

都市交通と環境：都市交通に起因する局地環境問題

花岡伸也 HANAOKA, Shinya	(財)運輸政策研究機構運輸政策研究所主任研究員
柳下正治 YAGISHITA, Masaharu	名古屋大学大学院環境学研究所教授
岡崎 誠 OKAZAKI, Makoto	鳥取環境大学環境政策学教授
宮本和明 MIYAMOTO, Kazuaki	東北大学東北アジア研究センター教授
岡田 啓 OKADA, Akira	(財)運輸政策研究機構運輸政策研究所研究員

はじめに

今号では、大気汚染物質の影響および大気汚染被害のメカニズムについて、都市交通との関連を踏まえて報告する。本稿は、「都市交通と環境に関する国際共同研究プロジェクト(CUTEプロジェクト)」最終報告書の第3章の一部として報告される。

1 大気汚染物質の影響

1.1 大気汚染物質とは

大気汚染物質の発生源には自然起源と人為起源がある。自然起源には、火山排出物、森林火災、花粉の飛散、風による砂塵・黄砂等の地面からの巻き上げ、海塩粒子、成層圏から対流圏に沈降するオゾン等があげられる。一方、人間の社会経済活動に伴うものが人為起源であり、大きく固定発生源と移動発生源に分けられる。固定発生源としては、工場、火力発電所等の事業活動における化石燃料の燃焼過程、原材料・化学物質を取り扱う生産・貯蔵等のプロセス、廃棄物の処理プロセス等があげられる。また移動発生源として、自動車、船舶、航空機等がある。一般に大気汚染とは、自然起源によるものではなく人為起源によるものを言う。

固定発生源から排出される汚染物質は、硫黄酸化物(SO_2 , SO_3)、窒素酸化物(NO_x : 一般に燃焼起因の場合は NO が約90%、 NO_2 が約10%程度といわれている)、ばいじん、粉じん、有害物質(カドミウム、鉛、フッ素、有機塩素系溶剤など)、炭化水素(HC)などがある。一方、主たる移動発生源である自動車からの排出ガスは3種類あり、排出ガスの大部分を占めている排気系からの排気ガス、燃料供給系からの燃料蒸発ガス、エンジンのクランクケースからのプロ-パイガスがある。排気ガスの中には、一酸化炭素(CO)、 NO_x (固定発生源とほぼ同じ構

成)、HC、ディーゼル排気微粒子、ベンゼンなどが含まれており、大気汚染の主要な原因の1つとなっている。

1.2 大気汚染物質の種類と環境に与える影響

多くの先進国では、 SO_2 、 NO_x 、 CO 、粒子状物質(PM)、オゾン(O_3)、重金属、多環式芳香族炭化水素(PAH)、揮発性炭化水素(VHC)、揮発性有機化合物(VOC)等を大気汚染物質としており、これらの大気濃度を、定期的にはまたは常時計測している¹⁾。

このうち、欧州のEEA(European Environmental Agency)は、大気環境の指標として、酸化物(acidifying substances)、対流圏オゾン前駆物質(tropospheric ozone precursors)、粒子状物質(particulates)の3つを用いており、関連する大気汚染物質を表1のように分類している¹⁾。大気汚染問題を汚染物質別に捉えるのではなく、対策の必要な大気環境問題別に分類しているところに特徴がある。

表 1 EEAにおける大気汚染物質の分類

Air pollutant	Acidifying substances	Tropospheric ozone precursors	Particulates
SO_2			
NO_x			
NH_3			
NM/VOC			
CO			
CH_4			
PM10			

Source: EEA(2002a)

また、米国のEPA(Environmental Protection Agency)は、 SO_2 、 NO_x 、PM、 CO 、 O_3 、鉛(Pb)を主要6汚染物質(Six Principal Pollutants)と位置づけている⁸⁾。これら6物質は、開発途上国も含めて国際社会において広く主要大気汚染物質として認識され、多くの国で継続的に計測されている。主要6汚染物質が人体に与える影響は次のようにまとめられる。

(1) 二酸化硫黄(SO₂)

石炭や石油等の化石燃料に含まれる硫黄成分が燃焼により酸化され、SO₂が発生する。主な固定発生源は、工場や事業場の燃焼施設や硫化鉱を用いた生産工程である。また、ディーゼル自動車の燃料である軽油中や船舶燃料(重油、軽油)にも硫黄が含まれている。SO₂は急性、慢性の呼吸器疾患(喘息、慢性気管支炎、肺気腫等)を引き起こし、地域住民の間で呼吸器症状の有症率の増加などが報告されている。PMと共存すると急性症状が激しく起こることから、混合曝露による影響として評価されている。環境大気中での滞留期間が長いために長距離輸送され、酸性降水物として広い範囲に影響を及ぼす。

(2) 窒素酸化物(NO_x)

石炭や石油等の化石燃料が燃焼するとき、空気中に含まれる窒素(Thermal NO_x)と燃料中の窒素(Fuel NO_x)が酸化され、主にNOが生成される。自動車から排出されるNO_xの大部分はNOの状態である。これが、大気中で太陽光とO₃の関与により平衡状態に到るまで反応し、相当部分がNO₂に変化する。このため、発生源規制等はNO_xに対して行われているものの、環境基準はNO₂に対して定められている。NO₂はそれ自体が有毒ガスであると共に、酸性雨や光化学大気汚染の原因物質にもなる。水に溶けにくいことから気管支深部に進入しやすく、また細菌に対する抵抗力を低下させる。疫学調査によると、NO₂の濃度と持続的な咳と痰の有症率が正の相関を持つことが確認されている。

(3) 粒子状物質(PM)

PMとは、固体および液体の粒子として存在する大気汚染物質の総称である。エアロゾル、浮遊粉じん、浮遊粒子状物質、粉じん、ダスト、ミストなどはいずれも粒子状物質の概念に入る。このうち、大気中に浮遊して存在する粒径10 μm以下の粒子(浮遊粉じん、エアロゾル等)をPM10と言う。PMには、発生源から直接排出される一次粒子とその後生成される二次生成粒子がある。二次粒子には、NO_x、SO₂、アンモニア(NH₃)等のガス状物質が大気中で粒子化するものや、排出段階ではガス状であっても空気中で凝固して生成される凝縮性ダストなどがある。PMは視程の障害、建物や衣類の汚損の原因となる。また、ガス状の大気汚染物質と共存することによって、肺や気管などに沈着して呼吸器に悪影響を及ぼす。

PMの中には発ガン性物質(アスベスト等)や中毒性物質(水銀等)も含まれていることがある。石炭や石油の不完全燃焼によって発生する煤煙や、ディーゼルエンジン

からの排出ガス中の粒子は炭素が主体であり、粒径は2.5 μm以下のものも多い。これらは肺胞の奥深くに沈着し、同時に発生した多くの有害物質が付着していることから、粒径10 μm以下の粒子より健康に対するダメージが大きいとされている。EPAでは、このPM2.5を新たな環境基準として採用することを決め、現在施行に向けた準備を進めている。また、日本の環境省もPM2.5の取り扱いに関する検討を開始している。

