により合計 769 000 人の死亡者を推定した。また、 この内半分以上の 473 000 人が中国における死亡者となった。

### 6.2 課題

今後の検討課題について述べる。

### 気象場の検証

本研究では WRF によって計算した気象場を地上観測と比較することで妥当性を検証した。し かし、格子サイズが 80 km と荒いことと、地上での気象条件は周囲の地形の影響を受けること を考慮すると、地形の影響を減らすために高層気象との観測が必要である。高層気象観測とし ては京都大学生存圏研究所 (2012) が配布しているウィンドプロファイラによる風速との比較 が可能である。地上観測での気温との比較において、計算が観測よりも過小評価になった原因 の一つとして都心の人工排熱が挙げられる。この問題を解決するために WRF の物理オプショ ンについても検討が必要である。

### MEGAN の排出推計の検証

CMAQ の計算結果と観測との比較では、MEGAN による植生排出を考慮すると O<sub>3</sub> を観測より も過大評価した。植生排出を加えない計算ケースのほうが観測に近い値となった。そのため、 MEGAN の計算結果に問題があると思われる。本研究では MEGAN の計算結果については空 間分布と時間分布の確認に留まっており、他の植生排出の推計結果との比較は行わなかった。 他の植生排出の推計としては例えば Guenther *et al.* (1995) によるものがある。こうした他の植 生排出の推計結果と MEGAN の計算結果を比較することで植生排出の妥当性を検証すること が必要である。MEGAN の入力に使用している排出係数や LAI、PFT は全て 2000 年代前半の ものであり、これらの入力データを更新することも必要であろう。

### 入力排出インベントリの検討

本研究では入力の排出インベントリとして Woo *et al.* (2012) が開発した SMOKE-Asia で使わ れていた INTEX-B と TRACE-P の排出インベントリを使っている。図 4.2.7 に示したとおり、 排出インベントリによって国・物質毎の排出量の推計値が異なっている。今回使った排出イン ベントリによる CMAQ による PM<sub>2.5</sub> と O<sub>3</sub> の濃度の観測の再現性は十分ではなかった。この 原因としては気象場の妥当性、選択した化学反応や境界条件なども考えられるが排出量インベ ントリも重要な要因である。したがって、排出量インベントリの検討が必要である。

#### 感度解析

本研究では、感度解析としてそれぞれ産業と家庭部門からの排出の感度を調べたが、O<sub>3</sub>については産業と家庭の両方からの排出の感度が低かった。そのため、O<sub>3</sub>への感度の高い部門の特定が必要である。また、排出部門だけでなく物質や地域ごとの感度を調べることで東アジア地域の大気質に重要な要素の解明につながると考えられるため、さらなる解析が必要である。

### 健康影響評価のパラメーターの検討

健康影響評価として PM<sub>2.5</sub> による大気汚染による 2012 年の死亡者数を推計し、GHO や GBD 2010 と推計結果を比較した。GBD 2010 の推計結果と比較した結果、本研究での死亡者数の推計は GBD 2010 の推計結果の約 30 %となり、大幅な過小評価となった。この原因の一つとして推計に使用する PM<sub>2.5</sub> 濃度の精度がある。GBD 2010 では衛星や地上観測を使いより精度の高い濃度分布を得ていると考えられる。健康影響の評価式で用いる、人口、死亡率、濃度反応関数についても検討が必要である。

#### 計算の効率化

CMAQ の計算では 2012 年 1 月から 2013 年の 3 月までの 1 ケースの計算を終了させるのにお よそ 2 週間かかった。また、CMAQ の出力ファイルのファイルサイズの合計は 1 ケースにつ きおよそ 2 TB の容量となった。計算機資源・時間の観点から、計算時間やデータの保存、さ らにはデータ解析にかかる時間を短縮することが必要である。これらの対策の一つとして考え られるのは CMAQ の出力ファイルのファイルサイズを小さくすることである。CMAQ の出力 濃度ファイルは 1 日あたり約 4 GB となりデータにアクセスするだけでも時間がかかる。本研 究では、CMAQ の計算で使用する η 座標は WRF の計算で使用した η 座標と同じレイヤ数を 使っている。しかし、実際に観測との比較を行ったり空間・時間の濃度分布を検討しているの は地表面である最下層レイヤのみである。地表面の濃度に影響を及ぼさないと思われる上空で レイヤ数を細かくする必要がないと思われる。したがって、CMAQの計算では上空でのηの 刻みを荒くしてレイヤ数を削減することで計算結果のファイルサイズを小さくすることが可能 である。

# 副次的効果の検討

本研究では、副次的効果の評価に耐えうるような精度の大気質シミュレーションを行うために 排出量や化学反応について検討した。また、使用したモデル群の応用として感度解析と健康影 響評価を行った。これらの応用をさらに発展させて、大気汚染物質の排出量の将来シナリオを 想定し、各シナリオごとの大気汚染濃度と死亡者数を推定することで効果的な排出規制につい ての検討が可能となる。大気質予測の精度を十分に確保できればこうした実践的な検討も行う べきである。

