

国立環境研究所特別研究報告

Report of Special Research from the National Institute for Environmental Studies, Japan

SR - 65 - 2006

大陸規模広域大気汚染に関する国際共同研究 (特別研究)

International collaborative studies on a wide-area air
pollution of continental scale

平成13～17年度

FY 2001～2005

NIES



独立行政法人 国立環境研究所

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

<http://www.nies.go.jp/>

大陸規模広域大気汚染に関する国際共同研究
(特別研究)

International collaborative studies on a wide-area air
pollution of continental scale

平成13～17年度

FY 2001～2005

特別研究「大陸規模広域大気汚染に関する国際共同研究」
(期間 平成13～17年度)

特別研究責任者：畠山史郎
特別研究幹事：畠山史郎
特別研究報告書編集担当：畠山史郎

序

本報告書は、平成13～17年度の5年間にわたって実施した特別研究「大陸規模広域大気汚染に関する国際共同研究」の研究成果を取りまとめたものです。

アジア大陸の東端に暮らす私たち日本人にとって大陸は長くあこがれの地でした。多くの先人たちが海を越えてそこに渡り、文物を持ち帰り、文化の輸入が行われたものです。時は移り、現在では中国をはじめとする多くの国々が、欧米や我が国などの先進工業国に追いつき追い越せと、驚異的な勢いで経済発展をとげています。しかしそこにはまだ、我が国が長い時間をかけて戦ってきた公害や環境問題に対する取り組みが十分な形で根付いているとはいえません。発生源対策を立てるにあたっては科学的なデータに基づいた、しっかりした理論的バックグラウンドがなければなりません。本特別研究はそのような観点から、これまでともすれば受け手側である我が国やその周辺海域でしか行われていなかった大気観測を、発生源側である中国国内において実施し、中国における大気汚染の状況を把握し、その我が国への影響をとらえることを主眼に開始されました。

幸いにも、ほぼ時を同じくして文部科学省の科学研究費補助金特定領域研究「東アジアにおけるエアロゾルの大気環境インパクト」がスタートし、これに基づいて中国国内における航空機観測を国際共同研究として遂行し、これと組み合わせて大規模な大気環境観測ができることになりました。これにより、従来うかがい知ることのできなかつた大規模発生源近傍における大気汚染の状況がよりの確に把握できるようになったことは望外の成果でした。これも、国立環境研究所が長い時間をかけて中国との共同研究を地道に進めてきたことや、EANET（東アジア酸性雨モニタリングネットワーク）やLTP（北東アジアにおける長距離越境大気汚染に関するワーキンググループ）などで、行政と研究者が一体となってこの地域の大気環境問題に取り組んできたことが花開いた結果といえるでしょう。

国立環境研究所では平成18年度にアジア自然共生研究グループが誕生し、大気・水・生態系の研究者がアジア地域を対象として、そこにおける環境問題の解明・解決のための取り組みを強化しました。本特別研究はこの研究グループの大気に関連する研究の先駆けとなったものであり、今後のアジア地域の環境保全に活かしていきたいと思えます。

平成18年12月

独立行政法人 国立環境研究所
理事長 大塚 柳太郎

目次

1	研究の目的と経緯	1
1.1	研究の目的	1
1.2	研究の構成と概要	2
2	研究の成果	4
2.1	中国における大気汚染物質・エアロゾルの航空機観測	4
2.1.1	序	4
2.1.2	結果と考察	4
2.1.3	まとめ	8
2.2	中国における大気・エアロゾルの地上観測	9
2.2.1	序	9
2.2.2	実験方法	9
2.2.3	結果と考察	10
2.3	ライダーによるエアロゾルの観測	23
2.3.1	序	23
2.3.2	安徽省合肥におけるライダー観測結果	23
2.3.3	気象場との対応	25
2.3.4	黄砂の影響	26
2.3.5	まとめ	27
2.4	大陸規模のモデルによる広域大気汚染の解明	27
2.4.1	はじめに	27
2.4.2	数値シミュレーションの概要	28
2.4.3	排出量データ	28
2.4.4	計算条件	29
2.4.5	計算結果	30
2.4.6	まとめ	32
2.5	社会経済モデルを基にした発生源インベントリーとその将来予測	33
2.5.1	目的と概要	33
2.5.2	方法	33
2.5.3	結果	33
2.5.4	考察	37

2.6 高山域における自由対流圏オゾンの観測	37
2.6.1 序	37
2.6.2 観測	37
2.6.3 地上観測データ	38
2.6.4 後方流跡線解析	38
2.6.5 結果と考察	38
2.6.6 まとめ	40

引用文献	42
------------	----

[資料]

I 研究の組織と研究課題の構成	47
1 研究の組織	47
2 研究課題と担当者	47
II 研究成果発表一覧	48
1 誌上发表	48
2 口頭発表	50

1 研究の目的と経緯

1.1 研究の目的

東アジア地域は大気環境の面で、今や世界で最も注目を浴びている地域である。NO_xやSO₂の放出量は、ヨーロッパや北米などの先進地域では20世紀後半以降横ばい又は減少傾向なのに対して、アジア地域では大幅な伸びを示している^{1,2)}。中でも中国は巨大な人口を抱え、急速に工業化を進めているため、最も重要な大気汚染物質発生源として注目されてきた。

中国の中南部四川盆地から杭州湾にかけての領域は広大な平野とそこを流れる長江を有し、両端には成都、重慶と上海、杭州、中間にも武漢などの大都市を抱えて、人口も多く、排出された大気汚染物質のやりとりにより、自然環境や農作物、文化財・遺跡を含む建造物、さらには人間の健康に対して多大の影響が加えられているものと考えられる。成都・重慶と上海・杭州の間の距離は1,500kmにおよび、そのスケールは大陸規模である。中国では現在もエネルギーの70%近くを石炭に頼っており、硫酸化物系の大気汚染が深刻であるが、経済発展とともに窒素酸化物を主因とする光化学大気汚染の深刻化も懸念されており、両者を含む大気汚染現象の解明とその将来予測に基づく大陸規模の広域大気汚染の管理・制御は緊急に着手すべき問題である。

黄砂が太平洋を越えて北米まで輸送されることは今や周知の事実であるが、人為起源の大気汚染物質がやはり太平洋を越えて北米に影響を及ぼしているらしいことも指摘されている。

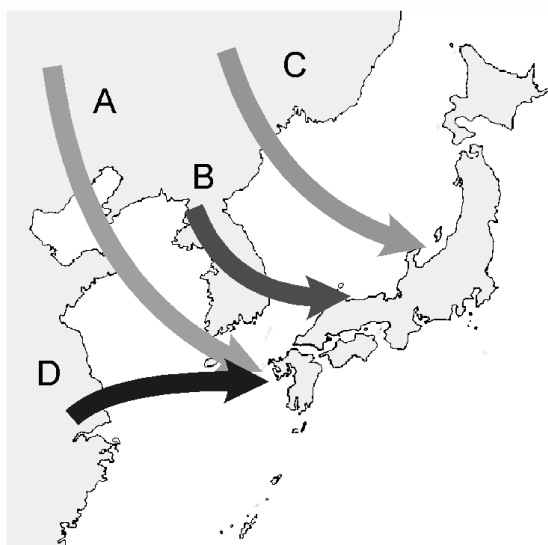


図1 アジア大陸から日本に到着する4種類の気塊

中国からの越境大気汚染に関して我々は、数年にわたって日本とアジア大陸との間の海洋上空の航空機を用いた大気観測を継続して、汚染気塊の輸送パターンを明らかにしてきた³⁻¹⁰⁾。その結果、大まかに言って図1に示すような4種類の輸送パターンがあることが明らかになった⁸⁾。

一方、近年の中国の工業化にともなう化石燃料、特に石炭利用による大気汚染の進行は中国国内だけでなく、日本を含む周辺の国々やさらには地球規模の環境にまで影響を与えるものと考えられるようになった。しかし実際にこのような大気汚染による影響を最も受けているのは現地に暮らす人々である。このような状況を少しでも緩和し、対策技術を進めることによってその地域の環境が改善されれば、日本に飛来する酸性物質も減ることが期待できる。このような観点から我々は長年にわたって中国の研究者と協力関係を築いてきた。

国境を越えるような大規模な大気環境問題に対する対策を立案するためには、現状の把握はきわめて重要であり、かつその状況把握は汚染物質を受け取る地域（レセプター地域）だけでなく、発生源地域（ソース地域）においても行われる必要がある。しかし、従来中国では、自国から放出される大気汚染物質などはそのほとんどが自国に降下・沈着するため、周辺諸国に対して大きな影響は与えていないはずであるとの立場から、国際共同観測による航空機観測などにはきわめて消極的であった。最近になって、日本の環境省が主導する東アジア酸性雨モニタリングネットワーク（EANET）や韓国環境省が主導する北東アジアにおける長距離越境大気汚染に関するワーキンググループ（LTP）の活動により、研究者と行政担当者が一体となって大気環境問題に国際的な協力の下、取り組みを進めてきたこともあって、朱鎔基前中国首相は「砂塵や酸性雨などが国境を越える問題である」との認識を示し、協力と交流が重要であると述べた。このような状況の進展から、中国における国際共同研究としての航空機観測が初めて可能となった。

本研究では、現在の中国で問題となっている硫酸化物系の大気汚染と、今後益々重要となってくるものと予想される窒素酸化物・光化学大気汚染系の大気汚染が混在する広域の大気汚染を観測、モデルの分野から研究し、中国をフィールドとした共同研究から、今後インドや東

南アジアにおいても問題化すると予想される大陸規模の広域大気汚染の現象を解明し、その管理・制御に資することを目的とした。

1.2 研究の構成と概要

本特別研究では四川盆地－杭州湾地域間の大気汚染の実態を把握し、大陸規模の地域モデルを用いて広域大気汚染の実態を解明すること、モデルに組み込まれる発生源インベントリを詳細に作成して、さらにこれの社会経済モデルによる将来予測を行うこと、地域モデルにより様々な発生源の変化に基づく広域大気汚染の将来像を描き、大陸規模の広域大気汚染に対する管理・制御に資することを目標とした。このため、本研究は当初、以下の3つのサブテーマ、(1) 四川盆地－杭州湾地域間の大気汚染物質の輸送に関する野外観測 (2) 大陸規模のモデルによる広域大気汚染の解明 (3) 社会経済モデルを基にした発生源インベントリとその将来予測、によって構成した。しかし、中国の経済発展とともに増加するものと考えられる窒素酸化物を主因とする光化学大気汚染(特に光化学オゾン)の増加が、地域規模大気汚染としてのみではなく、温室効果ガスとしても非常に重要な役割を果たすことに鑑み¹¹⁾、日本に到達する大陸由来のオゾン把握するため、(4) 高山域における自由対流圏オゾンの観測、を行った。これは中国沿岸域におけるNO_xの大規模な発生は、中国国内ではオゾンの増加に結びつかず(この点も中国における航空機観測によって極めて明確になった)、長距離輸送によって初めて問題となるのが明らかになったからでもある。

各研究の概要は以下の通りである。

(1) 四川盆地－杭州湾地域間の大気汚染物質の輸送に関する野外観測

広大な中国の大規模汚染源をカバーする観測と、大陸から東シナ海、さらに日本への輸送の出口となる沿岸地域における観測を行った。

当初、本特別研究の計画にありながら、予算規模の縮小により本研究での遂行が困難となった中国における大気汚染・エアロゾルの航空機観測は平成14～17年の文部科学省科学研究費補助金特定領域研究「東アジアにおけるエアロゾルの大気環境インパクト」(領域代表者：笠原三紀夫京都大学教授)の計画研究P01「地上観測と航空機観測によるエアロゾル性状の空間分布測定」(代表：畠山史郎)が採用になったことにより、本特別研究

と完全に同期して研究を進めることが可能となった。上記科研費研究は本特別研究で当初計画していたものと同じであり、本特別研究の重要な一部を担うものであったので、その研究成果は本研究の一部としてもここに報告する。航空機観測は平成14年春(渤海湾周辺)、平成14～15年冬(上海・杭州湾周辺東シナ海沿岸部)、平成15年夏および平成16年初夏(上海～武漢～重慶・成都の内陸大都市周辺)の4回行われた。またこれと同期した地上観測を本特別研究の主要観測として行った。

ライダーによる連続観測から、安徽省合肥におけるエアロゾル分布の特徴を明らかにした。まず、エアロゾルは高度2 km以下の地上付近に集中しており、エアロゾル層内では夏に消散係数が大きく冬に小さいという年周変動が見られる。この変動は相対湿度とよく対応しており、吸湿性エアロゾル(硫酸塩等)が支配的な成分であることを示唆している。偏光解消度の観測からも北京に比べて春でも黄砂の影響が小さい(9月には無視できる)ことが示された。また、多湿となる夏場でも南風が強い時期には消散係数が小さく、大規模な風系の変動に伴い地域の気象環境特性が変動する様子が明らかにされた。

(2) 大陸規模のモデルによる広域大気汚染の解明

中国での飛行機観測に対応した数値シミュレーションを行った。シミュレーションは気象モデルRAMSと大気質モデルCMAQの両者を用いた。物質の発生量データには、Streetsらの成果を標準として用いたが、SO₂とNO_xに関しては本研究の成果である甲斐沼らの結果を併用して比較した。

甲斐沼らのデータを用いた計算では、黄海や揚子江下流域においてオゾン濃度が10ppb程度を上限に高くなった。これは、NO_xの発生量がStreetsに比べて多いことに起因する。

飛行機観測の濃度データと計算値を比較すると、シミュレーションは上空の濃度レベルおよび濃度変化をとらえることができず、全般に過小評価であった。

境界条件のオゾン、NO₂、SO₂の濃度を上げて計算を行ったが、オゾンの上空濃度を除いては影響は比較的境界近傍に限定されており、計算の現実対応性の悪さは、都市近傍での発生・反応・輸送をきちんと再現できていないためと考えられる。空間解像度が不十分な影響も考えられる。

(3) 社会経済モデルを基にした発生源インベントリーとその将来予測

アジア地域を対象としたSO₂排出強度マップを作成し、大気モデルへの入力を行った。また発生源の解析と発生量の将来予測を行い、中国の将来シナリオに基づいて、SO₂、NO_x排出量を2030年まで予測した。世界市場が有効に機能するシナリオでは、中国においては、エネルギー集約型産業の立地が促進すると予想された。

(4) 高山域における自由対流圏オゾンの観測

奥日光前白根山頂上直下の鞍部において、7～10月に、オゾン濃度を測定した。その結果、9月中旬頃までの夏季には東京周辺の首都圏から輸送されるローカルな光化学オゾンが卓越するが、10月になると、自由対流圏の中をアジア大陸から輸送されてくるオゾンが中心になることが分かった。このとき観測されるオゾンの濃度は隠岐島や八方尾根で秋季に観測されるオゾン濃度と非常に近く、この季節にアジア大陸から輸送されてくるアジアのバックグラウンドオゾン濃度を反映していることが示された。

謝辞

本研究で行われた中国における地上観測および航空機観測は中国環境科学研究院との共同研究として行われたものである。同研究院の湯大綱、王瑋両氏および観測に協力された研究員諸氏に深く感謝する。

2 研究の成果

2.1 中国における大気汚染物質・エアロゾルの航空機観測

2.1.1 序

大量の石炭の利用と、増大する自動車からの排ガスにより、中国は東アジア地域における最大の大気汚染物質発生源地域となっている。その影響を受けるリセプター地域となる我が国や太平洋、東シナ海などにおける地上観測、航空機観測がこれまでかなりの回数行われ、多くの情報が蓄積されてきている。これに対して、従来その重要性は指摘されていたものの、ソース地域である中国における大気汚染物質の観測は非常に困難で、十分な情報が得られていなかった。

我々はこれまで、主に環境省の地球環境研究総合推進費により、アジア大陸と日本の間の海洋上空における大気汚染物質の分布・輸送・変質などに関する航空機観測を行ってきた。この過程で、中国環境科学研究院との共同研究に関する合意が得られた。また日中韓3カ国の長距離越境大気汚染（Long-range Transboundary air Pollutants ; LTP）に関するワーキンググループが作られて、東アジア地域における長距離大気汚染に対する観測並びにモデリングに関する取り組みが進められることとなり、中国における航空機観測に対しても機が熟し、中国国内における大気汚染物質の航空機観測を国際共同研究として初めて実施した。

航空機観測は平成14年春（渤海湾周辺）、平成14～15年冬（上海・杭州湾周辺東シナ海沿岸部）、平成15年夏および平成16年初夏（上海～武漢～重慶・成都の内陸大都市周辺）の4回行われた。

2.1.2 結果と考察

(1) 2002年春の観測

観測を行った領域は中国遼寧省大連市を中心とする渤海湾上空で（図2）、2002年3月11日に（1）大連から丹東間での2往復及び（2）大連から青島までの1往復、3月19日に（3）大連から錦州までの1往復と（4）青島までの片道のフライトを行った。飛行高度は（1）では500, 1000, 2000, 3000mの4高度、（2）では500, 1000mの2高度、（3）では500, 2000mの2高度、（4）では約1200mの1高度であった。

使用した飛行機は広東省通用航空会社のYun-5型飛



図2 2002年3月観測の飛行ルート

行機（単発複葉機、図3）である。平均の飛行速度は約180km/hである。

搭載した測定器はO₃計（TECO 49CTL）、NO_x計（TECO 42CTL）、SO₂計（TECO 43CTL）、High Volume Sampler, Andersen Sampler, PM_{10,2.5} sampler（APS-3310 A）、温湿度計である。



図3 観測に用いたYun-5型単発複葉機

上記観測のうち3月19日に大連から青島までの片道のフライトにおいて興味ある現象が観測されたので紹介する。このときの飛行高度は約1200mの1高度であり青島近傍で高度を下げた。

図4aに3月19日の観測におけるガス状汚染物質の濃度変化を示した（ここでI～IVと区分されているのは図4bに示した観測飛行コースの区分である）。青島に近づくにつれてSO₂やNO_xの濃度が上昇している。これは、青島付近におけるローカルな発生源の寄与を表しているものと考えられる。

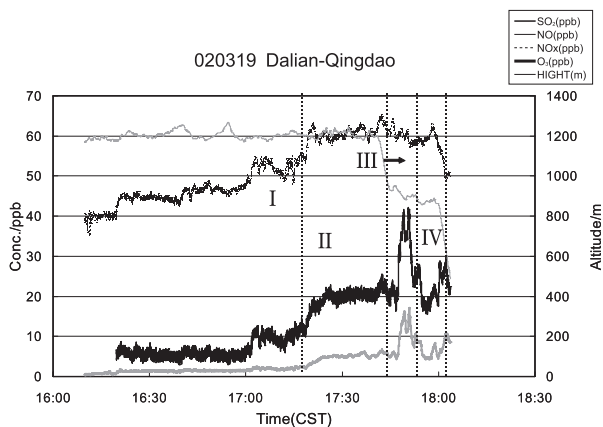


図4a 3月19日の観測で見られたガス状汚染質の変化 I, II, III, IVについては図4b参照。

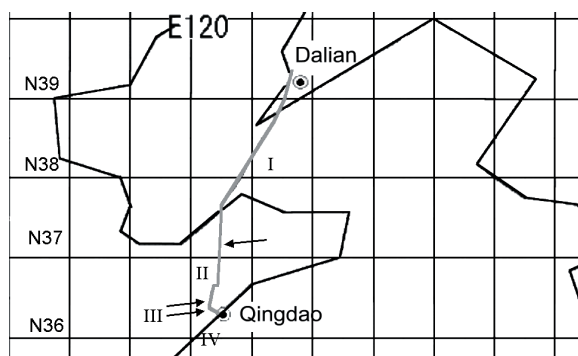


図4b 3月19日のフライトコースと観測領域

そこで、このフライトで得られたNO_xとO₃の相関をとって見たのが図5である。図4aからもわかるように渤海湾上空ではオゾン、NO_xとも濃度が低く、かつその間には非常に強い正の相関が見られる（図5、I：◇）。従って、渤海湾上空の空気は、ある程度長距離を輸送されてきた空気であると考えられる。この輸送の間に光化学反応を受けてオゾンが生成してきたものである。これに対して山東半島に上陸後はオゾン、NO_xとも濃度が高くなり、両者間の相関は青島に近づくにつれて悪くなって（図5、II：○、III：▲）、青島の近傍では明らかに負の相関を示している（図5、IV：×）。このことは、青島付近で観測された大気が近傍の大規模発生源の影響を強く受けていて、

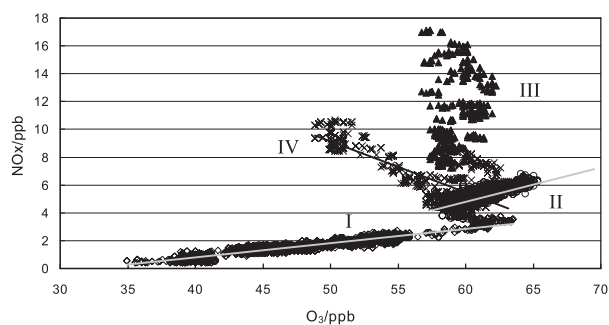
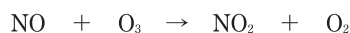


図5 3月19日のオゾンとNO_xの相関



によるO₃の減少が起こっていることを示している。

バックトラジェクトリーも、渤海湾上空の空気は北京付近から輸送されてきているのに対し、青島付近上空では近傍の空気 coming from the local area, which is shown by the correlation, indicating that the air is from the local area.

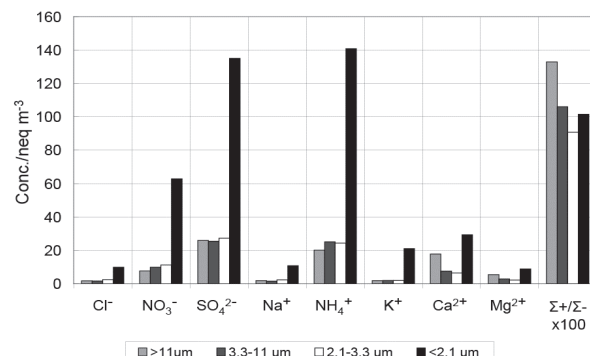


図6 3月19日に大連と青島の間でアンダーセン・サンプラーにより捕集されたエアロゾルのイオン成分濃度

図6は3月19日のフライトにおける、アンダーセン・サンプラーを用いて捕集した粒子状物質の化学組成である。SO₄²⁻とNH₄⁺の濃度は非常に良く一致しており、大陸で放出された酸性物質は近隣において大部分中和されているものと考えられる。

太平洋上空などで見られる遊離の硫酸は、アンモニアの放出のない海洋上空まで輸送されたSO₂が大気中で酸化されて生成したものであり、長距離輸送によってエアロゾルの酸性化が進むことが示唆される。

(2) 2002～2003年冬の観測

平成14年度（2002年12月～2003年1月）は観測に用いる飛行機としては、双発のプロペラ機 Yun12型機（図7）を採用した。この飛行機は最大積載量1700kg、（乗客数最大17人）、使用可能キャビン容積12.9m³、高度

3000m・時速258km/hで、観測時には飛行速度をほぼ180km/hに設定した。



図7 観測に用いたYun12型飛行機

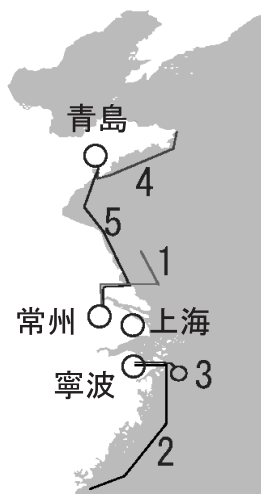


図8 2002年12月～2003年1月観測の飛行経路

搭載した測定器はガス測器（オゾン、NO_x、SO₂）、Particle sizer, CNC, PM_{2.5} & PM₁₀ samplers, エアロゾル質量濃度計および電子顕微鏡分析用インパクターである。

平成14年度観測の飛行コースは図8のような、上海を中心とした中国東部の東シナ海沿岸である。

この観測データのうちNO_xとオゾン、NO_xとSO₂の相関をとってみると

1) NO_xとオゾンの間には負の相関が見られ、発生源近傍の大気汚染物質を捕そくしていることが強く示唆される（図9 a）。

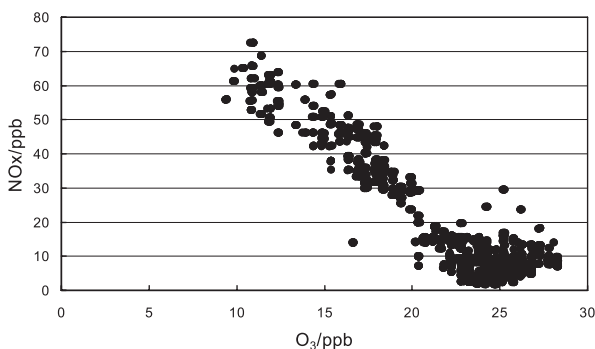


図9 a 2003年1月6日観測時のO₃-NO_xの相関

2) NO_xとSO₂の間には強い正の相関がある（図9 b）。観測されたSO₂とNO_xの比は発生源の比を表しているのではないかと推測された。

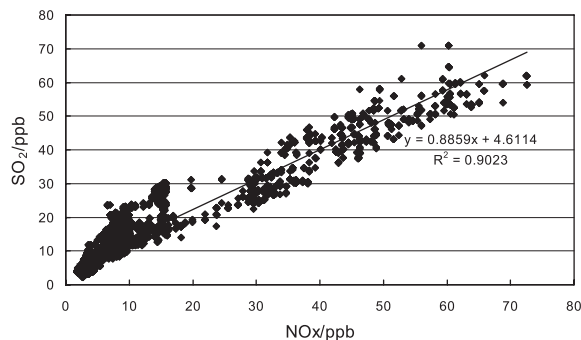


図9 b 2003年1月6日観測時のNO_x-SO₂の相関

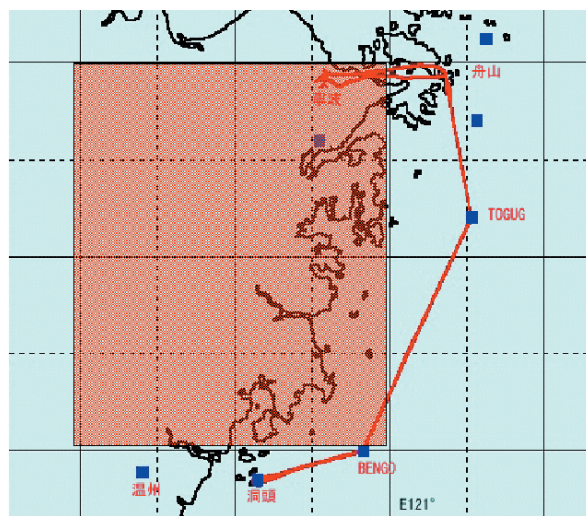


図10 フライトコースとそれに隣接するグリッドの例

そこで、図10のように観測フライトコースに隣接する緯度×経度1°×1°のグリッドを選んで、ここからの発生源データと比較した。表1のEm.(95)とEm.(00)はそれぞれ1995年および2000年ベースのエミッションデータ^{12, 13)}をもとにしたSO₂/NO_x比であり、観測値と比較すると、2000年のデータでは平均するとほぼ同程度の値になるのに対して、1995年のデータとの比較では観測値の方がかなり小さくなっている。この

表1 SO₂/NO_x比の観測値と計算値の比較

観測日	Em.(95)	Em.(00)	観測値	観測値 Em.(95)	観測値 Em.(00)
2002/12/26	1.13	1.24	1.13	1.00	0.91
2002/12/28	1.15	0.76	0.63	0.55	0.83
2002/12/31	2.02	0.87	1.03	0.51	1.18
2003/1/5	2.17	1.29	1.73	0.80	1.34
2003/1/6	1.56	1.25	0.89	0.57	0.71
平均				0.69	1.00

ことは1995年から2000年にかけてSO₂/NO_x比が低下していることを意味し、SO₂の減少かNO_xの増加、またはその両方がこの5年間に起こっていることを観測データから裏付けることができた。

(3) 2003年8～9月および2004年5～6月の観測
 観測に用いた飛行機は2003年がYUN-5、2004年がYUN-12型飛行機である。測定に用いた測器類は前項と同様である。

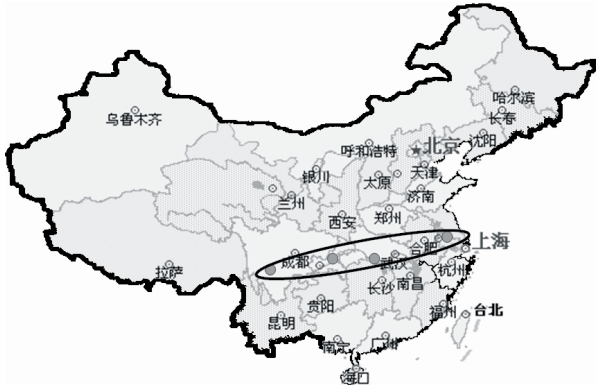


図11 2003年および2004年の観測領域

観測した領域は図11に示したような、中国の内陸部で、観測コースは上海－武漢－重慶・成都などの大都市を結ぶ経路とその周辺上空である。

2004年5～6月には、この領域で合計10フライトの観測が行われた。図12に5月21日の重慶近傍、図13には6月9日の常州近傍での観測におけるガス状汚染物質の変化を示す。

重慶近傍では、低空で非常に高濃度のSO₂が観測された。この地点は丁度重慶と成都の間くらいのものであるが、流跡線（図14）を見ると重慶の影響が大きかったのではないかと推察される。