(4) 一酸化炭素(CO)

COはガソリンや軽油といった燃料に含まれている炭素が不完全燃焼して発生する毒性の高いガス状物質であり、自動車排出ガスが代表的な発生源である。血液中のヘモグロビンと結合し、酸素運搬機能を阻害することによって頭痛、めまい、酸欠状態など健康へ悪影響を及ぼす。また、温暖化ガスであるメタン(CH₄)の寿命を長くする。

(5) オゾン(O₃)

NO_xやNMVOC(非メタンVOC)、炭化水素(HC)を主体とする一次汚染物質が、大気中において光化学反応を起こし、光化学オキシダント(O_x)が生成される。O₃は光化学スモッグの原因であり、また強い酸化力を持っていることから、目、喉、呼吸器に悪影響を及ぼす。特に日差しの強い夏期に高濃度を呈しやすい。自覚症状の訴えとしては目の刺激症状の発症があり、O₃の影響を知る上で最も鋭敏な指標と考えられている。

(6) 鉛(Pb)

Pbは重金属であり、人体にとって蓄積性の毒物である。大量のPbが人体に入ると急性中毒を起こし、腹痛、嘔吐などが表れて死亡することもある。少量のPbが長期間にわたって人体に入ると、食欲不振、便秘、腹痛などが起こる。

これら主要汚染物質の他に、ベンゼン、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレン等の毒性を持つ有害な化学物質が大気中に存在する。これらの化学物質は低濃度であっても、長期的な曝露による健康への影響が懸念される。このような化学物質は有害大気汚染物質(HAPs: Hazardous Air Pollutants)と呼ばれており、VHCやVOCの多くはこれに含まれる。HAPsとは、ガンのような健康に重大な影響を与える病気をもたらす毒性の高い大気汚染物質のことであり、米国のEPAは188物質を、日本の環境省は234物質をHAPsとして指定している。

また、EPAはこれらの化学物質のうち、移動発生源(主に自動車)からの汚染物質をMSATs(Mobile Source Air

Toxics)として区分している³⁾。MSATsと指定されている大気汚染物質は、表 2の通り21物質ある。

表 2 Mobile Source Air Toxics (MSATs) のリスト

アセトアルデヒド	ディーゼルPM+ディーゼル有機ガス(DPM + DEOG)	MTBE
アクロレイン	エチルベンゼン	ナフタリン
砒素化合物	ホルムアルデヒド	ニッケル化合物
ベンゼン	n-ヘキサン	多環式有機物
1,3ブタジエン	鉛化合物	スチレン
クロム化合物	マンガン化合物	トルエン
ダイオキシン/フラン	水銀化合物	キシレン

Source : EPA(2001)

大気汚染物質は人体だけでなく、植物にも悪影響を与える。大気汚染による主たる植物被害として、葉肉細胞が破壊されることによって葉面などに表れる可視障害がある。また、SO₂やフッ化水素(HF)によって森林が枯れたり、農作物の生育や収穫が悪くなったりすることがある。大気汚染の影響は人工物である金属等の材料、さらには文化財にも及び、SO_xは鉄鋼や石材、またオゾンは高分子有機材料に大きな影響を及ぼす。

1.3 大気環境基準

主要な大気汚染物質は環境基準が定められており、環境基準の性格は国によって異なる。

WHOはAir Quality Guidelines for Europeを1987年に発行し、欧州各国に配布した。基準値は、欧州と北米における疫学(epidemiological)および毒物学(toxicological)での研究成果に基づいて設定された。しかし、この基準

値を世界各国、特に気候条件の全く違う開発途上国に適用するのは問題があるとされたため、国際的に適用可能なガイドラインの改訂を進め、1997年に改めてAir Quality Guidelinesを発行した¹¹⁾。

EUの基準はWHO欧州事務局で定められたガイドラインに基づいており、健康への有害影響が生じないと考えられる指針値を提供している。これはEU加盟国政府が意思決定や環境基準を設定するための根拠となる情報を提供するものであり、各国で適用される監視のための目標ではない。基準値設定においては、住民の曝露、気候条件、動植物とその生息圏、歴史的遺産、経済的・技術的な実現可能性、2次汚染物質の発生が考慮されている。

米国では、州政府に対し、大気環境の目標達成のための計画策定とその公表が義務づけられている⁷⁾。米国の基準は2つあり、1次基準(Primary Standards)は「感受性の高い人を含む公衆の健康を適切な安全率を見込んで保護するための基準」、2次基準(Secondary Standards)は「環境大気中汚染物質による汚れや不快、視程、植生、物質への影響などを含む公共の福祉を保護するための基準」となっている。

日本の大気環境に係わる環境基準は、「人の健康を保護する上で維持されることが望ましい基準」として設定されており、科学的な知見に基づく健康保護の目標、および施策実施上の目標という性格を持つ²¹⁾。

環境基準設定の判断材料として用いられている科学的な知見は「クライテリア」と呼ばれ、世界各国では、クライ

表 3 WHOおよび日米の環境基準

Pollutant	Country	Standard Value							
		Annual		24hour		8hour		1hour	
		ppm	ug/m ³	ppm	ug/m ³	ppm	ug/m ³	ppm	ug/m ³
SO ₂	WHO		50		125				
	USA	0.03	80	0.14	365			0.5*2	1300*2
	Japan			0.04				0.1	
NO ₂	WHO		40						200
	USA	0.053	100						
	Japan			0.04-0.06					
PM10	WHO								
	USA		50		150				
	Japan				100				200
Ozone	WHO						120		
	USA					0.08	157	0.12	235
	Japan*3							0.06	
CO*4	WHO						10		30
	USA					9	10	35	40
	Japan			10		20			
Pb	WHO		0.5						
	USA*5		1.5						
	Japan								

注：*1 米国は、SO₂とCOは1次基準のみを用いているが、その他の汚染物質は1次と2次の両者を基準としている。

*2 3時間平均値

*3 日本はオゾンだけでなく、光化学オキシダント(Ox)を大気汚染物質としている。

*4 COのみmg/m³

*5 四半期平均値

Source : WHO(2000), EPA⁷⁾ 環境省¹⁶⁾

テリアに基づいて環境基準値が設定されている。表 3 は、主要な大気汚染物質の環境基準について、WHO、EU、米国、日本を対象にそれぞれの値をまとめたものである。なお先進国では、これらの汚染物質の他、アンモニア、ベンゼン、ダイオキシン類などに対しても大気環境基準が設定されている。

汚染物質によって、年平均値、24時間値、8時間値、1時間値の別に環境基準を設定している。これらは大気汚染が健康に与える影響の違いを考慮したものである。例えば、SO₂、O₃やCOは急性の症状を起こしやすい側面を有することから、1時間値を基準値として用いる場合が多い。ただし、基準値の違いは国の事情も反映されている。例えば日本では、NO₂の健康影響に関するクライテリアは年平均値(0.02～0.03ppm)として得られているが、年平均値では速やかな行政対応ができないという観点から、クライテリア値に相当する24時間平均値(0.04～0.06ppm)を求め、これを環境基準値として採用する工夫をしている。なお、環境基準の統計処理方法についても国によって異なることから、一概に数値だけで比較できないことに注意する必要がある。