- Acid Deposition Monitoring Network in East Asia (EANET) (2013): Data Report on the Acid Deposition in the East Asian Region 2012. http://www.eanet.asia/product/datarep/datarep12/datarep12.pdf.
- Arakawa, A. (1966): Computational design for long-term numerical integration of the equations of fluid motion: Two-dimensional incompressible flow. Part I, *Journal of Computational Physics*, 1 (1), 119 -143.
- Binkowski, F. S. and S. J. Roselle (2003): Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) model aerosol component 1. Model description, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, **108** (D6), n/a–n/a. http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.174.3299&rep=rep1&type=pdf.
- Bright, E. A., P. R. Coleman, A. L. King, A. N. Rose, and M. L. Urban (2009): LandScan 2008.
- Carlton, A. G., P. V. Bhave, S. L. Napelenok, E. O. Edney, G. Sarwar, R. W. Pinder, G. A. Pouliot, and M. Houyoux (2010): Model Representation of Secondary Organic Aerosol in CMAQv4.7, *Environmental Science & Technology*, 44 (22), 8553-8560. http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es100636q.
- Carter, W. P. L. (2000): IMPLEMENTATION OF THE SAPRC-99 CHEMICAL MECHANISM INTO THE MODELS-3 FRAMEWORK, http://www.cert.ucr.edu/~carter/pubs/s99mod3.pdf.
- 茶谷聡 (2011): 日本国内の大気質に対する都市・半球スケール大気汚染の影響,名古屋大学大学院 環境学研究科地球環境科学専攻.博士論文,http://ir.nul.nagoya-u.ac.jp/jspui/bitstream/2237/14927/1/ k9140.pdf.
- Chen, Y.-L., Y.-H. Shih, C.-H. Tseng, S.-Y. Kang, and H.-C. Wang (2012): Economic and health benefits of the co-reduction of air pollutants and greenhouse gases, *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, **18** (8), 1125-1139. http://dx.doi.org/10.1007/s11027-012-9413-3.
- CMAS Center and Center for Environmental Modeling for Policy Development at The University of North Carolina at Chapel Hill (2013): SMOKE - Sparse Matrix Operator Kernel Emissions. http://www. smoke-model.org/index.cfm.
- EC-JRC/PBL (2011): Emission Database for Global Atmospheric Research(EDGAR), version 4.2. http://edgar.jrc.ec.europa.eu.
- Emmons, L. K., S. Walters, P. G. Hess, J.-F. Lamarque, G. G. Pfister, D. Fillmore, C. Granier, A. Guenther, D. Kinnison, T. Laepple, J. Orlando, X. Tie, G. Tyndall, C. Wiedinmyer, S. L. Baughcum, and S. Kloster (2010): Description and evaluation of the Model for Ozone and Related chemical Tracers, version 4 (MOZART-4), *Geoscientific Model Development*, 3 (1), 43–67. http://www.geosci-model-dev.net/3/43/2010/gmd-3-43-2010.pdf.
- European Environment Agency (2009): EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2009, 9, European Environment Agency. http://www.eea.europa.eu//publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009.
- Grabow, M., S. Spak, T. Holloway, B. Stone, A. Mednick, and J. Patz (2012): Air quality and exerciserelated health benefits from reduced car travel in the midwestern United States., *Environ Health Perspect*, **120** (1), 68-76.
- Graedel, T. E., T. S. Bates, A. F. Bouwman, D. Cunnold, J. Dignon, I. Fung, D. J. Jacob, B. K. Lamb,

J. A. Logan, G. Marland, P. Middleton, J. M. Pacyna, M. Placet, and C. Veldt (1993): A compilation of inventories of emissions to the atmosphere, *Global Biogeochemical Cycles*, **7** (1), 1–26.

