

R-130-'93

都市型環境汚染による健康影響・リスクの 環境保健モニタリング手法に関する研究

A comprehensive study on the methods of monitoring on the health effects/risk of
environmental pollutions in urbanized area

兜 真徳 編

Edited by Michinori KABUTO

NIES

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境庁 国立環境研究所

都市型環境汚染による健康影響・リスクの 環境保健モニタリング手法に関する研究

A comprehensive study on the methods of monitoring on the health effects/risk of
environmental pollutions in urbanized area

兜 真徳 編

Edited by M. KABUTO

地域環境研究グループ
都市環境影響評価研究チーム

Regional Environment Division
Urban Environment & Health Research Team

環境庁 国立環境研究所

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

序

近年における環境問題への関心は地球レベルに拡大しているが、これまでの地域の環境問題は依然として残されていることを忘れてはならない。とくに最近においても都市環境は悪化の傾向を示しているが、それはとりわけ道路交通に由来する諸問題に対する有効な対策が見いだされていないことが大きな原因となっている。

このような状況に鑑み、地域環境研究グループでは、都市環境影響評価研究チームを中心に昭和63年度より特別研究「大都市圏における環境ストレスと健康に係わる環境保健モニタリング手法の開発に関する研究」を開始した。同チームは健康影響評価にかかわる研究者から構成されており、都市型環境汚染のうち、問題の大きい道路交通に伴う“夜間交通騒音と睡眠影響”及び“ディーゼル排ガス汚染と肺ガンリスク”を対象とし、それらの「環境保健モニタリング」手法の基礎的検討が行われた。ここで「環境保健モニタリング」とは、微量・慢性影響が対象となってきた今日、顕在化した健康影響のみならず、潜在的な「リスク」についても監視することを目指すものである。

本研究では、米国EPAの提唱する「定量的リスクアセスメント」の方法による「リスク評価」を基本にして、各汚染状況・暴露状況を推定し、それらによって予想されるリスク評価を試みる方法を検討した。定量的リスクアセスメント自体に、まだ制約や問題点があるが、ここでモデル的に対象とした環境汚染による「リスク」については、その概略がとらえられた。したがって、「不確実な部分 (uncertainty)」として処理されてきた問題点を解決し、さらに実際に発生している可能性の高い健康影響に関する疫学調査の方法などを盛り込むことにより、影響・リスクに関する総合的で、かつ「リスクマネジメント」に連携しうる「環境保健モニタリング」手法の可能性が示唆された。

今後の環境施策はますますこの種の「リスク」情報に依存せざるをえない方向にある。本研究報告は上記研究成果を関連論文を再編集する形でまとめたものであるが、勢力的に行われたこれら一連の研究成果が現場でも活用されることを担当者一同期待するものである。

平成5年3月

地域環境研究グループ

統括研究官 内藤正明

目 次

Abstract	1
概 要	3
1 まえがき	
1.1 はじめに	6
1.2 「環境保健モニタリング」の定義	7
1.3 「環境保健モニタリング」の具体化のプロセス	7
1.4 必要な情報と入手可能であった情報	10
1.5 まとめ	14
2 道路沿道騒音による睡眠影響に関する「環境保健モニタリング」手法の検討	
2.1 はじめに	16
2.2 統計的研究	17
2.2.1 東京大都市圏における騒音苦情発生率の生態学的構造について	17
兜 真徳・影山隆之	
2.3 調査研究	28
2.3.1 幹線道路沿道家屋内における睡眠時騒音暴露レベル ($L_{Aeq}(slp)$) について	28
影山隆之・兜 真徳	
2.3.2 道路交通騒音による睡眠影響について	38
影山隆之・兜 真徳	
2.3.3 苦情のケース調査結果について	44
影山隆之・兜 真徳	
2.4 実験研究	51
2.4.1 ホワイトノイズ刺激に対する交感神経系反応の“反応パターンの個人差 (heterogeneity)”について—指尖容積脈波反応の個人差—	52
南 正信・兜 真徳	
2.4.2 快適音楽聴取によるリラクゼーション効果と脳波変動について	63
兜 真徳	
2.4.3 ストレス関連性格と血清 DHEA-s レベル：日本人女子の場合	72
兜 真徳・津金昌一郎・渡辺 昌	

2.5 総合評価	77
3 道路沿道のディーゼル排ガス汚染による肺ガンリスクに関する「環境保健モニタリング」 手法の検討	
3.1 はじめに	79
3.2 統計的研究	81
3.2.1 1都6県内における主要道路沿道のディーゼル排ガスへの暴露人口の推定 (1985年現在)：「暴露アセスメント」の試み	81
兜 真徳	
3.3 調査研究	90
3.3.1 道路沿道における大気汚染(特にSPM)濃度の実態調査	90
松本幸雄・田村憲治・安藤 満・新藤純子・伊藤政志	
3.4 「リスクキャラクターゼーション (risk characterization)」の試みとその問題点	100
3.4.1 道路沿道のディーゼル排ガスによる肺ガンの「リスクキャラクターゼーション」 の試み	100
兜 真徳	
3.4.2 推定肺ガンリスクの“不確定要素 (uncertainty)”に関する一考察 —肺ガン死亡率の経年変化との比較検討—	103
兜 真徳・今井秀樹・新田裕史	
3.5 総合評価	113
4 より総合的な「環境保健モニタリング」に向けて	
4.1 はじめに	114
4.2 大気汚染への個人暴露の評価法について	115
4.2.1 個人暴露評価のための生活行動時間の解析	115
新田裕史	
4.3 沿道での複合的環境汚染暴露状況の評価法について	122
4.3.1 沿道環境汚染に係る住民の呼吸器症状と心理的・精神的影響等に関する研究	122
新田裕史・影山隆之・兜 真徳	
5 結 語	135

Contents

Abstract	1
1 Frame of reference	
1.1 Introduction	6
1.2 Definition of "environmental health monitoring"	7
1.3 Process to select the subjective pollutions for "environmental health monitoring"	7
1.4 Fundamental components of "environmental health monitoring"	10
1.5 Summary	14
2 Examinations on the "environmental health monitoring" of effects of road side traffic noise on sleep	
2.1 Introduction	16
2.2 Statistical study	17
2.2.1 Ecological profiles of the incidence of noise complaints in the Greater Tokyo Area(GTA)	17
Michinori KABUTO and Takayuki KAGEYAMA	
2.3 Survey	28
2.3.1 Individual sound exposure level during sleep in relation to road traffic noise among the women living roadside area —a study of 4 areas in Tokyo—	28
Takayuki KAGEYAMA and Michinori KABUTO	
2.3.2 On the effects of road traffic noise on sleep	38
Takayuki KAGEYAMA and Michinori KABUTO	
2.3.3 Case studies on noise complaints	44
Takayuki KAGEYAMA and Michinori KABUTO	
2.4 Experiment	51
2.4.1 On the heterogeneity in response of sympathetic nervous system to sound (white noise) stimuli —individual difference of finger plethysmogram response—	52
Masanobu MINAMI and Michinori KABUTO	

2.4.2	Relaxation effects of pleasant music listening and EEG power spectrum changes	63
	Michinori KABUTO	
2.4.3	Stress related personality and serum DHEA-s level: in case of Japanese women	72
	Michinori KABUTO, Shouichirou TSUGANE and Show WATANABE	
2.5	Total assessment	77
3	Examinations on the "environmental health monitoring" of roadside diesel exhaust pollution and lung cancer risk	
3.1	Introduction	79
3.2	Statistical examinations	81
3.2.1	Estimation of the population exposed to roadside diesel exhausts in the Greater Tokyo Area (GTA) for FY 1985 (a trial of "exposure assessment")	81
	Michinori KABUTO	
3.3	Surveys	90
3.3.1	Measurements of air pollution (especially SPM) in roadside areas in the Greater Tokyo Area (GTA)	90
	Yukio MATSUMOTO, Kenji TAMURA, Mitsuru ANDO, Junko SHINDOU and Masashi ITOH	
3.4	A trial of risk "characterization" and its problems	100
3.4.1	A trial of "risk characterization" of lung cancer in relation to roadside diesel exhaust pollution	100
	Michinori KABUTO	
3.4.2	An examination on the "uncertainty" related to the estimated lung cancer risk due to roadside diesel exhaust pollution: a comparison of the risk with secular trends of age-specific death rate	103
	Michinori KABUTO, Hideki IMAI and Hiroshi NITTA	
3.5	Total assessment	113
4	Discussion to improve the "environmental monitoring" methods	
4.1	Introduction	114
4.2	On the evaluating methods of personal exposure to air pollution	115
4.2.1	Analysis of time activity pattern to evaluate personal exposure to air pollution	115

Hiroshi NITTA

4.3 On the evaluating methods of exposure to mixed environmental pollution
in roadside areas 122

4.3.1 On the association between respiratory symptoms and psychological/mental
effects of roadside mixed environmental pollutions 122

Hiroshi NITTA, Takayuki KAGEYAMA and Michinori KABUTO

5 Concluding remarks 135

Abstract

The methods of environmental health monitoring (EHM) for environmental pollution and its health effects or risk in the Greater Tokyo Area (GTA) or a highly urbanized area were examined with special emphasis on their basic components: (1) the methods to use existing statistics, (2) the data obtained by surveys and (3) the data obtained by experiments and (4) the methods of total evaluation based on the "risk assessment methods".

The methods of two kinds of EHMs for the effects on sleep among the roadside population by road traffic noise and for the lung cancer risk caused by exposures to suspended particulate matter (SPM) due to diesel exhaust (DSPM) were subjected. The process how the EHMs for them were selected was described in the Chapter 1.

In the Chapter 2. and 3., the results of examinations on each of the above 4 components were described.

In statistical study using existing data, preliminary exposure assessments in the population living roadside areas in the GTA were attempted for traffic noise and DSPM using a "Road Census" based database including the estimated night-time road traffic sound levels as well as the estimated concentrations of DSPM in the roadside areas, both of which were calculated for each of the unit intervals of major roads in the GTA. In case of traffic noise, the feasibility of noise complaint data as an index to show the severeness of the effects of road traffic sound on sleep was also examined. It was clearly demonstrated, however, that the annual incidence rates do not reflect the actual effects among the corresponding population, suggesting the need of some alternative methods to indicate them.

Survey was applied to obtain data to assess personal exposures to road traffic noise and DSPM in roadside areas, which were conducted in 4 areas in the GTA for the former and in 2 areas for the latter. The results revealed that both of night time sound exposure levels during sleep and indoor SPM levels especially during summer time show good correlations with outdoor sound level and outdoor SPM levels, respectively, especially in the roadside areas, suggesting that the personal exposures to them are largely dependent on their pollution due to road traffics.

With experimental methods, the effects of sound stimuli on finger plethysmograph were investigated. The results demonstrated heterogenous responses of sympathetic nervous system to it. Also the heterogeneity may be related to chronic stress or individual variation of sound sensitivity. Another experimental studies suggested also the possibility that physiological effects of sounds have heterogenous properties depending on personality rather than individual stress event. Since the suggested possibilities may have relevance with the effects of sounds on sleep as a physiologic-

al effect, further experiments to clarify them are warranted.

On the other hand, as for lung cancer risk due to DSPM pollution in roadside areas, "risk characterization" was attempted using the unit risk reported in the literature and the estimated population exposed to DSPM as mentioned above. No experiment was conducted. As the results, approximately 50 annual excess deaths from lung cancer was estimated for female population in the GTA and the DSPM pollution status in 1985. Further examinations on whether these excess deaths are actually taking place or not were done with comparing them with changes of actual age-specific death rates of lung cancer. The results suggested that estimated risk does not mean the actual deaths during the year whose pollution levels were examined. Thus, we should be careful to relate the risk to actual deaths or incidence, although the results of "risk characterization" may imply that excess lung cancer deaths expected from the risk characterization might occur accumulatively in the later years.

As total evaluation methods, feasibility of the methods as mentioned above as a whole was discussed in the line of "risk assessment". Namely, based on the estimated exposed population, the data on individual exposures and those on the effects on sleep as well as the data on individual difference in sensitivity obtained through the above methods, "preliminary risk assessment" was attempted to identify "high risk groups".

In the Chapter 4, however, following two points necessary to improve the above methods were examined. One was related to the methods of exposure assessment and the other one was to interactive effects of air pollution and traffic noise due to road traffics on their self-rated health complaints in the roadside residents.

Conclusively, the methods examined were shown to provide basic procedures for the EHM of the above two aspects of urban environmental problems, although they are still at preliminary step in any of the components, which should be improved.

概 要

本研究では、現在の都市域で改善が遅れている環境汚染として、とくに研究が進んでおり、また関連データが入手しやすい交通騒音と沿道大気汚染の暴露情報の整備とその関連する健康影響あるいはリスクに関する情報整備を行い、両者を相互関連的にモニターする方法をモデル的に検討することを目的として実施した。

このような背景として、近年、環境汚染による健康影響に関して、実際に発生している可能性のある健康影響の評価のみならず、今後の環境汚染の進行に伴って予想されるリスクなどの評価も含め総合的な取り組みがますます必要な時代に入っていることが挙げられる。このため、環境汚染と健康事象の両者の動向を評価・監視するためのモニタリング（ここでは「環境保健モニタリング」と呼ぶ）が必要と判断された。「環境保健モニタリング」手法の基本的要素として、①統計情報の利用、②既存データ収集、③実験によるデータの収集及び既存の研究成果の利用、及び④健康影響リスクを推定するために最近米国EPAがその詳細な手順を提唱している「定量的リスクアセスメント」手法の応用などの利用可能性を検討した。その結果、道路沿道における騒音と大気汚染にかかわる「環境保健モニタリング」手法の対象として、1) 道路沿道における夜間の道路交通騒音と睡眠影響、及び2) 道路沿道におけるディーゼル排ガス汚染と肺ガンリスクが選定された。

第2章では、道路沿道における夜間の道路交通騒音と睡眠影響に関する「環境保健モニタリング」手法について、次の①～④の項目について検討した。

①既存の統計情報を用いる方法について

交通騒音の睡眠に及ぼす影響の実態を示す指標として、自治体に申し立てられる騒音公害苦情の発生率の有用性について検討した結果、同指標が実際の影響の大きさをほとんど示さないことが明らかとなり、その他の指標（例えば②で述べる暴露・影響実態調査の結果など）を用いる必要性が示唆された。

②調査データを用いる方法について

東京大都市圏内の4地域（中心部、商業地域、工業地域、住宅地域）で実施した個人別暴露の調査データを解析した。その結果、沿道家屋内の夜間睡眠時の騒音暴露レベル（睡眠時の枕元でのレベル）が、交通量に比例して上昇している傾向が具体的に示され、上記暴露人口推定値とともに、道路交通によって睡眠影響が出ている可能性のある人口を推定する方法の一つとなりうる事が示された。

③実験データを用いる方法について

ホワイトノイズ刺激に対する交感神経系の反応にみられる“反応パターンの個人差 (heterogeneity)”に関する実験、快適音楽聴取に伴う脳波パワースペクトルの変動における“タイプA”性格の影響に関する実験、あるいは“タイプA”性格とストレスホルモンである dehydroepiandrosterone-sulfate (DHEAs) の血清レベルとの関連に関する調査を行った。それら結果は、音刺激に対する生理反応の個人差に関する重要な知見であり、睡眠影響についても、“タイプA”や日常的なストレス状態等が反応の個人差に関連をもつ可能性があることを考慮すべきであることを示唆した。

④総合評価法について

交通騒音と睡眠影響に関する「環境保健モニタリング」の総合評価法として、夜間の交通騒音レベル別暴露人口の推定、睡眠時騒音暴露レベル及び睡眠影響に関する調査、個人の音に対する（とくに生理的影響における）感受性指標の検索と応用を組み合わせる方法は有用と考えられた。

第3章では、道路沿道におけるディーゼル排ガス汚染と肺ガンリスクに関する「環境保健モニタリング」手法について、次の①～④の項目について検討した。

①既存の統計情報を用いる方法について

道路センサス（全国交通量調査）の交通量データを基に作成した「道路沿道における夜間騒音レベル及びディーゼル排ガス由来の浮遊粒子状物質（diesel exhaust-derived suspended particulate matters、この報告書ではDSPMと略す）濃度の各推定値を含むデータベース」等を用いて、東京大都市圏（1都6県）内の各レベル・濃度別暴露人口の推定を試みた。

②調査データを用いる方法について

世田谷と板橋で夏と冬に行った調査結果を解析した。SPMの調査では、直接個人の暴露レベルを測定することは不可能であったが、夏期には道路沿道家屋の内外のSPM濃度に良い相関が認められるなど、沿道でのSPM暴露が地域汚染レベルに比例している構造が示唆された。また、地点測定結果では、発ガン物質をより多く含むと考えられる粒径 $2\mu\text{m}$ 以下のSPMが道路に直面する地点で後背地より高い傾向が明らかであった。

③実験データを用いる方法について

既存のディーゼル排ガスの暴露実験から算出される肺ガンの生涯リスクの値と、上記DSPM暴露人口推定値を用い、東京大都市圏内女子人口において、1985年の沿道のディーゼル排ガス汚染によりどの程度の過剰肺ガン死亡が予想されるかを試算した。その結果、過剰肺ガン死亡は70年で3,730、年平均50程度になることが推定された。しかし、具体的にこのリスクに見合う過剰肺ガン死亡が発生しているかどうかについては、少なくとも急増している肺ガン死亡状況との経時的な比較検討が必要と考えられた。そこで、予想される肺ガンリスクがディーゼル車台数に比例するとして1950～90年の各時期のリスクを推定し、それらリスクの経年的急上昇傾向と

実際の女子の年齢別肺ガン死亡率(1950~90年)の急上昇傾向との時間的関連について検討した。その結果、1) 70歳以上の肺ガン死亡率は、DSPMの肺ガンリスクがほぼ0であった1950~60年ころにすでに上昇していること。また、2) その後の時期では、肺ガンリスクの経年的上昇分が実際の肺ガン死亡に対応するには、70歳以上の人が、上昇したDSPMへの急性暴露により短期間に死亡することを仮定することが必要となり、現実性がないことが示された。これは、リスク推定における“不確定要素(uncertainty)”にかかわる問題であるが、例えば疫学データから示唆されるように、70年暴露に予想される過剰肺ガン死亡が暴露開始後20年以上経過した後集積的に発生してくることを仮定すると、上記の如く予想される過剰肺ガン死亡は、実際には1990年以後に集積的に発生してくることを示している。継続的なモニタリングが必要である。

④総合評価法について

DSPM汚染による肺ガンリスクの総合評価法として、暴露人口の推定(暴露アセスメント)、実験や疫学研究結果から示される「ユニットリスク」を用いて肺ガンリスクを推定する方法(リスクキャラクターゼーション)にはなお問題があり、さらに検討・改良される必要が示唆された。しかし、推定されるリスクは既存の研究とはほぼ一致していることから、これが妥当であるとすれば、それが顕在化したときの影響は大きく、リスク推定法の改良と同時に、実際の肺ガン死亡状況のモニタリングの疫学調査の必要性が強調される。この段階での総合評価の結果は、1960年代以後急激に進行しているDSPM汚染に推定される肺ガンリスクが今後実際の肺ガン死亡として発生してくることを否定しえない。

第4章では、本研究で指向する「環境保健モニタリング」をより妥当なものとするための問題点のうち、とくに大気汚染の暴露評価方法について、また、道路沿道において大気汚染と騒音の複合的汚染状況がそれぞれの影響評価に与える相互作用について検討した。

以上、本研究では2種の「環境保健モニタリング」の手法についてその構成要素を設定し、各要素の検討を行い、さらに全体を通して影響・リスクを総合評価する一連のプロセス、方法を検討した。なお、予備的な結果あるいは不完全な点が多く、適宜改善を加えていく必要があるが、上記手法について基本的な内容が示されたと思われる。今後、“高リスク集団”を推定・同定し、それら集団を対象とした疫学調査、実態調査を含む方法として体系化されることが望まれる。

1 ま え が き

1.1 はじめに

昭和40年代から本格的に進められてきたわが国の環境行政は、それまで急速に進行した工業化・都市化の中で発生した各種環境汚染やその健康影響に対する事後処理的対策が主体であった。公害対策基本法（昭和43年）に始まり、典型7公害に対する各種規制法、環境基準などの制定等を通じた積極的な活動の結果、主要な汚染対策において成果が得られてきている。しかし、典型的な産業型汚染が低減してきた今日においても、新たな環境汚染や地球規模の環境問題の登場¹⁾などを含めると、我々を取り巻く環境問題はますます多様化・複雑化しており、解決がより困難な新たな局面に入りつつある。産業型汚染以後における環境汚染問題は、とくに本研究で対象とする環境騒音や大気汚染をみても、それらの汚染状況や健康への影響は大きく異なるものの、その発生に自動車交通その他の人間活動が密接に関与している点で共通した側面を持っている。すなわち、それら人間活動が稠密な大都市ほど問題が大きい傾向があり、都市型汚染の様相を強めている^{2,3)}。

環境騒音と大気汚染のみをみても、ますます巨大化する都市では、人類がこれまで経験したことのない生活環境を形成しつつあり、地域にかかわる環境保健研究にとって慎重に監視すべき主要な対象となっている。また、そうした都市では環境の人為化が極端に進んでおり、人間の健康とそれら新たな環境とは極めて密接な関係にあることから、都市の「人間-環境系」としての認識や分析が重要となっている。こうした人間-環境系の問題を総論的に取りまとめる方法として、鈴木継美⁴⁾は「人間生態系の機能の看視システム」としての人類生態学的アプローチを提唱しており、大いに参考とすべきであろう。また、本著に直接関連した総論は、兜⁵⁾の「人類生態学的方法」に関する記述の中でも述べた。

本著は、特別研究「大都市圏における環境ストレスと健康影響に関する環境保健モニタリング手法の開発に関する研究」の主要な成果をまとめたものである。同特別研究は、国立公害研究所時代に環境保健部を中心として開始され、その後、国立環境研究所への移行に伴って新設された「地域環境研究グループ都市環境影響評価研究チーム」によって進められた。「環境保健モニタリング」に関する2回のシンポジウムの成果^{2,3)}などを踏まえて、その中心課題として以上のように現在の代表的都市環境汚染である道路交通騒音と沿道大気汚染による「環境保健モニタリング」の手法が考えられてきたのである。4年間の継続研究を終えた現在、その成果を国立環境研究所研究報告（原著論文を集大成した報告書）として出版しておくことにした。今後の環境保健

研究の一助となれば幸いである。

1.2 「環境保健モニタリング」の定義

「環境保健モニタリング」とは、「個人あるいは集団の環境汚染への暴露状況と健康影響・リスクの両者を相互関連的にモニターすること」と言い替えてもよいであろう。この種のモニタリングの必要性については、すでに繰り返し議論されてきているところであり、決して新しいものではない。例えば、鈴木武夫⁶⁾は、同様の内容を「環境保健サーベイランス」という概念で整理している。ただし、その対象とする環境要素としては、大気汚染や環境騒音のみならず、その他環境汚染物質をも包括するものとされている。これら一般的概念からすれば、本研究でいう「環境保健モニタリング」もそれらの各種環境汚染を網羅すべきであろうが、上記の鈴木も指摘するように、それらを含めたモデルは相当複雑となり、実用的な手法とはなりにくいと予想される。したがって、実用性をもたせるためには、とりあえず対象を絞ってモデル的なモニタリングから始めるのが妥当と考えられた。ここで、環境騒音と大気汚染を対象とすることにしたのはこうした理由からである。また、これらについてはこれまで多くの研究があり、また、既存の統計情報も比較的入手しやすかったことも理由として上げられよう。

一方、上記の如く定義される「環境保健モニタリング」に求められる基本的な要件は、両汚染により、「どこで、どれくらいの人が、どのような健康影響を、どれくらい受けているか、あるいは、受けている可能性（リスク）があるか、さらには今後予測されるリスクはどの程度であるか？」という一連の疑問に答えることであろう。その1つの方法として、近年「定量的リスクアセスメント」の概念・手法が米国EPA⁷⁻¹¹⁾によって提唱され、国際的にも議論されるようになってきた^{2,3)}。本研究における「環境保健モニタリング」の基本的考え方やリスクの評価法についても、この「定量的リスクアセスメント」の内容を大いに参考とすることにした。ただし、後述するように、リスクの評価法については、その対象が発ガン物質に偏っていることや、さらに検討すべき多くの「不確定要素 (uncertainty)」が指摘されるなど、今後改良されるべき段階にある。しかし、「定量的リスクアセスメント」が提起している最も重要な点は、解決のための政策や活動にリンクさせるべき情報を整理することであり、そのためにこれまで得られている環境汚染状況に関する情報、健康影響にかかわる研究成果から得られる情報を整理し、かつ補完すべき情報を明らかにする方法を示している。すなわち、環境保健問題への体系的かつ科学的な取り組み方を示していることであろうと考えられる。

1.3 「環境保健モニタリング」の具体化のプロセス

上記の「環境保健モニタリング」手法を検討するには、対象とする環境騒音と大気汚染の内容

をさらに特定し、同手法の構成要素と考えられる既存統計、調査、実験により得られる情報の収集などを行う必要がある。ただし、このことは、逆に構成要素となる情報の利用可能性によって対象とできる環境騒音と大気汚染の内容が制約されることを意味する。本研究の初年度には対象の選定と情報の整理を行うための予備的検討を行った。それは主要な環境問題を特定するためだけでなく、それら情報の入手可能性などについても同時に検討していたためでもある。結論的には、「環境保健モニタリング」手法の対象として、都市環境汚染の中でも依然問題が大きい夜間の道路交通騒音による睡眠影響とディーゼル車排ガス汚染による肺ガンリスクに焦点が当てられることになった。

ただし、「環境保健モニタリング」手法のフローは図1に示す構成要素にそって、(1)既存の環境汚染、健康像に関する統計情報の収集・整理・加工を通じた統計的検討、(2)地域住民を対象とした暴露状況や健康（症状等）に関する調査、(3)人間や動物を対象とした実験（量-反応関係やリスク推定の基本情報の整備）などの知見に基づいて、(4)総合的な評価を行うことと考えられた。以下、環境騒音と大気汚染の健康影響、上記の入手可能であった各種情報などについて述べ、それら具体化のプロセスについて、また入手可能であった情報等について概述しておく。

(1) 「環境保健モニタリング」の対象

1) 環境騒音の場合

騒音の定義は「望ましくない音」とされているが、環境保健においては、一過性の心理的・生理的影響や難聴、高血圧などの慢性的な健康影響がその「望ましくない」の具体的内容とされて

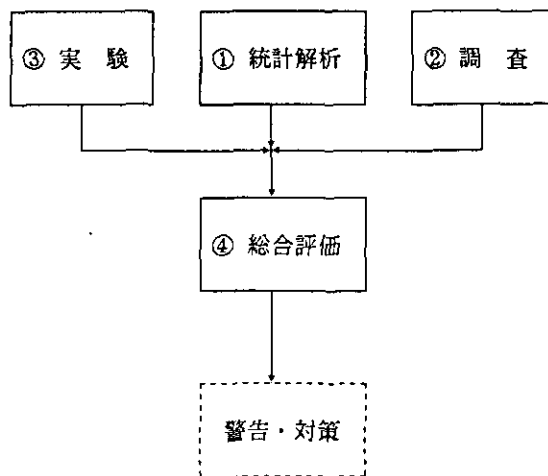


図 1 環境保健モニタリングシステムのフロー

Fig. 1 Flow of environmental health monitoring system

いる¹²⁻¹⁴⁾。しかし、実際の環境騒音とこれら健康影響との間に予想される関連性は、産業職場で見られる相当高レベルの特定の騒音への慢性的暴露状況とは異なっており、決して単純ではない。それらへの暴露レベルは比較的低く、影響としては心理的な影響や睡眠への影響などが特に重要である。ただし、睡眠影響は、夜間に発生する騒音、すなわち道路騒音や近隣騒音などで問題が大きく、近年の夜間交通量の増加を背景として、改善の遅れている深刻な問題の一つと考えられた。また、夜間の睡眠は、昼間の強大な騒音への暴露によっても影響を受けることあるいは感受性の個人差が大きいことも示唆されているところである。

本研究では、夜間の道路交通騒音と睡眠影響に焦点を当てることにしたが、以上のような問題の深刻性のほか、後述のディーゼル排ガス汚染とともに沿道環境の複合的汚染に対する共通した性質を有すること、あるいは道路交通に由来する環境汚染であるので道路交通量から沿道汚染状況が推定可能であるなどから、同時に取り扱うことが比較的容易と考えられたことも大きな理由である。すなわち、同騒音は全国の主要道路沿道について道路交通量のデータから推定可能であった。

2) 大気汚染の場合

大気汚染との関連が示唆されている健康影響には、①光化学スモッグによる急性影響、②ぜん息等（公害健康被害補償法の補償対象疾患）、③小児の呼吸器系疾患、④花粉症等への複合影響、あるいは⑤肺ガンなどがあるが、それぞれ大気汚染とのかかわり方には大きな違いがある。

本研究では、これら諸影響のうちとくに肺ガンを対象とすることにしたが、その理由の1つは、慢性気管支炎、ぜん息等については、公害健康被害補償法の対象とされ、また、同法改正（1988年3月1日）後にも、継続的に観察すべくそれらの「サーベイランスシステム」が検討されている¹⁵⁾ことである。いま1つは、ガン研究の成果を基本として、近年「定量的リスクアセスメント」の手法が提唱されており、暴露状況から発ガンリスクを推定することが試みられていることである。この「定量的リスクアセスメント」の手法は、従来の上記「環境保健サーベイランス」などには考慮されていなかった新たな手法あるいは概念であり、同手法を盛り込むことによって、より具体的な「環境保健モニタリング」を検討できる道が開かれてきたことである。ただし、肺ガンとの関連が示唆されている大気汚染物質としては浮遊粒子状物質（suspended particulate matters, SPM）あるいはその主要な起源であるディーゼル排ガスなどが最も重要である¹⁶⁻¹⁸⁾。したがって、大気汚染一般というよりは、道路交通とりわけディーゼル車に起因する大気汚染が重要と考えられた。また、道路沿道のディーゼル排ガス汚染状況は、騒音の場合と同様、道路交通（ディーゼル車）量から推定可能であったことも大きな要因となった。

1.4 必要な情報と入手可能であった情報

2種の「環境保健モニタリング」は、全国あるいは関東、関西の大都市圏など広域について、また長期にわたり経時的変化を追えるものであることが望ましいと考えられた。ただし、地域の環境情報（一般大気測定局単位が基本である）、健康情報（自治体が基本である）、あるいは人口データ（各自治体が基本である）などの相互関連をみるためには、用いている単位地域が異なること、観察時期が一致しないことなど、得られるデータに依存した制約も多い。ここでは、騒音と大気汚染を、とくに道路沿道の環境に焦点を当てつつ解析することを念頭において、利用可能な情報についてまず整理し、地理的・時間的対応関係などについて整合性を検討した。また、調査・実験によって補完すべきデータについても整理・検討し、必要に応じて文献レビューも行った。

（1）既存の統計情報

まず、統計的解析に用いることのできる情報を騒音と大気汚染のそれぞれについて、概観してみると、以下のようであった。

1) 道路交通騒音とその睡眠影響に関する情報

健康影響との関連を検討する場合、地域の騒音レベルや暴露状況に関するデータが必要になるが、これらについては全国的な測定網が整備されているわけではなく、広域かつ長期にわたる体系的なデータは得られない。航空機騒音や新幹線騒音など、環境基準等との関連で一定の測定データが整備されてきているものもあるが、商業騒音、近隣騒音、工場騒音などは多種多様で個性が強いために、それらが問題となったときに測定されるのが通常である。ここでとくに問題となる交通騒音についても、自治体レベルでの取り組みはあるが、本研究で必要となる系統的かつ長期にわたるデータは得られていない。

しかし、道路交通騒音については、交通量データを基本として道路端における騒音レベルを推定し、道路騒音汚染状況や暴露人口を推計する試みも行われている。本研究では、環境庁大気保全局交通公害対策室がまとめた「全国沿道騒音実態調査」（騒音影響マップ）のデータベース¹⁹⁾を用いることにした。

一方、これら生活環境騒音の影響に関する統計的データとしては、各自治体が受け付けている騒音公害苦情件数（環境庁公害等調整委員会）があるが、例年県別に集計されており詳細な解析には適さない²⁰⁾。本研究では、環境庁特殊公害課が昭和65年度に新規に発生した騒音公害苦情について別途調査収集した自治体別データ（昭和65年度）を利用して検討することにした。

2) ディーゼル排ガス汚染と肺ガン死亡率に関する情報

大気汚染については、1970年頃から一般大気測定局や自動車排気測定局などで継続して行われてきたモニタリングデータが収集・整理されており、利用可能となっている。これらは全国の各大気測定局ごとに集積されているが、下記の肺ガン死亡データとの対応から、自治体を基本単位とすることとし、測定局が2か所以上ある自治体についてはそれらの平均値を用いた。ただし、ここではとくにディーゼル排ガス由来のSPM（これを“DSPM”と呼ぶ）が対象となるが、一般大気測定局のデータは“総SPM”である。また、その値については、月間値としては、月平均値、1時間値の最高値、日平均値の最高値、1時間平均値の環境基準超過日数など、また、年間値としては、年平均値、1時間値の平均値、日平均値の2%除外値、1時間平均値の環境基準超過日数などが、昭和49年以降について整理されている（国立公害研究所、1988）^{21,22}。ここでは、慢性暴露が問題となる肺ガンを対象とすることから、年平均値を採用した。

また、対象を道路沿道に限定すれば、上記交通騒音レベルの推定に関する「全国沿道騒音実態調査」のデータを基本とし、さらに種々の必要なデータを加えて沿道のDSPM濃度分布を推定したデータが利用可能であった。

一方、肺ガンの年齢別死亡率は自治体別には得られないので、地方自治体別に集計されている厚生省人口動態統計の死因（国際疾病分類第9版）別死亡数と同地域別の年齢別人口データから標準化死亡比（SMR）を算出し、代替え指標とした。ただし、対象時期は1969～83年の15年間であり、中央年の全国人口で標準化した。また、1950～90年にわたる東京都および全国の女子の年齢別死亡率は、厚生省人口動態統計と東京都衛生研究所年報のデータから計算した。

3) 一般的情報

その他、自治体別の人口（性・年齢・職業別など）等のデータが必要であった。人口関連データは国勢調査データから、また、地域特性に関する社会・経済情報は、適宜各種統計から収集し、加工した。

4) まとめ

統計的研究において、今回収集・利用した情報とそれらの手順を図2にまとめておく。

(2) 補完すべき情報収集のための調査

地域調査によって収集・補完すべきデータは、基本的には環境汚染への個人別暴露情報であり、また、想定される特定の症状や影響との関連を調べた疫学調査データである。とくに暴露情報は、健康影響・リスクを予測する上でも必須の情報である。ただし、個人の暴露状況を全人口について実際に調査することは不可能であり、そのため推計が必要になるので、地域の（例えば一般大気測定局で測定されている）汚染レベル、沿道での局所的汚染状況、家屋内外の汚染レベルの相

1 : 道路交通騒音の場合

2 : ディーゼル排ガス汚染の場合

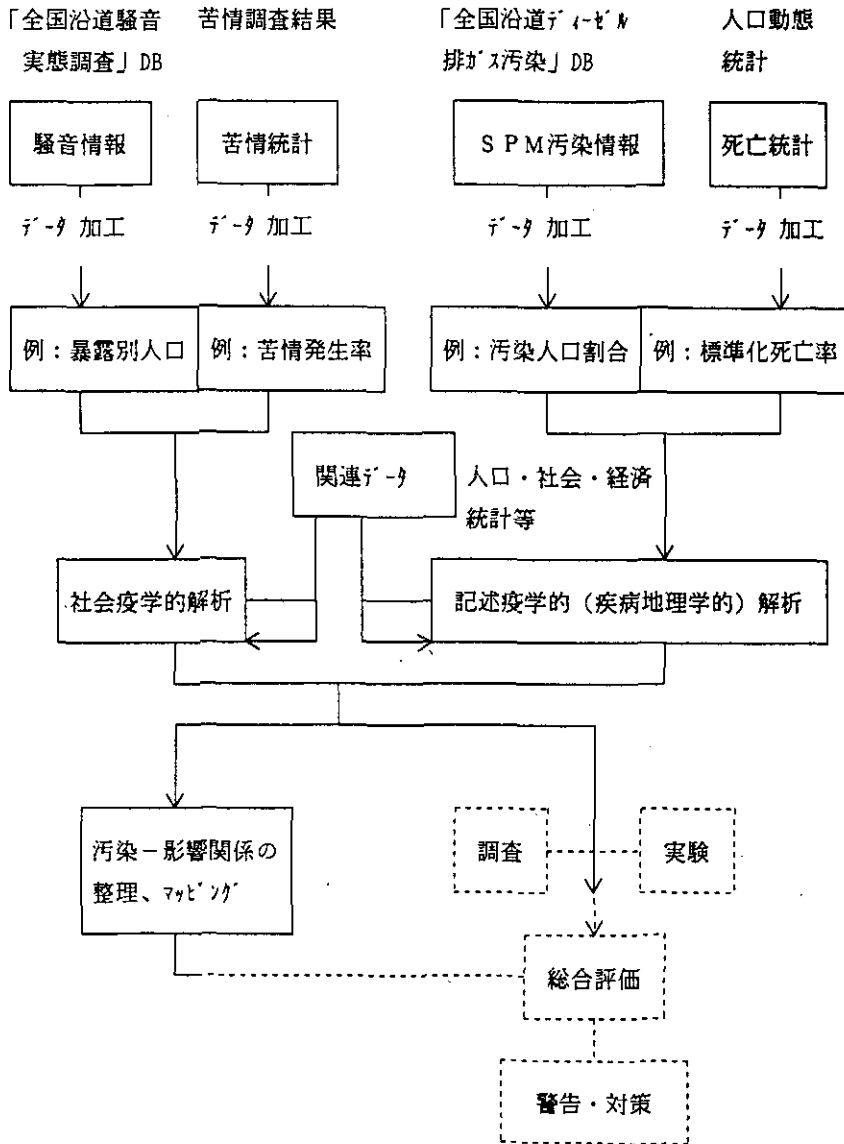


図 2 本研究における統計的研究のコンポーネントとフロー図

Fig. 2 Components and flow in statistical examinations in this study

関、また、個人の行動による変動などについて、系統的な調査を計画した。

1) 道路交通騒音の場合

騒音への個人暴露状況は、携帯型の騒音集積計を用いた1日24時間内の10分ごとの等価騒音レベル (L_{Aeq}) として測定・表現することが可能とされており、同法を用いて調査を行った。ただし、暴露される騒音の種類等との関連を知るために、生活時間調査を併行して行い、また、家屋外・家屋内の騒音レベルと個人暴露レベルを同時に測定することにした。