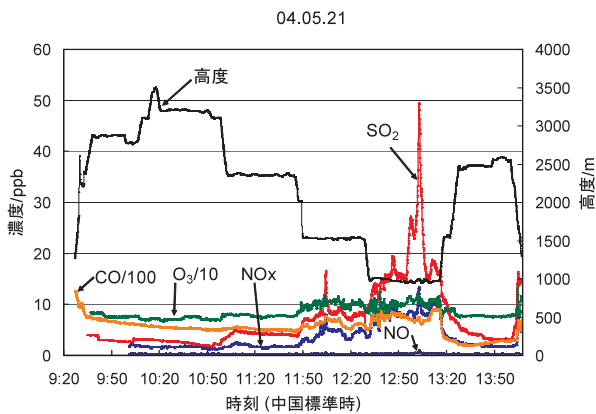


図12 5月21日のガス状物質濃度変化

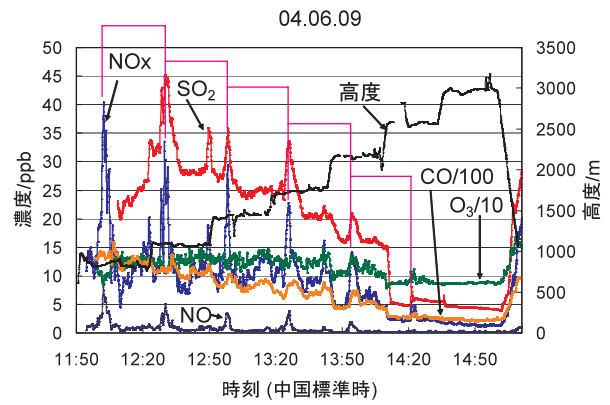


図13 6月9日のガス状物質濃度変化

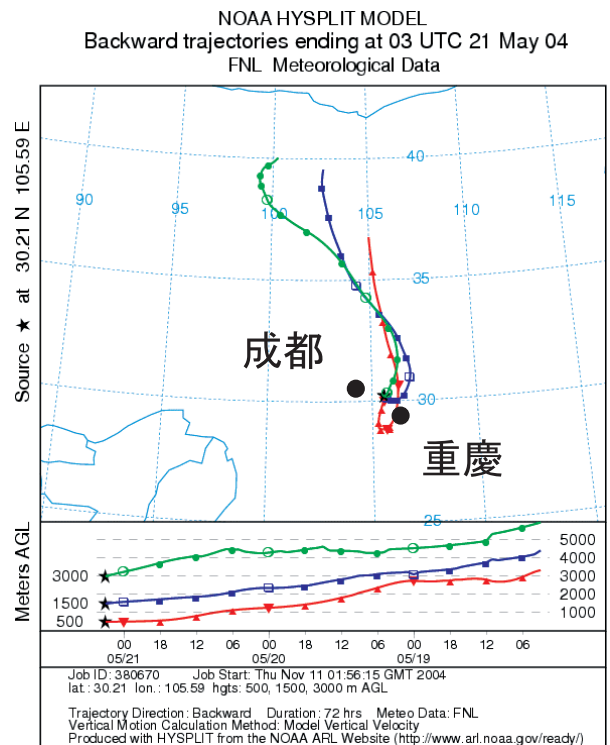


図14 5月21日11時からの後方流跡線

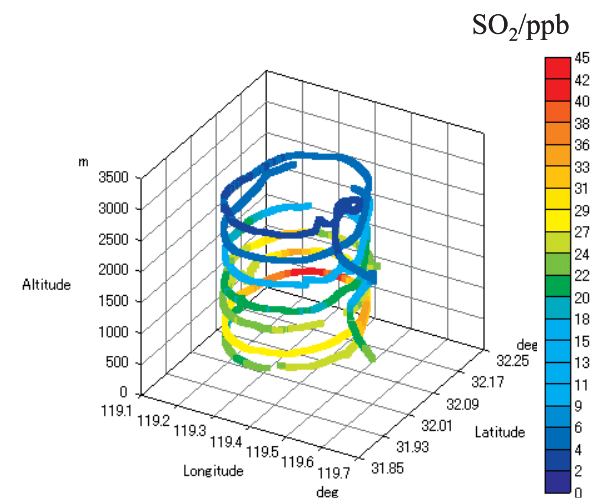


図15 6月9日の飛行経路に沿ったSO₂濃度

一方、6月9日の観測はスパイラル飛行であったが、図13を見ると周期的にガス状汚染物質の高濃度が現れている。このときSO₂やNO_xだけでなく、NOも高濃度となるので、近傍のローカルな汚染をとらえているものと考えられる。この点は図15において一層明確である。なお、バックトラジェクトリーは低層(≦1500m)の気塊が内陸部から、上層(≧2000m)の気塊は北部から輸送されていることを示している。

上海～武漢～成都・重慶の領域での観測では、エアロゾルイオン成分濃度(SO₄²⁻, NO₃⁻など)はPM₁₀, PM_{2.5}いずれも成都・重慶周辺と上海・南京周辺における濃度が高い(図16)。(本節では今後SO₄²⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, Ca²⁺をそれぞれSO₄, NO₃, NH₄, CAと記述)これらの大工業地域での放出量が高いことを反映しているものと考えられる。

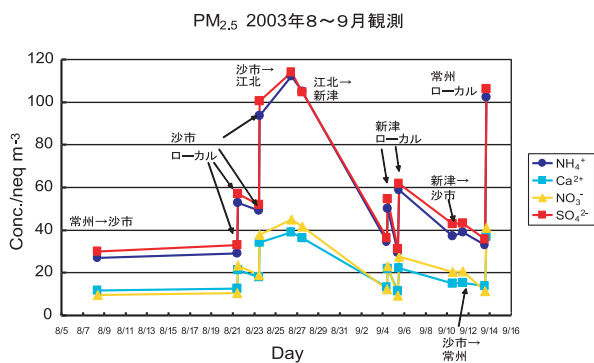


図16 2003年の観測で見られたPM_{2.5}のイオン成分濃度の分布

図17にはこれらイオン成分間の相関を示した。SO₄はNH₄と非常に相関がよい。これは中国上空での観測では常に見られることである。しかし、沿岸部での観測

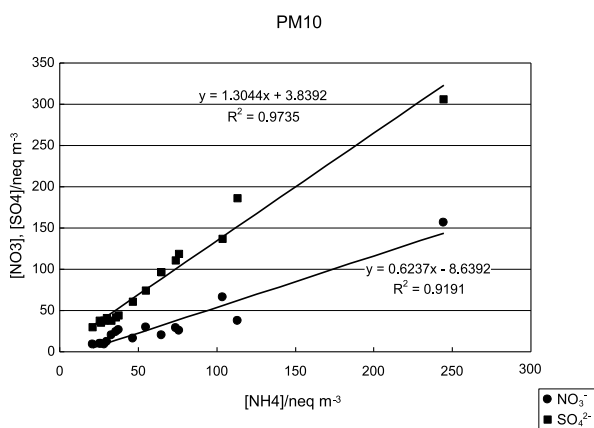


図17 2003年の観測で見られたPM₁₀のイオン成分のうち、SO₄, NO₃とNH₄の相関

ではほぼ1:1で存在していたのに対し、内陸部上空ではかなりSO₄が過剰に存在していた。

NO₃とNH₄も相関がよいが、NH₄が過剰である。酸性成分は塩基性成分によってよく中和されている。両酸性成分とCAとの相関も良い。

酸性成分のうちNO₃とSO₄の合計と塩基性成分のうちNH₄とCAの合計との相関を取ってみると、2002年12月～2003年1月の東シナ海沿岸領域での観測地と今回の内陸部上空での観測地には明らかな違いが見られた。すなわち、沿岸域では塩基性成分の和が酸性成分の和よりも大きいものに対して、内陸部では酸性成分の和が塩基性成分の和よりも大きい(図18)。これは、重慶・成都が内陸部の大きなSO₂発生源であるのに対し、中国東部はSO₂のみならず、アンモニアの大発生源¹³⁾であることが大きく関係しているものと考えられる。

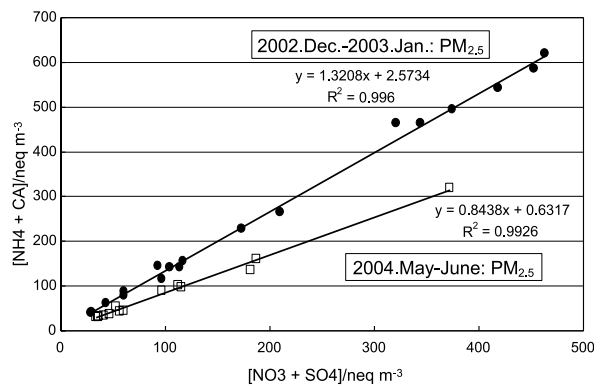


図18 [NH₄ + CA]に対する[NO₃ + SO₄]のプロット
●: 東シナ海沿岸, □: 内陸部

2.1.3 まとめ

本研究により以下のことが明らかとなった。

1) 中国の沿岸域の大規模発生源近傍ではNO_xの発生量が多く、そのためNO_xに含まれるNOによるオゾンの破壊が起こって、オゾンとNO_xの濃度の間には負の相関が見られ、NO_x濃度が高いとむしろオゾン濃度が低下する。

2) NO_xとSO₂の濃度間には高い正の相関が見られるので、1)の現象とも合わせ、航空機観測で測定されるNO_xとSO₂の比は発生源の比をよく反映しているものと考えられる。報告されている発生源インベントリーデータとの比較から、1995～2000年の間にNO_x放出量の増加、SO₂放出量の減少、またはその両方が起こっていることがわかった。

3) 中国上空ではエアロゾル中の酸性成分はアンモニアなどによってよく中和されている。ただし、沿岸部ではほぼ1:1に中和されているのに対して内陸部ではやや酸性成分が過剰である。

2.2 中国における大気・エアロゾルの地上観測

2.2.1 序

東アジア地域はNO_x, SO₂の大排出地域である。最近SO₂の放出量の伸びが止まったとの報告もあるが、人口増加と工業の発展、モータリゼーションの進展などにより大気汚染物質の排出量は今後も高いレベルで推移するものと考えられる。このような大規模な大気汚染物質の輸送現象は酸性雨の問題として大陸規模の大気環境に大きな影響を与えるばかりでなく、エアロゾルによる直接、間接の効果を通して放射収支に影響を与え、地球温暖化現象にも大きな影響を与える。

東アジア起源の大気汚染の状況を把握し解析するためには、レセプター側である日本やその周辺における観測もさることながら、発生源に近い中国における観測が非常に重要である。近年特に発展してきた中国は華中から華北にかけての沿岸部で排出が著しく、冬季から春季にかけては季節風によって日本や韓国に大気汚染物質が輸送される。また、中国は面積も広く内陸部にも成都、重慶、武漢など大都市が長江流域に点在している。これら内陸部でのエミッションも中国全体としての排出を考えると無視できない。また、比較的温暖な気候である日本、欧州、北米における観測データはこれまでも蓄積があるが、今後は比較的気温が高くなる温帯から亜熱帯地域にかけての人口密集地域における大気観測が重要となってくる。

これまで中国でも大気汚染物質（ガス、エアロゾル）についていくつかの報告がある¹⁴⁻¹⁷。青島での観測ではSO₂濃度が徐々に減少しており、PM_{2.5}の主要成分はアンモニウム、サルフェート、ナイトレートであったと報告されている¹⁵。また青島や北京におけるサルフェートとSO₂の比を分析した結果によると、冬場はSO₂からの遅い光化学酸化がサルフェート生成の主たる生成経路であるとされている^{15,16}。

しかしこれまで中国では十分な観測がなされているとは言い難く、特に中国国内における大気汚染物質の空間分布に関する情報はかなり欠落していた。これまで我々はアジア大陸と日本の間の海洋上空における航空機観測

を行ってきたが、最近中国環境科学研究院との共同研究により中国国内における大気汚染物質の地上および航空機による観測を開始した。

本研究では、前半では中国北部の大都市である青島や大連、および山間部に位置する鳳凰山での大気汚染物質の観測について述べる。また後半では、おもに長江流域の上海（舟山群島）、武漢（武当山）、成都（峨眉山）における大気汚染物質の観測について述べる。これによって中国の大気汚染物質の濃度レベル、空間的広がり、高濃度時の気塊の輸送、エアロゾル生成の経路などを明らかにすることができる。

2.2.2 実験方法

中国における観測地点を図19に示す。青島（Qingdao）での観測地は田横島（Tianheng）（Qingdao; 36.5N, 121 E, 30m asl）で青島市の東側に位置する。鳳凰山（Fenghuangshan; 40.5N, 124 E, 450m asl）は丹東市（Dandong）の南東に位置し、その周囲には中小の町が点在している。鳳凰山は青島の北東約600kmにあり、100km南東には瀋陽（Shenyang）がある。大連（Dalian; 39N, 121.5E, 120m asl）のサイトは青島の約300km北に位置する。

中国中部における沿岸部から長江流域にかけての観測については、上海に近く長江の河口に位置する舟山群島（Zhoushan）中の嵎泗島（Shensi）（Zhoushan; 30.4N, 122.3E, 200m asl）、武漢から北西に約300km離れた武

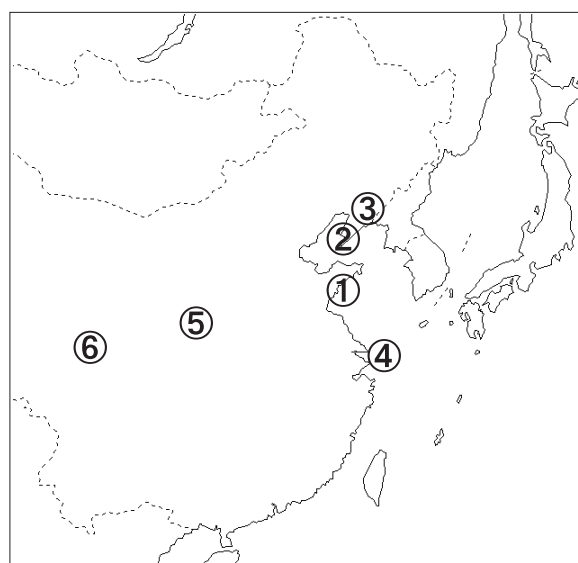


図19 中国観測地点
①青島, ②大連, ③鳳凰山, ④舟山, ⑤武当山,
⑥峨眉山

当山 (Wudan; 32.3N, 110.5E, 1200m asl), 四川省の省都の成都の南約100kmに位置し, また流域の大都市である重慶から西に約300km離れた峨眉山 (Emei; 29.3N, 103.2E, 1200m asl) で行った。

微量大気汚染ガスは Thermo Environmental Instruments Inc. のTECOシリーズで測定した。オゾンは49C, NO_xは42C, SO₂は43Cである。サンプリングラインにはテフロンチューブを用い, ポアサイズが0.45 μmのフィルターを取り付け, 粒子をカットした。データは1 Hzで取得し, 30分平均値を解析では用いた。較正は中国環境科学院において測定前後に行った。

エアロゾル粒子 (particulate matters; PMとも標記する) の捕集には中流量サンプラー (Model TSP-PM₁₀-PM_{2.5}-2, Beijing Geological Instrument Factory, Beijing) を用いた。流量は78 liters min⁻¹で, インレットに粒子サイズカットのためのカップを取り付け, PM_{2.5}, PM₁₀をそれぞれ捕集した。捕集効率はPM_{2.5}に対しては2.47 μmで92.7%, PM₁₀に対しては9.93μmで95%であった。サンプラーはサイトの屋上に設置され, 午前8時から約24時間捕集した。捕集大気はテフロンフィルター (Advantec, PF020) を通過し, フィルター上に捕集される。粒子を捕集したテフロンフィルターは冷蔵庫に保管され, クールボックスで北京の中国環境科学院に送られた。イオン抽出には超音波洗浄機を用いた。イオンはイオンクロマトグラフィー (Dionex, model DX-500) を用いて分析した。検出限界はFとClイオンが0.05ppmでアンモニウムイオンは0.2ppmであった。残りのイオンはこの範囲に入っている。各測定地点のフィールドブラン

ク (PM_{2.5}とPM₁₀それぞれ各2枚ずつ) はきわめて安定であった。フィールドブランクの濃度は最低のイオン主に対して約5%であった。雨や雪の場合には測定を中止した。

2.2.3 結果と考察

(1) 中国東北部冬季観測

オゾン, NO_x, SO₂濃度と高濃度SO₂イベント

青島と鳳凰山で測定したオゾン, NO_x, SO₂の平均濃度と最大値を図20に示す。青島でのSO₂の観測では, 2000年の平均値が2001, 2002年と比べると4~5倍高い。2000年1月18日には最高で85ppbvを記録している。この1月18日のデータを除いた平均値も21.2ppbvと他の年より3~4倍高い。Huらによると¹⁵⁾, 2000年3月の青島でのSO₂濃度は44.9μg m⁻³ (about 17 ppbv) であり今回の観測と同じレベルである。2000年の青島でのSO₂濃度は全般的に高かったのであろう。また, 1997年から2000年にかけて青島でのSO₂濃度は低下している¹⁵⁾。Streetsら¹³⁾の推計でも中国におけるSO₂排出は1994年と比較して減っており, 我々の観測もそれを支持している。ただし測定期間が短いので長期間のデータとの比較が必要である。

2000年1月18日に鳳凰山でもSO₂高濃度イベントを観測した (図21)。青島ではSO₂は7:00に増加し始め, 高濃度期間は19:00まで続いた。ここでの時刻は中国標準時 (CST, CST=UTC+8) である。11:00と17:00に二つのピークが観測された。鳳凰山では, SO₂は16:00に増加し始め真夜中まで高濃度期間は続き, ピークは20:00であった。

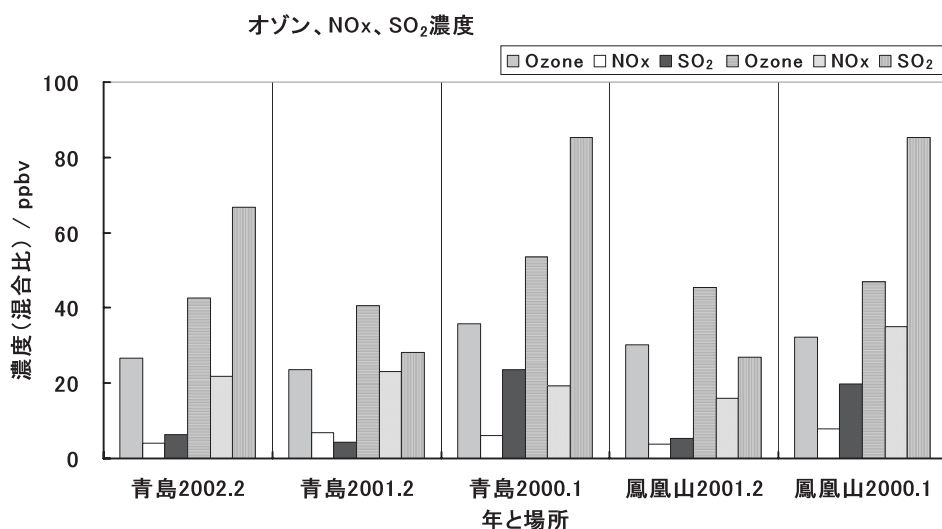


図20 青島, 鳳凰山におけるオゾン, NO_x, SO₂の平均濃度と最大値

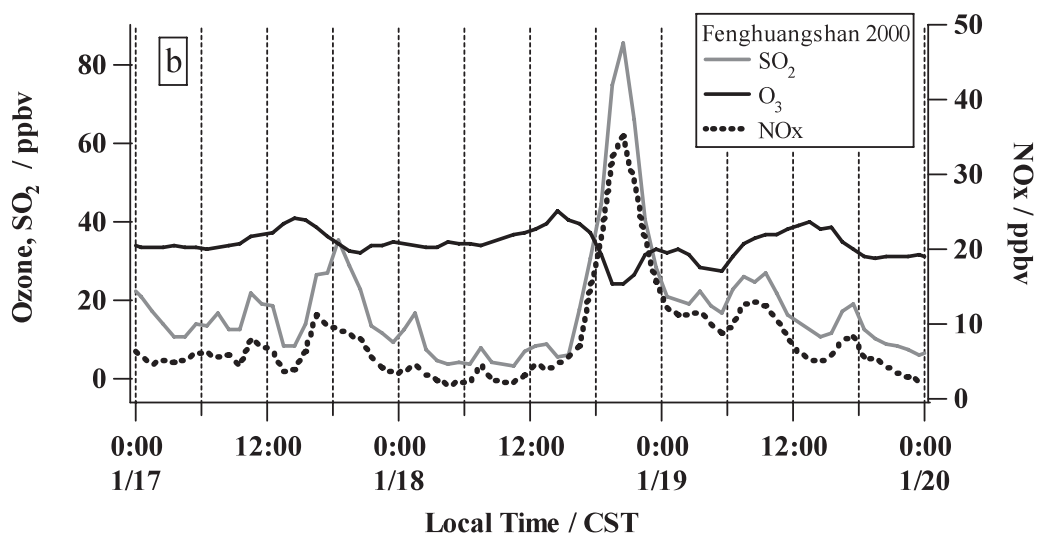
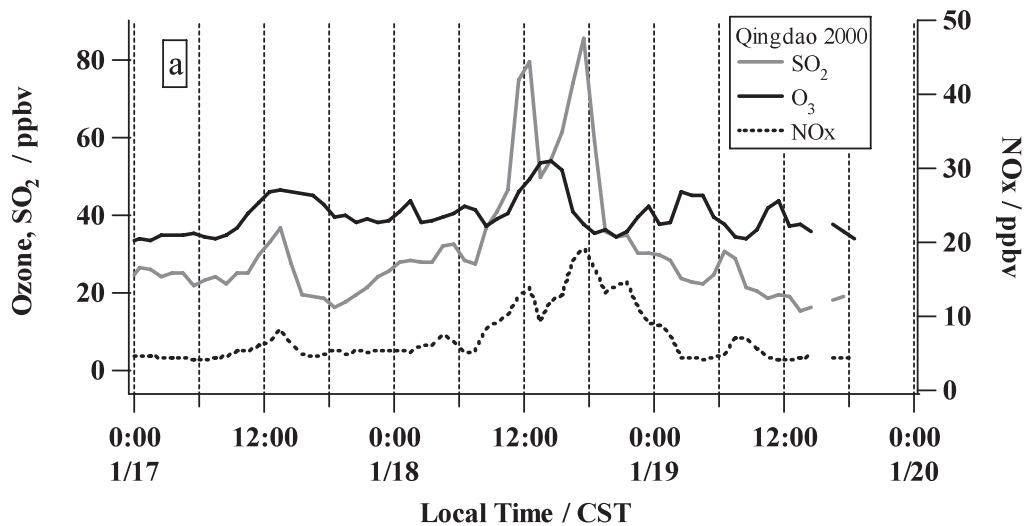


図21 青島と鳳凰山で2000年1月17日から21日にかけて観測されたオゾン, NO_x, SO₂の濃度変化
 a: 青島 (Qingdao), b: 鳳凰山 (Fenghuangshan)
 この図からほぼ同時に高濃度SO₂が観測されたことがわかる。時間は中国標準時。

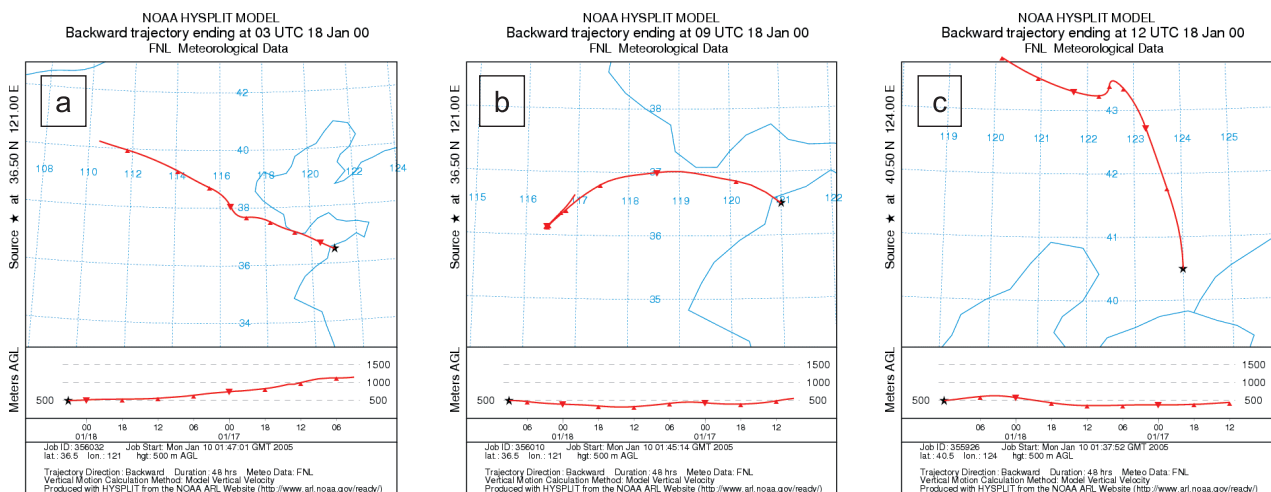
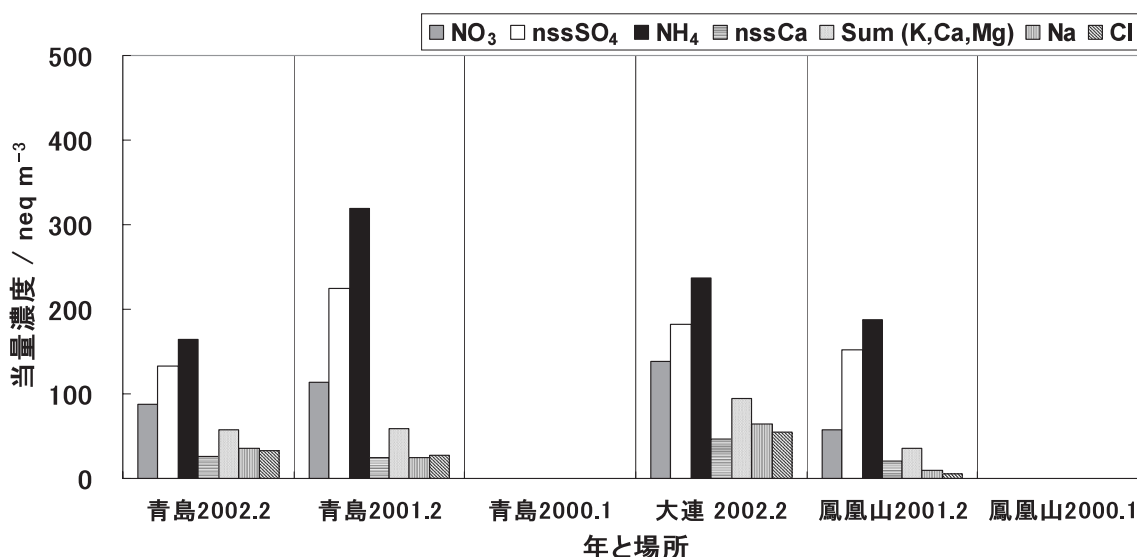


図22 高濃度SO₂が観測されたときのHYSPLIT 4で計算した気塊の後方流跡線図
 計算の始点と開始時間は上から順に, a: 青島11:00, b: 青島17:00, c: 鳳凰山20:00でいずれも2000年1月18日中国標準時。

HYSPLIT4^{18,19)}を使って後方流跡線を計算したところ、それぞれのピークの気塊の起源は異なっていた(図22)。青島の前半のピークに関しては、気塊は北京の東部から河北省(北京と天津の南)の上空を通過して飛来していた。青島の後半のピークに関しては、中国中部(山東省と河南省の境界付近)から飛来していた。鳳凰山のピークに関しては、気塊は中国の北部から、東部の大きな都市である瀋陽上空を通過して飛来していた。気塊の起源が異なることから、同時期に青島と鳳凰山で観測されたが、高濃度SO₂イベントの原因は異なると考えられる。

図21aにおいて、最初のピークでSO₂が増加しているときにNO_xとオゾンが増加していた(正の相関)。これとは対照的に、後半のピークでは、オゾンとNO_xは逆相関を示している。オゾンとNO_xの逆相関は鳳凰山の高濃度SO₂イベントでも観測されている(図21b)。このガスの濃度変動から高濃度SO₂の原因は2種類あると考えられる。NO_xとオゾンの逆相関は汚染の発生源が観測サイトの近くにある(局地的汚染: local pollution)ことを示している。これはオゾンとNOの反応が早いからである。反対に、汚染気塊が長距離輸送されるとオ

主要イオン当量濃度 (PM_{2.5})



主要イオン当量濃度 (PM₁₀)

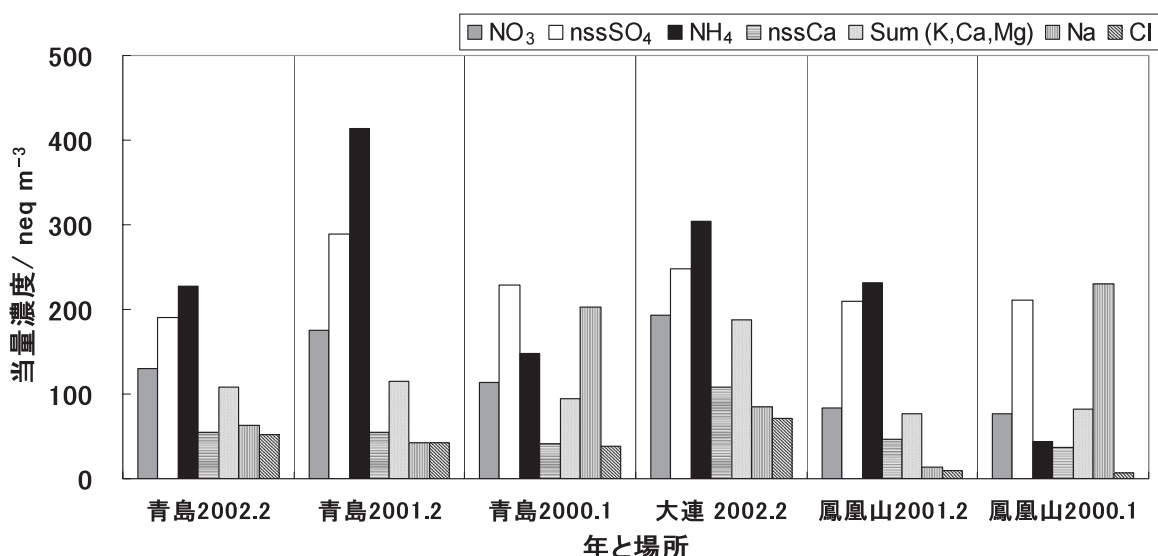


図23 青島、鳳凰山、大連で測定した主要イオン (NO₃⁻, nss-SO₄²⁻, NH₄⁺, nss-Ca²⁺, K⁺とCa²⁺とMg²⁺の和 Na⁺, Cl⁻) の平均当量濃度
 “nss”は非海塩起源を意味し, “Sum(K,Ca,Mg)”はK⁺とCa²⁺とMg²⁺の濃度の和を意味する。

ゾンとNO_xは正の相関を示す。これは光化学反応によってNO_x（主としてNO₂）からオゾンが生成するからである。したがって、青島の最初の高濃度SO₂イベントは汚染気塊の輸送によってもたらされている。対照的に、青島の第2のピークと鳳凰山のピークは局地的汚染の影響を示している。高濃度SO₂イベントの原因には、局地的汚染だけではなく長距離輸送の影響もあることがわかった。

鳳凰山は当初清浄なりモートサイト（都市から離れた清浄な遠隔地）であると考えていた。しかし、鳳凰山のオゾン、NO_x、SO₂の濃度レベルは青島と同程度であった（図20）。石炭が中国東北地方における冬季の家庭暖房の主たる燃料であり、石炭は最大のSO₂排出源であることを考慮すると鳳凰山はりモートサイトであると考えていたが、周囲の中小の町村からの局地的汚染によって高濃度SO₂イベントが発生すると考えられる。

エアロゾルの重量濃度と化学組成

青島における2001、2002年のPM_{2.5}の平均値は54.9 μg m⁻³であった。これは2000年3月にHuら¹⁵⁾が測定した46.61 μg m⁻³より少し高かった。本研究でのPM測定では明確な傾向は示していない。鳳凰山、大連で測定したPMの重量濃度やPM_{2.5}、PM₁₀の割合は青島の結果と同様であった。

