

メトロマニラにおける沿道大気環境の分析*

An Analysis of Roadside Air Pollution in Metro Manila

平田 輝満**, 臼木智教***, 岩倉成志****, 屋井鉄雄*****

By Terumitsu HIRATA, Tomonori USUKI, Seiji IWAKURA and Tetsuo YAI

1.はじめに

フィリピン共和国の首都圏を形成しているメトロマニラでは、交通需要の大半が道路交通で占められ、ジブニーなどに代表されるパラトランジットや大型バスは、整備不良やエンジン年式が古いため大量の黒煙ガスを排出している状況である。そのため現在メトロマニラでは沿道における大気汚染が大変深刻であり、今後一層悪化する恐れがある。なかでも浮遊粒子状物質 (SPM)の汚染状況への対策が急務となっている。しかし、メトロマニラにおける環境調査は未だ不十分であり十分なデータベースが整っていない。また各種交通計画の環境影響の分析を行う際に必要不可欠な車種別排出係数の既存データは8年前と古く信頼性に欠ける。そこで本研究では、メトロマニラにおける沿道大気汚染の実態を把握し、大気汚染低減のための環境影響の評価が行われる際に必要となる沿道における SPM の特性や交通状態量と沿道濃度の関係など基礎的な分析を行い、またシャーシダイナモ等で直接推定することが困難である排出係数を、観測された沿道濃度から逆推計することを試みる。

2.メトロマニラにおける環境調査

1999 年末に、東京工業大学とフィリピン大学で共

*Keywords: 交通公害測量

**学生会員 東京工業大学大学院総合理工学研究科人間環境システム専攻 〒152-8552 目黒区大岡山 2-12-1 Tel.03-5734-2693,

Fax.03-5734-3578 E-mail:hirata@plan.cv.titech.ac.jp

*** 非会員 早稲田アカデミー

**** 正会員 工博 芝浦工業大学工学部土木工学科

*****正会員 工博 東京工業大学大学院理工学研究科土木工学専攻

同環境調査を行った。詳細を表 1 に示す。

表 1 現地環境調査概要

調査日	1999年11月30日~12月8日
調査地点	Makati 地区 Ayala Ave.
調査項目	SPM 濃度 (粉じん計による相対値測定及び重量濃度に変換するためのローボリウムエアサンプラーによる同時測定)・車種別交通量 気象条件・ビデオ撮影 (車速計測用)等

3.道路からの距離による濃度減衰

図 1 は道路からの距離別 SPM濃度分布 (30 分平均) を時間帯別に示したものである。分布曲線は風向風速などにより変化したが、道路から離れるに従い SPM濃度が減衰していることが分かる。なだらかな分布曲線つまり減衰の少ない曲線は、風向が道路から計測地点方向であったために汚染物質濃度を平均化させたためと考えられる。また概して風速の強さと濃度とは反比例する傾向が計測された。

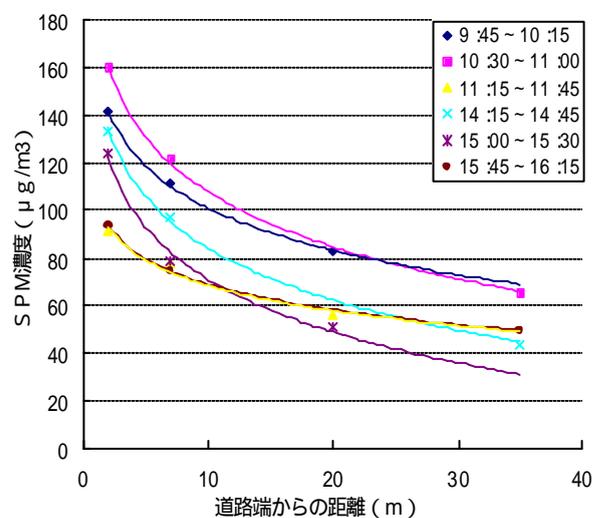


図 1 道路からの距離による濃度減衰(30分平均)