一方、騒音の影響に関する社会調査は、騒音による睡眠影響をはじめ“うるささ”やその他“生活妨害”などの実態に関する質問紙調査を実施した。ただし、“うるささ”から苦情に至るプロセス、それらに関与すると考えられる諸要因についても総合的に調査した。

2) ディーゼル排ガス汚染の場合

SPM への個人暴露量調査用として開発された β 線回析法を用いる小型測定器についてその有用性を予備的に検討したが、本特別研究期間内には実用可能とするに至らなかった。したがって、家屋内・外の SPM レベルを通常の方法で測定し、個人暴露状況を推定することにした。ただし、SPM を粒径により「 $\sim 2\mu\text{m}$ 」と「 $2\sim 10\mu\text{m}$ 」に分別定量し、SPM とディーゼル排ガス中の発ガン物質との関係なども検討した。

一方、大気汚染と肺ガンとの関連を疫学調査から明らかにするには、相当大きな対象集団について長期観察することが前提となる。したがって、疫学調査による方法は、本研究の方法としては考慮し得なかった。

3) 補完すべき情報収集のための実験

実験的方法は、とくに量 (レベル) - 反応関係を明らかにすることが目的とされるが、そのため騒音については人間を対象として、また、大気汚染では、主として動物を対象として、実験が行われている。後者については、ディーゼル排ガス吸入実験による肺ガン発生の量 - 反応関係に関する実験が望まれるが、すでに国際的にも大がかりな動物実験が実施されており²³⁾、とくに肺ガンの「ユニットリスク」($1\mu\text{g}/\text{m}^3$ の DSPM に 70 年間暴露したときの生涯リスク) についてはそれらの結果が利用可能な段階にある。

騒音については、人間を対象とした実験により、生理的影響における感受性の個人差やレベル - 反応関係などについての実験を行い、睡眠影響の評価手法を検討することにした。

① 道路交通騒音の場合

騒音の睡眠影響をみる場合、正常者の中での高感性者や病的に過敏な人達を考慮することも重要であるが、これまでそのような点を考慮に入れた研究は乏しい。例えば、音に対して特に感受性が高いとされる疾患の代表として神経症があるが、同疾患には感受性についての客観的データ

は整理されていない。

実験は、とくに感受性の個人差とその規定要因、高感受性者（神経症者も含め）の生理的影響に関するものを中心とした。ただし、騒音の睡眠への影響については、これまで多くの研究があり、文献レビューを通して、交通騒音と睡眠影響に関する量（レベル）－影響関係を整理した。

②ディーゼル排ガス汚染の場合

大気汚染、とくにディーゼル排ガス由来のDSPMに関する肺ガンの「ユニットリスク」（ $1\mu\text{g}$ のディーゼル排ガス粒子に70年間暴露されたときの過剰肺ガン発生率）については、文献から動物の暴露実験結果を整理・検討した。これまでの吸入実験による「ユニットリスク」値は、 $2.5\times 10^{-5}\sim 4.1\times 10^{-3}$ まで変動が大きい³が、本研究では、代表的な値として最近森永らが3研究施設の実験結果からMULTISTAGE MODELを用いて推定した 6.14×10^{-5} （95%信頼区間上限値）を用いることにした。

（4）総合評価の方法

「定量的リスクアセスメント」の方法を基本として、上記汚染について予想される健康影響・リスクをできるだけ定量的に示す方法を検討した。しかし、必要となる対象人口の当該汚染への暴露状況の把握（「暴露アセスメント」）あるいは汚染と健康影響・リスクとの量－反応関係の把握（「用量－影響アセスメント」）のいずれについても、未だ解明されていない不確定要素（uncertainty）が含まれており、推定値の信頼性に問題が残っている。とくに、本研究における「暴露アセスメント」は、「予備的暴露アセスメント（preliminary exposure assessment）」に相当し、より多くの不確定要素を前提とせざるをえない。とはいえ、「環境保健モニタリング」の手法としては、現在のところその他の適当な方法がないので、不確定要素を今後検討し、改良していくことを前提として、統計・調査・実験による情報を通して総合的に評価する手法を吟味した。

1.5 まとめ

以上、「環境保健モニタリング」の対象とその方法を具体化した経緯の概要を述べた。対象を上記の如く2種とした理由は、都市環境汚染として道路交通に由来するものが最も深刻な問題の一つであり、モニタリングの対象として最も緊急かつ長期的監視が必要と考えられたことによる。これら環境汚染に関してはすでに研究成果がある程度蓄積されており、モニタリングに必須な暴露状況に関する情報源も整備され、利用可能とされていた。したがって、「定量的リスクアセスメント」の概念・手法を基本とした「環境保健モニタリング」手法をモデル的に設定し、検討することにしたのである。

引用文献

- 1) (a) 兜 真徳 (1991) : 都市化, ストレス, そして地球環境問題. 研究ジャーナル, **14**(7), 19-25.
(b) 兜 真徳 (1991) : 地球環境ストレス. ストレスと人間科学, 49-52.
- 2) 兜 真徳編 (1990) : 第1回環境ストレスシンポジウム—都市環境と健康. 国立環境研究所資料第**24**号, 147 p.
- 3) 兜 真徳編 (1991) : 第2回環境ストレスシンポジウム—都市型環境汚染に関する「環境保健モニタリング」手法の検討. 国立環境研究所資料, 第**33**号, 189 p.
- 4) 鈴木継美 (1989) : 人類生態学と健康. 篠原出版. 東京.
- 5) 兜 真徳 (1990) : 人類生態学的方法. 環境保健入門, 小泉 明・村上正孝編, からだの科学臨時増刊号, 157-164.
- 6) 鈴木武夫 (1982) : 環境科学特別研究検討班“環境疫学予測”(通称河合サロン). 報告. 「環境科学」研究報告集, B134-S608, 4-15.
- 7) 米国EPA (1986) : Guidelines for carcinogen risk assessment. Wednesday September 24.
- 8) 米国EPA (1986) : Guidelines for mutagenicity risk assessment. Wednesday September 24.
- 9) 米国EPA (1986) : Guidelines for the health risk assessment of chemical mixtures. Wednesday September 24.
- 10) 米国EPA (1986) : Guidelines for the health risk assessment of suspect developmental toxicants. Wednesday September 24.
- 11) 米国EPA (1986) : Guidelines for exposure assessment. Wednesday September 24.
- 12) Kryter, K.D. (1970) : The effects of noise on man. Academic Press. London.
- 13) Kabuto, M. and S. Suzuki (1979) : Temporary threshold shift from transportation noise. J. ASA **66** (1), 170-175.
- 14) 兜 真徳 (1990) : 生活騒音によるうるささの変動要因と数量化—不快(あるいは快適)指数の可能性. 医学のあゆみ, **152**(1), 50.
- 15) 厚生統計協会 (1990) : 国民衛生の動向. 厚生指標臨時増刊号.
- 16) Albert, R.E., J. Lewtas, S. Nesnow, T.W. Thorland and E. Anderson (1983) : Comparative potency method for cancer risk assessment ; Application to diesel particulate emission. Risk Anal., **3**, 101-117.
- 17) Harris, J. (1983) : Diesel emissions and lung cancer. Risk Anal., **3**(2), 83-100.
- 18) Garshick E., M.B. Schenker and A. Munoz (1987) : A case-control study of lung cancer and diesel exhaust exposure in railroad workers. Am Rev Resp Dis, **135**, 1242-1248.
- 19) 環境庁大気保全局交通公害対策室 (1984-1988) : 全国沿道騒音実態調査報告書 (その1~5).
- 20) 例えば, 公害等調整委員会 (1992) : 公害苦情件数調査.
- 21) 新藤純子・松本幸雄 (1990) : 大気汚染分布図—関東・関西地域の大気汚染濃度分布の経年変化. 国立公害研究所資料, 第**15**号, 325 p.
- 22) 国立公害研究環境情報部 (1988) : 環境データベース数値情報マニュアル. 国立公害研究所環境情報部資料, 第**17**号, 99 p.
- 23) Kaufman, D.G., 小林 剛訳 (1992) : 発癌性の評価—一般的な問題点とそれらのディーゼル排出物への適用. 大気汚染・自動車・健康影響, オノエパブリケーション (Watson A.N., Bates R.R., Kennedy D. 編 : Air Pollution, the Automobile, and Public Health, National Academy Press, Washington DC, 1988の全訳), 343-382.

2 道路沿道騒音による睡眠影響に関する「環境保健モニタリング」手法の検討

2.1 はじめに

ある地域での環境騒音汚染にかかわる問題の大きさを計る尺度として、一般に公害苦情の発生状況が用いられている。しかし、地域の苦情発生率には、実際の騒音による影響・被害以外の多くの要因が関与しており、対象地域での実際の騒音による影響を必ずしも反映しない可能性があることは以前から指摘されている。したがって、道路沿道騒音（交通騒音）に関する「環境保健モニタリング」における影響尺度として、この苦情発生率が利用できれば極めて有用ではあるが、まず同尺度が実際の住民への影響を忠実に反映しているかどうか、また、反映していないとすれば、どのようなデータを補完すればよいのかなどを検討することが必要と考えられた。この種の検討は、わが国については前例がほとんどない。そこで、以下、①統計的研究として、自治体ごとの騒音苦情の発生率について、騒音の種類別に統計的な解析を行い、その中で道路沿道騒音がどれほど音の発生や住民の暴露状況と関連する地域特性と関連しているのかについて基礎的な検討を行った。また、環境庁が行った1985年現在の「道路沿道騒音実態調査」データベースを用いて、とくに夜間における道路沿道の暴露騒音レベル別人口を推定し、睡眠影響との関連を検討するための基礎データを作成した。

一方、②調査研究としては、とくに夜間交通騒音による睡眠影響との関係で、沿道住民の騒音個人暴露状況の調査、また、迷惑感や被害感、うるささなどについて住民調査を実施した。また、③実験研究では、一般に環境汚染による影響評価の際に問題となるレベルー反応関係や感受性の個人差の問題を整理する必要性に鑑み、騒音や音刺激に対する生理反応にかかわる諸指標（指尖容積脈波反応、脳波パワースペクトル、尿中カテコールアミン、副腎由来のストレスホルモンなど）について、これまでの騒音影響研究をさらに進め、「環境保健モニタリング」の指標として利用可能とするためのいくつかの研究を行った。

④総合評価では、以上の諸結果を踏まえ、交通騒音による沿道住民の睡眠影響に関する「環境保健モニタリング」の手法を具体的に利用するためにさらに必要と考えられる改良点や不足するデータなどについて総合的に検討・考察した。

2.2 統計的研究

2.2.1 東京大都市圏における騒音苦情発生率の 生態学的構造について*

Ecological Profiles of the Incidence of Noise Complaints in the Greater Tokyo Area (GTA)*

兜 真徳¹・影山隆之¹

Michinori KABUTO¹ and Takayuki KAGEYAMA¹

要 旨

東京大都市圏にある176市区を対象として、1986年度の騒音公害苦情発生率を求め、これと騒音発生や住民の暴露状況に直接・間接にかかわる人口・社会・経済指標あるいは道路沿道の騒音レベル別推定人口割合等の35指標との間の生態学的相関関係を検討した。

年間苦情発生率は、道路交通騒音が年間0.41（人口10万当たり）と最も低く、一般工場は6.20と最も高い値を示した。ただし、上記35指標は主成分分析により“超都市化”、“人口の流動性”、“工業化地域”及び“周辺中小都市”を示す4主成分に要約された。重回帰分析の結果では、近隣騒音苦情発生率は、上記35指標のうち主に人口密度と有意な関連を示した。一方、商業騒音苦情、一般工場騒音苦情、一般及び特定建設騒音苦情の各発生率は、人口密度に加えてそれぞれに特異的な指標がさらに有意な相関を示していた。これらの重回帰モデルの説明率は16.5～38.0%程度で、関連を示した諸指標と人口密度との関連などをさらに検討すると、それらには地域での騒音の発生と暴露とに関する混み合い状況の相乗効果、すなわち“密度効果”が作用していることが示唆された。また、東京大都市圏の中心部ほど集合住宅の割合が高いが、同じ中心部でも集合住宅に居住する人口割合が多いほど建設騒音苦情発生率が高いという傾向が認められた。

以上の検討結果から、交通騒音苦情を除くその他の騒音苦情の地域差は、現在の騒音発生状況と暴露状況にかかわる、地域の「都市化」に関連した指標によって2～4割程度まで説明される可能性が示唆された。より適切な地域指標や実際の社会調査結果などを組み合わせることにより実用可能な重回帰モデルが得られるかどうか、より詳細な検討が望まれた。

1. 国立環境研究所 地域環境研究グループ 〒305 茨城県つくば市小野川16-2
Regional Environment Division, National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba,
Ibaraki 305, Japan.

* 本論文は、音とアメニティ、93-97、(1992)に発表された論文を一部修正したものである。

Abstract

Annual incidence rates of spontaneous noise complaints (AIRSNCs) in 176 wards and cities in the Greater Tokyo Area (GTA) were calculated for fiscal year 1986 for the first time in Japan, and their ecological correlations to 35 indices related to sound-generating activities and living conditions (including population density (PD)) or the four component scores extracted through their component analysis, which are characterized as "highly urbanized (C1)", "bedroom cities (C2)", "industrialized (C3)" and "more natural environment (C4)" areas in the GTA, respectively, were examined statistically. The AIRSNCs varied from 0.41 (per 10^5 population), the lowest, for road traffic sounds, to 6.20, the highest, for unregistered factory sounds. Multiple regression analyses showed that those for the sounds from neighboring households were related only to PD out of the indices examined. The AIRSNCs for the sounds from commercial activity, unregistered factory, registered and unregistered constructions were related to some indices specific to each of them, in addition to PD. Although only 16.5 to 38.0 % of the variations of each AIRSNC were explained by the regression models, this was attributed mainly to the "crowding effects" or the synergistic effects of crowded sound generation and living conditions in the central GTA. Apartment houses, which are more common in the central GTA, were also related to high AIRSNC for construction sounds.

It was suggested that these analyses of the incidence data of the complaints may show basic urbanization-related profiles of the current status of sound generation and exposure of people in relation to most kinds of AIRSNCs excluding that for road traffic sounds. Further study is warranted to improve the regression models by selecting more detailed and suitable indices for each community as well as to combine these data with those from social surveys in order to make them more useful for actual use.

1 はじめに

騒音による精神・心理的影響や生活妨害などは、行政的には「苦情」として取り上げられて初めて対応・対策が検討される。しかし、実際の影響が「苦情」行動に至るプロセスには、問題となる音に対する個人あるいは集団の感受性の差や行政への期待度など、多要因が複合的に関与しているとされており¹⁻³⁾、また、それらの関連は音の種類によって大きく異なっている様相が明らかである。したがって、実際に地域で発生している各種騒音の影響を評価する上で、「苦情」の発生状況がどのような意味を持つのかを検討しておくことは、騒音の影響に関する環境保健モニタリング^{4,5)}を考える場合の基本的な作業の一つと考えられる。我々は、各論的には、上記のような騒音の発生状況と影響との関連を検討するには住民調査が最適の方法と考え、すでに東京大都市圏内の4地域を対象にすでに社会疫学的調査を実施し、現在その結果を解析中である。

ここでは、都市生態学的な視点^{6,7)}を基本として、騒音の種類別「苦情」発生状況について、地域の都市化度や地域活動指数、とりわけ人口密度との関連を統計的に整理・検討した。

2 対象と方法

全国市町村で受け付けた騒音苦情数データ（昭和61年度新規発生分，環境庁特殊公害課調査）を用い，騒音の種類別の年間騒音苦情発生率（Annual Incidence Rate of Spontaneous Noise Complaints, AIRSNC）を求め，各種地域指標との関連を多変量モデルにより解析した。

ただし，対象は首都圏（1都6県）176市区（発生率の低い郡部を除く）とし，上記モデルに投入する変数として，騒音の発生状況及び個人の暴露機会に密接に関連する地域特性指標の一つと考えられる人口密度，及び騒音の発生状況にかかわると考えられるその他地域特性情報を既存の人口・社会・経済統計等から収集した。交通騒音の発生状況指標として，環境庁交通公害対策室の「全国沿道騒音実態調査報告書」作成に用いられたデータベースから得られる騒音レベル別沿道人口推定値も利用した。

表 1 騒音苦情発生率との関連が予想された諸指標リスト

Table 1 Regional variables expected to be correlated with AIRSNC (Annual incidence rate of spontaneous noise complaints)

〈人工関連指標〉	〈建設関連指標〉
1) 人工密度 (人/km ²)	22) 着工住宅密度 (/km ²)
2) 平均世帯人員 (人)	23) 市町村土木費 (億円/千人)
3) 就業者人口割合 (%)	24) 土地価格 (円/m ²)
4) DID人口割合 (%)	
5) 昼/夜間人口比	〈住居関連指標〉
6) 65才以上人口割合 (%)	25) 持ち家世帯割合 (%)
7) 人口総移動率	26) 住宅密度 (/km ²)
8) 自然増加率 (%)	27) 一戸建て住宅割合 (%)
9) 社会増加率 (%)	28) 共同住宅割合 (%)
10) 核家族世帯割合 (%)	29) 畳数/人
	30) 住居系地域人口割合 (%)
〈工業関連指標〉	31) 第1次産業人口割合 (%)
11) 第2次産業人口割合 (%)	32) 公園面積 (m ² /千人)
12) 工場数 (/千人)	
13) 工業系地域人口割合 (%)	〈道路関連指標〉
14) 製造品出荷額 (億円/人)	33) 幅員10m以上舗装道路に面する住宅割合 (%)
	34) 昼間道路騒音 >70dB の沿道人口割合 (%)
〈商業関連指標〉	35) 夜間道路騒音 >65dB の沿道人口割合 (%)
15) 卸売販売額 (億円/千人)	
16) 課税対象額 (億円/千人)	
17) 商業系地域人口割合 (%)	
18) 小売店密度 (/km ²)	
19) 小売店売上 (円/店・年)	
20) 飲食店数 (/千人)	
21) 第3次産業人口割合 (%)	

入手可能であったこれら諸指数・指標は、関連する騒音の発生状況をより適切に表現すべく、その多くは元のデータを地域面積当たりや人口1人当たりに変換した値とした(表1)。

なお、苦情発生に直接関連すると考えられる年齢層は限られており、そのため上記発生率は人口の年齢構成の地域差の影響を受ける可能性も予想されたが、20歳以上の人口に対する発生率を求めて同様な検討を行った場合でも、以下の結果にはほとんど差が認められなかったため、ここでは総人口に対するAIRSNCを対象とすることにした。

3 結果

(1) 人口密度とAIRSNCの関連

東京大都市圏内の176市区別のAIRSNC(人口10万対)を、特定工場(作業場も含む)、その他の工場、特定建設、その他の建設、商業(拡声器も含む)、近隣・家庭生活および道路交通(二輪車も含む)の各騒音別に求めたのが表2である。

一方、AIRSNCについて人口密度(対数)との関連を散布図を描くことによって基礎的に検討したのが図1である。図中の中央の線は、176市区を人口密度により5等分(quintile)し、各quintile内の人口密度とAIRSNCの中央値(50%ile値)を求め、5個の値を結んだmedian traceを示し、また上下の線は、各quintileの25%ileと75%ile値のhinge traceを示している。

同図に明らかなように、人口密度(対数)と各AIRSNCの関係には、騒音の種類により概略次の2つのパターンがある。

- ①人口密度の上昇に伴い増加するパターン(商業騒音、その他の工場騒音、特定建設騒音、その他の建設騒音、及び家庭騒音)
- ②人口密度と相関しないパターン(特定工場騒音・道路交通騒音)

表 2 176市区全体における音源別AIRSNC(人口10万当たり)
Table 2 AIRSNC in 176 cities and wards by noise source

音 源	総苦情数	AIRSNC ¹⁾
特定工場	741	2.49
その他の工場	2292	6.20
特定建設	503	1.42
その他の建設	1087	2.75
商 業	1921	5.59
近隣・家庭生活	800	2.02
道路交通	162	0.41
総 計 ²⁾	7506	20.88

1) 176市区を一括して求めた値

2) 上記以外の騒音苦情も含む

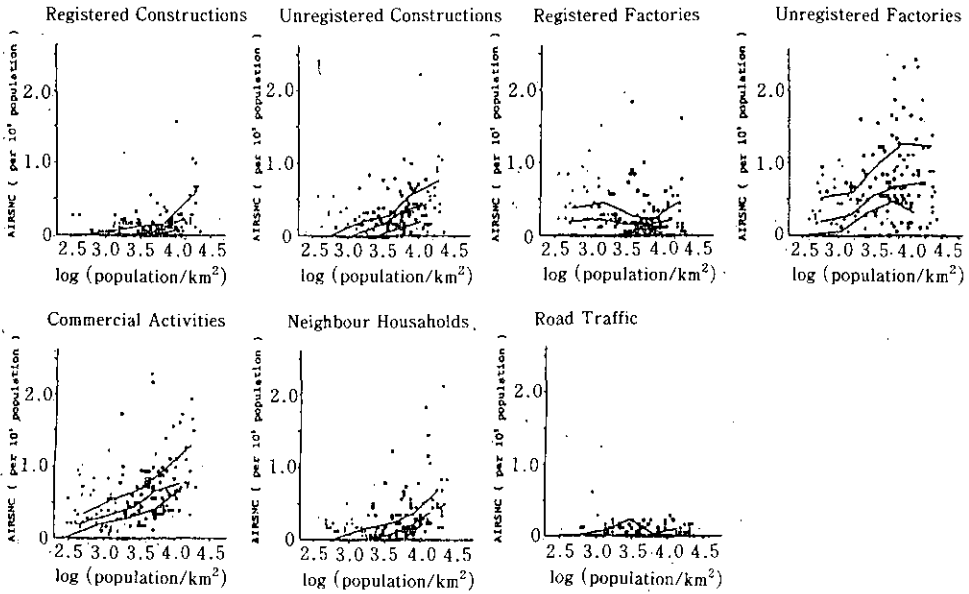


図 1 人口密度と騒音苦情発生率 (AIRSNC) の関係
 Fig. 1 Correlation of AIRSNCs with population density

(2) 順位変数を用いた重回帰分析

176 市区の AIRSNC を目的変数として、以下のような 2 段階の重回帰分析を行った。ただし、説明変数はそれらの分布の偏りを考慮し、すべて順位変数に変換して投入した。

第 1 段階では、表 1 の諸指標のうち、工場騒音については工業関連指標を、商業騒音については商業関連指標を、建設・家庭騒音については建設・住居関連指標を、道路交通騒音については道路関連指標を、それぞれ説明変数としてまず投入し、ステップワイズ法により変数を選択した。

第 2 段階では、上で選択された説明変数に、表 1 の変数 1)~10) を追加して、さらにステップワイズ法を適用し、有意に関連する変数を選択して、最適モデルを求めた。

結果は表 3 に示すとおりであるが、主要な点として、

- ① その他の工場騒音、特定建設騒音、その他の建設騒音では、各騒音発生に関連する変数と、騒音暴露機会に関連すると想定された人口関連変数の両方が、有意に関連していた。
- ② 商業騒音、近隣・家庭生活および特定工場騒音に関しては、各騒音発生に関連する変数のみが有意の関連を示した。
- ③ 道路交通騒音に関しても同様に、騒音発生に関連する変数のみが、弱い有意な関連を示した。

などが指摘される。

ここで、上記結果で得られた各種重回帰モデルの不均一性をさらに検討・整理するために、各

表 3 AIRSNC と各種関連指標との重回帰分析結果

Table 3 Multiple regression analysis of AIRSNCs with regional variables

騒音の種類	説明変数	標準偏回帰係数	騒音の種類	説明変数	標準偏回帰係数
特定工場	11)	0.07***	その他の工場	11)	0.15***
	12)	0.38***		12)	0.17*
	13)	0.20***		13)	0.18*
	(F)	13.8***		1)	0.45**
	(R ²)	0.189		4)	0.30**
			(F)	22.7***	
			(R ²)	0.347	
特定建設	22)	0.26**	その他の建設	22)	0.44***
	23)	0.10 ⁺		25)	-0.38**
	27)	-0.50***		30)	-0.20*
	30)	-0.18 ⁺		9)	0.19*
	2)	0.19**		(F)	31.3***
	6)	0.17*		(R ²)	0.421
	(F)	21.3***			
(R ²)	0.430				
商業	16)	0.19**	近隣・家庭	22)	0.36**
	17)	0.07*		25)	-0.19 ⁺
	18)	0.56***		22)	0.38***
	19)	0.19*		(F)	37.9***
	21)	-0.26*		(R ²)	0.132
	(F)	25.4***			
(R ²)	0.430				
道路交通	34)	0.28*	F-test: ***p<0.001, **p<0.01,		
	(F)	4.9*	*p<0.05, +p<0.1		
	(R ²)	0.079	変数番号は表1に同じ		

AIRSNCと有意な相関を示した騒音発生に関連する変数と、人口密度との関連をみたのが図2である。同図は、工場の分布や第2次産業人口割合が人口密度と相関していないことを示しており、特定工場騒音に対する苦情が人口密度と相関しないことと関連しているものと考えられる。

(3) 主成分得点を用いた重回帰分析

各種 AIRSNC と地域特性との関連をさらに検討するため、表1に示す35指標の主成分分析を行った結果、4主成分(固有値1.0以上)が得られ、それぞれ「超都市化(高密度居住)」、(C1)、「人口の流動性」(C2)、「工業化」(C3)、「周辺の都市化地域」(C4)を示す主成分と考えられた(詳細略)。ただし、「高密度居住」主成分には、商業活動や建設・住居関連の指標も大きく寄

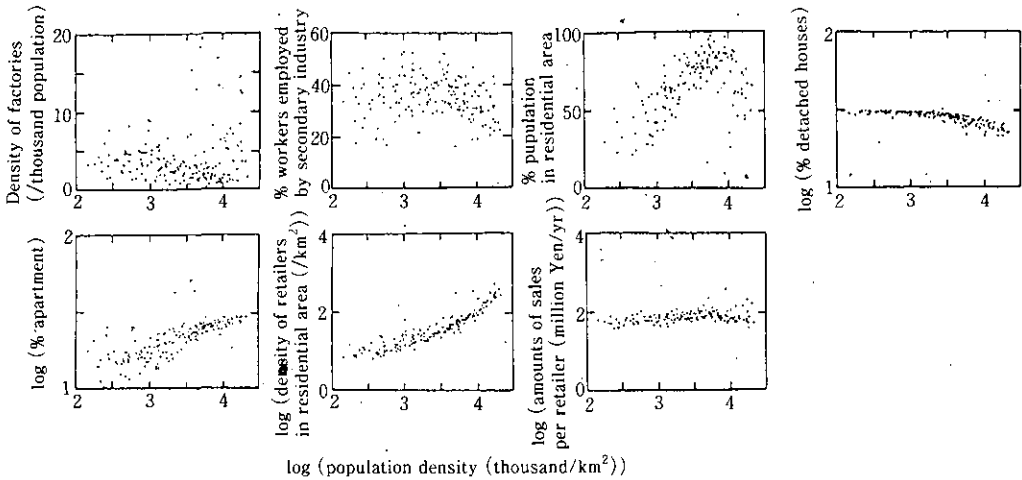


図 2 人口密度と騒音発生または居住環境に関連する要因との関係
 Fig. 2 Correlation of variables related to noise generation or residential environment with population density

与しており、地域の「超都市化」の程度を示す主成分と解釈することが可能と考えられ、したがって地理的分布としては、「超都市化」の強い地域は大都市圏の中心地帯、また、同様に、「人口の流動性」の大きな地帯は中間地帯、さらに「周辺の都市化地域」は周辺地帯にそれぞれ対応していることが知られた。

次に、これらの主成分得点を説明変数、AIRSNCを目的変数とした場合の重回帰分析を行った。その結果は表4のとおりであるが、以下の3点に要約された。

- ①特定工場騒音を除くすべての騒音に対するAIRSNCは、第1主成分（「超都市化」）と有意に関連していた。すなわち、大都市圏の中心部に近い程高くなる傾向を示している。
- ②特定建設騒音に対するAIRSNCについては、第2主成分（「人口の流動性」）の寄与も有意であり、上記とは独立して大都市圏の中心部で高いもののある傾向を示している。
- ③特定工場騒音およびその他の工場騒音に対するAIRSNCに関しては、当然のことながら、第3主成分、すなわち「工業化」が有意に関連しており、地域の都市化度とは独立した工場の分布に依存した発生状況を示している。

以上の結果と、上記（1）、（2）の結果を総合すると、

- ①商業騒音と近隣・家庭騒音では、それらのAIRSNCは、人口密度あるいは「超都市化」と相関し、したがって大都市圏の中心部ほど高くなる傾向があるが、その場合、主として関連する騒音の発生が平行して増大していること。
- ②その他の工場騒音、特定建設騒音、その他の建設騒音では、人口密度あるいは「超都市化」と相関し、したがって大都市圏の中心部ほど高くなる傾向はあるが、それらの発生分布は一

表 4 AIRSNC と地域特性を表す主成分得点との重回帰分析

Table 4 Multiple regression analysis of AIRSNCs with principle components of regional characteristics

音源	偏回帰係数				F	R ²
	C1	C2	C3	C4		
特定工場	n.s.	n.s.	0.445***	n.s.	43.0***	0.198
その他の工場	0.384***	n.s.	0.438***	n.s.	44.5***	0.340
特定建設	0.518***	-0.293***	n.s.	n.s.	47.4***	0.354
その他の建設	0.617***	n.s.	n.s.	n.s.	107.0***	0.381
商業	0.578***	n.s.	n.s.	n.s.	87.0***	0.333
近隣・家庭	0.529***	n.s.	n.s.	n.s.	67.7***	0.280
道路交通	0.225**	n.s.	n.s.	n.s.	9.2**	0.050

C1: 「高密度居住」、C2: 「人口の流動性」、C3: 「工業化」、C4: 「周辺都市」
n.s. = not significant (説明変数から除外した。)

部人口密度から独立しており、特定建設騒音に対する AIRSNC は、中心部でとくに高い傾向にあること。

- ③特定工場騒音では、その分布は人口密度とはほぼ完全に独立しており、その AIRSNC は同分布によってほぼ規定されていること。
- ④道路交通騒音の AIRSNC のレベルは、その他騒音の場合に比較して絶対的にも相対的にも低い傾向があるが、多少とも人口密度あるいは「超都市化」と相関し、大都市圏の中心部に高くなる傾向があること。

などが明らかになった。

(4) AIRSNC の重回帰モデル

AIRSNC と説明変数との定量的な関係を示すため、最初の重回帰分析で選択された説明変数(またはその対数)を順位化せずに、これと AIRSNC との重回帰モデルを改めて構成してみた。結果は表5に示すとおりであり、有意性が失われた自動車騒音の場合を除き、比較的よいモデルが得られた。

4 考察

騒音苦情の発生には複合的要因が関与していることは先述のとおりであり、別途詳細に検討されるべき課題⁸⁾であるが、ここではそれを発生率に変換しており、個性性の大きな背景要因は統計的に均一化されていることを前提としている。

こうした前提の上ではあるが、以上の結果(とくに表5)は、特定工場騒音と交通騒音の場合を除き、各騒音に対する苦情発生率が地域の人口密度あるいは「超都市化」と相関し、したがっ

表 5 AIRSNC の重回帰モデル ($AIRSNC = \alpha + \sum \beta_i X_i$)
 Table 5 Multiple regression models of AIRSNCs in their real values

騒音の種類	説明変数 (X)	β	α	F	R ²
特定工場	工場数/千人	0.52***	-2.03	34.5***	0.328
	log(人口密度)	1.50*			
その他の工場	第2次産業人口割合	0.27***	-22.6	17.1***	0.165
	log(人口密度)	3.79**			
特定建設	住居系地域人口割合	-6.31***	-5.57	26.6***	0.317
	log(一戸建て住宅割合)	-5.86**			
	log(人口密度)	2.74***			
その他の建設	log(共同住宅割合)	1.15*	-17.5	22.7***	0.283
	住居系地域人口割合	-5.20***			
	log(人口密度)	4.24***			
商業	log(小売店密度/km ²)	5.86***	-17.2	52.9***	0.380
	log(小売店売上/店・年)	7.38**			
近隣・家庭	log(人口密度)	2.54***	-1.75	50.0***	0.223
道路交通	(n.s.)				

F-test: ***p<0.001, **p<0.01, *p<0.05
 n.s.=not significant (有意のモデルを構成できず)

て、大都市圏の中心部に向かって高率となっており、生態学的概念としての「密度効果 (crowding effects)」¹⁰⁾ が働いていることを示している。言うまでもなく、この「密度効果」とは、稠密居住に伴う暴露機会の増大と同時に、人口の集積状況に比例して活発に行われている活動を反映した騒音発生状況の両者が、相乗的に苦情を増加させていることを示唆している。

ここで、道路交通騒音についての AIRSNC は、人口密度との関連がみられなかったが、同 AIRSNC が絶対的にも相対的にも低い傾向にあることは、これまでの調査結果^{8,9)} からみると、対策の困難性を背景として、既存道路に対する新規苦情が住民から訴えられにくくなっていること、最近問題の大きい「夜間のオートバイの音」などでは自治体よりは警察へ苦情が持ち込まれる傾向があること、などが影響しているものと考えられる。一定レベル以上の道路交通騒音に暴露されている人口は、表 1 の 34)、35) についてみれば、1 都 6 県内でそれぞれ 18.9 万人、75.8 万人 (ただしこれは、道路側端の騒音レベルがそれぞれのレベルを超える 100 m 四方の「沿道メッシュ」内推定人口の総人口に対する割合であり、実際にはこの 2~3 割) 程度と推定される。したがって、同騒音の場合には、AIRSNC が住民の精神・心理的影響や生活妨害の実態をほ

とんと示していないことは明らかである。

一方、大都市圏の中心部ほど高率となる傾向を示したその他の騒音に対する苦情のうち、商業騒音と近隣・家庭騒音に対する AIRSNC の挙動はほとんど一致しているとみなすことが可能であろう。すなわち、図 2 では、商業騒音に対する苦情に関連していた「住居系地域内の小売り店密度」は人口密度に直線的に相関している一方、「小売り店当たりの売上額」はほとんど相関がない。したがって、商業騒音の苦情の場合には、「住居系地域内の小売り店密度」は「人口密度」とほぼ等価と考えられるからである。ただし、「小売り店当たりの売上額」が同時に正相関を示しているのは、地域を問わず商業活動が活発な店ほど関連騒音の問題が大きいことを示唆している。

建設関係の 2 種の騒音に対する AIRSNC が、同様に人口密度に相関していることは明らかであるが、多少様相が異なる。すなわち、いずれも「住居系地域人口割合」が負に相関しているが、同割合は人口密度が高い地域で大きく変動しており（図 2）、高人口密度地域、すなわち中心部で同割合が低い地域では、AIRSNC は高率となっている。逆に、同割合は中間地帯で全体的に高いが、そこでは AIRSNC は相対的に低率となっており、全体として互いに負の相関を示している。また、同 AIRSNC と「一戸建て住宅割合」が負に、「集合住宅割合」が正に相関しているが、図 2 に示されるように、これらは人口密度に対し負及び正の相関を示し、中心部の高人口密度地域、すなわち「一戸建て住宅割合」が小さい地域、したがって「集合住宅割合」が大きい地域では、AIRSNC が高率であることを示している。

上記のように、建設騒音に対する AIRSNC の場合には、非住居系地域内に集合住宅が多い地域であることが、人口密度とは独立した寄与を示しており、集合住宅をめぐって影響が出やすい傾向が示唆される。これは、集合住宅が密集するところ、すなわち大都市の中心部ほど建設作業が活発である傾向と同時に、建築学的な問題や集合住宅住民の属性・生活様式の違いなどを反映している可能性を予想させる。また、商業騒音の場合には、商業活動の活発さを示すと考えられる「小売り店当たり売上額」が人口密度とは独立した相関を示しており、同活動の在り方、マナーにも問題があることを示唆している。さらに、個々の苦情の発生には、様々な個別的要因が関与していることも想像に難くない。

しかし、こうした人口密度とは一見独立して影響を与えていると考えられる問題はマイクロな側面であり、マクロな視点から改めて考察するならば、実は高人口密度が、あるいは高人口密度化が示す地域の人口集積・活動状況が、これらの問題を発生させる間接的原因となっている⁷⁾ことも明らかである。それは 3(3)において、「超都市化」を示す第 1 主成分に対して各種活動指標が大きく寄与している構造からも示唆されることである。すなわち、上記「密度効果」が生じる背景には、これら直接的、間接的な原因が有機的に関連しあっている構造が想定される。このことは、人口密度が示す稠密居住状況が背景にあるとしても、それ自身が苦情の発生の直接的な原因ではない部分も大きいことを意味している。環境騒音からみて都市はどの程度の人口規模が適切なのか、また、都市の巨大化に伴ってどのような機序でこうした「密度効果」が生じているの

か、あるいはこうした「効果」はどこまで抑制・制御できるのか、などの疑問に答えるためには、さらに都市の「人間-環境系」総体やその内部構造に関して、これまでの調査・研究結果を系統的に整理・検討してみることも必要と思われる。

引用文献

- 1) Lindvall, T. and Radford, E.P. (1973): Measurement of annoyance due to exposure to environmental factors. The 4th Kalorinska Institute Symp., Environ. Health, Environmental Research, **6**, 1-36.
- 2) Koelega, H.S. (1987): Environmental annoyance. *In*: Environmental Annoyance: characterization, measurement and control., Koelega, H.S. (ed.), Elsevier Publishers, London, 1-7.
- 3) Berglund, B., Berglund, U. and Lindvall, T. (1987): Measurement and control of annoyance. *In*: Environmental annoyance: characterization, measurement and control., Koelega, H.S. (ed.), Elsevier Publishers, London, 29-44.
- 4) 兜 真徳編 (1990): 第1回環境ストレスシンポジウム-都市環境と健康-。国立環境研究所資料, 第24号, 147p.
- 5) 兜 真徳編 (1991): 第2回環境ストレスシンポジウム-都市型環境汚染に関する「環境保健モニタリング」手法の検討-。国立環境研究所資料, 第33号, 189p.
- 6) 兜 真徳 (1990): 人類生態学的方法 (環境保健の基礎)。環境保健入門, 小泉 明・村上正孝編, からだの科学・臨時増刊号, 日本評論社, 157-164.
- 7) 兜 真徳 (1991): 都市化, ストレス, そして地球環境問題。農林水産技術研究ジャーナル, **14**(7), 19-25.
- 8) 影山隆之・兜 真徳 (1990): 大都市圏内における騒音の種類別苦情発生状況と地域特性 (その3); 住居系・商業系・都心地域の比較。平成2年日本騒音制御工学会技術発表会講演論文集, 105-108.
- 9) 兜 真徳・影山隆之 (1991): 騒音とストレス。かんきょう, **16**(5), 6-9.
- 10) 兜 真徳 (1977): 大都市の人口密度 (東京の場合)。からだの科学, **76**(7), 102-109.

