

大気汚染気象の動向とその背景*

河 村 武**

1. ま え が き

近年、環境問題が多く分野でクローズアップされてきた。気象学も例外ではなく、従来、都市などの局地的な高濃度汚染地域を対象としてきた大気汚染気象学 (air pollution meteorology) の調査研究が進み、それに基づいて大気汚染防止対策が行なわれるようになってきた。それと同時に地球大気全体の汚染が進行しているという観測事実に立脚して、それが将来地球の気候変化を惹き起こす可能性についての研究が行なわれるようになった。

元来、大気汚染問題は、学際的研究 (multidisciplinary study) であって、気象学だけで片付く問題ではない。本報ではこのような観点から、狭義の大気汚染気象学の分野を解説するよりも、関連分野を含めてやや広く、最近の動向を捉えてみたい。とはいっても、大気汚染の関連分野は広く、限られた紙面にその全体を盛ることは、筆者の能力ではとうてい不可能である。個人的な主観で読者の興味を惹きそうな問題を選んでまとめることにした。

2. 地球上の大気汚染質の排出

近年、地球大気に含まれる炭酸ガスの量が一年に 0.2%、0.7ppm ずつ増加し、西暦2000年には 379 ppm に達するであろうと推定されている (Wilson 1970)。これは今世紀はじめの含有量に対して約20%の増加となる。また各地で大気混濁度が増加し、日射量に影響を与えていることも報告されている (Yamamoto et al., 1971)。これが人工的な原因による大気中のエアロゾルの増加に基因することは明らかで、大気汚染によってそう遠くない

い将来、気候変化が招来されるだろうと推論される有力な論拠の一つとなっている。このような点についてはすでに邦文でも総合報告 (たとえば根本 1971) が出ているので、ここでは省略をする。

ところで、このような地球大気の汚染が、科学技術の進歩により莫大な量の石炭や石油などのいわゆる化石燃料を消費することによって惹き起こされたことは明らかであり、今後、消費量が増加すればますます汚染が進む運命にある。全地球的なバックグラウンドの大気汚染のモニタリング観測網を急いで展開することが WMO 執行委員会で決議され、国連人間環境会議で勧告されているのは、当然のことである。そこで化石燃料の消費量の増加が避けられないものであるとすれば、汚染質の排出を規制することが必要で、今年9月下旬に開かれる OECD の AMSG 東京会議 (河村, 1972 d) で、脱硫技術が主要議題の一つとなっているのはそのあらわれであろう。

では現在、地球全体の汚染質の排出量はどの程度であろうか。この見積りはかなりむずかしく、使用した資料により多少の差が出るのは止むを得ないが、第1表に、国連人間環境会議事務局がまとめたものを主として挙げ、これに必要な部分を他の資料から補足することにした。このほかにも、工場や自動車などの汚染源から大気中へ放出される物質には、ふっ素や鉛、カドミウムなどの重金属、放射性物質など多くのものがある。

汚染質について余り多くの紙面を費すことは本報の目的から外れるので、概略をまとめて第1表に記載した。大気中に放出される気体の汚染質と汚染粒子は、天然のもの人間活動によるものを合わせて、毎年数百万トンに及んでいる。表の備考欄および地球大気への排出の内訳からもうかがえるとおり、これらの汚染質のうちで、

* Recent Trend and Outlook of Meteorological Problem on Air Pollution

** T. Kawamura: 気象庁予報誌
—1972年8月20日受理—

第1表 大気汚染物質の概要

汚染物質	主要汚染源	環境中の分布と大気中の残留期間	概略の濃度	関連化学と環境相互作用	人体への影響	環境への影響	備考
炭酸ガス CO ₂	化石燃料の燃焼(燃料、暖房、運輸) 地球全体での推定排出量 1.5×10 ¹³ kg/年	地球大気(海洋) 4年	バックグラウンド 320ppm 増加の割合 0.7ppm/年	a. 生物界がCO ₂ の収支バランスをとる。 b. 大気との間に交換される総量は大気中の総量の5～8倍	地球の気候を変化させることによる間接的な影響だけ	地球表面の気温を上昇させる可能性(長期変化)	大気の正常な組成は植物の生活地球全体の総発生量8.5×10 ¹³ kg/年うち20%が人間活動が原因。
一酸化炭素 CO	化石燃料の不完全燃焼(自動車、工場、ごみの焼却、山火事) 地球全体の推定排出量 2.5×10 ¹¹ kg/年	大気(局地的/地方的) 3年	バックグラウンド 0.1ppm。局地的条件によって著しい差がある。交通量の激しい道路に面した地点では最大20～120ppm 都市大気中の平均濃度 1～10ppm以下	下層大気中でゆっくり酸化される。一酸化炭素は本質的に安定な化学物質である。都市大気中に含まれる他の物質と反応しない。	a. 血液中で一酸化炭素へモロロビンを作る。 b. 喫煙が自動車の排気ガスより人体に影響する。	100ppm以下(1～3週間の間)では高過植物に被害はない。	a. 若干の天然の汚染源(地球物理的および動物学的)が考慮されるが、地球全体の収支への影響は小さい。 b. 人間や動物による少量が作られる。
亜硫酸ガス SO ₂	燃料中に含まれる際においだが、工業生産に伴い発生。地球全体における推定発生量 1.5×10 ¹¹ kg/年	大気(局地的/地方的) 4日	都市の汚染地域における大気中の年平均濃度は 0.1～0.15ppm バックグラウンド 0.2ppb	a. 燃料に含まれる硫黄の熱的酸化により、SO ₂ と硫酸ミストや硫酸粒子が生成される。 b. SO ₂ や硫酸粒子が酸化されて硫酸化硫酸ミストとなり硫酸化硫酸粒子を形成する。	大気汚染粒子(煙)と結晶を起して、呼吸器障害を起し、悪化させた。	a. 慢性植物障害(硫酸ミスト、硫酸塩)に伴う物質の破壊(大部分は硫酸)。 d. 湖沼や土壌の酸性	火山ガスなどの天然の汚染源からの排出量が大气中のSO ₂ の総量の約20%を占める。
浮遊微粒子	燃料の燃焼による火力発電、工業燃料、焼却、自動車、その他の交通機関(焼畑、山火事)地球全体の推定排出量 2×10 ¹⁰ kg/年	大気(局地的/地方的) 粒径より異なる	都市域における年平均濃度 40～400µg/m ³ 降下量は10t/km ² /月 ばいじん量は都市域で高濃度汚染地域は10t/km ² /月	化学的には多種の物質に因る。	SO ₂ のようにながら汚染物質と含有物質の組成による。	a. 直達日射量と視程の減少、雲量および霧日数の増加(この現象は気候の影響を与える) b. 物質に対する被害と汚染 c. 地球表面気温の低下の可能性(長波長放射)	天然の汚染源(砂嵐、砂漠、火山噴火、海水の飛沫の蒸発(海塩核)、成層圏内のばいじんは主として天然のもの)

<p>窒素酸化物 NO_x</p>	<p>高温により大気中の窒素の酸化(内燃機関, 工場, 森林火災, 地球全体の推進を含む燃焼によるもの) 5.3×10¹⁰kg/年</p>	<p>大気(局地的) 5日 (NO) (NO₂) 1~3年 (N₂O)</p>	<p>通常0.1ppm以下, 交通量がとくに多いところでは局地的に1ppm以上, 顕著な日変化をする。パップラウウンド。1ppb (NO, NO₂) 0.25 ppm (N₂O)</p>	<p>NO_xはNOとNO₂を合わせたものを総称し、NOは酸化窒素、NO₂は酸化窒素の主要な酸化物質として知られている。NOは酸化窒素の主要な酸化物質として知られている。NOは酸化窒素の主要な酸化物質として知られている。</p>	<p>通常の濃度では何らの影響なし、新生児の急性呼吸器疾患、気管支炎の増加</p>	<p>a. 都市大気中の茶色。植物は急性の被害を生じて見出し、大気中の濃度は近づくにつれて、大工場の森林が局地的に被害を受ける。</p>	<p>天然の汚染源からの排出, 窒素酸化物全年で, 1.2×10¹²kg/年, 人工的なものは約24倍, N₂Oは人工的なものなし(バクテリア)</p>
<p>揮発性の炭化水素およびその他の化合物</p>	<p>炭素を含んだ燃料の不完全燃焼(自動車の排気, 工場, 森林火災)</p>	<p>大気(局地的) CH₄: 16年</p>	<p>高濃度汚染地域で最大1時間値で10ppm以上, CH₄: 1.5ppb, それ以外1ppb</p>	<p>燃料および揮発性物質から生成した不活性炭化水素は、酸化窒素と反応して、重要な役割を演じる。</p>	<p>影響の大部分は、他の物質とNO_xと、炭化水素やその誘導体とが化学反応して生成した物質による。目や鼻を刺激する。(アクリロレジン, アルデヒド)</p>	<p>a. エチレンの化学物質は強い毒性がある。植物は敏感な植物は0.005ppmで被害を受ける。 b. 一部は大気中の化学反応により生じたエチレン粒子による。悪臭や不快感を伴う。</p>	<p>このグループは大気中では気体の炭化水素と芳香族炭化水素は含まれていない。</p>
<p>オキシソノンを含む物質</p>	<p>自動車の排気ガス、窒素酸化物と活性炭炭化水素の光化学反応。</p>	<p>大気(局地的) 短時間</p>	<p>高濃度汚染地域では0.15ppm以上(8時間平均値), 日変化がおおむね季節変化が大。</p>	<p>窒素酸化物と炭化水素の光化学反応で生成された二次汚染物質、酸化性の汚染物質、気体の汚染物質と混成物(O₃, NO₂, パーオキシソノン, アルデヒドなど)。</p>	<p>a. 眼の刺激 b. ぜんそくの可能性。 c. 病人が肺機能を損傷される。</p>	<p>a. PANは0.01ppm以下の濃度で1~8時間暴露すると、タバコやマトマトなどの敏感な植物を損傷する。 b. オゾンは植物に對してはもつとも被害を与える。汚染物質は、ゴム, 繊維, 金属などの物質に對する損傷。 c. 視程の顕著な減少。 d. 快適さに對する影</p>	<p>オゾンは高層大気中では天然に存在する本質的な成分である。</p>