2 大気汚染被害のメカニズム

大気汚染物質は、自動車などの発生源から「排出」され、物質によっては「化学反応」を起こしながら、地形や気象条件の影響を受けて「拡散」し、最終的に人間や動植物、文化財等の人工物に「到達」して被害を及ぼす。本章では、大気汚染被害のメカニズムを、排出、化学反応・拡散、濃度の計測の3段階に分け、各段階のシステム・方法論の概要、および都市交通との関わりについて述べる。

2.1 大気汚染物質の排出

2.1.1 自動車からの排出量の推定

既述のように、大気汚染物質の発生源には工場等の固定発生源と自動車を中心とした移動発生源がある。各発生源からの排出量は、発生源別に作成された方法論に基づいて推定される。このような方法論は、Inventory Guidebookのような形でマニュアル化されていることが多い²⁾。ここでは、自動車からの汚染物質排出量推定の方法論について、日本を事例としてその概要を述べる。

自動車から排出される大気汚染物質の排出量は、基本的には自動車1台当たりの排出係数を求め、これを自動車走行距離に乗じることによって推定する。排出量に影響する要因として、1)車種(型式、規制年次、排出ガス対策方式等)、2)重量(車両重量、積載重量)、3)走行状態(アイドリング、減速・加速、低速走行等)、4)道路構造(平坦、坂道等の縦断勾配)、5)車令及び整備状況などがある。しかし、上記の要因全てを詳細に調査して排出係数を設定することは現実的ではない。そこで、実際には地域の代表走行モードを調査し、車種別、規制年別等の区分ごとにシャ-シダイナモメ-タ試験、エンジンダイナモメ-タ試験を行って排出原単位を求める。これに規制年別等の車両構成比で加重平均し、排出係数を算定している。

日本における自動車排出ガス規制の試験方法として、乗用車では10・15モード(都市部における平均走行パターン)と11モード(冷機始動で郊外から都心に向かうときの平均的な走行パターン)がある。また、車両総重量2.5トン超えの重量車に対しては、ディーゼル13モード、ガソリン・LPG13モードが用いられている。いずれも日本の走行状態をマクロに代表するものとして定められているため、特定の地域について論じる場合、厳密には走行状態の違いが問題となる。

BOX:ガソリン車とディーゼル車の排出係数(東京都のケース)

表 4は、1997年における東京都の平均的走行条件(平均車速18.2km/h)での排出レベルを、大気汚染別に比較したものである。括弧内は、ガソリン乗用車との相対値を示している。車両が大きくなるに従って汚染物質の排出量は増加し、この傾向はNO_xとPMにおいて顕著である。NO_xの場合、ガソリン乗用車を1とすると、10tトラック

はガソリン乗用車の31台分排出していることとなり、PMでは同じく55台分排出していることになる。COはディーゼル車においては排出量が少なく、10tトラックでも乗用車程度の排出量となる。HCはガソリン乗用車の排出量が著しく少ないため、相対的に10tトラックの排出量比が大きくなるが、排出量自体では重量ガソリン車とそれほど差はない。

表 4 自動車からの車種別大気汚染排出レベル 単位: g/km

物質	ガソリン乗用車	中量 ガソリン車 750kg	重量ガソリン車 1tバン	ディーゼル車			
				2tトラック	4tトラック	8tトラック	10tトラック
NO _x	0.26	0.39(1.5)	0.96(3.7)	3.25(12.5)	3.99(15.3)	5.13(19.7)	8.05(31.0)
CO	3.99	5.76(1.4)	15.84(4.0)	1.63(0.4)	1.88(0.5)	2.03(0.5)	3.56(0.9)
HC	0.19	0.20(1.1)	1.39(7.3)	0.78(4.1)	1.12(5.9)	1.11(5.8)	1.86(9.8)
PM	0.012	0.010(0.8)	0.022(1.8)	0.173(14.4)	0.365(30.4)	0.505(42.1)	0.656(54.7)

出典: 海外環境協力センター(1998)

2.1.2 発生源別排出量

大気汚染物質の発生源別排出目録(以下、インベントリー)は、先進各国で公表されている。ここでは、それを日米欧の別にまとめ、自動車を中心とする交通部門が大気汚染物質の排出に寄与している状況を明らかにする。結論を最初に述べると、国や都市によってその多寡は異なるものの、自動車の寄与が大きい大気汚染物質は、CO、NO_x、VOC、PMである。なお、ほとんどの先進国においてCOは大気環境基準以下であるものの、他の汚染物質は依然深刻な状況にある。汚染物質の削減に向け、道路交通は極めて重要な位置を占めている。

<米国>

米国では、EPAが大気汚染物質の排出量を国レベルで推定している。サマリーレポートでは、排出量と測定局の計測濃度を、大気汚染物質別に比較している⁴⁾。

発生源は、大きく、燃料燃焼(Fuel Combustion)、産業加工(Industrial Processing)、交通(Transportation)、その他(Miscellaneous)の4部門に分けられている。交通部門は、さらに道路交通(On-Road Vehicle)と非道路交通(Non-Road Engines and Vehicle)に分けられており、道路交通には軽自動車、軽量トラック、重量自動車、中量乗用車、オ-トバイが、また非道路交通には、航空機、船舶、鉄道などの他、交通に関連する機器(空港用機器、鉄道管理機器等)が含まれている。サマリーレポートで

は、主要6汚染物質(SO₂、NO₂、O₃、PM、CO、Lead)の他、VOCとNH₃の排出量を発生源別に推定している。

ここで、主要な大気汚染物質に対し、1990年から現在までの発生源別排出トレンドを図1にまとめた。このうち、CO、NO_x、VOCは道路交通部門の寄与率が高く、直近の2001年では、寄与率がCO62%、NO_x37%、VOC27%となっている。一方、後述する欧州と異なり、米国ではPMの道路交通部門の寄与率が非常に低い。これは、その部門で出す砂埃(Fugitive dust)や農業を含んでいるためである。ただし、砂埃や農業を除いたとしても、道路交通ではなく、燃料燃焼や産業加工の寄与が大きいところに特徴がある。NO_xは1997年以降減少傾向にあるものの、道路交通部門の寄与率は大きく変わっていない。一方、COとVOCに関しては道路交通部門の排出量削減が総排出量の削減につながっていることがわかる。

<欧州>

EEAでは、EU加盟各国から報告されたデータを元に、主要な大気汚染物質(SO₂、NO_x、NH₃、NMVOC、CO、PM10)の排出トレンドとインベントリーをまとめている¹⁾。図2のように、道路交通部門の寄与の大きい大気汚染物質は、NO_x、NMVOC、CO、PM10となっている。また図3より、これら大気汚染物質は、NH₃を除き、全体としてここ10年間で確実に減少している。さらに表5において、1999年における1990年からの削減率を見ると、