図23に主要成分の平均イオン濃度を示す。ここでnssは非海塩起源のイオンを意味しており、Na⁺イオン濃度から計算している。

$$[\text{nss-SO}_4^{2-}] = [\text{SO}_4^{2-}]_{\text{total}} - \alpha [\text{Na}^+]$$

ここで[A]はAという物質の当量濃度（neq m⁻³）、αは[Na⁺]_{seasalt}に対する[SO₄²⁻]_{seasalt}の比でSO₄²⁻については0.121、Ca²⁺については0.043という値を採用している²⁰⁾。

この結果からナイトレート、サルフェート、アンモニアが主成分で、カルシウムの濃度の割合は低いことがわかった。たとえば青島での2000年の観測結果では、NO₃⁻、nss-SO₄²⁻、NH₄⁺、nss-Ca²⁺のPM_{2.5}に含まれる重量濃度割合はそれぞれ10%、12%、5.5%、1.0%であった。大連でも同様の化学組成であった。それに対しNO_x濃度レベルは同じであるのに、鳳凰山でのナイトレートの割合は青島より少し低かった。以前の結果¹⁵⁾ではPM_{2.5}中のNO₃⁻、SO₄²⁻、NH₄⁺、Ca²⁺は、それぞれ、15.9%、28.3%、14.3%、0.9%であり、北京でのNO₃⁻、SO₄²⁻、NH₄⁺の結果（1999–2000、冬季–春季）は8.5%、

13%、4.6%であった¹⁾。すべての場合においてナイトレート、サルフェート、アンモニアが中国北部東部では主成分である。

PM_{2.5}およびPM₁₀に含まれるnss-Ca²⁺の最大値はそれぞれ71、210 neq m⁻³であった。K⁺、Ca²⁺、Mg²⁺の合計はNH₄⁺とほとんど同じかそれ以下であった（図23参照）。nss-Ca²⁺の平均値は黄砂が飛来したときに比べかなり少ない。たとえば崑山ら²¹⁾は2001年3月21日に福江島近海の東シナ海上空でCa²⁺を最高で約600 neq m⁻³観測している。これに比べ、今回の観測ではnss-Ca²⁺は低く、エアロゾル中の化学成分は土壌粒子の影響を受けていない。

サルフェートの生成

青島におけるnss-SO₄²⁻/SO₂の重量濃度比はそれぞれ0.17（2000年）、1.2（2001年）、0.53（2002年）であった。これらの値は冬季から春季にかけて北京や青島で測定された値（0.4）とほぼ同レベルである。しかし夏季における北京での値、5.6に比べるとかなり小さい。SO₂からSO₄²⁻への効率のよい変換をもたらす不均一反応は、冬場はあまり重要な過程ではないと考えられている^{15,16)}。

われわれは2000年1月18日に高濃度SO₂イベントを観測したが（図21）、このときのnss-SO₄²⁻/SO₂の重量濃度比は0.14であった。これをSO₂/SO_y（SO_y = nss-SO₄²⁻ + SO₂）に直すと0.88となり、ほとんどSO₂として存在していることがわかる。これは、サルフェートはゆっくりとした気相での光酸化によって生成したこと（不均一反応の寄与は小さい）ことを示している。

PM_{2.5}に含まれるサルフェートとナイトレート

陽イオンと陰イオンの比（Σ⁺/Σ⁻）を計算した。ここでΣ⁺はNH₄⁺、Na⁺、Ca²⁺、K⁺、Mg²⁺の和であり、Σ⁻はサルフェート、ナイトレート、クロライドの和である。この比は1.0から1.15の範囲にあり、イオン濃度はほとんどバランスしている。

図24aにはNH₄⁺とnss-SO₄²⁻の相関を示している。図にはすべてのPM_{2.5}の観測値を当量濃度でプロットしている。NH₄⁺とnss-SO₄²⁻の相関は高く(R²=0.947)、その傾きは1.39であった。これは、NH₄⁺がnss-SO₄²⁻にたいして過剰であることを示している。図24bにはNH₄⁺とNO₃⁻の相関を示している。サルフェートの場合と異なり、二つのグループに分かれるように見える。●○は2002年のデータを示し、■や□は2001年のデータを示

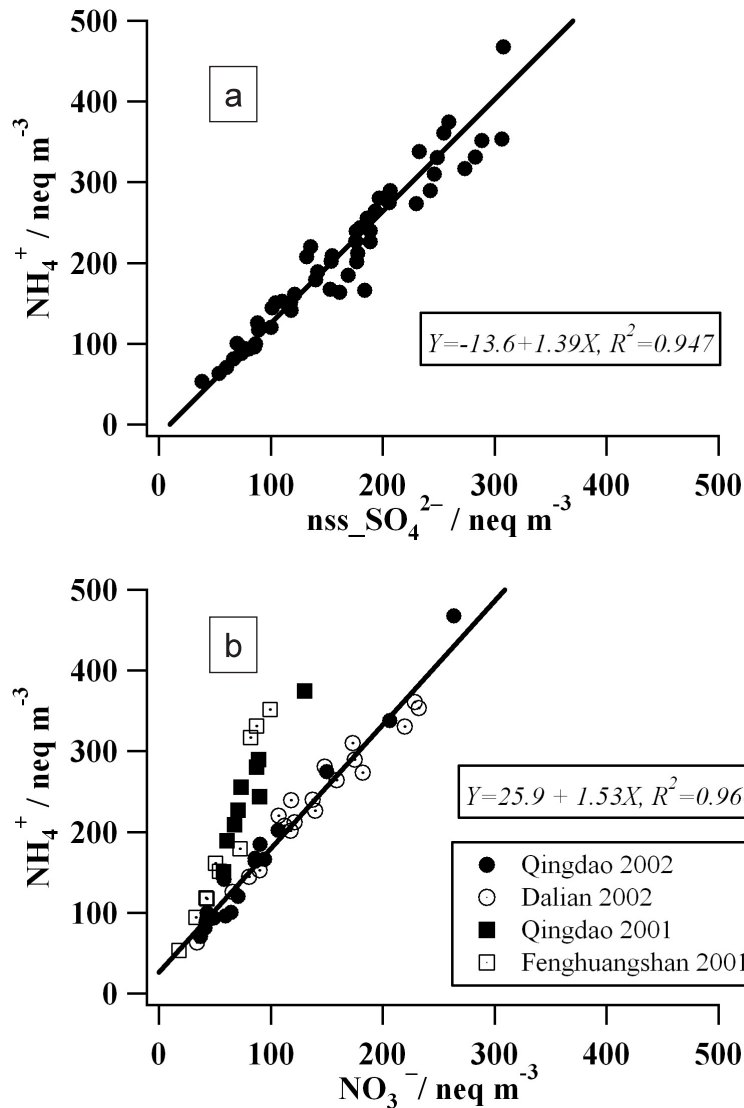


図24 主要イオン (nss-SO₄²⁻, NO₃⁻に対するNH₄⁺) の相関関係
 図中のQingdao, Fenghuangshan, Dalian, はそれぞれ青島, 鳳凰山, 大連である。

す。NH₄⁺とNO₃⁻の相関は高く (R²=0.947), その傾きは1.39であった。データは観測場所ではなく観測時期で分けられ, 年ごとに大きな変動があることを示している。青島と大連の2002年のデータは相関係数も高く (R²=0.966) 傾きは1.53であった。青島と鳳凰山の2001年のデータも比較的高い相関を示し傾きは3.0であった。高い相関は硝酸アンモニウムが主要な成分であることを示し, また1より大きな傾きはアンモニウムが過剰であることを示している。Huらによる青島での冬季から春季にかけてのPM_{2.5}に含まれるNH₄⁺/SO₄²⁻とNH₄⁺/NO₃⁻の当量濃度比は1.3と3.2であった¹⁵⁾。また北京での結果は1.0と1.9であった¹⁵⁾。これらの値は我々の測定とよい一致を示している。中国東北部での我々の結果やこれまでの結果を考慮すると, PM_{2.5}中の主要成分は硫酸アン

モニウムと硝酸アンモニウムであることがわかった。また大都市だけでなく鳳凰山でも主要成分は硫酸アンモニウムと硝酸アンモニウムであることがわかった。

東アジアにおけるNO₃⁻/SO₄²⁻重量濃度比の比較

韓国済州島, 長崎県福江島や沖縄辺戸岬での観測によると, 離島での微小粒子側のNO₃⁻/SO₄²⁻は0.1程度と低い^{22, 23)}。これは, 長距離輸送中に微小粒子からはナイトレートが脱離し, 沈着するか, 粗大粒子に吸着するからだと考えられている²⁴⁾。これに対し, 青島や大連ではPM_{2.5}, PM₁₀いずれの場合でもNO₃⁻/SO₄²⁻は0.6~1.0程度と比較的高い。これは以前の結果とも一致している^{14, 15)}。大陸からのアウトフローの出発点である中国東部北部ではNO₃⁻/SO₄²⁻は0.6~1.0程度と比較的高いが,

長距離輸送され西日本に到達する間に $\text{NO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ は0.1程度と低くなり、エアロゾルの長距離輸送による化学組成の変質を示している。

中国東部北部の大気汚染

鳳凰山はリモートな比較的清浄な地域であり、青島や大連のような大都市とは異なると考えて観測サイトを設定した。しかし、鳳凰山のガスやエアロゾルの結果は青島とほぼ同じである。青島と大連、鳳凰山でガスやエアロゾルの濃度や組成が似ているということは、大気汚染が中国東部北部のかなり広い範囲をカバーしていることを示している。初めて観測により広範囲の大気汚染を実証した。冬季から春季にかけて暖房はおもに石炭燃焼で行われるが、大都市ばかりではなく中小都市における排出も大気汚染に大きな影響を及ぼしていると考えられる。

(2) 冬季中国青島と舟山における観測 オゾン、 NO_x 、 SO_2 濃度と高濃度 SO_2 イベント

2002年12月に青島（Qingdao；華北部）と舟山（Zhoushan；華中）においてガスとエアロゾルの同時観測を行った。オゾン、 NO_x 、 SO_2 の平均濃度と最大値を図25に示す。 NO_x や SO_2 の平均濃度は青島が高く、オゾンの平均濃度は舟山が高い。図26に青島と舟山におけるオゾン、 NO_x 、 SO_2 の濃度変動を示す。青島の場合12月15日ごろまで頻繁に高濃度の SO_2 のピークが観測された。また12月26日から30日までは、欠測があるものの、

最高で SO_2 濃度が120ppbvという非常に高い値を観測した。高濃度 SO_2 を観測したときには同時に NO_x も高くなっており、またオゾンは NO_x と逆相関になっている。これは汚染が長距離輸送されたものではなく、青島近郊で発生したものであることを示している。バックトラジェクトリー計算を行ったところ、これら高濃度 SO_2 が観測されるときには、主に気塊は山東半島近傍を低高度（<1000m）で1日以上滞在していた場合が多い（典型的な例を図27に示す）。

舟山の場合12月16日と12月30、31日に高濃度 NO_x （最高で109ppbv）を観測した（図26）。高濃度 NO_x を観測したときには同時にオゾンは減少しており、 NO_x と逆相関になっている。また同時に SO_2 も高くなっており、舟山の場合でも汚染は長距離輸送されたものではなく近郊で発生したものであることを示している。バックトラジェクトリー計算を行ったところ、主に気塊は上海や杭州といった沿岸の工業地帯を経由している（図27）。また比較的low濃度である期間（12月17～28日ごろ）は高高度（3000～4000m）の上空を飛来してきた気塊や、海上を経由してきた気塊の場合が多かった。

同じ年の春季（2002年2月24日から3月15日まで）における青島での観測と比較すると、 SO_2 濃度の平均値および最高値は、いずれも、12月の観測のほうが高かった。今回の観測は2000年の1月に青島と鳳凰山で観測した SO_2 の値に近い。Huらの青島での1997年から2000年の結果でも12月は他の月に比べ非常に高い¹⁵⁾。中国青

オゾン、 NO_x 、 SO_2 濃度

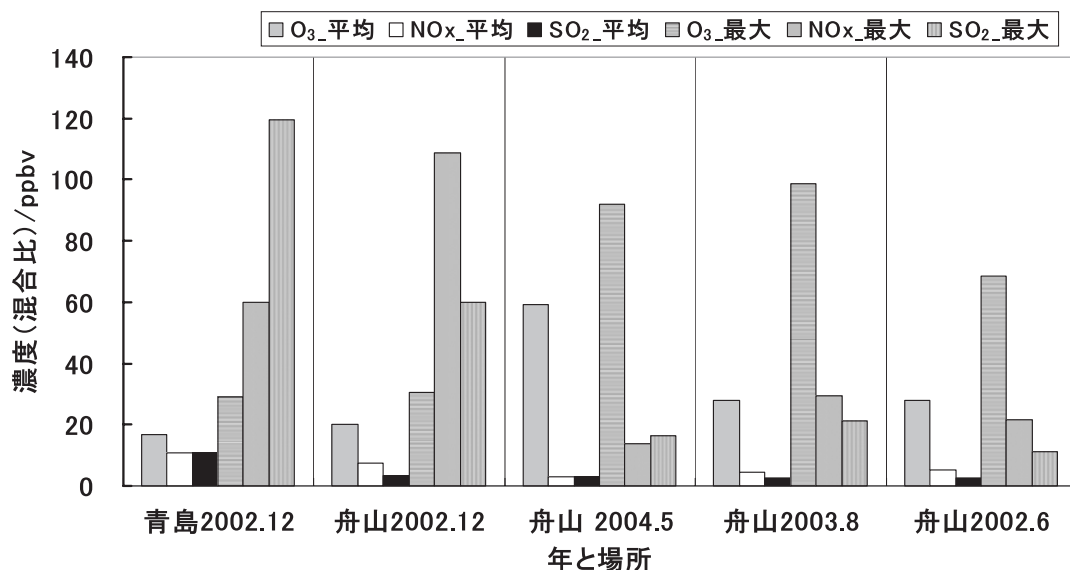
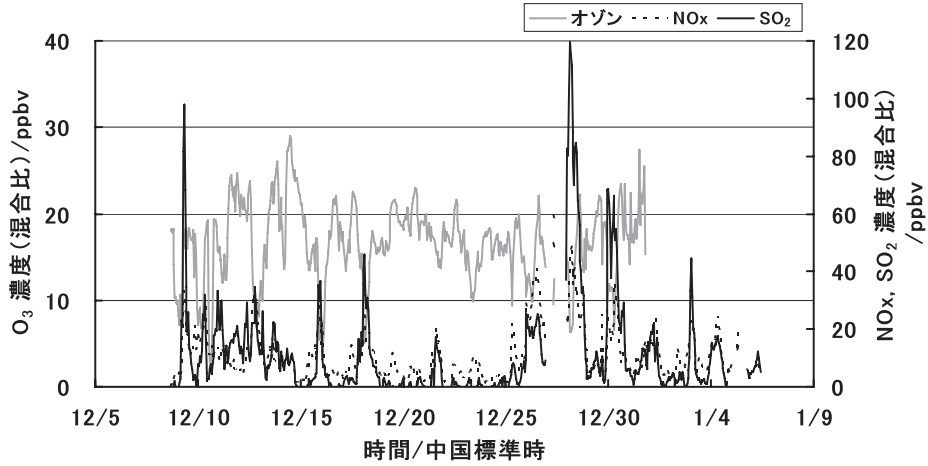


図25 青島と舟山におけるオゾン、 NO_x 、 SO_2 の平均濃度と最大値

オゾン, NO_x, SO₂濃度 青島2002年12月



オゾン, NO_x, SO₂濃度 舟山2002年12月

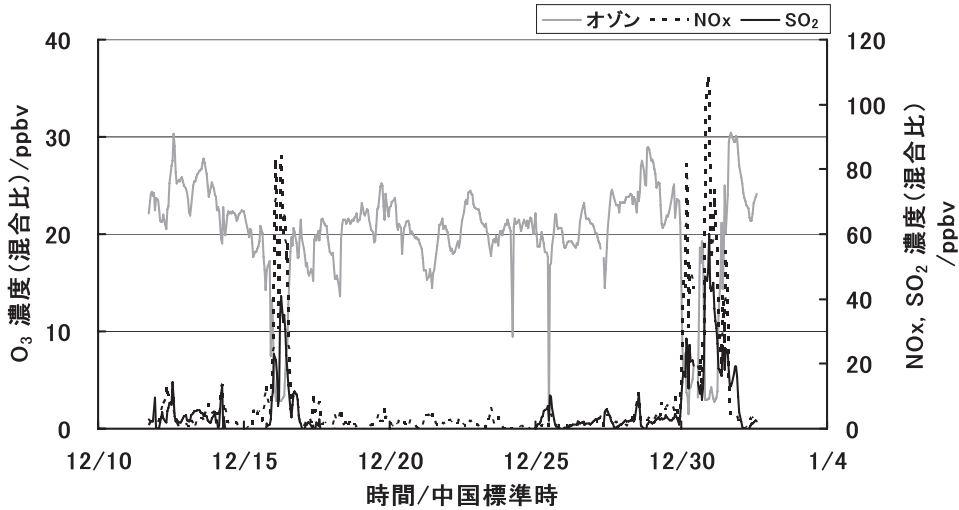


図26 青島と舟山で2002年12月から1月にかけて観測されたオゾン, NO_x, SO₂の濃度変化

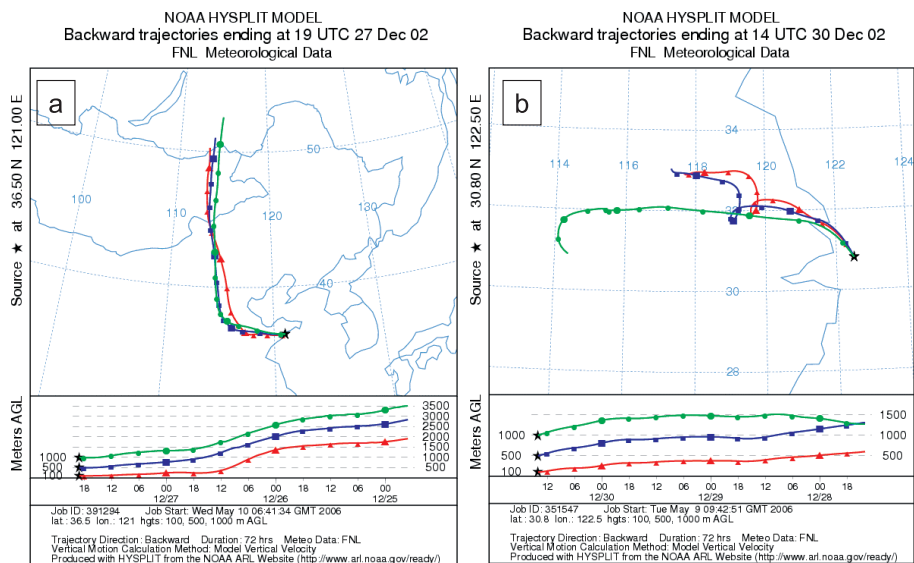


図27 高濃度SO₂が観測されたときのHYSPLIT 4で計算した気塊の後方流跡線図
計算の始点と開始時間はa) 青島2002年12月28日3:00, b) 舟山2002年12月30日22:00でいずれも中国標準時。

主要イオン当量濃度

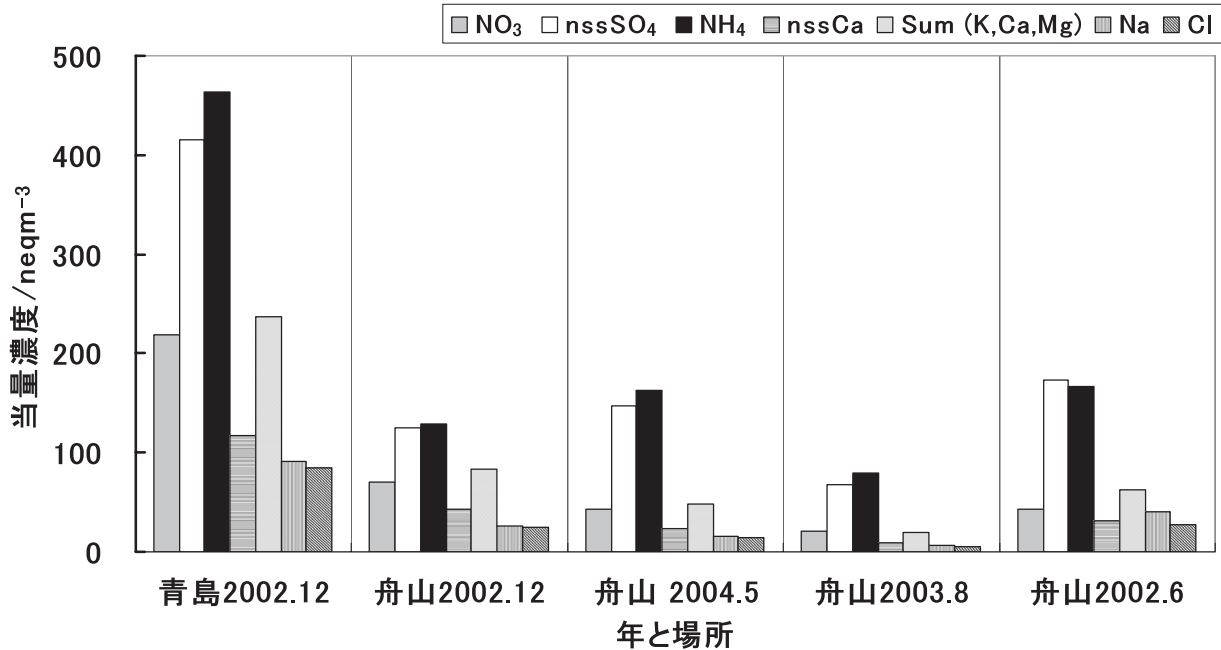


図28 舟山、青島における主要イオン (NO₃⁻, nss-SO₄²⁻, NH₄⁺, nss-Ca²⁺, K⁺とCa²⁺とMg²⁺の和 Na⁺, Cl⁻) の平均当量濃度
(PM_{2.5}) “nss” は非海塩起源を意味し, “Sum (K,Ca,Mg)” はK⁺とCa²⁺とMg²⁺の濃度の和を意味する。

島を含む山東半島沿岸部のSO₂排出量は依然として2000年のレベルと同程度であるのか、あるいは、気象条件により境界層高度が低いため汚染気塊が地表付近に停滞し12月には高濃度汚染が観測されるのかは不明であるが、いずれにしろ、冬季の観測を見る限りSO₂の排出量が多いと考えられる。

エアロゾルの重量濃度と化学組成

PM_{2.5}とPM₁₀で分級したエアロゾルの主要な成分の濃度(neq m⁻³)を図28に示す。青島における2002年12月のエアロゾル重量濃度は、青島や大連、鳳凰山でのそれまでの観測(2000~2002年)に比べても著しく高い。

図29にはPM_{2.5}のNO₃⁻, nss-SO₄²⁻, NH₄⁺イオンを測定日時に対してプロットしている。青島におけるガス成分と比較すると、nss-SO₄²⁻イオンが高濃度になる場合とガス成分のSO₂, NO_xが高濃度になる期間はほぼ一致している。また、nss-SO₄²⁻イオンが高濃度になる場合と、NO₃⁻, NH₄⁺イオンが高濃度になる期間はほぼ一致している。このことから、高濃度のNO₃⁻, nss-SO₄²⁻, NH₄⁺イオンの原因は人為起源汚染の排出であると考えられる。同様の比較を舟山のデータに対して行くと、やはりNO₃⁻, nss-SO₄²⁻, NH₄⁺イオンが高濃度になる場合

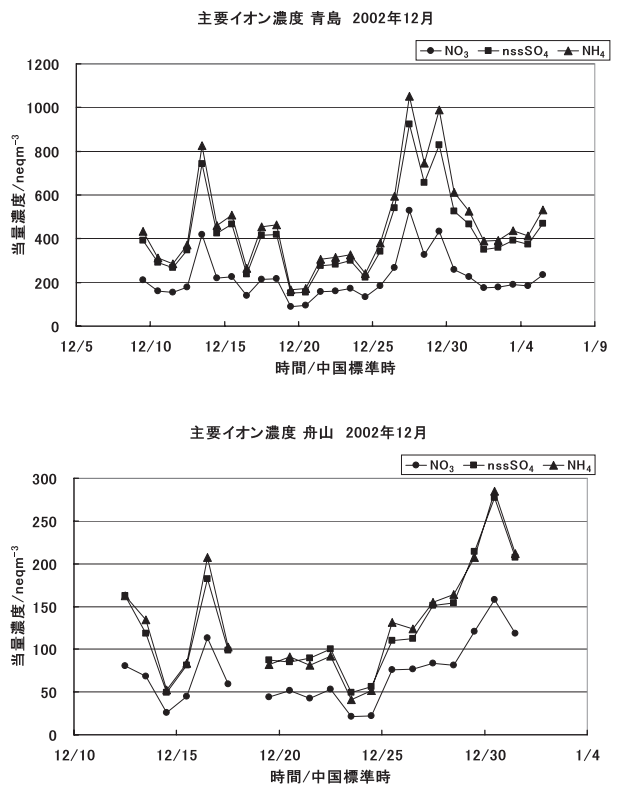


図29 青島、舟山で測定したPM_{2.5}のNO₃⁻, nss-SO₄²⁻, NH₄⁺の当量濃度
“nss” は非海塩起源を意味する。

NH₄⁺とnssSO₄²⁻ 相関関係図

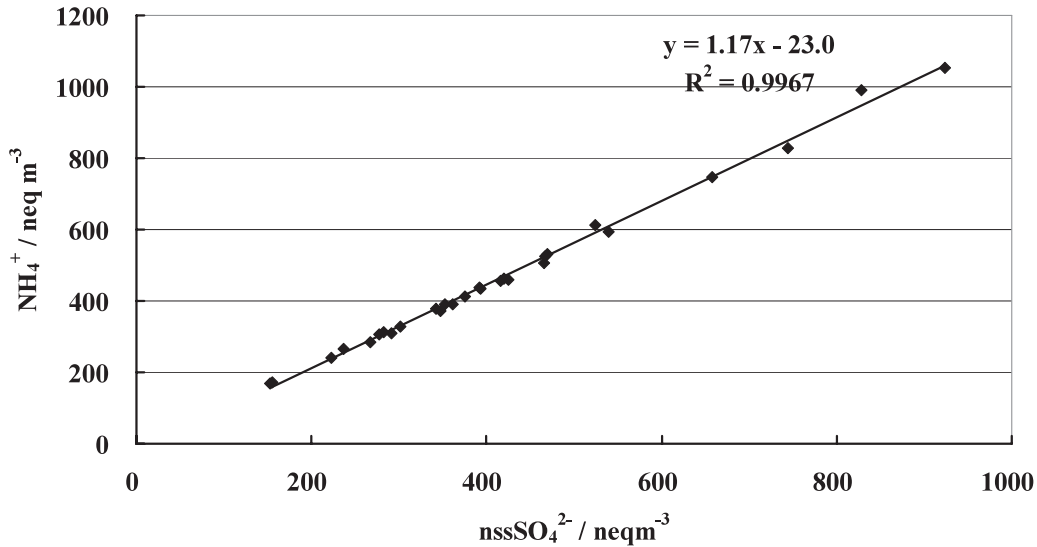


図30 青島におけるnss-SO₄²⁻に対するNH₄⁺の相関関係

と、ガス成分のSO₂、NO_xが高濃度になる期間はほぼ一致しており、原因は人為起源汚染の排出であると考えられる。青島、舟山ともに中国の沿岸部であり両者とも人為起源汚染によって高濃度エアロゾルが排出されていることがわかる。高濃度NO₃⁻、nss-SO₄²⁻、NH₄⁺イオンが観測されたときのnss-SO₄²⁻/SO₂の重量濃度比は青島で0.2、0.5 (12/27, 29)、舟山で0.2、0.4 (12/16, 30)であった。これをSO₂/SO_y (SO_y = nss-SO₄²⁻ + SO₂)に直すとそれぞれ0.7、0.8 (青島)、0.7、0.9 (舟山)となり、ほとんどSO₂として存在していることがわかる。このことは、冬季にはサルフェートはゆっくりとした気相での光酸化によって生成したこと(不均一反応の寄与は小さいこと)を示している。

図30には青島におけるNH₄⁺とnss-SO₄²⁻の相関を示している。NH₄⁺とnss-SO₄²⁻の相関は高く(R²=0.997)、その傾きは1.17であった。これは、NH₄⁺とnss-SO₄²⁻はほぼ1対1となっていることを示している。舟山においても同様であることから、人為起源エアロゾルが高濃度汚染の原因と考えられる。

中国沿岸部からの汚染気塊のアウトフロー

青島と舟山では数百キロ離れており、また気塊の起源も異なっているが、両者ともSO₂やnss-SO₄²⁻に代表されるような人為起源汚染による高濃度汚染気塊が地上で観測されている。フォワードトラジェクトリーによると12月28日ごろの高濃度汚染気塊は約30時間程度で福江

島近海に移動している。福江島ではしばしば高濃度のサルフェートが観測され^{22,23)}、バックトラジェクトリー解析などでは、高濃度のサルフェートが観測されるのは気塊が青島や上海上空を通過して福江島や辺戸岬に到達するが多い。今回の観測でも裏付けられたとおり、中国中部沿岸部は青島や上海に代表されるように人為起源汚染による高濃度SO₂やnss-SO₄²⁻排出されており、それらが季節風に乗って西日本にもたらされている。中国における排出量の削減が進まない限り、日本の西側での高濃度サルフェートの観測は続く予測される。2004年以降の辺戸岬における観測では、冬季から春季にかけてしばしば30μgm⁻³を超えるサルフェートが観測されており、これもまた今後の対策が必要なことを示している。

(3) 舟山における冬季と夏季の観測

オゾン、NO_x、SO₂濃度と高濃度NO_x、SO₂イベント

図25に示したように、舟山では、NO_xは夏季より冬季が高く、オゾンは冬季より夏季が高い。またSO₂濃度は冬季夏季とも同程度で、青島のように高濃度SO₂イベントは観測されなかった。濃度の最高値と比較しても夏季には高濃度NO_xイベントは観測されておらず、代わりにオゾン濃度が高く最高で68.5ppbvを記録した。一般的に夏季には日射が強くなり、光化学反応が進むと考えられ、NO_xの光分解反応によりオゾンが生成したものと考えられる。

図31にオゾン、NO_x、SO₂の濃度変動を示す。高濃度

のオゾンが観測されるときに必ずしもNO_xと逆相関になっているわけではなく、近傍で発生したオゾンというよりは、輸送中に光化学反応など化学的なプロセスを経たオゾンであると考えられる。バックトラジェクトリー解析によると、6月11日から14日にかけての高濃度オゾンのイベントは、華中から上海を通過して舟山に到達した気塊であった。

エアロゾルの重量濃度と化学組成

図28に示したように、6月の結果は12月の結果と比較するとNO₃⁻イオンは減少し、nss-SO₄²⁻、NH₄⁺は増加している。気温の上昇とともにNH₄NO₃は粒子相から気相へ放出されるため、NO₃⁻イオンは減少したと考えられる。また気相中のNO_x濃度も減少しており、排出量は一定であるとしても、境界層高度の上昇やNO_xの光化学反応などが進行するため、総じて、NO_x、NO₃⁻イオンなどの大気中での窒素酸化物濃度は減少していると考えられる。nss-SO₄²⁻、NH₄⁺の濃度は少し増加しているが、比はほぼ1対1であり冬季とあまり変わらない。

