

19. 中国のエアロゾル濃度分布と排出源寄与率—全球化学輸送モデルによる推定

Predicted aerosol concentration over China and relative contribution of various sources to it

—Evaluation by global chemical transport model—

北田敏廣^{*}、白川 夢^{*}、我谷 薫^{*}、倉田学児^{*}、山本浩平^{**}

T. KITADA^{*}, Y. SHIRAKAWA^{*}, K. WAGATANI^{*}, G. KURATA^{*}, K. YAMAMOTO^{**}

ABSTRACT ; Effect of aerosol particles on global warming, i.e. mainly cooling and, in certain situations, warming, is considered roughly in two aspects of “direct” and “indirect” influence on radiation balance in the atmosphere. Because of not simple relationships among nature of aerosol particle, such as size, chemical composition, etc., cloud microphysics, and atmospheric dynamical field, “correct” quantitative evaluation of the “indirect” effect is, in particular, difficult, and its result tends to have large uncertainty. To reduce this uncertainty partially, we are developing AGCTM (Aerosol Global scale Chemical Transport Model) which can explicitly describe source-receptor relations on various chemical species forming aerosol particles. By using the model, we have performed numerical simulation of transport/chemistry/deposition of aerosols and other chemical species during 20 Feb to 31 Mar in 2001 on the occasion of TRACE-P campaign. Performance of our AGCTM has been evaluated mainly by comparing the calculation results with TSP (Total Suspended Particulates) concentration at various observation sites all over China.

KEYWORDS ; Global aerosol model, SPM, soil dust, black carbon, organic carbon, East Asia, TRACE-P

1. はじめに

エアロゾル粒子には、地球の温暖化に対して抑制の効果があると認識されているが、その定量的評価には、大きな不確定性がある。その一つの原因は、エアロゾル粒子の粒径・組成・混合状態の違いによる、(1)太陽放射に対する“直接効果”の違い、(2)凝結核としての作用(能力)の違いに基づく雲生成の違い(放射に対する“間接効果”)にある。本研究は、上記の研究の基礎とするため、人為、自然の各種の排出源のこれらのエアロゾルの組成に対する寄与を、東アジアを主対象に、全球スケールの中で明らかにすることを目的とする。

本報告では、特に、2001年2-4月にかけておこなわれた TRACE-P 観測の期間に合わせて全球の化学輸送計算を行い全球エアロゾルモデル 3.4.5)のパフォーマンスを検討した。北京、上海、ウルムチ、ラサ、太原、西安、合肥、昆明、アモイ、ハルビンなど中国国内の多数の地上観測点での TSP 濃度と計算エアロゾル濃度を比較検討した。また、計算による組成推定を行った。人為の燃焼起源物質については、排出源に季節性を仮定した。

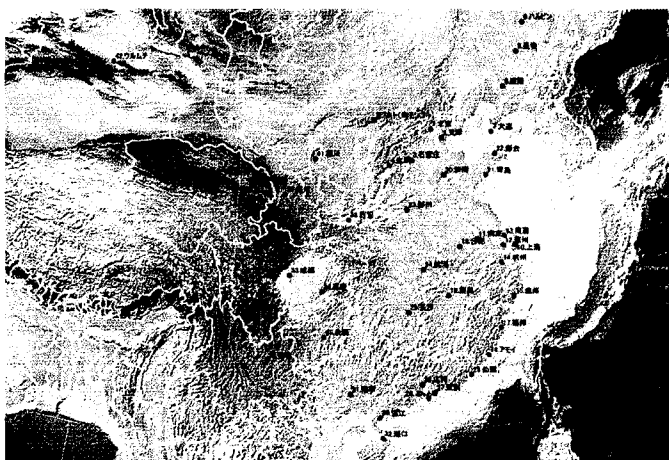


Fig.1. 中国の TSP 等観測点

2. 全球化学輸送計算

全球輸送計算は、2001年2月20日 00Z—3

^{*}豊橋技術科学大学 エコロジー工学系 Department of Ecological Engineering, Toyohashi University of Technology, Japan.