4. 降雨の影響

図2は降雨終了直後から約1時間の粒径分布の変化である(縦軸は各粒径の個数密度を各平均で割った値)。図右下の値は各粒径に対して近似直線を引いたときの傾きである。この図から、粒径の大きな粒子ほどその粒子数は増加する傾向にあることがわかる。この理由は、まず雨滴によるエアロゾル除去の効果が粗大粒子ほど効率がよく、逆に微小粒子ではその効果がほとんどないため、降雨により空気中の粒径大の粒子数は減少するが粒径小の粒子数は降雨によりあまり変化しないと考えられる。次に雨が止んだ後は、自動車の排出ガスにより再び粒子が供給され、降雨によって減少した粗大粒子が徐々に空气中に堆積すると考えられる。一方、微小粒子も供給はされるが、降雨による粒子数の減少があまりないため、粗大粒子のように顕著な粒子数の増加は観測されない。また図3~5は体積換算した粒径分布である(横軸は粒径の対数)。これらからも粗大粒子ほど粒子数が増加することがわかる。また図5(降雨の

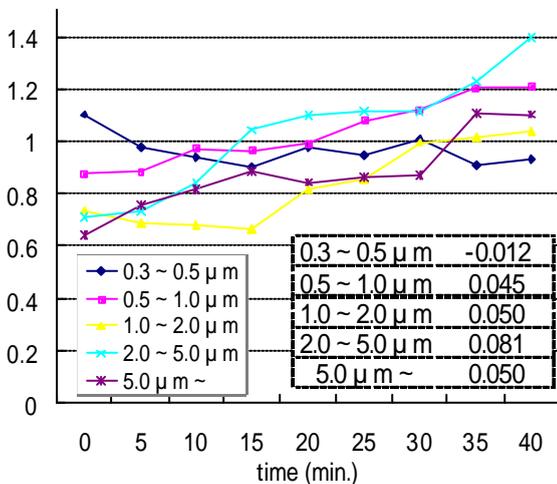
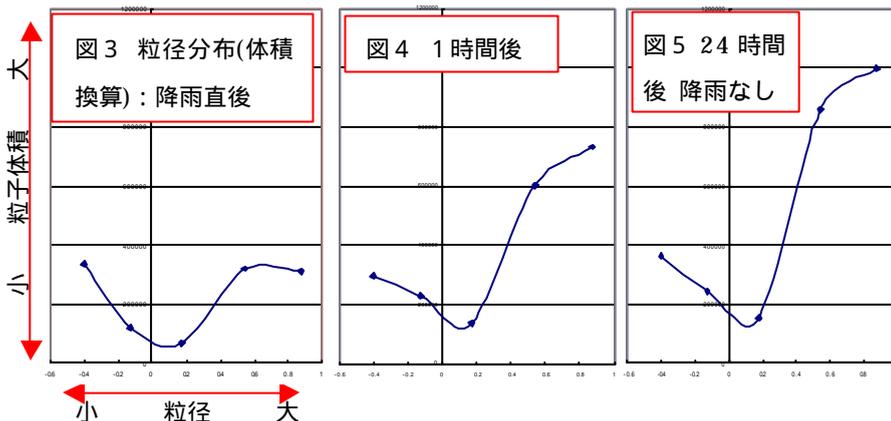


図2 降雨後の粒径分布



なかった翌日の粒径分布)と比較すると、微小粒子数はほぼ降雨時とかわらず、粗大粒子数は降雨なしの方が多。降雨前の状態が図5の降雨なしの場合とほぼ同じと仮定すると、やはり微小粒子は降雨の影響がほぼなく、また粗大粒子が1時間後でもまだ完全に降雨前の状態にリカバリーされてないといえる。