2.3 調査研究

2.3.1 幹線道路沿道家屋内における睡眠時騒音暴露 レベル ($L_{Aeq}(slp)$) について*

Individual sound exposure level during sleep in relation to road traffic noise among the women living roadside area — a study of 4 areas in Tokyo —*

影山隆之¹・兜 真徳¹

Takayuki KAGEYAMA¹ and Michinori KABUTO¹

要 旨

都市域における家屋内の睡眠時騒音暴露レベルについて調査した結果、とくに幹線道路沿道では、道路交通騒音による有意の上昇傾向が示された。ただし、この影響は夜間8時間交通量が9千台以上の道路の沿道20~30m以内に限定して認められ、その場合の沿道直近家屋での平均 $L_{Aeq}(slp)$ は、非沿道に比べ8~9dB高かった。また、非沿道家屋における $L_{Aeq}(slp)$ は、住居系地域に比べ商業地域・住工混在地域・都心オフィス街では3~4dB高く、道路交通騒音以外の家屋外騒音の影響が示唆された。

一方、全国で、道路交通騒音の影響によって $L_{Aeq}(slp)$ が50dBを超えると予想される人口は0.2~0.4%と試算され、これら人口に関するより詳細な疫学調査の必要性が示唆された。

Abstract

Indoor sound exposure levels during sleep ($L_{Aeq}(slp)$) were investigated for the women living roadside in 4 areas in Tokyo. Significant increases of $L_{Aeq}(slp)$ due to road traffic sound, which were roughly proportional to the traffic volume on the nearby road, were found especially for the subjects whose house is facing the road. The increases of $L_{Aeq}(slp)$ among the road side women were 8 to 9 dB when compared with those of non-road side women.

Since it is estimated according to other examinations that the people whose $L_{Aeq}(slp)$ may exceed 50 dB, for example, is about 0.2-0.4 % for all the population in Japan, the present results may indicate the necessity of detailed epidemiologic studies on these exposed people especially in relation to sleep disturbances and their health consequences.

1. 国立環境研究所 地域環境研究グループ 〒305 茨城県つくば市小野川 16-2
Regional Environment Division, National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba,
Ibaraki 305, Japan.

* 本論文は、騒音制御, 16 (5), 42-46. (1992) として発表された論文を一部修正したものである。

1 はじめに

近年、夜間道路交通量は増加傾向にあり、道路騒音による睡眠影響が憂慮されるところである^{1,2)}。睡眠時の家屋内騒音レベルについてはこれまでも報告されている³⁻⁶⁾が、近隣の幹線道路騒音との関係を系統的に検討したものは少ない。本項では、首都圏内4地域において実施した一連の調査結果から、夜間睡眠中の個人暴露レベルについて、家屋内外騒音レベルとの関連、および道路交通量等との関連を検討した。

2 対象と方法

首都圏内の地域特性の異なる4地域、すなわち東京都世田谷区(S区)・川崎市川崎区(K区)・東京都台東区(T区)および同中央区(C区)内のそれぞれ住居地域・住工混在地域・商業地域・都心オフィス街において、幹線道路の「沿道」と「非沿道」よりほぼ同数の対象者(既婚女子198名)を選定した(表1)。

ここで、「沿道」とは幹線道路より2~3軒目までを指すものと定義し、「非沿道」家屋に住む対象者をA群、「沿道」はさらに2分して幹線道路に直面しない家屋と直面する家屋に住む対象者をそれぞれB群、C群と分類した。また、各地域の幹線道路の夜間8時間交通量は、1985年道路交通センサス⁷⁾によれば3~22千台であった(表1)。

以下の調査は、1988年および1989年の10~11月の平日に実施した。すなわち、対象者に小型騒音暴露計(リオン社NB-13A)を携帯させ、10分間ごとの等価騒音レベル(以下 $L_{Aeq}(10\text{min})$)を24時間にわたり測定した。同時に、測定中の生活行動を10分単位で記録させた他、居住条件(住居形態、家屋構造、窓の構造、寝室の位置)、個人属性(職業の有無、同居家族数、就寝時刻)などに関する質問紙調査を行った。上記より睡眠時騒音暴露レベルとして、睡眠時間内のすべての騒音暴露レベル $L_{Aeq}(10\text{min})$ (原則として枕元で測定された)のエネルギー平均値を求め、 $L_{Aeq}(slp)$ と表記することにした。

表 1 調査地域と調査対象者
Table 1 Number of subjects by living areas

地 域	対象者人数				幹線道路交通量(千台)*	
	A群	B群	C群	計	昼12時間	夜8時間
S区(住居)	29	13	8	50	46.0(8.0)	9.0(1.5)
K区(住工)	19	9	17	45	60.0(20.0)	22.0(7.0)
T区(商業)	34	8	18	60	23.0(2.5)	3.0(0.4)
C区(都心)	22	11	10	43	31.0(6.6)	6.0(0.6-1)

A群:非沿道, B群:幹線道路から2,3軒目以内(直近を除く),
C群:幹線道路直近, *()内は大型車交通量

一方、対象者中25名については、個人の騒音暴露量測定と同時に、家屋内外の騒音レベルも測定した。ただし、測定箇所は、屋外はベランダ等（沿道家屋では幹線道路側）、屋内は屋外測定箇所にもっとも近い室内とした。

結果の解析には東京大学大型計算機センターの統計プログラムSASを用い、家屋外、家屋内騒音レベルをも測定した例についてこれらと騒音暴露レベル（ $L_{Aeq}(10\text{min})$ ）の関連を検討するとともに、全対象者について $L_{Aeq}(slp)$ と居住条件・個人属性等との関連を一般線形モデル（GLM）⁸⁾によって検討した。

3 結果

(1) 対象者の居住条件・属性

対象者の居住条件・個人属性等を表2に示す。主な特徴として、①鉄筋コンクリートの家屋はT・C区に多い、②二重サッシ窓は幹線道路沿道（とくにK区）に多い、③有職者はT・C区で多く、とくに自営業者の「主婦」が多い、④就寝時刻はT区で分散が大きく、22時以前に就寝する者も多い、等が指摘される。

表 2 対象者の居住条件・属性
Table 2 Background of subjects

居住条件・属性	S区	K区	T区	C区	計	
住居形態	一戸建て	32(64)	32(71)	50(83)	30(72)	145(73)
	集合住宅	18(36)	13(29)	10(17)	12(18)	53(27)
住居構造	木造/モルタル	42(84)	30(67)	23(38)	22(51)	117(59)
	鉄筋鉄骨	8(16)	15(33)	37(62)	21(49)	81(41)
窓の構造	二重サッシ	7(14)	10(22)	9(15)	3(7)	29(13)
	一重サッシ	38(76)	32(71)	43(72)	33(77)	146(74)
職業	木造	5(10)	3(7)	8(13)	7(16)	23(13)
	あり	15(30)	20(44)	30(50)	22(51)	87(44)
	なし	35(70)	25(56)	30(50)	21(49)	111(56)
同居者数	1-2人	12(24)	8(18)	25(42)	10(23)	55(28)
	3-4人	15(30)	22(49)	17(28)	22(51)	76(38)
	5人-	23(46)	15(33)	18(30)	11(26)	67(34)
就寝時刻	-22:00	7(14)	6(13)	16(27)	5(12)	34(17)
	-23:00	19(38)	18(40)	24(40)	19(44)	80(40)
	-24:00	10(20)	12(27)	8(13)	7(16)	37(19)
	0:10-	14(28)	9(20)	12(20)	12(28)	47(24)

(2) 睡眠時の家屋外・家屋内騒音レベルの関連

家屋内外の騒音レベルを同時測定した25名について、睡眠時の家屋外騒音レベル ($L_{Aeq}(10\text{ min})$) のエルギー平均) をみると、S区ではA群58.7 dB/(B+C) 群70.7 dB、同様にK区では50.1/72.0、T区では49.6/49.3、C区では58.0/60.9であった。すなわち、S・K区では幹線道路の沿道と非沿道の差が10~20 dB(A)であったが、T・C区では差が認められなかった。

一方、睡眠時の家屋内騒音レベル ($L_{Aeq}(10\text{ min})$) の分布 (図1) は二峰性を示し、55 dB以上の山は同居者の発声音や時計の時報等によるものと推測された。ここで、家屋内外の $L_{Aeq}(10\text{ min})$ の相関をみると、家屋内騒音レベルが55 dB以上の場合をデータから除いたときにとくに良好な直線関係が得られた (図2, $r=0.621$; $p<0.001$) ことから、上の推測は間接的に支持された。また、同図から、家屋内外の騒音レベル差は家屋外レベルにより異なるが、同レベルが高い場合には家屋による減衰が平均20 dB以上であることが示された。

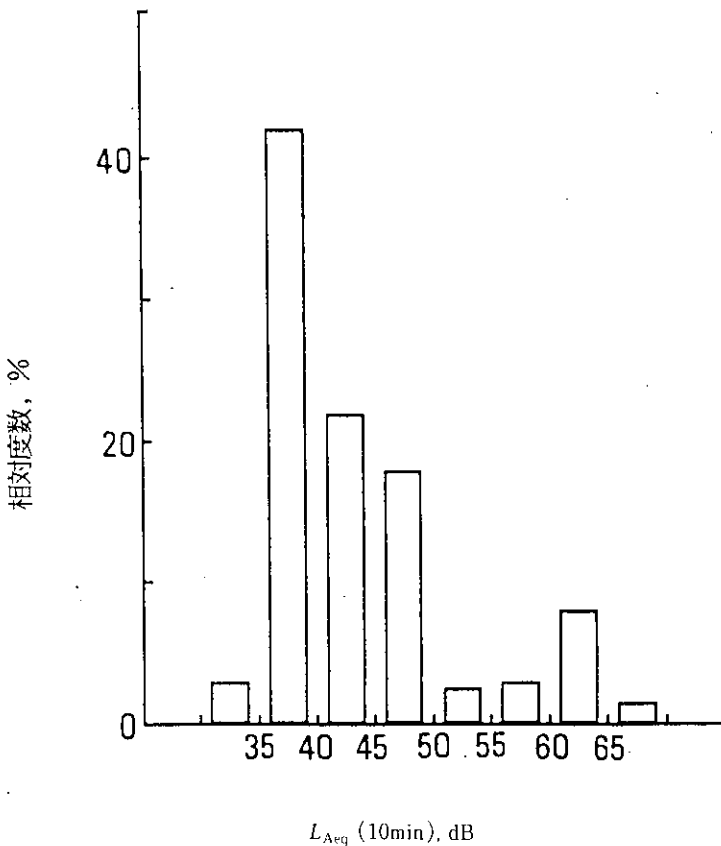


図 1 睡眠時における家屋内騒音レベルの度数分布

Fig. 1 Distribution of indoor sound levels during subjects' sleep

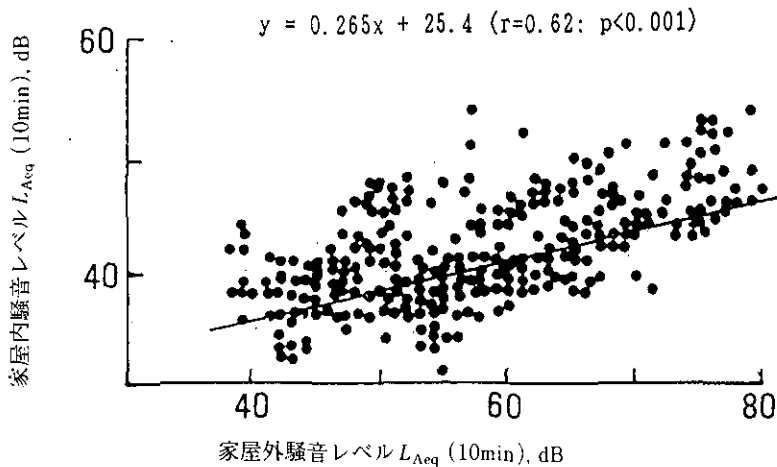


図 2 睡眠時における家屋内騒音レベルと家屋外騒音レベルの相関

Fig. 2 Correlation of indoor sound level with outdoor sound level for each 10 minutes during subjects' sleep

(3) 家屋外騒音レベルと騒音暴露レベルの関連

上記 25 名の睡眠時における騒音暴露レベル (L_{Aeq} (10 min)) は、同じ時間帯の家屋内騒音レベルよりも高い傾向にあり、家屋内発生音の寄与が推測された。しかし、騒音暴露レベルの分布は一峰性であり、家屋内騒音レベルの場合と同様の方法で家屋内発生音の影響を除いて検討することはできなかった。ここで、今回の行動記録は自記式 10 分単位であり、記載された就寝・起床時刻と実際の行動との“ズレ”が予想された。事実、就寝直後・起床直前の L_{Aeq} (10 min) は相対的に高値となる傾向にあり、対象者や同居者の発生音等の影響が示唆された。そこで、就寝直後・起床直前各 1 時間のデータを除外して検討すると、騒音暴露レベルと家屋外騒音レベル(ともに L_{Aeq} (10 min)) は有意の正相関を示した (図 3, $r = 0.562$; $p < 0.001$)。ただし、地域別にみると、C 区ではこの傾向が明らかでなく、他地域では特に沿道において同傾向が顕著であった (表 3)。また、家屋外騒音レベルが高いほど、同レベルと騒音暴露レベルの差は大きくなる傾向にあった (図 3)。

(4) 睡眠時騒音暴露レベルの分布と関連要因

全対象者の L_{Aeq} (slp) について、地域別・幹線道路からの距離別の平均値 (算術平均) を求めた (表 4)。同値は、S 区・K 区では C 群が A 群より 9 dB 有意に高かったが、T 区・C 区では有意の差は認められなかった。また、 L_{Aeq} (slp) が 50 dB(A) 以上の対象者の割合は、T 区・C 区では約 40 %、S 区・K 区の非沿道では 20~50 %、同沿道では 50~70 % となった。

L_{Aeq} (slp) と諸要因との関連を GLM により検討した結果 (表 5)、幹線道路からの距離別およ

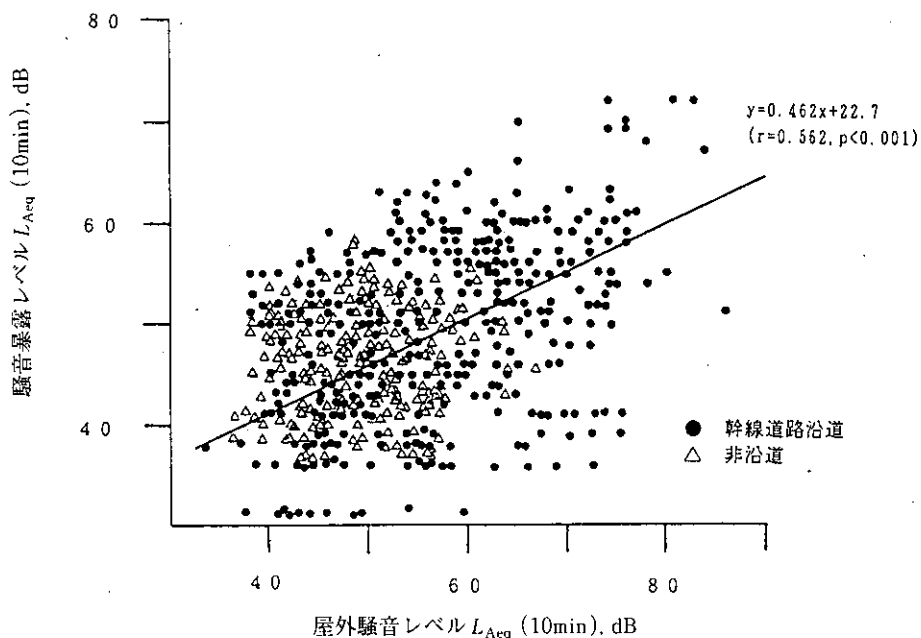


図 3 睡眠時における家屋外騒音レベルと騒音暴露レベルの相関

Fig. 3 Correlation of personal sound exposure level with outdoor sound level for each 10 minutes during subjects' sleep

表 3 睡眠時の家屋外騒音レベルと個人騒音暴露レベルとの相関

Table 3 Correlation of outdoor sound level with personal sound exposure level during subjects' sleep

地域	A 群	B/C 群
S 区	0.088	0.602***
K 区	0.327***	0.562***
T 区	0.548***	0.631***
C 区	-0.063	-0.172

同じ10分間の $L_{Aeq}(10min)$ の相関係数, *** $p<0.001$

び4地域別の平均値には有意差が認められたが、その他の居住条件や個人属性による有意差は認められなかった。この場合の4地域別・幹線道路からの距離別の $L_{Aeq}(slp)$ 調整平均値を図4に示す。S区・K区においては、A～C群の間で8～9dBの有意差がみられた。また、幹線道路の影響が少ないと思われるA群のみに着目すると、S区では他の3地域よりも有意に低く、その差は3～4dBであった。

なお、家屋内発生音等の影響が考えられた就寝直後・起床直前の各1時間のデータを除外する

表 4 地域別・幹線道路との距離別の $L_{Aeq}(slp)$
 Table 4 $L_{Aeq}(slp)$ by areas and distance from main roads

地域	(全体)	A群	B群	C群
S区**	44.6(7.9)	44.0(7.4)	48.2(8.5)	53.0(3.7)
K区***	53.9(12.4)	51.3(12.7)	54.9(12.6)	56.3(11.9)
T区	48.9(9.5)	48.6(9.7)	49.6(8.8)	49.3(8.7)
C区	46.6(6.6)	45.6(7.3)	47.4(6.4)	47.9(6.7)

mean dB(A)(s.d.), ***F-test: $p < 0.001$

表 5 一般線形モデルによる $L_{Aeq}(slp)$ と住環境・被調査者属性の関連の分析
 Table 5 General Linear Model of $L_{Aeq}(slp)$ with residential environment and subjects' background

説明変数	F
調査地域 (S/K/T/C区)	6.4***
幹線道路との距離 (A-C群)	4.2*
調査地域 * 幹線道路距離	2.6*
一戸建て/集合住宅	0.0
家屋構造	0.5
窓の構造	0.5
寝室と道路の位置関係	0.5
就寝時刻	2.4
年齢	1.9
職業の有無	1.2
家族の人数	0.6

$F=4.7***$, $R^2=0.237$

* $p < 0.05$, *** $p < 0.001$

と、 $L_{Aeq}(slp)$ は全体的に 3 ~ 5 dB 低い値となった。この値について GLM により再解析した場合、基本的に表 5 と同様の結果が得られ ($F = 2.8 : p < 0.001$)、説明率は 33 % に上昇した。

4 考察

睡眠時騒音暴露レベル $L_{Aeq}(slp)$ についてはこれまで、①仙台市³⁾の無職主婦 45 名においては平均 44.5 dB, ②名古屋市^{4,5)}の男女 211 名においては平均 43.7 dB, ③神奈川県的主要道路沿道⁶⁾の無職主婦 100 名においては平均 48.7 dB など、ほぼ一致した値が報告されている。今回の結果を、沿道・非沿道の別を考慮してこれらと比較すると、S区・K区の沿道では平均値で 7 ~ 12 dB 高かった。その主な理由としては、幹線道路騒音等による影響および睡眠中の測定場所を

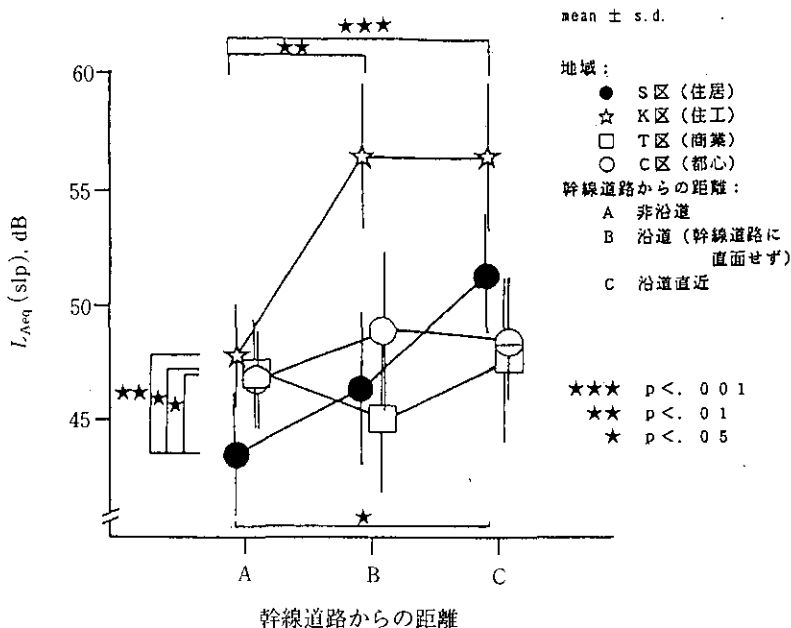


図 4 睡眠時騒音暴露レベルの地域別・幹線道路からの距離別調整平均
 Fig. 4 Personal sound exposure level during sleep adjusted for areas and distance from highways

枕元としたことによる各種自己発生音・家屋内発生音の影響の可能性が考えられた。

ここで、家屋内外の騒音レベルを同時測定した対象者の結果をみると、睡眠時の家屋内騒音レベル ($L_{Aeq}(10 \text{ min})$) は、とくに家屋内発生音等の影響を示すと思われた 55 dB 以上のデータ (図 1) を除外した場合、家屋外騒音レベル $L_{Aeq}(10 \text{ min})$ と良好な相関関係を示し (図 2), 家屋外の道路交通騒音等が家屋内へ侵入していることが示唆された。

また、睡眠時の騒音暴露レベル ($L_{Aeq}(10 \text{ min})$) と家屋外騒音レベル ($L_{Aeq}(10 \text{ min})$) も同様に有意の相関を示し (図 3), とくに幹線道路の沿道で相関がより強い傾向が認められた (表 3)。なお、家屋外騒音レベルが低いほど、これと騒音暴露レベルの差が小さくなっていった (図 3) このことは、大塚⁶⁾による調査結果と同様の傾向であった。

以上の諸結果から、幹線道路の沿道においては、家屋外騒音、とくに道路交通騒音によって、睡眠時騒音暴露レベルが上昇している状況が示された。

そこでさらに、全対象者についてこの点を検討すると (表 5, 図 4), とくに S 区・K 区では沿道における $L_{Aeq}(slp)$ が有意に高く、かつ家屋内発生音の影響が考えられた就寝直後・起床直前のデータを除外しても同様の結果が得られたことから、 $L_{Aeq}(slp)$ への道路交通騒音の影響が再び示唆された。ただし、K 区では幹線道路が高架構造であり、交通量も S 区より多いために、

影響がより広域に及び、B群の $L_{Aeq}(slp)$ がC群と同様の高レベルを示したのではないかと考えられる。これを夜間交通量との関係で整理すると、約1万台/8時間では沿道直近、約2万台/8時間で高架部のある道路では道路側端から20~30m以内の家屋において、道路交通騒音の影響により $L_{Aeq}(slp)$ が上昇していることになる。ただし、これらの場合に沿道直近と非沿道での $L_{Aeq}(slp)$ の差は8~9dBであったことから、沿道直近での $L_{Aeq}(slp)$ に影響の出る最小交通量は約1万台/8時間よりも少ないところにあるものと考えられる。なお、久野ら^{9,10)}の調査結果では、「幹線道路」の沿道20~30m以内の範囲で、道路騒音によって家屋外騒音レベルが上昇していたとされている。また、睡眠時騒音暴露レベルも同様に沿道で高値であったとされている⁶⁾が、主要道路の交通量の記載がなく、今回の結果との直接比較はできなかった。

一方、非沿道(A群)のみに着目すると、住居系地域(S区)の対象者の $L_{Aeq}(slp)$ のみが他地域の場合より有意に低く(図4)、非住居系地域では幹線道路以外の道路交通や人間活動から発生する屋外音^{11,12)}の影響を無視できないことも示唆された。

しかし、 $L_{Aeq}(slp)$ と予想されたその他の居住条件や個人属性等との関連は認められなかった。同値は単身世帯で低い⁵⁾との報告もあるが、今回の対象者に単身者はいなかった。また、二重サッシ窓等の防音工事を実施した家屋の対象者もあったが、 $L_{Aeq}(slp)$ を非沿道のレベルにまで低下させるほどの効果は得られていないと考えられた。

ところで、これまでの睡眠実験等の結果によれば、脳波や体動等の指標からみても、起床時の不眠感からみても、睡眠影響を生じせしめない最大騒音レベルは L_{Aeq} で35~45dB程度¹³⁻¹⁶⁾と考えられる。そこで、 $L_{Aeq}(slp)$ が50dB以上(就寝直後・起床直前を除いて計算すると約45dB以上)の場合には何らかの睡眠影響が現れるものと仮定^{14,15)}したときの、道路交通騒音による影響人口の大きさを以下のように試算した。

すなわち、全国主要道路沿道の騒音レベルと居住人口の推定のためのデータベース¹⁷⁾を用いて、沿道騒音レベルが一定値以上であるような道路の沿道人口を推定したのが、表6である。たとえば、S区・K区の沿道では家屋外騒音レベルが L_{Aeq} 70dB以上であったが(L_{50} は60~65dB以上と考えられる¹⁸⁾)、夜間路側端で L_{50} が60dB以上の道路の沿道人口(道路から100m以内に中心がある100mメッシュの人口)は同表から総人口の約3.4%、これから20~30m以内を道路交通騒音の影響範囲とすると同範囲の人口はその2~3割、総人口の0.7~1.0%と推定される。前述の結果から、この範囲では非沿道に比べて、 $L_{Aeq}(slp)$ が50dBを超える住民の割合が3~4割多いとすれば、幹線道路騒音によって睡眠影響を受けている可能性のある人口は総人口の0.2~0.4%、実数にして18~37万人程度と試算される。ただし、上記推計の精度に関しては、いくつかの問題が残されている。その詳細については別途論ずる予定であるが、ここではあくまで相対的な影響の大きさの概況を示す指標として試算したものである。

表 6 全国市部騒音レベル別道路沿道人口

Table 6 Estimated number of population along main roads by outdoor sound level

路側端騒音レベル	沿道100mメッシュ人口 (対総人口%)
昼間 $L_{50} \geq 70\text{dB(A)}$	466千人 (0.50%)
≥ 65	2284 (2.46%)
≥ 60	11372 (12.27%)
≥ 55	20270 (21.87%)
夜間 $L_{50} \geq 65\text{dB(A)}$	1206 (1.30%)
≥ 60	3130 (3.38%)
≥ 55	7460 (8.05%)
≥ 50	13579 (14.65%)

引用文献

- 1) 兜 真徳編 (1990): 第1回環境ストレスシンポジウム—都市環境と健康—。国立環境研究所資料, 第24号, 147 p.
- 2) 兜 真徳編 (1991): 第2回環境ストレスシンポジウム—都市型環境汚染に関する「環境保健モニタリング」手法の検討—。国立環境研究所資料, 第33号, 189 p.
- 3) 香野俊一・曾根敏夫・二村忠元 (1979): 日常生活における騒音曝露量。日本音響学会誌, **35**, 235-243.
- 4) 林 顕效ら (1981): 名古屋市ならびにその周辺における騒音曝露量調査とその分析。日本音響学会誌, **37**, 141-149.
- 5) 久野和宏ら (1981): 睡眠中の音環境の実態とその分析。日本音響学会誌, **37**, 430-436.
- 6) 大塚定男 (1989): 道路騒音の室内に及ぼす影響。日本騒音制御工学会シンポジウム論文集, 5-14.
- 7) 建設省 (1985): 全国道路交通情勢調査。
- 8) SAS Institute Inc.: SAS Users' Guide. Statistics, Ver. 5. Cary, North Carolina, 433-506.
- 9) 久野和宏・大原康司・武田一哉 (1986): 道路に面する地域について。騒音制御, **10**, 40-43.
- 10) 久野和宏ら (1989): 再び「道路に面する地域」について。騒音制御, **13**, 44-48.
- 11) 久野和宏ら (1984): 名古屋市域における住居の環境騒音曝露量に関する研究。日本音響学会誌, **40**, 388-396.
- 12) 鹿島教昭 (1991): 都市環境騒音の測定結果と簡易予測。全国公害研会誌, **16**(1), 42-51.
- 13) 佐藤泰一・小川正行・青木繁伸 (1991): 道路交通騒音の睡眠に与える影響。日本公衆衛生雑誌, **38**, 200-210.
- 14) Rylander, R. (1984): Effects of noise on man. Public Health Rev., **XI**(4), 327-340.
- 15) 長田泰公 (1985): 騒音の睡眠に及ぼす影響。騒音制御, **9**, 24-29.
- 16) 兜 真徳 (1980): 騒音の評価。環境—その生物学的評価, 鈴木継美・大塚柳太郎編, 篠原出版, 91-118.
- 17) 環境庁大気保全局交通公害対策室 (1981): 全国沿道騒音実態調査報告書 (その2)。
- 18) 三品善昭ら (1987): 住環境における L_{50} と L_{eq} の関連。日本音響学会講演論文集, 449-450.

2.3.2

道路交通騒音による睡眠影響について*

On the effects of road traffic noise on sleep*

影山隆之¹・兜 真徳¹

Takayuki KAGEYAMA¹ and Michinori KABUTO¹

要 旨

首都圏内の4地域で行った質問紙調査の結果から、道路交通騒音による睡眠影響に関する主観的な迷惑感と睡眠時騒音暴露レベルとの関連等を検討した。対象は4地域の主婦1,154名である。その結果、自動車バイクの走る音、およびアイドリング・空ぶかし音が「最も迷惑な音」という回答の割合は、それぞれ35%および17%であり、いずれの地域でも幹線道路沿道で高かった。夜間の睡眠に関する迷惑感では、「眠っていて目が覚める」という回答が26%、同様に「夜窓を閉めておく」20%、「眠りが浅くなる」11%、「寝つかれない」10%、「睡眠薬をのむことがある」3%であった。

ここで、対象者の一部(n=198)について実施した24時間騒音暴露レベル調査の結果による $L_{Aeq}(slp)$ 平均値と、上記の迷惑感の訴え率との関係を見ると、「夜窓を閉めておく」「目が覚める」「眠りが浅くなる」の3項目では、両者間に量-反応関係が示唆されたが、「寝つかれない」「睡眠薬をのむことがある」の2項目では、同関係は明らかではなかった。

さらに、上記5項目の訴え率に対する $L_{Aeq}(slp)$ 、住環境、個人属性、最近1年間の既往の有無、心身の自覚症状(因子スコア)の影響を「logistic model」を用いて検討した。結果、道路交通騒音のために「夜窓を閉める」「目が覚める」「眠りが浅くなる」という回答の割合は、 $L_{Aeq}(slp)$ が5dB高くなるごとに訴え率はそれぞれ約2.3/1.4/1.8倍となることが示された。また、寝室が道路に面している場合に、「目が覚める」「寝つかれない」「睡眠薬をのむ」という回答が有意に多かった。一方、心身の自覚症状は5項目中の4項目と有意に関連し、また、「夜窓を閉める」という回答が鉄筋コンクリート建家屋で(木造・モルタル家屋に比べ)多かった。ここで、「睡眠薬をのむことがある」という回答が「最近1年間の既往あり」の場合に多く、道路交通騒音との間接的関連が示唆され、その詳細についてさらに検討が必要と考えられた。

1. 国立環境研究所 地域環境研究グループ 〒305 茨城県つくば市小野川 16-2
Regional Environment Division, National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba,
Ibaraki 305, Japan.

* 本論文は、騒音制御工学会、東京(1992)にて発表した論文の一部を修正したものである。

Abstract

Based on the questionnaire survey for the 1,154 women living in four areas in the Greater Tokyo Area (GTA), the associations between subjective complaints about sleep disturbance due to road traffic noise were examined. The percents of the subjects who complained about the sounds of running motor vehicles and those of their idling were 35 % and 17 %, respectively, which were higher among the people nearby highways than those of non-road side people. The complaints about sleep-related matters during night were 26 % in "waking up", 20 % in "can't open the window", 11 % in "not sleep well", 10 % in "can't be asleep", and 3 % in "need sleeping pills sometime".

The associations between these percents of sleep-related complaints and sound exposure level during sleep ($L_{Aeq}(slp)$) showed good level-response relationships in case of the three items, whereas no good one was demonstrated for the "can't be asleep" and "need sleeping pills sometime".

Multiple logistic analyses on the percents of complaints showed also the "can't open the window", "waking up" and "not sleep well" were significantly related to $L_{Aeq}(slp)$ with the odds ratio (re 5 dB increase) of 2.3, 1.4 and 1.8, respectively. The percents of "can't be asleep" and "need sleeping pills sometimes" were significantly higher in the people whose bedroom were faced to the road when compared to those whose bedroom were not. The percent of people who "need sleeping pills sometimes" were significantly larger among the people who had some disease during the last 1 year, suggesting a relationship between road traffic noise during sleep and taking drug, which should be investigated in more detail.