地球大気への排出の内訳

いおう化合物

SO ₂ : kg/年	石油の燃焼	4.7×10 ¹⁰	製錬など	7×10 ⁹	その他のいおう化合物	H ₂ S	バクテリア	8.8×10 ¹⁰	SO ₄
海水の飛沫	4.0×10 ¹⁰								
エアロゾル	kg/年	海塩	9×10 ¹¹	天然の窒素化合物	6.3×10 ¹¹	天然のタルペン	1.8×10 ¹¹	人工的汚染粒子	
8.3×10 ¹⁰		人工的窒素化合物	2.7×10 ¹⁰	人工的炭化水素	2.5×10 ¹⁰	風塵	1.8×10 ⁹	森林火災	2.7×10 ⁹
山噴出物(平均)	3.6×10 ⁹	宇宙塵	5×10 ⁹						

SO₂は全排出量の80%が人間活動の結果で、しかも全体の70%が石炭の燃焼によるものである。わが国では1960年代の前半に石炭から石油へと燃料が移り変わり、今日亜硫酸ガスといえば石油が汚染の原因と考えるが、全世界的に見ればまだ石炭の占める割合はるかに大きい。また都市における大気汚染の一つとして重視されているCOはその60%が自動車から排出される。アメリカ合衆国のマスキー法など、今後自動車の排気ガス規制にあたって、炭化水素や窒素酸化物と並んで、一酸化炭素の規制が行なわれるのは当を得たことだろう。

このほかの主要な汚染質である炭酸ガス、窒素酸化物、煤塵などはいずれも天然の汚染源からの排出量と比べると人間活動に基づく排出量がはるかに少ない。炭酸ガスは総排出量の20%が人間活動に基づくものである。煤塵も全排出量 2.5×10^6 t/年のうち20%が人間活動によるものである。窒素酸化物は排出の総量の5%が工場からのものとされている。自動車からの排出量は工場や暖房などからの排出量の約1/6という資料もある。これらは地球大気全体を対象としての話で、個々の国、あるいは個々の都市によってその割合は大きく異なることは当然である。

表にはこのほかに汚染質の環境中における分布の特性と、大気中における残留期間の一つの目安を挙げた。厳密に言えば残留期間は降水の有無など気象状態に左右されることはいうまでもない。概略の濃度は今日バックグラウンドの汚染が問題になっているので、都市の高濃度汚染と対比して概略の数値を記載した。関連化学と環境相互作用、人体への影響、環境への影響は、いずれも大気汚染が学際分野の課題であることから、大気汚染気象との関連を考えて、必要最小限の事項をまとめて列挙することにした。地球大気への排出の内訳にいろいろ酸化物とエアロゾルをとくに挙げたのは、読者の参考に資するためで、ここでとり立てて議論や解説をするためではない。

3. わが国における大気汚染

わが国の都市における高濃度汚染について概観しよう。この問題については、筆者がすでにまとめたことがある(河村1972c)。

わが国の大気汚染の変遷を辿ると、多くの都市で大気汚染問題がやかましく議論されるようになったのは、1950年以後の日本経済の高度成長期に入ってからで、当初問題にされたのは石炭の燃焼によって発生する煤塵であった。煤塵は粒径の大きいものは降下煤塵として、汚

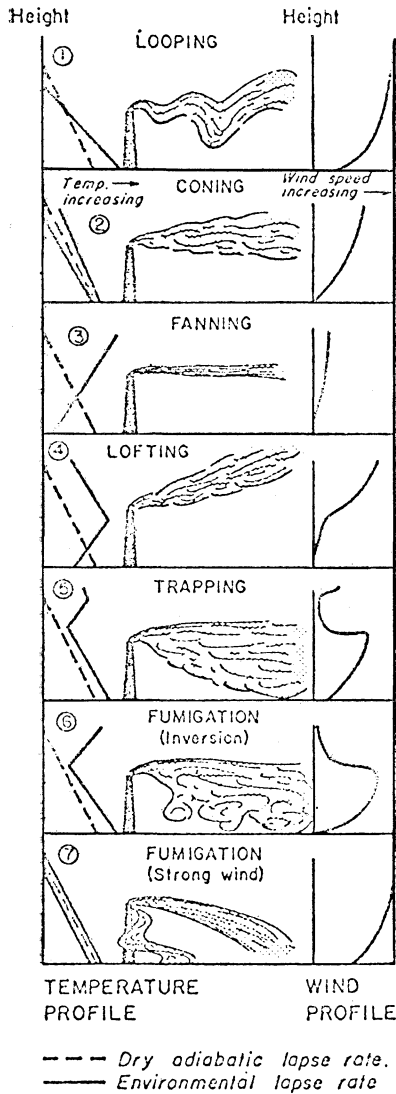
染源の比較的近傍に落下するが、粒径の小さいものほど長時間大気中に浮遊する。とくに粒径 1μ 以下のものは大気中でいわゆるサブミクロンエアロゾルを形成する。

このような浮遊煤塵は高濃度の場合、視程1 km以下の著しい視程障害を起こす。わが国では大気汚染観測網が多く都市に設置されたのは1960年前後が多いので、それまでは大気汚染の指標としては濃霧日数で代用するところが多く、大気汚染気象の調査研究にもしばしば用いられた(たとえば三谷1961)。視程と大気汚染の関係、視程の日変化、視程と気象要素など多くの調査が行なわれた。これらについては大気汚染全国協議会編(1965):大気汚染気象ハンドブックにまとめられている。

降下煤塵量の観測は他の汚染質の観測と比べるとはるかに簡単なのでまず各地で実施されたが、月総量などの平均的な状態は得られても、日々の状態あるいは毎時の状態などはわからないので、浮遊煤塵量の観測がこれと併行して行なわれるようになった。

昭和30年代に入って燃料が石炭から石油に切替るにつれて濃煙露日数が次第に減少し、いわゆる黒いスモッグから白いスモッグへの移行が行なわれた。東京で濃煙露日数が頂点に達したのは1959年で、その後は次第に減少している。大気中の浮遊煤塵量や降下煤塵量もこのような変化が平行して現われ、亜硫酸ガスの濃度がこれに代って急激に増加している。他の諸都市でも数年のずれはあるがほぼ同様な傾向が見られる。川崎では降下煤塵量は1961年に頂点に達し、東京湾沿岸のもっとも多い地域では1箇月に $70t/km^2$ にも達した。

亜硫酸ガス濃度の観測は当初はPbO₂法によっていたため、長期間の平均濃度しか得られなかったが、その後現在のような電気伝導度法自動測定器が導入され、大気汚染濃度のモニタリングが行なわれるようになった。このように大気汚染濃度の1時間値がわかるようになってから、大気汚染気象の調査研究も、海陸風との関係の調査研究などが進み、局地風系と大気汚染濃度分布との関係が各地で調べられた。とくに夏季には亜硫酸ガスの主要な発生源が工場や発電所に限定されるので、汚染濃度の分布は汚染源の位置と風系分布とによって明確に決まる。たとえば京浜地域では主要な工場地帯が東京湾沿岸にあるので、亜硫酸ガスの濃度分布は、昼間は海岸から海風の風系に沿って細長く内陸に延びる(科学技術庁資源調査所1972)。同様に亜硫酸ガス濃度の時間変化のピークが海風前線の移動と密接な関係があることを大阪平野で調べた報告もある(原田1969)。



第1図 煙の流れと気象状態 (Bach 1972)

大気汚染の進行につれて、高濃度汚染の被害が問題となり、いろいろな対策がとられるようになった。大汚染源となる煙突の高さを高くし、同時に排煙の温度を上げて(有効煙突高度を上げる)煙を低高度の逆転層の上まで吹き上げようという、高煙突化もその一つである。

第1図は、極めてありふれた図であるが、気温の鉛直分布とそれに伴う風速分布に対応して、煙流の状態が異なることから、高煙突化の効果を視覚的に理解できるだろう。

汚染源の排出地域の拡大、高煙突化と相俟って、汚染

地域が拡大し広域化したことも最近の顕著な特徴の一つである。中野ら(1971)が京阪神地方で行なった広域調査の解析によると、亜硫酸ガスの高濃度汚染が大坂平野ばかりでなく六甲山麓や姫路平野、和歌山平野、京都盆地などの広域で同時に発生し、それぞれ別個の局地風系に支配されているだけでなく、夕刻になると淀川に沿って海風が大坂平野の汚染質を京都盆地に輸送するために京都盆地の汚染濃度が上昇するという事実も確められている。

大気汚染防止対策の一環として環境基準が定められているが、その中で特別排出基準が定められている高濃度汚染地域を第2図に掲げる。これによって現在のわが国の大気汚染地域の広域化がわかる。

大気汚染の広域化はわが国ばかりでなく先進諸国の共通の悩みで、ヨーロッパでは、イギリスなど西欧諸国の汚染質が高煙突化のためにバルト海や北海を渡り、スカンジナビア半島に酸性降雨を降らせ被害を与えるという越境汚染が切実な問題となり、OECDの環境委員会でもとり上げられている。こうした大気汚染の広域化は汚染質排出量の飛躍的な増加が主要な原因の一つで、前章で述べた地球大気全体の汚染に連って、地球の気候変化を危惧させることにもなるのである。