SO₂/SO_y (SO_y = nss-SO₄²⁻ + SO₂) を計算すると、12月が0.6に対し6月は0.5となった（これは12月と6月の気相SO₂とnss-SO₄²⁻イオンの平均値で計算したもので

ある）6月のほうが若干低い、Yaoらの報告によると北京では夏季に0.15であり、それに比べるとSO₂の光酸化はあまり進行していないことがわかる¹⁶⁾。

6月5日と6月13日に高濃度nss-SO₄²⁻が観測された(図31)。バックトラジェクトリー解析によると、6月13日はすでに述べたように華中から上海を通過して気塊が舟山に到達しており、中国沿岸部や大都市で発生した人為起源の大気汚染が原因と考えられる。それに対し6月5日はオゾン濃度やNO_x濃度が低いにもかかわらず、nss-SO₄²⁻が高濃度になっている。このときの気塊は韓国沿岸を40時間ほど前に離れ東シナ海上を飛行したあと舟山に到達していた。このときのNH₄⁺/nss-SO₄²⁻の当量比は0.88と平均値の1.0(±0.1)に比べ少し低い。NH₄⁺/nss-SO₄²⁻の当量比においてNH₄⁺が低くなるのは沖繩辺戸岬での観測でも見られ、主に海上を輸送されたときに観測される。それは、海上ではNH₄⁺の発生源は無いが、nss-SO₄²⁻はSO₂の酸化によって増加するので、結果として、NH₄⁺/nss-SO₄²⁻の当量比が下がると考えられる。したがって6月5日の高濃度nss-SO₄²⁻は韓国で発生した人為起源汚染が舟山に輸送された影響が大きいと考えられる。

(4) 舟山、武当山、峨眉山における夏季の観測 オゾン、NO_x、SO₂濃度と高濃度オゾンイベント

図25において舟山でのオゾン、NO_x、SO₂の平均濃度を見ると5月から9月にかけての夏季はオゾン濃度が高く、SO₂、NO_xは低かった。図32に示すとおり武当山、峨眉山においても同様の結果が得られた。オゾンは、2004年5月23日に武当山で98ppbvを、舟山では2004年6月8日と2003年8月27日にそれぞれ92ppbv、99ppbvを観測した。NO_xの最高値は29ppbv(2003年8月6日)、SO₂の最高値は21ppbv(2003年8月21日)であり、いずれも舟山で観測された。

エアロゾルの重量濃度と化学組成

冬季の舟山のデータと比較すると、いずれの場所でもNO₃⁻は減少している(図33)。これは夏季においてはNH₄NO₃が気相に放出されるからだと考えられる。nss-SO₄²⁻、NH₄⁺については、多少の変動が認められ2002年6月が高めであるが、全般的には100~200neq⁻³であり、nss-SO₄²⁻とNH₄⁺の当量比はほぼ1対1となっている。

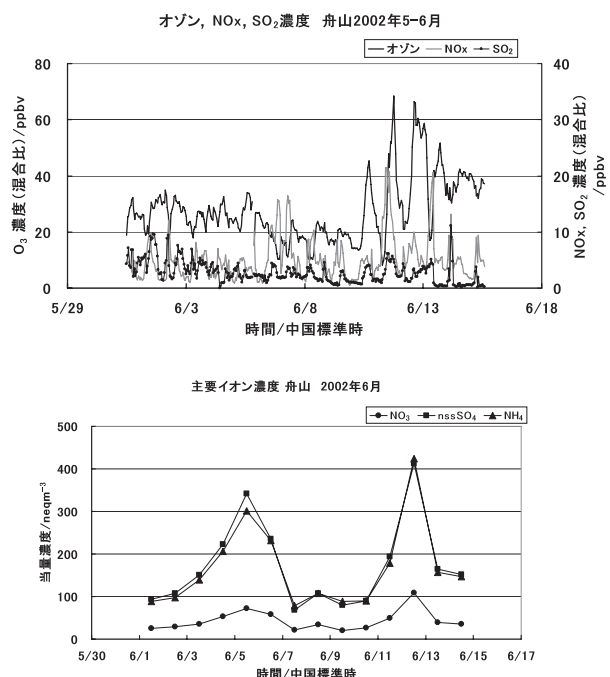


図31 舟山で2002年5、6月に観測されたオゾン、NO_x、SO₂(上)および、主要イオン(PM_{2.5})(下)の濃度変化

オゾン, NO_x, SO₂濃度

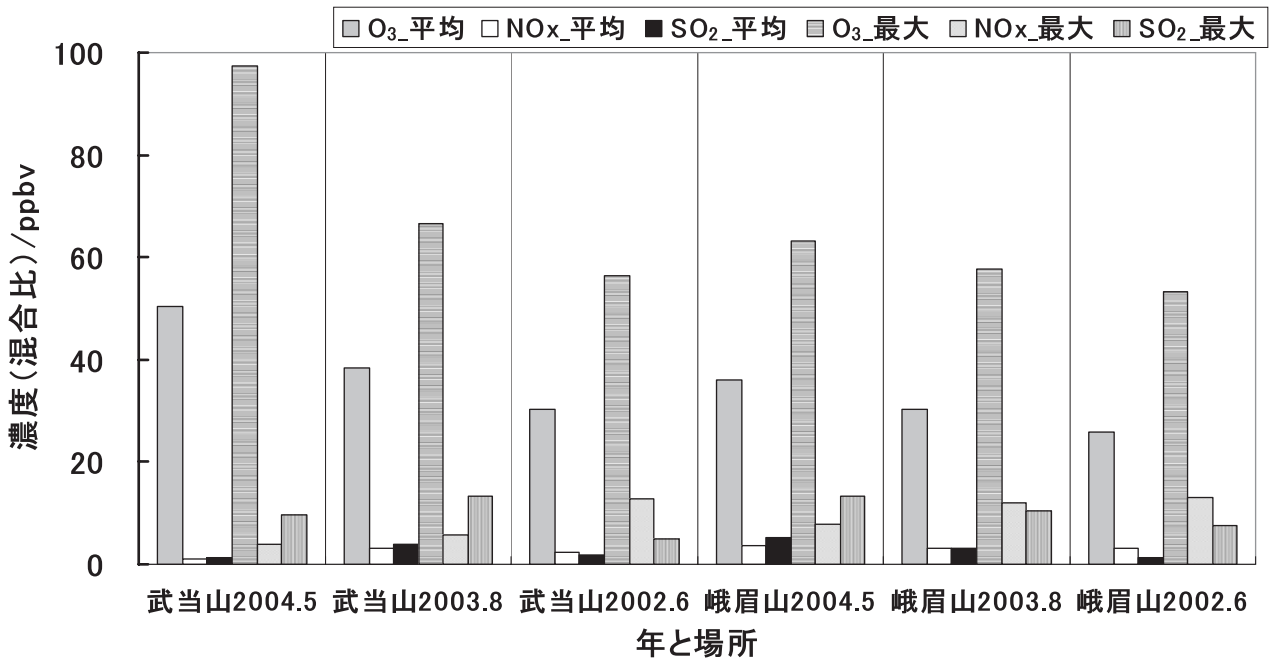


図32 武当山と峨眉山におけるオゾン, NO_x, SO₂の平均濃度と最大値

主要イオン当量濃度

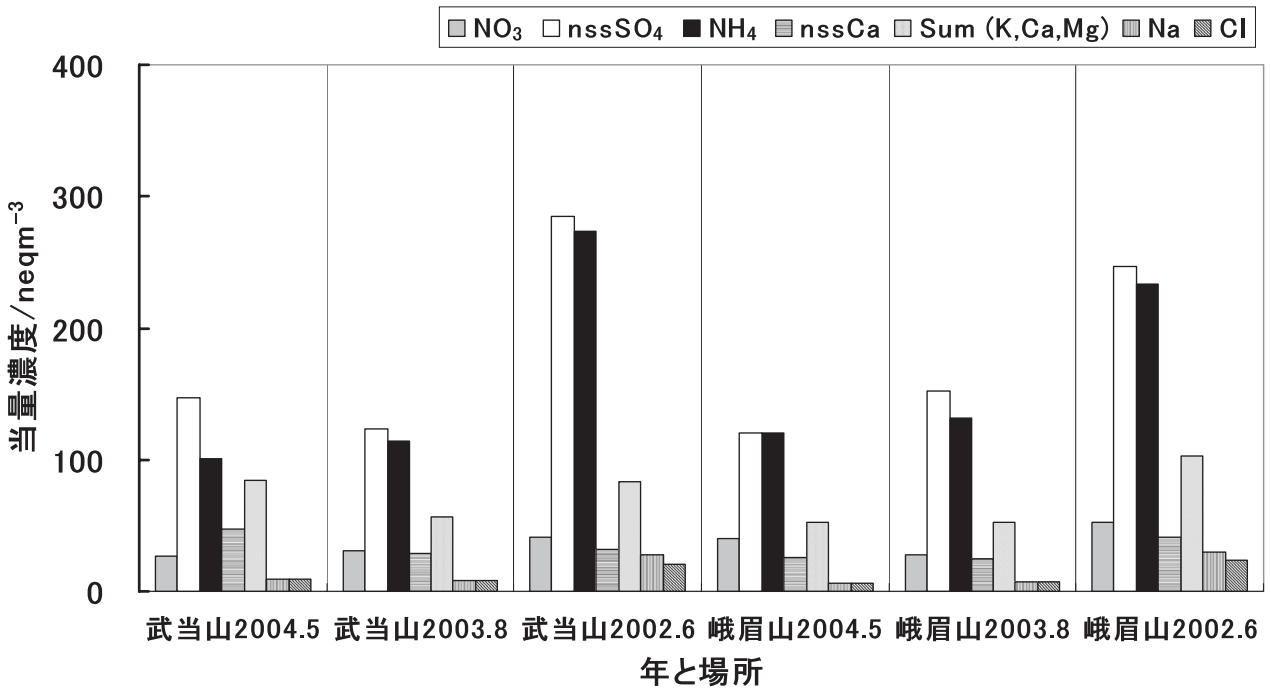


図33 武当山, 峨眉山における主要イオン (NO₃⁻, nss-SO₄²⁻, NH₄⁺, nss-Ca²⁺, K⁺とCa²⁺とMg²⁺の和 Na⁺, Cl⁻) の平均当量濃度

(PM_{2.5}) “nss” は非海塩起源を意味し, “Sum (K, Ca, Mg)” はK⁺とCa²⁺とMg²⁺の濃度の和を意味する。

NH_4^+ にたいして nss-SO_4^{2-} をプロットするとすべての場合で、 $R^2 = 0.98$ 以上の高い相関係数が得られ、その傾きもほぼ1であった。 nss-SO_4^{2-} は NH_4^+ で中和されている。また NO_3^- について同様の解析をした場合相関係数は舟山の結果では0.96、傾き0.26、武当山では、それぞれ、0.76、0.12、峨眉山ではそれぞれ、0.77、0.21であった。相関係数が比較的高いことを考えると NH_4NO_3 という形態で粒子中に存在しており、そのことから、観測地点の比較的近郊において発生したエアロゾルを観測していると考えられる。

SO_2/SO_y ($\text{SO}_y = \text{nss-SO}_4^{2-} + \text{SO}_2$)の比を計算した。2002年の武当山、峨眉山、2004年の武当山は0.2~0.3と低かったが、それ以外は0.5~0.8程度であり、それほど酸化が進んでいるわけではないことがわかった。夏季における光酸化反応は著しく進むと考えられているが、この結果からは気象条件などが大きく影響していることがうかがわれもう少し詳細な検討が必要と考えられる。

ガス・エアロゾルの変動と気塊の起源

図34, 35, 36にそれぞれの場所と測定年について、ガス成分の代表としてのオゾンと人為起源エアロゾル成分の代表としての nss-SO_4^{2-} の変動を示している。気塊の起源をHYSPLIT4で計算し人為起源汚染物質が高濃度になるケースについて汚染源はどこになるのかを検討した。

舟山の場合

2002年6月5日には nss-SO_4^{2-} は約 350 neq m^{-3} と比較的高濃度であるが、オゾンは 33 ppbv とそれほど高くなかった。このときのバックトラジェクトリーを見ると、気塊は韓国西岸を通過し、東シナ海上空を経て舟山に到達していた。また、2002年6月10日から13日にかけて高濃度オゾンのピークが夕方から夜に観測された。同時に nss-SO_4^{2-} も6月12日測定分で 400 neq m^{-3} を観測した。このオゾンピークに対応する気塊は、華中から大都市である合肥、南京、上海を經由して舟山に到達していた。華中や長江流域で発生した大気汚染物質が輸送により舟山に到達し結果として夕方や夜に高濃度オゾンを観測したものと考えられる。日本においても東京近郊で発生した大気汚染物質が約 150 km 北に位置する日光で夕方高濃度オゾンのピークが観測されることが知られているが、これと似たような現象と考えられる。

2003年8、9月での観測においては、日中にオゾン NO_x が増加し夜間に減少する日変化を示しており、これは観測値近辺の大気汚染と光化学反応によるオゾンの生成消滅を示している。それに加え、オゾンの日変動とは異なる変動もあり、8月8日から17日や8月25日から9月1日までは比較的高濃度のオゾンが観測されている。またこの時期に合わせて、 nss-SO_4^{2-} も濃度が高くなっている。この時期の気塊の動きを追ってみると、2003年8月9日は杭州湾や上海上空を気塊は滞留した後で舟山に到達し、また8月12日には山東半島の青島付近を3日前に離れた気塊が東シナ海を經由して舟山に到達していた。その前後の8月3日から7日や8月18

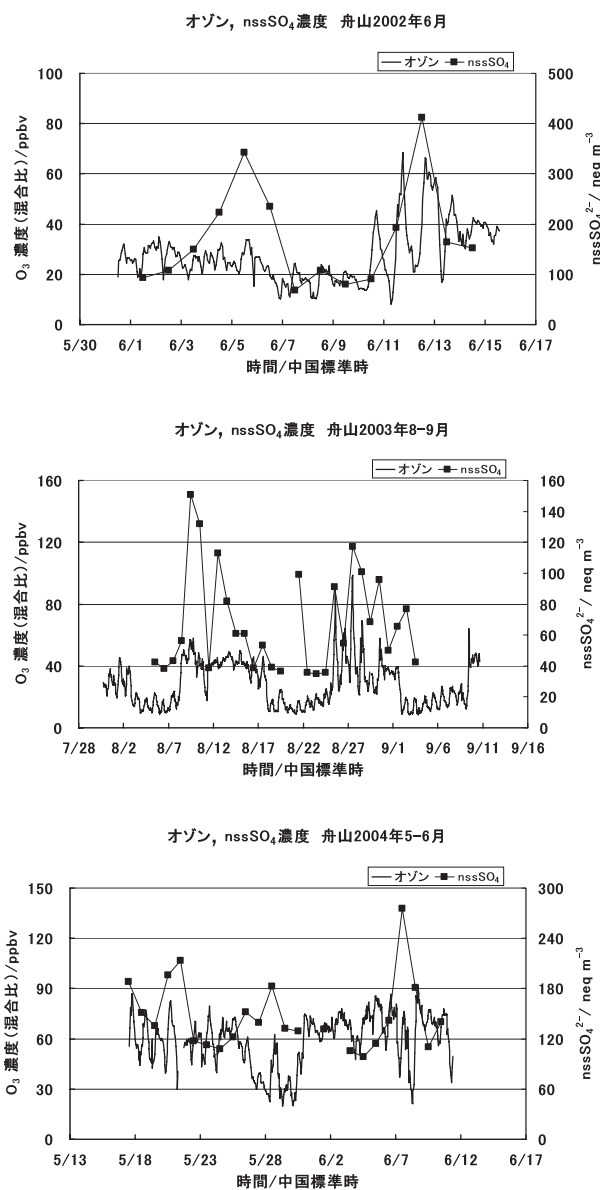


図34 舟山で2002年から2004年にかけて夏季に2週間から6週間程度観測されたオゾンと nss-SO_4^{2-} の濃度変化

日から23日ごろの期間は太平洋から沖縄を經由して舟山に到達していた。8月21日に高濃度 nss-SO_4^{2-} (100 neq m^{-3}) が観測されているが、起源は海洋であり例外的に高かったようである。8月25日から9月1日まで気塊は主に南方から輸送されてきており、台湾海峡付近の福建省や浙江省を通過し、杭州湾を經由して舟山に到達していた。8月の特徴としては、光化学反応による典型的なオゾン、 NO_x の日変化に加え、長距離輸送による青島、福建省や浙江省起源の大気汚染がオゾン濃度を増加させ、同時に比較的高濃度の nss-SO_4^{2-} をもたらしている。太平洋起源の海洋性の場合にはオゾン、 nss-SO_4^{2-} ともに濃度は低い。

2004年5～6月の観測でも同様の傾向が見られた。内陸からの場合には比較的 nss-SO_4^{2-} 濃度が高くなる。太平洋起源の場合にはオゾンは低い傾向が見られる。しかし、2004年6月1日から6日まで nss-SO_4^{2-} は低いが比較的高濃度のオゾン (60-70ppbv) が続いていた。この時期の気塊をバックトラジェクトリーで解析すると、500mのみでの解析ではあるが、起源は日本および韓国であった。詳細な検討は必要であるが、中国沿岸部の離島に日本や韓国の影響が及んでいる可能性はある。

武当山の場合

2002年6月における観測では、日中にオゾンと NO_x

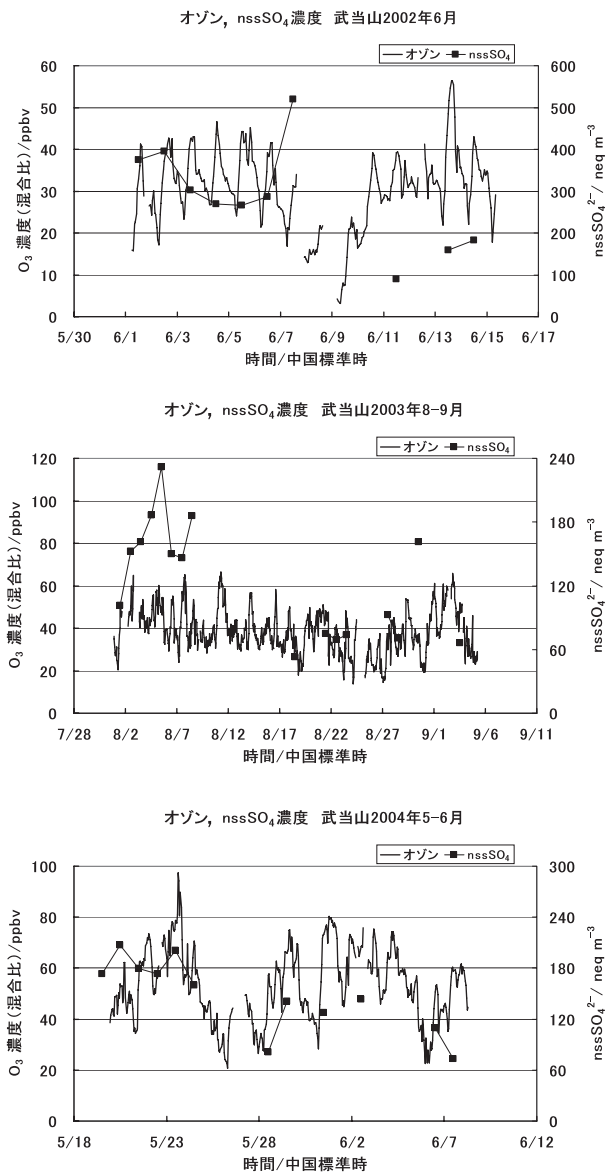


図35 武当山で2002年から2004年にかけて夏季に2週間から6週間程度観測されたオゾンと nss-SO_4^{2-} の濃度変化

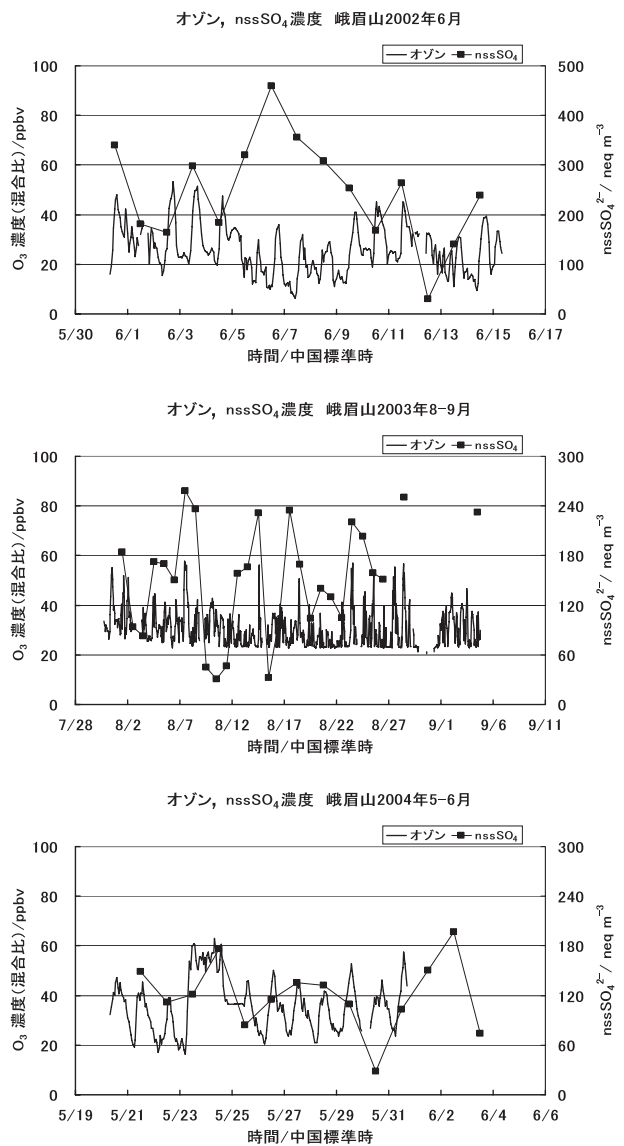


図36 峨眉山で2002年から2004年にかけて夏季に2週間から6週間程度観測されたオゾンと nss-SO_4^{2-} の濃度変化

が増加し夜間に減少する日変化を示しており、これは観測値近辺の大気汚染と光化学反応によるオゾンの生成消滅を示している。それに加え、6月7日に比較的 nss-SO_4^{2-} 濃度が高くなり、そのときの気塊は南方から来ており、湖北省長江流域が起源であった。また6月13日の16:00にはオゾンが56ppbvを記録し、このときの気塊は下層(100,500m)では湖北省長江流域が起源であったが、上層(1000m)では西安からの気塊が輸送されていた。

2003年8月、9月中旬での観測においても、日中にオゾン増加し夜間に減少する日変化を示していた。また NO_x 、 SO_2 ともに10ppbv以下の場合がほとんどであり、非常に低濃度であった。雨の影響もありあまり nss-SO_4^{2-} の観測頻度は高くなかったという条件下ではあるが、8月5日に比較的 nss-SO_4^{2-} 濃度が高くなり、そのときの気塊は北緯34度東経115度付近を通過して上昇してきていた。この付近は河南省の中心都市鄭州や開封がある。また低層は湖北省の北部の中規模の都市を経由しており、近郊の都市の影響も考えられる。この1ヵ月半のあいだの気塊の動きについて検討してみると、一般的には湖北省の武漢、河南省の鄭州を含む平野部から山岳部の武当山に向かって気塊が移動してきており、この平野部で発生した汚染が山岳部に輸送されるのが典型的なパターンだと考えられる。

2004年5月下旬から6月上旬にかけての観測でも平野部で発生した汚染が山岳部に輸送される典型的なパターンが観測された。ただしオゾン濃度レベルは平均で50ppbvであり、2002、2003年に比べると高かった。2004年5月21日ごろからオゾンの上昇が続き5月23日15:00に98ppbvという非常に高濃度オゾンを観測した。気塊は経度にして約1度以内、すなわち100km程度の近郊都市において流跡線は地上に衝突しており、山岳部と平野部の境界にある近郊の中堅都市において発生した人為起源大気汚染が、条件次第では高濃度オゾンと nss-SO_4^{2-} をもたらすことがわかった。

峨眉山の場合

2002年6月における観測では、日中にオゾンと NO_x が増加し夜間に減少する日変化を示しており、これは観測値近辺の大気汚染と光化学反応によるオゾンの生成消滅を示している。ただしオゾンのピークが午後遅くや夕方から夜半にかけて観測されることも多く、近郊の都市

からの輸送の影響があると考えられる。この時期の気塊の様子を見てみると、重慶や成都を含む四川盆地から山岳部の峨眉山上に気塊が移動しており、四川盆地で発生した人為起源大気汚染物質の影響が大きいと考えられる。2002年6月6日に高濃度 nss-SO_4^{2-} (約450 $\text{neq}\mu\text{m}^{-3}$)が観測されたが、このときも四川盆地南部から輸送されてきた気塊が峨眉山に到達していた。2003年、2004年ともこの傾向は変わらず、オゾンと NO_x は日変化を示し、気塊の起源は四川盆地の場合がほとんどであった。峨眉山の場合には長距離輸送の影響よりは、成都や重慶を含む四川盆地に滞留している汚染気塊の影響を強く受けていると考えられる。

舟山、武当山、峨眉山における汚染気塊の移動と高濃度オゾン

前述したように舟山の場合には若干日本や韓国で排出された汚染が当該地域におけるオゾン濃度に影響を及ぼしている可能性もあるが、それ以外は舟山、武当山、峨眉山においては、近隣(ただし数百kmの範囲)の大都市(上海、武漢、鄭州、重慶、成都)などから排出される大気汚染物質の影響を受けていると考えられる。またはっきりした日変化の挙動を示していることから、予測されたとおり光化学反応の影響も強く受けている。大気汚染物質の排出、近郊都市の密集、平野や盆地での大気の滞留などが原因で高濃度オゾンが生成されていると考えられる。

2.3 ライダーによるエアロゾルの観測

2.3.1 序

ライダー(lidar)はレーザーライダー(laser radar)とも呼ばれ、レーザー光のパルスを空中に射出して対象物からの散乱光を捕らえその対象物の位置や光学特性を明らかにするものである。本研究ではライダーのなかでもミー散乱ライダーを用いた連続観測を実施し、中国中部において大気中に浮遊する微粒子(エアロゾル)の鉛直分布を明らかにした。

2.3.2 安徽省合肥におけるライダー観測結果

国立環境研究所で開発された自動運転型多波長偏光ライダーを安徽光学精密機械研究所と共同で2002年10月に中国安徽省合肥(Hefei, 北緯31.90度, 東経117.16度)に設置し、以後連続運用を行ってきた。同様のライダー

装置は各国研究機関や大学と共同で既にアジア域13カ所に設置され、同時に連続観測が行われている。表2に、合肥に設置されたライダーの諸元を示す。

ライダー観測は天候によらず15分ごとに自動で実施し、事後に信号の特徴から天候を推定しつつ個々の鉛直プロファイルの解析を行う。具体的には、上空で十分な信号強度が得られていない場合、霧などで光が上空へ届

表2 ライダーの諸元

光源	Nd:YAGレーザー
観測波長	532 nm, 1064 nm
繰り返し周波数	10 Hz
パルスエネルギー	20 mJ
望遠鏡直径	20 cm
検出器	PMT, APD
AD変換	デジタルオシロスコープ (8ビット)
鉛直分解能	6 m
時間分解能	15分
測定高度範囲	0-18 km
偏光検出機能	あり (532 nm)

かなかったか、雨により天窓が濡れており有意な観測ができなかったものと判断して以後の解析から除外する。これに続き、まず雲による強い散乱を検出する。雲が見られた場合、雲底高度を記録してそれ以外の情報は用いない。雲がない場合、上空6 kmを境界条件としてFernald法と呼ばれるアルゴリズムにより大気分子による散乱とエアロゾルによる散乱を分離する。ここでエアロゾルのライダー比（後方散乱・消散係数比）を仮定し、後方散乱係数を消散係数に変換する。消散係数とはある空気塊を光が通過する際にどれだけ減衰するかを示す量で、地表付近の消散係数0.1/kmの時視程は約40 kmになる。以後の解析では、2002年10月から2006年3月までの月平均の消散係数鉛直プロファイルをもとに議論する。なお、2004年12月から2005年5月の間はレーザーのトラブルがあったためデータ解析期間から除外した。

図37は、2002年10月から2006年3月までの月平均消散係数鉛直プロファイルおよび雲検出頻度分布である。

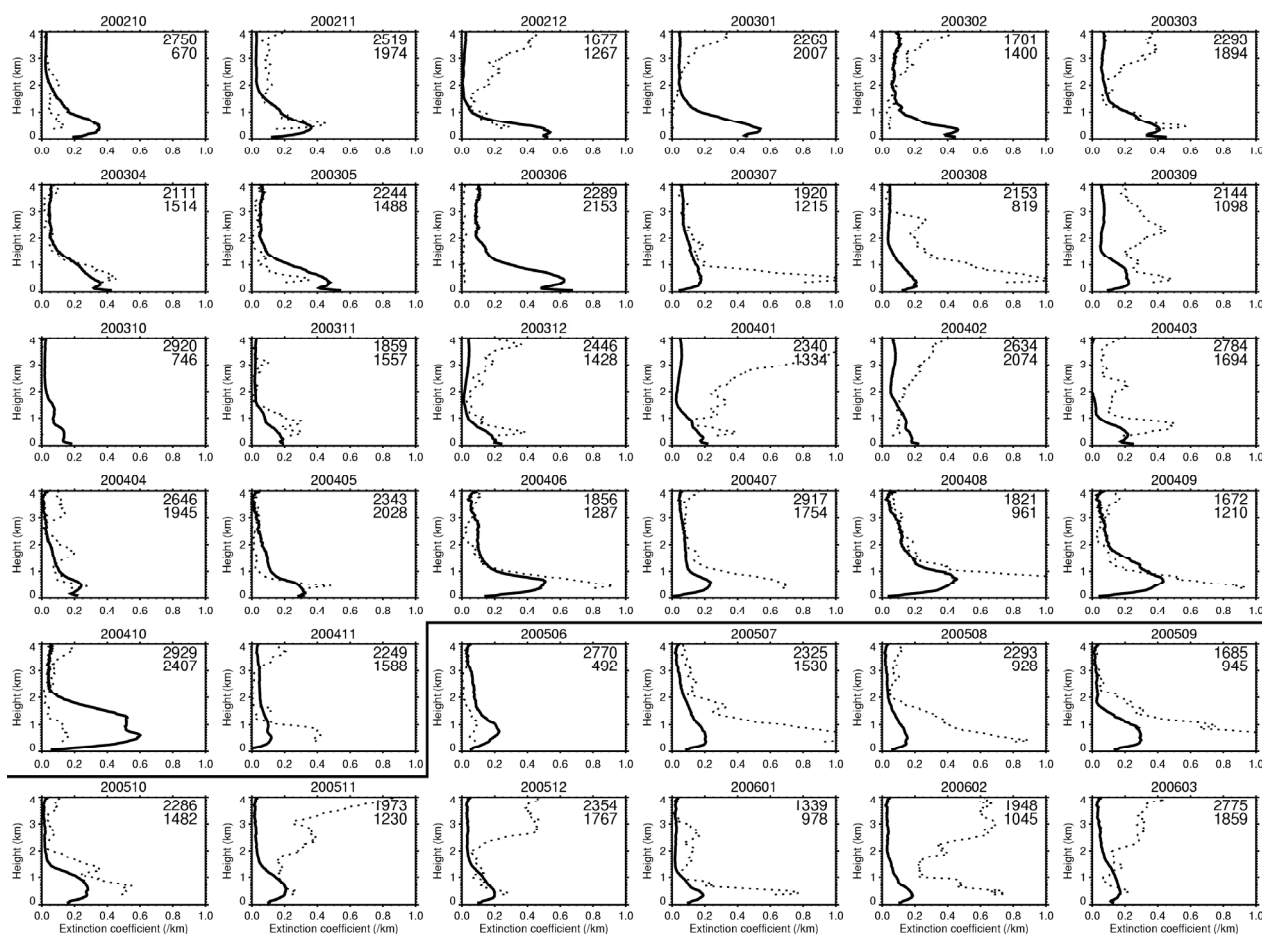


図37 2002年10月から2006年3月の間の各月平均の消散係数（実線）と雲出現頻度（破線）

各パネル右上の数字は、総観測数（上）およびエアロゾル解析数（下）である。2004年12月から2005年5月まで（パネル間に太線を引いてある）は解析対象外。

まず雲の分布を見ると、冬には高度3 km以上で多く雲が見られるのに対し、夏には1 km以下の低い雲が多い。ただし冬でも低高度に雲が多く見られた月には3 km以上の雲はあまり検出されない（レーザー光は雲を透過しないため、最下層の雲のみが検出され、それより上層に別の雲が存在しても観測できない）。