1 はじめに

先に、大都市圏における生活環境騒音と、これらによる迷惑感に関する住民調査の結果について報告した¹⁾。ここでは同調査結果のうち特に、道路交通騒音による睡眠影響に関する主観的な迷惑感と、睡眠時騒音暴露レベル $L_{Aeq}(slp)$ ²⁾ 等との関連を検討したので報告する。

2 対象と方法

首都圏の4地域すなわちS区・K区・T区・C区内のそれぞれ住居地域・住工混在地域・商業地域・都心オフィス街に居住する「主婦」2,555名に対して質問紙を戸別配布し、1,154名(45%)から有効回答を得た。各地域内の幹線道路から2～3軒目以内の家屋を沿道と定義し、対象者の居住家屋をA群(非沿道)、B群(沿道だが幹線道路に直面しない)、C群(沿道直近)に分類した(表1)。なお以下では、「医師に耳の聞こえが悪いといわれたことがある」と回答した117名を除く1,037名について解析した。

質問内容は、例示した13種の環境音が屋内できこえるか否か、それが迷惑か否か、もっとも迷惑な音によってどのような迷惑を受けているか(例示14項目中より複数選択)、住環境、個人属性等である。なお以下では、「自動車、バイクの走る音」「アイドリング・空ぶかし音」を併せて道路交通騒音ということにする。

表 1 対象者の居住地域と幹線道路交通量
Table 1 Number of subjects and traffic loads of main roads by area

地 域	対 象 者 数			計	幹線道路交通量*	
	A群	B群	C群		昼12時間	夜8時間
S区(居住)	150(68%)	33(15%)	37(17%)	220	46.0(8.0)	9.0(1.5)
K区(住工)	135(71%)	28(15%)	26(14%)	189	60.0(20.0)	22.0(7.0)
T区(商業)	348(66%)	78(15%)	105(20%)	531	23.0(2.5)	3.0(0.4)
C区(都心)	141(66%)	52(24%)	21(10%)	214	31.0(6.6)	6.0(1.0)

A群：非沿道，B群：沿道(幹線道路に直面しない)，C群：沿道直近

*千台。()大型車

3 結果と考察

(1) 睡眠に関する迷惑感と睡眠時騒音暴露レベル

自動車バイクの走る音およびアイドリング・空ぶかし音が「最も迷惑な音」であるという回答の割合は、それぞれ35%および17%であった。これら道路交通騒音が「最も迷惑な音」であるという回答の割合は、4地域とも幹線道路沿道で高かった。

道路交通騒音が「最も迷惑な音である」と回答し、かつ例示した13項目それぞれについてそのために「迷惑を受けている」という回答者の数を、対象者全員に対する割合としてみたのが図1である。夜間の睡眠に関する迷惑感についていえば、道路交通騒音のために「眠っていて目が覚める」という回答が26%、同様に「夜窓を開めておく」20%、「眠りが浅くなる」11%、「寝つかれない」10%、「睡眠薬をのむことがある」3%であった。

ここで、対象者の一部(n=198)について実施した24時間騒音暴露レベル調査²⁾によれば、 $L_{Aeq}(slp)$ は、幹線道路交通量の特に多いS・K区では沿道で有意に高かったが、T・C区ではA～C群間に差がなく、その他の住環境・個人要因との関連はみられなかった。

そこで、地域別・幹線道路からの距離別に、上記調査による $L_{Aeq}(slp)$ 平均値と、道路交通騒音により迷惑(前記5項目)を受けているという回答の割合との関係を見ると(図2)、「夜窓を開めておく」「目が覚める」「眠りが浅くなる」の3項目では、両者間に量-反応関係の存在が示唆された。しかし、「寝つかれない」「睡眠薬をのむことがある」の2項目では、同関係は認められなかった。

(2) 迷惑感の有無に関連する要因

さらに、道路交通騒音による上記5項目の迷惑感の有無と諸要因との関連を multiple logistic analysis によって検討した。すなわち、対象者が道路交通騒音によってある種の迷惑を受けていると回答した割合とそうでない割合を、それぞれ p , $(1-p)$ としたとき、対数オッズ $\log(p/(1-p))$ について、

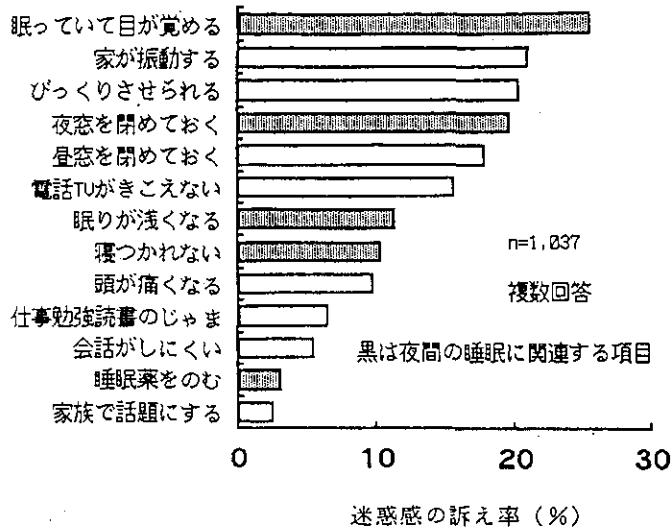


図 1 道路交通騒音による迷惑感の訴え率

Fig. 1 Percent rate of annoying responses about sleep disturbances due to road traffic noise

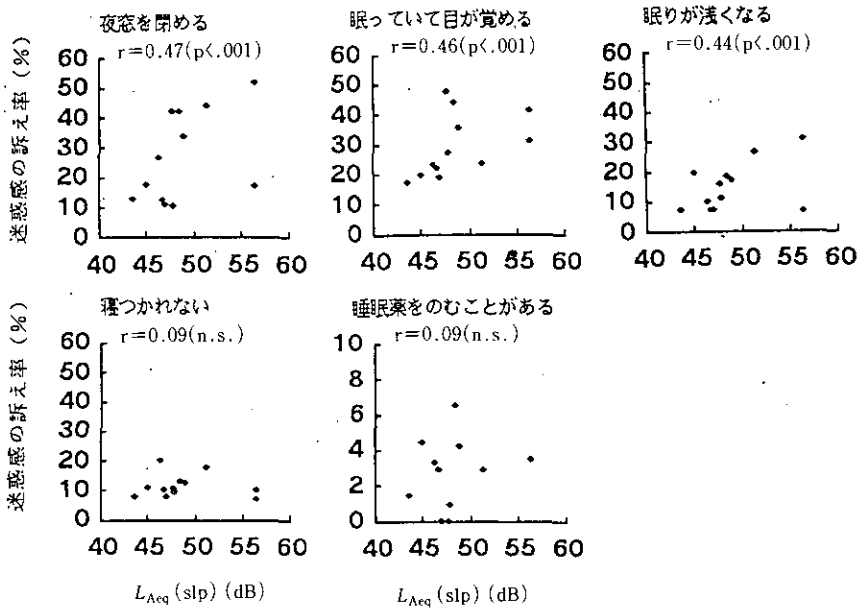


図 2 地域別・幹線道路からの距離別にみた平均睡眠時騒音暴露レベル $L_{Aeq}(slp)$ と道路交通騒音による迷惑感（睡眠に関連する）の訴え率の量-反応関係

Fig. 2 Level-response relationships between estimated sound exposure level during sleep and percent rate of annoying responses about sleep disturbances due to traffic noise

$$\log(p/(1-p)) = \alpha + \sum \beta_{ixi}$$

ただし、 x_i : 独立変数

β_i : 偏回帰係数

α : 定数項

という線形モデルを仮定し、独立変数が変化したときのオッズ比 (p が十分小さい場合には独立変数が変化したときの訴え率の変化率とみなせる) を stepwise 法により検討した。検討した独立変数は、 $L_{Aeq}(slp)$ (地域別・幹線道路からの距離別平均値を外挿)、住環境、個人属性、最近1年間の既往の有無、心身の自覚症状(因子スコア)である。

その結果(表2)、道路交通騒音のために「夜窓を閉める」「目が覚める」「眠りが浅くなる」という訴え率は、 $L_{Aeq}(slp)$ が5 dB 高くなるごとに(他の変数の影響を考慮しても)それぞれ約2.3/1.4/1.8倍高くなることが示された。

表 2 道路交通騒音による睡眠影響に関する主観的迷惑感の多重ロジスティック回帰分析

Table 2 Multiple logistic analysis of annoying response about sleep disturbances due to road traffic-noise

	独立変数 ²⁾	オッズ比 ³⁾
「うるさいので窓を閉めておく」 ¹⁾	$L_{Aeq}(slp)$ (5dBあたり)	2.30
	住居構造(鉄筋コンクリート/木造)	1.29
	同居者数(4人以上/3人以下)	1.69
	「精神的愁訴」(高/低) ⁴⁾	1.34
「眠っていて目が覚める」 ¹⁾	$L_{Aeq}(slp)$ (5dBあたり)	1.44
	寝室が道路に直面する(Y/N)	1.71
	「活動性」(高/低) ⁴⁾	1.44
	「身体的愁訴」(高/低) ⁴⁾	1.42
「眠りが浅くなる」 ¹⁾	$L_{Aeq}(slp)$ (5dBあたり)	1.78
	「精神的愁訴」(高/低) ⁴⁾	1.32
「寝つかれない」 ¹⁾	寝室が道路に直面する(Y/N)	1.96
	「身体的愁訴」(高/低) ⁴⁾	1.39
「睡眠薬をのむことがある」 ¹⁾	寝室が道路に直面する(Y/N)	5.32
	最近1年間の既往(有/無)	5.09
	窓(二重サッシ/一重)	3.07

1) 従属変数は、道路交通騒音により各迷惑を受けていると回答したか否か。

2) stepwise 法で選択された独立変数のみ示した。

3) 独立変数が変化したときのオッズ比、他の独立変数に対して調整してある。

4) 因子スコアの大きさにより対象者を二分した。

また、寝室が道路に面している場合に、「目が覚める」「寝つかれない」「睡眠薬をのむ」という回答が有意に多かった。これは、noise event の数や peak level などの $L_{Aeq}(slp)$ では評価し得ない騒音暴露状況が、寝室の位置により異なるためではないかと推測された。

一方、心身の自覚症状は5項目中の4項目と有意に関連しており、不定愁訴の多い人は道路交通騒音による睡眠への影響を受けやすい、またはそのような迷惑感を訴えやすい傾向を持つ、という可能性が推測された。

また、「夜窓を閉める」という回答が鉄筋コンクリート建家屋で（木造・モルタル家屋に比べ）多かったことは、窓の開閉による住居の遮音性能の差が、鉄筋コンクリート建家屋において、より大きいためではないかと考えられた。なお、同居者数が4人以上の場合にも同回答が多くみられたが、その理由として、同回答には回答者以外の同居者が窓を閉めるような場合も含まれていたためである、という可能性も考えられよう。

最後に、「睡眠薬をのむことがある」という回答が「最近1年間の既往あり」の場合に多かったことは、医療機関受診によって与薬を受ける機会が多くなったこと、あるいは睡眠薬の服用を要するような疾患との関連を示唆するが、具体的な内容は不明である。同回答が二重サッシ窓の世帯で多かった理由とともに、さらに検討が必要であろう。

以上のように、道路交通騒音による睡眠影響に関する主観的な迷惑感は、質問項目によって騒音暴露状況との関連性が異なり、これを修飾する要因にも異同がみられることが示された。したがって、質問紙等の方法による道路交通騒音の影響評価においては、項目間の差異に注意を要すること、およびこれら修飾要因について配慮すべきことが示唆された。

引用文献

- 1) 影山隆之・兜 真徳 (1991): 大都市圏における騒音の種類別苦情発生状況と地域特性 (その4). 日本騒音制御工学会講演論文集, 177-180.
- 2) 影山隆之・兜 真徳 (1992): 幹線道路沿道家屋内における睡眠時騒音曝露レベル ($L_{Aeq}(slp)$) について—一首都圏内4地域の調査から. 騒音制御, 16(5), 42-46.

2.3.3

騒音苦情のケース調査結果について*

Case studies on noise complaints*

影山隆之¹・兜 真徳¹

Takayuki KAGEYAMA¹ and Michinori KABUTO¹

要 旨

首都圏の3自治体における騒音公害苦情の受付・処理経過等に関する記録に基づき、事例検討を行い、また、騒音の種類別にそれら苦情の内容や処理状況を検討した。その結果、大都市圏内における騒音苦情の発生状況・処理経過には、音の種類によって大きな差のあること、また、地域によっても苦情の発生状況と処理経過はかなり異なることが再確認された。苦情者と騒音発生者との事前交渉の有無や、担当部局の対応方針にも地域差がみられ、とくに前者は、住民の「うるささ」あるいは迷惑感(annoyance)が苦情として事例化するプロセスに大きく影響している可能性が示唆された。

Abstract

The noise complaints managed in 3 local administrative offices in the Greater Tokyo Area (GTA) were examined based on their case records, especially from the aspects of their contents and managed processes. Accordingly, it was confirmed that there is a much variation in the incidence of complaints and their managed processes by kind of noise as well as by administrative offices. It was also suggested that the process in which a complaint comes out is largely affected by previous negotiation between complainants and those who are responsible for sound generation.

1 はじめに

東京都内の3自治体、すなわち住居系地域を主とするS区(昭和60年国勢調査では人口81万の77%が住居区域人口)、商業系地域を主とするT区(人口18万の92%が商業区域人口)、都

1. 国立環境研究所 地域環境研究グループ 〒305 茨城県つくば市小野川16-2
Regional Environment Division, National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

* 本論文は、日本騒音制御工学会講演論文集、177-180(1991)に発表された論文を一部修正したものである。

心に位置するC区（人口8万の68%が商業区域，22%が工業区域人口）の公害対策部局の協力を得て，住民から1年間に訴えられた騒音苦情の処理記録を検討した。

2 対象と方法

上記騒音苦情の処理記録にみられたケースのうち，主たる問題が騒音であるもののみを対象とした。該当する対象数はS区178例（昭和62年度処理分），T区106例・C区71例（いずれも昭和63年度処理分）であった。また，それらの苦情処理記録からは，以下の情報が整理可能であった。

①音源の特徴

音の種類，用途地域，発生時間帯，騒音レベル，発生者側の問題点

②苦情者の特徴

性，実名/匿名の別，苦情以前における発生者との交渉の有無

③区の対応と経過

主な対策，苦情処理日数，転帰の確認

3 結果と考察

(1) 音源の特徴

苦情の主訴に取り上げられた音の種類を，建設（道路工事も含む），商業（飲食店・拡声器も

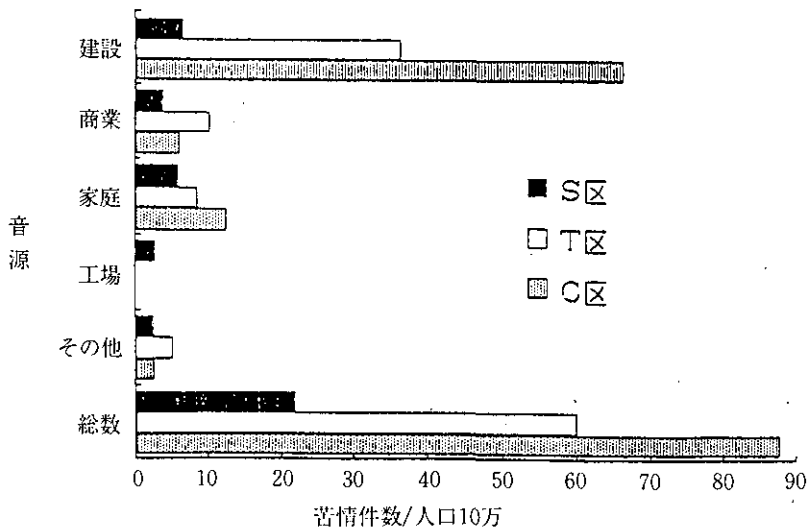


図 1 音源別騒音苦情発生率の地域差

Fig. 1 Annual incidence rate of spontaneous noise complaints by administrative areas

含む)、工場・作業場、家庭生活、その他に大別し、それらの人口10万当たり年間苦情発生率(図1)をみると、地域により大きな差が認められた。総苦情発生率の著しい地域差は、主として建設騒音の苦情発生率の差に由来するが、それ以外の音でも明らかな地域差がある。

また、この地域差は用途地域による差よりも大きく(表1)、このことは、同じ用途指定でも、地域によって状況にかなりの差があることを示している。

音源と、問題にされた時間帯との関係を見ると(図2)、住居系地域では家庭騒音(終日うるさいとの訴えが多い)、商業系地域では商業(とくに深夜の飲食店)や建設騒音(夜間道路工事を含ま)、都心部では日中のビル建設騒音が、各地域を特徴づけている。なお、工業区域人口がもっとも少ないS区(0.8%)でのみ工場・事業場騒音の苦情がみられたのは、他の2地域では住工分離しているが、S区ではこれらが混在しているためと思われる。

現場で測定された騒音レベルと条例等基準値との関係を見ると(図3)、S区・T区では実測例自体が少なく(主に家庭騒音で苦情者の依頼により測定)、過半は基準以内であった。一方、C区では2/3の事例(とくに建設騒音)で実測し、その7割が基準値を超過していた。

表 1 用途地域別苦情発生率
Table 1 Annual incidence rate of spontaneous noise complaints by type of area according to urban planning

用途地域	S区	T区	C区
第一種住専地域	29.4	—	—
その他住居区域	5.5	57.0	101.0
商業区域	24.0	58.3	97.8
工業区域	84.1	0	39.2

数字は苦情件数/年・人口10万

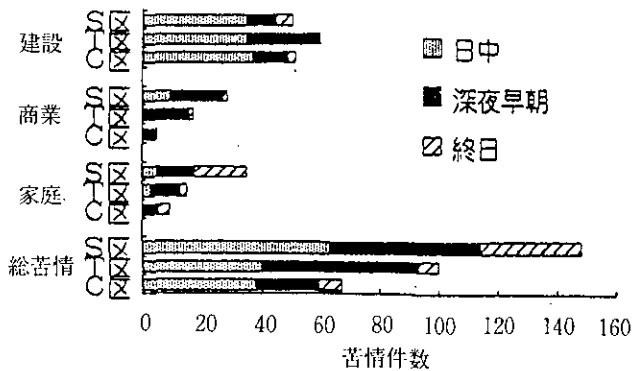


図 2 音源別の問題発生時間帯
Fig. 2 Problem time zones by kind of noise

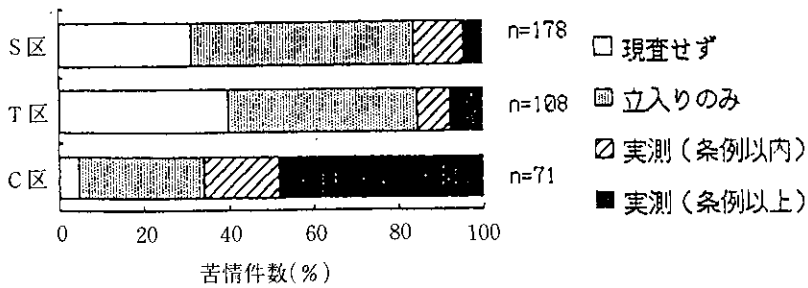


図 3 現場実査による騒音レベル測定結果

Fig. 3 Sound level measured by on-the-spot investigation

なお、発生者側の問題点として、届出不備・違法行為（8%，とくに都心部の建設工事）、近隣へのあいさつ不備（12%）、機器の故障・老朽化（3%）などが記載されていた。

(2) 苦情者の特徴

苦情者の性別は、男子58%、女子32%（10%は不明）で、地域や音源別の差異は認められなかった。匿名の苦情は18%あり、その他にも“発生者側には氏名を明かさなでほしい”と要望している事例は少なくない。

苦情事例の92%では、すでに苦情者が発生者と交渉しているながら調整がつかずに事例化したものと、苦情者が発生者には交渉せず直接役所へ訴えたものとを区分することができた。事前交渉が行われていた割合（表2）がS区で有意に多いことは（ $p < 0.001$ ）、当事者間交渉の結果、行政への苦情として事例化せずに済んでいる場合が多い可能性を示唆している。また、同じ割合は地域にかかわらず家庭騒音で多い傾向にあり（ $p < 0.1$ ）、建設騒音など事業者が発生する音では直接役所へ訴えた事例が多いことは、苦情の事例化条件として、住民と音源との社会的関係も

表 2 苦情申し立て前に当事者間の事前交渉があった割合

Table 2 Relationship of complainants with noise sources before complaining behavior to local administrative offices

音源：	地域： S区 (n=177)	T区 (n=90)	C区 (n=59)	(計)
建設(n=157)	37%	16%	11%	22%
商業(n=50)	38	29	50	36
家庭(n=67)	52	38	50	49
工場(n=23)	48	-	-	48
その他(n=29)	35	0	0	24
全体	42	20	17	32

関与していることを示唆している。

なお記載によれば、音源が確認できなかったり、客観的には存在しないとみえる訴えが8%、音以外の先行する迷惑やトラブルが主な問題で、その延長として音についても訴えたような事例が5%ある。

(3) 区担当部局の対応と処理経過

区担当者が現場実査するまでの日数、音の発生者との接触までの日数および発生者と接触した事例の割合を表3に示す。

一般に、建設・工場騒音でこれらの対応が早いのは、依拠すべき法令等が明確なためだろう。しかし、家庭騒音では対応が遅く、発生者と接触しないことも少なくない（とくにS区；意図的な場合もある）。なお、深夜騒音では当然対応が遅れるし、音源が確認できなければ発生者にも接触できない（S区では夜間騒音の現査のため、毎月“夜間パトロール”を実施している）。

また、前述のように現場で騒音レベルを測定するか否かという判断にも、音源や地域による差がみられる。現査せず電話等のみで処理した苦情は、T区では4割以上にのぼる（図3）。

こうした初期対応の地域差は、担当部局の方針の差にもよるが、主として音源が地域で異なることに起因している。たとえば、建設騒音（短期間に音源が消滅することもある）では実測結果に基づく迅速な注意指導が、家庭騒音では数値を前面に出さず当事者間の調整を図る試みが、主な対応方針となっている。

さらに、苦情処理のためにその後とられた対策を、図4のように分類した。建設騒音の多くは注意指導のみで終わっているが、家庭生活や工場・作業場からの騒音では、音レベルや対策の物理的有効性にかかわらず、防音施工等による改善努力姿勢の明示が重要である場合も少なくない。また音源を問わず、当事者間の交渉の末に持ち込まれた苦情においても、同様に発生者が誠意を示すことが苦情者を納得させるためにしばしば重要である。結果として、T区・C区では大半が注意指導のみで処理されているが、S区では区が当事者間の話合いに介入する事例が1/3にのぼっている。

表 3 現場実査・発生者との接触までの日数
Table 3 Number of days from complaining behavior until on-the-spot investigation by officers or until a contact between officers and a noise source

地域：	S区	T区	C区
現場まで	2(0-61)	0(0-30)	0(0-15)
発生者接触まで	1(0-60)	0(0-13)	0(0-24)
(接触した割合)	(78%)	(84%)	(97%)

日数は中央値(最小～最大)

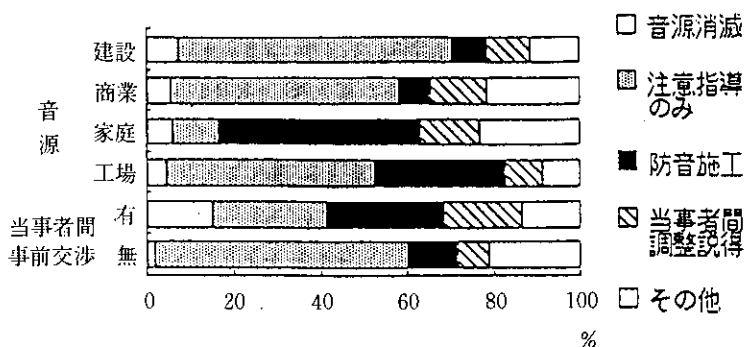


図 4 公害対策部局による苦情対応方針

Fig. 4 Countermeasures by local administrative offices

なお、苦情の処理日数の中央値（最小～最大）は、S区27（0～970）日、T区3（0～84）日、C区75（0～818）日であったが、区が対応に要した実質的な期間と、書類の事務処理に要した期間との区別は、記載からは困難であった。C区では、一時的な建設作業に伴う騒音でも後日まで現場確認を行っている。他方S区では、前述のような当事者間交渉に区が介入するために、一事例あたりの実質的な作業量はもっとも多い。

最後に、音源が消滅したり何らかの対策が講じられた結果、苦情者が事態改善を認めたことが確認されている事例は、S区42%、T区36%、C区43%であった。しかし、匿名の苦情や音源が不明確な苦情など、転帰の確認が困難な場合も少なくない。

4 まとめ

以上から、大都市圏内における騒音苦情の発生状況・処理経過には、音の種類によって大きな差のあることが再確認された。すなわち、

- 1) 建設騒音：都心部で際だって苦情が多く、その総苦情発生率を著しく引き上げている。実測と法令に基づき、迅速に注意指導することが多い。
- 2) 工場・作業場騒音：住居との混在状況が、問題を招きやすい。1)と同様、依拠すべき基準・手続きが明確なため、自治体の対応は早い。
- 3) 商業騒音：都心部よりも商業系の地域に多い。とくに、飲食店の音などが深夜に問題となりやすいが、その場合自治体の対応は遅れがちとなる。
- 4) 家庭騒音：相対的にいえば住居系地域に特徴的な苦情で、終日うるさいとされることが多く、発生者と苦情者がある程度交渉をもった末に事例化することが多い。自治体の対応は比較的遅く、主な役割は当事者間の話合いの調整である。防音施工により、物理的効果だけでなく発生者の誠意を示すことが重要な場合もある。

自治体によっても苦情の発生状況と処理経過はかなり異なるが、それらはおおむね、こうした

音源の割合の差を反映している。しかしそれに加えて、苦情者と発生者の事前交渉の有無や、担当部局の対応方針にも地域差がみられる。とくに前者は、住民の annoyance が苦情として事例化する条件（たとえば住民間の自主解決能力）の地域差を示唆している。

ところで別報^{1,2)}において、首都圏の市区別騒音苦情発生率は、音源の密度等に関する統計的情報や人口密度などにより4割近くまで説明されたが、そこで説明し得なかった地域差の一部は、こうした要因に関連しているのかもしれない。すなわち、行政への苦情として事例化した数と、音環境による住民の annoyance の総量との関係は、地域によって異なる可能性がある。この点をさらに明確にするために、本報告と同一地域で一般住民を対象に実施した質問紙調査の結果³⁾や、市区別騒音苦情発生率の比較¹⁾等をも合わせ、引き続き検討していく必要がある。

これに対し、苦情者側の属性に関する情報は乏しく、騒音に対する高感受性集団ないし好訴的集団を特定することはできなかった。この点ではおそらく今後とも、行政の苦情処理資料に多くを期待することはむずかしく、社会調査ないし実験的方法による別途のアプローチが重要と思われる。

引用文献

- 1) 兜 真徳・影山隆之(1989):大都市圏における騒音の種類別発生状況と地域特性(その1).日本騒音制御工学会講演論文集, 1-4.
- 2) 兜 真徳・影山隆之(1992):大都市圏における騒音苦情発生率にみられる「密度効果」について.音とアメニティ, 93-97.
- 3) 兜 真徳・影山隆之(1991):大都市圏における騒音の種類別発生状況と地域特性(その4).日本騒音制御工学会講演論文集, 177-180.

2.4 実験研究

実験研究としては、騒音や音刺激に対する生理反応にみられるレベル反応関係や同反応にみられる個人差について検討した。ただし、ここでは騒音と睡眠妨害との直接的な関係については検討を行わず、これまでの研究成果を整理した。睡眠影響については別途検討すべき問題点も指摘されるが、本研究に必要な情報は必要最小限度揃っていると考えられた。ここでは関連研究として行った音刺激による生理的影響の評価を巡って基本的に問題となる点の整理のための実験結果について述べる。騒音による睡眠影響も生理的影響の一つであり、その他生理的影響の問題に共通する点も多いからである。ただし、それらは、

- (1) 音刺激に対する生理的反應にみられる感受性の個人差やレベル反應関係にかかわる実験
- (2) 快適音楽によるリラクゼーション効果と脳波變動に関する実験
- (3) ストレスの生化学的評価に関する基礎的研究

である。

2.4.1 ホワイトノイズ刺激に対する交感神経系反応の“反応
パターンの個人差(heterogeneity)”について
— 指尖容積脈波反応の個人差 —*

On the heterogeneity in response of sympathetic nervous system
to sound (white noise) stimuli
— individual difference of finger plethysmogram response —*

南 正信¹・兜 真徳²

Masanobu MINAMI¹ and Michinori KABUTO²

要 旨

音刺激に対する交感神経系反応の個人差を明らかとする目的で、若年者(年齢18~28歳)79名、および高齢者(年齢60~83歳)35名を対象に、ホワイトノイズに対する指尖容積脈波^(注)の反応(Auditory Evoked Plethysmogram Response, AEPGR)のレベル-反応関係、個人間変動、および同反応と睡眠中の尿中カテコールアミン(CA)排せつ速度との関連について一連の検討を行った結果、次の諸点が示された。

- (1) AEPGRには一定のレベル-反応関係が認められ、今回用いた実験条件下では、「慣れ」や自発的な血管収縮など影響がほとんどなく、同反応は良く安定していること。
- (2) 音刺激後の脈波振幅の最大反応(AEPGR_{max})には減少反応(α 型反応)を呈する者(約90%)と増大反応(β 型反応)を呈する者(約10%)があり、それらのAEPGR_{max}と潜時を比較すると、AEPGRにおいて β 型反応を呈する者では α 型反応と比較して潜時の延長傾向が認められること。
- (3) 若年群と高齢群に分けてAEPGR_{max}と潜時を比較すると、若年群で減少反応が大きく、また潜時が短い傾向があること。

-
1. 順天堂大学 医学部 〒113 東京都文京区本郷2-1-1
Department of Hygiene Juntendo University Faculty of Medicine, 2-1-1 Hongo, Bunkyo-ku, Tokyo 113, Japan.
 2. 国立環境研究所 地域環境研究グループ 〒305 茨城県つくば市小野川16-2
Regional Environment Division, National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

* 本論文は、日本衛生学雑誌に投稿中の原稿を一部修正したものである。

(注) 指尖容積脈波は、指先の末梢動脈を流れる血液量を示すもので、光の吸収を利用して測定される。例えば、交感神経緊張による末梢動脈の収縮時には血液流量が減少し、同振幅が鋭敏に収縮する。

(4) 上記 β 型反応者では、睡眠中の尿中CA (NE, E およびDA) 排泄速度が有意に高いなどである。

以上より、AEPGRにおいて増大反応を呈する者ではCA分泌代謝の亢進状態を背景として心臓の β 受容体系機能が相対的に活性化されていること、および末梢細動脈に至る交感神経系の反応性が低下していることが想定された。また、示唆された安静時CA代謝亢進状態とAEPGRの β 型反応との関連は、不安神経症の病態や慢性ストレスとのかかわりなどを予想させるものであり、上記反応パターンの個人差 (heterogeneity) の機序や生理的意義を探るためにも、さらに検討すべき課題と考えられた。

Abstract

The possible individual variations in the responses to sound stimuli of the sympathetic nervous system were investigated using auditory evoked plethysmogram response (AEPGR). The study consists of following 3 parts to see: (Part 1) the level-response between the white noise of 50, 70 and 90 dB in Leq and AEPGRmax as defined below, (Part 2) individual variations of AEPGRmax to the white noise of 90 dB and (Part 3) the relationship between AEPGR pattern and urinary catecholamine (CA) excretion rate during sleep in the preceding night. The subjects were 35 young in (Part 1) and 79 young (18-28 yrs. old) and 35 old (60-83 yrs. old) people in (Part 2) and (Part 3).

Results of this study showed that (1) A good level-response relationship between the sound levels of 50, 70 and 90 dB and AEPGRmax exists on average; (2) the AEPGRmax to the white noise of 90 dB, however, was greater than 100 % in about 10 % of the subjects whereas they were below it in the 90 %. The time prior to the maximum response in the former case varied from 4.6 to 22.2 sec, which was contrast to that of 3.0-9.0 sec in the latter case; (3) The NE (norepinephrine), E (epinephrine) and DA (dopamine) excretion rates were shown to be significantly higher in the former group in (2) than those in the other group, regardless of adjusting for age, blood pressure and / or ECG findings.

Thus, it is suggested that in the former group the cardiac response to E secreted from the adrenals in response to the white noise stimuli is predominant, which, therefore, could be called as the AEPGR of " β type", whereas the remaining group as that of " α type" since their AEPGR is reflecting only vasoconstriction. The suggested heterogeneity in AEPGR was also discussed in relation to their possible relevances with chronic stress, pathophysiology of neuroticism and so on.

1 はじめに

騒音による自律神経系への影響として、心拍数の増加、血圧の上昇などに代表される交感神経系の緊張反応が特徴的とされている¹⁻⁴⁾。しかし同反応については、他の生理学的影響と同様、音の種類やレベルその他要因との関連について系統的な検討が乏しい。その原因の一つとして、「慣れ」の現象や自発的血管収縮の影響のため、データの解析や結果の判断が困難であることが考えられる。

ところで、我々はベル音による指尖容積脈波の反応に関する検討を行い⁵⁾、暴露・測定条件を調整することにより脈波に通常認められる基線動揺を減少でき、また音刺激間隔を不規則化することによって、「慣れ」による振幅減少傾向を回避しうることを確認している。また、指尖容積脈波は基本的に末梢血流量の変化を示すものであるが、この振幅変動には末梢血管の収縮のみならず心拍出量の変化（一般に増加）の関与が示されている⁶⁾。ここで、前者は末梢血管における交感神経- α 受容体系を介する（即応型）反応であり、また後者は副腎から放出されるアドレナリンに対する心臓の β 受容体を介する（遅延型）反応と考えられ⁶⁻¹⁰⁾（以下、それぞれ α 型反応と β 型反応と呼ぶ。）、音刺激に対する脈波の反応から交感神経系反応の様式を知りうる事が示唆される。我々のこれまでの音刺激に対する指尖脈波反応に関する実験において、音刺激に対して脈波高は一般的には減少反応を示すが、被験者によっては変化しない者や、逆に増大反応を示す者もあり、減少反応は α 型、また増大反応は β 型の反応であることが示唆されている。

本研究ではこれら予想された交感神経-心・血管系の緊張反応における heterogeneity に着目し、若年・高齢の正常者を対象とし、音（ホワイトノイズ）刺激に対する指尖容積脈波反応のレベル-反応関係、個人間変動および同反応と睡眠中の尿中カテコールアミン（CA）排せつ速度との関連について一連の検討を行い、興味ある知見を得たので報告する。ただし、本研究において音刺激による指尖容積脈波振幅反応を AEPGR（Auditory Evoked Plethysmographic Response）と略記する。

2 対象と方法

実験は以下の2種に分けられる。すなわち、(1) 刺激音レベル-反応関係に関する実験および(2) 睡眠時尿中CA排せつ速度とAEPGRとの関連に関する実験である。

実験(1)では、下記の若年者のうち35名を対象として音（ホワイトノイズ）を3秒間、 $L_{Aeq} = 50, 70$ および 90 dB で聴かせたときのAEPGRを検討した。実験(2)では、心身状態の良好な若年者（年齢18~28歳）の男39名、女40名、計79名および高齢者（年齢60~83歳）の男18名、女17名、計35名を対象として同様の実験条件（ただし、ホワイトノイズのレベルは $L_{Aeq} = 90$ dBの1条件についてのみ）について調べた。

実験(2)の対象者からは、実験当日の早朝1回目の尿を採取して尿中CAの定量を行い、前夜の就寝から始まる睡眠中の尿中CA排せつ速度も同時に測定した。ただし、採尿は実験前夜の就寝直前に排尿させ（採尿開始、ただしこの尿は回収せず）、当日起床時の早朝1回目の尿を採取し、その尿量を測定した後塩酸酸性下にて以下のCA分析まで凍結保存した。また、CAの排せつ速度の計算に必要な前夜就寝直前の排尿時刻および当日早朝の採尿時刻（当日1回目の排尿時刻）も同時に記録させた。

① 指尖容積脈波記録と解析

以上のAEPGRに関する実験は、生理実験用遮音室内（暗騒音30 dB以下、室温24~26℃）で

安静座位の状態で行った。刺激音はホワイトノイズ（呈示時間3秒）とし、被験者の前方左右のスピーカを通して被験者の耳の位置で、実験（1）では $L_{Aeq} = 50, 70$ または 90 dBの3レベル、また、実験（2）では $L_{Aeq} = 90$ dBの1レベルに調節して聴かせた。刺激音は1回につき3秒間、30~90秒間のランダム間隔で5回呈示した。指尖容積脈波は、反射型光電脈波計（三栄測器製）により刺激前、刺激中および刺激後について、紙送り速度 2 mm/s、時定数 0.3 秒で記録した。この時定数は前報の方法⁵⁾による。

記録された脈波から、各刺激音の呈示前30秒および直後から3秒間隔で30秒間、計10区画のそれぞれに入る振幅をデジタイザー（分解能 0.1 mm, Photoron社製）を用いて読み取り、音刺激前30秒間の平均振幅値を100%として、音刺激後30秒までの各3秒間の平均振幅値の%値を求め、さらに各5回の平均値を算出した。

音刺激前、中、後の指尖容積脈波の経時的変動の典型例を図1に示す。図中上段は、音刺激に対して末梢血管血流量が減少する例、下段は増加した例である。

②尿中カテコールアミン測定

尿中のカテコールアミン（CA, norepinephrine (NE), epinephrine (E), dopamine (DA) の総称）の測定は別報¹¹⁾と同様の方法により行った。すなわち、まず尿サンプルについてアンバーライト（CG-50）によりノルメタネフリン（NM）、メタネフリン（M）などを分画除去した後、

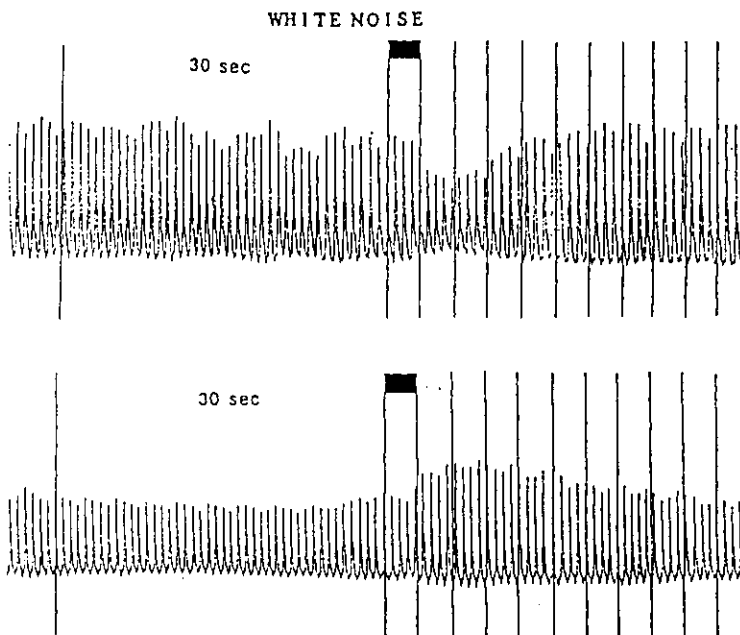


図 1 音（ホワイトノイズ）刺激に対する指尖容積脈波反応の典型例
Fig. 1 Typical plethysmographic responses to sound (white noise) stimuli

さらに活性アルミナを用いて選択抽出を行った後、電気化学検出器(島津製作所社製, L-ECD-6A) - 高速液体クロマトグラフィー (ポンプ部: 島津製作所社製, LC-6A, カラム: Waters社製, Micro-Bondapak C-18) を用いて測定した。ただし、上記前処理では加水分解操作は行っていないので、測定されたCAはすべて「遊離型」である。また、一連の前処理・測定操作による回収率を補正するため内部標準としてエピニン (epinine: N-methyldopamine, Sigma社) を用いた。

3 結果

① 刺激音レベル-反応関係

若年群のうち35名を対象に、 $L_{Aeq} = 50, 70$ または 90 dB の3レベルで聴かせたときのレベル別平均 AEPGR は図2に示すとおりである。同図から、刺激音レベルの上昇に伴い平均 AEPGR の波高収縮反応がより大きくなる傾向、すなわちレベル-反応関係が認められた。同結果は、「驚愕反応」を惹起しないと考えられる 50 dB や 70 dB などのレベルに対しても脈波は有意な収縮反応を生じ、 90 dB ではさらに増大することを示している。ただし、このレベル-反応関係に性差は認められなかったため、同図には男女合計の平均値のみを示した。