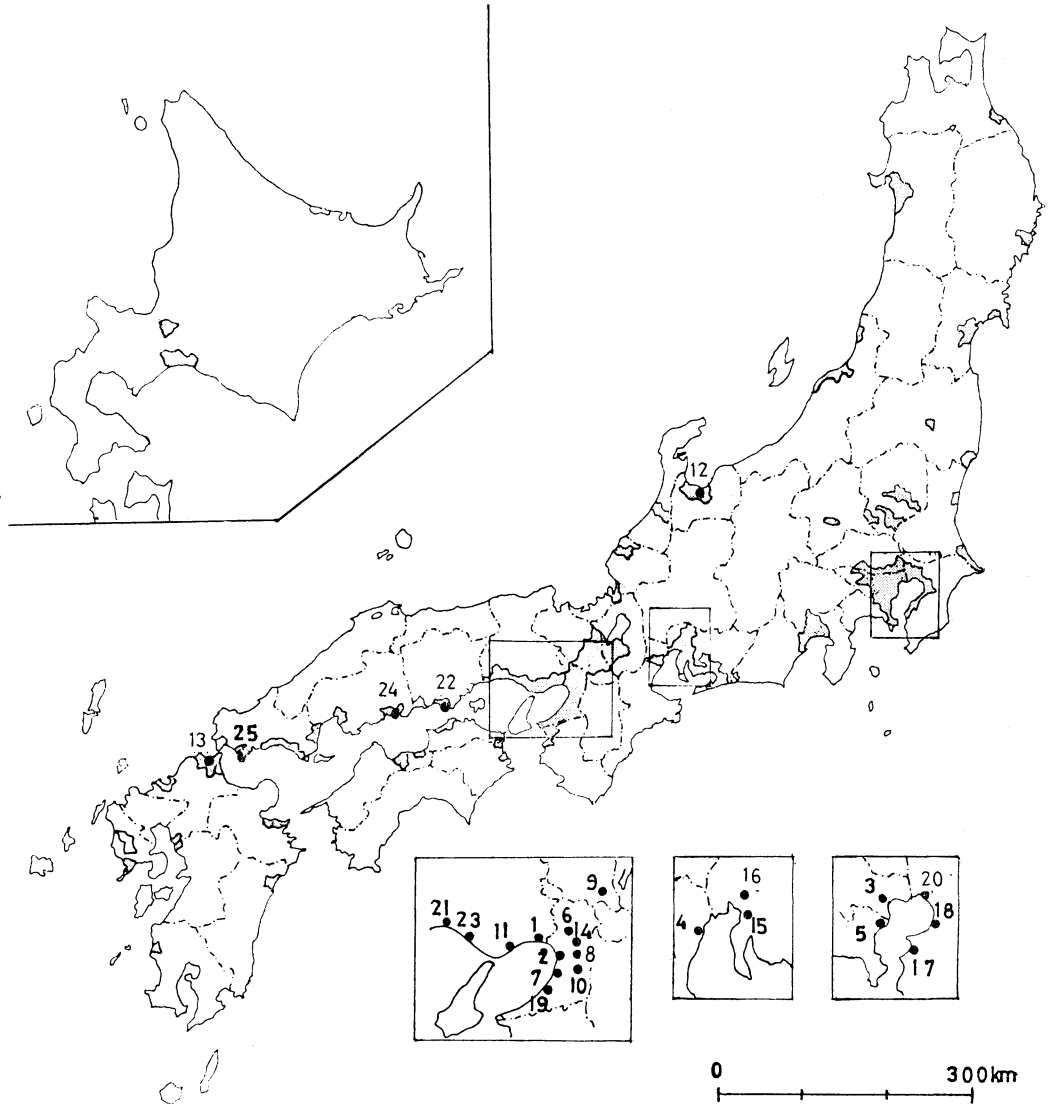
大気汚染は新しい汚染質の出現によって新たな問題を生じるが、大気汚染気象も同様である。わが国では1970年7月18日の東京杉並の立正高校事件を契機として、光化学スモッグが問題となるようになった。

また環境気象の立場から大気質を管理することが切実な問題となってきた。これに対しては、大気汚染のモニタリング観測網を全国の主要汚染地域に展開し、観測をテレメータ化して資料をその地域の汚染監視センターに集め、コンピューターで処理する監視体制が、ここ二、三年の間に整備されてきている。これに伴って、実況により汚染源の汚染質の排出量を規制するだけでなく、予報によって、より有効な大気質の管理を行なおうとするすう勢にある。大気汚染気象の問題としても重要なテーマであるから、大気汚染ポテンシャル、現行の予報法、拡散モデルにもとづく予測システムの開発などについては章を改めて解説することにした。

4. 大気汚染ポテンシャル

アメリカ合衆国で高濃度の汚染が大気汚染が発生したときの気象状態を調べた多くの研究の結果を総合すると、次のような共通点が見出される(Gross 1970)。

- (1) 水平の気圧傾度が小さく、移動速度が遅い高気



第2図 日本における大気汚染地域

網目をかけた地域は、高濃度汚染地域として大気汚染防止法により特別排出基準が定められている。図中の数字は汚染の程度を表わすスモッグ指数1位から25位までの都市。括弧内の数字がスモッグ指数で値が大きいほど汚染が甚しい。

1. 尼崎(36.2), 2. 大阪(34.9), 3. 東京(31.2), 4. 四日市(29.4), 5. 川崎(29.0), 6. 吹田(24.7), 7. 堺(24.1), 8. 東大阪(20.0) 9. 京都(19.2), 10. 八尾(18.8), 11. 神戸(14.1), 12. 富山(13.9), 13. 北九州(13.1), 14. 守口(12.2), 15. 東海(12.2), 16. 名古屋(11.9) 17. 木更津(11.7), 18. 市原(11.2), 19. 泉大津(11.0), 20. 船橋(10.8), 21. 姫路(9.0), 22. 倉敷(8.7), 23. 高砂(7.7), 24. 福山(7.5), 25. 宇部(7.3).
- (河村 1972c)

庄の圏内にある。

(2) 地上風の風速は7kt以下で弱く、上層風も25kt以下である。

(3) 下層大気の中で、沈降運動があり、その結果、著しい昇温と乾燥が起り、大気の成層は安定化し、逆転層が形成される。そのために大気鉛直方

向への混合が制限される。

わが国で高濃度の大气汚染が起こる場合は、このような気象状態にあることも多いが、必ずしも気圧傾度がゆるい高気圧圏内にあるとは限らないし、逆転層が沈降逆転であるともいえない。後述するように、移流によって生じた前線性の逆転層が予想外に重要な役割を果す場合が少くない。

ごく単純化して考えると、都市やその周辺の大气汚染地域では、煤塵や亜硫酸ガスなどの一次汚染質による大气汚染濃度は、工場の煙突や自動車などの汚染源から排出された汚染質が、大気中でどれだけ薄められるかによって決まる。したがって、汚染質の排出量を一定すると、大气汚染濃度は排出された汚染質を水平方向に運び去る風速と、対流活動によって、汚染質が鉛直方向にどこまで運ばれ、混合が行なわれるかの高さによってほぼ決まると考えてよい。オキシダントのような二次汚染質の場合には、このほかに光化学反応などの一次汚染質を二次汚染質に変える気象条件が必要であるが、一次汚染質の濃度が上がることが必要条件であることはいうまでもない。そこで大气汚染質の排出量を一定としたときには、大气汚染の起こりやすい気象状態の予想を行なうことができる。

米国の国立気象センター (National Meteorological Center, Washington, D.C.) では、このような観点から、大气汚染ポテンシャル (air pollution potential) の全国的な予報を行なっている。ちなみに、大气汚染ポテンシャルとは、マクロスケールの気象特性を表わすパラメーターの値にもとづき、大気中に排出された汚染質の濃度を、しかるべき水準以下に薄める能力がない、つまり大气汚染濃度が基準以上になることを示す尺度をいう。大气汚染ポテンシャルの判断の基準に使われているのは、混合層高度 (mixing depth)、移送風速 (transport wind speed)、換気容量 (ventilation)、滞留地域 (stagnation area)、滞留示数 (stagnation index) など、以下に述べる示数である。

混合層高度 地表近くの大気中に排出された汚染質が乱流拡散的や対流活動によって鉛直方向に運ばれ、周囲の大気との混合・稀釈が行なわれる高さ。混合層高度は気温の垂直分布の状態によって決まるが、地表に近いところほど気温の日変化が大きいので、混合層高度は一日のうちでも時刻によって異なる。よく用いられるのは、**最大混合層高度** (maximum mixing depth, MMD) で、日最高気温時の混合層高度をいう。実際の算出にあつ

ては、その地点の近傍の高層気象観測所の最高気温の起時にもっとも近い時刻の観測資料 (たとえば東京では館野の9時 (0 GST) の観測資料により得られた状態曲線と、地上の最高気温より引いた乾燥断熱線との交点を求める (第2図)。最大混合層高度は、他の条件を一定とすれば、汚染質が一日のうちでもっとも薄められる状態を示す。これに対して、一日のうちでもっとも濃い状態を表わす示数が、**朝の都市混合層高度** (urban morning mixing height) である。これは地上の最低気温に 3°C または 5°C を加えた温度から引いた乾燥断熱線と状態曲線との交点の高度をいう (第3図参照)。この 3°C か 5°C という値は日の出後の最初の1~2時間間のheat islandの影響を表わす。高層観測地点または都市の地上観測地点が都市のheat islandの中にあるときは 3°C を、外にあるときは 5°C を朝の最低気温に加える。

(アメリカ合衆国の場合には12GSTの高層観測時刻がちょうど日の出前後に相当するので、最低気温の観測値が得られない場合は、高層観測の時刻の地上観測値を最低気温に代用しても大差はない)。