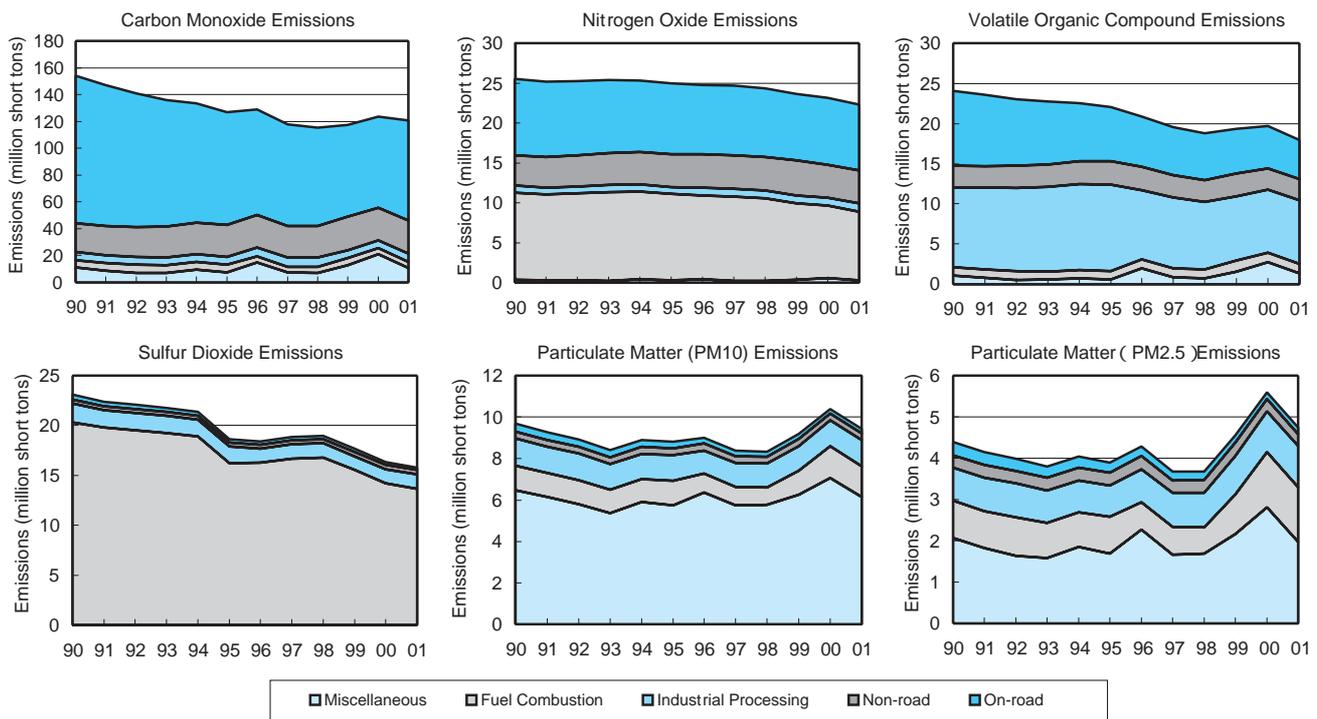


図1 米国における主な大気汚染物質のインベントリーのトレンド
Source: EPA(2003)

NH₃を除いて道路交通部門がその削減に大きく寄与していることもわかる。乗用車の台キロ、貨物車のトンキロが上昇し続ける中、大気汚染物質の排出量が下がっているのは触媒等の新技術の開発と浸透による。こうした排出

技術は厳しい排出規制を背景として発展している。地球温暖化問題とは異なり、大気汚染物質については、今後も技術開発によってある程度の抑制が可能であることを物語っている。

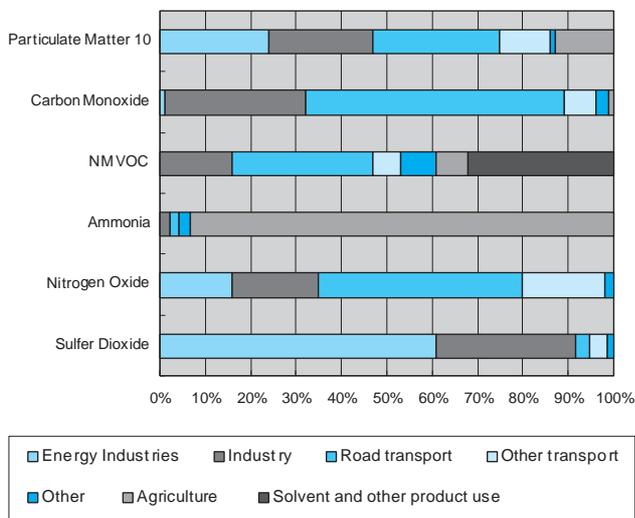


図 2 欧州における主要大気汚染物質のインベントリー(1999年)
Source: EEA(2002a)

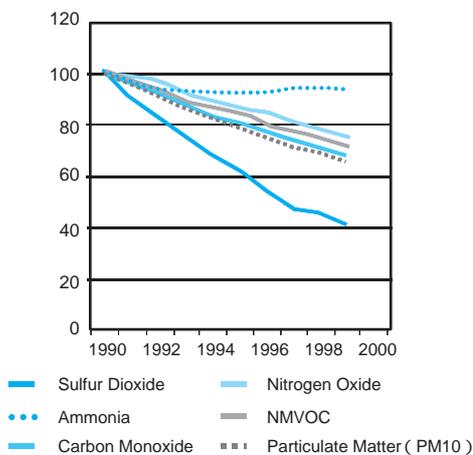


図 3 欧州における主要大気汚染物質排出量の推移(1990 = 100)
Source: EEA(2002a)

表 5 欧州における主要大気汚染物質の1990年から1999年までの削減率

	SO ₂	NO _x	NMVOC	CO	PM10	NH ₃
全体	-60%	-25%	-28%	-32%	-34%	-6%
道路交通	-67%	-27%	-42%	-76%	-28%	610%*

*これは異常値に見えるが、EEAのデータをそのまま記載したものである。
Source: EEA(2002a)

<日本>

日本では、地方公共団体レベルにおいて排出量の推定が行われてきている。特に、1992年に導入された自動車NO_x法(2000年に大幅に改正され、「自動車NO_x・PM法」となった)が適用されている大都市圏において、NO_xのインベントリーが数年間隔で精緻に推計されている。多少データが古いですが、1994年時点のNO_xのインベントリーを表 6に示す。千葉県、神奈川県のように臨海工業地域を擁している地域は工場・事業場の占める割合が高くなっているが、他の地域では自動車の割合が高く、50%を超えている。

自動車の主たる発生源である大気汚染物質の、2000年における日本全体の自動車部門内の発生源内訳を図 4に示す。COはガソリン車が約80%と、ガソリン車が主たる排出源となっている。一方、NO_xはディーゼル車のシェアが約80%であり、HCも約60%を占めている。PM10については100%がディーゼル車となっている。このように、日本ではディーゼル車を起因とした大気汚染物質排出量が多いことから、発生源対策としてディーゼル車の規制が強化されている。