② AEPGR_{max} の個人差

次に、全対象者について行った $L_{Aeq} = 90$ dB に対する AEPGR の最大反応時 (収縮または増大) の波高値の刺激前波高値に対する比 (AEPGR_{max}) を求め、その分布をみると (図3)、AEPGR_{max} は50パーセンタイル (% tile) 値が 0.75 、75 % tile 値が 0.90 以下であった。一方、AEPGR_{max} が 1.0 以上の者は全対象者では 12.5% ($14/112$) であったが、年齢別にみると若年

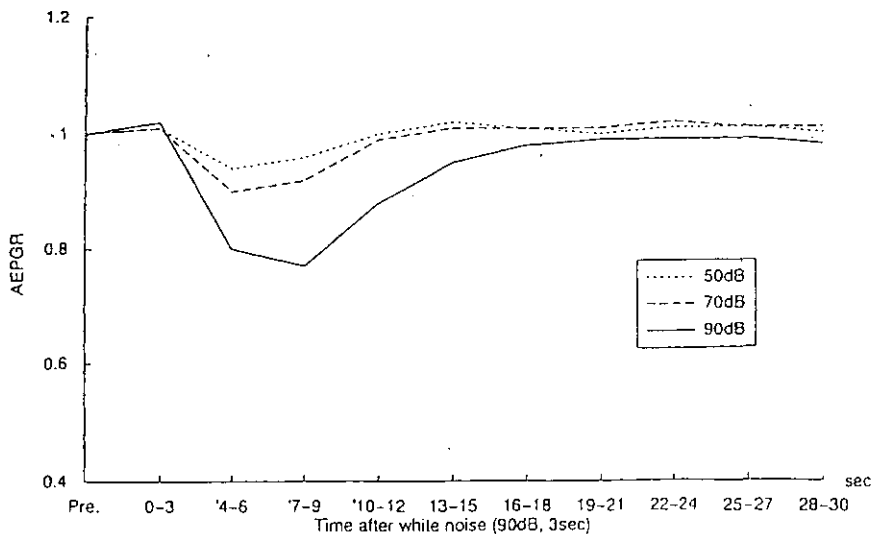


図 2 刺激音 (ホワイトノイズ) レベルと平均 AEPGR との関係

Fig. 2 Relationship between exposed sound (white noise) level and AEPGR

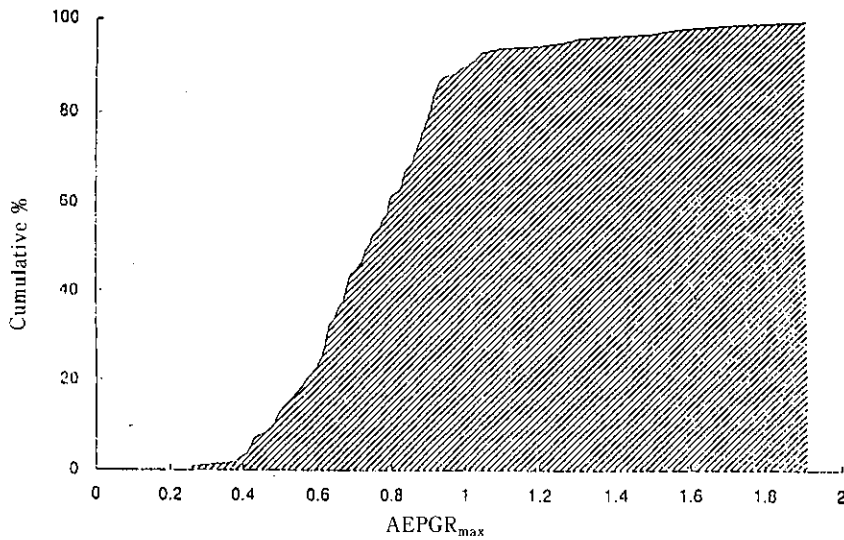


図 3 AEPGR_{max} の分布

Fig. 3 Distribution of the AEPGR_{max} among the subjects

者で8.9% (7/79), 高齢者で21.2% (7/33)であり, 高齢者で有意に多い傾向が認められた。

ただし, 個別の AEPGR 記録について, 音刺激後の振幅が AEPGR_{max} (収縮ないし増大) を示すまでの時間 (潜時) をみると, 4.6~22.2 秒と相当に幅広い分布を示した。ここで, AEPGR_{max} が 1.0 以上の対象者の潜時は平均 (±SE) 11.25 (0.93) 秒であり, AEPGR_{max} が 0.75 以下の群の 7.62 (0.42) 秒と比較し有意 (P<0.001) な延長傾向を示していた。さらに, 対象を若年群と高齢群に分けてそれぞれの AEPGR_{max} と潜時を比較すると, いずれも若年群の方が有意に低値であった (AEPGR_{max}; 0.72 VS 0.89, 潜時; 7.4 VS 10.6 sec)。

以上から, AEPGR_{max} が 1.0 以上, すなわち増大反応を示す例では, 最大反応までの潜時が長く (遅延傾向), 「はじめに」で述べた β 型反応に対応するものと考えられる。そして, この β 型反応を呈する者は高齢者に有意に多い傾向が認められた。

③睡眠時の尿中カテコールアミン排せつ速度との関連

NE, E および DA の各排せつ速度をそれぞれ従属変数とし, 年齢, 性, ECG 所見 (高齢者で有所見者の多かった左心室肥大のみに着目し, その有無を変数とした), 血圧 (WHO 基準による正常・境界域・高血圧), および AEPGR_{max} (AEPGR_{max} ≤ 0.75, 0.75 ≤ AEPGR_{max} < 0.9, 0.9 ≤ AEPGR_{max} の 3 群のカテゴリ変数とした) の各変数を独立変数とした分散共分散分析を行った。その結果, NE では AEPGR_{max} が, DA では ECG 所見ありがそれぞれ有意に関連していた (表 1)。

そこで, AEPGR_{max} についてその累積度数の分布における 50% tile 値, 75% tile 値の各レベルで 3 分割, すなわち AEPGR_{max} < 0.75, 0.75 ≤ AEPGR_{max} < 0.9, および 0.9 ≤ AEPGR_{max} の 3 群に分

表 1 ノルエピネフリン (NE), エピネフリン (E) 及びドパーミン (DA) の排せつ速度の重回帰分析 (一般化線形モデル) における年齢, 性, 心電図有所見, 高血圧, AEPGR_{max} の回帰係数

Table 1 Regression coefficients for age, sex, ECG finding, hypertension and AEPGR_{max} in multiple regression models (General Linear Model) of NE, E or DA excretion rate

カテゴリー	カテコールアミン排せつ速度		
	NE	E	DA
年齢			
20-29	0.149	0.034	-0.033
60-69	0.127	0.074	-0.304
70-79	0.323	0.074	1.204
80-89*			
性			
男子	-0.003	-0.014	1.179
女子*			
ECG 有所見**			
正常	-0.451	0.035	4.845*
異常*			
高血圧			
正常	-0.082	-0.019	-0.288
境界型*			
AEPGR _{max} ***			
I	0.423*	0.041	0.488
II	-0.051	-0.005	-0.689
III*			

* : reference category

** : 左心室肥大のみ

*** : I : $0.9 \leq \text{AEPGR}_{\text{max}}$, II : $0.75 \leq \text{AEPGR}_{\text{max}} \leq 0.9$,

III : $\text{AEPGR}_{\text{max}} \leq 0.75$

け, それぞれの調整平均値 (年齢, 性, ECG 所見, 血圧を調整した平均値) を比較した結果, $0.9 \leq \text{AEPGR}_{\text{max}}$ 群の NE 排せつ速度は他の 2 群より有意に高値であった。また, $0.9 \leq \text{AEPGR}_{\text{max}}$ 群をさらに $0.9 \leq \text{AEPGR}_{\text{max}} < 1.0$ 群と $1.0 \leq \text{AEPGR}_{\text{max}}$ 群に分けて計 4 群として比較したところ, NE は, $1.0 \leq \text{AEPGR}_{\text{max}}$ 群のみで他の群より有意に高いことが知られた。同時に, 同群では NE のみならず E, DA の排せつ速度も有意高値を示した (表 2)。

以上の結果は, AEPGR が増大反応, すなわち β 型反応を呈する者では交感神経系機能の安静時レベル (resting level) が有意に上昇していることを示唆している。

表 2 AEPGR_{max}と睡眠中尿中カテコールアミン排泄速度との関係
Table 2 Relationship between AEPGR_{max} and urinary catecholamine excretion rate

AEPGR _{max} カテゴリー	NE	E	DA
1: $1.0 \leq \text{AEPGR}_{\text{max}}$	1.84 ± 0.27	0.18 ± 0.04	8.10 ± 1.26
2: $0.9 \leq \text{AEPGR}_{\text{max}} < 1.0$	1.26 ± 0.21	0.08 ± 0.03*	6.19 ± 0.97
3: $0.75 \leq \text{AEPGR}_{\text{max}} < 0.9$	1.05 ± 0.18*	0.07 ± 0.03*	5.07 ± 0.80*
4: $\text{AEPGR}_{\text{max}} \leq 0.75$	1.08 ± 0.18	0.08 ± 0.03*	6.14 ± 0.79

*: 一般化線形モデルにより年齢, 性, 血圧, 心電図所見を調整した平均値がカテゴリー 1 の平均値より有意 ($p < 0.05$) に高値であることを示す (t-test)。

#: 心電図所見の得られなかった 8 名を除く。

4 考察

指尖容積脈波には一般に基線の動揺や自発的な血管収縮による一過性の振幅(波高)減少が認められる。このうち基線の動揺は精神活動を反映するとされているが¹²⁾, 本研究では記録時の時定数を 0.3 秒とすることによって基線動揺に対応する周波数成分の大部分は除外されている。また, アーチファクトとなりうる自発的な血管収縮は, AEPGR を調べた時間帯以外で観察されたケースもあったが, 同時時間帯(音刺激前および後各 30 秒までの間)には明らかな自発的な血管収縮を示す波形は認められなかった。また, AEPGR はランダムに呈示した 5 回の音刺激に対する 5 個の AEPGR の平均としており, この条件では「慣れ」の現象が認められないことは前報^{13,14)}において報告したとおりである。本研究では, 上記条件下で AEPGR を観察しており, その結果は平均として刺激音レベルに対するレベル-反応関係を示していることから, AEPGR は自律神経系反応の指標として極めて安定しているものと判断される。

ところで, 本研究で認められた最も重要な点は, 同 AEPGR が増大反応 (β 型反応) を呈する者が約 10% あること, またそれらの者では夜間睡眠中, すなわち安静時の CA 分泌が亢進していることが示されたことであろう。これら β 型反応例について脈波波形を改めて観察してみると, 音刺激後 12 秒周辺で振幅が増大する傾向は共通であったが, さらに音刺激後 8 秒周辺でいったん血流の減少反応を示す者と, 示さない者が認められ, 後者の例が多かった (3 例対 11 例)。すなわち, これら β 型反応例では交感神経系を介する血管収縮 (α 型反応) はほとんど生じていないか, または生じていてもわずかである一方, 副腎から分泌される E を介した心拍出量の増加によると考えられる反応が出現していることになる。すなわち, これら β 型反応例では CA 分泌代謝の基礎レベルの亢進状態を背景として, 心臓の β 受容体系の感受性が亢進していることと同時に, 末梢細動脈に至る交感神経系の反応性が低下している可能性が想定される。

ここで上記 β 型反応を示す者が高齢者に多いことからその原因として, まず高血圧との関連が疑われるが, 調査時に測定した血圧を見る限り 1 名の境界型を除き明らかな高血圧例は 1 人も含まれていなかったために直接的な検討はできなかった。しかし, ECG の有所見はその例が多かつ

た「左心室肥大」の有無のみを示している。同所見は、薬物使用により血圧は正常化しているものの、治療前の高血圧状態を反映している可能性が高いと思われるが、同所見との有意な（正の）相関を示したのはDA排せつ速度のみであった。尿中に排せつされるDAの大半は新たに腎で合成されたもので占められており¹⁵⁾、交感神経機能状態を直接反映しているとは考えられない。したがって、 β 型反応と高血圧の背景要因の一つと考えられる交感神経緊張状態との関連は否定である。このことは β 型反応が若年者にも認められること、また、同反応者ではDAのみならず夜間のNE、E排せつ速度も有意に上昇していることから示唆されるところである。しかし、音刺激に対する血圧の反応は高血圧者にのみ有意に認められる。すなわち、交感神経系反応が亢進している可能性も示唆されている。さらにより直接的な検討が必要であろう。

一方、 β 型反応例では、 α 型反応はほとんど認められないことから、同例では交感神経-末梢血管系の反応の感受性が低下している状態が示唆される。その機序として、眼底所見（データさず）では高齢者全例で多少とも動脈硬化の兆候が認められており、血管運動性の低下が影響している可能性も考えられよう。しかし、前述のごとく β 型反応は若年者にも認められること、また、若年者・高齢者を問わず β 型反応を呈するものがあり、また同例ではNE、Eの排せつ速度も上昇していることから、末梢血管の動脈硬化性変化にのみ関連づけることは困難であろう。

ところで、的場ら¹⁶⁾は、とくに振動病患者の交感神経機能検査を目的として、800 Hzのバンドノイズを90 dBで10秒間負荷した場合の指尖容積脈波振幅反応を観察しているが、脈波振幅は負荷直後から収縮し、30秒以内に元の振幅に回復している。そして収縮の大きさはメコリル・テストの成績および尿中CA（1日）排せつ量と有意な正の相関を示すと報告している。このうち後者は、我々の結果と異なる関係を示唆するものである。的場らの対象者は指尖容積脈波振幅測定については振動病患者（N = 172）、心疾患患者（N = 35）および本態性高血圧患者（N = 26）であり、また、尿中CA排せつ量測定対象は心疾患患者のみであり正常者は含まれていない。こうした結果の解離については、後述するように、的場らが安静時のCA排せつ速度ではなく24時間の排せつ速度を用いていることが一つの原因として考えられる。また、対照群としている急性心筋梗塞、慢性心不全、心肥大および高血圧等の患者では、本来CA代謝の異常を伴いやすいこと、さらに心血管の反応性に異常がある場合には、心拍数、血管抵抗の変化が交感神経活動を正しく反映しない可能性¹⁷⁾もあり、それらが総合的に影響していることも考えられる。

上記の点に関連して、宮川らの報告¹⁸⁾は極めて示唆的である。彼らは、20歳代と40歳代の運動部に所属する健常者（週2日以上トレーニングを行っている）を対象に、トレッドミル運動負荷前後の血中CAを測定し、CAの基礎分泌状態と運動負荷による分泌反応を調べているが、安静時に機能的CA代謝（ $100 \times \text{free CA} / \text{total CA}$ ）値が高い者では、運動ストレスに対する交感神経活性化能の低下、およびストレスに対する回復力の低下が認められたとしている。今回の検討では、総CAは測定していないために同値についての直接的な検討はできないが、同報告は安静時のfree CAの基礎分泌レベルが高い場合には昼間における作業負荷やストレスによってCA分

泌が低下している可能性を示唆しており、上記の採尿方法の相違、すなわち24時間尿中のCA量と今回の早朝尿中のCA量（夜間CA排せつ量に換算）とが解離する場合もあり得ることを示唆している。

以上、AEPGRにみられる β 型反応の機序については現段階では不明の点が多いが、一定の集団内には同反応を呈する者が少なからず含まれており、それらでは安静時CA分泌が亢進していることが示された。 β 型反応では最大反応を示すまでの時間（潜時）も長く、副腎のE分泌を介した心拍出量の増大反応を示しているものと考えられる。筆者らは別途不安神経症患者を対象として同様にAEPGRを調査中であるが、これまで小数例ではあるが、その全例でAEPGR無反応ないし増大反応を示すことを観察している¹⁹⁾。また、本研究で安静時CA分泌が亢進している状態は、持続的（慢性的）なストレス状態やその他交感神経機能亢進状態が背景にあることも疑われる。上記 β 型反応の機序や生理的意義について、これらの点を含めさらに検討が必要と思われる。

引用文献

- 1) 長田泰公・吉田敬一・網島清三・小川庄吉・広川章子・仲村京子・大久保千代次・春田きよ子 (1972) : 国立公衆衛生院研究報告, **21**(1), 14.
- 2) Kryter, K.D. (1970) : Non auditory system responses to noise. In: The effects of noise on man. Kryter, K.D. (ed.), Academic Press, New York, 487-490.
- 3) 兜 真徳 (1977) : 騒音の評価—内分泌学的アプローチ. 医学のあゆみ, **103**(2).
- 4) 兜 真徳 (1980) : 騒音の評価. 環境—その生物学的評価, 鈴木継美・大塚柳太郎編, 篠原出版, 東京. 91-116.
- 5) Kabuto, M, T. Takemoto and M. Minami (1984) : Individual differences in the responses to repeated bell sound bursts of heart rate and plethysmogram from the index finger, Japanese. J. Hyg., **39**(3), 651-660.
- 6) Alad, D. (1989) : Differential rates of urinary noradrenarine excretion in affective disorders: utility of a short time sampling procedures. Psychol. Res., **30**(3), 1253-1258.
- 7) Miyakoda, H., T. Kitamura, M. Saito, H. Kotake and HAD. Mashiba (1990) : Cardiac neurosis; exercise tolerance and the role of sympathetic activity. Jpn. J. Med., **29**(5), 493-499.
- 8) Kinnunen, U., VAD. Vihko (1991) : Nightrest urinary catecholamine excretion in relation to aspects of free time, work and background data in a teacher group. Scand. J. Psychol. **32**(1), 1-8.
- 9) 滝川 寛・林 文代・杉浦千賀子・坂本 弘 (1988) : 指尖脈波律動のパワースペクトル分析. 三重医学, **31**, 765-769.
- 10) 朝倉光司・小島 正・白崎英明・形浦昭克 (1990) : 鼻アレルギー誘発時の自律神経機能の変化について—指尖脈波による検討. 耳鼻咽喉, **62**, 593-597.
- 11) 南 正信・兜 真徳 (1988) : 若年者における尿中カテコールアミン分泌速度の日内変動について. 日本公衆衛生会.
- 12) 山崎勝男・高澤則美・上田雅夫 (1982) : 情動に関連する指尖容積脈波の一つの試み—基線動揺成分と搏動波成分の視覚的表出—. 心理学研究, **53**, 102-106.
- 13) 南 正信・兜 真徳 (1982) : 音刺激に対する“馴れ (habituation)”に関する予備的研究—刺激

- 後の心拍数の変化について. 航空公害「研究と対策」, 19(3).
- 14) 南 正信・相本篤子・兜 真徳 (1988): 騒音感受性の規定要因に関する研究 (第2報) —交感神経トーンと反応性との関連について—. 日本衛生学雑誌, 43(1).
 - 15) Kuchel, O. and N.T. Tuu: Role of peripheral dopamine in essential hypertension in *Neurology and neurobiology* (vol. 8) *In: Catecholamines: Basis and Peripheral Mechanisms.*, Carlsson, Usdin, E., A. Carlsson, A. Dahlstrom and J. Engel (eds.), Alan R. Liss, Inc., New York, 337-345.
 - 16) Matoba, T., H. Kusumoto, H. Omura, T. Kotorii, H. Kuwahara and M. Takamatsu (1975): Digital plethysmographic responses to auditory stimuli in patients with vibration disease. *Tohoku J. Exp. Med.*, 115, 385-302.
 - 17) 井上通敏 (1991): 自律神経と循環器疾患. 心臓と末梢血管の神経性調節, 井上通敏・多田道彦編: 日本アクセル・シュプリンガー出版, 東京, 9-14.
 - 18) 宮川富三雄・亀谷 学・村山正博 (1991): トレッドミル運動負荷時の血中総および遊離型ドーパミン, ノルエピネフリン, エピネフリンの分泌動態. 自律神経, 28529-28536.
 - 19) 南 正信・兜 真徳・影山隆之 (1991): 騒音感受性の規定要因に関する研究 (第5報) —神経症患者のAEPGR (指尖容積脈波反応). 日本衛生学会.

2.4.2 快適音楽聴取によるリラクゼーション効果と 脳波変動について*

Relaxation effects of pleasant music listening and EEG power spectrum changes*

兜 真徳¹

Michinori KABUTO¹

要 旨

音の快適性や疲労・ストレスの評価における脳波情報の有用性を検討すべく、実験的に“快適な”音楽を聴取させたときの心身状態の変化と脳波パワースペクトルの変動について予備的検討を加えた。実験は、19～42歳の男女計7名を対象に、左右の前頭・頭頂・後頭部の脳波採取のための電極を装着した後、簡易遮音室内で座位、安静閉眼状態で、テープ録音した“自然音（鳥・川のせせらぎなど）”を3分間とその後5種の快適音楽として任意に選定した曲を聴取（各2分間、10秒間隔、好みのレベル）させた。“自然音”聴取時を“音楽前”、最後の曲を聴取時を“音楽聴取後”とし、音楽前後の心身状態の変化と脳波パワースペクトルの変化との関連を検討した。ただし、音楽前の各帯域（ δ 、 θ 、 α 、 β ）のパワーは、とくに“眠気”や“MPIの外向性傾向”などの性格によって有意に変動していた。

音楽聴取によって脳波各成分のパワーは減少し、また、%分布は徐波（ δ 波及び θ 波の低周波数成分）優位に傾くが、全体として、変動は前頭部と頭頂部で顕著であり、後頭部では比較的小さい傾向が認められた。

結論として、1) α 波成分の変動と音楽（あるいは音）の“快適性”との直接的な関連は単純ではないこと、また、2) 音楽聴取により全般的に“快適性”が増加し、睡眠傾向やリラクゼーション作用が認められる状態で全帯域及び α 帯域のパワー減少、徐波帯域パワーの相対的増加傾向はそれらを反映していると考えられること、からさらに詳細な検討が望まれる。

1. 国立環境研究所 地域環境研究グループ 〒305 茨城県つくば市小野川16-2
Regional Environment Division, National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba,
Ibaraki 305, Japan.

* 本論文は、騒音制御, 16(2), 36-40(1992)に発表された論文を一部修正したものである。この実験の後、別途同様の実験を繰り返し、その結果を原著論文「KABUTO, M., T. KAGEYAMA and H. NITTA: EEG power spectrum changes by pleasant music listening in special relation to its relaxation effects. Jpn. J. Hyg.」として投稿中である。

Abstract

For the purpose to examine the feasibility of EEG data to evaluate sound amenity or fatigue/stress, the associations between psychosomatic feeling changes and EEG power spectrum changes after music listening were investigated. Seven subjects (19-42 years old), who were equipped with EEG electrodes to record frontal, parietal and occipital regions in both right and left hemispheres, were given with natural sounds (3 min) and 5 selected pieces of "pleasant music" (2 min each with 10 sec intervals) with eyes being closed on a comfortable chair. The period when they were listening to the natural sounds was regarded as "pre-music" one, and that when they were given with the last music was as "post-music" one. It should be noted that the pre-music EEG powers of δ , θ , α and β component varied significantly by "sleepiness" or by extraversion personality measured by MPI (Maudsley Personality Index).

The EEG powers showed significant decreases by the music listening and their % distribution changed that with more δ and θ powers. These changes were larger in the frontal and parietal regions than in the occipital region.

Conclusively, 1) it seems that the relationship between pleasantness of the music and α power changes is not simple, 2) pleasant music listening was associated with the increase of pleasantness in terms of psychosomatic feeling, which may also be related to the simultaneously observed decreases of total powers and especially α power as well as to the relative increases of δ and θ powers.

However, since this was just a preliminary experiment, more detailed examinations are warranted.

1 はじめに

脳波の α 波成分(8~14 Hz)は、通常安静・閉眼時に出現し、光あるいは音(騒音を含む)刺激、開眼、思考、注意などによって減少することが知られている(α 波ブロッキング)^{1,2)}。この α 波成分が“虚空-注視(open-focus)法”などの訓練により増加し、それによって心身の良好な状態がもたらされると指摘されたのは1960年代である。最近では、これを音(とりわけ音楽)の快適性あるいは良い生体影響の評価指標であることを前提とした研究も行われている³⁾。また、音の“1/f揺らぎ”との関連を示唆する意見もある⁴⁾。

しかし、 α 波が訓練により増加すること、あるいは α 波が心身の良好な状態を示す指標であることに否定的な報告もある⁵⁾。また、一般に α 波にはその出現頻度、強度ともに極めて大きな個人差や部位による差異が認められており、脳波を音の快適性評価に用いるには、なお十分な基礎的検討が必要な段階にあると思われる。しかし、精神作業負荷の量や質と後頭部正中位のベータ2波(Oz β 2)の振幅値との良好な関連を認めている報告⁶⁾などもあり、音の快適性の研究やストレス・疲労に対する音楽療法の効果を評価する一つの手法として脳波の情報が重要と考えられることはいうまでもない。

研究では、安静・閉眼時の脳波各成分の基礎レベルおよび快適な音楽を聴取させたときのそれ

らの変化にみられる個人差あるいは心身状態との関連に関する基礎的検討を行った。ただし、脳波各成分の分析には高速フーリエ解析によるパワー・スペクトル分析法を用いた。

2 対象と方法

対象は19-42歳の男女計7名である。対象者は簡易に遮音を施した室内で生理実験用椅子に座位、安静閉眼状態とし、ヘッドホンを通して、テープ録音した“自然音（鳥・川のせせらぎなど）”を3分間と5種の音楽、順に、虫の声を入れたリズムミク的な合成音楽、バイオリン曲（ベートーベン“クロイツェル”）とピアノ曲（“子犬のワルツ”）、及び最近 α 波ミュージックとして作曲・販売されている音楽3種を各2分間づつ10秒間隔で聴取させた。ただし、再生音レベルは前もって各被験者の好みのレベルに合わせた。また、音楽の前3分間聴かせた“自然音”の間の2分間を“音楽前”、最後の5曲目を聴取時の2分間を“音楽聴取後”とした。

脳波電極は、国際標準法(10/20電極法)にしたがって、図1の8か所(Fp1, F3, C3, P3, Fp2, F4, C4, P4)及びアース電極を装着し、前頭部、頭頂部及び後頭部のそれぞれ左右の6種の脳波を双極誘導により取り出し、テレメータ(EEG telemeter, 日本光電社製)を介して送受した。6種の信号は、データレコーダ(EEG VIDEO SYSTEM, 日本光電社製)にアナログ信号のままいったん収録し、再生して以下の解析に用いた。

パワースペクトル分析は、上記信号を再生し、脳波解析装置(Neuropack 4, Nihon-Koden Co., Ltd.)を通して増幅した後、“2チャンネルFFT analyzer (A & D社, AD-3524/25)”による高速フーリエ変換(Fast Fourier Transformation, FFT)により行った。脳波の周波数帯域は、Orbekら(1988)⁷⁾の区分法に従って δ 波(0.5-4 Hz)、 θ 波(4-8 Hz)、 α 波(8-14 Hz)、ただし、表1に示すように同周波数帯域はさらにlow, middle及びhighの3成分に細分して検討した。 β

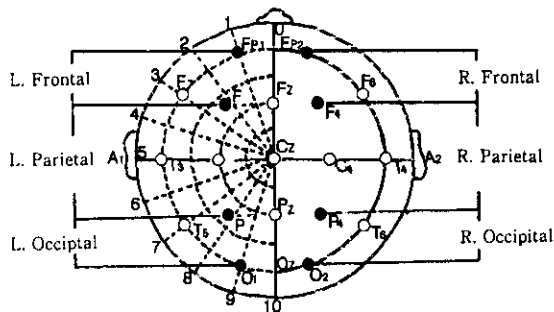


図 1 脳波電極の装置位置

Fig. 1 EEG electrode system

国際標準(10/20)法による脳波電極装置位置図。黒丸は前頭部(frontal)、頭頂部(parietal)、後頭部(occipital)の各左右(L, R)の双極誘導脳波を取るために実際電極を装着した位置を示す。

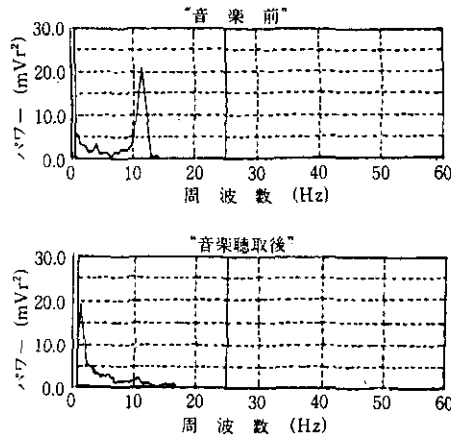


図 2 脳波パワースペクトル分析結果の典型例
 Fig. 2 A typical result of EEG power spectrum analysis

これは1被験者の頭頂部左半球の脳波について、「音楽前」(上段)と「音楽聴取後」(下段)の結果を比較したものであるが、音楽聴取により、 α 帯域のパワーの減少と徐波(δ 及び θ)帯域のパワーが増加している傾向が明らかである。

波(14~25 Hz)の各帯域別平均 mVr^2 (Wattに比例する値)を算出した。パワースペクトル分析例を図2に示す。ただし、分析条件は、3秒ごとにFFTを40回繰り返す、それらの加算平均値を求める方法とし、また、別途、 α 波帯域中のピークの周波数とその高さも測定した。

対象者には、実験に先だって、電極の装着および結果に示す一般質問表およびアイゼンクの性格検査(Mauseley Personality Index, MPI)⁸⁾、16項目からなる心身の自覚症状の記入時間などを含め、30分以上安静状態を取らせた。MPIは“神経質傾向”と“外向性傾向”を調べる質問項目から構成されているが、回答は判定基準によって各々3段階に分類した。しかし、“神経質傾向”はすべてが1、“外向性傾向”は1~3に分布していた。一般質問表の結果のうち、以下の解析には、実験開始前の“快適感”、“眠気”に関する視覚スケール(1~10までのvisual scale)による回答結果を用いた。

3 結果

(1) “音楽前”の脳波の周波数帯域別パワー平均値について

“音楽前”の脳波の各周波数帯域別パワー平均値は表1の左欄に示すとおりである。大きな特徴として、前頭部の α 及び θ 帯域のパワー平均値は、他部位より低値であり、 δ 帯域のそれは逆に、後頭部で小さく、前頭部と頭頂部で大きい傾向が認められる。また、 α 帯域のピーク値は、パワー平均値と同様前頭部で大きく、同周波数は前頭部で高い傾向を示している。

ここで、解析結果の一例として、頭頂部左半球の各帯域別パワー平均値を従属変数、上記の

表 1 “音楽前”及び“音楽聴取後”の脳波の周波数帯域別パワー平均値(mVr²)
 Table 1 Mean powers (mVr²) by frequency band for “before music” and “after music”

	“音楽前”		“音楽聴取後”	
	左半球 平均(±S.D.) n=7	右半球 平均(±S.D.) n=7	左半球 平均(±S.D.) n=7	右半球 平均(±S.D.) n=7
1：前頭部				
(1) α帯域のピーク周波数	11.0(0.6)Hz	11.1(0.4)	11.0(0.6)	11.1(1.0)
(2) 同ピーク値の平均値	0.3(0.1)	0.4(0.2)	0.4(0.3)	0.5(0.3)
(3) 周波数帯域(Hz)				
δ(0.5-4.0)	57.7(53.5)	114.9(130.2)	42.1(18.1)	53.8(21.3)
θ(4.0-8.0)	7.6(9.4)	9.7(10.4)	6.3(7.5)	7.6(7.0)
α(8.0-14.0)				
low α(8.0-9.0)	1.0(0.8)	1.3(0.8)	0.7(0.5)	1.0(0.5)
mid α(9.0-12.0)	2.0(0.9)	2.6(1.0)	1.9(1.4)	2.5(1.4)
high α(12.0-14.0)	0.7(0.3)	0.9(0.3)	1.0(1.0)	1.2(1.1)
β(14.0-25.0)	2.0(0.9)	2.9(1.3)	2.1(1.1)	2.5(1.6)
2：頭頂部				
(1) α帯域のピーク周波数	10.6(0.9)	10.7(1.2)	10.5(0.8)	10.7(0.9)
(2) 同ピーク値の平均値	14.4(18.5)	9.1(6.9)	5.3(7.6)	5.6(6.4)
(3) 周波数帯域(Hz)				
δ(0.5-4.0)	82.7(82.6)	90.5(110.6)	68.0(22.7)	63.5(16.7)
θ(4.0-8.0)	17.5(10.8)	15.8(8.6)	16.0(7.4)	15.3(6.9)
α(8.0-14.0)				
low α(8.0-9.0)	12.6(18.3)	24.5(51.6)	3.7(2.3)	2.9(1.1)
mid α(9.0-12.0)	51.8(76.5)	24.5(16.0)	23.7(32.9)	22.5(23.9)
high α(12.0-14.0)	6.1(7.2)	5.0(5.0)	4.0(4.4)	3.3(2.8)
β(14.0-25.0)	10.1(11.6)	8.3(7.6)	6.4(4.1)	5.8(3.4)
3：後頭部				
(1) α帯域のピーク周波数	10.0(0.8)	10.3(0.9)	11.2(1.1)	11.0(0.9)
(2) 同ピーク値の平均値	3.6(3.6)	39.9(98.2)	4.0(9.1)	6.3(14.1)
(3) 周波数帯域(Hz)				
δ(0.5-4.0)	48.6(97.8)	14.7(9.6)	48.6(97.8)	41.7(39.2)
θ(4.0-8.0)	6.1(6.1)	51.2(121.0)	6.1(6.1)	8.0(5.8)
α(8.0-14.0)				
low α(8.0-9.0)	2.4(3.7)	3.7(5.2)	2.4(3.7)	1.9(3.6)
mid α(9.0-12.0)	26.7(46.2)	11.5(9.2)	26.7(46.2)	18.4(38.7)
high α(12.0-14.0)	2.2(2.7)	20.4(49.0)	2.2(2.7)	2.4(4.2)
β(14.0-25.0)	4.2(5.9)	3.2(1.7)	4.2(5.9)	4.3(7.7)

表 2 “音楽前”の頭頂部の帯域別パワー平均値についての一般化線形モデル
 Table 2 A multiple regression analysis using General Linear Model procedures of mean power by frequency component at the parietal region before music

パワー 平均値	回 帰 係 数			F 値	P	R ²
	“MPI 外向性” #	“快適性”	“眠気”			
δ 帯域	47.43	-14.43	-11.38*	27.44	0.011	0.965
θ 帯域	2.00	- 2.62	- 2.13	13.95	0.029	0.933
α 帯域	- 0.01	- 1.36*	- 0.02*	19.91	0.018	0.952
β 帯域	0.67*	- 0.81***	0.07	94.03	0.002	0.989

*, **, *** : $p < 0.05$, $p < 0.01$, $p < 0.001$ で回帰係数の有意性を示す。

: “MPI 外向性”は1～3に分布していたので、1または2を対象カテゴリー、3を基準カテゴリーとして計算した。ただし、“快適性”、“眠気”は1～10の連続変数である。

“MPIの外向性傾向”、“その時の快適感”、“眠気”を説明変数とした一般化線形モデルを用いた分散共分散分析によりこれらの関連性を検討した結果を表2に示す。得られた4種のモデルはいずれも説明率が95%以上で有意にフィットしており、また、“眠気”は δ と α 帯域のパワーと負に、“快適性”は β 帯域のパワーに負に、また、“MPI外向性”は β 帯域のパワーに正に相関していることを示している。例数が少なく、また、各変数間での内部相関の影響も想定され、これをそのまま一般化することはできないと考えられるが、結果は、各帯域のパワーは、とくに“眠気”や“MPIの外向性傾向”などの性格によっても有意に変動することを示唆している。

(2) 音楽聴取による脳波の周波数帯域別パワー平均値の変動

“音楽聴取後”の脳波の周波数帯域別パワー平均値は表1の右欄に示すとおりである。“音楽前”と比較して、前頭部・頭頂部では全成分の低下傾向が認められるが、後頭部では全成分とも変動は小さい。 α 帯域のピーク周波数が後頭部では約1 Hz上昇していることも特徴的である。

ここで、音楽聴取による脳波成分の変動をさらに検討するために、全成分に対する各帯域別パワー平均値の割合(%)を求めてみたのが表3である。結果、左・右半球とも頭頂部・後頭部で δ 波・ θ 波成分が増加し、 α 波・ β 波成分が減少している。ただし、前頭部では、左・右半球ともすべての成分について大きな変動は認められない。

以上の結果は、音楽聴取によって脳波各成分のパワーは減少し、また、%分布は徐波(δ 波及び θ 波の低周波数成分)優位に傾くが、全体として、変動は前頭部と頭頂部で顕著であり、後頭部では比較的小さいと要約される。

4. 考 察

音楽聴取により種々の好ましい心理・生理影響が期待されることは、これまでも多くの報告がある⁹⁻¹⁶⁾。しかし、これら音楽の効果は、痛み、疲労、不安などを対象にそれぞれ心身状態の大

表 3 音楽聴取による脳波の周波数帯域別パワー平均値の変動 (%)
 Table 3 Mean power changes (%) by frequency component due to music listening

	左 半 球		右 半 球	
	音楽前	音楽聴取後	音楽前	音楽聴取後
1 : 前頭部				
周波数帯域(Hz)				
δ (0.5-4.0)	79.57	80.17	80.35	79.12
θ (4.0-8.0)	9.83	9.62	9.92	10.37
α (8.0-14.0)	6.79	6.22	6.14	6.62
low α (8.0-9.0)	1.55	1.23	1.54	1.46
mid α (9.0-12.0)	3.83	3.45	3.40	3.56
high α (12.0-14.0)	1.40	1.53	1.20	1.60
β (14.0-25.0)	3.82	3.99	3.58	3.90
2 : 頭頂部				
周波数帯域(Hz)				
δ (0.5-4.0)	49.62	59.47	50.86	58.26
θ (4.0-8.0)	12.65	14.39	12.72	14.44
α (8.0-14.0)	32.19	21.14	31.22	22.41
low α (8.0-9.0)	5.46	2.92	7.46	2.56
mid α (9.0-12.0)	22.93	15.31	20.48	17.13
high α (12.0-14.0)	3.79	2.91	3.28	2.73
β (14.0-25.0)	5.54	5.00	5.20	4.89
3 : 後頭部				
周波数帯域(Hz)				
δ (0.5-4.0)	44.62	60.79	34.33	57.04
θ (4.0-8.0)	12.10	15.00	21.78	17.45
α (8.0-14.0)	36.32	19.55	37.02	20.81
low α (8.0-9.0)	2.95	2.24	4.25	3.48
mid α (9.0-12.0)	29.82	14.79	25.56	15.10
high α (12.0-14.0)	3.54	2.51	7.21	2.23
β (14.0-25.0)	6.97	4.66	6.87	4.70