移送風速 混合層内の汚染質を水平方向に運搬する風速。レーウィンゾンデの観測資料によって最大混合層および朝の都市混合層内の平均風速を求める。

換気容量 混合層高度と移送風速の積。風向に直角な方向の単位の距離あたりの混合層内の空気の輸送量 (単位 m^2/sec)。

滞留地域 気象条件からみて、大気が滞留し、高濃度の大气汚染が起こる可能性のある地域。下層大気が安定で、風が弱く、しかも雨が降らないなどの気象条件を備え、温暖高気圧に蔽われるのが普通。大規模な滞留地域を地図上に画くために用いられる気象パラメーターを**滞留示数**と言う。滞留示数の限界値は次のとおりである。

風速：地表5,000ft (1,500m) で10m/s以下、

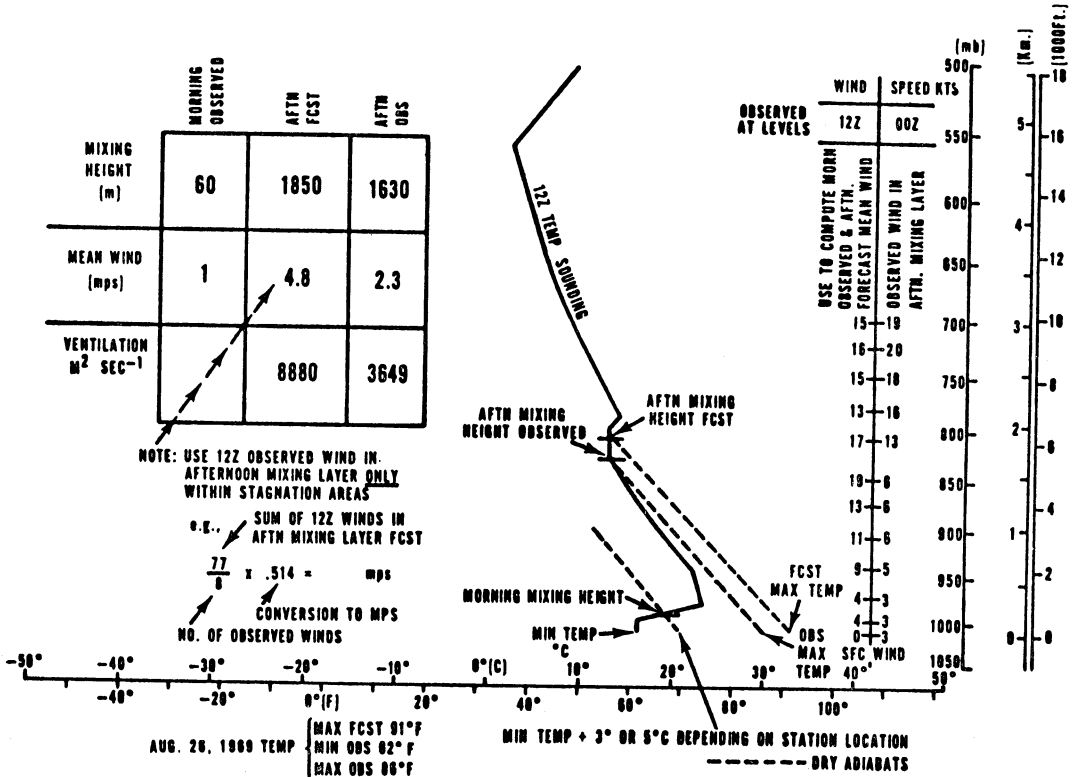
気温変化：同じく過去12時間の気温変化は -5°C 以下。

500mb 絶対渦度： $100 \times 10^{-6}/\text{sec}$ 以下。

500mb 絶対渦度の変化：12時間で $30 \times 10^{-6}/\text{sec}$ 以下。

降水量または相対湿度：00Z または12Zの通報観測 (シンプティック) の過去6時間降水量が0.1inch以下、または地上から500mbまでの気層の平均相対湿度が80%以下。

実際に、滞留示数を計算するには、各地のラジオゾンデやパイロットバルーンなどの高層観測資料をコンピューターによって処理し、必要な数値を求め、結果を組合



第3図 ラジオゾンデの観測から求めた都市の気温と風の鉛直分布を使って混合層高度，換気容量指数などを求めた例。中央の状態曲線は朝の観測値。破線は地上の最低気温および最高気温の観測値及び予想値から引いた乾燥断熱線。混合層の平均風速は右側に記入してある風速を混合層内について算術平均する。左側のます目の中は換気容量の計算例で滞留地域の中だけについて計算する。(Gross 1970)

せて滞留地域を決定する。滞留示数に使う気象要素は上記のものではまだ不十分なので、アメリカ気象局では、境界層の風向、風速や、境界層内の風速の u 、 v 成分から発散や渦度を計算したり、あるいは 850mb 面での上昇流の速度を計算してとり入れることを研究中である (Gross 1970)。

大気汚染ポテンシャルは予報を目的とするものだから、実況値について計算するだけでは意味がない。アメリカ気象局で実際に行なっている予報の手順を簡単に紹介してみよう。

まず最初に滞留地域を前記の方法で決定する。次に朝の都市域最低混合層高度と午後の最大混合層高度およびそれらに対応する移送風速を計算する。前日の午後と当日の朝は実況値に基づいて計算すればよいが、当日午後の最大混合層高度は、高層観測値は当日朝のものを使うとしても、午後の地上の最高気温は予想値を使う。これら

の計算はコンピューターで行なうが、滞留地域内の地点だけについて行なえば充分である。滞留地域内では朝の都市域最低混合層高度は500m 以下、移送風速は 4 m/s 以下でなければならない。次に午後の最大混合層高度の予想値と、これに対応する移送風速(最大混合層内の高度別風速の算術平均値)をもとにして換気容量を計算する。前日の午後の値が滞留地域内で移送風速 4 m/s 以下、換気容量が 6,000 m^2/s 以下であった場合、当日午後の移送風速が 4 m/s 以下で換気容量の限界値は 8,000 m^2/s 以下となる。第3図は、この計算内容をわかりやすく例示したものである。アメリカ気象局では、滞留地域については、このような方法で混合層高度と移送風速の36時間先までの予想を行ない、これをファクシミリで全国放送をしている。各地の大気汚染センターではこれを利用して大気汚染予報を行なっている。

わが国では、アメリカと違って朝の高層観測の時刻

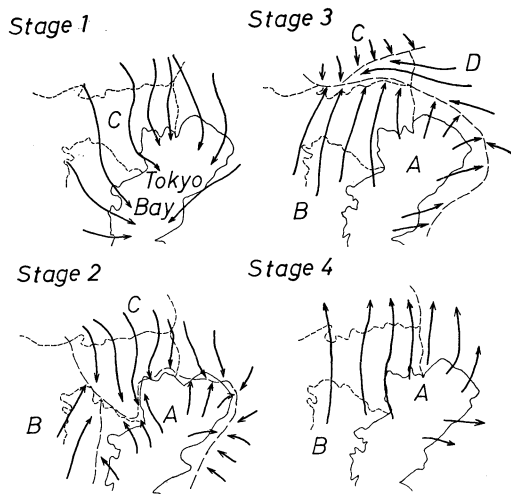
(00Z)が午前9時となり、時間的に当日の大気気象予報に間に合わない上にアジア大陸の東側において、気圧系の変化が激しく、前日の高層観測資料で求めた混合層高度は誤差が大きいので、数値予報で求めた850mbの36時間予想値をもとにして、地上の最高気温の予想値との差から、最大混合層高度を計算する統計図表を作成して使っている(Sugiura).

5. 大気汚染と局地気象

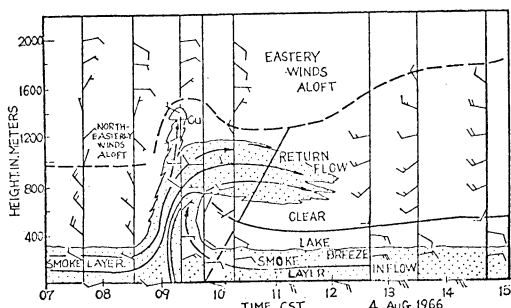
大気汚染ポテンシャルはマクロスケールの気象条件で決まる大気汚染危険度ともいうべきものであるが、現実に各地で起こる高濃度の大気汚染は、その都市が立地している場所の地形条件によって生じる局地気象や局地気候の影響が大きい。とくにわが国のように地形の複雑なところでは、大気汚染の気象予報にはもちろんのこと、同一規模の工場(汚染源)を新たに作った場合、その場所が海岸であるか盆地であるかといった違いによって、大気汚染の状態には著しい差異を生じる。

そこで大汚染源となるような大工場の新設にあたっては、トレーサーを使った拡散実験が行なわれ、局地気象の詳しい観測を行なって、工場の有効煙突高度を決めたり、立地計画を決定したりする。

このような多くの調査観測や研究によって大気汚染に関係した局地気象の研究が進んでいる。たとえば東京を中心とする南関東については、局地風系の実態が明らかにされた。一般風が強い場合には、主として地形の影響による固有の局地風系が形成され、風が強い風道と山脈などの影響で生じる弱風域が隣接して共存し、その分布状態は一般風の風向によって決まることがわかった(河村1966)。また一般風が弱く海陸風のように熱的な原因で局地風が卓越する場合にも、固有な局地風系が存在し、特徴のある日変化をすることがわかってきた(たとえば河村1972b)。南関東におけるこのような局地風系の状態を模式的に図示したのが第4図である。早朝は周辺から東京湾に流入する陸風が全域を蔽っているが、9時頃になると東京周辺地域には相模湾系の海風と、東京湾系の海風とが出現し、内陸からの陸風との間に海風前線を形成する。さらに昼頃には海風域が拡大するが、太平洋系の海風や内陸の風系に阻まれて海風前線は東京都と埼玉県の間境は近に停滞する。13時頃になると局地風系相互間のバランスがくずれ、内陸風系は消滅して全域が海風に蔽われる。このような風系の交代は季節やその日の気圧場の状態と絡んで、時間的に差異を生じるのはもちろんである。後述するように、光化学スモッグは主



第4図 東京湾周辺地域の局地風系のモデル, Stage 1は朝, Stage 2は10時頃, Stage 3は12時頃, Stage 4は午後の状態. A. B. C. Dは異なる局地風系を示す.