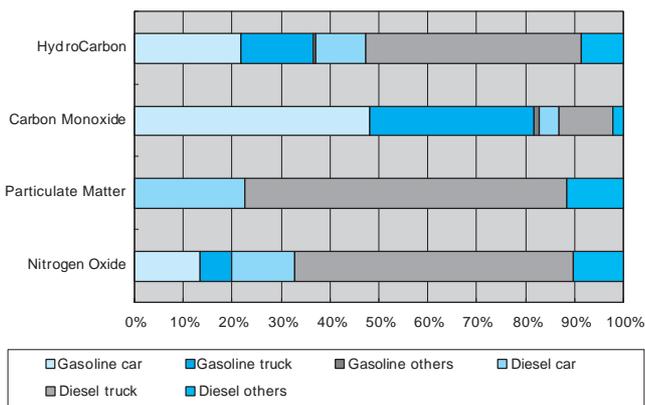


図 4 日本における自動車部門内のインベントリー(2000年)
出典: 中央環境審議会(2002)

表 6 自動車No_x法特定地域内のNO_x排出量(1994年) 単位: トン/年

	東京圏				大阪圏	
	埼玉県	千葉県	東京都	神奈川県	大阪府	兵庫県
自動車	24,610(62%)	15,590(32%)	45,100(68%)	28,100(41%)	27,950(53%)	12,530(52%)
船舶・航空機	0	1,280(3%)	3,300(5%)	4,900(7%)	3,900(7%)	2,780(12%)
工場・事業場	13,300(33%)	28,980(60%)	9,800(15%)	31,600(46%)	18,660(35%)	6,830(28%)
民生	2,050(5%)	2,800(6%)	7,700(12%)	3,400(5%)	2,700(5%)	1,840(8%)
合計	39,960	48,650	65,900	68,000	53,220	23,980

出典: 環境庁(1999)

2.2 化学反応と拡散

2.2.1 大気汚染物質の相互関連

大気汚染物質は、そのままの形で被害を及ぼすものもあれば、大気中で化学変化を受けて別の大気汚染物質となり、地形や気象条件に左右されながら移流拡散して被害を及ぼすものもある。

後者の形で環境へ被害をもたらす化学反応としては、主に次の4つがあげられる。

NOとして排出されたNO_xが大気中で酸化され、NO₂となる問題。

NO_xとHC(反応性の高い芳香族・オレフィン等)が太陽の紫外線によって光化学反応を起こし、光化学オキシダントを生成する問題。

SO_x, NO_x, HCなどが光化学反応により二次粒子を生成し、PM発生に大きく寄与する問題。

SO_x, NO_xが硫酸、硝酸に変化し、雨や雪に取込まれて降下する酸性雨の問題。

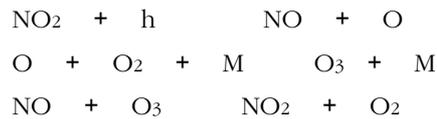
移流拡散については、自動車排出ガスの場合、地表面近くから排出されるために工場からの煙突に比べると拡散条件が悪く、道路の近傍では希釈されないまま高濃度の汚染が出現しやすい。また、道路構造、道路付近の建物、地形の起伏などの影響を受けやすい。

ここで、図5に化学反応と移流拡散の空間的スケールの特徴を汚染物質ごとに概念的に示す。NO₂、光化学オキシダント、二次粒子の順に、化学反応を伴いながら拡散していく距離が長くなっている。の酸性雨の現象は、さらに長距離の移動を伴う。

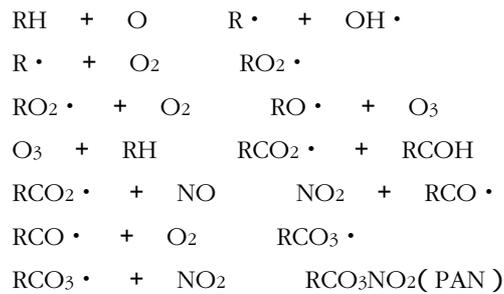
2.2.2 化学反応

代表的な大気環境中の化学反応として、NO₂と光化学

オキシダント生成反応について簡単に説明する。自動車から排出されるNO_xの大部分はNOの状態である。これが大気中で太陽光、O₃の関与により次式の平衡状態に到るまで反応し、相当部分がNO₂に変化する。



光化学オキシダントの生成反応はさらに複雑である。上記3式の反応サイクルにHCが加わって、



など、多様な連鎖反応が起こって、O₃、アルデヒド、ケトン、ヒドロペルオキシド、過酸化物、パ-オキシアセチルナイトレ-ト(PAN)、硝酸ミストなどを生成する。

2.2.3 拡散

発生源から排出された汚染物質は、大気中で大気の運動(風、乱れなど)によって希釈されていく。地形が平坦で、気象条件が時間的、空間的に一定であればこの大気拡散現象は比較的単純である。しかし、実際のフィールドで起こる現象は複雑であり、予測や推定は容易ではない。大気拡散に影響を及ぼす気象現象として下記がある。

- (1)ダウンドラフト: 煙源の近くにあまり高さの変わらない建物や丘があると、その障害物を作る渦に汚染物質が巻き込まれて急激に降下する現象。

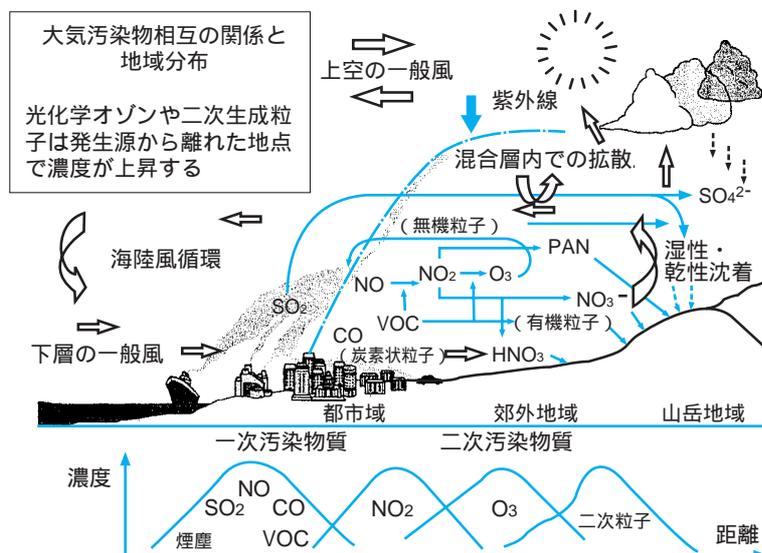


図5 大気汚染物質の相互関連性と都市域における空間分布の概念図
出典: 若松・篠崎(2001)

- (2)ダウンウォッシュ: 煙突から排出される煙の吐出速度が小さい場合, 煙が煙突背後にできる渦に巻き込まれて急降下する現象.
- (3)フュミゲ - ション(いぶし現象): 上層に煙の拡散が困難な安定層が発達すると, 煙は下層の中に閉じ込められて地表部分に高濃度が生じる現象.
- (4)ストリ - トキャニオン: 両側を高層ビルで囲まれた道路上で, 気象条件によって自動車排出ガスにより高濃度の汚染が発生する現象. 高層ビルに囲まれた道路を峡谷に見立ててこのように呼ぶ. ビルよりも上層の風が道路と平行に吹いている場合は, ストリ - トキャニオン内でも同じような風が吹く. しかし, 風向が道路と直角の場合はストリ - トキャニオン内に独特の循環風を生じ, 自動車からの排出ガスが拡散希釈されず, 汚染物質が蓄積されることとなる.