^{**}京都大学大学院エネルギー科学研究科 Graduate School of Energy Sciences, Kyoto University, Japan

月 31 日 10Z まで行った。流れ場は ECMWF の $2.5^\circ \times 2.5^\circ$ 、鉛直 23 層（上端 10hPa）である。輸送化学種は 30、化学反応（97 化学反応；ラジカル種については定常状態近似を適用）、移流拡散、乾性・湿性沈着等を含む。タイムステップは輸送 30 分、化学反応 12 秒である。

3. 排出源

(1) 人為排出源

Fig.2 は年平均の NO_x 排出源分布(EDGAR)を示す。人為排出量は燃料使用量が冬季に増えるため大きな変動幅を示す。たとえば、Fig. 3 は年平均月使用量を 1 とした場合の灯油等の月別変動の例を示す。冬季の係数としては、札幌、東京、全国平均等いずれも大差がないことが知られる。Fig.4 は 2 月の日平均気温(Fig. 5)とこれら燃料使用の月間変動を考慮して推定した 2 月の排出係数の例を示す。

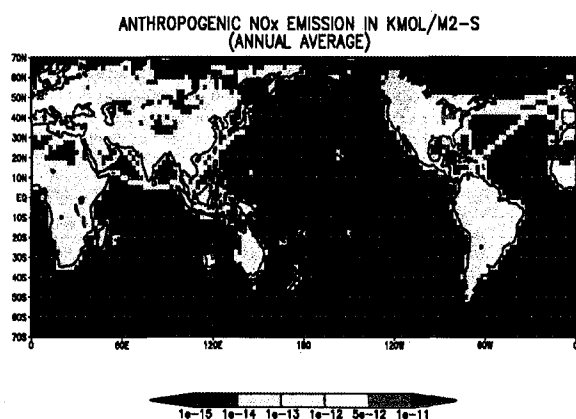


Fig. 2 燃焼による NO_x 排出量
($\text{kmol/m}^2/\text{s}$)

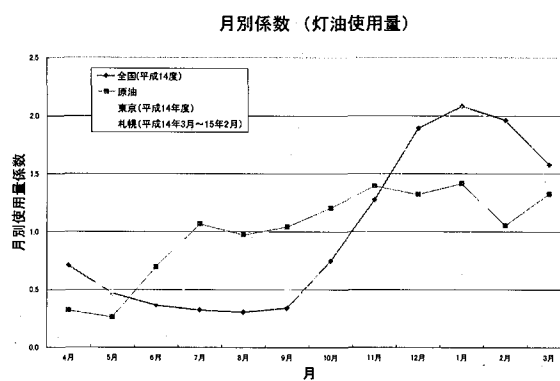


Fig. 3 日本における灯油等燃料使用量月 (EDGAR 年平均)
別指数 (年平均を 1 で表す)

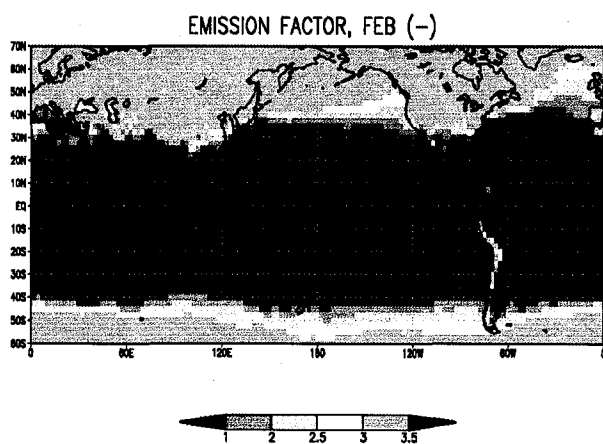


Fig. 4 2 月の燃料使用指数分布

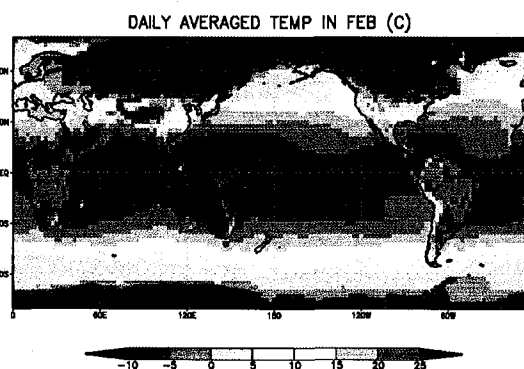


Fig. 5 2001 年 2 月の平均気温分布

(2) バイオマス火災による排出源

衛星によるファイアスポットの観測データ(Fig. 6)を用いてバイオマス火災による大気化学物質の排出源分布を 3 日単位で推定した。格子面積あたりのファイアスポット数をカウントし、排出源強度分布を求めた。EDGAR および GEIA の地球全体推定排出量をファイアスポット数密度に応じて分配した。