大きく異なる状況下での効果のみをみており、それらが同一被験者に同時にみられるわけではなく、また、同一効果に対する反応の個人差の大きいことも常に考慮することが必要であろう。個人差や心身状態による脳波の変動について、今回検討した“音楽前”の脳波の周波数帯域別パワー平均値に関する検討結果でも、それらが“眠気”、“快適性”あるいは“MPIの外向性傾向”などの影響で大きく変動していた。

こうした傾向は、臨床検査などでは、むしろ望ましくない変動成分であり、音や光による強い刺激を負荷してできるだけ除外することが試みられているものである。しかし、“快適性”の評価を目的とした本研究の実験のような場合には、それらの諸変動がむしろ問題であり、“眠気”

や“性格特性”などの関連する要因の影響を取り除ければ、その時の“快適性”や音楽聴取による“快適性”の変化と脳波との独立した関係を抽出できる可能性を示唆している。

ただし、今回の“快適音楽”聴取による心身の自覚症状得点の変化の平均値をみると（データ略）、全体的に心身の“快適性”は上昇し、睡眠誘導やリラクゼーションの効果があったことが示唆されている。したがって、そうした心身の変化が、観察された脳波成分の全体的なパワーの減少傾向、低周波成分（ δ 波・ θ 波成分）の相対的な増加などの変化に関連していることが予想される。音楽聴取により睡眠傾向が誘導されることは、緒方ら¹⁷⁾によっても観察されているところであり、それ自体この種の音楽聴取実験に対する全体的な心理・生理的反応の特徴の一つとも考えられる。

ここで、 α 帯域成分のみに着目すると、音楽聴取後にはそのパワー及び相対量のいずれも減少傾向を示している。注目されるのは、 α 帯域に認められるピーク周波数が後頭部で約1 Hz上昇していることである。この結果とは逆に、短時間のVDT（visual display terminal）作業によって α 波の周波数成分が（有意ではないが）低周波側にシフトすることが観察されることから、同変化と中枢神経系の疲労との関連を示唆している報告がある¹⁸⁾。また、“音楽前”の前頭部の α 帯域のピーク周波数は約11 Hzであり、他部位より約1 Hz高いが、これは従来の正常脳波の観察においても認められている現象である¹⁾。上記の α 波ピーク周波数の上昇傾向が“快適性”の上昇や“リラクゼーション”に生理的関連を有するかどうかについては、直接関連する報告はみあたらず、さらに詳細な検討が必要と考えられる。

一方、 α 波と音楽聴取前の心身の状態との関連について、福原ら⁴⁾は、同波成分が増加した者を「リラックスしていた」群、減少したものを「リラックスしていなかった」群とする分類法を用いている。こうした音楽前の心身の状態がその後の脳波の反応に影響する可能性については、それが個人差を超える優位な関連であるとすれば、一般的にまた直接的に心身状態の脳波学的評価が可能となることを意味しており、極めて重要な点である。しかし、その可能性については音楽の心理的影響と生理的影響とのより詳細に関連を検討するなかでさらに吟味されていく必要があると思われる。今回の実験結果では、この点を検討し得るだけのデータがなく、解析には不十分と判断されるので、引き続き対象を増やして検討中である。

ところで、別途行った本実験と同様の条件下における基礎的な検討では興味ある知見が得られている。その実験では、音楽聴取により被験者は軽度の睡眠状態（ α 波の消失と徐波の相対的増加が認められた）に入ったので、音楽の後そのままの状態ですら約30分睡眠をとらせた後、覚醒させ、同様の音楽聴取実験を繰り返した。1回目の音楽聴取前後の脳波変動は、上記結果と同様であったが、2回目にはそれまで極めて低レベルにあった前頭部の α 帯域のパワーが音楽開始後間もなく極端に高レベルとなり、それは音楽終了後においても持続していた。これは一例のみの実験結果であるが、今回用いている音楽聴取によって、直接的に α 波が増強される傾向は認められないにしても、その結果もたらされるリラクゼーション効果、睡眠誘導効果を通して（恐らく睡眠に

よって), 結果的に増強される傾向があることを示唆している。快適な音楽聴取と α 波の変動については, こうした角度からも検討されるべきであろうと思われた。

以上の結果からみて, 例えば α 波成分の変動と音楽(あるいは音)の“快適性”との直接的な関連は単純ではなく, さらに検討されるべき課題であることが示唆される。また, 音楽聴取により全般的に“快適性”は上昇する一方, 睡眠やリラクゼーション作用も明らかであり, 同時に認められる全帯域及び α 帯域のパワー減少, 徐波帯域パワーの相対的増加傾向はそれらを反映していると考えられるが, 音楽聴取による影響としては, 1回目の実験によりもたらされるその後の状態の評価がより重要であることも示唆される。さらに種々の音楽その他の条件を負荷するなどして, 1回目の音楽聴取による変化との比較などを行う必要もあろう。

引用文献

- 1) 大熊輝雄(1983):臨床脳波学(第3版), 医学書院。
- 2) 三宅晋司ら(1984):深い音の脳波に及ぼす影響。日本衛生学雑誌, **39**(2), 523-534。
- 3) 貫行子(1987):音楽の生体に及ぼす影響。騒音制御, **11**(3), 112-117。
- 4) 福原博篤(1989):ゆらぎ音刺激に対する生理及び心理的反応。騒音制御, **13**(4), 224-228。
- 5) Drennen, W.T. (1986): Alpha enhancement: a comparison study of biofeedback, open focus training and control procedures. *Percept. Mot. Skills*, **62**(2), 467-74。
- 6) Kaizaki, T. (1987): Occipital midline EEG and subjective rating of task difficulty as indices of mental task strain. *Eur. J. Appl. Physiol.*, **56**, 163-168。
- 7) Orbek, P. et al. (1988): Power spectrum analysis of EEG at diagnosis and follow up of patients with solvent induced chronic toxic encephalopathy. *Br. J. Ind. Med.*, **45**, 476-482。
- 8) MPI研究所編(1969):新性格検査法—モーズレイ性格検査。誠信書房。
- 9) Zimmerman, L. et al. (1989): Effects of music in patients who had chronic cancer pain. *West. J. Nurs. Res.*, **11**(3), 298-309。
- 10) McCaffery, M. (1990): Nursing approaches to non-pharmacological pain control. *Int. J. Nurs. Stud.*, **27**(1), 1-5。
- 11) Zimmerman, L.M. et al. (1988): Effects of music on patient anxiety in coronary care units. *Heart Lung*, **17**(5), 560-566。
- 12) Bolwerk, C.A. (1990): Effects of relaxing music on state anxiety in myocardial infarction patients. *Crit. Care Nurs. Q.*, **13**(2), 63-72。
- 13) Prinsley, D.M. (1986): Music therapy in geriatric care. *Aust. Nurs. J.*, **15**(9), 48-8。
- 14) Kolkmeier, L.G. (1989): Clinical application of relaxation, imagenary, and music in contemporary nursing. *J. Adv. Med. Surg Nurs.*, **1**(4), 73-80。
- 15) Guzzetta, C.E. (1989): Effects of relaxation and music therapy on patients in a coronary care unit with presumptive acute myocardial infarction. *Heart Lung*, **18**(6), 609-616。
- 16) Needler, W. et al. (1982): Movement, music and remotivat on with the regressed elderly. *J. Gerontol. Nurs.*, **8**(9), 497-503。
- 17) 緒方茂樹ら(1986):音楽鑑賞と脳波。臨床脳波, **28**(8), 548-553。
- 18) 神代雅晴ら(1985):VDT作業における眼精疲労と中枢性ストレスの検討。産業医学, **26**, 105-111。
- 19) 兜真徳ら(1990):脳波パワースペクトルの変動からみた“快適音楽”(その1):基準レベルと変動の個人差と心身状態の影響について。平成2年度騒音制御工学会講演論文集, 149-152。

2.4.3 ストレス関連性格と血清 DHEA-s レベル： 日本人女子の場合*

Stress related personality and serum DHEA-s level: in case of Japanese women *

兜 真徳¹・津金昌一郎²・渡辺 昌²

Michinori KABUTO¹, Shouichirou TSUGANE² and Show WATANABE²

要 旨

ストレス・イベントあるいはストレス関連性格とストレスホルモンの一種である DHEA-s の血清レベルとの関連について、沖縄と岩手でランダムに抽出された 40~49 歳男子の配偶女子 164 名 (29~52 歳) を対象に検討した。年齢の影響を調整するために線形重回帰分析により検討した結果、ストレスイベントによる変動はみられず、一方、ストレス関連性格では、そのうちの 1 カテゴリーとのみ有意な関連が認められた。すなわち、“passive”あるいは“intermediate”よりも“active”な性格の人に有意に低い。この結果は、白人女子で観察されている“expansive personality”との負の相関などと一致する結果であり、ストレスとの関連で DHEA-s レベルは“状態”よりは“関連性格”により変動していることが示唆された。しかし、日本人の“タイプ A”は白人のそれと異なる可能性もあり、同性格との直接的な関連についてはさらに検討が必要と考えられる。

Abstract

We examined 164 Japanese women in Okinawa and Iwate for the associations between recent stress events or stress-related personality and serum levels of dehydroepiandrosterone-sulfate (DHEA-s), an adrenal androgen. Multiple regression analysis adjusted

1. 国立環境研究所 地域環境研究グループ 〒305 茨城県つくば市小野川 16-2
Regional Environment Division, National Institute for Environmental Studies, 16-2, Onogawa Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
 2. 国立がんセンター研究所 疫学部 〒104 東京都中央区築地 5-1-1
Epidemiology Division, Japan National Cancer Center Research Institute, 5-1-1 Tsukiji, Chuo-ku, Tokyo 104, Japan.
- * 本論文は、医学のあゆみ, 156, 695-696 (1991) に発表された論文を一部修正したものである。また、関連報告として、その後のデータ解析結果を加えた「KABUTO, M., S. TSUGANE and S. WATANABE (1992): Variations of serum dehydroepiandrosterone-sulfate (DHEA-s) level according to stress events and stress-related personalities in Japanese. In: An integrated biobehavioral approach to health and illness., Araki, S. (ed.), Behavioral Medicine, Elsevier, New York, 189-194.」がある。

for age revealed that DHEA-s levels significantly correlated only with the personality "passive / intermediate / active" among categories. The mean serum DHEA-s level was lower by 18 % in "active" women than in "passive" ones. DHEA-s level did not vary, however, according to any stress events or disease states, probably because cases were small in number and / or the DHEA-s level itself is not a sensitive stress indicator as suggested recently. It is thus suggested that the DHEA-s level depends on the "trait" rather than on the "state" in relation to stress, though its relation with "type A" should be examined further.

1 はじめに

最近、副腎皮質ホルモンである DHEA (dehydroepiandrosterone)、あるいはその主要な血中形態である硫酸抱合体 (DHEA-s) には、弱い男性ホルモン作用のみならず、肥満、糖代謝、免疫系、発ガン過程などに対して、健康維持からみて有益な作用を示すとの報告が多い¹⁻³⁾。疫学的にも、その血清レベルが低い人では虚血性心疾患⁴⁾や乳ガン⁵⁾のリスクが高い傾向を認め、同ホルモンの上記疾病予防効果を示唆している。一方、ストレスとの関連をみると、同ホルモン・レベルは、強度のストレスにより低下する⁶⁾、あるいは、ストレス状態に陥りやすい心理・行動特性で、虚血性心疾患のリスク・ファクターとされている“タイプ A”の人で有意に低い傾向があるとされている⁷⁾。

これら一連の報告は、総合的には“ストレスと疾患発症に関する DHEA 仮説”を示唆しているが、個別的にみれば同仮説に矛盾する点もあり^{8,9)}、とくに日本人に適用しうるかについても問題が残る。ここで、今回実施した沖縄と岩手県内の各一保健所管内人口を対象とした調査の一環として、日本人女子におけるストレス状態及びストレス関連性格要因と血清 DHEA-s レベルの関係について基礎的な検討を加えた。

2 対象と方法

対象者は、沖縄県・石川保健所、岩手県・二戸保健所管内 (各人口約 10 万) 人口からランダムに抽出した男子の配偶女子各 70 及び 93 名、計 163 名 (29~52 歳) である¹⁰⁾。

過去半年以内のストレス・イベント及びストレス関連性格については、結果に示す項目について保健婦による面接により調べた。採血は肘静脈より行い、60 分室温放置後、血清を遠心分離・採取し、測定まで -80℃にて保存した。血清 DHEA-s レベルは、抗 11-deoxy-17 KS-3-BSA 抗体、H³-DHEA-s (NEN 社製) を用いた RIA 法により、DHEA-s (Sigma 社) を標準として測定した。

また、以下の統計解析には、統計プログラムパッケージ“SAS”の一般化線形モデルを用いた。ただし、対象集団における血清 DHEA-s レベルは正規分布を示したので、解析にはそのままの値を用いた。

3 結果

(1) ストレス・イベントとストレス関連性格の分布

8種のストレス・イベントについて、過去半年以内に経験した人の割合は、①子供の受験(20.1%), ②子供の就職・結婚(5.5%), ③子供が別居(5.5%), ④配偶者との別居(0.6%), ⑤配偶者あるいは友人との死別(14.6%), ⑥出産(1.2%), ⑦自分の就職・転職(2.4%), ⑧自分あるいは家族の怪我・病気(10.4%)であった。

また、5種のストレス関連性格の分布は、①せっかち(29.9%) / 普通(48.2%) / のんびり(21.9%), ②怒りっぽい(35.4%) / 普通(61.6%) / 穏和(3.1%), ③積極的(21.3%) / 普通(60.4%) / 消極的(18.3%), ④競争心が強い(17.7%) / 普通(62.2%) / 負けても気にしない(20.1%), ⑤几帳面(17.7%) / 普通(51.8%) / おおざっぱ(30.5%)であった。

(2) ストレス・イベント、ストレス関連性格と血清DHEA-sレベルとの関連

血清DHEA-sレベルは加齢により顕著に変動するので、同レベルを従属変数、年齢を共変数として、個々のストレス・イベントあるいはストレス関連性格の各項目を説明変数とする線形重回帰分析を行い関連の有意性を検討した。その結果、ストレス関連性格③のみが有意な関連を示した(回帰式の説明率は13.5%, F値4.79 ($p < 0.001$))。このカテゴリー別の(年齢調整)平均血清DHEA-sレベル(±S.E.)を図1に示す。同図は、同レベルが“積極的”(67.3±4.9(S.E.) $\mu\text{g}/\text{dl}$)あるいは“普通”(67.8±2.8)と答えた人では、“消極的”な人(79.7±5.3)に比較し

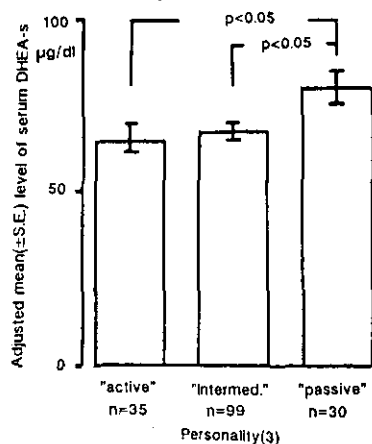


図 1 性格(3)のカテゴリー別血清DHEAsレベルの年齢調整平均値
同平均値の差の有意性検定はt-テストによった。

Fig. 1 Age-adjusted mean (±SE) levels of serum DHEA-s according to the category of Personality (3)

The significance of differences in adjusted means was tested by *t*-test.

て、有意に低い (-18%, $p < 0.05$) を示している。

ただし、地域間で比較すると血清 DHEA-s レベルは沖縄で有意に高値であった (63.0 ± 3.5 vs 74.6 ± 3.0 , $p = .012$) が、沖縄と岩手について個別に検討しても、上記と同様な傾向は維持されており (データ示さず)、同性格による変動は地域差とは独立していると考えられた。

ただし、肥満や血清脂質と血清 DHEA-s レベルとの間には正相関関係が認められ、上記の地域差の原因の一つと考えられたが、本結果には直接関連がないので省略する。また、既往歴のうち比較的多かった高血圧、胃・腸潰瘍、慢性肝疾患、その他の有無による差異についても検討したが、有意な差異は認められなかった。

4 考 察

血清 DHEA-s レベルが“積極的”な人に低い傾向は、西欧人女子での MMPI による“expansive personality”との逆相関関係⁷⁾などと一致した傾向と考えられる。しかし、その他“タイプ A”関連性格項目による有意な変動は認められず、“タイプ A”との関連を全面的に支持するものではない。ただし、同タイプの判定が本来直接観察法により行われていること¹¹⁾、また、西欧人と日本人の心理・行動特性との相違などを考慮するならば、完全に一致することを期待すること自体に問題があろう。日本人の血清 DHEA-s を最も有意に変動させる性格要因の構造的把握法という観点からさらに検討が必要と思われる。

一方、過去半年以内のストレス・イベントによる DHEA-s レベルの変動は認められなかった。その原因として、① DHEA-s レベルは“火傷”などの強い急性のストレスにより有意に低下する⁶⁾としても、今回の対象者にはこれらの該当者が少なかったこと、② その他のストレスでは DHEA-s レベルが大きく変動しない可能性が示唆される。後者に関連して、各血清レベルに変動が認められないストレス状態であっても DHEA-s/cortisol 比が鋭敏に変動する場合も指摘されており¹²⁾、ストレス状態の評価指標の検討がなお必要であることも示唆される。

以上、日本人女子についても血清 DHEA-s レベルは、“状態”よりも“関連性格”により変動している傾向が明らかであるが、“タイプ A”との関連性についてはなお検討を要する。また、個別のストレス“状態”を鋭敏に反映する内分泌指標については別途検討が必要であろう。

引 用 文 献

- 1) Nestler, J.E. *et al.* (1988): *J. Clin. Endocrinol. Metab.*, **66**(1), 57-61.
- 2) Gordon, G.B. *et al.* (1989): *Hormones. In: Thermogenesis and Obesity.*, Lardy, H. and F. Stratman (*eds.*), Elsevier, New York, 339-354.
- 3) Sonka, J. (1989): *Cas-Lek-Cesk.*, **128**(37), 1157-1160.
- 4) Barrett-Connor, E. *et al.* (1986): *New Engl. J. Med.*, **315**(24), 1519-1524.
- 5) Bulbrook, R.D. *et al.* (1971): *Lancet*, **2**, 395-398.
- 6) 兜 真徳 (1989): ストレスと心身症. *臨床検査*, **33**(13), 1765-1771.

- 7) Fava, M. and A. Littman (1987) : Int. J. Psychiatry Med., **17**(4), 289-307.
- 8) Kabuto, M. *et al.* (1989): Serum levels of progesterone and DHEA-s and risk for breast cancer in Japanese women-some basic findings-. The 6th Symp. Epidemiol. & Cancer Regist. Pac. Basin, Hawaii, Nov.
- 9) Sekihara, H. *et al.* (1985) : J. Clin. Endocrinol. Metab., **61**(2), 291-296.
- 10) 津金昌一郎ら (1990) : 癌の臨床, **36**(3), 425-429.
- 11) 南 正信ら (1989) : 医学のあゆみ, **148**(5), 351-352.
- 12) Ozasa, H. *et al.* (1990) : Gynecol. Oncol., **37**(2), 178-182..

2.5 総合評価

本章で述べた道路交通騒音の睡眠への影響に関する「環境保健モニタリング」手法について検討した結果は、以下に要約される。

- 1) 道路騒音に対する苦情の発生率は極めて小さく、調査結果にみられる地域実態をほとんど反映していないことが明らかである。
- 2) 道路交通量から推定される道路沿道の騒音レベル別暴露人口推定によれば、例えば夜間65 dBあるいは60 dB以上の沿道に居住している人口は全国でそれぞれ1.3%及び3.4%と推定された。
- 3) 実態調査結果でも、夜間の道路沿道騒音は交通量に比例しており、また、沿道家屋ではその屋内騒音レベルがこれら外部騒音の侵入により、睡眠影響の可能性のあるレベル以上に上昇している例も多いことが示唆される。
- 4) 一方、交通騒音に対する苦情は1)に示すとおりであり、同苦情発生状況が交通騒音による「睡眠影響」の実態を示す指標としては不適切であることは明らかである。
- 5) 睡眠影響は騒音の生理的影響の一種であるが、指尖容積脈波反応を例として検討した生理的影響の個人差に関する研究結果は、感受性や反応性の個人差が大であり、質的に異なることさえあること、また、それら感受性はそのときのストレス状態によって変動する可能性のあること、が示唆される。
- 6) 5)において音刺激をランダムに間欠的による条件下では「慣れ」の影響は小さく、現実にも同様の間欠暴露条件にある人では影響が繰り返し発生している可能性のあることを示唆している。
- 7) 一方、5)において騒音に対する生理反応には、ストレスの影響が示唆されたが、ストレス反応にはストレスの負荷と同様に性格(タイプAなど)による違いも指摘されている。上記検討においてストレスホルモンである血清DHEA-sレベルに性格による差が認められたことは、こうしたストレス反応の定量的かつ定期的な構造を示唆するものであり、現実での影響を考える上でさらに検討を要する事項と考えられた。このことは、最近の研究において、昼間の強大な騒音暴露によって夜間眠れなくなることが示唆されていることなどを考慮すると、さらに重要な点であると思われる。

以上、交通騒音による睡眠影響の「環境保健モニタリング」として、交通量から推定される騒音レベル別の沿道人口の分布(「暴露アセスメント」)に関する情報を基本とし、調査により個人暴露状況や睡眠影響に関する情報を加える(「量(レベル)－影響アセスメント」)方法を検討した。検討した手法の詳細をみれば、例えば各推定値の精度などについてなお問題が残る。また、

同方法では、睡眠影響との関連で重要とされる騒音のピークのレベルや頻度が考慮されていないことや、振動や大気汚染の複合的汚染による相互作用などを考慮していないなどの問題もある。しかし、その他の方法が見あたらないことを考えると、同法を適宜修正・改善しつつ整備していくことが必要と思われる。事実、これらの一部については、実験的に検討可能なものもあり、また、調査によって明らかにできるものもあると考えられる。

一方、騒音の生理的影響については感受性や反応性の個人差などを十分に考慮する必要があること、また、同影響にはとくに個人の性格や日常的なストレスの関与も示唆されるので、睡眠影響に関する評価（用語を統一すれば「リスクキャラクターゼーション」と呼べようが）に当たっては、直接睡眠状態を観察するのみならず、その他の生理機能やストレス、健康状態をも含めたより総合的な評価が必要であることが強く示唆される。

以上、「環境保健モニタリング」の方法として、「定量的リスクアセスメント」の手法を基本とし、「暴露アセスメント」のうちの「予備的暴露アセスメント」を行い、さらに影響評価に関する「リスクキャラクターゼーション」を行う方法を検討した。より理想的な総合評価を行うためには、指摘された問題あるいは今後の課題の検討を行い、また、同法を通して同定される“高リスク集団”を対象とした「精密な暴露アセスメント (in-depth exposure assessment)」とその評価をも体系化した方法として整備されることが望まれる。

3 道路沿道のディーゼル排ガスによる肺ガンリスクに関する「環境保健モニタリング」手法の検討

3.1 はじめに

ディーゼル排ガスには、とくにその浮遊粒子状成分 (suspended particulate matter, SPM, これを“DSPM”と呼ぶ) の中に、ベンズピレン、ニトロアレン、ホルムアルデヒド等の発ガン物質が含まれており、また、同排ガスの吸入実験を行っているいくつかの動物実験¹⁻⁴⁾、職業性暴露者^{5,6)}、一般人口^{7,8)}、あるいは一般人口のうち非喫煙者のみ⁹⁾を対象とした疫学研究においても肺への発ガン性や一定の暴露・影響関係が認められている。また、これら疫学研究において観測されるリスクと動物実験データから推定されるリスクがよく一致することも示唆されている¹⁰⁾。

第1章で述べたように、本「環境保健モニタリング」の目的は、まず、DSPMへの暴露状況を把握し、それから肺ガンリスクを推定することであった。肺ガンリスクを定量的に推定する手法は、先述のとおり、米国EPAが提唱している「定量的アセスメント」の手法であるが、それは、動物実験や疫学研究の結果からユニットリスクを推定（「用量・反応（影響）アセスメント」）し、また、地域人口における暴露状況を把握（「暴露アセスメント」）した上で、両データに基づいて、同暴露状況が70年間（生涯）持続した場合の同集団内で発生すると予想される過剰肺ガン死亡数（集団リスク）を算出する（「リスクキャラクターゼーション」）ものである¹¹⁾。

こうした「定量的リスクアセスメント」の手法を検討すべく、統計的研究として道路沿道でのDSPMへの暴露人口推定を行い、その妥当性について実際の肺ガン死亡率や道路沿道におけるSPM汚染状況との対応関係を検討するとともに、動物実験結果から導かれる肺ガンのユニットリスク値を用いて「リスクキャラクターゼーション」を試みた。ただし、1950～90年の年齢別肺ガン死亡率を男女別に比較すると、死亡率はどの時期をとっても男子が約3倍高いが、それらの経年変化パターンは極めて良く一致しているため、ここでは、在宅時間が長く地域でのDSPMにさらされやすく、また、喫煙の影響が比較的少ないと考えられる女子のみを対象とすることにした。また、東京都（あるいは1都6県）と全国を対象として、「リスクキャラクターゼーション」により得られる肺ガンリスクに相当する過剰肺ガン死亡が実際の死亡率の経年変化として捉えられるかどうかについて検討し、同リスクに含まれる“不確定要素”の一部を検討した。

引用文献

- 1) Mauderly, M.L., R.K. Jones, W.C. Griffith, R.F. Henderson and R.O. McClellan (1987): Diesel exhaust is a pulmonary carcinogen in rats exposed chronically by inhalation. *Fundam. Appl. Tox.*, **9**, 208-221.
- 2) Ishinishi, N., N. Kuwabara, S. Nagase, T. Suzuki, S. Ishikawa and T. Kohno (1986): Effects of diesel soot on unscheduled DNA synthesis of trachealepithelium and lung tumor formation. *In: Carcinogenic and Mutagenic Effects of Diesel Engine Exhaust.*, Ishinishi, N., A. Koizumi, R. McClellan and W. Stober (eds.), Elsevier, Amsterdam, 213-222.
- 3) Brightwell, J., J.D. Sun, C.E. Mitchell, J.S. Dutcher, R. Wolff and R.O. McClellan (1986): Neoplastic and functional changes in rodents after chronic inhalation of engine exhaust emissions. *In: Carcinogenic and Mutagenic Effects of Diesel Engine Exhaust.*, Ishinishi, N., A. Koizumi, R.O. McClellan and W. Stober (eds.), Elsevier, Amsterdam, 213-222.
- 5) Garshick, E., M.B. Schenker and A. Munoz (1987): A case-control study of lung cancer and diesel exhaust exposure in railroad workers. *Am. Rev. Resp. Dis.*, **135**, 1242-1248.
- 6) Garshick, E., M.B. Schenker, A. Munoz, M. Segal *et al.* (1988): A retrospective cohort study of lung cancer and diesel exhaust exposure in railroad workers. *Am. Rev. Respir. Dis.*, **124**, 820-825.
- 7) Minowa, M. *et al.* (1988): Geographic pattern of lung cancer in Japan and its environmental correlations. *Jpn. J. Cancer Res. (Gann)*, **79**, 1017-1023.
- 8) Kabuto, M., Y. Matsumoto, M. Minowa and M. Murakami (1990): Urbanization, air pollution and lung cancer mortality in Japan (1969-83): an ecological correlation study. *J. Human Ecology*, **2**(1/2), 89-99.
- 9) Mills, P.K., D. Abbey, W.L. Beeson and F. Petersen (1991): Ambient air pollution and lung cancer in California Seven-day adventists. *Arch. Environ. Health*, **46**(5), 271-280.
- 10) EPA (1987): Unfinished business: a comparative assessment of environmental problems. U.S. Government Printing Office, Washington D.C.
- 11) U.S. Government, 51 FR 33992, September 24, 1986.

3.2 統計的研究

3.2.1 1都6県内における主要道路沿道のディーゼル排ガスへの 暴露人口の推定 (1985年現在) : 「暴露アセスメント」の試み*

Estimation of the population exposed to roadside diesel exhausts in the Greater Tokyo Area (GTA) for FY 1985 (a trial of "exposure assessment")*

兜 真徳¹

Michinori KABUTO¹

要 旨

1都6県(うち一般大気測定局の測定データが得られた53自治体)を対象に、道路交通交通量を基本として推定された道路沿道地域(1985年現在)のディーゼル排ガス由来の浮遊粒子状物質(suspended particulate matter, SPM, これを“DSPM”と呼ぶ)の濃度別暴露人口を推定した。その結果、同自治体の汚染地域内の人口数は、男女合計で、DSPMが $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上では47.4万人、 $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上では14.3万人と推定された。ここで、同自治体の総人口は1,114万人であるので、それぞれ総人口に対する割合は4.3%と1.3%である。

この推定値の妥当性を検討すべく、さらに同一データベースから「汚染地域割合」及び「汚染人口割合」を自治体別に求め、それらと肺ガン死亡率との相関などにつき若干の検討を行った結果では、一般大気測定局の測定値が示す地域のSPMのバックグラウンド濃度よりはこれら汚染地域及び暴露人口を示す指標の方が、とくに大都市中心部の沿道局所の汚染状況をより適切に示していること、また、これら指標と肺ガン死亡率との相関がより強いことが示された。

Abstract

As a trial of "exposure assessment" of roadside diesel exhaust pollution, the population exposed to diesel vehicle-related suspended particulate matter (DSPM) which was estimated through a comprehensive procedures with using the database including traffic volume of diesel vehicles and so on were estimated. Accordingly, the population (males and

1. 国立環境研究所 地域環境研究グループ 〒305 茨城県つくば市小野川16-2

Regional Environment Division, National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

* 本論文は、4th Int. Soc. Environ. Epidemiol. (ISEE), Mexico, において Kabuto, M., H. Imai, Y. Matsumoto and M. Murakami: Associations between road side diesel exhaust pollution in 1985 and female lung cancer mortality in the Greater Tokyo Area (GTA). の一部として発表した。

females) in the area polluted with DSPM of more than $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ was estimated to be 474 thousands and those with DSPM of more than $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ was 143 thousands, which mean 4.3 % and 1.3 % of the total population, respectively.

Some examination on the feasibility of these estimated values suggested that they may indicate more appropriately the roadside pollution especially for the central area of the Greater Tokyo Area, where the monitored SPM levels representing for the background SPM pollution seem to have reached an asymptotic level, although their precision should be improved as much as possible.

1 はじめに

道路沿道におけるディーゼル排ガス汚染による肺ガンリスクに関する「暴露アセスメント」の一例として、1都6県の人口（男女合計、1985年現在）を対象に、以下のような方法で推定される道路沿道地域のディーゼル排ガス由来の浮遊粒子状物質（diesel exhaust derived suspended particulate matter, DSPM）の濃度別暴露人口を推定した。すなわち、道路交通センサデータを基本として主要道路沿道の基本区間ごとに、まず道路側端から100mまでのDSPM濃度を推定した。さらに道路の地図と国勢調査で用いられる100mメッシュを重ね合わせ、道路近傍の「沿道メッシュ」を同定し、上記道路側端から100mまでのDSPMの濃度分布がそれら「沿道メッシュ」内の濃度分布に対応するとして、一定濃度（以下、 $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 及び $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ を用いた）以上の汚染地域内の居住人口数を試算した。また、得られた推定値の妥当性について可能な範囲で検討を行った。

2 対象と方法

(1) 沿道のDSPM汚染状況推定のための情報

沿道におけるDSPM濃度の推計は、交通センサス（1985）データを基に道路の基本区間ごとに上り・下り交通量、走行速度、ディーゼル車混入率、車種別SPM排出係数、昼・夜間の推定平均風速、推定静穏率を用いた拡散モデルにより行い、沿道端から100mの間（0, 5, 10, 20, 30, 40, 50, 75, 100m）のSPM濃度（年間平均値、 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）を求めた。ただし、拡散計算はブルーム・パフモデルにより、拡散パラメータ等は「建設省所管道路事業環境影響評価技術指針（昭和60年9月26日）」に準じて、地上1.5mのDSPM濃度を推定した。また、SPM排出係数は、「昭和60年度ディーゼル排出ガス影響調査報告書」（環境庁）の値による2車分類（小型/大型）の平均排出係数、小型車で0.066、大型車で0.937を、また、同DSPMへのディーゼル寄与率を小型94.6%、大型99.9%を用いた。推定平均風速や推定静穏率は、大気汚染常時監視局の測定値あるいは気象庁、アメダスなどによる年間平均風速測定値などから算出して用いた。さらにSPM実測値ではディーゼル排ガス粒子の寄与が40~50%と見積もられているので、上記DSPMの40%をDSPM値とした。ただし、対象とされた道路は「一般交通量調査」の実施されている

一般都道府県道（指定市の主要市道を含む）以上の全路線及び指定市の一般市道の一部である。

結果の項で述べる「汚染地域割合」とは、道路端から100mの間の地域のうち一定濃度以上のDSPMに汚染されていると推定される地域の割合である。上記のように、DSPM濃度は道路端からの距離別に推定されているので、任意に定めたDSPM濃度がそれらの中間に位置する場合には、同割合は近傍の推定SPM濃度との濃度差に基づいて比例配分により算出した。ただし、ここで任意のDSPM濃度としては $20\mu\text{g}/\text{m}^3$ と $40\mu\text{g}/\text{m}^3$ の2水準について検討した。なお、上記DSPM濃度はディーゼル排ガスの直接寄与分のみを示し、測定局での実測値に含まれる、いわゆるバックグラウンド濃度（他地域の道路からのディーゼル排ガスの拡散によるものや土砂由来の成分など）は含まない。

一方、これら「汚染地域割合」に対応する「沿道メッシュ」を以下のように同定、対応する推定人口数を求めて、これら両者から一定濃度以上の沿道SPMに暴露されている沿道居住人口数を推定した。さらに、それらの各自治体（区市町）総計を求め、1975年現在の国勢調査人口に対する割合（%）としたのが、「汚染人口割合」である。ただし、各「沿道メッシュ」の人口数推計は以下のように行った。すなわち、まず、総務庁統計局の地域メッシュ統計（1kmメッシュで整理された人口や土地利用などに関する情報）、建設省国土地理院の国土数値情報（道路位置、100mメッシュレベルでの土地利用状況）を基本として、1kmメッシュ内人口の分布を同メッシュ内の100mメッシュごとの土地利用状況やそれぞれの平均的人口密度差から推定し、各100mメッシュごとに居住人口数を割り当てた。また、これら100mメッシュの中で、その中心点が道路側端から100m以内にあるものを上記「沿道メッシュ」とした。

（2）その他の統計情報

一般大気測定局（「一般大気局」と略）の測定データは、国立環境研究所（旧国立公害研究所環境情報部）が集計・整理したデータ¹⁾を用いて、1979～83年の各年平均値の5年間平均値とした。また、1自治体に複数の測定局がある場合には、それらの平均値を用いた。ただし、SPM測定値が利用可能であった区市町数は1都6県内で53であった。

女子の肺ガンSMR（standard mortality ratio、標準化死亡率）のデータは、箕輪らが先の報告²⁾に用いた区市町村別のデータにさらに1979～83年のデータを加えて更新されたものを用いた。ただし、SMR算出のため標準化に用いられた人口は1975年の各国勢調査人口である。

以下の諸統計計算には東京大学大型計算機センターのSASプログラムによる。

3 結果

（1）DSPM濃度別沿道人口の推定

1都6県内で総計19,762個の「沿道メッシュ」データが得られた（表1）。このうち道路端から5m以内の推定DSPM濃度が $20\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上となった「沿道メッシュ」は、神奈川、東京、埼

玉の3県で多く、いずれも15%以上、他県では4.0～6.5%の範囲であった。また、「沿道メッシュ」の全体が推定DSPM濃度 $2\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上で占められるメッシュは、東京と神奈川県で各8.0%と2.4%、他県では0%であったが、すべてが $40\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上の「沿道メッシュ」はいずれの県でも0%であった。一方、「汚染地域割合」は、 $20\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上あるいは $40\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上のDSPM汚染を想定した場合、それぞれ平均8.13(0～100)%及び2.3(0～67.9)%となり、また、それら汚染地域内の人口数は「沿道メッシュ」当たり平均0.59(0～109)人及び0.17(0～52)人であった。ただし、DSPM濃度が沿道端で $0\mu\text{g}/\text{m}^3$ の「沿道メッシュ」は全体の77.8%(15,379メッシュ)を占めていた。

ここで、一般大気局SPM測定値(1979～83)が得られた53の自治体のみを対象として、各自治体に含まれるすべての「汚染地域割合」の平均値及び同「沿道メッシュ」内汚染人口数を推定し、それらの県別分布をみたのが(表2)である。ただし、53自治体内に含まれる「沿道メッシュ」は1都6県全体の場合の22.2%(4,586個)であった。同表の県別分布をみると、「汚染地域割合」や同「沿道メッシュ」内汚染人口数はともに東京に最も多く、次いで神奈川、埼玉、千葉、茨城、栃木の順となり、群馬では0であった。したがって、一般大気局のSPM測定値が利用可能な自治体のみの場合にも、全地域を対象とした場合にみられた東京、神奈川、埼玉の3県でSPM汚染レベルが極めて高い傾向は明らかに維持されていた。ただし、ここで、表1の全地域の場合と、表2の53自治体の場合の「汚染地域割合」の分布(累積度数)を比較してみると(図1)、53自治体の場合では、SPM汚染レベルの低い自治体が相対的に少なくなっていた。