一般に道路周辺では, 排出源とリセプタの距離が短く, また排出高さがほぼ地表面という場合が多いため, 汚染物質が十分に拡散・希釈されず, 狭い範囲で高濃度になりやすい. 図 - 6は幹線道路周辺地域での汚染物質濃度の距離減衰を示したものである. 道路端から20~30mまでに急激に濃度が下がり, それ以上道路から離れるとほぼ横ばい状態となっている.

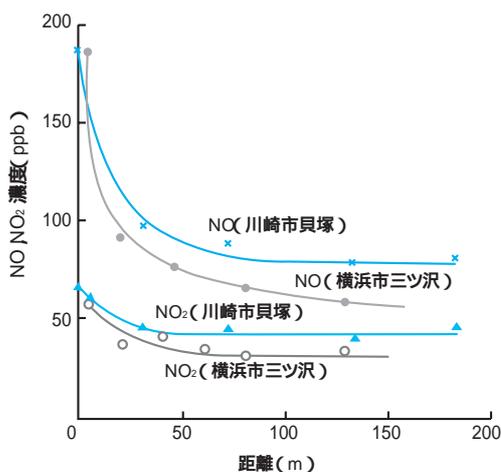


図 6 道路端からのNO, NO₂の距離減衰
出典: 河村武(1987)

一方, 都市の大気汚染対策を検討する際には, 次のような時に大気拡散現象を定量的に把握する必要が生じる. 高い大気汚染濃度が測定される地点において, どの発生源がどの程度寄与しているのか. また環境基準以内にするためには, どの発生源の排出量をどの程度削減する必要があるのか.

バイパス道路の建設, 交通規制などの交通対策を実施したときの環境改善効果はどのくらいか.
道路建設における環境アセスメントの実施.

以上のようなニーズに応えるため, 各種の大気拡散モデルが研究され, 実務レベルでの提案もされている. 自動車排出ガスを対象とした拡散モデルは, 正規ブル - ム式や数値解モデルなどが報告されている. 行政で使用する場合はモデル選定のガイドラインが示されている. EPAの「大気汚染モデルに関する指針」では, 高速道路周辺を適用対象としてCALINE3(California line source model)が推奨されており, HIWAY-2も次善モデルとして示されている. 日本では, 環境省の「窒素酸化物総量規制マニュアル」¹⁹⁾で正規型拡散式(ブル - ム式, パフ式), JEA線煙源拡散式, JEA修正型線煙源拡散式, 面煙源拡散式が提示されている. また, ストリ - トキャニオンの大気拡散現象を扱う研究では, SRI(Stanford Research Institute)モデルなどが使われている.

2.3 大気汚染濃度の測定

2.3.1 測定方法

<測定方式>

大気汚染の防止に係わる政策や規制の策定にあたっては, 大気環境の状態を可能な限り正確に把握しておく必要がある. また, 策定された政策の効果を評価するためにも大気環境のモニタリングは必要不可欠となる. そのため, 世界の主要な都市においては, 大気汚染物質の濃度を常時計測する大気環境測定局が設置されている. また正確に大気質濃度を測定するため, 計測技術の確立された方法が一般に用いられている.

日本では, 環境基準が設定された項目に関しては, その告示の中で測定法が併せて定められている. 環境基準が設定されている主要な大気汚染物質の測定法を表 7 に掲げる. 同表からわかるように, 複数の測定法が法律上使用可能な方法として規定されている. ここで定められた測定法の原理に基づいた測定機が大気環境測定局に設置され, 常時監視に用いられている. なお, 下線がついた測定法は, 現在世界で標準的に使用されているものである.

表 7 日本における主な大気汚染物質の測定法

項目	測定方法
SO ₂	・紫外線蛍光法・溶液導電率法
CO	・非分散赤外線吸収法
SPM	・ベータ線吸収法・質量濃度測定法・圧電天びん法・光散乱法
NO ₂	・化学発光法・吸光光度法(ザルツマン試薬)
Ox	・紫外線吸収法・化学発光法・吸光光度法(KI溶液)・電量法(KI溶液)

出典: 三笠(2001), 三笠(2002)を元に筆者作成

一方, 米国やドイツでは, 自動測定機の認証制度が運営されており, 認証のための性能基準, 試験方法, 試験結果のまとめ方法等が定められている. よって, これらの国々

では認証を取得した測定機が使用される。アジア諸国では米国の認証済みの測定機が主に使用されており、欧州諸国ではドイツの認証済み測定機が使用されている^{24),25)}。

<自動車排出ガス測定技術の開発>

測定局における濃度の計測結果を用いて、個別の自動車からどの程度大気汚染物質が排出されているのか推定するのは不可能である。そのため、走行中の車両から排出ガスを計測する技術が開発されている²⁶⁾。NO_x排出量は走行状況により大きく変動するため、実際の走行状況とNO_x濃度とを同時に把握することが重要である。これに対応するものとして、小型軽量のNO_x計を活用したのが車載型NO_x計測器である。また、サンプルの採取を伴わない、リモートセンシングによる大気汚染ガスの計測機器の開発も進められている。リモートセンシング方式は、赤外線(紫外線)分光の原理を利用して、発光源から赤外線(紫外線)を反射板に向けて発光し、反射してきた光の減衰量を計測することにより通過した大気汚染の濃度を算出する。路側に機器を設置し、対象を排気口からの自動車排出ガスとすることで、走行中の自動車排出ガスの計測が可能となる。EPAは、リモートセンシングによる測定結果を利用して、排出ガス濃度の低い自動車の排出ガス検査の免除や、排出ガス濃度の高い自動車への修理の勧告等を試みている。

2.3.2 測定局の設置

測定局のタイプや設置数は、都市レベルなど空間的な大気汚染状況の把握に影響を与える。ここでは、先進各国における測定局のネットワークの状況について解説する。

<米国>⁶⁾

米国では、測定局の設置目的として以下の4つを定めている。

- ・ネットワーク範囲内で発生した大気汚染物質の高濃度地域の把握。
- ・高人口密度地域における代表的な発生地域の把握。
- ・特定発生源からの汚染状況の把握。
- ・汚染集中状況の背景の把握。

測定局のタイプは3つある。まずState and Local Air Monitoring Stations(SLAMS)と呼ばれる測定局のネットワークは、大気汚染状況を常時監視する測定局であり、モニタリング結果の年次報告、即時情報提供等に用いられている。図 7のようにSLAMSは米国全土に設置されており、約4,000の測定局数で構成されている。2つ目のNational Air Monitoring Stations (NAMS)は、SLAMSを補完するネットワークとして、より厳格かつ正確にモニターするために設置されている。測定局数は1080であり、人口密度が高く高濃度な地域である都市部、また複合的な発生源があるところに設置される。3つ目のSpecial Purpose Monitor(SPMS)は常時監視ではなく、特定の必要性が生じたとき、短期間のモニタリングのために州政府や地方自治体によって利用されている。