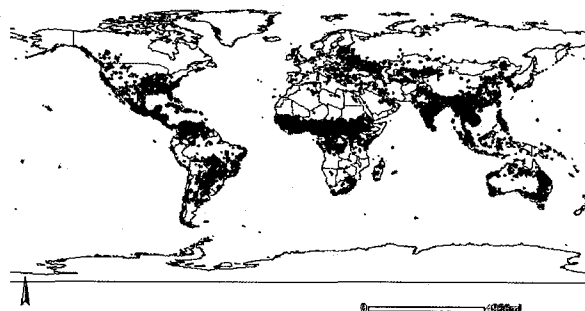


Fig. 6 Global fire map in Mar., 2001 by Web Fire Mapper.

(3) 土壌粒子の排出フラックスの推定

土壌粒子の排出フラックスについては、いくつかのモデルが提案されており¹⁾、いずれも摩擦速度、土壌の状態（土壌粒子の粒子径分布、土壌水分など）等が関与するファクターとして取り上げられている。ただ、大気輸送モデルにサブモジュールとして導入するとき、これらのファクターはモデルの格子長にも依存せざるを得ず、したがって、モジュールに含まれる係数は経験的（あるいは、結果を観測と適合させるための）パラメーターの要素を持たざるを得ないと考えられる。常用される u_* に関する 4 乗モジュール、および Shao²⁾に引用されている土壌フラックス観測データにフィットさせた 3.75 乗のモジュールをテストした。いずれも臨界摩擦速度は、仮に土壌によらず 0.25 m/s と仮定した。

2. TRACE-P 観測時の全球化学輸送計算：中国各地のエアロゾル濃度比較

(1) 2001 年 3 月

中国域で、2001 年 3 月に 2 度の高濃度エピソードのあったことが知られている。3 月 1-8 日と同 20-22 日を中心とする数日である。Fig. 7 は同期間の北京などの中国北部・東北部都市（上段）と上海などの東部都市（下段）の汚染物質濃度の変化であるが、この状況を明確に示す。ただし、3 月 20-22 日を中心とした両地域の高濃度は、この間の流れ場（Fig.8）からもわかるようにその理由が異なる。

(2) 3 月 20 日前後の高濃度因

上海付近では 18-21 日まで連続して気圧傾度が小さく（南に高、北に低気圧）、Fig. 7 下段図の高濃度は、三日分の人為汚染物質の滞留により形成されたと考えられる。一方、すでに多くの報告があるように、北京等の北部の諸都市では、北方に中心を持つ強い低気圧に伴う強風から 20 日に発生した土壌粒子の巻上げが主因となり高濃度となったと言える(Fig. 8)。

3 月 20 日—23 日までの流れ場は、50N, 130E に中心を持つこの低気圧の東への移動と上海付近の弱風域を示している（Fig. 8）。

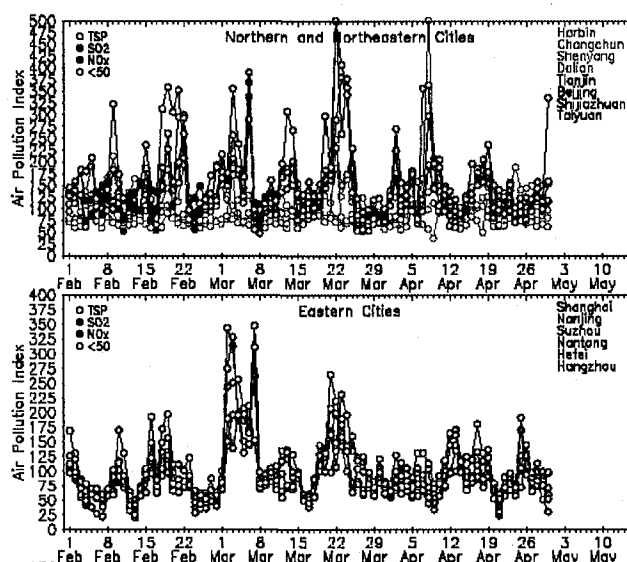


Fig. 7 北京等中国北部・東北部都市（上段）、上海等東部都市（下段）の 2001 年 2 月—5 月大気汚染濃度変化（Zhongguo Huanbaoju Wang, 2001-TRACE-P web site より）。