5. 長期平均沿道濃度分布及び排出強度の推定

ここでは交通シミュレーションに付加できるような1日平均といった長期平均濃度分布を推定する。

(1) 排出強度の概算【2】のため

マニラにおける現在の排出係数(自動車単位距離走行したときに排出する汚染物質質量: g/km)が不確定であるので、車種別排出係数はワールドバンクの調査³⁾によるメトロマニラの排出係数(1992)を使用して、東京都の速度別排出係数¹⁾をシフトし、観測交通量・車種別車両速度から排出強度(線煙源)の概算を行った。その結果、1日平均の道路交通からの排出強度は1866(μg/m/s)と推定された。

(2) 簡易拡散モデルの選定及び排出強度の推定

自動車からの排出ガスは道路中央からまとめて拡散すると仮定する。簡易拡散モデル¹⁾を選定するポイントは、< 道路と垂直方向の推定濃度分布が観測濃度分布に近い>・< 観測沿道濃度からその拡散モデルにより逆推計した排出強度が(1)の排出強度のオーダーと整合する>が挙げられ

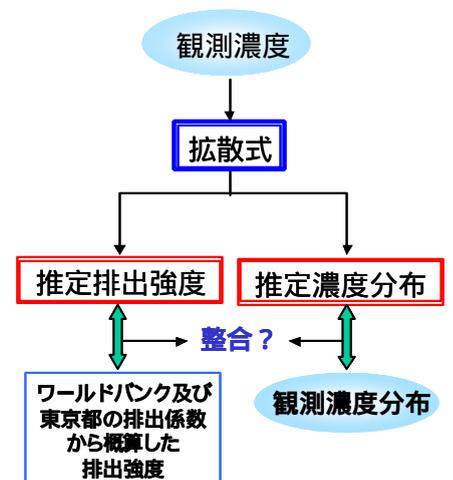


図6 拡散モデル選定フロー

る。さらに自動車からの排出ガスは線煙源と考えられること及び、観測日の平均風速が弱風(<1.0m/s)であったことを考慮して(一般に弱風時にはパフモデルを適用)、本研究で適応すべき拡散モデルは、<線源積分パフモデル>(式)とした。

$$c(x, z; y_1, y_2) = \frac{Q_L}{(2p)^{3/2}g} \left[\frac{1}{h_1} (\tan^{-1} \frac{y_2}{h_1} - \tan^{-1} \frac{y_1}{h_1}) + \frac{1}{h_2} (\tan^{-1} \frac{y_2}{h_2} - \tan^{-1} \frac{y_1}{h_2}) \right]$$

ここで、 $h_1^2 = x^2 + \frac{a^2}{g^2}(z-H)^2$ $h_2^2 = x^2 + \frac{a^2}{g^2}(z+H)^2$... ()

$c(x,y,z)$: 濃度($\mu\text{g}/\text{m}^3$) Q_L : 線煙源強度($\mu\text{g}/\text{m}/\text{s}$)
 x : 排出源からの x 座標上の距離(m)
 y : x 軸に対して直角な水平距離(m)
 z : 鉛直高さ(m) H : 排出源高さ(m)
 a : 水平・鉛直距離方向拡散幅係数(m/s)

無限の線煙源を考えると、 $y_1, y_2 \pm \infty$ として(式)を得る。

$$c(x, z) = \frac{Q_L p}{(2p)^{3/2}g} \left(\frac{1}{h_1} + \frac{1}{h_2} \right) \dots ()$$

ここで、水平・鉛直方向拡散幅係数 a は、当日の風速(m/s)と日射量($\text{cal}/\text{cm}^2\text{h}$)から、Pasquill 安定度階級分類法¹⁾により決定した。

線源積分パフモデルによって推定された SPM 濃度分布は観測濃度分布とほぼ整合している(図7)。また逆算した排出強度は、3061 ($\mu\text{g}/\text{m}/\text{s}$)となり(1)で推定した排出強度とオーダーは等しいといえる。(ここでは、観測濃度からバックグラウンド濃度を差し引