第5図 ミンガン湖の湖風の立体構造と汚染の状態。(Lyons 1970). 矢印は湖風の流れ, 陰影を付した層が煙で汚染されている. 破線は湖風の上限.

な汚染源が京浜および京葉の市街地にあるために、海風域内でオキシダントが高濃度になる。

海風前線が別名スモッグ前線とも言われ、高濃度汚染の発生と密接な関係があるが、その立体構造やその機構については意外に研究がされていない。その珍しい一例として第5図にミンガン湖の湖風前線の立体構造と汚染気層の状態を挙げておく。(Lyons 1970).

わが国でもこの種の調査研究が今後進められる必要がある。

地形性の逆転層が大気汚染と極めて関係が深いこと

は、大気汚染エピソードとして著名なドラノやミュージックなどが盆地や渓谷で長時間逆転層が持続し、弱風と相まって大きな災害が起こったことでも推察できる。わが国では、吉野(1666)が逆転層の高度(気温減率)や出現時間、風速、湿度などを組合せ、気候的に見た大気汚染危険度を求めた。その結果、松本など内陸盆地が他の地域の2倍以上の危険度を持つことを指摘した。また中島(1967)は京都盆地と比叡山に設置した気温観測所の資料から大気汚染濃度と逆転層の高度と極めて密接な関係があり、京都市の場合は逆転層の予想ができればそれだけで大気汚染濃度の予想は、ほとんど完全にできることを示した。今年になって京都では宇治市でオキシダント濃度が0.30ppmを越え、警報が発令された事実は、このような地形の影響が重要であることを意味している。

同様に規模は違いますが、瀬戸内海は一種の盆地で、瀬戸内高気圧と呼ばれる局地的高気圧が形成されやすく、濃霧や大気汚染が発生しやすい。

都市が大汚染源となり、高濃度汚染を発生しやすいことは今更いうまでもないが、都市自体がheat islandを形成し、気象的にも高濃度汚染を起こしやすいことが最近の研究で明らかにされている。heat islandは筆者がかつて報告したように(河村1968)内部が低圧部となり周囲から都市風によって汚染質を中心部に集めやすい傾向を持つ。旭川では観測事実によってこのことが確かめられているが、そればかりでなく、都市内部では上昇気流があるもののheat islandの上限付近には逆転層が生成され、気流の上昇が阻止され都市域内部と周辺の限られた地域内での閉鎖した循環系を作りやすく、heat islandの内部の大気はよどみやすいことが、模型実験からうかがえる(木村1972)。

また都市の内部では、ビルなどの建物の影響で、ビルの谷間の換気が悪く、また建物の影響で機械的な乱流が起り、煙突の煙を地上におろすこともある。また都市域内では日中には地表面が高温になるため一般に上昇気流があるが、公園や河川の上などでは局地的にかなりの下降気流があることがわが国やアメリカにおけるテトルーンの追跡から認められている。以上のように大気汚染に対するメソスケールの気象の影響も無視できない。

6. 光化学スモッグ

光化学スモッグという用語はphotochemical smogの訳である。気象用語としてのスモッグは大気汚染気象ハンドブックによると“煙と霧をいっしょにして作った合成語で、ばい煙でよごれた霧というくらいの意。気象観

測でははっきりしたとりきめがない。戦後ロスアンゼルスで起る視程障害現象を報道関係者がスモッグといいだしてから広く用いられているが、ロスアンゼルス現象はばい煙でよごれた霧ではなく煙と煙霧がいっしょになった現象であるとして、スメーズという言葉が作られたが普及していない。それでスモッグにはロンドン型の石炭系のばい煙でよごれた霧とロスアンゼルス型の石油系燃料による視程障害現象の二種があるとされ、東京や大阪でいわれているスモッグはその中間であるなどという、気象では視程2km以下の煙霧、煙、もやなどの観測がすでになされているので、それを生かし、雨や霧を除き視程2km以下の視程障害現象をスモッグとした”(伊東1965)とされ、同書ではロスアンゼルス型スモッグという用語は用いられているが光化学スモッグという用語はない。“ロスアンゼルス型スモッグはオキシダントが常に白いもやを伴って発生するが、逆にエエロゾルによる視程の低下は必ずしも高濃度のオキシダントを伴わない。このロスアンゼルス型スモッグの場合の白いもやは、主成分が三酸化窒素粒子(NO_3)、硝酸ミスト(HNO_3)のエエロゾルであるといわれているが不明の点が多い。東京のように湿度が高く、亜硫酸ガスや煤煙など別の原因のスモッグが発生しやすいところではオキシダントは必ずしも固有のスモッグを伴わない可能性がある”として光化学スモッグという用語を避ける研究者もある(秋元、1972)。しかし、後述するように高濃度オキシダントが発生する気象条件に共通点が多く、エエロゾルの実態は異なるとしても、視程障害を伴うのが普通であること、一般に光化学スモッグという用語が定着していること、外国でも近年photochemical smogが論文や国際会議の用語としてふつうに使われていることから、本報でも用いることにした。

しかし、わが国で光化学スモッグが現実の問題として議論の対象となったのは、1970年7月18日に東京都杉並区の立正高校で起こった事件以来のことで、昨年来ようやくオキシダント観測網が各地に展開され、そのテレメーター化による監視体制が整備されつつあるのが現状である。

したがって、わが国では1940年代から研究が進められてきたロスアンゼルスやその周辺地域の成果をもとに比較検討した段階が昨夏までの状況で(東京都公害研究所1971)、その後、独自の研究成果がまわって発表されつつあるのが現状といえるだろう。たとえば東京都公害研究所大気研究部が総力を挙げて取組んだ成果を盛っ

た研究報告（東京都公害研究所1972）はその代表的なものである。他方、総合報告としては、光化学スモッグの特徴を化学的な立場からまとめた秋元（1972）のものは一読に値する。また今春、大気汚染研究全国協議会と日本公衆衛生協会が主催して開いた学術講演会の講演を収録した総合報告（鈴木ほか1972）は、和文で書かれたものでもっとも詳しい最新のものである。

さて、わが国の光化学スモッグには未知の問題がまだ多く残されていることは事実である。とくに立正高校、石神井南中学、太子堂中学などごく局限されたところに、多数の被害者が発生したことが、大きく報道され関心を集めた。このような100m以下のスケールで、限られた短時間内に起こると推定される人的被害については、その原因や発生機構に関し、目下調査研究が進められている段階である。局地気流の状態についての詳しい観測も試られているものの、これだけで結論を出すことはできない。だからと言って、逆にこれまでに定説となっている光化学スモッグの発生機構を否定したり、気象条件まで疑問視するのは誤りであろう。前章で触れたように、都市などの高濃度大気汚染は、プラネタリー境界層の中で起こる現象で、これまでこの種の現象を解明するための地上数百までの立体的な観測資料に乏しいことは紛れもない事実である。今後の研究に俟たなければならない部分は少なくないが、ごく局地的な小規模の現象に別としても、多くの気象現象がシノプティックスケールの気象現象と関連を持っていることを重視しなければならぬ。

わが国で光化学スモッグの指標として観測されているのは、いわゆるトータルオキシダントの値で、大気中に存在する物質のうち、中性ヨー化カリ溶液を酸化する物質の総量である。その中には光化学反応を伴う一連の化学反応によって、大気中の窒素酸化物や炭化水素などの一次汚染質から生成されたオゾン、アルデヒド、PANなどの二次汚染質のほか、一次汚染質である窒素酸化物を定量している（この点については、秋元1972に詳しい説明がある）。アメリカでは、現在、次式によってトータルオキシダントの値（Ox）から一次汚染質であるNOやNO₂の影響分を差し引いて、補正オキシダント値（Ox）'を算出している。

$$(Ox)' = (Ox) - 0.2(NO_2) - 0.11(NO)$$

この値を用いれば、ひと頃騒がれたような、夜間にオキシダントの値が高くなるという問題は起こらない。厳密には補正オキシダント値によって研究を進めるべきであ

ろうが、わが国では観測資料の制的もあって、トータルオキシダントを用いている。本章で扱うのもこの値と気象との関係である。光化学スモッグによる被害を論じるには、オキシダントの構成物質に立入らなければならないが、本報では、第2章で触れた以上には被害の問題を取扱わないので、他の文献にゆずることにしたい（たとえば、大喜多1971）。

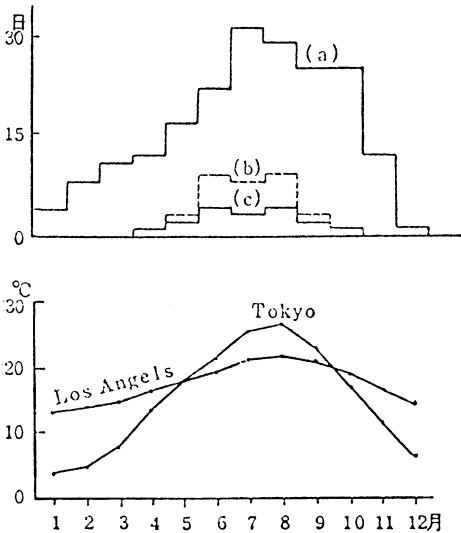
当初、わが国では東京だけで光化学スモッグが発生し、大阪など他の都市で発生しない点が議論されたが、その後、オキシダント観測網が展開されるにつれて大阪をはじめ、名古屋などの大都市ばかりでなく、金沢や倉敷などの地方都市でも高濃度のオキシダントが観測されたことは前に述べたとおりである。しかし、オキシダント濃度と気象条件との関係を調べるには、観測期間が短いと、天候のあられ方の年のくせなどの影響があってよい結果が得られない。そこで、ここでは筆者らが前に東京およびその周辺地域についてまとめたものを引用してみよう（粕谷、杉浦、河村1971、河村1972b）。