一方エアロゾル分布は、全ての月で高度1 km以下の大気境界層内に消散係数のピークが存在する。消散係数はそれより上空で減少していき、高度2 km以上ではエアロゾルの消散係数はほぼ一定の値となり、自由対流圏の状況となる。エアロゾル層内では、6～9月にエアロゾルによる消散係数が大きくなり、11～2月に小さくなる年周変化が見られるが、年々の変動も大きい。また、消散係数が最大になる高度が最下層に存在する月と、境界層の上部に存在する月とが見られる。2004年の8月などは後者の典型的な例である。先に示した雲の分布は、そのような時期に1 km付近に高い頻度で雲が存在したことを示している。実際に雲が発生していれば消散係数の計算は行われないが、数時間単位の時間変化を見ると雲が見え始める直前に境界層上端（1 km付近）で消散係数が大きくなるケースがしばしばあり、雲の分布

とエアロゾルの分布に関連性が強い（境界層上端の雲の生成にはエアロゾルが関与している）ことを示している。

2.3.3 気象場との対応

エアロゾルの分布を特徴付ける原因として、浮遊物質の生成状況の変動と、気象場の影響とが考えられるが、ここでは後者についてラジオゾンデ観測結果を利用して考察する。WMOの定常観測地点として合肥の約140 km東方に位置する南京（北緯32.00度、東経118.80度）を選び、1日2回実施されている定常ラジオゾンデ観測データを解析した。まず、水蒸気量（相対湿度）とエアロゾルとの相関を見る。エアロゾルには吸湿性のものと非吸湿性のものが存在し、人為汚染物質（硫酸塩等）は吸湿性がある、即ち空気中の水分を吸収して膨張し、質量や消散係数が増える。一方、黒色炭素や土壌粒子は非吸湿性で、湿度によらず質量や消散係数は一定である。ライダーにより求められた高度1500 mでの月平均消散係数とラジオゾンデによる相対湿度（850 hPa）とを比較すると（図38）、冬に小さく夏に大きい消散係数の年周変化と相対湿度の変動とがよく相関していることが分かる。概ね、各月で最も低い湿度と消散係数が対応して

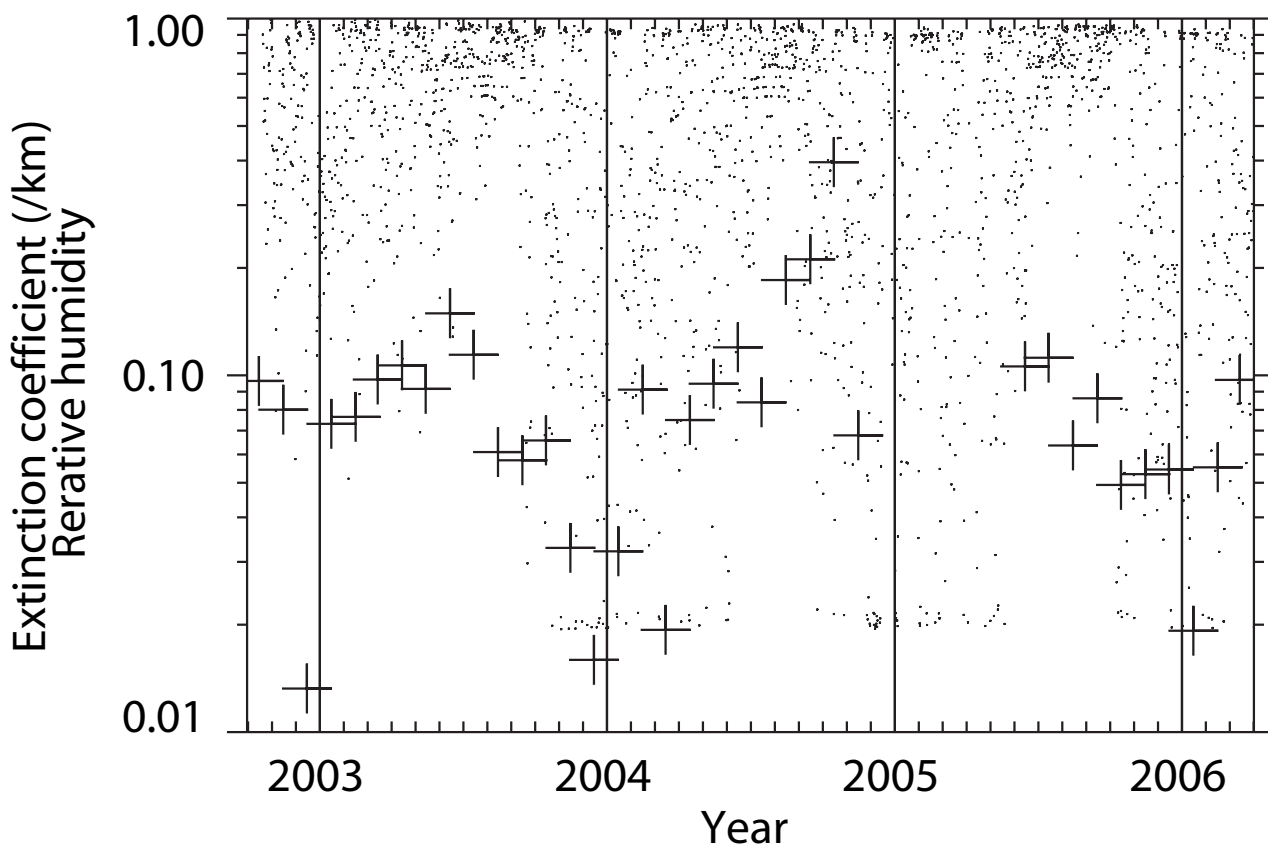


図38 高度1500mにおける月平均の消散係数（+印）およびラジオゾンデによる850 hPa（1500m付近）の相対湿度（・印）

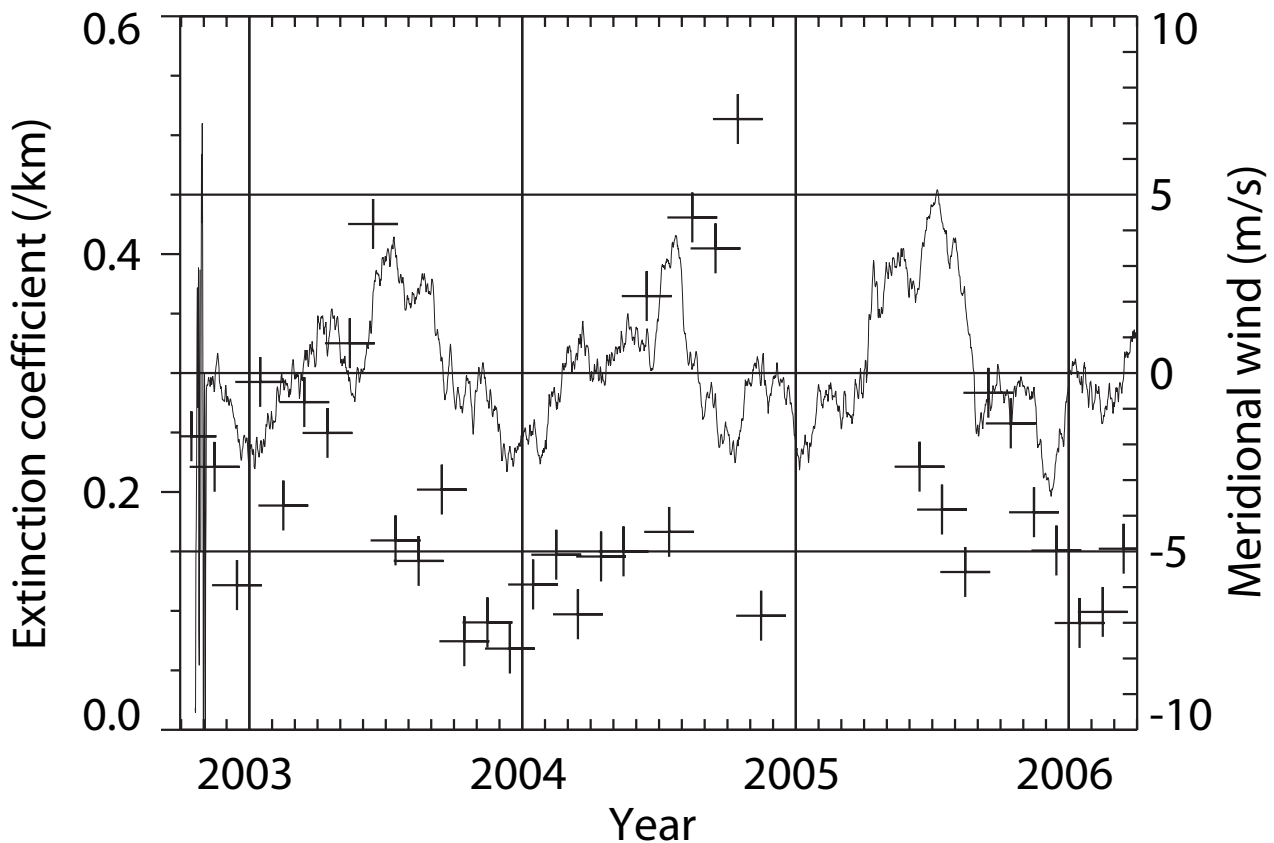


図39 高度810mにおける月平均の消散係数 (+印) および30日移動平均した925hPaにおける南北風速 (実線, 北向きが正)

いる。特に、冬場の両者の対応は夏よりも明瞭である。この結果から、合肥におけるエアロゾルの主要な成分が球形粒子（液滴）であり、人為汚染気体の酸化により生じた微小な2次粒子であることが示唆される。なお冬にも相対湿度が高い例があるが、ライダーによる消散係数の導出は晴天時にのみなされていることに注意が必要である。

また、水平移流による空気塊の入れ替わりもエアロゾル分布に影響するので、風速と消散係数の対応を調べた。図39に、ライダーによる高度810mの消散係数とラジオゾンデ観測による925hPa（800m付近）における30日移動平均南北風速を同時に示す。南北風の変動と消散係数が相関しており、南寄りの風が弱い2004年夏には他の夏よりも消散係数が大きくなっていることが読み取れる（ただし7月を除く）。合肥から北東方面には広大な工業地帯が存在するのにに対し、南側は山岳地帯となりエアロゾルやその前駆物質気体の人為的発生源は少ない。また、合肥の南西に位置する東南アジアは炭素系エアロゾルの供給源と考えられるが、雨季にあたる時期にそれらが長距離を輸送されて合肥付近まで到達するとは考えに

く。これらを考え合わせると、夏季の合肥におけるエアロゾル濃度は、南寄りの風が平均して3m/s程度続いていた2003・2005年には比較的クリーンな南方の大気が供給されたために低く、そのような風がほとんど観測されなかった2004年には高かったものと考えられる。このようにエアロゾル濃度に影響を与えるような風系は、モンスーンやエル・ニーニョといった大規模な大気現象に関連付けて解釈されるべきであり、それら大気現象は中国大陸から特に南西日本方面へのエアロゾル輸送にも深く関わっていると考えられる。

2.3.4 黄砂の影響

中国北東部では、特に春季に黄砂による視程障害などが顕著であり、その影響は朝鮮半島・日本列島から北部太平洋へと広がっている。合肥は位置的に黄砂の主要な経路からは外れているが、全くその影響が見られないわけではない。ライダー観測では、光源であるレーザーの直線偏波が散乱によりどう変化するかを計測することにより、散乱を起こした粒子の形状について情報を得ることができる。受信光のうち、送信光の偏波面と垂直な偏

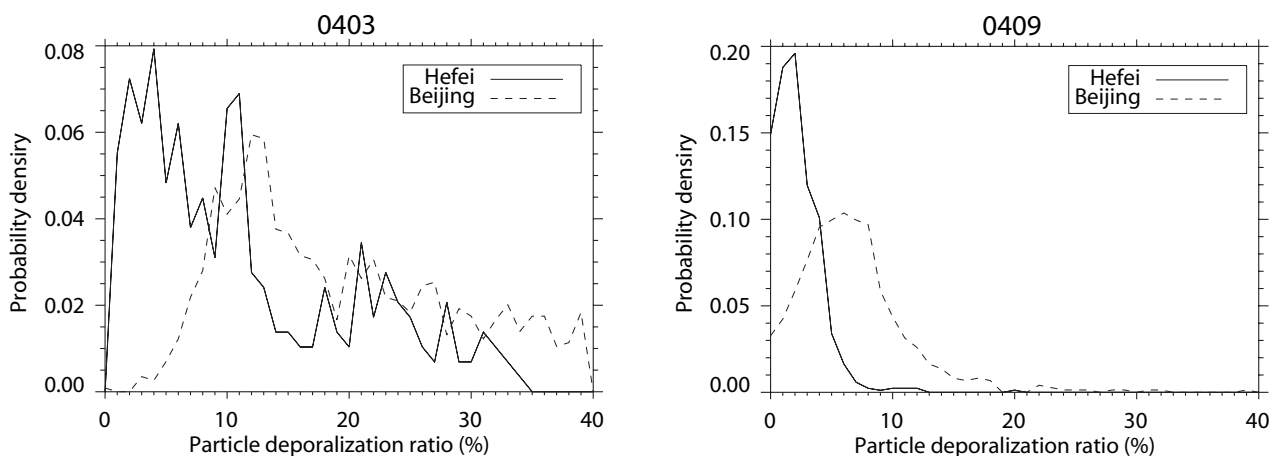


図40 高度1500 mにおける偏光解消度の観測頻度分布（統計には消散係数が0.1/km以上のデータのみ利用）
 実線：合肥，破線：北京。左：2004年3月，右：2004年9月。

波面を持つ光の強さを、同じく平行な偏波面を持つ光の強さで割ったものを偏光解消度と呼び、この値が大きいほど散乱体に非球形のもの（土壌粒子など）が多く含まれることになる。図40は、高度1500mにおける偏光解消度の出現頻度分布を合肥と北京（北緯39.9度，東経116.3度）のライダーで比較したものである。3月（左図）については合肥においても偏光解消度が10%を超えるケースが一定の割合で含まれる。同様の観測を実施している北京では同月，偏光解消度が10%を越えるケースがほとんどであり，春先のエアロゾルの主成分が黄砂であることが分かる。これに比べると，合肥では黄砂の影響があるものの，主たる成分は球形粒子（液滴），即ち人為汚染を起源とした硫酸塩や硝酸塩のような水溶性エアロゾルであると言える。9月については図40右に示すとおり，非球形粒子の影響は全くない。9月の北京の頻度分布を見ると，この時期の北京では3月の合肥と同程度黄砂の影響を受けていることが分かる。

2.3.5 まとめ

ライダーによる連続観測から，安徽省合肥におけるエアロゾル分布の特徴を明らかにした。まず，エアロゾルは高度2 km以下の地上付近に集中しており，エアロゾル層内では夏に消散係数が大きく冬に小さいという年周変動が見られる。この変動は相対湿度とよく対応しており，吸湿性エアロゾル（硫酸塩等）が支配的な成分であることを示唆している。偏光解消度の観測からも北京に比べて春でも黄砂の影響が小さい（9月には無視できる）ことが示された。また，多湿となる夏場でも南風が強い時期には消散係数が小さく，大規模な風系の変動に

伴い地域の気環境特性が変動する様子が明らかにされた。今後は引き続き連続観測を実施し，大気中の微粒子の中長期的な変動を検出していくことが重要である。特に，エル・ニーニョ等中長期的な大気変動とエアロゾル分布あるいはその長距離輸送との関連を明らかにするためには，10年単位での定常観測を多地点で実施することが必要と考えられる。また，数値モデルや化学分析によるエアロゾル種の推定と，ライダー観測による光学特性との対応についても今後確認していくことが重要であろう。

2.4 大陸規模のモデルによる広域大気汚染の解明

2.4.1 はじめに

中国における大気質の状況を調べるためには地上観測や航空機観測等の観測だけでなく，数値シミュレーションによる解析も必要であることは間違いない。一つ課題となるのは，中国における大気汚染物質等の発生量データが完全にオープンでないため，数値シミュレーションに用いる発生量データを正確に用意することが難しいことである。本研究においては2.5節に記述するように，甲斐沼らが研究・調査を進めている。本サブテーマでは，甲斐沼らが作成した発生量データも用いて，航空機観測と対応する数値シミュレーションを行い，発生源データ依存性を明らかにし，中国国内の詳細な三次元物質分布の再現可能性を調査することを目的とした。

本節では，2004年5月から6月にかけて行われた航空機観測のうち5月下旬に焦点を合わせて行ったシミュレーションを紹介する。

2.4.2 数値シミュレーションの概要

本研究で用いている大気質シミュレーションは、気象モデルを用いた気象場の計算と、大気質モデルを用いた大気中物質の濃度計算の二つにより構成される(図41)。まず、客観解析気象データと呼ばれる気象観測データを入力データとして、気象モデルを用いて風、気温、気圧、水蒸気量、降水量、雲水量などの詳細な気象データを計算する。気象観測データそのものを直接大気質モデルの入力データとして使わない理由は、観測データのままでは大気質モデルの計算に必要な時空間解像度の細かさと同様性が足りないため、気象モデルにより一種の時空間内挿を施す必要があるからである。得られた風速や温度等の気象データと発生量データを入力データとして、大気質モデルを用いて大気中の物質の輸送・反応・沈着等を計算し物質濃度を求める。

気象の計算には、米国のコロラド州立大学で開発されたRAMS (Regional Atmospheric Modeling System) のバージョン4.4を使用した。RAMSは、圧縮性非静力学方程式をベースにした領域気象モデルで、3次元の気象成分の時間変化を計算できる。RAMSにおいては多くの計算スキームを選択することができる。本研究では以下のようなスキームを用いた。側面境界条件はKlemp/Wilhelmsonの境界条件、放射過程はHarringtonの2ストリームパラメタリゼーション、陸面過程はLEAF-2スキーム、鉛直拡散はMellor-Yamadaのレベル2.5スキームである。

物質濃度の計算には、米国環境保護庁(EPA)の開発による次世代型の大気質モデルCMAQ (Community Multiscale Air Quality modeling system) のバージョン4.4

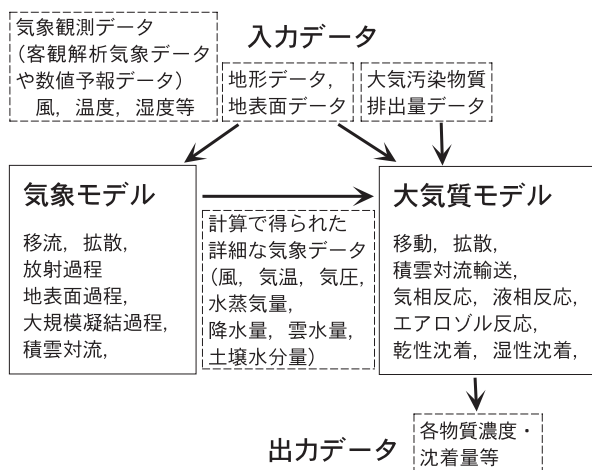


図41 数値シミュレーションの概要を表す図

を使用した。CMAQは1998年にリリースされたオイラー型の大気質モデルで、発生量データや気象データ等の入力条件をもとに様々な大気汚染物質の濃度分布や沈着量を計算できる。CMAQは、様々な大気汚染を、汚染物質相互の影響も含めて同時に取り扱い、また、それらに関係する多くの物理・化学過程を扱うことにより、現象解明を目指している。空間スケールとしては、局地スケールから大陸スケールまでを一つのフレームワークでまとめて扱うことができるマルチスケールのモデルで、格子サイズは約100kmから1km程度までをカバーできる。

本研究ではCMAQで以下のようなスキームを用いた。移流はPPM法、拡散はeddy法、気相反応化学はSAPRC-99、化学解法はMEBI、エアロゾルはaero3、雲と液層反応はRADM、乾性沈着はRADMである。ネスティングは用いなかった。

2.4.3 排出量データ

本研究の数値シミュレーションでは、標準となる排出量データとして、Streetsらのデータを中心として作成した1995年推計の排出量データベースを用い、SO₂とNO_xについては本研究で甲斐沼らが作成した2000年推計のデータも用いて、両者の違いによる結果の違いを見た。

1995年推計の排出量としては、BC (black carbon), CO, NMVOC, NO_x, SO₂に関してStreetsら²⁶⁾による経緯度1度の推計値を用いた。化石燃料を除くバイオマス燃焼における発生量についてはEC, OCはTakemuraら²⁷⁾が全球経緯度一度格子に推計した月間発生量, SO₂, NO_x, CO, NH₃, NMVOCはStreetsによる経緯度1度格子の発生量を与えた。CH₄についてはEDGARによる経緯度1度格子の1990年推計の年間発生量を用いた。NH₃に関してはKlimontら²⁸⁾が推計した2000年の経緯度1度格子データを用いた。

NO_xとSO₂について、上記のデータと甲斐沼らの成果による2000年推計値の違いを図に示す。まず図42にNOの分布を示す。都市部を中心とする、似たような分布となっているが、甲斐沼(図42左図)の方がStreets(図42右図)に比べて全般に小さめのピークの値を示している。計算領域内の総NO排出量は甲斐沼が毎秒3.0×10³モルであるのに対して、Streetsは毎秒5.9×10³モルであり、後者が前者の2倍近い。これは、前者が2000年推計であるのに対して後者が1995年推計であることを考え合

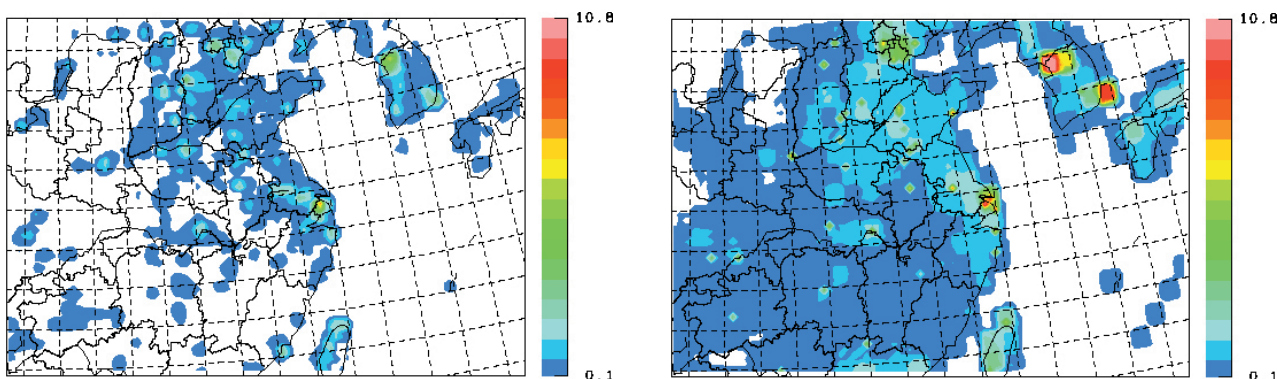


図42 NOの発生量分布
甲斐沼ら（左図）とStreets（右図）。単位はmol/s。

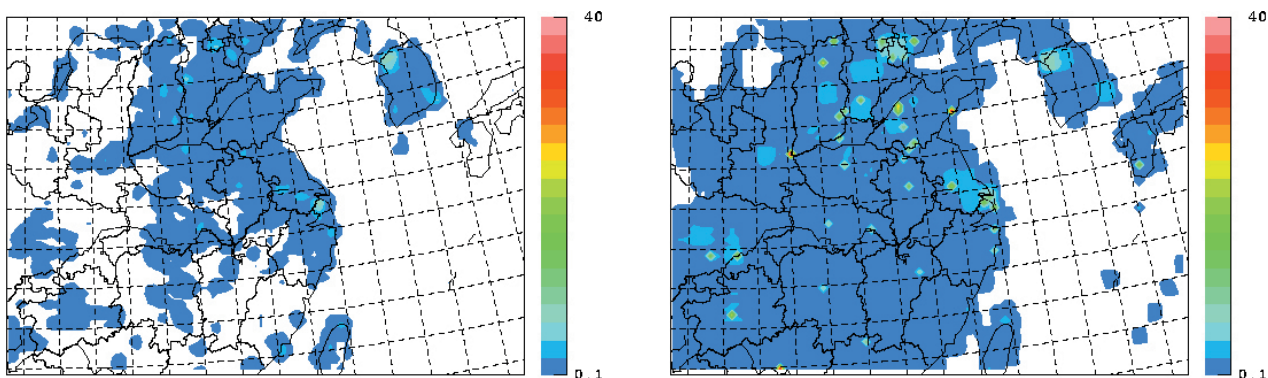


図43 SO₂の発生量分布
甲斐沼ら（左図）とStreets（右図）。単位はmol/s。

わせると、両者の推計方法に小さからぬ違いがあるものと思われる。

一方、SO₂に関しては、計算領域内の総SO₂排出量は甲斐沼らが毎秒 4.3×10^3 モルであるのに対して、Streetsは毎秒 9.6×10^3 モルであり、前者が後者の2分の1弱である（図43）。

これらの違いにより計算結果がどのように変わるかを2.4.5の項で述べる。

2.4.4 計算条件

大気質の計算は、北端は北京、南端は台湾、西端は成都、東は西日本を含む図42等に示した南北約2000km東西約2900kmの範囲で、東西・南北とも30km格子で行った。中心が北緯32度東経118度であり、変換極を北緯30度東経105度とするポーラステレオ座標系で表されている。気象の計算は、この領域から東西南北全てに約300km 拡げた領域で行った。

RAMSの初期値と連続的ナッジング（計算値の観測値への引き戻し効果）のための境界条件は、ヨーロッパ中

期予報センター（ECMWF）の客観解析気象データを用いた。このデータは、6時間間隔、緯度経度方向に0.5度間隔、鉛直方向には気圧で1000, 925, 850, 700, 500, 400, 300, 250, 200, 150, 100, 70, 50, 30, 20, 10, 7, 5, 3, 2, 1 hPaのレベルを持つ。

気象の計算は、UTCで2004年5月の1ヵ月間を行った。大気汚染の計算は、排出量データと側面境界条件のデータを変えて3パターンで行った。まず、ラン1は、標準ランとして、排出量データはStreetsらの標準的データを用いた。計算は気象計算と同期間行った。ラン2は、NO_xとSO₂の排出量データを甲斐沼らの2000年推計のデータを用いた計算で、2004年5月15日0UTCからラ

表3 3つのランの計算条件の違い

ラン番号	計算期間 2004年	排出データ	側面境界条件
1	5/1-5/31	Streets	標準
2	5/15-5/31	甲斐沼ら	標準
3	5/15-5/31	甲斐沼ら	高濃度

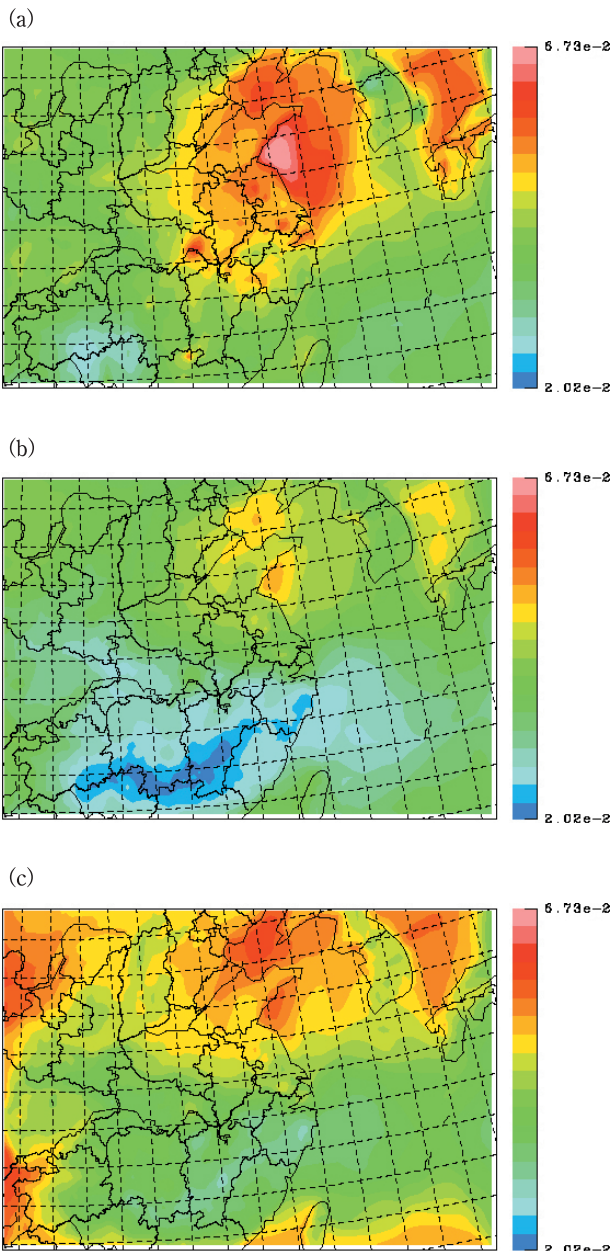


図44 5月19日から28日までの10日平均したオゾンの計算地上濃度
(a) ラン1, (b) ラン2, (c) ラン3。単位はppm。

ン1の計算値を初期値として計算を行った。ラン3は、排出量データはラン2と同一であるが、物質濃度の計算領域側面境界条件を標準値より高くした計算であり、ラン2と同様に2004年5月15日0UTCからラン1の計算値を初期値として計算を行った。以上の3つのランの計算設定の違いを表3にまとめる。