- Guenther, A., T. Karl, P. Harley, C. Wiedinmyer, P. I. Palmer, and C. Geron (2006): Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature), *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6, 3181-3210. http://hal.archives-ouvertes.fr/docs/00/29/59/95/ PDF/acp-6-3181-2006.pdf.
- Guenther, A., C. N. Hewitt, D. Erickson, R. Fall, C. Geron, T. Graedel, P. Harley, L. Klinger, M. Lerdau, W. A. Mckay, T. Pierce, B. Scholes, R. Steinbrecher, R. Tallamraju, J. Taylor, and P. Zimmerman (1995): A global model of natural volatile organic compound emissions, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, **100** (D5), 8873–8892. http://rda.ucar.edu/pub/GEIA/docs/nvoc.txt.
- Guenther, A., C. Wiedinmyer, B. Baugh, S. Shepard, U. Ganesh, and G. Yarwood (2002): Final Report Biogenic VOC Emission Estimates for the TexAQS 2000 Emission Inventory: Estimating Emissions During Periods of Drought and Prolonged High Temperatures and Developing GloBEIS3, http://www. globeis.com/data/globeis3report.11apr02.pdf.
- Haltiner, G. J. and R. T. Williams (1980): Numerical Prediction and Dynamic Meteorology: Wiley, 2nd edition.
- Hansen, M. C., R. S. DeFries, J. R. G. Townshend, M. Carroll, C. Dimiceli, and R. A. Sohlberg (2003): Global Percent Tree Cover at a Spatial Resolution of 500 Meters: First Results of the MODIS Vegetation Continuous Fields Algorithm, *Earth Interact.*, 7 (10), 1–15. http://dx.doi.org/10.1175/1087-3562(2003)007<0001:GPTCAA>2.0.CO;2.
- 早福孝, 宇田川満 (1988): 9 年間の PAN 連続測定結果- 1976~1985 -. http://www.tokyokankyo.jp/kankyoken\_contents/report-news/1988/1988taiki7.pdf.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (2006): Reporting Guidance and Tables, in , 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, 1, Chap. 8. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/ public/2006gl/vol1.html.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (2007a): Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (2007b): Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007.
- Jacob, D. J., J. H. Crawford, M. M. Kleb, V. S. Connors, R. J. Bendura, J. L. Raper, G. W. Sachse, J. C. Gille, L. Emmons, and C. L. Heald (2003): Transport and Chemical Evolution over the Pacific (TRACE-P) aircraft mission: Design, execution, and first results, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, **108** (D20). http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.142.8119&rep= rep1&type=pdf.
- Jacob, D. J., P. K. Bhartia, W. H. Brune, B. Cairns, K. V. . Chance, J. H. Crawford, J. E. Dibb, J. C. Gille, D. . A. Jones, R. Kahn, Q. L. . W. M. Millan, B. Pierce, L. A. Remer, P. B. . Russell, H. B. Singh, A. Stohl, C. R. Trepte, and J. Worden (2007): Arctic Research of the Composition of the Troposphere from Aircraft and Satellites (ARCTAS) A NASA contribution to the International IGAC/POLARCAT Experiment For the International Polar Year 2007-8, https://www.espo.nasa.gov/arctas/docs/arctas\_

wp.pdf.

- 環境省 (2006): 大気中の二酸化硫黄等の測定方法の改正について. http://www.env.go.jp/hourei/syousai. php?id=01000052.
- Kinnee, E., C. Geron, and T. Pierce (1997): UNITED STATES LAND USE INVENTORY FOR ESTI-MATING BIOGENIC OZONE PRECURSOR EMISSIONS, *Ecological Applications*, 7 (1), 46–58.
- 気象庁 (2013): 気象庁 | 過去の気象データ・ダウンロード. http://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/ index.php.

国立環境研究所 (2013): 環境数値データベース. http://www.nies.go.jp/igreen/.

- Kurokawa, J., T. Ohara, T. Morikawa, S. Hanayama, G. Janssens-Maenhout, T. Fukui, K. Kawashima, and H. Akimoto (2013): Emissions of air pollutants and greenhouse gases over Asian regions during 2000–2008: Regional Emission inventory in ASia (REAS) version 2, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13(21), 11019–11058. http://www.atmos-chem-phys.net/13/11019/2013/.
- 京都大学生存圏研究所 (2012): 気象庁データ: オリジナルデータ: ウィンドプロファイラ観測データ. http://database.rish.kyoto-u.ac.jp/arch/jmadata/wprof-original.html.
- Laprise, R. (1992): The Euler Equations of Motion with Hydrostatic Pressure as an Independent Variable, *Monthly Weather Review*, **120**, p. 197.
- Lim, S. S., T. Vos, A. D. Flaxman, G. Danaei, K. Shibuya, H. Adair-Rohani, M. A. AlMazroa, M. Amann, H. R. Anderson, K. G. Andrews, M. Aryee, C. Atkinson, L. J. Bacchus, A. N. Bahalim, K. Balakrishnan, J. Balmes, S. Barker-Collo, A. Baxter, M. L. Bell, J. D. Blore, F. Blyth, C. Bonner, G. Borges, R. Bourne, M. Boussinesq, M. Brauer, P. Brooks, N. G. Bruce, B. Brunekreef, C. Bryan-Hancock, C. Bucello, R. Buchbinder, F. Bull, R. T. Burnett, T. E. Byers, B. Calabria, J. Carapetis, E. Carnahan, Z. Chafe, F. Charlson, H. Chen, J. S. Chen, A. T.-A. Cheng, J. C. Child, A. Cohen, K. E. Colson, B. C. Cowie, S. Darby, S. Darling, A. Davis, L. Degenhardt, F. Dentener, D. C. Des Jarlais, K. Devries, M. Dherani, E. L. Ding, E. R. Dorsey, T. Driscoll, K. Edmond, S. E. Ali, R. E. Engell, P. J. Erwin, S. Fahimi, G. Falder, F. Farzadfar, A. Ferrari, M. M. Finucane, S. Flaxman, F. G. R. Fowkes, G. Freedman, M. K. Freeman, E. Gakidou, S. Ghosh, E. Giovannucci, G. Gmel, K. Graham, R. Grainger, B. Grant, D. Gunnell, H. R. Gutierrez, W. Hall, H. W. Hoek, A. Hogan, H. D. Hosgood, D. Hoy, H. Hu, B. J. Hubbell, S. J. Hutchings, S. E. Ibeanusi, G. L. Jacklyn, R. Jasrasaria, J. B. Jonas, H. Kan, J. A. Kanis, N. Kassebaum, N. Kawakami, Y.-H. Khang, S. Khatibzadeh, J.-P. Khoo, C. Kok, F. Laden, R. Lalloo, Q. Lan, T. Lathlean, J. L. Leasher, J. Leigh, Y. Li, J. K. Lin, S. E. Lipshultz, S. London, R. Lozano, Y. Lu, J. Mak, R. Malekzadeh, L. Mallinger, W. Marcenes, L. March, R. Marks, R. Martin, P. McGale, J. Mc-Grath, S. Mehta, Z. A. Memish, G. A. Mensah, T. R. Merriman, R. Micha, C. Michaud, V. Mishra, K. M. Hanafiah, A. A. Mokdad, L. Morawska, D. Mozaffarian, T. Murphy, M. Naghavi, B. Neal, P. K. Nelson, J. M. Nolla, R. Norman, C. Olives, S. B. Omer, J. Orchard, R. Osborne, B. Ostro, A. Page, K. D. Pandey, C. D. Parry, E. Passmore, J. Patra, N. Pearce, P. M. Pelizzari, M. Petzold, M. R. Phillips, D. Pope, C. A. Pope, J. Powles, M. Rao, H. Razavi, E. A. Rehfuess, J. T. Rehm, B. Ritz, F. P. Rivara, T. Roberts, C. Robinson, J. A. Rodriguez-Portales, I. Romieu, R. Room, L. C. Rosenfeld, A. Roy, L. Rushton, J. A. Salomon, U. Sampson, L. Sanchez-Riera, E. Sanman, A. Sapkota, S. Seedat, P. Shi, K. Shield, R. Shivakoti, G. M. Singh, D. A. Sleet, E. Smith, K. R. Smith, N. J. Stapelberg, K. Steen-