わが国ではモニタリング観測地点のオキシダント濃度の1時間平均値が0.15ppmを越えるとその地域に光化学スモッグの注意報が発令されるきまりになっているところが多い。そこで東京およびその周辺地域でこのような高濃度の光化学スモッグが発生した日の気象条件を調べ、ロスアンゼルスのとそれと比較したのが第2表である。資料の関係でやや明確さを欠く部分もあるが、気温・風速・視程などの気象要素の値には、かなりの共通点が見られる。これはオキシダントを構成物質に多少の違いがあるかもしれないが、概していえば光化学反応などの一次汚染質から二次汚染質への化学反応の過程や、高濃度汚染の発生に関与する気象上の過程が同じであると考えるとよいだろう。しかし、発生の時期や気圧配置のパターンはかなり異なっている。

第6図は東京とロスアンゼルスにおける高濃度オキシダント（0.15ppm以上）の発現日数を月別に統計して比較したものである。ロステンゼルスでは年間通じて各月とも高濃度汚染が発生しているのに対し、東京では4月から10月までに限られている。光化学スモッグの最盛期は年によって多少の違いがあるが、ロスアンゼルスは5月から10月までは、一箇月の半分以上の日数に高濃度オキシダントが発生するが、東京では6月から8月までと短く、梅雨期から盛夏期にかけて集中的に多く発生する。この傾向はわが国の他の都市でも同様で、今年は7月28日から8月6日までの10日間にわたって各地で運

第2表 東京とロスアンゼルスにおける光化学スモッグ (0.15ppm オキシダント対象) 発生条件

	東 京	ロ ス ア ン ゼ ル ス
発生最盛期	6～8月 (4～10月に散発)	8～9月 (5～10月 頻発)
気 圧 配 置	大部分は前線の変動, 高, 低気圧の通過など気圧配置の変動が大きい. 梅雨の中休み, 梅雨明け: 梅雨前線の南北変動や消長に支配され, 東谷傾向で北陸方面から南下する高気圧の前面で発生. 盛夏期: 北緯30°線に東西に走る高圧帯が弱まり北日本をとおり気圧の谷の中に入るとき (上層に寒気が入る) 盛夏期を中心に3～4日続いて発生することがある.	東太平洋の停滞性高気圧 (高圧帯) におおわれるときで, パターンの変動は概して小さい.
逆 転 層	主として移流 (前線) 性, 一部沈降性	沈降性
気 温	24°C 以上	24°～32°C
風 速 (現 地)	4 m/s 未満	3 m/s 以下
湿 度	60～80% (9時) 以後漸減	<70%
視 程	<2～3 km (丸の内)	0.8～1.6km
日 射	14時まえ少くとも2～3時間必要	常に日射量が多い.
付近海水温	やや高い (東京湾7月24～25°C)	やや低い
海 風 条 件	オキシダント高濃度域は海風前線の移動と対応 関東平野では海岸から60軒以上内陸へ	同 左 海岸から数10軒, 気流条件により 100軒内陸へ
風 向	海から内陸へ向う時発生	西から東へ吹く風



第6図 高濃度オキシダント発生日数と気温の年変化
(a)ロスアンゼルス (1964～1968年) (b)東京 (1971年)
(c)東京都衛生研究所 (1964～1970年)

続的に発生した。

このような日本とロスアンゼルス地域との差は緯度がほぼ同じであるにもかかわらず冬季の気温や年間を通じての気圧配置の差に主因をもとめることができる。一言でいえば大陸の東側と西側の気候差すなわち東岸気候と西岸気候の差である。ちなみにロスアンゼルス1月の月平均気温は東京の4月のそれとほぼ同じで、1月でも日最高気温が20°Cを越える日が少なくない。オキシダントの生成反応は20°Cを越えると反応速度が急速大きくなるという室内実験の結果からもロスアンゼルスで冬季に光化学スモッグが発生することは理解できる。

その上、ロスアンゼルスは中緯度高圧帯の一部である東太平洋の高圧帯に蔽われ、とくに5月から10月までは気圧配置が安定し、降水日数、降水量ともに極めて少なく晴天が続く、ロッキー山脈の西側にあるため、北からの寒気の南下が稀である。その結果沈降逆転層が発達し、地表付近の大気の上空への拡散が妨げられる。しかもカリフォルニア近海は湧昇流のために水温が低く、これに対して陸地は晴天で日射が強く、気温較差が大きい

ので海陸風の発達には好適な条件を備えていて、ロスアンゼルス都市域で発生した一次汚染質は日射によってオキシダントに変えられながら上空に拡散することなく海風によって内陸に運ばれてゆく。極言すればロスアンゼルスでは暖候期には毎日同じような天気は繰返されるので、朝の一次汚染質の濃度がわかれば日中のオキシダントの最高濃度が予想できると言われるのはむしろ当然であろう。しかもロスアンゼルスは地形が特殊で、海に面しているにもかかわらず、周囲が山地で囲まれた盆地であるために、発生したオキシダントは周囲に拡散せず海風とともに内陸に運ばれ 100km も奥にあるリバーサイドに達する。したがって、ロスアンゼルスから内陸にゆくにつれて、最高濃度に達する時刻が次第に遅れるばかりでなく、濃度も高くなり、1970年8月6日には瞬間値で 0.65ppm という記録的な値を示した。白く濁った汚染気塊が内陸に侵入する様子は肉眼でもはっきり視察でき、先端はスモッグ前線と呼ばれるオキシダント濃度の不連続線があって、汚染気塊の到達とともに、濃度が急激に上昇するオキシダントジャンプの現象が認められるという。

これに対し、東京およびその周辺域では大平洋高気圧に蔽われるのは梅雨明け後、秋雨までの盛夏期であるが、東京の気温が 32°C を越えるような場合には、日中にしばしば内陸の熱的低気圧が発達して海風が著しく強まり、風速が 5 m/s を越え、あるいは対流活動が盛んになって積雲が発達することが多い。このようなときは、地上に近い大気下層の汚染質は急速に内陸へあるいは上空へと拡散してしまうため、オキシダント濃度は上らない。本州付近では盛夏期でも上空に寒気が流入することがあるが、このようなときも対流が盛んになり、オキシダント濃度は上らない。しかし、他の気象条件の関係で、朝のうち雲が多かったりすると海風の吹き出しが遅れ、午前中風が弱かったりするとオキシダント濃度が上がることもあるので、最高気温 32° という値は必ずしも重要ではない。

前述のとおり、ロスアンゼルス盆地の光化学スモッグは、白く汚れた気塊が午前から午後にかけて次第に内陸に移動するが、汚染気塊内に入ると視程が悪化することが報告されている。東京やその周辺地域でもオキシダント濃度の高い日は多くの場合視程が悪いので、気象庁予報課の大気汚染気象センターでは、オキシダントの当日予報の一つ目安として、視程を用いている程である。最近茨城県南部の筑波山や栃木県南部にオキシダント観測

網が展開され、しばしば午後から夕刻にかけて高濃度オキシダントが観測されることがわかった。このときの気象状態を調べてみると、午前中ないしは昼すぎまで海風前線が東京都北部または埼玉県南部に停滞し、高濃度の汚染気塊が東京の市街地の上に形成されることが必要条件の一つで、それが昼ごろから午後にかけて関東平野の局地風系の釣合が崩れ、全域にわたって海風が吹走するようになると、汚染気塊が南ないし南西の風によって内陸に運ばれ、高濃度オキシダントをもたらすことがわかった。各地のオキシダント濃度の時間変化を追ってみると、内陸ほど遅れ、その時間的なずれは、汚染気塊の移動速度とよく対応している(粕谷・河村1972)。ロスアンゼルス盆地では、汚染質の内陸への輸送のとき、周囲への拡散を妨げるのは地形であるが、関東平野の場合は局地風系が形成する壁であることが注目に値する。

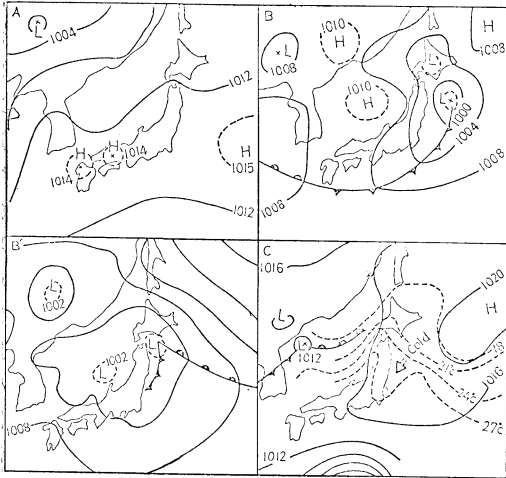
なお東京では天気がかもりでも高濃度のオキシダントを観測した日がある。もちろん、しかも気温が高く風が弱いなど他の条件が揃えば少ない紫外線量で高濃度のオキシダントが生成されるので、一般には下層に高濃度のオキシダントやエエロゾルが存在するときには、地上から上空を見ると、白く濁ってあたたかももっているように見えるが、実際はその上空は晴れていることが多い。したがって14時ごろまでに2~3時間の日射があると急激にオキシダントの濃度は上昇する。

わが国では光化学スモッグの発生しやすい気圧配置がロスアンゼルスと比べて大きく違っている。盛夏期の安定した高気圧が関係する一部のものを除くと、梅雨前線の南北移動やその消長、あるいは北日本を通過する低気圧や、北陸または本州中部を東進する高気圧などシノプティックスケールの擾乱に支配されていて、発生時間の持続性が乏しいことが著しい特徴である。その典型的な例を第7図に示した。

一般に亜硫酸ガスや煤塵などの大気汚染は汚染質が汚染源から風下側に運ばれるので、汚染源から風下側に次第に濃度が減少することが多く、比較的高濃度汚染地域が狭く、また逆転層は接地逆転など下層の逆転の影響が大きいのに対し、光化学スモッグは広域にわたる傾向があること、逆転層も接地逆転ではなく、より上空に出現するものが重要である。

7. 大気汚染の気象予報

第4章で述べたようにマクロスケールの気象状態から大気汚染ポテンシャルの予想を行なうことができるが、これだけでは実際に特定の都市で、高濃度の大気汚染が



第7図 東京周辺でオキシダントの高濃度汚染が起こったときの気圧配置の例(粕谷 1972)
 A : 1970年7月24日. B. 1971年6月18日,
 C. 1971年7月17日, D : 1971年8月27日.