2.4.5 計算結果

(1) 排出量データによる結果の違い

排出量データの違いによる結果の違いを見るために、UTCで2004年5月19日から28日までの10日間の平均地上オゾン濃度を図44に示す。ラン1（図44上）とラン2（図44中）を比較すると、黄海上でピークを示す基本的分布は同じであるが、そのピーク値に違いがあり、ラン1の方が10ppb程度高くなっている。

もう一つの大きな違いは、ラン2の方が揚子江下流域の今回のフライトコースも含む領域とその南方で小さなオゾン濃度を示すことである。両者の濃度差を描いた図45の左図を見ると、最も大きな濃度差はこの領域にあることが明らかである。また、図45の右図を見ると上空2000mではこの領域の濃度差は小さくなっており、また、黄海や朝鮮半島での濃度差も小さく、地上とは少々差があることを示している。

これらのオゾン濃度の違いは、ラン1とラン2の唯一の違いであるNO_xの排出量データによるものであるのは明らかである。図46にNO₂の濃度分布をそれぞれ示す。

図には示さないが、SO₂の濃度分布の違いは、オゾンの違いに比べると発生源近傍に限定的であった。

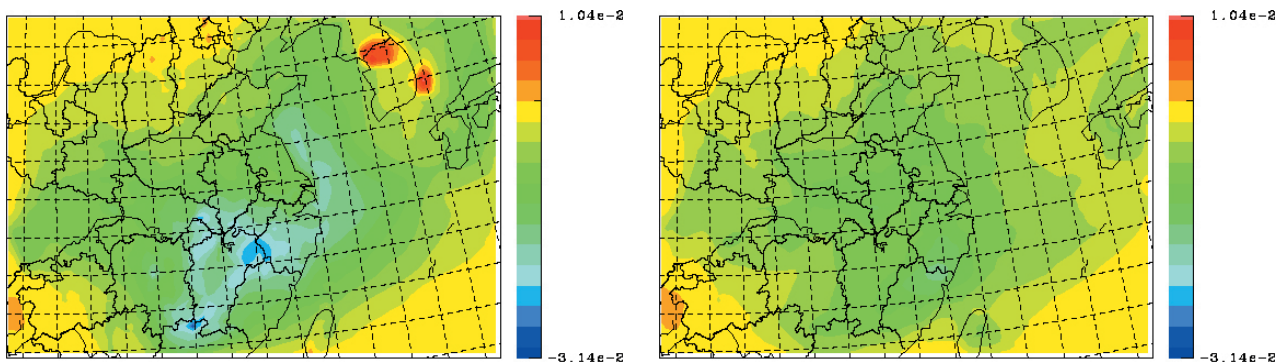


図45 地上（左図）と上空2000m（右図）におけるオゾン濃度の差は（ラン2－ラン1）。単位はppm。

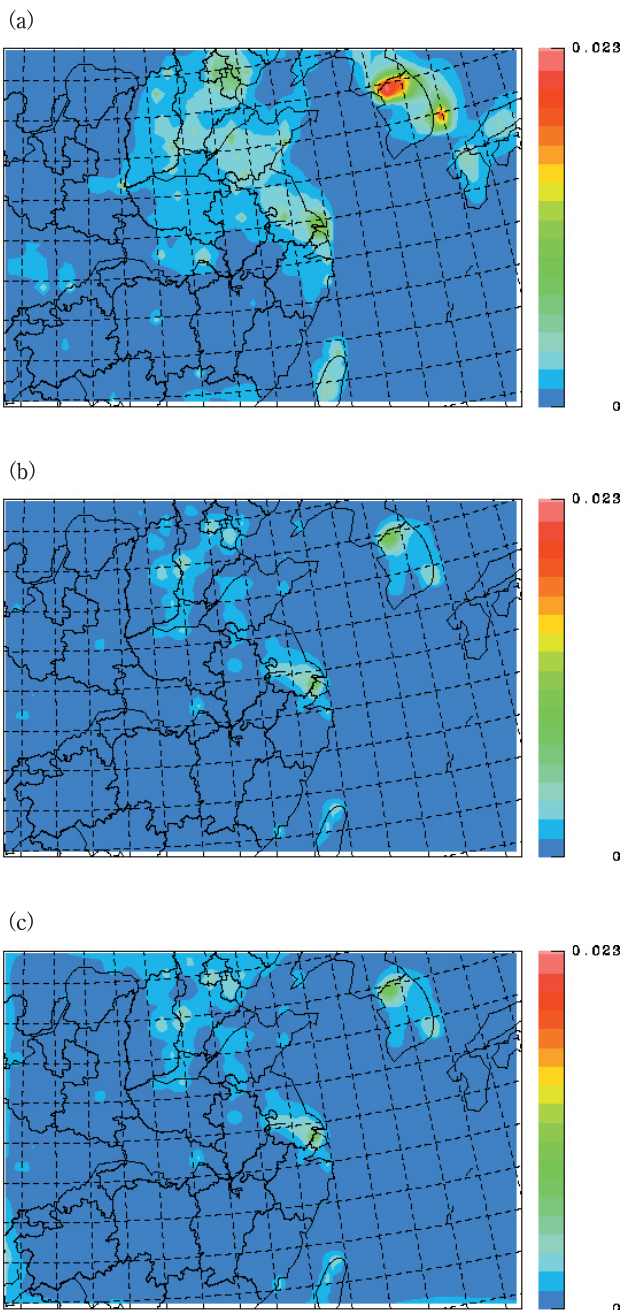


図46 図44に同じ
ただし、NO₂濃度。

(2) 側面境界条件の違いによる結果の違い

(3) で後述するように、航空機観測のデータと計算結果を比較すると、オゾン・NO_x・SO₂に関して計算値の過小評価が明らかであった。この理由の一つとして、計算領域が四川盆地をぎりぎり含む範囲と限定されているために例えば西側からの長距離輸送の寄与が過小評価されていることが考えられた。このために、東西南北の側面境界条件を変更した計算を行ったのがラン3である。

ラン1とラン2においては、CMAQに標準的に用意されている各物質の標準的鉛直プロファイルを用いて作成した境界濃度プロファイル境界条件として用いた。これに対して、ラン3においては、特に西側境界において、NO₂、O₃、SO₂が観測濃度に近いバックグラウンド濃度を持つように高い値を与えた。表4にラン3において与えた鉛直プロファイルの元データを示す。まず、NO₂とSO₂に関しては10倍もしくはそれ以上の値を与えた。オゾンは地上から上空3000mまで60ppbと一定濃度を与えた。

オゾンについて標準的境界条件のラン2（図44の中図）と高い境界条件のラン3（図44の上図）を比較すると、後者の方がオゾン濃度が高い。しかし、黄海や揚子江下流域での両者の差はかなり小さく（図47左図）、大きな差は境界条件を大きくした西側と南側の境界付近

表4 ラン2とラン3における西側側面境界条件の違いを表す。各欄で左がラン2の値、右がラン3の値である。単位はppb。

	NO ₂	O ₃	SO ₂
地上	0.17/5.0	35./60.	0.3/3.0
1500m	0.17/4.0	45./60.	0.2/2.0
2500m	0.08/2.0	50./60.	0.1/1.0

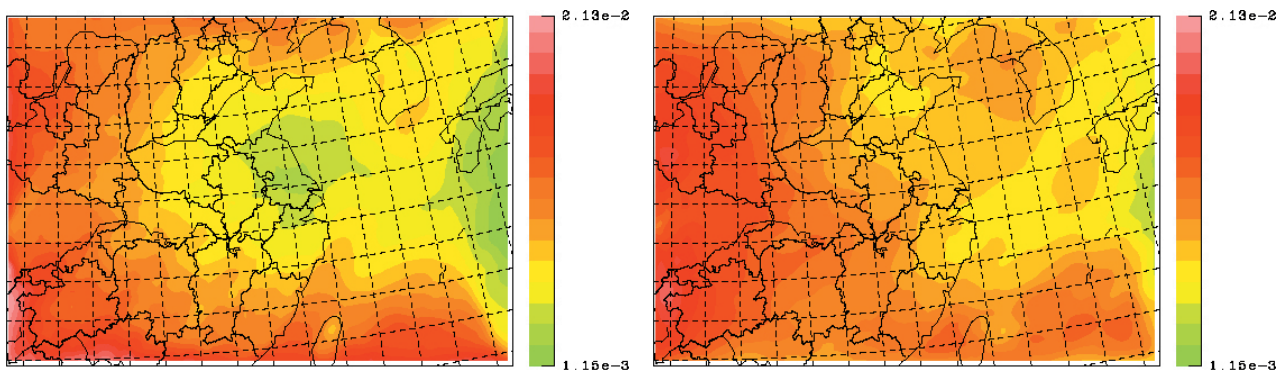


図47 図45に同じ
ただし差は（ラン3－ラン2）。

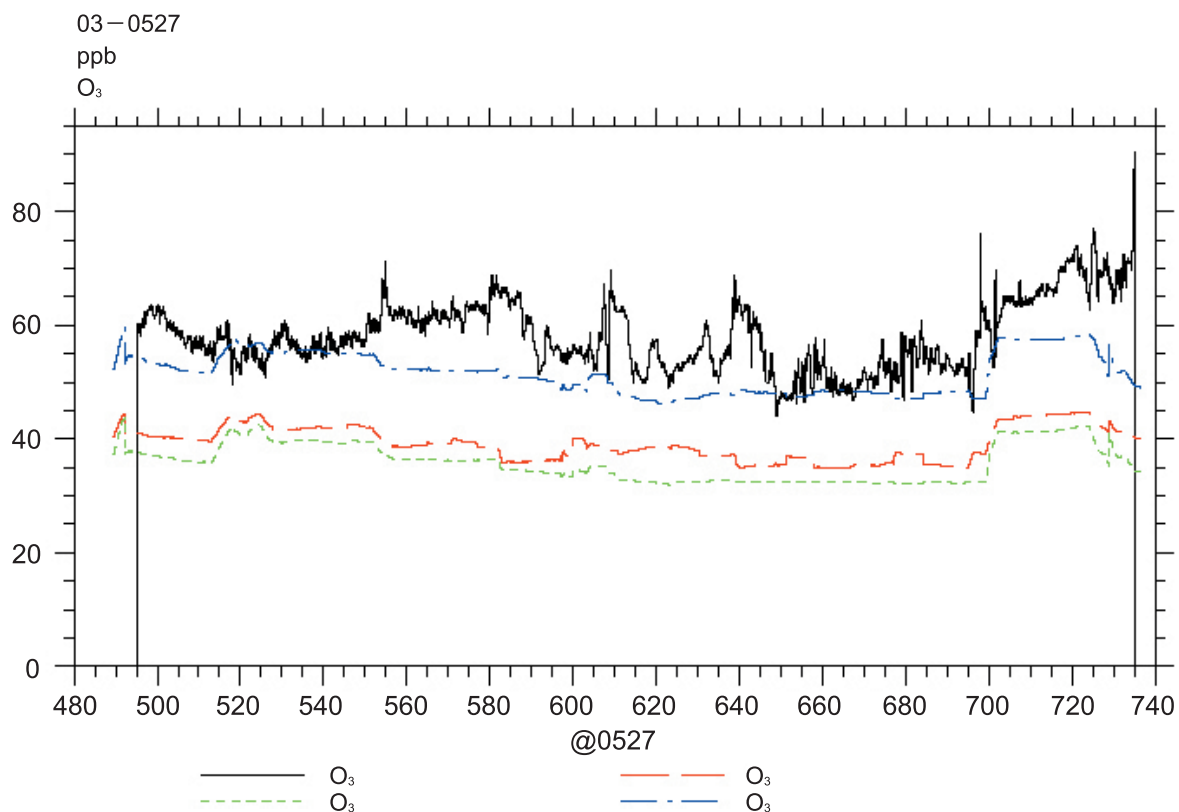


図48 5月27日の飛行機観測による観測オゾン濃度の時間変化（黒線）を，ラン1（赤線），ラン2（緑線），ラン3（青線）と比較したもの
横軸は5月27日0 CSTからの分数である。

であることがわかる。上空2000mでは，揚子江の中流では小さくない差が生じており，風速の強い上空の方が，西側境界条件の影響をより東まで及ぼしていることがわかる。この効果により，（3）で述べる飛行機観測と比べた計算結果に好影響を及ぼす。

（3）飛行機観測との比較

本研究で得られた飛行機観測データと比較するために，飛行機の位置データから，計算結果を内挿することにより，フライトパスに沿った濃度同士を比較できるようにした。

まず，物質種を問わず全般として，フライトパスに沿った細かな濃度変動の再現性は非常に悪かった。これは，数値モデルの精度や，発生量データの誤差なども関係しているが，それ以前に30kmメッシュと限られた空間解像度による計算の限界であるとも考えられる。

オゾンについては，全般に上空で過小評価の結果となった。境界条件の濃度を高くするラン3において多少の現実対応性の向上は見られたが，依然過小であった。図48に，比較的現実対応性の高かった5月27日の比較

例を示す。飛行機観測の濃度は60ppb付近でほぼ一定であり，計算値と同濃度レベルである。

SO₂, NO_xについての計算値ははなはだしく過小であった。これはラン3においても，多少の改善は見られたものの同様であった。一桁濃度を上げた境界条件の影響が及ぶのは境界に近いところに限定されており，飛行機観測によって得られる上空のSO₂, NO_x濃度は，バックグラウンドや遠距離輸送の影響というよりも，都市近傍での発生・反応・輸送によるものだと示唆された。

2.4.6 まとめ

中国での飛行機観測に対応した数値シミュレーションを行った。シミュレーションは気象モデルRAMSと大気質モデルCMAQの両者を用いた。物質の発生量データには，Streetsらの成果を標準として用いたが，SO₂とNO_xに関しては本研究の成果である甲斐沼らの結果を併用して比較した。

甲斐沼らのデータを用いた計算では，黄海や揚子江下流域においてオゾン濃度が10ppb程度を上限に低くなった。これは，NO_xの発生量がStreetsに比べて少ないこ

とに起因する。

飛行機観測の濃度データと計算値を比較すると、シミュレーションは上空の濃度レベルおよび濃度変化をとらえることができおらず、全般に過小評価であった。

境界条件のオゾン、NO₂、SO₂の濃度を上げて計算を行ったが、オゾンの上空濃度を除いては影響は比較的境界近傍に限定されており、計算の現実対応性の悪さは、都市近傍での発生・反応・輸送をきちんと再現できていないためと考えられる。空間解像度が不十分な影響も考えられる。

2.5 社会経済モデルを基にした発生源インベントリーとその将来予測

2.5.1 目的と概要

アジア地域は、近年の急激な経済成長に伴い、酸性物質など大気汚染物質の排出が増加しており、長距離越境汚染による日本への影響も含めて、その被害が懸念されている。特に、中国では、一次エネルギー供給の中心が石炭ということもあり、工業地帯周辺の大気汚染は深刻である。さらに、近年の経済発展に伴う自動車交通は、都市の大気汚染をさらに悪化させている。一方、農村部では、伝統的なバイオマス燃料や、豆炭等の燃料を使用していることから、室内大気環境の汚染が深刻である。本研究では、現状での中国のエネルギー消費量および、大気汚染物質排出量の推計を行うとともに、発生源の解析と発生源の将来予測を行うことにより、大気汚染物質の削減方策を検討することを目的とする。

2.5.2 方法

東方ロシアを含むアジア地域を対象として、SO₂とNO_xの排出強度分布図を作成した。中国、インド、韓国については、比較的詳細な排出源データをもとに、その他の国については、国別SO₂、NO_x排出データをもとに、排出強度の算定を行った。行政区界については、いくつかの境界図を併用したために、若干ながら複数の排出強度推定値を持つグリッドが存在する。その場合には、韓国、インド、中国、アジア全域境界図の順に推計値を採用した。

将来の大気汚染物質の排出予測に関しては、中国を対象として、将来の社会・経済状況の推計値をもとに、エネルギー消費量を推計し、化石燃料の燃焼に伴う大気汚染物質の排出量を推計した。分析にあたっては、基準シ

ナリオ、エネルギー高需要シナリオ、政策シナリオの3つのシナリオを想定し、大気汚染排出量への影響を推計した。

2.5.3 結果

イ) SO₂排出インベントリーの推計

中国は過去30年間にわたって年率8.5%の高い経済成長を続けており、それに伴って、一次エネルギー消費量は、1978年の約4億トン（石油換算）から2004年の約13億2千万トンと年率4.7%で増加した（図49）^{29,30}。石炭が主なエネルギー源であり、一次エネルギー消費量のうち1978年には70.7%、2004年には69%を占めた。図50に1次エネルギー消費量の推移を示す。1980年から2004年にかけて、石炭生産量は、年率約4.8%で増加した。1980年から2004年にかけて、発電容量66GW（そのうち、水力発電は20GWであり総発電容量の31%）から440GW（そのうち、水力発電は100GWで発電容量の23%）に増加した。発電量は1980年の300TWhから2004年の1870TWhに増加した。2002年の新設の発電所の容量は50GWであった。1980年から2004年にかけて、原油の生

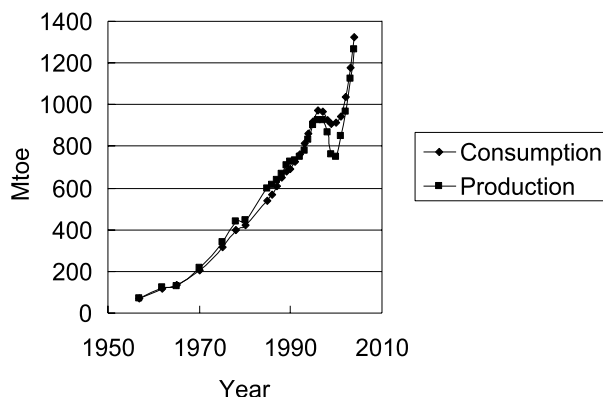


図49 中国のエネルギー生産量と消費量

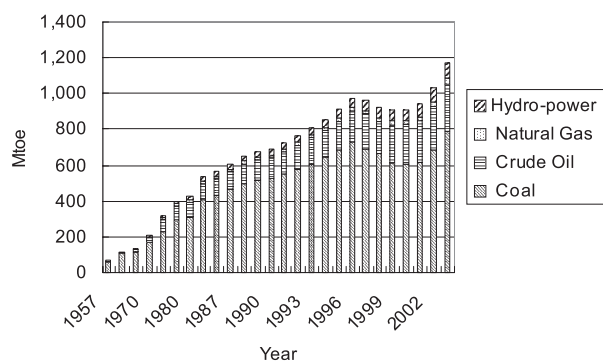


図50 中国の一次エネルギー消費量の推移

産量は106百万トンから175百万トンに年率2.1%で増加した。2002年の世界の原油生産に占める中国の産出量は4.7%である。

中国では大気汚染が依然深刻な問題である。国家環境保護総局³⁰⁾が発表した『中国の環境状況公報2000』によると、2000年において、二酸化硫黄の総排出量は1995万トン、煤塵の総排出量は1165万トン、工業粉塵総排出量は1092万トンであった。観測を実施している338の都市中、63.5%は国家大気質二級基準を満たすことができていない。特に人口が集中して交通量の多い大型都市では窒素酸化物や浮遊粒子状物質の汚染もひどく、呼吸器疾患の増加も懸念される。このように中国では大気汚染等の地域的な環境問題への対策が急務である。地球温暖化対策によるエネルギー消費量削減は、硫黄酸化物、粒子状物質等大気汚染物質の排出削減にも繋がる。

省エネルギーはエネルギー政策の中でも大きな関心を集めている。天然ガス、水力発電などへのシフト、石炭のクリーン化などが行われている。石炭のクリーン化としては、高効率化と環境汚染物質の除去がある。近年中国のエネルギー効率は非常に良くなってきているが、OECD諸国の平均よりはまだ低い状況であり、かなりの改善が見込まれる。日本との比較では、粗鋼トンあたり

のエネルギー消費量の差は1980年には496kg（石炭換算）であったが、2000年には153kgまで縮小している。

図51は、2000年におけるアジア域の緯度経度0.5°×0.5°のSO₂排出強度図である。排出量推計は、大きくは点源排出（大規模排出源からの排出）と面源排出（家庭・中小排出源からの排出）に分けて行っている。点源排出については、技術別・発生源別のエネルギー消費量・生産量データを収集・整備し、それに燃料種別・技術別の排出係数を掛け合わせ、さらに大規模発生源別に調査した除去装置による除去率を掛け合わせ、結果的に大規模発生源別の排出量を推計している。一方、面源からの排出量については、省・州別に、技術別のエネルギー消費量データを収集・整備し、それに燃料種別・技術別の排出係数を掛け合わせることで、省別・技術別の大気汚染物質排出量を見積もり、さらに市町村別に収集・整備した人口・付加価値額データを重み付けの係数として用いて按分し、市町村別に大気汚染物質排出量を推計している。

さらに、そのようにして計算された大規模発生源別排出量と市町村別面源排出量を加算して、市町村別の総排出量を算出し、空間的な活動量の代替変数として人口密度分布を用いて緯度経度0.5°×0.5°の大気汚染物質排出

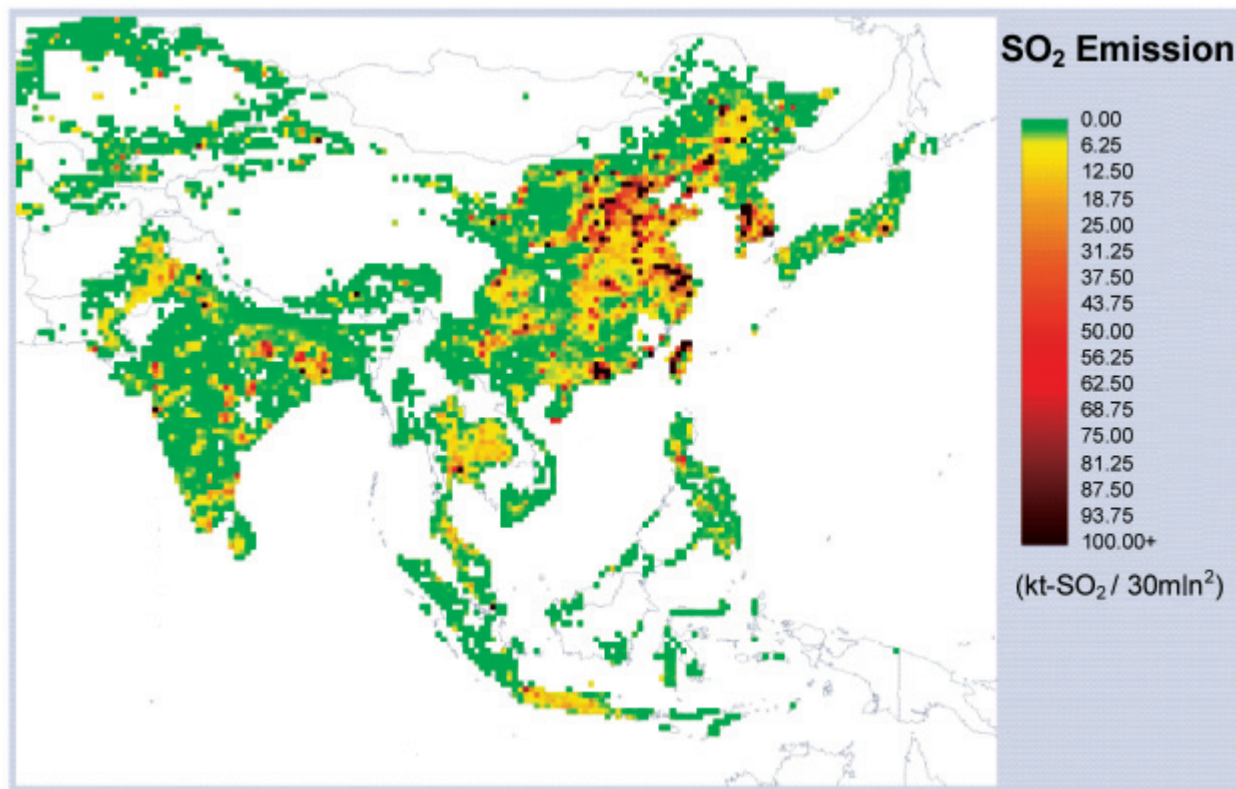


図51 アジア域の緯度経度0.5°×0.5°のSO₂排出量空間メッシュデータ（2000年）

量の空間メッシュデータを作成した。

ロ) 中国の将来シナリオ

将来推計における主要な入力条件は、人口とGDP成長率である。表5に今回の推計に利用した人口の推移を、表6にGDP成長率を示す。GDP成長率には中国の国家目標を使用した³²⁻³⁵⁾。

将来推計にあたっては、全球シナリオであるIPCC SRES B2を参照した^{36,37)}。将来の社会の発展方向の描き方により、エネルギー利用や土地利用変化の予想が大きく変わり、温室効果ガスや硫黄酸化物などの排出シナリオが大きく違ってくる。

SRESでは、人口、経済発展、技術等の将来の変化に及ぼす要因をもとに、A1、A2、B1、B2と呼ばれる4つのシナリオが作成された。これらのシナリオは、『経済発展重視か（シナリオA群）、環境と経済の調和か（シナリオB群）』、『グローバル的発展か（シナリオ1群）、地域主義的発展か（シナリオ2群）』という2つの軸により切り分けられている。

今回対象としたB2シナリオは、経済的・社会的・環境的持続可能性を維持するために、地域対策に重点が置かれる世界を描いている。これは、人口増加が穏やかで、経済的発展が中レベル、そしてB1及びA1ストーリーラインほど急速ではないがより多様な技術革新の行われる世界である。このシナリオは、環境保護と社会的公平を目指しているが、地方及び地域レベルに焦点を当てている。B2シナリオは、現状でのアジア太平洋地域の経済移行国の状況に一番近いものである³⁸⁾。

将来エネルギー需要と大気汚染物質排出量を予測するため、次のシナリオを想定した。まず、エネルギー集約型産業の成長やWTOの影響に関する不確実性を分析す

るため、基準シナリオと高需要シナリオを用意した。さらに3つ目のシナリオは政策シナリオである。

－ 基準シナリオ

将来の経済活動に関してSRES B2シナリオに対応したものを想定。国際貿易は順調に伸び、中国の経済は世界経済の中で順調に成長する。中国は国際市場を活用する。エネルギー需要を満たすためにエネルギーの輸入を進める。

－ 高需要シナリオ

本シナリオではエネルギーの需要が飛躍的に伸びると想定。WTO加入後の中国は世界の生産センターとして機能し、現状以上に鉄鋼、非鉄金属などのエネルギー集約型産業が立地する。また、高効率技術に関しての技術移転やR&Dが進展する。

－ 政策シナリオ

エネルギー政策が浸透して、エネルギー需要が低めとなるシナリオである。エネルギー供給および環境に関する制約を想定。

3つのシナリオについてのセクターごとの生産量の想定を表7に示す。基準シナリオと政策シナリオでの生産量の想定は同じである。

政策シナリオにおいて想定した政策を表8に示す。政策は中国の政策実行の可能性とこれまでのトレンドを基に想定した^{32,33), 39,40)}。

ハ) 中国における大気汚染物質の将来予測

基準シナリオでの一次エネルギー消費量は2020年に21億toe、2030年に27億toeと推計された。2000年から2030年にかけて年率3.6%の増加となる。石炭が主要なエネルギー源であり、2030年には15億toeの消費が見込まれる。天然ガスの需要も急速に伸び、総一次エネルギー

表5 中国の人口の想定 (百万人)

	2000	2010	2020	2030
Population	1284	1393	1472	1539
Urban	413	531	633	754
Rural	872	862	839	785

Note: Assumptions by authors, based on review of relevant studies

表6 中国におけるGDP成長率の想定

	2000-2010	2010-2020	2020-2030
Annual GDP Growth Rate	7.8%	6.6%	5.6%

表7 産業部門の生産量の想定

	Unit	2002	Baseline scenario/Policy scenario		High demand scenario	
			2020	2030	2020	2030
Steel	Mt	182.4	380	320	430	380
Copper	Mt	1.63	4.5	5.2	5.2	5.8
Aluminum	Mt	4.51	10	14	12	18
Ethylene	Mt	5.43	12	16	14	20
Ammonia	Mt	36.75	47	49	50	56
Chemical fertilizer	Mt	37.9	48	50	52	58
Cement	Mt	725	1000	900	1100	1100
Glass	Million cases	234.4	480	530	520	560
Vehicles	Million	3.25	11	12	15	17

表8 政策シナリオでの想定

Policy options	Explanation
Technology promotion policy	End use technology efficiency increase by using new technologies
Energy efficiency standard for buildings	New buildings reach 75% increase standard in 2030
Renewable energy development policy	Promote use of renewable energy
Energy tax	Introduce vehicle tax by 2005, and energy tax by 2015
Public transport policies	In cities public transport in 2030 will take 10 to 15% higher share than 2000.
Transport Efficiency Improvement	High fuel efficiency vehicles widely used, including hybrid vehicle, compact cars, advanced diesel car
Power Generation Efficiency	Efficiency of coal fired power plants increase to 40% by 2030
Nature Gas Incentive	Enhance natural gas supply, localization of technology to reduce cost
Nuclear power development	National promotion program by setting up target

消費量に占める割合は、2000年の4%から2030年には17.3%に増加すると予想される。

最終エネルギー需要では、電力、天然ガス需要の増加が著しい。電力需要は2000年の112百万toeから、2030年には478百万toeに増加する。天然ガスの需要は2000年の21百万toeから2030年には437百万toeとなる。

高需要シナリオでは、2030年の一次エネルギー需要は29億toeであり、2.5億toe基準シナリオより大きい。総エネルギー需要のうち、石炭が59.1%、石油が16.1%、天然ガスが17.8%、原子力が1.2%を占めている。高需要シナリオでは、世界市場の信頼性が高く、天然ガスや石油を安定的に輸入できるとしている。

政策シナリオでは、エネルギー消費量の抑制および環境保全政策によって、エネルギー消費量は基準シナリオと比較して2020年で、245百万toe、2030年で280百万toe少ない。

図52はエネルギー消費に伴うSO₂排出量の将来予測である。SO₂排出量は石炭消費量の増加に伴って2010年ご

ろまで増加する。2010年以降は脱硫装置などの導入によりSO₂排出量は減少し、クズネッツ曲線を示している。高需要シナリオと比較して、基準シナリオのSO₂排出量は、2010年に4.5百万トン低下するが、2000年に比べると9.45百万トン多い。