land, H. St?ckl, L. J. Stovner, K. Straif, L. Straney, G. D. Thurston, J. H. Tran, R. Van Dingenen, A. van Donkelaar, J. L. Veerman, L. Vijayakumar, R. Weintraub, M. M. Weissman, R. A. White, H. Whiteford, S. T. Wiersma, J. D. Wilkinson, H. C. Williams, W. Williams, N. Wilson, A. D. Woolf, P. Yip, J. M. Zielinski, A. D. Lopez, C. J. Murray, and M. Ezzati (2012): A comparative risk assessment of burden of disease and injury attributable to 67 risk factors and risk factor clusters in 21 regions, 1990 - 2010: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2010, *Lancet*, **380** (9859), 2224–2260. http://www.thelancet.com/journals/lancet/article/PIIS0140-6736%2812%2961766-8/abstract.

- Molod, A., L. Takacs, M. Suarez, J. Bacmeister, I.-S. Song, and A. Eichmann (2012): The GEOS-5 Atmospheric General Circulation Model: Mean Climate and Development from MERRA to Fortuna, National Aeronautics and Space Administration, Goddard Space Flight Center Greenbelt, Maryland 20771. http://gmao.gsfc.nasa.gov/pubs/docs/tm28.pdf.
- 森本壮一 (2013): アジア地域における大気汚染物質の排出量とその削減に関する研究,京都大学大学 院工学研究科都市環境工学専攻.修士論文.
- National Centers for Environmental Prediction, National Weather Service, NOAA, U.S. Department of Commerce (2000): NCEP FNL Operational Model Global Tropospheric Analyses, continuing from July 1999. http://rda.ucar.edu/datasets/ds083.2.
- Network Center for EANET (2002): Data Report on the Acid Deposition in the East Asian Region 2001.
- Ohara, T., H. Akimoto, J. Kurokawa, N. Horii, K. Yamaji, X. Yan, and T. Hayasaka (2007): An Asian emission inventory of anthropogenic emission sources for the period 1980 2020, *Atmospheric Chemistry and Physics*, **7** (16), 4419–4444.
- Olivier, J., J. Van Aardenne, F. Dentener, L. Ganzeveld, and J. Peters (2005): Recent trends in global greenhouse gas emissions: regional trends and spatial distribution of key sources, *Non-CO, Greenhouse Gases (NCGG-4)*. http://themasites.pbl.nl/images/Olivier2005-FT2000-NCGG4-Utrecht\_tcm61-47540.pdf.
- Olson, D. M., E. Dinerstein, E. D. Wikramanayake, N. D. Burgess, G. V. N. Powell, E. C. Underwood, J. A. D'amico, I. Itoua, H. E. Strand, J. C. Morrison, C. J. Loucks, T. F. Allnutt, T. H. Ricketts, Y. Kura, J. F. Lamoreux, W. W. Wettengel, P. Hedao, and K. R. Kassem (2001): Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth, *BioScience*, **51** (11), 933–938. http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2.
- ONOGI, K., J. TSUTSUI, H. KOIDE, M. SAKAMOTO, S. KOBAYASHI, H. HATSUSHIKA, T. MAT-SUMOTO, N. YAMAZAKI, H. KAMAHORI, K. TAKAHASHI, S. KADOKURA, K. WADA, K. KATO, R. OYAMA, T. OSE, N. MANNOJI, and R. TAIRA (2007): The JRA-25 Reanalysis, *Journal* of the Meteorological Society of Japan. Ser. II, 85 (3), 369-432.
- Pierce, T. E. and P. S. Waldruff (1991): PC-BEIS: A Personal Computer Version of the Biogenic Emissions Inventory System, *Journal of the Air & Waste Management Association*, **41** (7), 937-941. http://www. tandfonline.com/doi/abs/10.1080/10473289.1991.10466890.
- Pierce, T., C. Geron, L. Bender, R. Dennis, G. Tonnesen, and A. Guenther (1998): Influence of increased isoprene emissions on regional ozone modeling, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 103 (D19), 25611–25629.