いて推定している。バックグラウンド濃度を直接測定することは困難であるので、今回は観測地付近にある、高さ 90

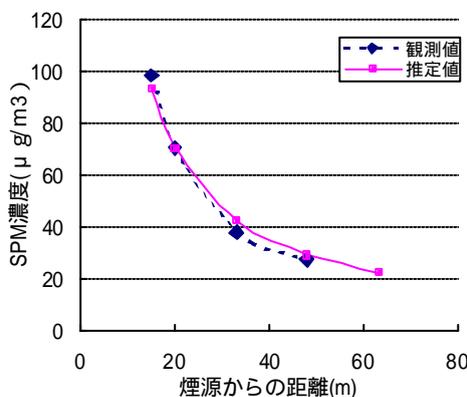


図7 線源パフモデルによる推定濃度分布

mのビルの屋上で測定した SPM 濃度 ($25.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) をバックグラウンド濃度とした。実際に屋上における 1 分平均 SPM 濃度の標準偏差は $2.4 (\mu\text{g}/\text{m}^3)$ と非常に小さく変動が小さい。したがって、この濃度をバックグラウンド濃度と考えることは妥当であろう。)

また、その他の拡散モデルによる再現性は表2のようになっている。ここで点源ブルームモデルが濃度分布、排出強度とも再現性が良いが、上述のように自動車からの排出ガスは線煙源と考えられることから、単純には比較できない。(ブルームモデルでは、モデルの性質上、風向が道路から観測点に向かっている必要があるため、適合したデータを分析した。一方パフモデルでは、弱風時ということから風向の影響は無視できる。)

表2 各拡散モデルによる再現性

	濃度分布	排出強度
点源ブルーム	○	○
線源ブルーム	○	×
点源パフ	×	×
線源パフ	○	○

6. 排出係数の推定 (ワールドバンク推定値の補正)

ジブニー・バスの現在の排出係数は、整備不良などによりワールドバンク推定値より大きくなっている可能性が高い。一方、普通乗用車においては、ワールドバンクによる調査当時(1992)より新車、ガソリン車の割合が増え、排出係数は小さくなっている可能性が高い。このような状況を踏まえ、現在の排出係数を再推計する。

まず、5.の線源積分パフモデルで沿道汚染物質の拡散の現況を再現できるとする。ここではより精度を上げるため、パフモデル適用条件である風速 $1.0(\text{m}/\text{s})$ 以下をさらに風速 $0.5(\text{m}/\text{s})$ 以下にしぼり、それを満たすデータのみを抽出しその平均値から排出強度を逆算した。ワールドバンク推定の普通乗用車、ジブニー、バス、トラックの排出係数をそれぞれ μ , μ , 倍したときの排出強度が、パフモデルにより逆算した排出強度と等しくなるような組み合わせのグラフを図8に示す(二輪車は台数が少ないため無視。 μ は1とする)。このように、車種別排出

係数の組み合わせは幾通りもある。しかしメトロマニラにおける現在のジブニー、バスの排出係数は以前の値より確実に大きくなっており、その値はワールドバンクによる推定値の2～3倍の範囲内であることが分かった。表3に参考として、 $\mu=0.5$ の場合の排出係数と東京都排出係数の比較を示す。

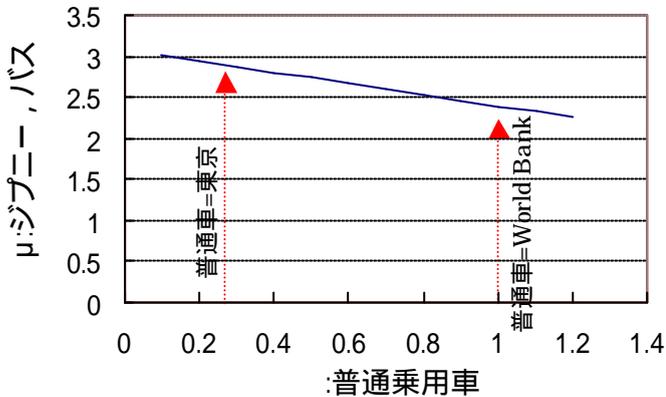


図8 (普通乗用車)と μ (ジブニー,バス)の関係

表3 マニラの排出係数と東京都の排出係数(22km/h時, g/km)