(3) 全球化学計算と中国の観測点での比較

Fig. 9(a), (b) はそれぞれ北京、上海での観測 TSP と計算 SPM の比較を示す。図中、ピンクないしライトブルーが観測の TSP を表し、ブラウン (SPMR) が土壌粒子を含めた全粒子の計算値を示す。また、All Anthropogenic が全粒子のうちの人為起源分を示す。北京については、ピークの時期はかなり良く追従しているがピーク時の絶対値が過大評価となっている。また、3 月 22-24 日の高濃度時には逆に過少評価。超高濃度イベントのほとんどが、土壌粒子の寄与によることが推測される(Fig. 9(a))。すなわち、褐色と群青色の線の差が土壌粒子成分濃度を表す。

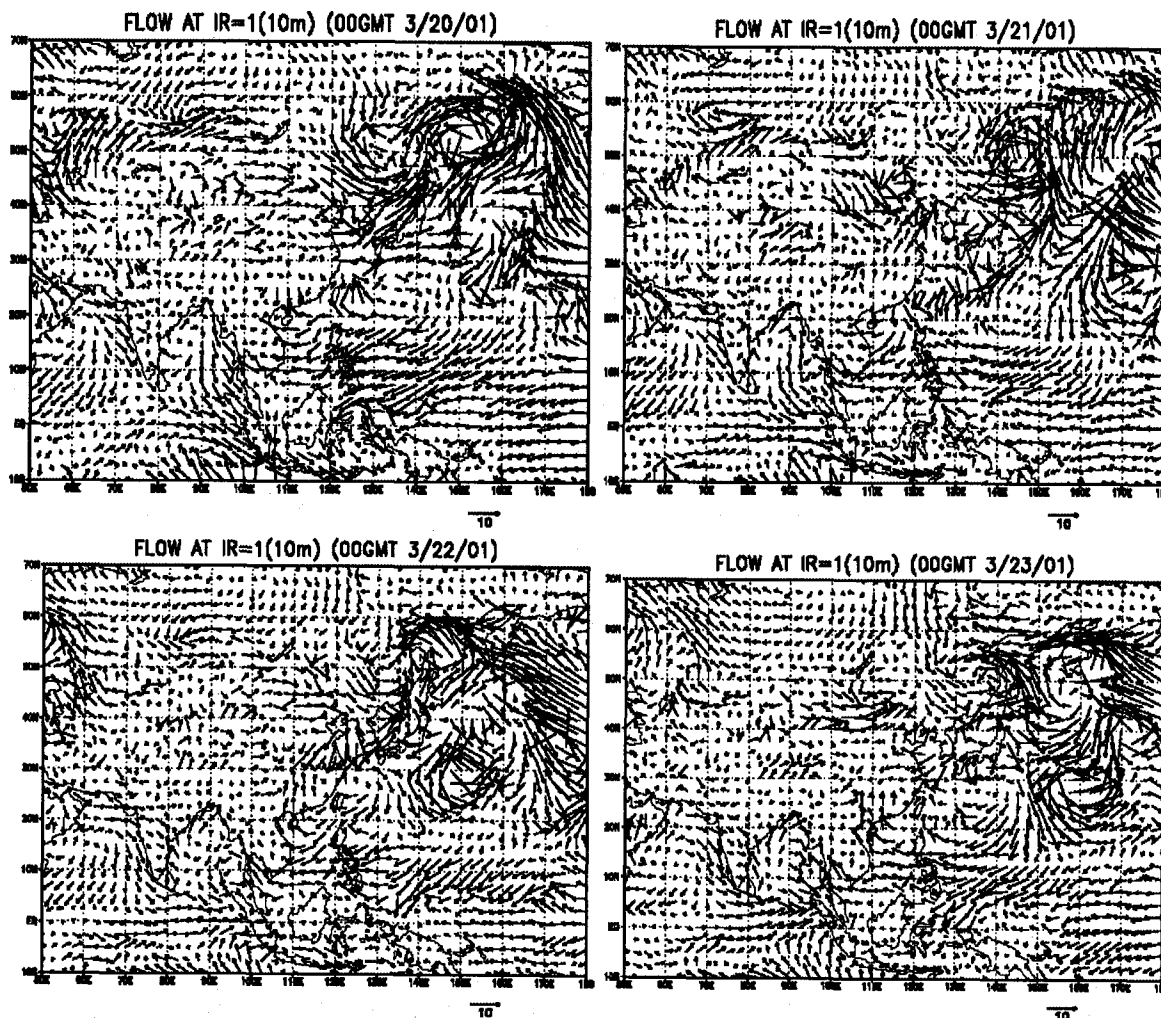


Fig. 8. 2001 年 3 月 20-23 日の地上流れ場.