- Rutter, H., N. Cavill, H. Dinsdale, S. Kahlmeier, F. Racioppi, and P. Oja (2007): Health Economic Assessment Tool for Cycling. http://www.euro.who.int/transport/policy/20070503\_1.
- Sakulyanontvittaya, T. and G. Yarwood (2012): Improved Biogenic Emission Inventories across the West Final Report, ENVIRON International Corporation. http://www.wrapair2.org/pdf/WGA\_ BiogEmisInv\_FinalReport\_March20\_2012.pdf.
- CMAS (2005): CHANGES TO THE BIOGE NIC EMISSIONS INVENTO RY SYSTEM VERSION 3 (BEIS3), CMAS: 4th Annual CMAS Models-3 Users' Conference September 26-28, 2005 Chapel Hill, NC. http://cmascenter.org/conference/2005/abstracts/2\_7.pdf.
- 渋谷健司 (2012): 世界の疾病負担研究(GBD2010) ~世界の疾病構造の劇的な変化がはじめて明らか に~. http://www.m.u-tokyo.ac.jp/news/admin/release\_20121214.pdf.
- Skamarock, W. C., J. B. Klemp, J. Dudhia, D. O. Gill, D. M. Barker, M. G. Duda, X.-Y. Huang, W. Wang, and J. G. Powers (2008): A Description of the Advanced Research WRF Version 3. http://www.mmm. ucar.edu/wrf/users/docs/arw\_v3.pdf.
- Stein, A. F., M. Santiago, R. Saylor, M. G. Vivanco, and F. Ngan (2011): USING SMOG CHAMBER DATA TO IMPROVE THE UNDERSTANDING OF SOA FORMATION. http://www.arl.noaa.gov/ Review/Posters/Stein\_SOAFormation.pdf.
- Streets, D. G., T. C. Bond, G. R. Carmichael, S. D. Fernandes, Q. Fu, D. He, Z. Klimont, S. M. Nelson, N. Y. Tsai, M. Q. Wang, J.-H. Woo, and K. F. Yarber (2003): An inventory of gaseous and primary aerosol emissions in Asia in the year 2000, *Journal of Geophysical Research*, **108**. http://dx.doi.org/ 10.1029/2002JD003093.
- The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2007): Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007,, The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). http://www.ipcc.ch/publications\_and\_data/ar4/wg3/en/contents.html.
- The University of North Carolina at Chapel Hill (2004): SMOKE v2.1 User's Manual. http://www. cmascenter.org/smoke/documentation/2.1/html/.
- United Nations Framework Convention on Climate Change (2011): The Cancun Agreements: Outcome of the work of the Ad Hoc Working Group on Long-term Cooperative Action under the Convention. http://unfccc.int/resource/docs/2010/cop16/eng/07a01.pdf.
- 鵜野伊津志, 大原利眞, 菅田誠治, 黒川純一, 古橋規尊, 山地一代, 谷本直隆, 弓本桂也, 植松光夫 (2005): RAMS/CMAQ の連携システムによるアジア域の物質輸送シミュレーションシステムの構築, 大気 環境学会誌, **40**(4), 148-164. http://ci.nii.ac.jp/naid/10016690698/.
- U.S. Environmental Protection Agency (2010): Environmental Benefits Mapping and Analysis Program (BenMAP) 4.0. http://www.epa.gov/air/benmap/.
- U.S. Environmental Protection Agency (2013): Guidance on the Recommended Procedures for Development of Emissions Factors and Use of the WebFIRE Emissions Factor Database - Draft Final, U.S. Environmental Protection Agency. http://www.epa.gov/ttnchie1/efpac/procedures/procedures81213.pdf.
- U.S. Environmental Protection AgencyAgency (2006): Technical Support Document for the Proposed PM NAAQS Rule Response Surface Modeling, http://www.epa.gov/scram001/reports/pmnaaqs\_tsd\_rsm\_

all\_021606.pdf.