Meteorological Parameters		FORECAST		
Maptime		TODAY		T
Hours Covered		07L	13L	19
SYNOPTIC	Stagnating High	Yes/No		
	Weak Pressure System	Yes/No		
	Strong Pressure Grad.	Yes/No		
Inversion Layer Ht.		(m)		
Morning Wind (SFC)	≥ 10 kt	-2		
	≤ 10 kt	-1		
	≤ 8 kt	+1		
	≤ 6 kt	+2		
Afternoon and Tonight Winds (SFC)	≥ 11 kt	-2		
	≤ 11 kt	-1		
Morning Mixing Height	≥ 1500 m	-2		
	≤ 1500 m > 750 m	-1		
	≤ 750 m > 500 m	0		
	≤ 500 m	+1		
Afternoon Vent Factor (MXHTx. TW)	≥ 8000 m ² /s	-3		
	≤ 8000 m ² /s	-2		
	≤ 6000 m ² /s	0		
	≤ 4000 m ² /s	+1		
Verticality	Abs $\leq 12 \times 10^{-5}$ /s			
	Chg $\leq 3 \times 10^{-5}$ /s			
Pcpn.	$\leq .02$ "/hr			
Decision	Yes/No/Marginal			

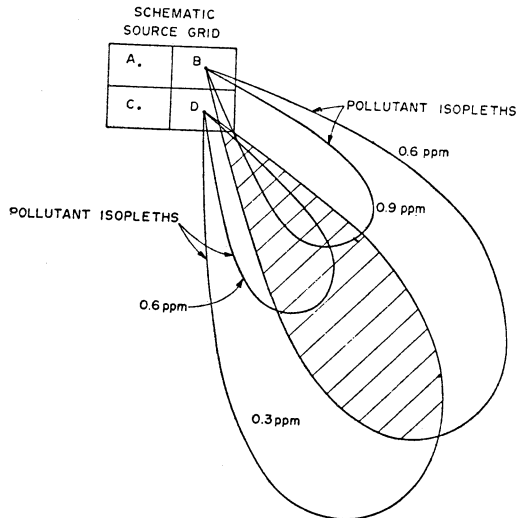
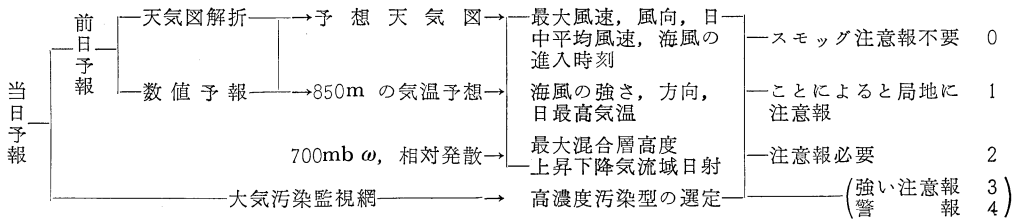
第8図 アメリカ気象局の大気汚染予報のチェックシート (McCormic 1970).
 各々のパラメーターの-3~+2の該当する示数の合計値が+2~+3であれば大気汚染気象注意報発令, -1, -2, -3は発令せず, +1, 0の場合は公害コントロール局と協議して決定.

起こりやすい気象状態となるかどうかを予想することはむずかしい。前に触れたように単純化して考えると一次汚染質については、大気中に放出された汚染質がどれだけ薄められる気象状態になるかを予想すればよいわけであるが、特定の都市についてみると、風向や風速、逆転層の高さなどは、混合層高度や移送風速が必ずしもその場所の観測にもとづいたものでないし、局地風系など局地的気象条件や汚染源と予報対象地域との位置関係、すなわち汚染源の風上側か風下側かといった問題も考慮しなければ意味がない。近年のように大汚染源の高煙突化が進むと、場合によっては、逆転層の高度が有効煙突高度より高いか低いかによって状況が全く異なってくる。光化学スモッグについてみれば、さらに局地的な天気分布も問題になろう。このようなことから、地形条件や天気の変化がわが国より簡単で、大気汚染ポテンシャルが適用されやすいアメリカでも、現地ではこれにさらに統計的な手法により得られる予想要素を加味して大気汚染の気象予報を行なっている。第8図はアメリカ気象局の大気汚染気象予報の作業マニュアルに掲載されている大気滞留度のチェックシートの一例である。混合層高度や換気容量などのほかに、現地の地上風速や逆転層高度、降水などが加えられている点が注目される。このほかにいろいろな統計図表などが作成され使用されている点はわが国と同様である。

わが国で、比較的早期から大気汚染気象予報に使われ

てきたのは、気圧配置型である。箕輪(1963)や原田(1966)はその例で、大気汚染の起こりやすい気圧配置型がまとめられている。気圧配置型は、大気汚染に関係する気象状態、たとえば風・逆転層・天気などを総合的に表わしていて、誰でも視覚的にわかりやすいという長

第3表 大気汚染気象予報の作業手順



第9図 汚染源風向汚染モデル。汚染分布は格子内の汚染源からの汚染濃度を重ね合わせて決める (Moses 1969)。

所がある。しかし、気圧配置型の分類には多分に主観が入る上に、たとえ天気図上の気圧分布が全く同じでも、個々の地点の気象状態は必ずしも同じではない。したがって気圧配置だけで大気汚染気象予報を行なっても限界があり、精度は期待できない。現在大気汚染気象センターでは参考資料の一つに使っている程度である。

次に現在気象庁の大気汚染気象センターで採用している光化学スモッグの気象予報の方法を簡単に紹介しよう。予報は東京・神奈川・千葉・埼玉・茨城・栃木の各都県のオキシダント観測網の展開されている地域を対象として、夕方に翌日の日中の状態を予想する前日予報と当日朝にその日の日中の状態を予想する当日予報に分れる。いずれも方法はほぼ同じであるが、局地的な気流の状態の推移などスケールの小さい現象はライフタイムが短く前日予報の対象となりにくいので、主としてシノプティックな状態からの大気汚染ポテンシャルの予想が主体

となる。

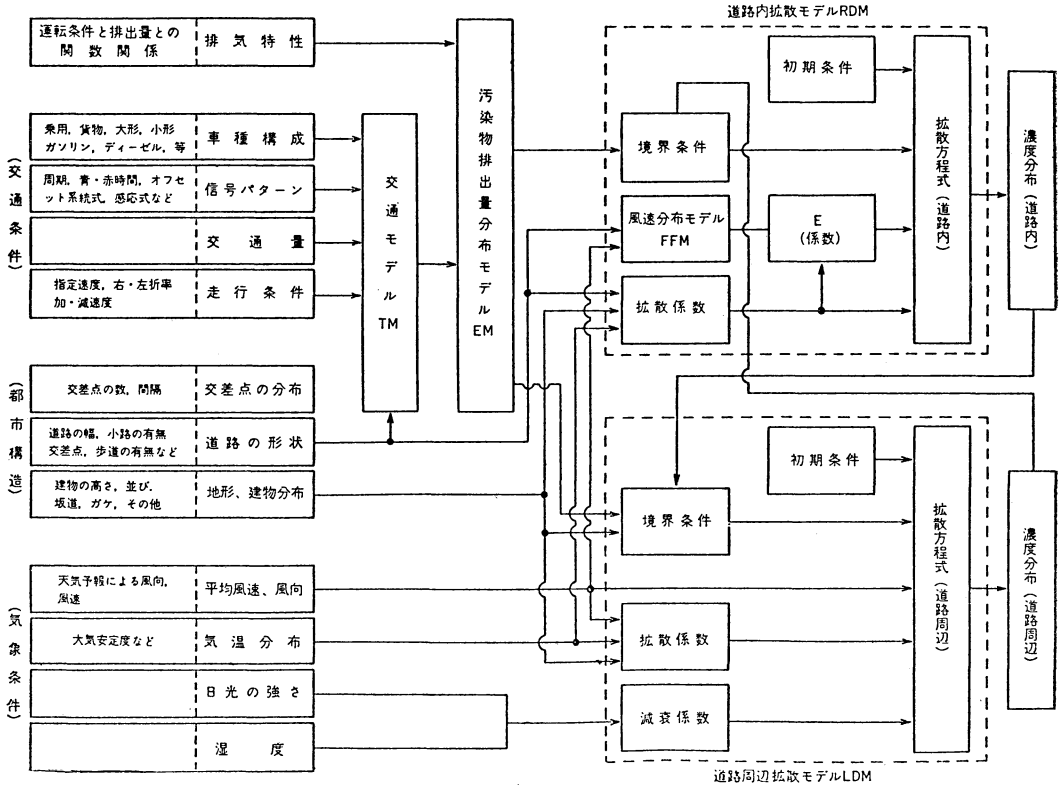
予報の手順を簡略化すると第3表のようになる。まず大気の安定度の予想として混合層高度と数値予報から上昇流 (ω) の分布図を参照する。混合層高度は数値予報 850mb の気温予想値をもとにして翌日 9 時の 850mb の気温を決め、地上の最高気温予想値とエマグラムを参照して求める。このほか予想天気図を作成しこれから風向・日射 (日照時間) 等を決定する。東京付近の光化学スモッグの発生には海風が重要な役割を演じるので、予想天気図から海風の進入時刻や強さなどの概略を予想する。そしてこれらの結果を総合して、どの程度の汚染が起りやすい気象状態かを三段階に分けて判定する。前日予報の適中率は 80% 程度である。従来局地予報は極めてむづかしいと言われていたが、局地的な気象現象でもシノプティックスケールの気象現象と何らかの関係を持つものは海風の状態のように、かなりの精度で予報が可能である。当日予報では気圧配置の変化は小さいので、予報精度はさらに高くなり 90% 以上の適中率となる。