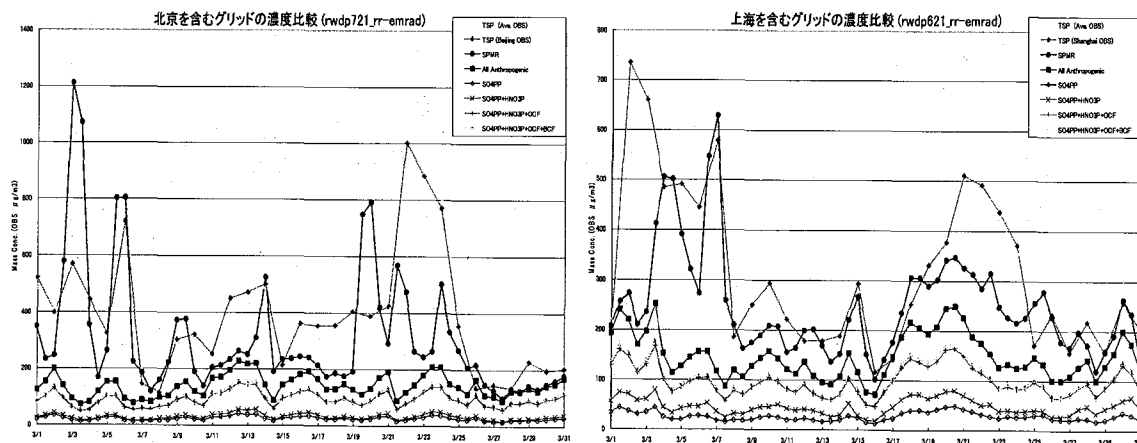


Fig. 9. 2001 年 3 月 1-31 日の微小粒子状物質の観測値(TSP、ピンク及び水色)と計算値(全粒子:粒子径 $20 \mu\text{m}$ 以下:褐色; 濃青:SO₄,NO₃,BC,OC 等の和) の比較 : (a)北京、(b)上海.

一方、上海の場合は、3 月 3-7 日の超高濃度には土壌粒子の寄与が大きいことが推測できるが、3 月 19-22 日の高濃度にはむしろ人為起源粒子の影響が強く、イベント後半の 23, 24 日になって土壌粒子さらに (Fig. 8(d)に現れている 23 日の流れ場から見て) 海洋起源粒子の影響が推測される。この後半部分のピーク値が観測に比べて、やや低く、海洋起源粒子のモデルへの導入の必要性を示唆する。

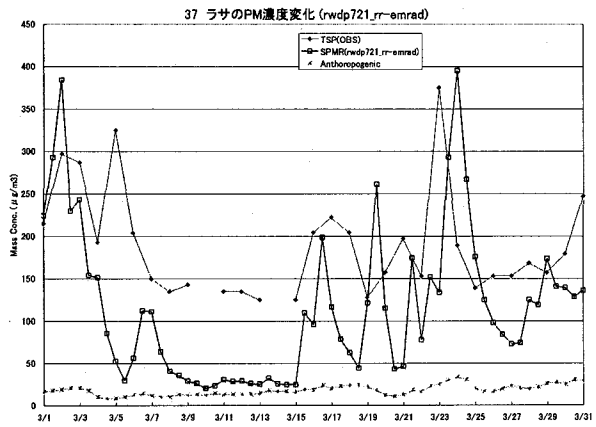
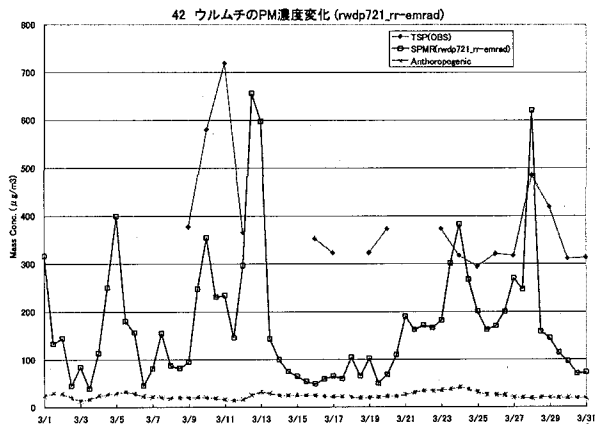