- Veldt, C. (1991): Emissions of SO<sub>x</sub>, NO<sub>x</sub>, VOC and CO from East European countries, *Atmospheric Environment*. *Part A. General Topics*, **25** (12), 2683–2700.
- Wang, W., C. Bruyère, M. Duda, J. Dudhia, D. Gill, M. Kavulich, K. Keene, H.-C. Lin, J. Michalakes, S. Rizvi, X. Zhang, J. D. Beezley, J. L. Coen, J. Mandel, H.-Y. Chuang, N. McKee, T. Slovacek, and J. Wolff (2012): ARW Version 3 Modeling System User's Guide. http://www.mmm.ucar.edu/wrf/users/ docs/user\_guide\_V3/ARWUsersGuideV3.pdf.
- Wang, X., D. Mauzerall, Y. Hu, A. Russell, E. Larson, J. Woo, D. Streets, and A. Guenther (2005): A high-resolution emission inventory for eastern China in 2000 and three scenarios for 2020, *Atmospheric Environment*, **39** (32), 5917–5933.
- Wessel, P. and W. H. F. Smith (1996): A global, self-consistent, hierarchical, high-resolution shoreline database, *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*, **101** (B4), 8741–8743. http://www.soest. hawaii.edu/pwessel/gshhg/.
- Wicker, L. J. and W. C. Skamarock (2002): Time-Splitting Methods for Elastic Models Using Forward Time Schemes., *Monthly Weather Review*, **130** (8), p. 2088. http://search.ebscohost.com/login.aspx? direct=true&db=a9h&AN=6831541&lang=ja&site=ehost-live.
- Wiedinmyer, C., S. K. Akagi, R. J. Yokelson, L. K. Emmons, J. A. Al-Saadi, J. J. Orlando, and A. J. Soja (2011): The Fire INventory from NCAR (FINN): a high resolution global model to estimate the emissions from open burning, *Geoscientific Model Development*, 4 (3), 625–641.
- Woo, J.-H., K.-C. Choi, H. K. Kim, B. H. Baek, M. Jang, J.-H. Eum, C. H. Song, Y.-I. Ma, Y. Sunwoo, L.-S. Chang, and S. H. Yoo (2012): Development of an anthropogenic emissions processing system for Asia using SMOKE, *Atmospheric Environment*, 58, 5-13. http://www.sciencedirect.com/science/ article/pii/S1352231011011216.
- World Bank (2007): COST OF POLLUTION IN CHINA ECONOMIC ESTIMATES OF PHYSICAL DAMAGES,, World Bank. http://siteresources.worldbank.org/INTEAPREGTOPENVIRONMENT/ Resources/China\_Cost\_of\_Pollution.pdf.
- World Bank (2012): An Analysis of Physical and Monetary Losses of Environmental Health and Natural Resources in India,, World Bank. http://www-wds.worldbank.org/servlet/WDSContentServer/WDSP/ IB/2012/10/09/000158349\_20121009140449/Rendered/PDF/wps6219.pdf.
- World Bank (2013): World Development Indicators. http://data.worldbank.org/data-catalog/world-development-indicators.
- World Health Organization (WHO) (2008): Global Health Observatory (GHO) Mortality and burden of disease from outdoor air pollution. http://www.who.int/gho/phe/outdoor\_air\_pollution/burden/en/.
- 山本恭佑 (2014): アジア地域の PM2.5 による健康影響の定量化,京都大学工学部地球工学科環境コース.卒業論文.
- 柳千絵 (2010): アジア地域を対象とした大気汚染物質の曝露量推計,京都大学大学院工学研究科都市 環境工学専攻.修士論文.
- Yarwood, G., S. Rao, M. Yocke, and G. Z. Whitten (2005): UPDATES TO THE CARBON BOND CHEMICAL MECHANISM: CB05,, U.S. Environmental Protection Agency Research Triangle Park,

NC 27703. http://www.camx.com/publ/pdfs/cb05\_final\_report\_120805.aspx.

- Zhang, P., B. Anderson, M. Barlow, B. Tan, and R. B. Myneni (2004): Climate-related vegetation characteristics derived from Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) leaf area index and normalized difference vegetation index, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, **109** (D20), n/a–n/a. http://dx.doi.org/10.1029/2004JD004720.
- Zhang, Q., Z. Klimont, D. Streets, H. Huo, and K. He (2006): An anthropogenic PM emission model for China and emission inventory for the year 2001, *Progress in Natural Science*, **16** (2), 223 231.
- Zhang, Q., D. G. Streets, G. R. Carmichael, K. B. He, H. Huo, A. Kannari, Z. Klimont, I. S. Park, S. Reddy, J. S. Fu, D. Chen, L. Duan, Y. Lei, L. T. Wang, and Z. L. Yao (2009): Asian emissions in 2006 for the NASA INTEX-B mission, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9 (14), 5131–5153. http://www.atmoschem-phys.net/9/5131/2009/.