一方、この53自治体の汚染地域内の人口数は、男女合計で、DSPMが $20\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上では47.4

表 1 全地域における各「沿道メッシュ」の推定SPM汚染状況
Table 1 Estimated SPM pollution by "roadside mesh" in Tokyo and 6 surrounding prefectures

()内は全メッシュ数に対する割合(%)

県名	全メッシュ数	条件(1)を満たしたメッシュ数	条件(2)を満たしたメッシュ数	条件(3)を満たしたメッシュ数
茨城県	3,030	162 (5.3%)	0	0
栃木県	2,454	141 (5.7%)	0	0
群馬県	2,187	143 (6.5%)	0	0
埼玉県	3,441	518 (15.1%)	0	0
千葉県	2,773	111 (4.0%)	0	0
東京都	2,986	478 (16.0%)	24 (8.0%)	0
神奈川県	2,891	470 (16.3%)	70 (2.4%)	0
計	19,762	2,023 (10.2%)	94 (0.5%)	0

ただし、条件(1)、(2)、(3)は以下のとおりである。

条件(1): 沿道端から5m以内の推定SPM濃度: $100\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上。

条件(2): メッシュ内地域の100%が推定SPM濃度: $50\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上。

条件(3): メッシュ内地域の100%が推定SPM濃度: $100\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上。

表 2 対象53自治体別の各「沿道メッシュ」の推定SPM汚染状況

Table 2 Estimated SPM pollution by "roadside mesh" in the 53 wards and cities examined in this study

()内は全自治体数に対する割合(%)

県名	全自治体数	対象自治体数	対象自治体内の「沿道メッシュ」数	「汚染地域割合」平均		汚染地域内推定人口	
				(1)#1 50<	(2)#1 100<	(1)#1 50<	(2)#1 100<
茨城県	92	5(5.4%)	268	6.0	1.6	8,177	2,167
栃木県	51	2(3.9%)	350	5.5	1.7	5,642	1,913
群馬県	70	0(0.0%)	0	0.0	0.0	0	0
埼玉県	93	8(8.6%)	606	16.8	5.5	52,503	13,073
千葉県	81	14(17.4%)	1,051	7.0	2.1	48,010	13,476
東京都	62	45(24.1%)	1,260	17.1	5.5	295,199	96,280
神奈川県	54	9(16.7%)	1,051	17.3	4.9	64,127	16,247
計	503	53(10.5%)	4,586			473,660 (4.25%)#2	143,157 (1.29%)#2

#1：それぞれ推定SPM濃度が、 $50\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上(50<)と $100\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上(100<)の2水準について求めた。

#2：対象自治体の総人口に対する割合(%)。

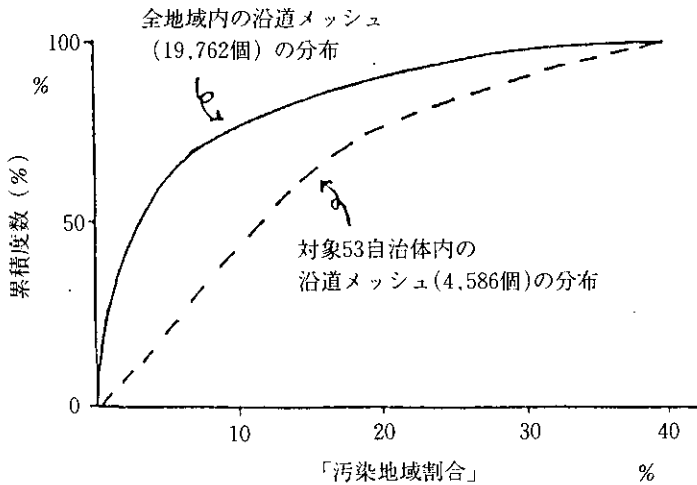


図 1 1都6県内全地域及び対象53自治体内の沿道メッシュ別「汚染地域割合」の累積度数分布の比較

Fig. 1 Cumulative distributions of "% polluted area" in Tokyo and 6 surrounding prefectures as well as in the 53 wards and cities examined in this study

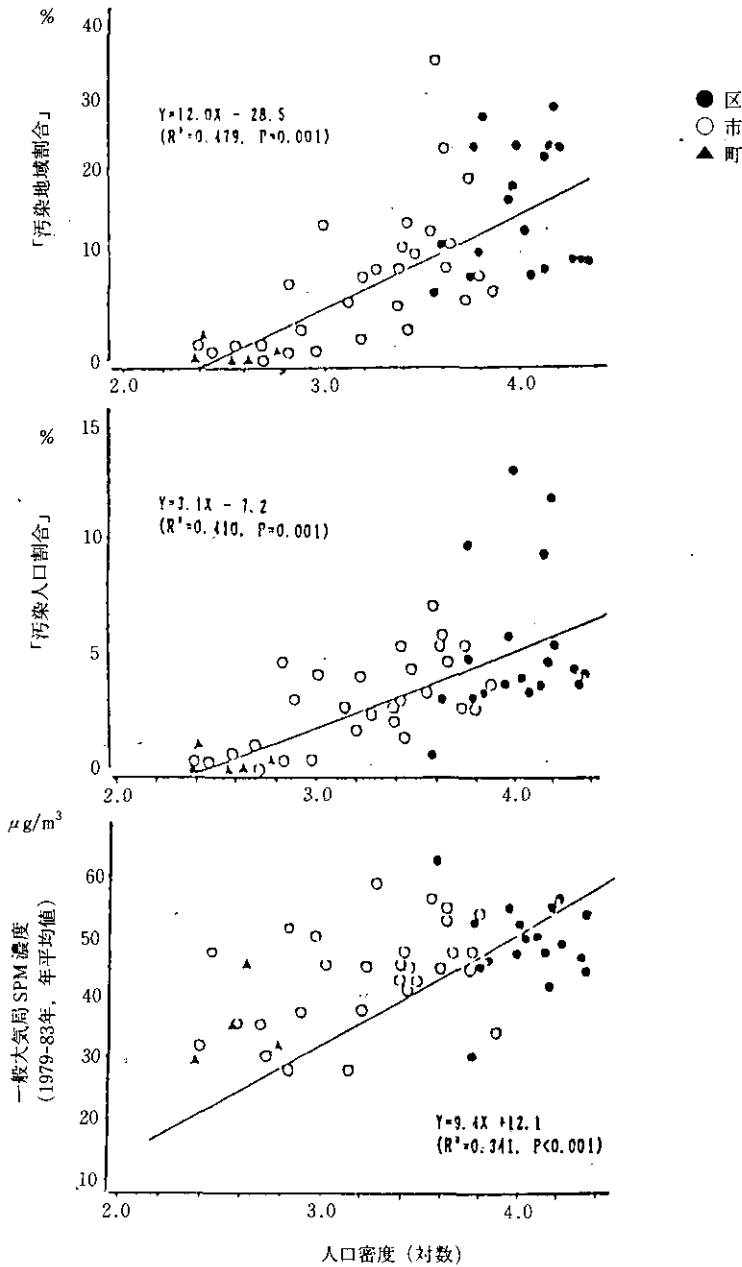


図 2 「汚染地域割合」, 「汚染人口割合」の各自治体内平均及び一般大気局のSPM測定値(年平均値)のそれぞれと地域の人口密度(対数)との関係
 ただし, 上記「汚染地域割合」, 「汚染人口割合」は $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上のSPM汚染地域についての値である。

Fig. 2 Relationships between population density (log) and each of mean "% polluted area", mean "% polluted population" and SPM concentration measured (annual average)

万人、 $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上では14.3万人であった。ここで、53自治体の総人口は1,114万人であるので、それぞれ総人口に対する割合は4.3%と1.3%である。

(2) 推定値の妥当性に関する若干の検討

自治体ごとの平均「汚染地域割合」、「汚染人口割合」及び一般大気局の年平均SPM濃度(1979～83)のそれぞれと地域の人口密度(対数)との関係を図示したのが図2である。ただし、上記2種の指標はDSPM濃度が $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上の場合を示す。上図では、いずれの場合も人口密度との有意な正の相関のあることを示しているが、相関の大きさはこの順に低下している。

そこで、上記の「汚染地域割合」(ただし、DSPM濃度 $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上の場合)と地域の一般大気局SPM濃度(1979～83)との関連を調べてみたのが図3である。同図に明らかなように、「汚染地域割合」が約10%未満では相関が認められるものの、それ以上では、同割合が増加しても地域バックグラウンドレベルは約 $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ のレベルで一定となる状況が明らかである。また、同様な傾向は「汚染人口割合」との間にも認められた(データ示さず)。すなわち、首都圏中心部では非沿道地域のレベルは広域にわたって飽和・拡散している状況があり、通常沿道後背地に設置されている一般大気局のSPM濃度は同地域内での局所的な沿道汚染状況をよく反映していないことを示している。

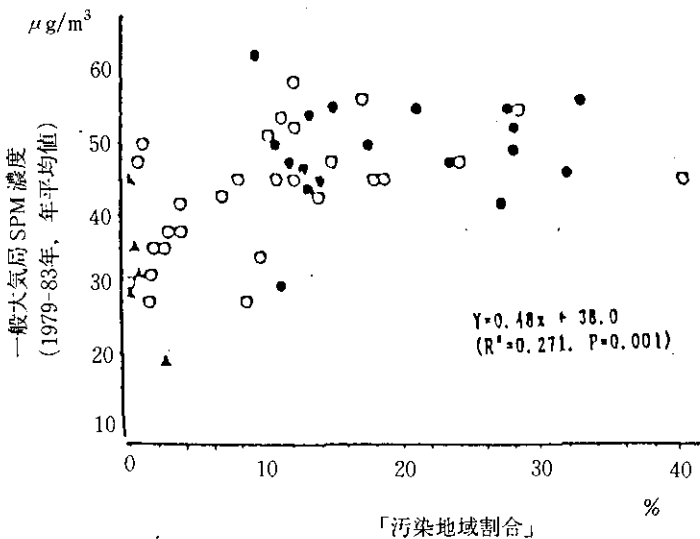


図 3 「汚染地域割合」の各自体内平均と一般大気局のSPM測定値(年平均値)との関連

ただし、「汚染地域割合」は $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上のSPM汚染地域についての値である。

Fig. 3 Relationship between mean "% polluted area", and SPM concentration measured (annual average)

また、各自治体の1979～83年の5年間平均肺ガン死亡率を標準化死亡比(SMR(1979～83))で表現し、それと上記「汚染地域割合」、「汚染人口割合」及び一般大気局SPM濃度(1979～83年の平均年平均濃度)との相関をみると、今回求めた2指標との相関が一般大気局で測定されるSPM濃度との相関よりも強い傾向が明らかであった(図2)。

4 考 察

今回のDSPM濃度別暴露人口の推定では、 $40\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上の地域に14.3万人が居住していることになる。一方、東京都で最もSPM濃度(実測値)が高いとされる地点(大和町交差点の沿道直近)でも月間平均SPM濃度は $100\mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度であり、これにディーゼル排ガスの寄与率を40%として考慮すると、DSPM濃度としては約 $40\mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度となる。すなわち、このDSPM $40\mu\text{g}/\text{m}^3$ は東京大都市圏内の最も汚染の激しい沿道の汚染レベルに相当している。

ところで、「汚染地域割合」は各自治体内の道路に対応するすべての「沿道メッシュ」について、道路端から何mの幅まで一定濃度以上のDSPMに汚染されているかを示しており、「平均沿道DSPM汚染度」とでも呼ぶべき指標である。また、「汚染人口割合」はそれら一定レベル以上のDSPM汚染地域内の推定居住人口の総人口に占める割合である。これらは、いずれも、地域の道路交通に直接起因するDSPM汚染状況を示しており、実際の測定値からバックグラウンド濃度(土砂成分など)を引いた値に相当する。ちなみに、表1の条件(2)の「沿道メッシュ」がすべてDSPM濃度 $40\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上のもの(すなわち道路端から100mの地点が $40\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上のもの)は、東京で8.0%、神奈川で2.0%を占めている一方、実際の一般大気局SPM濃度(非沿道レベル)は広域にわたって平均 $50\mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度となっていた(図1)。

一方、「沿道メッシュ」を基本とした推定値の精度に関して主要な2つの問題点が指摘される。1つは、「汚染地域割合」の算出に関する拡散モデルを用いたDSPM濃度分布推定に関するものであり、いま1つは、「沿道メッシュ」と道路との位置関係に関するものである。

前者の問題点は、理論的には実測値と推定値との比較検討として吟味できるはずであるが、道路周辺の建築物の状況などにより実際の濃度分布は大きく異なり、したがって、実測値を求めたとしてもその比較可能性については最後まで問題が残る。ただし、大気汚染常時監視局のうち自排局データと今回の道路端のDSPM推定値との相関は $r=0.624$ ($P<0.01$, $n=43$)と良好であることを示す計算結果³⁾がある。

さらに第2の問題点は、沿道人口の分布の推定に直接関係する問題であるが、例えば、道路が東西・南北に走っている場合にはメッシュは正確にフィットされるが、北東から南西に走る場合などでは、道路端からその中心までの距離が100m内に入るメッシュ、すなわち「沿道メッシュ」内の地域の一部が道路に完全に重なる場合もあれば、最高141m(メッシュの対角線)に達する場合もある。したがってここでは、道路走行方向のランダム性によってそれらの変動により発生する誤差が、「沿道メッシュ」データを地域内で平均化した場合には、ある程度相殺されている

ことを前提としている。

一方、結果では、さらに上記推定値と地域の人口密度との関連、いま1つは実際の肺ガン死亡率との関連を検討した。いずれの場合にも、上記推定値との相関が一般大気局SPM測定値との相関よりも強かった。これは、一般大気測定局の測定値が、首都圏中心部では沿道後背地のSPMレベルがほぼ一定のレベルで飽和状態に達しているために地域差がなくなっており、沿道局所の汚染実態に対応していないことを反映していると考えられる。一方、沿道局所のDSPM汚染レベルは首都圏中心部でも中心部に向かって高くなっており、それらの局所汚染が高いほど肺ガン死亡率が高い傾向を示している。しかし、これは地理的相関であり、直接因果関係を示すものではないので、さらに、とくに長期にわたってディーゼル排ガス汚染が続いている沿道地域を対象とした調査研究などが望まれる。

引用文献

- 1) (a) 新藤純子・松本幸雄 (1990): 大気汚染分布図—関東・関西地域の大气汚染濃度分布の経年変化. 国立公害研究所資料, 第15号, 325 p.
(b) 国立公害研究所環境情報部 (1988): 環境データベース数値情報マニュアル. 国立公害研究所環境情報部資料, 第17号, 99 p.
- 2) Minowa, M. *et al.* (1988): Geographic pattern of lung cancer in Japan and its environmental correlations. *Jpn. J. Cancer Res. (Gann)*, **79**, 1017-1023.
- 3) 環境庁 (1989): 大気質精密モニタリング調査 (ディーゼル排出ガス暴露状況調査).
- 4) Kabuto, M., M. Matsumoto, M. Minowa and M. Murakami (1991): Urbanization, air pollution and lung cancer mortality in Japan (1969-83); an ecological correlation study. *J. Human Ecol.*, **2**(1/2), 89-99.

3.3 調査研究

3.3.1 道路沿道における大気汚染（特に SPM）濃度の実態調査

Measurements of air pollution (especially SPM) in roadside areas in the Greater Tokyo Area (GTA)

松本幸雄¹・田村憲治²・安藤 満¹・新藤純子³・伊藤政志⁴

Yukio MATSUMOTO¹, Kenji TAMURA², Mitsuru ANDO¹,

Junko SHINDO³ and Masashi ITOH⁴

要 旨

沿道住民の大気汚染物質への暴露状況を評価するために、世田谷区と板橋区内の1 km メッシュの12地点（3×4 km）と幹線道路周辺住宅内外で、SPM（浮遊粒子状物質）濃度とNO₂濃度の調査を行った。

SPM微小粒子成分（2 μm以下）とNO₂は道路からの距離の増加による濃度の低下が顕著だったが、粗大粒子（2～10 μm）ではこの傾向は小さかった。このことから微小粒子とNO₂は道路由来の汚染の寄与が大きいことが推察される。

測定地点を道路からの距離で分けた群ごとに2因子（測定日、測定地点）分散分析を行った結果、SPMでは道路に面した地点群以外では測定日の違いによる濃度の差（日効果）が顕著であった。しかし、道路に面した地点群のSPM微小粒子濃度は、日効果より測定地点による濃度の差（地点効果）が大きく、道路近くでの濃度変動の複雑さを示唆した。

NO₂濃度は、いずれの地点群においても、地点効果に比べ日効果が顕著であった。

また、夏期の調査では、SPM濃度、NO₂濃度ともに家屋内外の濃度に有意な正相関がみられた。冬期はSPM濃度の家屋内外の相関は夏期より低く、NO₂濃度は開放型ストーブ使用の屋内濃度が高く相関はなかった。

-
1. 国立環境研究所 地域環境研究グループ 〒305 茨城県つくば市小野川 16-2
Regional Environment Division, National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
 2. 国立環境研究所 環境健康部 〒305 茨城県つくば市小野川 16-2
Environmental Health Sciences Division, National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
 3. 農業環境技術研究所 環境管理部 〒305 茨城県つくば市観音台 3-1-1
National Institute of Agro-Environmental Sciences, 3-1-1 Kannondai, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
 4. 東京都環境科学研究所 大気部 〒136 東京都江東区新砂 1-7-5
The Tokyo Metropolitan Research Institute for Environmental Protection, 1-7-5 Shinsuna, Koto-ku, Tokyo 136, Japan.

Abstract

In order to assess the exposure to air pollution among the population living in road-side areas, areal pollution levels of SPM and NO₂ for the 3 × 4 km area according to 1 km mesh basis in Setagaya (during summer) and in Itabashi (during winter and summer) as well as of their indoor/outdoor pollution levels in some roadside houses in the same area in Setagaya (during summer), Tokyo, were measured for successive 6 days in each survey period. The measuring points for areal pollution level was classified into the groups with the distance from the major road of less than 30 m, 50-100 m, 200-400 m and far more, while the first group was also classified into the two groups according to the existence of building between the road and the measuring point.

It was clearly demonstrated that the concentrations of fine particulate fraction (with diameter less than 2 μm) of SPM and NO₂ decrease in proportion to the distance from the major road, whereas those of crude particulate fraction (with diameter from 2 to 10 μm) of SPM did not differ to significant degree by the distance.

Two-way analysis of variance for day and measuring point in each of the groups of measuring points classified by the distance from the major road revealed that effects of day were marked increase of SPM concentration in the groups excluding that of 0-30 m, while effects of measuring point was larger especially in cases of fine particulate fraction of SPM in the group of 0-30 m. In case of NO₂, however, effects of day was more marked than those of measuring point generally.

In the two surveys conducted during summer season, good correlations were observed in both SPM and NO₂ concentrations between their outdoor levels and indoor levels, suggesting the exposure of the people living road-side may be largely determined by the road-side air pollution if they stay at home throughout a day.

1 はじめに

住民の大気汚染物質への暴露状況を評価するためには、数km単位の地域の汚染質の濃度分布と同時に、数mから数十m単位の生活空間の微細な変動構造を把握することが必要である。数km単位のNO₂濃度分布については時間空間変動特性に関する調査が筆者らにより行われた¹⁻³⁾。一方、沿道周辺の屋外環境については室内の汚染質濃度との関連で相当数の調査研究が行われてきている⁴⁻⁸⁾が、汚染質濃度の時間的変動と空間的変動とを分離して評価した調査はNO₂についてわずかにみられるのみ⁹⁾で、とくにSPMとNO₂の双方について同時に評価した例はなかった。

本研究は、SPMとNO₂に対し、沿道の汚染質濃度変動と数km単位の濃度変動とを比較し、かつ、時間変動と空間変動の大きさを評価することを目的として行われた。すなわち、自動車を主な汚染質発生源とする地域において、道路からの距離ごとの濃度変動と地域全体の濃度変動を同時に測定し、この結果に基づいて測定日の違いによる濃度変動(日効果)と測定地点の違いによる濃度変動(地点効果)とを道路からの距離ごとに評価するため、世田谷区と板橋区の幹線道路を含む地域でSPM濃度とNO₂濃度を並行して調査した。

また、同時に地域住民の生活環境における汚染質濃度から個人暴露濃度を推定する一環として、

この地域の家屋内外のSPM、NO₂濃度および個人暴露濃度調査を行った。

ここではSPMの調査を中心に報告することとする。

2 対象と方法

(1) 世田谷区夏期調査^{10,11)}

調査期間は1989年8月29日(火)から9月4日(月)までのまる6日間で、SPMの測定は2日間ごとに行った。SPMサンプラーには、独自に開発した10 μ mと2 μ mの分級インパクターを備えた小型サンプラー(柴田科学製)を用い、総粉じん濃度、SPM濃度、2 μ m以下の粒子濃度を求めた。

調査対象地域は図1に示す東京都世田谷区役所を中心とする住宅地域で、主な排出源は南北に走る環状7号線(環七)と、東西に走る首都高速3号線(高架)、玉川通り(246号線、地上)および世田谷通りである。調査地点として、A:環七から30m以内でその間に構造物なし(●印、8地点)、B:環七から30m以内でその間に構造物あり(○印、4地点)、C:50~100m(■印、8地点)、D:200~400m(□印、8地点)、E:約1km間隔で設置した道路の直接影響を受けない地点(▲印、12地点)の5群を設定した。

家屋内外調査では、喫煙者のいない住宅18世帯を対象とし、①幹線道路から30m以内(沿道)、②道路から50~100m(中間)、③道路から200~400m(後背)に分けて検討した。

SPMの個人暴露濃度測定は、それぞれの住宅の居住者に、環境測定で用いたものと全く同じ機構でさらに小型にしたサンプラーを2日間携帯させる方法で実施した。

またSPMの測定地点ではNO₂濃度も同時に調査した。NO₂の測定にはフィルターバッジ(アドバンテック製)を用いて、1日ごとの濃度を求めたが、結果の評価においては、SPMと揃えるために、適宜2日間平均濃度を用いた。

(2) 板橋区冬期調査^{10,12)}

調査期間は1990年2月21日(水)から27日(火)までのまる6日間である。測定項目、使用測定器は世田谷調査と同じである。

調査対象地区は東京都板橋区で自動車以外には大きな発生源のない商業・住宅地域で、南北に走る中山道(地上)、首都高速5号線(高架)と東西の環七とが交わる大和町交差点を中心とする東西3km、南北4kmの地域である(図2)。測定地点は、前の調査同様AからEの5種の群に分けて設定した。すなわち、A:中山道(または山手通り)から30m以内でその間に構造物なし(●印、12地点)、B:30m以内でその間に構造物あり(○印、5地点)、C:50~100m(■印、8地点)、D:200~400m(□印、10地点)、E:約1kmおきに設けた幹線道路から100m以上離れた地点(▲印、12地点)である。

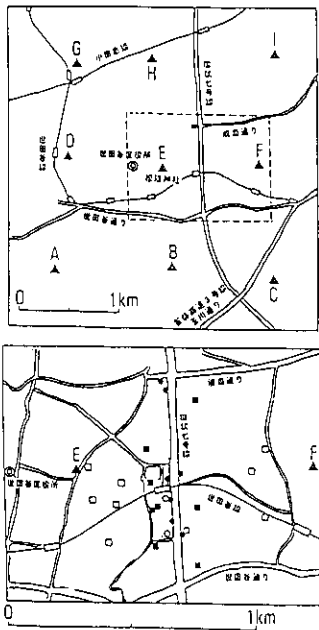


図 1 世田谷区調査地域 (1989年 8月)
 上図の破線内を下図に示す。 ● : A, ○ : B, ■ : C, □ : D, ▲ : E

Fig. 1 Location of sampling sites in the survey carried out in Setagaya Ward in August 1989. A rectangle drawn by broken line in the upper map is scaled up as the lower map.

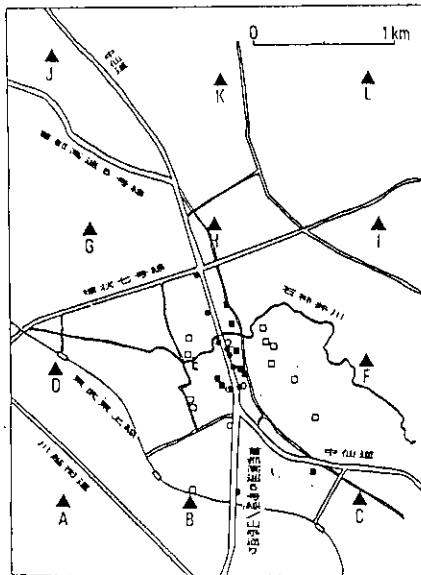


図 2 板橋区調査地域 (1990年 2月, 8月) ● : A, ○ : B, ■ : C, □ : D, ▲ : E.

Fig. 2 Location of sampling sites in the surveys carried out in Itabashi Ward in February and August 1990.

(3) 板橋区夏期調査^{13,14)}

調査期間は1990年8月23日(木)から29日(水)までの6日間で、測定地域、測定方法は冬期の調査と同じである。調査地点も同一地点での調査協力が得られなかったもの以外は冬期のものと同じある。

3 結果と考察

(1) 世田谷区夏期調査^{10,11)}

調査期間中はほぼ晴天が続き、降水があったのは9月3日の18時以降である。風向は南東～南西であり、日平均風速は第1日目から順に2.6, 5.3, 4.9, 4.6, 5.9, 5.5 m/sであった。図3に各群の平均濃度の日変化を示した。NO₂, SPMとも風速と濃度がよく対応し、週末は低濃度となっている。SPMの微小粒子成分(2 μm以下), NO₂は群間の濃度差が顕著であったのに対し、SPMの粗大粒子成分(2~10 μm)は、道路からの距離による濃度差は小さかった。

図4は、A~Eの群ごとに2因子(測定日、測定地点)分散分析を行った結果から、群内での各変動の大きさの標準偏差をその群の平均値で割った値を示している。A群以外ではいずれの場合も、全変動に比べ日効果除去後変動が小さいことから、日効果が顕著であることが確認される。とくにSPMの微小粒子成分(2 μm以下)は、A群以外で地点効果が非常に小さく、群内で空間的に一様な濃度であることが分かる。A群においては地点効果が相対的に大きく、とくに微小粒子(2 μm以下)では日効果に近い値で、道路近くでの濃度変動の複雑さを示唆している。E

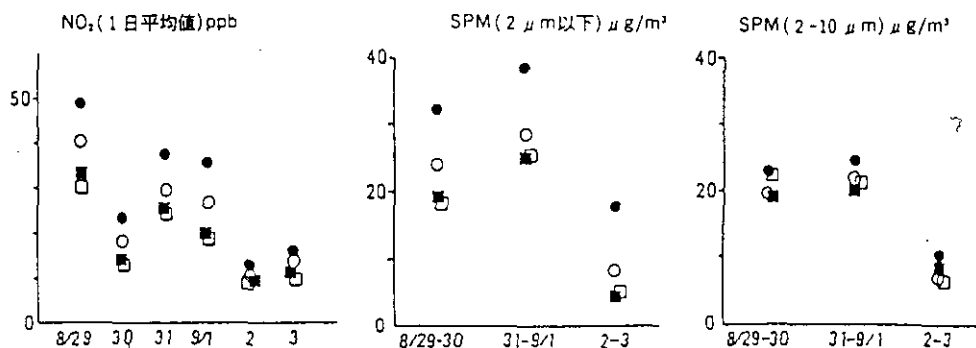


図3 群ごとの平均濃度の日変化(世田谷区 1989年8月)

●: A, ○: B, ■: C, □: D

Fig. 3 Temporal variation of daily mean averaged in each group. Setagaya Ward, August 1989.

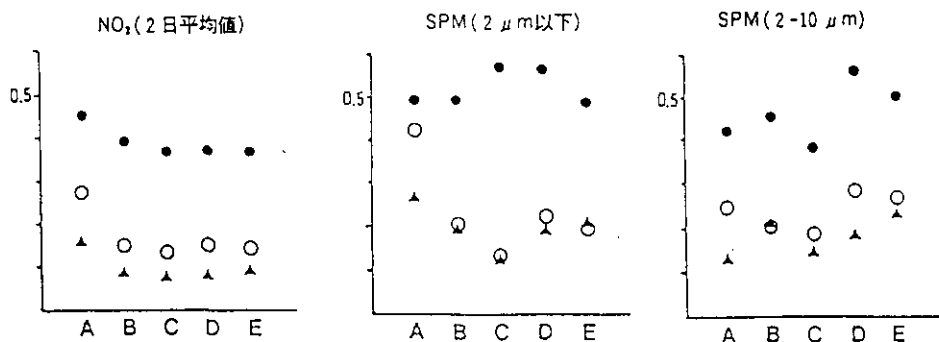


図 4 群内の各変動の標準偏差の群内平均濃度に対する比率 (世田谷区 1989年 8月)

(●は全変動, ○は日効果除去後の変動, ▲は交互作用)

Fig. 4 Ratios of standard deviations of variations in each group to average concentration of the group. Setagaya, August 1989. ●: Total variation. ○: Variation after removing daily effect, ▲: Interaction effect.

群の変動はNO₂, SPMともC, D群と同程度である。SPMについてはNO₂に比べて群間の違いが大きい傾向がみられた。

家屋内外の並行測定調査においても、家屋外のSPM濃度、NO₂濃度とも沿道群が中間群、後背群の値よりも有意に高いが、測定日の気象条件による変動の方がこの差よりも大きかった。また、SPM濃度、NO₂濃度の家屋内外相関をみると、ともに正の相関(相関係数、各々0.79, 0.78)がみられた(図5)。

SPMおよびNO₂の個人暴露濃度は、ともに居間の濃度と良い相関を示したが(SPM $r = 0.59$, NO₂ $r = 0.89$)、家屋外の濃度と個人暴露濃度との相関は弱いものであった。なお、個人暴露濃度は対象者(今回は主婦、老人)の生活様式に依存するため、今回の結果は一般化できるものではない。

(2) 板橋区冬期調査^{10,12)}

図6にAからDの群ごとのNO₂とSPMの平均濃度の日変化を示した。NO₂は風速と濃度が対応し、週末には低濃度となった。SPMも1~2日、3~4日目に比べて5~6日目の濃度が低く、風速とよく対応していた(風速の2日平均は、各々2.9, 2.8, 3.4 m/s)。

SPMの微小粒子成分(2 μm以下)ではA群が高濃度であったが、B群で急激に減衰する。粗

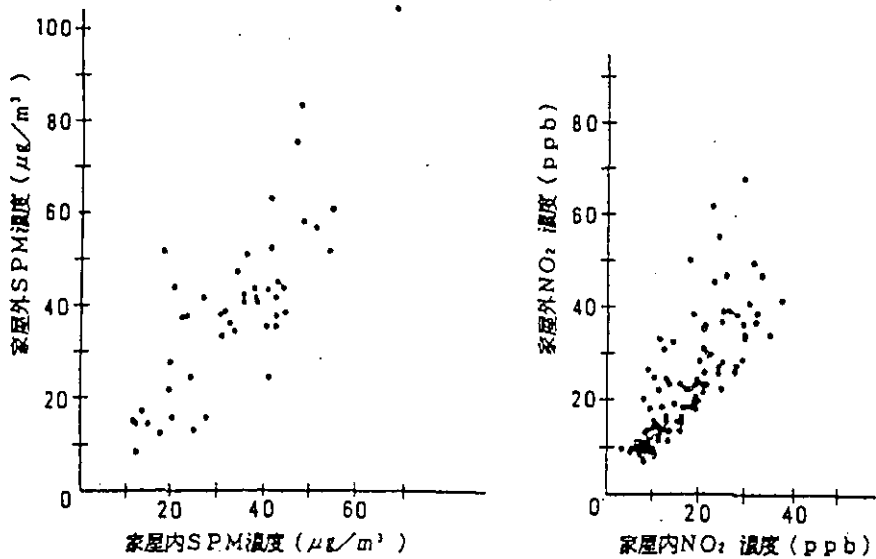


図 5 家屋内外の SPM 濃度と NO₂ 濃度 (世田谷区 1989 年 8 月)
 Fig. 5 Outdoor concentration v.s. indoor concentration for SPM (left) and NO₂ (right), Setagaya Ward, August 1989.

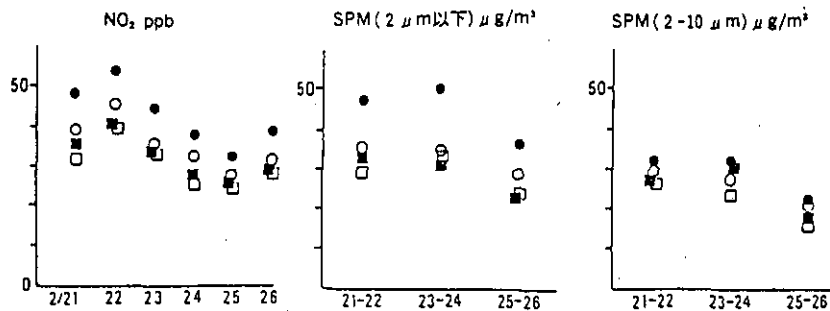


図 6 群ごとの平均濃度の日変化 (板橋区 1990 年 2 月)
 ● : A, ○ : B, ■ : C, □ : D
 Fig. 6 Temporal variation of daily mean averaged in each group. Itabashi Ward, February 1990.

大粒子 (2 ~ 10 μm) は群による差が非常に小さく, 発生源としての道路の寄与は小さいと考えられる。図 7 は A から E の群ごとに行った日と地点を因子とする分散分析により得られた群内での変動の大きさ (標準偏差) を群ごとの平均値に対する比率で示してある (● : 全変動, ○ : 日効果除去後の変動, ▲ : 日 × 地点交互作用)。NO₂, SPM とも沿道の A 群では日効果に比べて, 群内の地点による濃度差を示す地点効果が大きい。他の群では NO₂ は日効果が地点効果に比べ

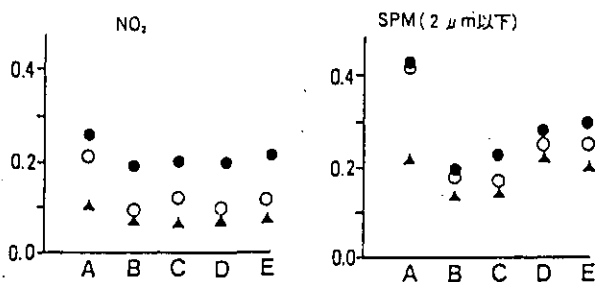


図 7 群内の各変動の標準偏差の群内平均濃度に対する比率(板橋区 1990年 2月)

(●は全変動, ○は日効果除去後の変動, ▲は交互作用)

Fig. 7 Ratios of standard deviations of variations in each group to average concentration of the group. Iatabashi Ward, February 1990.

●: Total variation, ○: Variation after removing daily effect, ▲: Interaction effect.

て大きく、日効果除去後の変動は平均濃度の10%程度となる。微小粒子(2 μm以下)では日効果、地点効果とも小さく、交互作用による変動が20%前後であった。また、1 km おきに設置した数 km 四方内(E群)での変動の大きさはC群、D群と同程度であった。

家屋内外の並行調査では、開放型ストーブを使用する屋内のNO₂濃度が高いため、家屋内外のNO₂濃度には相関はみられなかった。開放型ストーブ使用世帯を除くと家屋内外のNO₂濃度に良い相関があったが($r = 0.81$), 対象数が少ないのではっきりした傾向としては断定できない。また、SPM濃度の家屋内外の相関は夏に比べ低くなり($r = 0.61$), 有意な関連はみられなかった。

(3) 板橋区夏期調査^{13,14)}

調査期間中の気象状況は、記録的な残暑で降雨が少なく(26日約2 mm, 28日約4 mmのみ)、日平均風速は第1日目から順に3.9, 1.3, 1.9, 2.1, 1.3, 1.2 m/sであった。図8に各群のNO₂とSPMの平均濃度の日変化を示した。

NO₂, SPM微小粒子成分(2 μm以下)は道路からの距離による濃度差が顕著だったが、粗大粒子(2~10 μm)は距離の効果が比較的少なかった。この傾向はこれまでの調査でいつも確認されるものであり、一般的な傾向であるといつてよいであろう。

図9は、群ごとに2因子(日, 地点)分散分析を行った結果から求めた群内での各変動の大きさである。NO₂では各群とも日効果が地点効果、交互作用に比べて顕著であった。交互作用は比較的大きく地点効果と同程度になった。

微小粒子(2 μm以下)及び粗大粒子(2~10 μm)では、A群において地点効果、交互作用が日効果よりも大きかった。C, D, E群においては日効果、交互作用、地点効果の順で大きかった。また、同一群内でも中山道の東側か西側かで変動に差があり、A, B群で西側の変動が大き

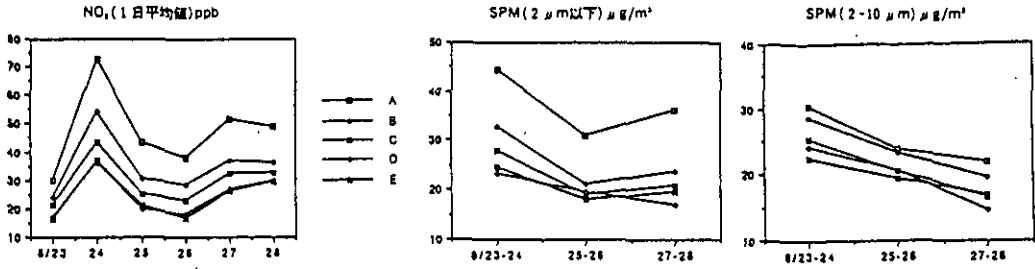


図 8 群ごとの平均濃度の日変化 (板橋区 1990年 8月)
 Fig. 8 Temporal variation of daily mean averaged in each group. Itabashi Ward, August 1990.