図53はエネルギー消費に伴うNO_x排出量の将来予測である。NO_x排出量に関しては、SO₂ほど有効な手段が

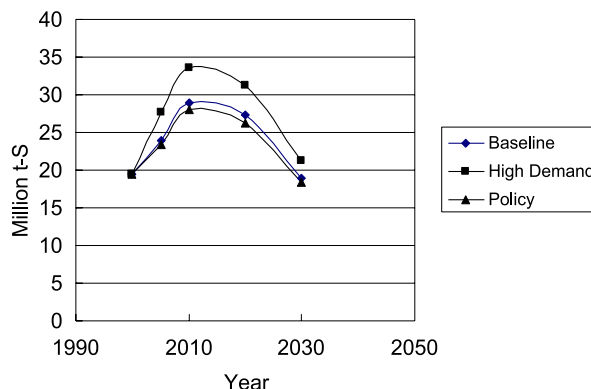


図52 中国におけるSO₂排出量の将来予測

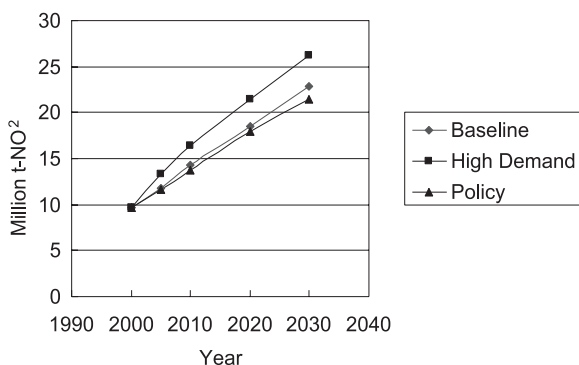


図53 中国におけるNOx排出量の将来予測

ないので、今後30年にわたって増加する。

2.5.4 考察

アジア地域を対象としたSO₂排出強度マップを作成し、大気モデルへの入力とすることができた。また、中国の将来シナリオに基づいて、SO₂、NOx排出量を2030年まで予測した。世界市場が有効に機能するシナリオでは、中国においては、エネルギー集約型産業の立地が促進すると予想され、大気環境の悪化が懸念される。持続的発展のためには環境悪化の外部性を内部化した施策が必要とされる。

2.6 高山域における自由対流圏オゾンの観測

2.6.1 序

中国では現在もエネルギーの70%近くを石炭に頼っており、硫黄酸化物系の大気汚染が深刻であるが、経済

発展とともに窒素酸化物を主因とする光化学大気汚染の深刻化も懸念されている。光化学大気汚染の主役であるオゾン⁴¹は、また重要な温室効果ガスでもある。しかし、すでに2.1節でも見たように、大規模発生源近傍では、オゾンがNOとの反応によって消滅するため、オゾンの増加は明瞭には見られない。長距離に輸送された後、風下側で濃度が上昇する。中国の大規模発生源の風下は日本であり、さらには太平洋～北米と広がる。最近の20年程度の間には日本全国においてオゾンの平均濃度が上昇していることが指摘されており、その原因の一つとして東アジアスケールの広域大気汚染の高進が影響しているものと見られている⁴¹⁻⁴³⁾。

中国におけるNOxの放出による光化学オゾンの増加がどのような影響を及ぼしているかは興味ある問題である。本研究では自由対流圏を通して、日本上空に到達するアジアのバックグラウンドオゾンを把握することに焦点をあてて、高山域における自由対流圏オゾンの観測を行った。

2.6.2 観測

観測は栃木県奥日光前白根山山頂付近の稜線上標高2320mで行われた(図54、以下この測定点を山頂と記す)。この前白根山頂上直下の鞍部平坦地に環境省および林野庁の許可を受けて、観測用サイトを設定し(8m×6m、金網で囲う)、その中にオゾン計(ダイレックMODELL1120; バッテリー駆動用に特注)、気象測器(Vaisala社MAWS201自動気象ステーション: 風向・風

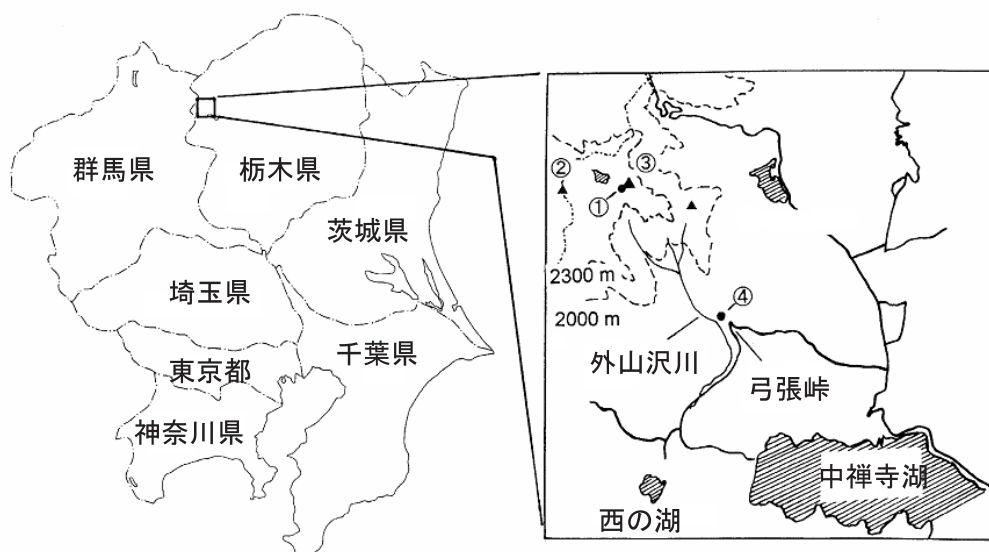


図54 奥日光における観測サイトの位置

①観測サイト、②奥白根山、③前白根山、④国立環境研究所奥日光フィールド研究ステーション

速・気温・湿度・気圧・日射量), また, 山頂には電源がないため, 電源ボックス (大型のニッカド電池: サンヨーN-2000MC×20個), およびソーラーパネル (サンヨーHIP-5517: 990×455×38mm, 20枚) を設置した。これらの測定器および電源をヘリコプターによって山頂に荷揚げし, 図55のように設置した。

データは小型データロガーに収録し, 約3週間~1ヵ月に一回, データの回収を行った。

観測は2002年7月21日~2002年10月17日の88日間および2004年7月21日~2004年10月10日の82日間行われた。

2.6.3 地上観測データ

比較や解析のために, 国立環境研究所奥日光フィールド研究ステーション (奥日光前白根山南東の麓, 弓張峠付近, 標高1460m) のオゾン観測データ, および大気汚染物質広域監視システムによる日光市役所, 小山市役所, 宇都宮市役所のデータ (国立環境研究所大気環境時間値データファイルを使用した) も使用した。

また, 以下では白根山山頂での観測データを「山頂」,



図55 山上に設置された測定器と電源

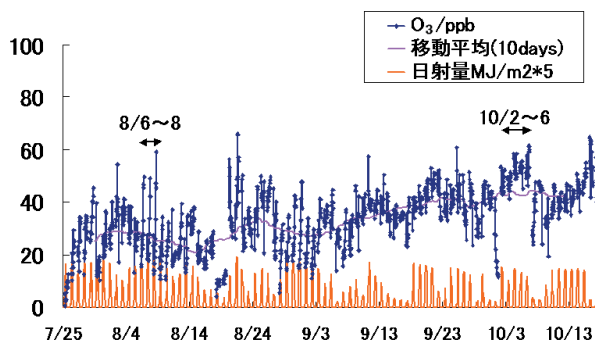


図56 2002年の観測における山頂でのオゾンの1時間平均値と日射量

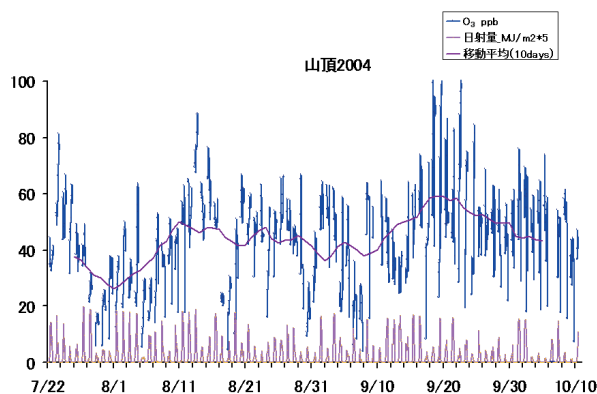


図57 2004年の観測における山頂でのオゾンの1時間平均値と日射量

国立環境研究所奥日光フィールド研究ステーションでの観測データを「麓」, 日光市役所を「日光市」, 小山市役所を「小山市」などとそれぞれ市の名前で呼ぶことにする。

麓でのデータは午前6時から午後6時まで, 大気汚染物質広域監視システムのデータは山頂との比較のために, 同時間帯 (午前8時から午後8時) のデータを使用した。

2.6.4 後方流跡線解析

汚染気塊物質のバックトラジェクトリー解析は株式会社CRCソリューションズが開発したCMBA (CRC Meso-scale Back trajectory Analysis software) を使用した。計算は地上から300hPaまでとし, 水平計算領域はユーザ設定する。計算領域外や計算高度の上限を出た場合, 指定終了時間前にも計算中止している。

2.6.5 結果と考察

図56に2002年の, 図57に2004年の観測による山頂でのオゾンの変化を示す。今回の観測では両年も全期間を通じて, 過去に報告されたような⁴²⁾100ppbを超える高濃度O₃は観測されなかった。

2002年の観測期間の前半は, 日最低値の平均は18.86ppbであり, これをバックグラウンドとすると, その値は低く日較差が大きい。さらに, 時折60ppb程度の高濃度を観測した。この期間のO₃濃度の平均値は27.30ppb, 日積算日射量の平均値は15.27 MJ m⁻² day⁻¹であった。日積算日射量と日平均O₃濃度の関係を見ると, はっきりとした相関は見られなかった。日射量が強く, 光化学反応が起こりやすい夏季にもかかわらず平均値が低いのは, 日本が太平洋高気圧に覆われ, 太平洋上の汚染の少

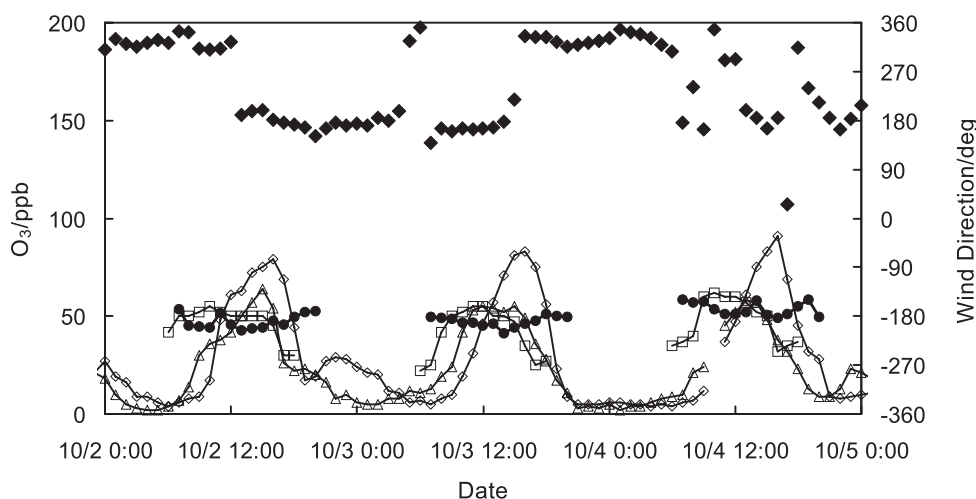


図58 典型的な10月期（2002年10月2～5日）の晴天時のオゾン濃度と山頂における風向

◆：山頂での風向；●と太実線：山頂のO₃；□と細線：奥日光観測所（麓）でのO₃；△と細線：日光市役所でのO₃；◇と細線：小山市役所でのO₃

ない空気がバックグラウンドとして輸送されてくるためと考えられる。

それに対して観測期間後半は、日最低値は33.26ppbとバックグラウンドが30ppbあたりまで高くなったのに対し、日最高濃度は前半とあまり変わらなかった。また、日較差は前半と比べると小さくなった。この期間のO₃濃度の平均は40.52ppb、日積算日射量は11.70 MJ m⁻² day⁻¹と、日射量が弱まっているにもかかわらず、O₃の平均値は前半よりも大きかった。全体として期間前半に比べ日射量は弱まっているが、O₃濃度の平均値は増加した。これは、移動平均の推移にも示されているように季節の移り変わりに伴い、太平洋高気圧の影響が小さくなり、バックグラウンドO₃量が増加したからだと考えられる。

図58に秋季の典型的なオゾン濃度変化を示した10月2日～10月4日の各地点でのO₃の時間変化および山頂での風向を示す。10月1日に台風21号が通過した後、9月中旬並みの気温が続き、関東地方は期間を通して晴天であった。山頂での風向は、北及び南風が交互に出現したが、その時間帯はさまざまで、2日は午前中北風、午後南風。3日は午前中南風、午後北風。4日は1日を通して安定していなかった。他の観測地点でも風向は観測地点ごとばらばらで、典型的な海陸風循環が発達したとは考えにくい。

O₃濃度の時間変化を見ると、麓、日光市、小山市は昼間増加する日変化をしており、明確なO₃光化学生成があると考えられる。しかし、山頂は日変化がほとんど

無いが、むしろ昼間に最小値を取っており、夜間に濃度が下がっているとも考えにくい。また、その場での光化学生成や海風による汚染物質の輸送による濃度変化があるとも考えにくい。

この季節的な変化は、秋になるに従い、日射の弱まりにより、大気鉛直対流が弱まることで、大気境界層の上端高度が下がり、また海陸風循環も弱まるので、山頂では上空の自由対流圏大気の影響を受けやすくなったためではないかと考えられる。これは以下のような水蒸気量の季節的な変化とも合致している。一般に自由対流圏では気温が低く、水蒸気供給源である地表の影響を直接は受けないため、大気境界層内に比べ、明らかに水蒸気量は小さくなる。観測結果でも8月の水蒸気量は日の出前に6～8 g m⁻³、昼間は10 g m⁻³を超えていたのに対し、9月下旬、20日辺りからは最小値で3 g m⁻³、平均も5 g m⁻³まで下がり、かなり乾燥していることが分かる。観測期間最後の週には毎日晴れていたが、水蒸気量は最高値で6.7 g m⁻³、最小値は0.4 g m⁻³であり、この傾向がさらに強くなっている。同時に風向が安定しないことは、海陸風循環が発達しないことを示している。しかし、山頂での南～南東風の頻度は高く、大気境界層上端が下がったとはいえ、完全に自由対流圏に属しているわけではないと考えられるので、特に夜間、山風により自由対流圏を取り込んだ空気塊が観測される場合にこのような日変化の小さい挙動を示すと考えられる。

流跡線を見ると夏季と秋季では非常に明確なコントラストが見られる。ここでは夏季の流跡線の図は示さない

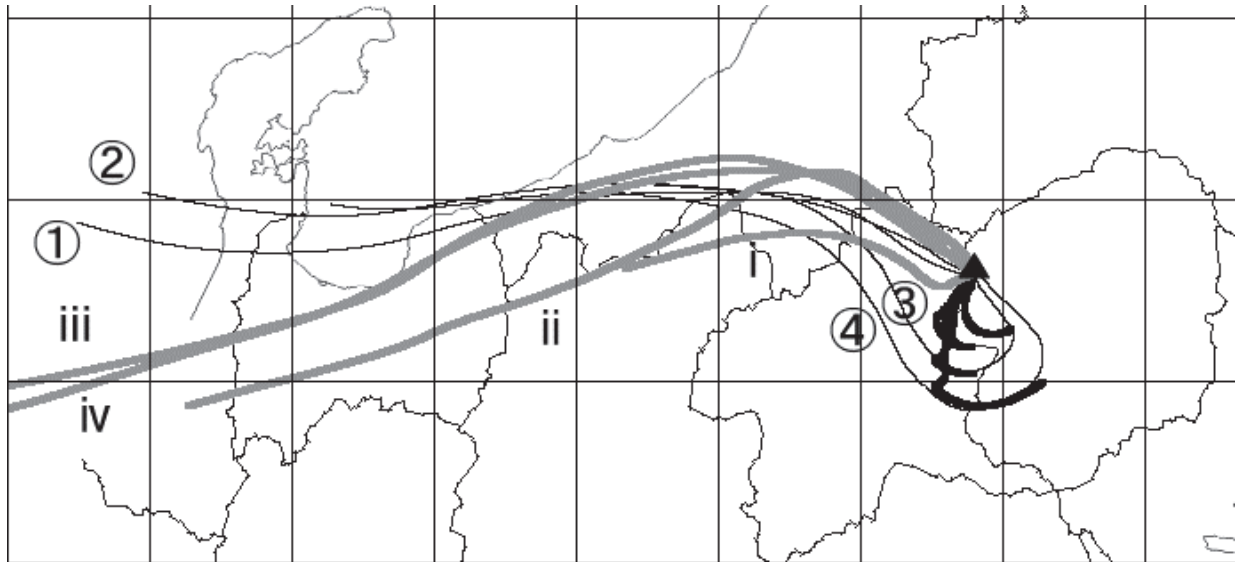


図59 2002年10月2～4日に山頂に到達した気塊の後方流跡線

①, ②, ③, ④: 10月2日の4時にスタートし, 10, 14, 18, 20時に山頂に到達した気塊。i, ii, iii, iv: 10月4日の4時にスタートし, 10, 14, 18, 20時に山頂に到達した気塊。黒の太い線は10月5日の流跡線である。

が, 夏季の晴天が持続する日には, 東京など首都圏から輸送された気塊が日光付近では斜面に沿って上昇していくことが明らかとなった。夏季の夕方の高濃度オゾンは東京など大都市の影響を強く受けているものと考えられる。

一方, 図59に示すように, 秋季に山頂に到達する気塊は主に日本海から上空を通過して到達しており, 東アジアのバックグラウンド大気の影響を受けているのではないかと考えられる。

Pochanartら⁴³⁾は隠岐島におけるオゾン観測データを, 流跡線の由来する方向に基づいて分類し, アジア大陸北部の低汚染地域から来る気塊に含まれるアジアのバックグラウンドオゾン濃度が, 10月にはほぼ40ppbであることを報告した。本研究で得られた10月期の山頂における日中の平均オゾン濃度(40.52ppb)はこれとよく一致している。

また薩摩林ら⁴⁴⁾は北アルプス八方尾根(標高1850m)において1990年から1994年に長期観測を行った。10月のオゾン平均濃度はいずれの年も約40ppbであり, 本研究によって得られた値と良い一致を示している。

一方, 富士山頂では10月の平均オゾン濃度が約48ppb程度⁴⁵⁾で, 隠岐島, 八方尾根, 前白根山の値より少し高い。これは富士山頂が3776mと高いため, 上空の影響を受けているのではないかと考えられる。実際, 秋元¹¹⁾はLogan⁴⁶⁾による世界各地におけるオゾン濃度を用い

たオゾンの高度分布の解析をもとに, 気圧800hPa(高度~2000mに対応)ではオゾンの季節変化は, 境界層大気との混合の影響が強いため, 地表とほとんど違いがないと指摘している。これより上の高度では, 圏界面に向けてオゾン濃度は緩やかに上昇する。したがって, ローカルな汚染の影響が低いときに, 隠岐, 八方尾根, 前白根山ではいずれもほとんど同じ約40ppbのオゾン濃度が観測されることとなった。この値が東アジアの10月の地表付近のバックグラウンドオゾンと考えて良いであろう。

これに対して, 2004年には10月初頭においても, 図57のように, 2002年の場合のような日変化の小さな変動パターンが見られず, 観測点付近にはまだ大陸からの気塊が届いていなかったものと見られる。

2.6.6 まとめ

奥日光前白根山頂上直下の鞍部において, 2002年の7～10月に, オゾン濃度を測定した。その結果, 9月中旬頃までの夏季には東京周辺の首都圏から輸送されるローカルな光化学オゾンが卓越するが, 10月になると, 自由対流圏の中をアジア大陸から輸送されてくるオゾンが中心的になることがあることが分かった。このとき観測されるオゾンの濃度は隠岐島や八方尾根で秋季に観測されるオゾン濃度と非常に近く, この季節にアジア大陸から輸送されてくるアジアのバックグラウンドオゾン濃度

を反映していることが示された。

ほぼ同じ時期に観測を行っても、2004年にははっきりした変化が10月初頭までには見られず、気象条件によって大きく左右されるものと考えられる。

しかし、時期の早い遅いはあるものの、秋季から冬季にかけては西よりの風が卓越して、大陸からの気塊が山頂付近には到達しやすいと考えられ、2,000m以下程度

の高度におけるバックグラウンドオゾンの普遍性が見られたことを考えると、アジアのバックグラウンドオゾンがこの時期に日本全体を覆っていると見ることができる。オゾンの前駆体となるNO_xの大陸における発生量の増加と、それに伴う対流圏オゾンの変化を今後もモニタリングする必要があると考える。

引用文献

- 1) Akimoto H. (2003) Global air quality and pollution, *Science*, **302**, 1716-1719.
- 2) Streets D.G., Tsai N.Y., Akimoto H., Oka K. (2001) Trends in emissions of acidifying species in Asia, 1985-1997, *Water Air Soil Pollut.*, **130**, 187-192.
- 3) Hatakeyama S., Murano K., Bandow H., Mukai H., Akimoto H. (1995a) High Concentration of SO₂ Observed over the Sea of Japan, *Terre. Atmos. Oceanic Sci.*, **6**, 403-408.
- 4) Hatakeyama S., Murano K., Bandow H., Sakamaki F., Yamato M., Tanaka S., Akimoto H. (1995b) '91 PEACAMPOT Aircraft Observation of Ozone, NO_x, and SO₂ over the East China Sea, the Yellow Sea, and the Sea of Japan, *J. Geophys. Res.*, **100**, 23143-23151.
- 5) Hatakeyama S., Murano K., Mukai H., Sakamaki F., Bandow H., Watanabe I., Yamato M., Tanaka S., Akimoto H. (1997) SO₂ and Sulfate Aerosols over the Seas between Japan and the Asian Continent, *J. Aerosol Res. Jpn.*, **12**, 91-95.
- 6) Watanabe I., Nakanishi M., Tomita J., Hatakeyama S., Murano K., Mukai H., Bandow H. (1998) Atmospheric peroxyacyl nitrates in urban/remote sites and the lower troposphere around Japan, *Environ. Pollut.*, **102** (S1), 253-261.
- 7) 前田 淳, 坂東 博, 渡辺征夫, 駒崎雄一, 村野健太郎, 畠山史郎 (2001) 冬季の東シナ海上空大気中の peroxyacetyl nitrate (PAN) および全窒素酸化物濃度, *大気環境学会誌*, **36**, 22-28.
- 8) Hatakeyama S., Murano K., Sakamaki F., Mukai H., Bandow H., Komazaki Y. (2001) Transport of atmospheric pollutants from East Asia, *Water Air Soil Pollut.*, **130**, 373-378.
- 9) Hatakeyama S., Uno I., Murano K., Mukai H., Bandow H. (2002) Analysis of the Plume from Mt. Sakurajima and Kagoshima City by Aerial Observations of Atmospheric Pollutants and Model Studies -- The IGAC/APARE/PEACAMPOT Campaign over the East China Sea --, *J. Aerosol Res. Jpn.*, **17**, 39-42.
- 10) 酒巻史郎, 畠山史郎, 菅田誠治 (2003) PEACAMPOT II 観測で測定された東シナ海海洋大気中の軽炭化水素類. 名城大学理工学部研究報告, 第44巻, 42-45.
- 11) 秋元 肇 (2002) 2.3オゾン. 対流圏大気の化学と地球環境, 秋元 肇, 河村公隆, 中澤高清, 鷺田伸明編, 学会出版センター, 東京, 89-99.
- 12) 村野健太郎, 外岡 豊, 神成陽容 (2001) 東アジア地域の大气汚染物質発生源インベントリーの精緻化に関する研究. 環境省地球環境研究総合推進費終了研究報告「東アジア地域の大气汚染物質発生・沈着マトリックス作成と国際共同観測に関する研究」平成11年度～平成13年度, 67-88.
- 13) Streets D.G., Bond T.C., Carmichael G.R., Fernandes S.D., Fu Q., He D., Klimont Z., Nelson S.M., Tsai N.Y., Wang M.Q., Woo J.-H., Yarber K.F. (2003) An inventory of gaseous and primary aerosol emissions in Asia in the year 2000, *J. Geophys. Res.*, **108** (D21), 8809, doi:10.1029/2002JD003093.
- 14) He M., Yang F., Ma Y., Zhang Q., Yao X., Chan C.K., Cadle S., Chan T., Mulawa P. (2001) The characteristics of PM_{2.5} in Beijing, China: *Atmos. Environ.*, **35**, 4959-4970.
- 15) Hu M., He L.-Y., Zhang Y.-H., Wang M., Kim Y.P., Moon K.C. (2002) Seasonal variations of ionic species in fine particles at Qingdao, China: *Atmos. Environ.*, **36**, 5853-5859.
- 16) Yao X., Chan C.K., Fang M., Cadle S., Chan T., Mulawa P., He K., Ye B. (2002) The water-soluble ionic composition of PM_{2.5} in Shanghai and Beijing, China: *Atmos. Environ.*, **36**, 4223-4234.
- 17) Ye B., Ji X., Yang H., Yao X., Chan C.K., Cadle S.H., Chan T., Mulawa P.A. (2003) Concentration and chemical composition of PM_{2.5} in Shanghai for a 1-year period: *Atmos. Environ.*, **37**, 499-510.
- 18) Draxler R.R., Rolph G.D. (2003) HYSPLIT (HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory) Model access via NOAA ARL READY Website (<http://www.arl.noaa.gov/ready/hysplit4.html>). NOAA Air Resources Laboratory, Silver Spring, MD.
- 19) Rolph G.D. (2003) Real-time Environmental Applications and Display sYstem (READY) Website (<http://www.arl.noaa.gov/ready/hysplit4.html>). NOAA Air Resources Laboratory, Silver Spring, MD.
- 20) Hara H. (1999) Pollutants and change of chemical

- composition in atmosphere. In: Yasunari T., Iwasaka Y. (Eds.), Change of Atmos. Environ., Iwanami Shoten, Tokyo, Japan, **162**. (Japanese)
- 21) Hatakeyama S., Takami A., Sakamaki F., Mukai H., Sugimoto N., Shimizu A., Bandow H. (2004) Aerial measurement of air pollutants and aerosols during 20-22 March 2001 over the East China Sea: J. Geophys. Res., **109** (D13) D13304, doi:10.1029/2003JD004271.
- 22) Topping D., Coe H., McFiggans G., Burgess R., Allan J., Alfarra M.R., Bower K., Choularton T.W., Decesari S., Facchini M.C. (2004) Aerosol Chemical Characteristics from Sampling Conducted on the Island of Jeju, Korea during ACE-Asia: Atmos. Environ., **38**, 2111-2123, doi:10.1016/j.atmosenv.2004.01.022.
- 23) Takami A., Miyoshi T., Shimono A., Hatakeyama S. (2005) Chemical composition of fine aerosol measured by AMS at Fukue Island, Japan during APEX period: Atmos. Environ., **39**, 4913-4924, doi:10.1016/j.atmosenv.2005.04.038.
- 24) Carmichael G.R., Zhang Y., Chen L-L., Hong M-S., Ueda H. (1996) Seasonal variation of aerosol composition at Cheju island, Korea: Atmos. Environ., **30**, 2407-2416.
- 25) Wang W., Liu H.-J. (2003) Development and application of model TSP-PM₁₀-PM_{2.5}-2 medium volume sampling system: Environ. Monit. in China, **19**, N. 1, 35-38.
- 26) Streets D.G., Waldhoff S.T. (2000) Present and future emissions of air pollutants in China: SO₂, NO_x, and CO, Atmos. Environ., **34**(3), 363-374.
- 27) Takemura T., Okamoto H., Maruyama Y., Numatuti A., Higurashi A., Nakajima T. (2000) Global three-dimensional simulation of aerosol optical thickness distribution of various origins, J. Geophys. Res., **105** (D14), 17853-17873.
- 28) Klimont Z., Cofala J., Schopp W., *et al.* (2001) Projections of SO₂, NO_x, NH₃ and VOC emissions in East Asia up to 2030, Water Air and Soil Pollution, **130** (1-4), 193-198.
- 29) China Year Book 2004 (2004) State Statistical Bureau, Beijing
- 30) China Energy Year Book 2002-2003(2004) State Statistical Bureau, Beijing
- 31) 国家環境保護総局編 (2001) 中国環境状況公報 2000.
- 32) Liu J., Ma F., Fang L. (2002) China Sustainable Development Strategy, China Agriculture Publishing House, Beijing. (in Chinese)
- 33) Qu K. (2003) Energy, Environment Sustainable Development Study, China Environment Science Publishing House, Beijing
- 34) Tan S., Wang Y., Jiang S. (2002) Economy Globalization and Developing Countries, Social Science Documentation Publishing House, Beijing.
- 35) Zheng Y., Zhang X., Xu S. (2004) China Environment and Development Review, Social Science Documentation Publishing House, Beijing.
- 36) Jiang K., Morita T., Masui T., Matsuoka Y. (2000a) Global Long-Term GHG Mitigation Emission Scenarios based on AIM, Environ. Econ. and Policy Studies Vol.3, 2000.
- 37) IPCC (2001b) IPCC Special Report on Emission Scenario, Cambridge Univ. Press, UK.
- 38) Jiang K., Masui T., Morita T., Matsuoka Y. (2000b) Long-term GHG Emission Scenarios of Asia-Pacific and the World. Technological Forecasting & Social Change, **61**(2-3).
- 39) IPCC (2001a) Climate Change 2001: Mitigation, Working Group III, Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- 40) IPCC (2002) Synthesize Report of TAR, Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- 41) 大原利眞, 坂田智之 (2003) 光化学オキシダントの全国的な経年変動に関する解析. 大気環境学会誌, **38**, 47-54.
- 42) 畠山史郎, 村野健太郎 (1996) 奥日光前白根山における高濃度オゾンの観測. 大気環境学会誌, **31**, 106-110.
- 43) Pochanart P., Horikawa J., Kajii Y., Akimoto H., Nakao M. (1999) The influence of regional scale anthropogenic activity in northeast Asia on seasonal variation of surface ozone and carbon monoxide observed at Oki, Japan, J. Geophys. Res., **104**, 3621-3631.
- 44) 薩摩林光, 佐々木一敏, 鹿角孝男, 鹿野正明, 太田

- 宗康, 栗田秀實, 村野健太郎, 畠山史郎, 鳥谷 隆,
植田洋匡 (1998) 中部山岳地域における粒子状二
次汚染物質の挙動. 大気環境学会誌, **33**, 284-296.
- 45) 堤 之智 (2001) 富士山頂での観測. a. オゾンの観
測. 山の大気環境科学, 土器屋由紀子, 岩坂泰信,
長田和雄, 直江寛明編, 養賢堂, 東京, 129-139.
- 46) Logan J.A. (1999) An analysis of ozonesonde data for
the troposphere: Recommendations for testing 3-D
models and development of a gridded climatology for
tropospheric ozone, J. Geophys. Res., **104**, 16115-
16149.