付録

# A.1 WRF の支配方程式

WRF の支配方程式、地図投影、時間積分について説明する。

### A.1.1 支配方程式

η 座標系での WRF の基礎方程式系は式 (A.1) から式 (A.9) に示される。これらの式導出の由来式 を以下で列挙する。

- 運動方程式から式 (A.1) から式 (A.3)。
- 熱量保存式から式 (A.4)。
- 連続式から式 (A.5)。
- ジオポテンシャルの時間変化の式から式 (A.6)。
- 水蒸気や雲などの混合保存式から式 (A.7)。
- 静力学平衡の式から式 (A.8)。
- 状態方程式から式 (A.9)。

$$\partial_t U + (\nabla \cdot V_u) + \mu_d \alpha \partial_x p + (\alpha/\alpha_d) \partial_\eta p \partial_x \varphi = F_U$$
(A.1)

$$\partial_t V + (\nabla \cdot V_v) + \mu_d \alpha \partial_y p + (\alpha / \alpha_d) \partial_\eta p \partial_y \varphi = F_V$$
(A.2)

$$\partial_t W + (\nabla \cdot V_w) - g[(\alpha/\alpha_d)\partial_\eta p - \mu_d] = F_W \tag{A.3}$$

$$\partial_t \Theta + (\nabla \cdot V\theta) = F_\Theta \tag{A.4}$$

$$\partial_t \mu_d + (\nabla \cdot V) = 0 \tag{A.5}$$

$$\partial_t \varphi + \mu_d^{-1}[(V \cdot \nabla \varphi) - gW] = 0 \tag{A.6}$$

$$\partial_t Qm + (\nabla \cdot V_{q_m}) = F_{Q_m} \tag{A.7}$$

$$\partial_{\eta}\phi = -\alpha_d \mu_d \tag{A.8}$$

$$p = p_0 (R_d \theta_m / p_0 \alpha_d)^{\gamma} \tag{A.9}$$

式 (A.1) から式 (A.9) に使われている各種変数・記号を表 A.1 に掲載した。

表 A 1	WRF 0	D支配方程式で使われる変数の-	一暫
1 1.1	<b>** 1 \1</b>		元

項	値	意味
α		空気の比容積
$\alpha_d$	$= 1/\rho_d$	乾燥空気の比容積
γ	$= c_p / c_v = 1.4$	乾燥空気の熱容量の割合
$\eta$	$= (p_{dh} - p_{dht}) / \mu_d$	地形に沿った静水圧鉛直座標
ή		反変鉛直流速または座標流速
θ		温位
$\theta_m$	$= \theta(1 + (R_v/R_d)_v) \approx \theta(1 + 1.61q_v)$	湿潤温位
Θ	$=\mu_d \theta$	結合された温位
$\mu$	$= p_{hs} - p_{ht}$	モデルの地表と上端の静水圧の差 (大気の質量)
$\mu_d$	$= p_{dhs} - p_{dht}$	乾燥空気のモデルの地表と上端の静水圧の差 (大気の質量)
$\phi$	=gz	ジオポテンシャル高度
ω	$=\dot{\mu}$	<i>ἡ</i> と同じ
Ω	$=\mu_d\dot{\eta}$	結合された座標流速
$c_p$	$= 7 \times R_d / 2  [\text{Jkg}^{-1} \text{K}^{-1}]$	乾燥空気の定圧比熱
$c_{v}$	$= c_p - R_d  [Jkg^{-1}K^{-1}]$	乾燥空気の定積比熱
$F_{Q_m}$		水蒸気の強制項
$F_U$		物理の強制項
$F_V$		乱流混合の強制項
$F_W$		球面投影の強制項
g	$=9.81  [ms^{-2}]$	重力加速度

p		圧力
$p_h$		静水圧
$p_{dh}$		乾燥空気の静水圧
$p_{ht}, p_{hs}$		モデルの頂点静水圧、地上静水圧
Pdht, Pdhs		乾燥空気のモデルの頂点静水圧、地上静水圧
$p_0$	$=10^{5}$ [Pa]	基準圧力
$q_m$	$=q_v,q_c,q_i,\dots$	一般的な水分の混合比
$q_v, q_c, q_i$		水蒸気、雲、雨、氷の混合比 (乾燥空気質量あたりの質量)
$Q_m$	$=\mu_d q_m$	一般的な結合された水分変数
$R_d$	$= 287 [Jkg^{-1} K^{-1}]$	乾燥大気の気体定数
$R_{\nu}$	$=461.6 [Jkg^{-1} K^{-1}]$	湿潤大気の気体定数
t		時間
и		x 方向の流速の水平成分
U		x 方向の結合された流速の水平成分
ν		y 方向の流速の水平成分
v	=(u,v,w)	3次元流速ベクトル
V		y 方向の結合された流速の水平成分
V	$=\mu_d \mathbf{v}$	3 次元の結合された流速ベクトル
w		流速の鉛直成分
W		結合された流速の鉛直成分
z		高さ

# A.1.2 地図投影

ARW ソルバは以下の4つの地図投影をサポートする。

- 1. Lambert conformal
- 2. polar stereographic
- 3. Mercator
- 4. latitude-longitude projection

これらの地図投影は Haltiner and Williams (1980) で説明されている。

ARW の計算空間で、 $\Delta x \ge \Delta y$ は一定である。直行投影は、地図投影の格子点間の物理的な距離が 格子の位置で異なる必要がある。支配方程式を変換するために、地球表面上での距離と一致と一致し た計算空間の距離の比率として、マップスケールファクター  $m_x \ge m_y$ が定義される。

$$(m_x, m_y) = \frac{(\Delta x, \Delta y)}{\text{distance on the earth}}$$
 (A.10)