Fig. 10 TSP (Total Suspended Particulate)観測値 (ピンク及び水色) と計算値 (青色：全粒子、うぐいす色：SO₄, NO₃, BC, OC 等の寄与分)

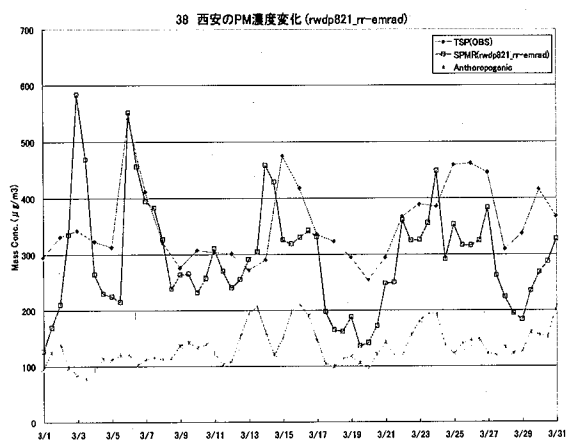
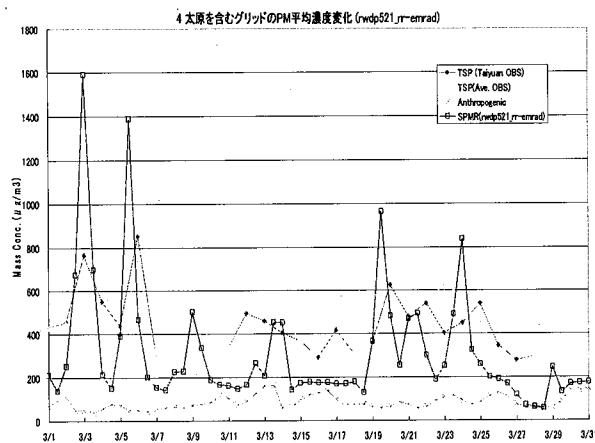


Fig. 10(c) 太原(Taiyuan)

Fig. 10(d) 西安

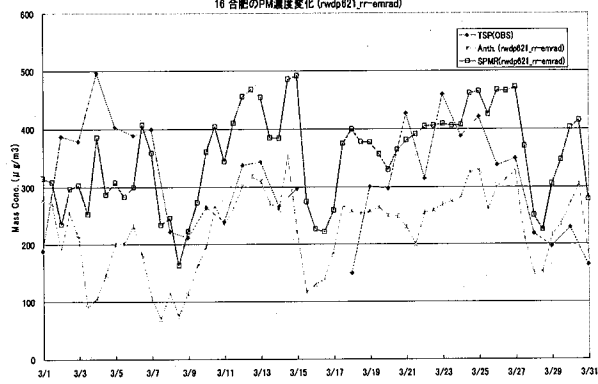
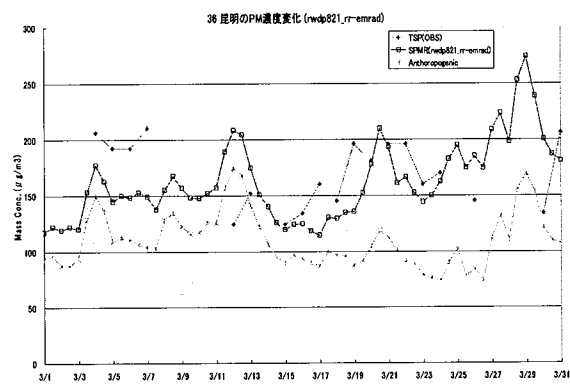