[資 料]

I 研究の組織と研究課題の構成

1. 研究の組織

[A 研究担当者]

大気圏環境研究領域

大気反応研究室	室長	畠山史郎	(平成13～17年度)
	主任研究員	酒巻史郎	(平成13～14年度)
	主任研究員	高見昭憲	(平成13～17年度)
	主任研究員	谷本浩志	(平成13～17年度)
遠隔計測研究室	室長	杉本伸夫	(平成13～17年度)
	主任研究員	松井一郎	(平成13～17年度)
	主任研究員	清水 厚	(平成13～17年度)
大気物理研究室	主任研究員	菅田誠治	(平成13～17年度)
酸性雨研究チーム	総合研究官	村野健太郎	(平成13～17年度)

社会環境システム研究領域

統合評価モデル研究室	室長	甲斐沼美紀子	(平成13～17年度)
環境計画研究室	主任研究員	高橋 潔	(平成13～17年度)

環境研究基盤技術ラボラトリー

環境分析化学研究室	室長	西川雅高	(平成13～17年度)
-----------	----	------	-------------

[B 客員研究員]

北 和之	(茨城大学理学部)	(平成14～16年度)
------	-----------	-------------

2. 研究課題と担当者 (*客員研究員)

(1) 四川盆地－杭州湾地域間の大気汚染物質の輸送に関する野外観測

畠山史郎・酒巻史郎・谷本浩志・高見昭憲・杉本伸夫・松井一郎・清水 厚・村野健太郎・西川雅高

(2) 大陸規模のモデルによる広域大気汚染の解明

菅田誠治

(3) 社会経済モデルを基にした発生源インベントリとその将来予測

甲斐沼美紀子・高橋 潔

(4) 高山域における自由対流圏オゾンの観測

畠山史郎・高見昭憲・北 和之*

II 研究成果発表一覧

1 誌上発表

発表者・題目・掲載誌・巻(号)・頁・刊年

【査読論文】

- Hatakeyama S., Takami A., Sakamaki F., Mukai H., Sugimoto N., Shimizu A., Bandow H.: Aerial measurement of air pollutants and aerosols during March 20-22, 2001, over the East China Sea, *J. Geophys. Res.*, 109: D13304, doi: 10.1029/2003JD004271, 2004
- Hatakeyama S.: Aerial Observation of Aerosol and Atmospheric Pollutants in East Asia, *Proc. 16th Int. Conf. Nucleation Atmos. Aerosols*, Kasahara M., Kulmala M. eds., Kyoto Univ. Press, Kyoto, 589-598, 2004
- Takami A., Wang W., Tang D., Hatakeyama S.: Ground Observations of Gas and Aerosols in China and East Asia, *Proc. 16th Int. Conf. Nucleation and Atmospheric Aerosols*, Kasahara M., Kulmala M. eds., Kyoto Univ. Press, Kyoto, 715-718, 2004
- Takami A., Miyoshi T., Shimono A., Hatakeyama S.: Chemical composition of fine aerosols measured in East China Sea, *Proc. 10th Asian Pac. Confed. Chem. Eng. Congr.*, 1K-06, 2004
- 畠山史郎, 片平菊野, 高見昭憲, 菅田誠治, 劉 発華, 北 和之: 奥日光山岳域における夏季および秋季のオゾン濃度変動, *大気環境学会誌*, 39: 158-170, 2004
- Jaffe D., Prestbo E., Swartzendruber P., Weiss-Penzias P., Kato S., Takami A., Hatakeyama S., Kajii Y.: Export of atmospheric mercury from Asia, *Atmos. Environ.*, 39: 3029-3038, doi:10.1016/j.atmosenv.2005.01.030, 2005
- Hatakeyama S., Takami A., Wang W., Tang D.: Aerial observation of air pollutants and aerosols over Bo Hai, China, *Atmos. Environ.*, 39(32): 5893-5898, doi:10.1016/j.atmosenv.2005.06.025, 2005
- 高見昭憲, 日暮明子, 三好猛雄, 下野彰夫, 畠山史郎: 東シナ海域日本海側の北部と南部におけるエアロゾル化学組成の差異, *エアロゾル研究*, 20: 352-354, 2005
- Bin Q., Takami A., Hatakeyama S.: Peroxy Radical Concentrations Measured above a Forest Canopy in Nikko, Japan, in Summer 2002, *J. Atmos. Chem.*, 52: 63-79, doi:10.1007/s10874-005-7684-8, 2005
- Hatakeyama S.: SO₂/NH₄ ratio of aerosols in CHINA and sulfate formation during the long-range transport of pollutants from the East Asia, *Proc. 2nd EarthCARE Workshop (held in Tokyo in March 2005)*, 103-106, 2006
- 畠山史郎, 高見昭憲, 三好猛雄, 王 璋: 中国から東シナ海を経て沖縄まで輸送されるエアロゾル中の主要イオンの変化, *エアロゾル研究*, 21: 147-152, 2006
- Takami A., Hatakeyama S., Wang W.: Measurements of gas and aerosol for two weeks in northern China during the winter-spring period of 2000, 2001, and 2002, *Atmo. Res.*, (in press)
- Wang W., Liu H., Yue X., Li H., Chen J., Ren L., Tang D., Hatakeyama S., Takami A.: Study on Acidity and Acidic Buffering Capacity of Particulate Matter over Chinese Eastern Coastal Areas in Spring, *J. Geophys. Res.*, (in press)
- Sugimoto N., Shimizu A., Matsui I., Uno I., Arai K., Dong X., Zhao S., J.Zhou, Lee C.-H.: Study of Asian dust phenomena in 2001-2003 using a network of continuously operated polarization lidars, *Water, Air, Soil Pollut.: Focus* 5: 145-157, 2005
- Sugimoto N., Shimizu A., Matsui I., Dong X., Zhao S., Zhou J., Lee C.-H., Uno I.: Observation of Asian dust and air-pollution aerosols using a network of ground-based Mie-scattering Lidars, *Optical Technologies for Atmospheric, Ocean, and Environmental Studies*, SPIE 5832: 131-139, 2005
- Zhang M.G., Uno I., Sugata S., Wang Z., Byun D., Akimoto H.: Numerical study of boundary layer ozone transport and photochemical production in east Asia in the wintertime, *Geophys. Res. Lett.*, 29(11): art. No. 1545, 2002
- 鵜野伊津志, 大原利真, 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: “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: 148-164, 2005

Itano Y., Wakamatsu S., Hasegawa S., Ohara T., Sugata S., Hayasaki M., Moriya T., Kobayashi S.: Local and regional contributions to springtime ozone in the Osaka metropolitan area estimated from aircraft observations, *Atmos. Environ.*, 40: 2117-2127, 2006

【無査読論文】

畠山史郎：東アジアにおける大気エアロゾル国際共同研究の展望，*エアロゾル研究*，16: 5-7, 2001

畠山史郎，高見昭憲，王 璋，湯 大鋼：中国渤海湾上空における大気汚染物質の航空機観測，第13回大気化学シンポジウム・プロシーディングス，22-24, 2003

片平菊野，高見昭憲，菅田誠治，北 和之，畠山史郎：森林衰退に関連する山岳域の高濃度オゾンと気象条件，第13回大気化学シンポジウム・プロシーディングス，137-139, 2003

畠山史郎，高見昭憲，王 璋，湯 大鋼：中国における航空機観測によって測定された大気汚染物質－2002年3月19日の渤海湾－青島間で測定されたNO_x，O₃，SO₂とその相関，第14回大気化学シンポジウム・プロシーディングス，142-145, 2004

畠山史郎：中国における大気汚染物質の航空機観測，*国立環境研究所ニュース*，Vol.23, No.5, 10-11, 2004

畠山史郎：越境する大気汚染1：広域大気汚染と観測，不思議を追って181－研究室の扉を開く－，*常陽新聞*2005年11月9日

甲斐沼美紀子：AIMモデルを用いたアジア地域における温暖化対策の評価，*環境技術*，Vol.34, No.8, 546-551, 2005

【著書】

畠山史郎：第2部7章b. 奥日光地域における光化学オゾン，土器屋由紀子，岩坂泰信，長田和雄，直江寛明，編著「山の大気環境科学」，養賢堂，94-97, 2001

畠山史郎：2. 4 一酸化炭素・炭化水素，秋元 肇，河村公隆，中澤高清，鷺田伸明，編「対流圏大気の化学と地球環境」，学会出版センター，101-110, 2002

畠山史郎：酸性雨－誰が森林をいためているのか？，*日本評論社*，209, 2003

Sugata S.: Seasonal simulation of the air quality in East Asia using CMAQ, *Air Pollution Modeling Application XV*, Borrego and Schayes *eds.*, Kluwer Academic/ Plenum publishers, 519-520, 2002

【報告書】

畠山史郎，酒卷史郎，長田和雄，坂東 博，河村公隆，高見昭憲：地上観測と航空機観測によるエアロゾル性状の空間分布測定，文部科学省科学研究費補助金特定領域研究 (A)「東アジアにおけるエアロゾルの大気環境インパクト」平成14年度研究成果報告書，1-12, 2003

畠山史郎，酒卷史郎，長田和雄，坂東 博，河村公隆，高見昭憲，猪俣 敏，佐藤 圭：地上観測と航空機観測によるエアロゾル性状の空間分布測定，文部科学省科学研究費補助金特定領域研究 (A)「東アジアにおけるエアロゾルの大気環境インパクト」平成15年度研究成果報告書，1-16, 2004

畠山史郎，酒卷史郎，長田和雄，坂東 博，河村公隆，高見昭憲，猪俣 敏，佐藤 圭：地上観測と航空機観測によるエアロゾル性状の空間分布測定，文部科学省科学研究費補助金特定領域研究 (A)「東アジアにおけるエアロゾルの大気環境インパクト」平成16年度研究成果報告書，1-16, 2005

2 口頭発表

発表者・題目・学会等名称・開催都市名・年月

Hatakeyama S., Murano K., Sakamaki F., Mukai H., Bandow H., Komazaki Y.: Aerial observation of air pollutants transported from East Asia, 2000 Western Pac. Geophys. Meet., Tokyo, 2000.8

畠山史郎, 王 瑋, 湯 大綱: 黄海・東シナ海を囲む中国の3地点における大気汚染物質の地上観測, 第41回大気環境学会, 浦和, 2000.9

Hatakeyama S., Murano K., Sakamaki F., Mukai H., Bandow H., Komazaki Y.: Transport of Atmospheric Pollutants from East Asia, Acid rain 2000 (6th Int. Conf. Acidic Deposition), Tsukuba, 2000.12

畠山史郎: 領域スケールのエアロゾルの輸送と変質, 第2回大気放射セミナー, 札幌, 2001.1

Hatakeyama S.: Long range transport of gas and aerosol in Asia, 2nd APEX Int. Workshop, Sapporo, 2001.1

畠山史郎: 航空機観測でとらえた東アジアからの長距離越境大気汚染, 東アジアにおけるオゾン・酸性物質汚染シンポジウムー最先端技術による大気化学観測と解析ー, 東京, 2001.3

畠山史郎, 高見昭憲, 酒巻史郎, 菅田誠治, 坂東 博, 大和政彦: 2001年3月東シナ海上空における航空機観測によるSO₂とエアロゾル (速報), 第7回大気化学討論会, 雄琴, 2001.6

高見昭憲, 菅田誠治, 酒巻史郎, 大和政彦, 坂東 博, 畠山史郎: 東シナ海上空でのガスとエアロゾルの航空機観測, 第18回エアロゾル科学・技術研究討論会, 東京, 2001.7

Hatakeyama S.: Aerial observations of highly polluted air mass transported from the East Asia following a high/low pressure system, 10th IGAC-APARE Workshop, Xining, 2001.7

Hatakeyama S., Takami A., Sakamaki F., Mukai H., Sugata S., Bandow H., Yamato M.: Aerial observation of air pollutants and yellow sand dust during March 19-22 over the Yellow Sea, 1st Joint Workshop Long-range Transboundary Air pollut. Northeast Asia, Seoul, 2001.8

Hatakeyama S., Takami A., Sakamaki F., Mukai H., Sugata S., Bandow H., Yamato M.: Aerial observation of air pollutants and yellow sand dust during March 19-22 over the Yellow Sea, 1st Joint Workshop Long-range Transboundary Air Pollut. Northeast Asia, Inchon, 2001.8

Hatakeyama S.: Distribution and transport of SO₂ and aerosols over the East China Sea in the period of 19-22 March 2001, APEX Workshop, Kyoto, 2001.8

畠山史郎, 高見昭憲, 酒巻史郎, 向井人史, 菅田誠治, 坂東 博, 大和政彦: 東シナ海上空での黄砂と大規模大気汚染の観測, 第42回大気環境学会, 北九州, 2001.10

畠山史郎: 東アジアにおける酸性化・広域大気汚染, 第42回大気環境学会, 北九州, 2001.10

Hatakeyama S.: Transport of air pollutants from East Asia -- results of aircraft observations, Symp. Atmos. Compos. Change, Yokohama, 2001.12

畠山史郎: 高見昭憲, 王 瑋: 中国沿岸3地点における大気汚染物質の冬季地上観測, 日本化学会第81春季年会, 東京, 2002.3

畠山史郎: 東アジアからの越境大気汚染ー2つの大規模汚染パターンー, 国立環境研究所・公開シンポジウム, 東京, 2002.6

畠山史郎, 高見昭憲, 王 瑋: 中国における大気汚染物質・エアロゾルの航空機観測, 第19回エアロゾル科学・技術研究討論会, 京都, 2002.8

Hatakeyama S.: Patterns of long-range transport of atmospheric pollutants from East Asia, Int. Workshop Environ. Probl. East Asia, Kyoto, 2002.8

Hatakeyama S.: Transport of Air Pollutants from East Asia --- Results of Aircraft Observations, 9th Natl. Meet. Atmos. Environ., Urumqi, 2002.8

- 畠山史郎, 高見昭憲, 若松伸司, 王 瑋: 中国における大気汚染物質の航空機観測, 第43回大気環境学会, 府中, 2002.9
- 畠山史郎: 山岳地域におけるオゾン, 過酸化物の動態, 第43回大気環境学会, 府中, 2002.9
- Tanimoto H., Hatakeyama S., Takami A., Kita K.: Horizontal and Vertical Distributions of SO₂ Observed During the PEACE Missions, AGU 2002 Fall Meet., San Francisco, 2002.10
- 高見昭憲, 菅田誠治, 酒巻史郎, 向井人史, 坂東 博: 東シナ海上空でのガスおよびエアロゾルの観測と移流パターン, 化学工学会第35回秋季大会, 神戸, 2002.10
- 畠山史郎, 高見昭憲, 王 瑋, 湯 大綱: 中国渤海湾上空における大気汚染物質の航空機観測, 第13回大気化学シンポジウム, 豊川, 2003.1
- 片平菊野, 高見昭憲, 菅田誠治, 北 和之, 畠山史郎: 森林衰退に関連する山岳域の高濃度オゾンと気象条件, 第13回大気化学シンポジウム, 豊川, 2003.1
- 畠山史郎, 高見昭憲: 中国における大気汚染, エアロゾルの航空機観測, 文部科学省科学研究費補助金特定領域研究「東アジアにおけるエアロゾルの大気環境インパクト」平成14年度研究発表会, つくば, 2003.1
- Hatakeyama S.: Aerial observation of atmospheric pollutants over Bohai, China based on a Japan-China cooperative research, 8th Int. Conf. Atmos. Sci. Appl. Air Qual., Tsukuba, 2003.3
- Takami A., Miyoshi T., Wang W., Tang D., Hatakeyama S.: Measurement of gas and particulate matters in China, 8th Int. Conf. Atmos. Sci. Appl. Air Qual., Tsukuba, 2003.3
- Hatakeyama S.: Transport of atmospheric pollutants from East Asia, Awaji Symp. "Space Platform for Water and Climate Observation", Higashiura, 2003.5
- 畠山史郎, 高見昭憲, 王 瑋, 湯 大綱: 中国上海周辺における大気汚染物質の航空機観測, 第9回大気化学討論会, 伊香保, 2003.6
- 畠山史郎, 高見昭憲, 王 瑋: 中国におけるガスとエアロゾルの航空機観測, 第20回エアロゾル科学・技術研究討論会, つくば, 2003.8
- 畠山史郎, 高見昭憲, 長田和雄: 航空機観測によるエアロゾル性状の空間分布測定, 文部科学省科学研究費補助金特定領域研究「東アジアにおけるエアロゾルの大気環境インパクト」平成15年度全体研究会, つくば, 2003.8
- 畠山史郎, 片平菊野, 高見昭憲, 菅田誠治, 北 和之: 奥日光山岳域のオゾン濃度と気象条件, 第44回大気環境学会, 京都, 2003.9
- 畠山史郎, 高見昭憲, 王 瑋, 湯 大綱: 中国上海周辺における大気汚染物質の航空機観測, 第44回大気環境学会, 京都, 2003.9
- Hatakeyama S., Takami A., Wang W., Tang D.: Aircraft observation of gaseous and particulate pollutants over Bohai, China based on an LTP cooperative research, 10th Natl. Meet. Atmos. Environ. China, Nanning, 2003.10
- Hatakeyama S., Takami A., Wang W., Tang D.: Aerial observation of gaseous and particulate pollutants around Shanghai, China, ABC workshop, Tokyo, 2003.12
- 畠山史郎, 高見昭憲, 王 瑋, 湯 大綱: 中国における航空機観測によって測定された大気汚染物質, 第14回大気化学シンポジウム, 豊川, 2004.1
- 畠山史郎, 高見昭憲: 2003年の地上および航空機観測の概要と2002年観測結果の解析, 文部科学省科学研究費補助金特定領域研究「東アジアにおけるエアロゾルの大気環境インパクト」平成15年度シンポジウム, 京都, 2004.1
- 河村公隆, 平賀育代, 持田陸宏, 畠山史郎, 高見昭憲, 中国航空機観測チーム: 航空機観測による中国沿岸域における水溶性ジカルボン酸類の分布, 文部科学省科学研究費補助金特定領域研究「東アジアにおけるエアロゾルの大気環境インパクト」平成15年度シンポジウム, 京都, 2004.1
-

- 畠山史郎, 高見昭憲, 王 瑋: 中国の大規模発生源地域におけるSO₂/NO_x比, 日本化学会第84春季年会, 西宮, 2004.3
- 畠山史郎, 高見昭憲, 向井人史, 三好猛雄, 王 瑋: 中国-東シナ海-沖縄を長距離輸送されるエアロゾルのSO₄²⁻, NO₃⁻, NH₄⁺およびCa²⁺のバランス, 第10回大気化学討論会, 東京, 2004.6
- 畠山史郎: 飛行機を使って中国の大気汚染を探る-酸性雨・地球温暖化とのかかわり-, 平成16年度国立環境研究所公開シンポジウム, 東京, 京都, 2004.6
- Hatakeyama S.: Aerial Observation of Aerosol and Atmospheric Pollutants in East Asia, 16th Int. Conf. Nucleation Atmos. Aerosols, Kyoto, 2004.7
- Takami A., Wang W., Tang D., Hatakeyama S.: Ground Observations of Gas and Aerosols in China and East Asia, 16th Int. Conf. Nucleation Atmos. Aerosols, Kyoto, 2004.7
- 畠山史郎, 高見昭憲, 向井人史, 王 瑋: 航空機観測で得られたエアロゾル化学成分間の相関, 第21回エアロゾル科学・技術研究討論会, 札幌, 2004.8
- Hatakeyama S., Takami A., Wang W., Tang D.: Aerial Observations of Atmospheric Pollutants in China, 8th Int. Global Atmos. Chem. Conf., Christchurch, 2004.9
- 畠山史郎, 高見昭憲, 王 瑋, 湯 大綱: 航空機観測による中国および東シナ海上のエアロゾル化学成分観測, 2004年度日本地球化学会第51回年会, 静岡, 2004.9
- 畠山史郎, 高見昭憲, 王 瑋: 中国における航空機観測とエアロゾル, 第45回大気環境学会, 秋田, 2004.10
- 畠山史郎: 中国や日本周辺における航空機観測による大気エアロゾルとその輸送・変質, エアロゾルシンポジウム「最新のエアロゾル・微粒子計測技術と環境・材料・医療分野への展開」, 東京, 2004.11
- Hatakeyama S.: Transport and transformation of atmospheric pollutants in East Asia - Aerial and ground based observations in China and in the East China Sea, Int. Conf. Environ. Ecol. Pollut. (Greentech 2005), Tiruvannamalai, India, 2005.1
- Hatakeyama S.: SO₄/HN₄ ratio of aerosols in China and sulfate formation during the long-range transport of pollutants from the East Asia, 2nd Earth Care Workshop, Tokyo, 2005.3
- 畠山史郎, 高見昭憲, 王 瑋: 中国中央部内陸上空における大気汚染物質の航空機観測, 日本化学会第85春季年会, 横浜, 2005.3
- 畠山史郎: アジア地域のバックグラウンド大気の変化と日本への影響-中国における航空機観測と日光白根山における観測から-, 学術会議・農業環境工学研究連絡委員会 小委員会シンポジウム, 東京, 2005.4
- Hatakeyama S.: Atmospheric pollutants observed by aerial observation experiments around mega-cities in China, 1st Int. Symp. China, Korea Jpn. Meteorol. Soc. ----- Atmos. Sci. East Asia -----, Tokyo, 2005.5
- Prestbo E., Jaffe D., Weiss-Penzias P., Swartzendruber P., Kato S., Kajii Y., Takami A., Hatakeyama S.: Observations of atmospheric mercury species outflow from asia at Cape Hedo, Okinawa and Mt. Bachelor, USA, Int. Conf. Heavy Metals Environ., Rio de Janeiro, 2005.6
- 河村公隆, 渡辺智美, 持田陸宏, 畠山史郎, 高見昭憲, 中国航空機観測チーム: 航空機観測による中国大陸上空の水溶性有機エアロゾル: 2003年夏における低分子ジカルボン酸類の分布の特徴, 第11回大気化学討論会, 奈良, 2005.6
- 畠山史郎, 高見昭憲, 田中友里愛, 鈴木涼太, 王 瑋: SO₄/NH₄の水平および垂直分布, 第11回大気化学討論会, 奈良, 2005.6
- Hatakeyama S., Takayama S., Katahira K., Kita K.: Urban ozone and East Asian back-ground ozone measured in Oku-Nikko mountainous area near Tokyo, Asia Oceania Geosci. Soc. 2nd Annu. Meet., Singapore, 2005.6
- 畠山史郎, 高見昭憲, 王 瑋: 航空機による中国内陸部上空の大気汚染物質・エアロゾルの観測, 第22回エアロゾル科学・技術研究討論会, 堺, 2005.7
-

Hatakeyama S., Takami A., Wang W., Tang D.: Aerial observations of atmospheric pollutants in China, IAMAS 2005, Beijing, 2005.8

Kawamura K., Watanabe T., Mochida M., Hatakeyama S., Takami A., Wang W.: Aircraft observations of water-soluble dicarboxylic acids and related compounds in the aerosols over coastal to inland China, IAMAS 2005, Beijing, 2005.8

Hatakeyama S.: Spatial distribution of atmospheric aerosols in East Asia, Int. Symp. Atmos. Environ. Impacts of Aerosols in East Asia, Kyoto, 2005.9

Kawamura K., Watanabe T., Mochida M., Hatakeyama S., Takami A., Wang W.: Aircraft observations of water-soluble dicarboxylic acids and related compounds in the aerosols over coastal to inland China: campaign of 2003 summer, Int. Symp. Atmos. Environ. Impacts of Aerosols in East Asia, Kyoto, 2005.9

Hatakeyama S., Takami A., Sato K., Inomata S., Zhang D., Kawamura K., Wang W.: Aerial observations of aerosols and atmospheric pollutants over China, Int. Symp. Atmos. Environ. Impacts of Aerosols in East Asia, Kyoto, 2005.9

畠山史郎, 高見昭憲, 三好猛雄, 王 瑋: 東アジアから東シナ海・沖縄に輸送される大気汚染物質・エアロゾルの観測, 日本地球化学会第52回年会, 沖縄県西原町, 2005.9

畠山史郎, 高見昭憲, 片平菊野, 高山 悟, 北 和之: 夏季～秋季の日光白根山におけるオゾンの観測 (2002年と2004年の比較), 日本気象学会2005年度秋季大会, 神戸, 2005.11

北 和之, 瀬戸崇史, 近藤 豊, 竹川暢之, 宮崎雄三, 小池 真, 畠山史郎: 東アジアから輸送された汚染気塊中における微小エアロゾル無機成分の変化, 日本気象学会2005年度秋季大会, 神戸, 2005.11

北 和之, 瀬戸崇史, 近藤 豊, 畠山史郎: 東アジア汚染気塊の輸送中の無機エアロゾル組成の変化, 第16回大気化学シンポジウム, 豊川, 2006.1

甲斐沼美紀子: 温暖化防止に向けてのアジア地域の対策について, 第2 環境制御工学専攻国際シンポジウム－変動する環境とその制御技術－, さいたま, 2006.1.

清水 厚, 杉本伸夫, 松井一郎, 荒生公雄, 陳 岩, 周 軍: 東アジアにおけるライダーネットワークによるエアロゾル観測, 第22回レーザーセンシングシンポジウム, 長野, 2003.5

Shimizu A., Sugimoto N., Matsui I.: Observations of aerosols and clouds with Mie-lidar network: Int. Radiat. Symp., Pusan, 2004.8

Sugimoto N., Shimizu A., Matsui I., Dong X., Zhao S., Zhou J., Lee C.-H., Uno I.: Lidar network for observing Asian dust and air-pollution aerosols: Int. Symp. Sand Dust Storm, Beijing, 2004.9

Sugimoto N., Shimizu A., Matsui I., Dong X., Zhao S., Zhou J., Uno I.: Observation of Asian dust and air pollution aerosols with a network of polarization lidars: China-Jpn. Jt. Symp. Environ. Chem., Beijing, 2004.10

Sugimoto N., Shimizu A., Matsui I., Dong X., Zhao S., Zhou J., Lee C.-H., Uno I.: Network observations of Asian dust and air pollution aerosols using polarization lidars, 4th ADEC Workshop - Aeolian Dust Exp. Clim. Impact -, Nagasaki, 2005.1

Sugimoto N., Matsui I., Shimizu A., Kamei A., Lee C.-H., Dong X., Zhou J.: Observation of Asian aerosols using a network of two-wavelength dual-polarization lidars: Earth CARE Workshop, Tokyo, 2005.3

Sugimoto N., Shimizu A., Matsui I., Kamei A., Tatarov B., Dong X., Bai X., Zhou J., Lee C.-H., Uno I., Satake S.: Network observations of transport of Asian dust using polarization lidars: analysis of dust events in the spring 2005, 3rd Int. Workshop Sandstorm Assoc. Dustfall, Hohhot, 2005.8

Sugimoto N., Shimizu A., Matsui I., Uno I., Dong X., Zhou J.: Network observations of Asian aerosols using two-wavelength polarization lidars, IAMAS 2005, Beijing, 2005.8

杉本伸夫, 松井一郎, 清水 厚, 亀井秋秀, Tatarov B., Lee C.-H., 董 旭輝, 周 軍: 偏光ライダーによる黄砂と大気汚染エアロゾルのネットワーク観測, 第24回レーザーセンシングシンポジウム, 鴨川, 2005.9

Sugimoto N., Shimizu A., Matsui I., Kamei A., Tatarov B., Dong X., Zhou J., Lee C.-H.: Network observation of Asian dust and air-pollution aerosols using two-wavelength polarization lidar, 6th Asian Lidar Network Meet., Gwangju, 2005.9

Sugimoto N., Shimizu A., Matsui I., Kamei A., Tatarov B., Park C.-B., Kim S.-W., Yoon S.-C., Lee C.-H., Dong X., Zhou J.: Lidar inter comparison and network observation of Asian Aerosols using polarization lidars, 2nd Data Workshop Atmos. Brown Cloud (ABC) East Asian Regi. Exp. 2005, Seoul, 2005.10

Sugata S.: Application of CMAQ to East Asia using RAMS meteorological data, 1st PEACE workshop, Tokyo, 2001.8

高野松美, 菅田誠治, 木村富士男: 中国地方における光科学大気汚染物質の変動特性 (ポスター), 日本気象学会2001年度秋季大会, 岐阜, 2001.10

大田宏和, 菅田誠治, 木村富士男: 関東地方における二酸化窒素の高濃度汚染に関する研究, 日本気象学会2001年度秋季大会, 岐阜, 2001.10

Sugata S.: Seasonal simulation of the air quality in East Asia using CMAQ, 25th NATO/CCMS Int. Tec. Meet. air pollut. modelling appl., Louvain-la-Neuve (Belgium), 2001.10

菅田誠治: 大気質モデルによる大陸スケールの物質動態の解析について, 黄砂・砂塵嵐ワークショップ, 北京, 2001.12

菅田誠治: 大気質シミュレーションを行うための数値モデリングシステムの導入について, 国立環境研究所C型共同研究「西日本及び日本海側を中心とした地域における光化学オキシダント濃度等の経年変動に関する研究」研究発表会, つくば, 2002.2

Sugata S.: Intermittent transboundary transport of sulfate aerosol and the passage of synoptic-scale pressure systems over East Asia in winter, Int. Workshop Next-Generation Climate Model, Awaji (Hyogo), 2002.3

菅田誠治, 若松伸司, 長谷川就一, 小林伸治, 板野泰之, 大原利眞, 守屋 岳: 都市域での大気汚染と気象の立体分布観測 (5) 一大阪地域の数値モデル解析一, 第43回大気環境学会年会, 府中, 2002.9

中村和正, 若松伸司, 菅田誠治, 木村富士男: 関東地方及び福島県・山梨県における光化学オキシダント日最高値出現頻度解析, 第44回大気環境学会年会, 京都, 2003.9

中村和正, 若松伸司, 菅田誠治, 木村富士男: 関東地方及び福島県・山梨県における光化学オキシダント日最高値出現頻度解析, 日本地理学会2003年度秋季学術大会, 岡山, 2003.10

中村和正, 若松伸司, 菅田誠治, 木村富士男: 関東地方及び福島県・山梨県における光化学オキシダント日最高値出現頻度の経年変動解析, 日本気象学会2003年度秋季大会, 仙台, 2003.10

Sugata S., Ohara T., Wakamatsu S., Kurokawa J., Ikeuchi I.: Forecast and reanalysis system for urban air quality in Japan with CMAQ and RAMS, 4th Annu. CMAS Models-3 users' Conf., Chapel Hill/NC/USA, 26-28, 2005.9

菅田誠治: 領域モデルを用いた大気質予報の現状と問題点, 第16回大気化学シンポジウム, 豊川, 2006.1

REPORT OF SPECIAL RESEARCH FROM
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN

国立環境研究所特別研究報告
SR-65-2006

平成18年 12月28日発行

編 集 国立環境研究所 編集委員会

発 行 独立行政法人 国立環境研究所

〒305-8506 茨城県つくば市小野川16番2
電話 029-850-2343 (ダイヤルイン)

印 刷 株式会社コームラ

〒501-2517 岐阜市三輪プリントピア3

Published by the National Institute for Environmental Studies
16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305-8506 Japan
December 2006

無断転載を禁じます