ARW ソルバは運動量変数 *U*,*V*,*W* を以下のように再定義することで支配方程式にマップスケールファクターを含んでいる。

 $U = \mu_d u/m_\gamma$ ,  $V = \mu_d v/m_x$ ,  $W = \mu_d w/m_\gamma$ ,  $\Omega = \mu_d \dot{\eta}/m_\gamma$ 

### A.1.3 時間積分

ARW ソルバでは時間積分に対して、3次精度の Runge-Kutta スキームを使う。

Wicker and Skamarock (2002) で詳しく説明される 3 次精度の Runge-Kutta スキームは、predictorcorrector formulation を使って常微分方程式の組を積分する。

 $\Phi = (U, V, W, \Theta, \varphi', \mu' Q_m)$ としての ARW ソルバの予報変数と、 $\Phi(t) = R(\Phi)$ としてのモデル式を定 義すると、3 次精度の Runge-Kutta 積分は  $\Phi(t)$  から  $\Phi(t + \Delta t)$  へ解を進めるために、次の 3 ステップ をとる。

$$\Phi^* = \Phi^t + \frac{\Delta t}{3} R(\Phi^t) \tag{A.11}$$

$$\Phi^{**} = \Phi^t + \frac{\Delta \iota}{2} R(\Phi^*)$$
 (A.12)

$$\Phi^{t+\Delta t} = \Phi^t + \Delta t R(\Phi^{**}) \tag{A.13}$$

ここで、Δ*t* はモデルの時間ステップである。式 (A.13) から式 (A.13) で上付き添字は時間のレベル を示す。

### 謝辞

京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻大気熱環境分野の松岡譲教授により、こちらの大学に 入学させていただき研究テーマを頂いてこの論文を執筆する理由と時間を与えていただきました。研 究の中間報告においては、モデルへの理解の不足や入力データを確認するようにご指摘を頂きました。 至らないところが多く、あまりうまくできませんでしたが、進路や研究の面倒を見ていただきまし た。深くお礼申し上げます。同所属の倉田学児准教授は、研究において直接的なご指導をいただきま した。研究で使用した WRF や CMAQ、SMOKE、MEGAN のインストールから実行に至るまで何度 もエラーが出てその度にご相談に乗っていただきました。また、テキストエディタの Vim や Python についても教えていただきました。研究の取り組み方として、データ解析や「何をしたらよいかわか らないということは調査が足りていない」、「手法が公開されており誰でも再現・検証できることが学 術的に意味がある」など今後の方針に関わる重要な考え方を学ばせていただきました。研究で学んだ これらのモデルやツールと、研究に取り組んで得られた知識はこれからも役に立つと信じています。 ご指導ありがとうございました。同所属の河瀬玲奈助教授は、中間報告で研究の目指す方向に関する ご指摘をいただきました。また差し入れをくださったりといろいろと面倒を見て頂きました。また、 TA に勤める機会を与えてくださり、こちらの大学の講義の様子を観察でき、Emacs や Fortran90 に ついて触れることができました。ありがとうございました。同所属の畑中恵美子秘書は、節目節目で お菓子などの差し入れをくださり、事務の連絡や手続きを円滑に済ましてくださり、研究室での生活 を全面的にサポートしていただきました。感謝致します。

同じ研究室の先輩である三隅卓也様は、こちらの研究室へ入学する前から研究室訪問、入試の勉強 について面倒を見ていただきました。また、研究室では率先して行事を企画し、研究生活を楽しくし てくださいました。同じく先輩である森本壮一様は研究室内の大気分野の研究チームの先輩として同 じゼミで勉強させていただきました。感謝致します。同じ研究室所属の山本恭介様には、5.2 節で研 究成果を利用させていただきました。また、大友万里様にはこの論文の校閲をしていただきました。 心より感謝申し上げます。研究室の皆様には、普段の週間報告や博士の進捗状況の報告会により刺激 を与えて下さり、質問させていただいたりとお世話になりました。

研究を進める中で、計算機について勉強したり、優れたスライドの作成方法や文書の書き方、さら には個人的に興味のあるテーマに関する多くの書籍を読みました。無料で負担をかけずに好きなだけ 取り寄せることができたのは、京都大学桂キャンパス桂地球系図書室の司書である山田裕子様の働き のおかげです。一度に大量に図書を借りたり、図書の返却を延滞したり、誤って別の図書館に返却し たりといろいろご迷惑をお掛けしたと思いますが、何一つ嫌な顔をせずに対応してくださり感謝致し ます。修士課程の講義として専門的で中身の詰まった講義を受けることができました。講義をしてく ださった先生方に感謝致します。

大阪工業大学工学部環境工学科知能設計工学研究室の松本政秀教授は、学部4回生の卒業論文の指 導教官でした。修士課程としてこちらの学校へ入学する際に相談させて頂いたり、入学してからも気 にかけてくださいました。感謝致します。

WRF、CMAQ、SMOKE、MEGAN、MIMS といった研究で使用したモデル群や、データ解析に使用した Python は全てフリーで開発されており、本研究はこれらの開発成果の上で成立しています。 こうした自由なソフトの開発者や関連する人々へ感謝致します。