このように予報法にはまだ主観ないしは統計的資料を多く使用しなければならないが、将来は次第にコンピューターを使用した予測システムが完成し、短時間予報はこれにおきかえられてゆくものと思われる。

8. 拡散モデルと大気汚染予測システム

大気汚染気象の研究の中では拡散の占める部分が大きい。拡散の研究は乱流の研究の発展とともに戦後盛んになり大気汚染防止対策の上では拡散実験が数多く実施されまた大気汚染気象の研究の理論的バックボーンを形成してきたと言っても過言ではあるまい。しかし拡散については他にすぐれた総合報告がある (たとえば伊藤 1971) ので、ここでは、最近、拡散の応用分野として盛んに行なわれている拡散モデルによる大気汚染予測について簡単に述べたい。

コンピューターの発達により、大気のシミュレーションがいろいろな分野で試られている。都市の高濃度汚染は、考えようによっては拡散理論を適用してシミュレー



第10図 自動車排出ガスによる局所大気汚染予測システム (近藤 1971).

ションを行なうのに好適なテーマである。現在わが国でも大気汚染予測システムを作るための拡散グループの協同研究が進んでいてその成果が非常に興味を持たれている。近い将来詳しい解説が書かれることを期待しているので、今回は一、二の例を挙げるにとどめたい。

一口に拡散モデルと言っても、汚染源の状態やそのときの大気状態の仮定の方法によっていろいろな形の拡散式ができる。また、モデル自体、ごく簡単なボックスモデルもあれば、風向風速が一定な風場で汚染質を移流拡散させるブリュームモデル(煙流モデル)もある。またより複雑な風場が時間的にも空間的にも変動する場合煙源から排出される煙を、短時間毎のパフ(puff)として、与えられた拡散条件のもとで移流拡散させるパフモデルもある。これらについて、実例を挙げた解説(森口1971)がある。

第9図は都市大気汚染の計算モデルとして有名な Moses (1969) のモデルを図示したもので、汚染源を面源として取扱ひ、格子で地域区分する。次に各格子内の

汚染質の排出をそれぞれ点源と考え、排出された汚染質の風下の方向拡散を拡散方程式で計算する。こうして得られた各汚染源からの大気汚染濃度の分布を重ね合わせて、都市の汚染濃度とする。

前に述べた大気ポテンシャルの予報と関連して、混合層高度や移送風速の値を使った Miller (1967) の大気汚染拡散モデル(1967)は、現在アメリカ気象局の大気汚染気象予報の一環として使用されている。Miller の拡散モデルでは、都市全体に一樣に強さの等しい連続排出汚染源が分布していると仮定し、これを風向に直角な一樣な強さの無限の長さの連続線源でおきかえて、水平方向には移送風速で汚染質を移送拡散させる。鉛直方向には線源から排出された汚染質が混合層の上限に達するまで拡散が行なわれ、その後は汚染質が混合層内に一樣に分布するという仮定のものと作られている。したがって汚染源が地上にあり、汚染源から離れた地域についてはよく適合するが、高煙突の臨海工場地帯の近接地域についてはあてはまらない欠点がある。

最近では現実のより複雑な汚染源の分布にあてはまる大気汚染モデルが採用され、汚染源の状態を加味した予測システムの開発が試みられている。その一例としてとくに自動車の排気ガスによる大気汚染予測システムを第10図に挙げた。近藤は東京都を例にとりこのシステムを利用した計算例を示している。

この予測システムの気象の面からみた実用上の問題点の一つに気象の場の変化の予測精度があるが、一般的に云えば数時間程度の気象状態は精度の高い量的予報が比較的容易であるから、このような予測システムは数時間内の大気汚染コントロールには充分有効であると考えられる。

あとがき

大気汚染気象についてはこのほかに多くの問題がある。これらについては今後別にとり上げられると思われる。なお本報は解説として書いたため、個々の論文の引用は極力避けた。文献は別に筆者がまとめたものがあるので、参照して頂ければ幸である(河村 1972 a)。

文 献

- 1) 秋元 肇, 1972, 光化学大気汚染, 科学, **42**, 11-19, 86-90.
- 2) 原田 朗, 1969, 大阪における夏の気象学的大気汚染の気象学的解析例, 気象庁研究時報, **21**, 421-429.
- 3) 伊東 暉自, 1963, 大気汚染の拡散, 気象研究ノート, **14**, 305-310.
- 4) 伊藤昭三, 1971, 都市汚染に対する大気拡散研究の現状 気象研究ノート, (107) 124-141.
- 5) 科学技術庁資源調査所, 1972, 高密度地域における資源利用と環境保全の調和に関する報告, 資源調査所資料, 19号.
- 6) 粕谷光雄, 1972, 大気汚染の予報, 第6回夏季大学教室新しい気象学テキスト, 73-78.
- 7) 粕谷光雄, 杉浦 茂, 河村 武, 1971, 東京における光化学スモッグの気象解析, 第8回自然災害総合シンポジウム要旨, 25-28.
- 8) 粕谷光雄, 河村 武, 1972, 関東地方における光化学スモッグの広域発生条件, 日本気象学会講演予稿集, (23).
- 9) 河村 武, 1966, 中部日本における地上風系 地理学評論, **39**, 538-554.
河村 武, 1968, 都市気候—とくに heat island に関する研究を中心として—気象研究ノート, (98) 142-157.
河村 武, 1972 a, 都市気候と大気汚染文献目録, 気象庁図書月報, **17**, 特別号, 173 P.
河村 武, 1972 b, 光化学反応による大気汚染と気象条件, 日本公衆衛生協会 光化学反応による大気汚染 85-93.
- 河村 武, 1972 c, 日本の都市における大気汚染, 地理学評論, **45**, 231-245.
- 河村 武, 1972 d, AMGS, 天気, **19**, 298
- 10) 木村竜治, 三沢信彦, 1972, ヒートアイランドの実験, 日本気象学会予稿集 (22)
- 11) 近藤次郎, 1971, APPS-大気汚染の予測システム, 日本機械学会, 1-18.
- 12) 箕輪年雄, 1963, 大気汚染の予報, 気象研究ノート, **14**, 263-271.
- 13) 三谷一郎, 1961, 東京の濃煙霧日数について, 天気, **8**, 156-159.
- 14) 森口 実, 1971, 大気汚染モデルによる都市汚染度の推定, 公害と対策, **7**, 213-220.
- 15) 中島暢太郎, 1967, 大気汚染から見た京阪神地方の局地気候, 京大防災研究年報, (10) B. 1~9.
- 16) 中野道雄ほか, 1971, 大阪における大気汚染調査(第1報)大気汚染研究, **6**, (1), 120.
- 17) 根本順吉, 1971, 気候変動の人為的原因, 気象研究ノート, (107) 32-45.
- 18) 大喜多敏一, 1971, 都市地域大気汚染気象研究ノート, (107) 142-158.
- 19) 鈴木伸ほか, 1971, 光化学反応による大気汚染, 日本公衆衛生協会, P. 275.
- 20) 大気汚染研究全国協議会, 第3小委員会編, 1965, 大気汚染気象ハンドブック, コロナ社,
- 21) 東京都公害研究所, 1971, 東京光化学スモッグに関する調査研究(第1報), P. 364, 1972, 同(第2報), P. 491.
- 22) 吉野正敏, 1966, わが国における大気汚染危険度の気候学的推定, 天気, **15**, 9~14.
- 23) Bach, W., 1972, Atmospheric pollution. McGraw Hill Co. p. 150.
- 24) Gross, E., 1970, The national air pollution potential forecast program. ESSA Tech. Mem. WBTM NMC 47.
- 25) Lyons, W.A., 1970, Mesoscale transport of pollutant in the Chicago Area as affected by land and lake breezes. 2nd int. Clean Air Congress. 35p.
- 26) McCormic, B.M., 1971, Introduction to the scientific study of atmospheric pollution. D. Riel Publishing Co. 169p.
- 27) McCormic, R.A., 1970, Meteorological aspects of air pollution in urban and industrial districts. WMO Tech. Note (106) 1-30
- 28) Sugiura, S., Some preliminary studies for forecast programme of high air pollution potential (to be published in Met. Mag.)
- 29) Wilson, C.L. ed., 1970, Man's impact on the global environment (SCEP report). MIT Press.
- 30) Yamamoto, G., M. Tanaka, 1971, Secular variation of atmospheric turbidity over Japan. J. Meteor. Soc. Japan, Ser. II, 49, 859-865.