Fig. 10(e) 昆明

Fig. 10(f) 合肥

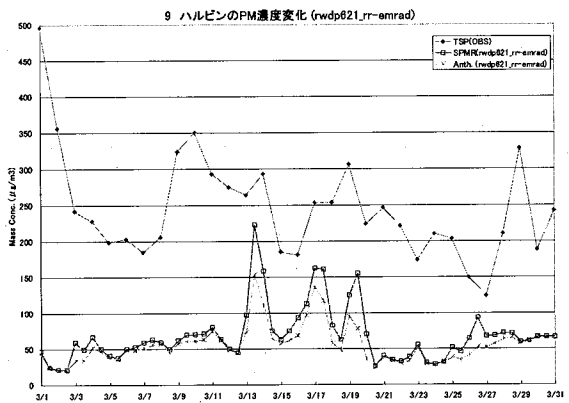
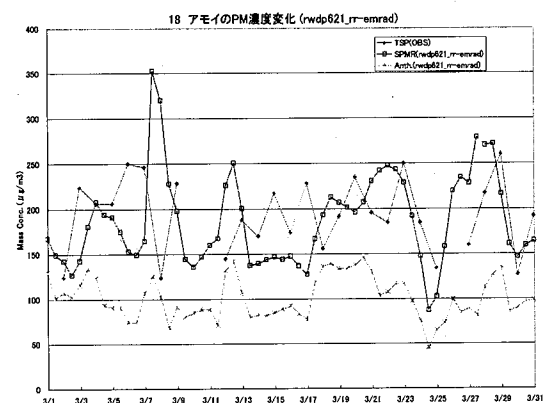


Fig. 10(g) アモイ

Fig. 10(h) ハルビン

モデルのエアロゾル粒子分布の再現性を広域に見るために、Fig. 10(a)-(h)に、西はウルムチ、ラサ、南は昆明、沿岸部のアモイ、土壤粒子の発生源に近い太原、西安、さらに北のハルビン等について、TSP 観測値（ピンク及び水色）と計算全粒子（青色）および其内の SO₄, NO₃, BC, OC 等寄与分（ほぼ人為起源粒子；ただし、バイオマス火災、火山排出、植生起源の OC を含む）を比較した。

これらの図から、（１）ウルムチ、ラサは欠測も多く、詳細な比較はできないが、ほぼ再現できている。（２）土壤粒子の排出源に近い太原は、ピーク等タイミングは良いが過大評価である。（３）西安は、ほぼ良い。（４）昆明は、３月後半のフェーズは大体良い。（５）合肥、アモイもほぼ観測値の時間変動に追随している。合肥は３月半ばでやや過大評価の傾向を示す。アモイも台湾海峡に面した沿岸都市であり、海洋起源粒子を考慮する必要がある。（６）ハルビンは過小評価である。計算結果は、土壤粒子がほとんどなくおおむね人為起源粒子であることを推定している。実際、ハルビンには黄砂がほとんど見られなかったことを中国のデータは示している。したがって、冬季の燃料使用の過小評価、ローカルなバイオマス燃焼等を考える必要があるかもしれない。

6. 全球エアロゾルモデルの総括

筆者の現況モデルについて、中国の地上観測を利用して広域の評価を行った。その結果、現状の格子長（2.5x2.5 度）の下での全球モデルとしては、ほぼ妥当な結果をあたえていると考える。一方、再現できているところ、そうでない所もかなり明確になった。今後、土壤粒子の粒径別発生比率の見直し、海洋起源粒子の導入、バイオマス燃焼等の検討が必要と考えられる。また、局所的には、ハルビン、長春、瀋陽等の中国東北部の再現性が良くなく検討を要する。

謝辞

この研究は、科学研究費14048211の補助を受けて行った。

参考文献

- 1) Shao, Y. (2000) *Physics and Modelling of Wind Erosion*, Kluwer Academic Publishers, 393p.
- 2) Gillette, D.A., and R. Passi (1988). Modeling dust emission caused by wind erosion, *J. Geophys. Res.*, **93**, 14233-14242.
- 3) 北田敏廣 (1979) 大気汚染物質の光化学反応のモデル化とシミュレーションに関する研究、京都大学学位論文、407 頁.
- 4) Kitada, T., and Nishizawa, M. (1998) Modeling study of the long range transport of acidic pollutants over East Asia and the west Pacific Ocean: Sensitivity of acid deposition to scavenging model parameters and emission source distribution. *J. Global Environment Engineering*, **4**, 1-29.
- 5) Kitada, T., Nishizawa, M., Kurata, G., and Kondo, Y. (2001) Numerical simulation of the transport of biomass burning emissions in Southeast Asia –September and October, 1994. *J. Global Environment Engineering*, **7**, 79-99.