その他、Clean Air Actが1990年に改訂された際、汚染状況が深刻となっているオゾン用の測定局、Photochemical Assessment Monitoring Station(PAMS)が新たに第4のネットワークとして設置された。PAMSは大気環境基準を満たしていない大都市部を中心に、全国に90以上設置されている。

<欧州>⁹⁾

欧州では、EEAが主体となって、欧州全体をカバーする大気汚染モニタリングネットワーク、EuroAirnetを構築中である。EuroAirnetの設置目的は次の通りである。

- ・大気汚染状況やトレンドの把握、および欧州全体の比較
- ・曝露人口および構造物、生態系の被曝状況の推定

State and Local Monitoring(SLAMS)Network

National Air Monitoring(NAMS)Network



図 7 米国の大気汚染測定局の分布状況(SLAMS and NAMS)
Source : EPA⁶⁾

- ・人間の健康に与える影響の推定
- ・構造物や植物に与える損害の定量化
- ・排出源と曝露の関係の把握

- ・大気汚染削減戦略の費用対効果分析の支援
- ・法制化に向けた支援
- ・政策効果の評価や周知

表 8 欧州各国の大気汚染測定局の設置状況

	LOCAL						REGIONAL			
	No. of sites	No. of cities/towns	Site class distribution				No. of sites	SO ₂ +*	Dep.*	O ₃ *
			UG*	UT*	UI*	RI*				
Austria	165	10	100	30	20	15	55	55	35	55
Belgium	168	60	125			30	13	25		
Denmark	18	3	7	8	3	0	17	6	17	3
Finland	120	30	71	18	28	3	22	8	7	9
France	875		875				21	17		21
Germany	467		232	156	79		74	65 ⁸⁾		57 ⁸⁾
Greece	31	11	22	2	7	0	1	1	1	0
Ireland	81	15	45	25	10	1	12	7		5
Italy	129 ³⁾	41	129				3 ⁴⁾	3	3	2
Luxembourg	4	1	1	2	1	0	2	1	0	1
the Netherlands	20	9	7	13	0	0	36	30	14	26
Portugal	80	5	6	15	6	53	13	12	3	3
Spain	893		288	438	167		190			>7
Sweden	66	45	63	3			49	12	36	5
U.K.	51 ⁵⁾	34	45	2		4	>38	38	32	15
Iceland	3	2	1	1	0	1	1	1		
Liechtenstein	1	1	1	0	0	0				
Norway	6	6	6	0	0	0	39	12	34	15
Albania	23	11	23							
Bulgaria	100		100							
Croatia	62	8	62				1	1	0	0
Cyprus	2	1	0	2	0	0	1	1	1	1
Czech Republic	650 ¹⁾									
Estonia	16	9	8	2	6		2	2	2	2
Hungary	39		39				2	2	2	
Poland	>540	⁷⁾	>500		33		11			
Romania	152		152				138	4	137 ²⁾	4
Slovakia	37	17	14	6	10		7	7	7	4
Slovenia	86		86				4			
Switzerland	98 ⁶⁾		55	31	12		54			
TOTAL	>4983						>818			

UG - Urban general (in-city background) site

UT - Urban traffic site

UI - Urban industrial site

RI - Industrial site not in urban area

1) Total for urban and regional. Site classification not known.

2) All stations measure pH, conductivity and acidity/alkalinity. 14 sites measure major ions.

3) Not complete.

4) Only EMEP sites

Source : Larssen and Hagen(1996)

SO₂+ - S and N compounds in air (gases and aerosol)

Dep - Precipitation chemistry

O₃ - Ozone

5) Plus 1100 passive NO₂ sampling sites

6) Plus 12 passive SO₂ and 102 passive NO₂ sites.

7) All cities with >20,000 inhabitants.

8) The number of sites may not be quite correct.

EuroAirnetは、次のような3段階の評価を想定している。
 測定局単位での曝露状況の評価
 拡散モデルなどを用いた複数の測定局の組み合わせによる曝露状況の評価
 ネットワークによる定量的な曝露状況の評価と費用対効果をベースとした戦略効果の評価
 現在、欧州全体としては第1段階途中にあり、適切な測定局の選択を行っている。また、いくつかの都市では既に試験的に第2段階を実施している。

EuroAirnetは測定局における汚染濃度の結果によって、排出源と曝露の関係の評価を試みようとしている。そのため、測定局のタイプを明確に位置づけている。具体的には、基礎(Background)、交通(Traffic)、産業(Industrial)の発生源別、また都市(Urban)、郊外(Suburban)、地方(Rural)の人口規模別、さらに住居(Residential)、商業(Commercial)、産業(Industrial)、農業(Agriculture)、自然(Natural)およびこれらの組み合わせの特徴別に測定局を分類している。これらの分類に基づいて、評価の目的に適した測定局の条件を詳細に定めている。前号に掲載された本講座では、汚染濃度結果を用いて排出源を特定することの困難さを指摘しているが²⁰⁾、EuroAirnetはこの課題に取り組んでいるものと言える。

参考までに、欧州各国の測定局の設置状況を表8に示す¹⁰⁾。その総数は約5,000を超えており、国別ではスペイン、フランスが多い。これらの既存の測定局から、EuroAirnetとして利用される測定局が選択されている。

<日本>¹⁵⁾

日本の大気汚染測定局の設置目的は、下記のようにまとめられる。

- ・大気汚染物質による大気汚染状況の把握
- ・大気汚染に係る環境基準適合状況の判断
- ・人の健康及び生活環境に係る被害の発生を防止する措置の円滑化
- ・大気汚染の防止対策の策定とその効果の評価

日本には、大気汚染状況を常時監視する測定局として、一般環境大気測定局(一般局)と自動車排出ガス測定局(自排局)の2種類があり、さらにこれらを補完するものとして非常設測定局や測定車を用いた移動測定がある。一般環境大気測定局は、主に人の居住や生活の用に供される区域に設置され、環境基準の適合状況や大気汚染対策の効果の確認など、地域全体の汚染状況を把握することを目的としている。なお、激甚な大気汚染に直面した1970年代には、特定発生源の影響等により局所的な高濃度汚染が出現しやすい地点に設置され、緊急時の措置に対処することに狙いを定めた測定局も多く存在した。現在は、測定データが大気環境の状況の代表性を有するよう、一般局は特定の発生源の影響を直接受けない場所に設置されるべきとされている。一方、自排局は、道路沿道における大気汚染の状態を把握することを目的としている。その設置場所は、自動車排出ガスによる影響を強く受けた交差点の近傍や道路沿道で人の居住や生活の用に供される場所とさ