	マニラ	東京	World Bank
普通乗用車	0.050	0.023	0.100
バス	4.050	0.644	1.500
ジブニー	2.430	-	0.900

* マニラは $\mu=0.5$

7. SPM 成分分析

マニラで捕集してきたSPMをエダックス,セムにより成分分析した。エダックス,セムは実験資料に X線を放射し成分元素を調べる装置である。図9はSPMの拡大写真である(中心の粒子の径が約 $10\mu\text{m}$)。SPMは非常に不規則な形状であることが分かる。図10は成分元素のスペクトルである。詳細は紙面の都合上割愛する。この分析から捕集したSPMの約3

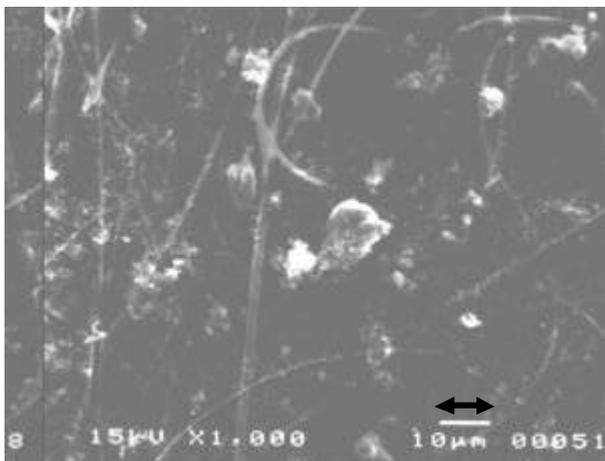


図9 SPMの拡大写真

割が土壌粒子であることが確認された(Si, Na, Al, Ca, Kがすべて土壌粒子の成分であるとした場合)。

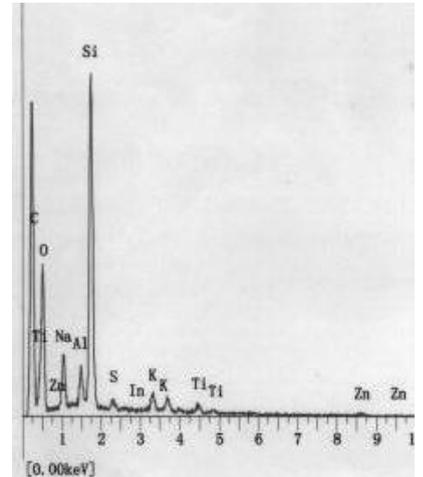


図10 SPM成分元素

8. おわりに

本研究では沿道SPMの現況把握を行い、その

性質や濃度分布などの基礎的な分析を行った。また現在のメトロマニラの排出係数を推定した。これらの成果を交通シミュレーターに付加することにより、交通政策実施による総合的な評価を沿道環境といったマイクロレベルで行うことが可能となる。⁷⁾

最後に本研究は、日本学術振興会、未来開拓学術研究推進事業「メトロマニラの環境保全」の一部として研究させて頂いた。ここに記して関係各位に感謝の意を表したい。

参考文献

- 1) 浮遊粒子状物質汚染予測マニュアル：浮遊粒子状物質対策検討会
- 2) 都内自動車走行量及び自動車排出ガス量算出調査(報告書)：H8 東京都環境保全局
- 3) Urban Air Quality Management Strategy in Asia Metro Manila Report：The World Bank
- 4) メトロマニラにおける交通流特性が大気汚染に及ぼす影響に関する研究：出原克也 H10 東京工業大学修士論文
- 5) 第3回「メトロマニラ環境保全」ワークショップ発表論文集 Session3:Urban Growth and Transportation Environment
- 6) 第2回「アジア地域の環境保全」シンポジウム H11 成果報告・中間発表・発表要旨集：日本学術振興会 未来開拓学術研究推進事業 複合領域
- 7) メトロマニラにおける交通環境影響のネットワークシミュレーション：光畑・高橋・岩倉・屋井 東京工業大学ワーキングペーパー