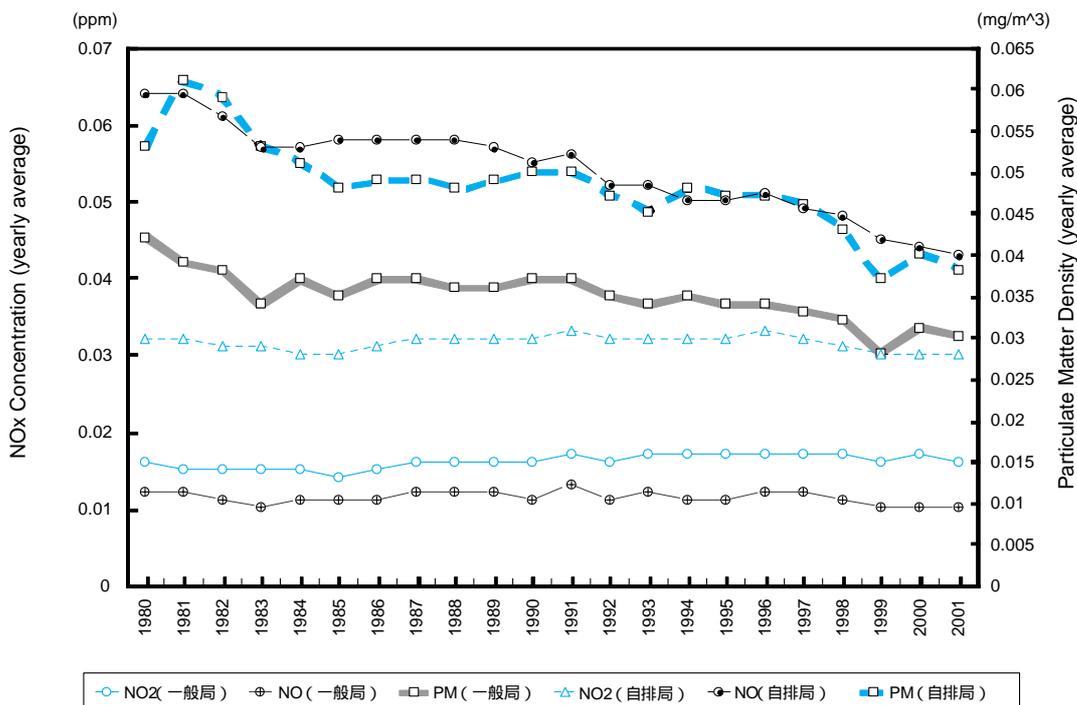


図 8 NO, NO₂, PM₁₀の平均汚染濃度のトレンド
 出典：環境省編(2002)

れている。なお、環境測定のための採気口が道路の沿道にあるものを沿道局、また採気口が道路の中央帯、車道などの上にあるものを車道局と呼ぶこともある。

表 9 に、測定局の設置数を大気汚染物質別に示す¹⁴⁾。大気汚染物質によって測定局の設置数は異なり、NO_xとPM10の測定局数が非常に多い。日本では両者とも大気環境基準を満たしていない都市が多いことから、それが測定局の設置数にも反映されている。図 8 は、NO、NO₂、PM10の日本全国の平均汚染濃度(各測定局の1日平均値を全国でさらに平均したもの)の1980年以降のトレンドを、一般局と自排局の別に示したものである。PMは全体的に減少傾向にあるものの、自排局での平均濃度は一般局のそれよりも常に高い。2.1.2で既述したように、NO_xとPMの汚染に自動車が大きく寄与していることがこの図からもわかる。

表 9 日本の大気汚染物質別測定局設置数(2000年現在)

	一般局		自排局	
	市町村数	測定局数	市町村数	測定局数
SO ₂	674	1,501	80	96
NO ₂	726	1,466	238	395
PM10	722	1,531	192	301
CO	116	134	192	313
Ox	659	1,161	23	31

出典：環境省編(2002)

参考文献

- 1) EEA(2002a) *Emissions of atmospheric pollutants in Europe, 1990-99*.
- 2) EEA(2002b) *EMEP/CORINAIR Emission inventory guidebook - 3rd edition*, Technical report No 30.
- 3) EPA(2001) *Control of emissions of hazardous air pollutants from mobile sources: Final rules*, 40 CFR Parts 80 and 86.
- 4) EPA(2002) *Latest findings on national air quality: 2001 status and trends*.
- 5) EPA(2003) *Average annual emissions, All criteria pollutants years including 1980, 1985, 1989-2001*. <http://www.epa.gov/ttn/chieftrends/>
- 6) EPA: *Air pollution monitoring*. <http://www.epa.gov/oar/oaqps/montrng.html>
- 7) EPA: *National ambient air quality standards (NAAQS)*. <http://www.epa.gov/airs/criteria.html>
- 8) EPA: *Air quality where you live, Six common pollutants*. <http://www.epa.gov/air/urbanair/>
- 9) Larssen, S. and Kozakovic, L.(2003) *EuroAirmet. Status report 2000*. EEA, Copenhagen.
- 10) Larssen, S. and Hagen, L.O.(1996) *Air pollution monitoring in Europe - Problems and trends*. Copenhagen. EEA Topic Report 26.
- 11) WHO (2000) *Guidelines for air quality*. Geneva.
- 12) 海外環境協力センター(1998) 『大気環境保全技術研修マニュアル総論』
- 13) 河村武(1987) 『大気環境論』朝倉書店。
- 14) 環境省編(2002) 『平成14年版環境白書』。
- 15) 環境省：測定局(一般環境大気測定局・自動車排出ガス局)について。 <http://www-gis.nies.go.jp/intro/air/kyoku.html>
- 16) 環境省：大気汚染物質(常時監視測定項目)について。 <http://www-gis.nies.go.jp/intro/air/koumoku.html>
- 17) 環境庁(1999) 『日本の自動車環境対策』。
- 18) 環境保全対策研究会(1998) 『大気汚染対策の基礎知識』丸善。
- 19) 公害研究対策センター・窒素酸化物検討委員会(2000) 『窒素酸化物総量規制マニュアル』。
- 20) 小林良邦・中村英夫・有村幹治(2003) 『諸都市における大気の大気質』『運輸政策研究』第6巻, 第1号。
- 21) 柴田徳衛・永井進・水谷洋一編(1995) 『クルマ依存社会 - 自動車排出ガス汚染から考える』実教出版。
- 22) 大気汚染研究協会(1991) 『国設大気測定網のあり方に関する調査研究』。
- 23) 中央環境審議会(2002) 『今後の自動車排出ガス低減対策のあり方について(第五次答申)』。
- 24) 三笠元(2001) 『大気分野の環境計測』『計測と制御』第40巻, 第4号。
- 25) 三笠元(2002) 『環境大気自動計測器と分光学』『分光研究』第51巻, 第2号。
- 26) 毛利雄一・森尾淳(2001) 『環境計測の最新動向』『交通工学』第36巻, 第4号。
- 27) 若松伸司・篠崎光夫(2001) 『広域大気汚染』裳華房。

Urban Transport and the Environment : Local Air Environment due to Urban Transport

By Shinya HANAOKA, Masaharu YAGISHITA, Makoto OKAZAKI, Kazuaki MIYAMOTO, Akira OKADA