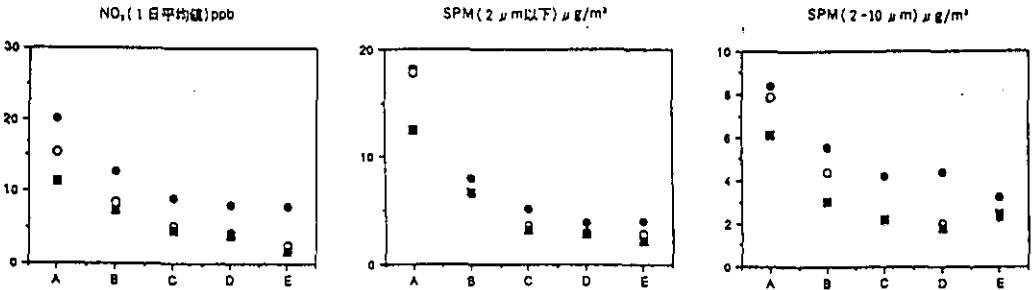


図 9 群内の各変動の標準偏差
 (●は全変動, ○は日効果除去後の変動, ■は交互作用の大きさ)
 Fig. 9 Standard deviations of variations in each group. Itabashi, August 1990.
 ●: Total variation, ○: Variation after removing daily effect,
 ■: Interaction effect.

い傾向にあった。風向との関連を検討する必要がある。

冬期 (1990年 2月) の調査に比べると、NO₂ 濃度レベルは沿道では今回の方が高かったが、道路から離れた群では 2月の方が高かった。SPM 濃度レベルは 2月の方が高かった。分散分析による各効果の比較はさらに検討が必要である。

以上の結果をまとめると次のとおりである。

SPM 微小粒子 (2 μm 以下)、NO₂ とも、幹線道路から離れるに従い濃度が減衰し約 50m 離れば、ほぼ道路の直接影響を受けない地点の濃度と同レベルになることが確認された。ただし、SPM 粗大粒子 (2 ~ 10 μm) 濃度はあまり幹線道路からの距離に依存しなかった。

SPM、NO₂ のいずれにおいても、1つの地点群 (道路から 30m 以内で間に構造物がなく直接道路に面している地点群) を除くすべての地点群において、日効果が地点効果に比べて顕著に大きかった。50m 以上はなれた地点群では、日効果と群内の地点効果の大きさは道路影響を受けない 1km 間隔の地点群のそれと同程度であった。道路近傍 (30m 以内) で道路に直接面してい

る地点群ではNO₂、SPMとも地点効果が相対的に大きかった。これらのことから幹線道路からの距離によりゾーン分けしたときのゾーン内の濃度変動は（道路に直接面した地域を除いて）小さく、ゾーンごとの大気汚染評価は道路の直接影響を受けない地点と同程度の精度で行える可能性があるが、道路近傍で道路に直接面した地域では汚染質濃度の空間変動が激しいため、ある代表値による濃度の評価は難しいといえる。

夏期はNO₂濃度、SPM濃度ともに家屋内外に正の相関がみられた（各々0.79、0.78）。冬期はSPM濃度の家屋内外の相関は高くはなかった（0.61）。また、冬期の家屋内外のNO₂濃度に全数での相関はなかったが、開放型ストーブ使用の家庭を除くとよい相関（0.81）があった。

引用文献

- 1) 新藤純子ら（1987）：NO₂濃度の空間分布構造の安定性—簡易測定による稠密調査結果の解析—、大気汚染学会誌、**22**(2)、127-136。
- 2) 松本幸雄ら（1991）：稠密調査によるNO₂濃度の時間空間変動と空間分布構造の安定性—東京都の市部を中心とした約20km四方の領域の変動—、大気汚染学会誌、**26**(3)、136-151。
- 3) 新藤純子ら（1991）：稠密調査によるNO₂濃度の時間空間変動と空間分布構造の安定性—調査時期および領域の違いによる変動構造の比較—、大気汚染学会誌、**26**(3)、152-164。
- 4) 新田裕史ら（1983）：東京都内幹線道路沿道住民の呼吸器症状に関する疫学的研究、日本公衆衛生雑誌、**30**(9)、381-389。
- 5) 小野雅司ら（1989）：都内幹線道路沿道の一般家庭内における粒子状物質濃度および二酸化窒素濃度について、大気汚染学会誌、**24**(2)、90-99。
- 6) 新田裕史ら（1989）：幹線道路沿道住民の呼吸器症状に関する断面研究、日本公衆衛生雑誌、**36**(4)、220-228。
- 7) 小野雅司ら（1990）：幹線道路沿道における大気汚染と住民の健康影響に関する疫学的研究、日本公衆衛生雑誌、**37**(5)、321-332。
- 8) 中井里史ら（1992）：幹線道路周辺家庭の屋内外の二酸化窒素濃度に対する沿道汚染の寄与に関する研究、大気汚染学会誌、**27**(3)、122-132。
- 9) 松本幸雄ら（1989）：住宅地域におけるNO₂濃度変動の評価（世田谷区役所周辺）、第30回大気汚染学会講演要旨集、218。
- 10) 田村憲治ら（1990）：幹線道路周辺家屋内外のSPM濃度とNO₂濃度(2)、第31回大気汚染学会講演要旨集、237。
- 11) 松本幸雄ら（1990）：幹線道路を含む住宅地域におけるNO₂およびSPM濃度の時間・空間変動の評価（世田谷区役所周辺）、第31回大気汚染学会講演要旨集、238。
- 12) 新藤純子ら（1990）：幹線道路を含む地域におけるNO₂及びSPM濃度の時間・空間変動構造（板橋区大和町周辺）、第31回大気汚染学会講演要旨集、239。
- 13) 松本幸雄ら（1991）：幹線道路を含む地域におけるNO₂及びSPM濃度の時間・空間変動構造、第32回大気汚染学会講演要旨集、209。
- 14) 田村憲治ら（1991）：幹線道路周辺家屋内外のSPM濃度とNO₂濃度(3)、第32回大気汚染学会講演要旨集、200。

3.4 「リスクキャラクターゼーション (risk characterization)」の試みとその問題点

3.4.1 道路沿道のディーゼル排ガス汚染による肺ガンの「リスクキャラクターゼーション」の試み*

A trial of "risk characterization" of lung cancer in relation to roadside diesel exhaust pollution*

兜 真徳¹

Michinori KABUTO¹

要 旨

1都6県の女子人口における道路沿道のディーゼル排ガス由来のSPM (DSPM) への暴露人口推定値 (1985年) とこれまで報告のある動物実験によるDSPMによる肺ガンのユニットリスク値 (6.14×10^{-5}) を用いて「リスクキャラクターゼーション」を試みた。その結果、1985年の1都6県の道路沿道のDSPMに70年間暴露され続けた場合、予想される同期間の過剰肺ガン死亡数は3,740、年間平均50 (年間死亡率として 1.0×10^{-5}) となった。上記推定値について、その他既報のDSPMの肺ガンリスク値 ($2.5 \times 10^{-5} \sim 4.1 \times 10^{-3}$) を考慮して検討した場合にも、予想される過剰肺ガン死亡は決して無視し得るものではないことが示された。

Abstract

Using the estimated female population exposed to diesel exhaust-derived suspended particulate matter (DSPM) in the Greater Tokyo Area (GTA, Tokyo and 6 surrounding prefectures) in 1985 and the reported lung cancer risk due to diesel exhaust exposure by animal experiments, its "risk characterization" was attempted. Number of estimated excess lung cancer deaths was 3,740 for 70 years, which means annual deaths of 50 on average (i.e. 1.0×10^{-5} in annual death rate). Further examinations with using another lung cancer risk based on animal experiments, which ranges from 2.5×10^{-5} to 4.1×10^{-3} , revealed that the estimated excess lung cancer would not be negligible.

1. 国立環境研究所 地域環境研究グループ 〒305 茨城県つくば市小野川16-2
Regional Environment Division, National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

* 本論文は、4th Int. Soc. Environ. Epidemiol. (ISEE), MexicoにおいてKabuto, M., H. Imai, Y. Matsumoto and M. Murakami: Associations between road side diesel exhaust pollution in 1985 and female lung cancer mortality in the Greater Tokyo Area (GTA). の一部として発表した。

1 はじめに

先に道路交通センサデータを基本として推定した1都6県の女子のDSPM濃度別暴露人口と、動物実験結果から導かれる肺ガンのユニットリスク (unit risk) を考慮して、同地域の女子人口を対象としたディーゼル排ガス由来のSPM (DSPM) による肺ガンリスクに関する「リスクキャラクターゼーション」¹⁾を試みた。

2 対象と方法

用いた肺ガンのユニットリスク ($1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ の濃度に70年間暴露されたときのリスク) は、和田ら²⁾が推定したディーゼル排ガスによる肺ガンのユニットリスク " 6.14×10^{-5} " である。これは、日本自動車研究所 (JARI)、米国ITRI (Inhalation Toxicology Research Institute) 及びスイス Battelle で行われた3種の実験データを基に「multistage model」によって推定された値である。ただし、上記ユニットリスク値には、動物のユニットリスクを人間のユニットリスクに外挿する場合に考慮すべき外挿係数2.5がすでに考慮されている。

3 結果

上記ユニットリスクと推定暴露人口 (1都6県内の沿道で $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上のDSPMに暴露されている女子は約7万, $20 \sim 40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ では約17万人, 残り530万人は $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満) を用いて「リスクキャラクターゼーション」を試みた。ただし、計算ではそれぞれの暴露濃度の代表値をそれぞれ40.0, 30.0及び $10.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ とした。その結果、同条件下で70年間暴露され続けたときの過剰肺ガン死亡数は合計3,740, すなわち年間では平均50の死亡数, 年間死亡率 1.0×10^{-5} に相当すると推定された。

4 考察

これまで報告のあるユニットリスク値には " 2.5×10^{-5} " ~ " 4.1×10^{-3} "³⁻⁵⁾ などの相当大きな幅があるが、当然これらのどの値を用いるかによって上記結果は大きく変動することはいうまでもない。しかし、これまでの最小値 " 2.5×10^{-5} " を採用したとしても、それは今回用いたリスク値の約40%であり、得られる推定値は70年間の過剰肺ガン死亡数として1,500, 年間平均20であり、決して無視し得る数ではない。一方、最大値を用いるとそれぞれ246,000, 3,280と非常に大きな値となる。

ここで動物実験によるユニットリスクではなく、Garshickら^{6,7)}の職業性にディーゼル排ガスに暴露した人達の疫学データから導かれるユニットリスクを用いても、ほぼ同程度の関連が示唆される (注参照)。

ここで、McClellan⁸⁾が米国内人口 (2億3千万人) を対象としてディーゼル排ガスによる過剰肺ガン発生数を試算した結果では、最大年間4,000 (400 ~ 7,400), 最小年間1,000 (100 ~ 1,900)

とされている。一方、わが国の肺ガンリスクについて試算した最近の岩井ら（注）の報告によれば、「日本の1億2千万人、全国平均暴露濃度 $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ での、年間超過死亡者数は402～2,302人（いずれも動物実験からの値）」と試算している。上記推定値について、さらに性や人口数を考慮すれば、今回の結果はこれらの試算値からかけ離れたものではない。

（注）岩井らは、最近の研究報告^{a, b)}において、上述の推定結果について述べている。こうした動物実験からの推定のみならず、職業性暴露者の疫学研究結果によるリスク推定、あるいは肺沈着粒子量によるリスク推定も同時に行い、動物実験による推定の妥当性についても検討している。

- a) 岩井和郎ら（1992）：ディーゼル排出粒子成分の人肺癌リスク試験1 動物実験からの予測値。大気汚染学会誌, 27(6), 289-295.
- b) 岩井和郎ら（1992）：ディーゼル排出粒子成分人肺癌リスク試験2 疫学データからの計算と動物実験および人肺沈着粒子量からの計算値との比較。大気汚染学会誌, 27(6), 296-303.

引用文献

- 1) 三菱化成安全科学研究所（1991）：平成2年度諸外国における大気保全政策の動向に関する調査。平成2年度環境庁委託業務報告書。
- 2) 和田篤也・森永謙二・小竹久平（1991）：ディーゼル排出ガスと肺癌の risk-characterization の試み。東京、日本リスク研究学会, 11.
- 3) Kaufman, D. G. (1992) : 発癌性の評価。一般的な問題点とそれらのディーゼル排出物への適用, 小林 剛訳：大気汚染・自動車・健康影響, オノエパブリケーション (Watson, A. N., R. R. Bates and D. Kennedy (eds.) (1988) : Air Pollution, the Automobile, and Public Health, National Academy Press, Washington DC. の全訳), 343-382.
- 4) Albert, R. E., J. Lewtas, S. Nesnow, T. W. Thorslund and E. Anderson (1983) : Comparative potency method for cancer risk assessment-Application to diesel particulate emissions. Risk Anal., 3, 101-117.
- 5) Harris J. (1983) Diesel emissions and lung cancer. Risk Anal., 3 (2), 83-100.
- 6) Garshick, E., M. B. Schenker and A. Munoz (1987) : A case-control study of lung cancer and diesel exhaust exposure in railroad workers. Am. Rev. Resp. Dis., 135, 1242-1248.
- 7) Garshick, E., M. B. Schenker, A. Munoz, M. Segal et al. (1988) : A retrospective cohort study of lung cancer and diesel exhaust exposure in railroad workers. Am. Rev. Resp. Dis., 124, 820-825.
- 8) McClellan, R. O. (1986) : Health effects of diesel exhaust: a case study in risk assessment. Am. Ind. Hyg. Assoc., 47, 1-13.

3.4.2 推定肺ガンリスクの“不確定要素 (uncertainty)”に 関する一考察 — 肺ガン死亡率の経年変化との比較検討 — *

An examination on the “uncertainty” related to the estimated lung cancer risk due to roadside diesel exhaust pollution: a comparison of the risk with secular trends of age-specific death rate *

兜 真徳¹・今井秀樹¹・新田裕史¹

Michinori KABUTO¹, Hideki IMAI¹ and Hiroshi NITTA¹

要 旨

本研究では、「定量的リスクアセスメント」における「リスクキャラクターゼーション」にかかわる“不確定要素 (uncertainty)”の検討を目的として、先に試算した1985年の1都6県（当時ディーゼル車約153万台）における「暴露アセスメント」の結果を用いて以下の検討を行った。すなわち、1985年の女子の肺ガンリスク推定値を基準とし、同リスクがディーゼル車の数及び人口数に比例するとして、1950～90年の肺ガンリスクを推定し、さらに実際の肺ガンの発生状況との関連を直接検討した。

その結果、1950年以後東京都では、女子の肺ガン死亡率はとくに70歳以上の年齢層のみで増加し、それ以前、あるいは1950～60年当時はディーゼル車はほとんど使用されていなかったため、それら初期の肺ガン増加にディーゼル排ガスが影響したとは考えられない。また、その後のディーゼル車は急増し、それとともに肺ガンリスクも急激に増大しているが、実際に経年的なリスク増大分に対応する過剰肺ガン死亡が発生していると仮定すると、それらは70歳以上の年齢群で発ガン後期にあるものが、増加したDSPMへの暴露によって短期間に死亡していると想定せざるを得ないことになる。したがって、以上の「リスクキャラクターゼーション」によって予想される過剰肺ガン死亡については、暴露開始後10～20年を経過してから集積的に発生してくる可能性が高く、1985年に予想されるリスクが示す過剰肺ガンは1990年以後に集積的に発生してくる可能性が示唆されるので、継続的なモニタリングが必要であることが示唆された。

1. 国立環境研究所 地域環境研究グループ 〒305 茨城県つくば市小野川16-2
Regional Environment Division, National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba,
Ibaraki 305, Japan.

* 同内容は、4th Int. Soc. Environ. Epidemiol. (ISEE), MexicoにおいてKabuto, M., H. Imai, Y. Matsumoto and M. Murakami: Associations between road side diesel exhaust pollution in 1985 and female lung cancer mortality in the Greater Tokyo Area (GTA). の一部として発表した。

Abstract

To investigate the "uncertainty" included in the "risk characterization" of "risk assessment", the results of the "exposure assessment" attempted previously for the female population in the Greater Tokyo Area (GTA) in 1985 were examined. Namely, the lung cancer risks for the periods during 1950 to 1990 was estimated as a function of number of diesel vehicles and population with using the risk estimated for 1985 previously as a standard, the time trends of which were then compared to those of the actual age-specific death rates by lung cancer.

Since the death rates of lung cancer already began to increase in Tokyo even during the period from 1950-60 when diesel vehicles were negligible in number, it is obvious that diesel exhaust pollution did not affect the initial increase of lung cancer at all.

During the period when the number of diesel vehicles increased rapidly thereafter, lung cancer risk increased rapidly, too. However, the increase of the lung cancer risk between certain two time points should come out as sudden deaths due to lung cancer by acute exposure to the increased DSPM especially among the people aged 70 yrs or above if we suppose the expected lung cancer deaths take place evenly for 70 yrs from the beginning of the exposure. Therefore, it is more reasonable to suppose that the expected lung cancer deaths may occur cumulatively after 10 or 20 years of exposure and therefore it is suggested that those lung cancer deaths expected for diesel exhaust pollution in 1985 may appear cumulatively after 1990 or thereafter.

Thus, it may be unreasonable to express the lung cancer risk as annually averaged excess lung cancer incidence (= deaths) as generally used, if the changes of actual death rate is taken into consideration. Further examinations to clarify such "uncertainty" are hoped to relate the risk to the actual effects. However, it should be emphasized that there is a possibility that DSPM-induced lung cancer deaths, as expected by the estimated risk, may take place cumulatively from now on.

1 はじめに

本研究では、「定量的リスクアセスメント」における「リスクキャラクターゼーション」にかかわる「不確定要素 (uncertainty)」の検討を目的として、前節で試算された1985年の1都6県（当時ディーゼル車 (DV車) 約153万台）における「暴露アセスメント」の結果を用いて以下のような検討を行った。すなわち、1985年の女子の肺ガンリスク「70年間暴露時の過剰肺ガン死亡数で3,740、年平均で50、年間死亡率で 1.0×10^{-5} 」を基準とし、同リスクがDV車の数及び人口数に比例するとして、1950～90年の肺ガンリスクを推定し、実際の肺ガンの発生状況との関連を直接検討してみた。

2 対象と方法

自動車全体及びDV車の普及に関するデータは、運輸省の「自動車保有台数」統計¹⁾によった。DV車とは、軽油を燃料としている貨物用トラック、バス、自家用車、その他の総称である。た

だし、上記統計は各県あるいは各地方別に集計されているので、DV車登録台数を全国と1都6県、ないし東京都のみの2地域水準について再集計して、以下の検討に用いた。

肺ガンの年齢別特殊死亡率は、全国データは厚生省の人口動態統計、東京都のデータは都衛生局の衛生統計年報から収集し、計算により求めた。ここで「肺ガン」とは、いずれの場合にも第9回国際疾病分類の定義による「気管・気管支及び肺のガン」である。

1985年現在の「暴露アセスメント」のデータは、前節で試算したものであるが、1950～90年のその他の年次での肺ガンリスクは上記リスクがDV車数と人口数に単純に比例するとして外挿して試算したものである。ただし、ここでは肺ガンリスクが問題であるので、DV車の保有台数そのものよりは、実際のDSPM汚染状況、さらには個人の暴露量にできるだけ近い指標が得られればより有用と考えられた。すなわち、一方では、排気量やディーゼルエンジンからの排出係数、また、DV車の走行速度や走行密度などが、他方では、同汚染の問題となる道路沿道で居住する人口とその居住状態などが、考慮される必要があるからであろう。とくに、1950～90年まで長期にわたるDSPM汚染を問題とする場合には、DV車の大型化(1台当たりの排ガスの増加)、エンジンの排気に関する改良(排ガスの低減)、地域人口の増加、道路交通網の整備に伴う汚染の緻密化(汚染される沿道人口の増加)、平均走行距離の延長(地域当たりDV車活動状況の増大)、交通量の増大に伴う渋滞現象(沿道DSPM汚染の増加)、等々の影響が予想される。ただし、ここでは、DSPM汚染の低減要因として寄与したのは唯一「エンジンの改良」であり、その他の変化はほとんどが排ガス汚染が増加する方向に作用し、これら諸要因の相互影響によりDV車1台当たりのDSPM汚染はほぼ一定であったと仮定することにした。また、結果で述べるように、この推定は、1950～85年の10年間にはエンジンが全く改良されなかったとし、また、1985年現在の道路網が一定であるとして、各所のDV車交通量がDV車総数に比例して均等に増減すること、さらに沿道人口が各年の地域人口数に比例すると仮定した。実際には、1950～60年当時には、道路の未整備等を背景としてDSPMによる肺ガンリスクは結果で述べる値よりさらに低くなるものと予想されるが、その詳細については、改めて必要なデータを整備した上で理論的に再解析する必要がある。

3 結果

(1) DV車の普及経過

全国の自動車総数及びそのうちのDV車の保有台数の経年変化(1960～90年)をみると(図1)、DV車が普及し始めたのは、自動車の総数が急増し始めた1960年代からである。また、同図に併記したように、一貫して自動車総数のうち25～30%が1都6県に分布している。また、全国のDV車数のみの経年変化(図2)をみると、DV車総数の中では「トラック」が最も多く、一貫してDV車全体の50～60%程度を占めている。ただし、DV車の登録台数は1都6県の中でも東京都に最も多く、約1/3が東京都に属している。以上のことから、ディーゼル排ガス汚染は、

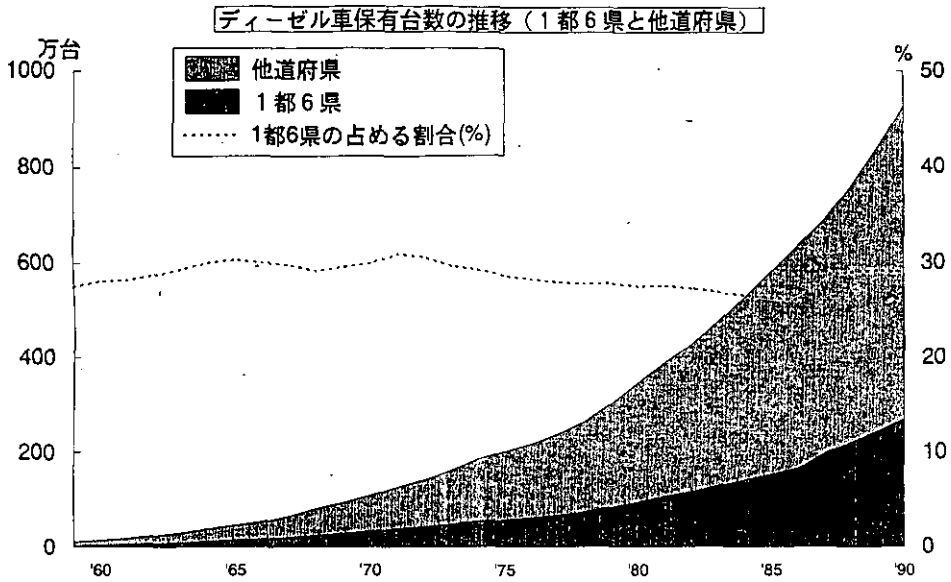


図 1 ディーゼル車保有台数の推移（1都6県と他道府県）

Fig. 1 Secular trends of number of registered diesel-fueled vehicles (Tokyo and 6 surrounding prefectures vs Japan as a whole)

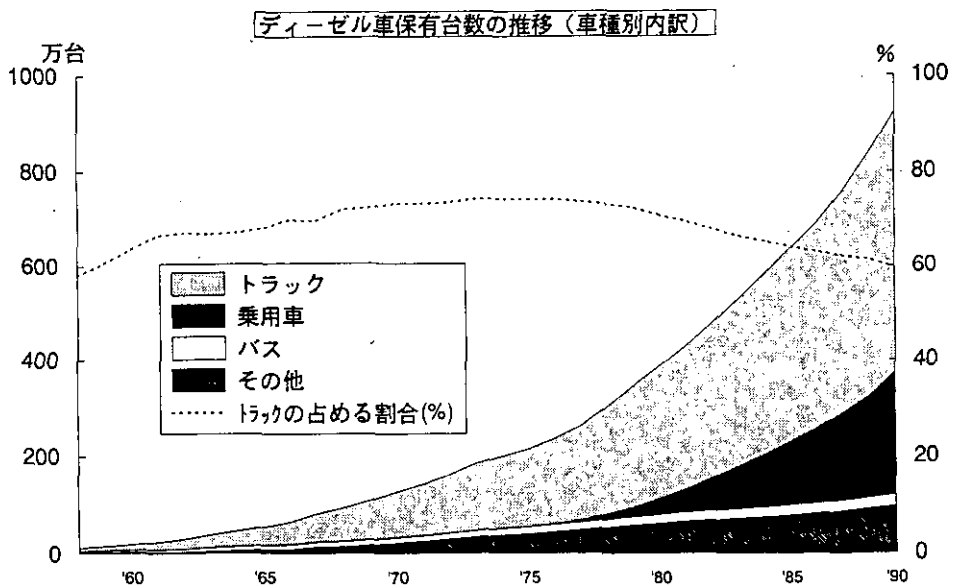


図 2 ディーゼル車保有台数の推移（車種別内訳）

Fig. 2 Secular trends of number of registered diesel-fueled vehicles (by kind of vehicles)

すべての自動車排ガス汚染と併行して、1960年代以後特に東京など大都市部を中心として急速に進んできた傾向が明らかである。

(2) 年齢別肺ガン死亡率の経年変化

肺ガン死亡率を年齢別(10歳階級別)に、全国では1960～90年、東京都では1950～85年についてみると(図3)、近年の死亡率は、全国、東京都いずれでも、60歳以上(とくに70歳代以上)の高齢者で極端に高く、さらに、同年齢群のみが極めて顕著な急上昇傾向を示している。一方、50歳代の死亡率には経年変化がほとんどなく、1980～85年にかけては逆にやや低下する。また、40歳代以下の死亡率にも経年変化はほとんどなく、低率で推移している傾向が明らかである。

ここで、70歳代と80歳以上の年齢群の死亡率に着目して、それらの経年変化パターンを全国と東京都の間で比較してみると(図4)、東京都の死亡率が全国のそれより観察期間中70歳代では5～10年、また80歳代では5年程度先行して上昇しているために、いずれの年をみても東京都に高い傾向が維持されている。この地域差の推移をみるため、同年齢群を対象に全国の女子の年齢別死亡率を基準(100%)として東京都の死亡率の%比を図示したのが図5である。70歳代の死亡率の地域差は1970年まで減少傾向にあるが、1970年以後は比較的安定しており、一貫して70歳代では20～30%、80歳代では全期間を通して30～40%程度東京都が高くなっている。

(3) DV車の普及経過と女子の肺ガン死亡率の経年変化との関連について

DV車数の経年変化(図2)と肺ガン死亡率の急上昇傾向(図3)を比較すると、1950年～60年代にかけてDV車がほとんど普及していなかった時期に、東京都の60歳以上の肺ガン死亡

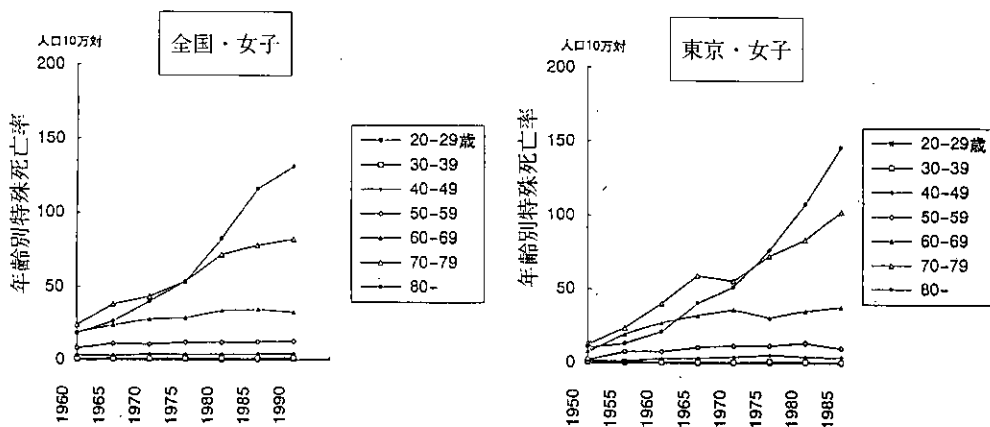


図3 年齢別特殊肺ガン死亡率の経年変化(女子のみ)

Fig. 3 Secular trends of age-specific death rate for lung cancer (female only)

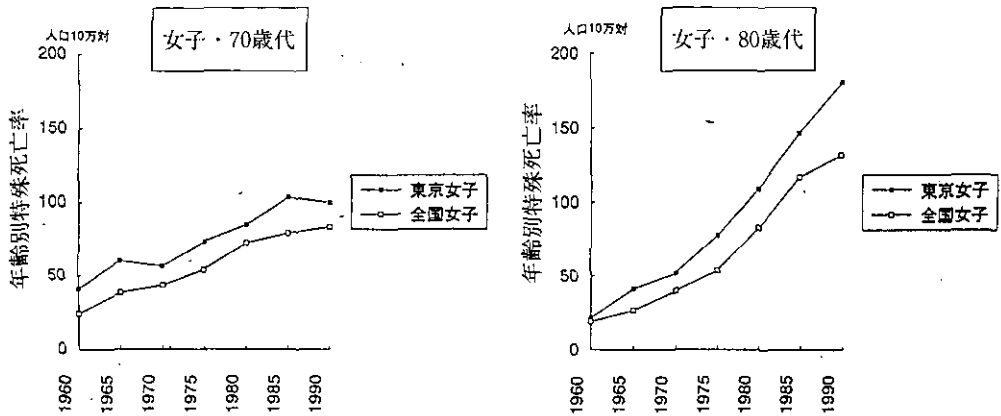


図 4 年齢別特殊肺ガン死亡率の経年変化 (女子のみ)
 Fig. 4 Secular trends of age-specific death rate for lung cancer (female only)

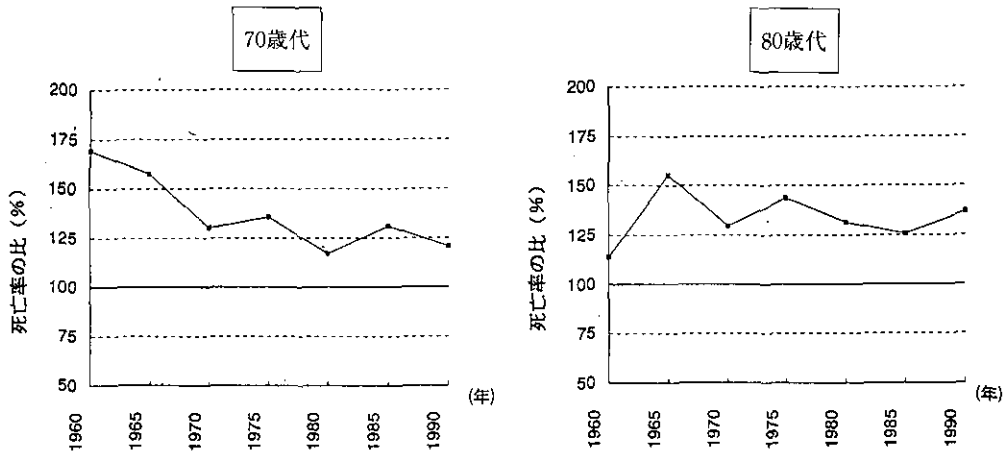


図 5 年齢別死亡率の比 (%) の経年変化 (70歳代と80歳代の女子のみ)
 Fig. 5 Secular trends of the ratio (Tokyo vs Japan) of age-specific death rate for lung cancer (female aged 70s and 80s only)

率はすでに上昇し始めている。ただし、1都6県におけるDV車数は、1950年には4千台、1960年には5万台、その後、以下の肺ガンリスク推定を行った1985年には約153万台に増加している。

ところで、上述の「暴露アセスメント」の結果得られたDSPMによる女子の肺ガンリスク(年間過剰肺ガン死亡数として50)を基準として、その他の年度における肺ガンリスクが以下の式に従うと仮定し、1950年及び60年当時の1都6県における女子の過剰肺ガン死亡数を計算してみると、1950年には年間0.1、1960年には1.1となった。

ただし、用いた式は、

$$[i \text{年における過剰肺ガンリスク} = (DV_i/DV_{1985}) \times (P_i/P_{1985}) \times (Risk_{1985})] \quad (1)$$

であり、①この10年間にDV車や1台当たりの排気量に変化がないこと、②1985年現在の道路網が過去も同じであったこと、③各所のDV車交通量がDV車総数に比例して均等に増減すること、さらに④道路沿道の人口は各年の1都6県の女子人口数に比例すること等を仮定している。式内の変数は、 DV_i (DV_{1985}) = i 年(1985年)における1都6県内のディーゼル車数； P_i (P_{1985}) = i 年(1985年)における1都6県内の女子人口数； $Risk_{1985}$ = 1985年のDSPM濃度別道路沿道人口推定値から求めた肺ガンリスク(ただし、ユニットリスクには 6.1×10^{-5} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)を用いた。)である。ただし、上記ユニットリスク [6.1×10^{-5}] は、既報の動物実験データに基づく肺ガンリスク推定値の95%信頼区間の上限値²⁾である。

以上の式から導かれる推定肺ガンリスク、すなわち1950年に1都6県の女子で年間0.1の過剰肺ガン死亡は、同年の東京都における女子の全肺ガン死亡数が年間31であり、それらがすべて東京都で発生したとすると、その0.3%に当たる。また、1960年の1.1は、同年の東京都の肺ガン死亡数156に対して、0.7%となる。さらに、肺ガン増加に占める割合をみると、東京都では1950～60年の10年間に年間肺ガン死亡数は125増加しているの、上記増加1.0(1.1～0.1)は、全肺ガン増加分の0.8%となる。これらの値は1都6県の女子全体を基準とすればさらに小さくなり、その後DV車が極端に増加した1985年について推定される肺ガンリスク(1都6県の年間過剰肺ガン死亡数50、全肺ガン死亡数の9.3%)に比較して無視しうるレベルである。

ここで改めて、DV車数データと人口数データをもとに、肺ガンリスクの経年変化を以下のように整理し、実際の肺ガン死亡状況との対応関係を検討した。すなわち、今回の観察対象期間中の肺ガンリスクの経年変化を、結果に示した過剰肺ガンリスクの計算式を基本として、1950年から各10年間の集積リスクの大きさ(相対比)を次式によって求めてみた。

$$\left\{ \sum_{i=10}^{t+9} (DV_i \times P_i) / \sum_{i=10}^{t-1} (DV_i \times P_i) \right\} \quad (2)$$

その結果、1950～59年の10年間の集積リスクを1とすると、1960～69年には8、1970～79年には37、さらに1980～89年には108となった。ただし、1940年代にはDV車数は少なく、当時の肺ガンリスクは0とみなせるであろう。

一方、1950～90年の40年間で肺ガン死亡率が急増傾向にあるのは70歳代、80歳代の年齢群のみである。したがって、以上のような肺ガンリスクの急上昇傾向に対応して現実に肺ガン死亡が発生しているとする、1985年のリスクの大きさ(年平均50)からみて、これら高齢者の肺ガン死亡増加分の中に含まれている必要がある。ここで1都6県女子の50～69歳と70～89歳の肺ガン死亡数は、1980年には各233と293、1990年には262と580であり、70～89歳の死亡数のみが顕著に増加しており、その増加は287であった。したがって、死亡数の上では、リスク

から予想される肺ガン死亡がこの年齢層に含まれていても矛盾はない。

しかし、肺ガンリスクは上述の如く経年的に急上昇している。すなわち、10年ごとに増大している肺ガンリスクの増加分が示す過剰肺ガン死亡数の増加分は、汚染レベルの急上昇・拡大に伴って新たにそれ以前より高レベルのDSPMに暴露され始めた人に予想される肺ガン死亡である。しかし、それらの肺ガン死亡は、暴露開始後遅くとも1年以内に急性暴露の結果死亡するケースということになり、疫学的研究から示唆されている発ガンからガン診断、さらに肺ガン死亡にいたる10～20年以上の期間（潜伏期間）を考慮し得ないので、現実にはありえない状況を想定していることになる。

同様のことは、1940年代にはDSPM汚染がほぼ無視しうるレベルにあったにもかかわらず、東京都の高齢者の肺ガン死亡率が同時期頃にはすでに上昇していることについても当てはまる。すなわち、一部の人口においてDSPM暴露が始まった頃にはすでに肺ガンは増加しており、例えば1950年あるいは1960年に推定される肺ガンリスクが現実の肺ガン死亡に対応しているとすると、DSPMに暴露開始後短期間に死亡していなければならないことになる。

以上の検討から、1960年代以降に急増したDV車によりDSPM汚染の上昇・拡大に対応する肺ガンリスクの上昇分が示唆する過剰肺ガン死亡は、実際の肺ガン死亡増加分の中には含まれていないことが示唆される。ただし、この結果は、暴露開始から肺ガン発生までに要する潜伏期間を考慮し得ないほど急激にリスクが上昇していることによるのであり、したがって、今後上記リスクが示す過剰肺ガン死亡が集積的に発生してくる可能性があるとして解釈すべきであろう。

4 考 察

米国EPAの標準的「定量的リスクアセスメント」手法³⁾によって算出される過剰肺ガン死亡数を実際の肺ガン死亡率の経年変化に直接対応させて比較・検討すると、DSPM汚染が、少なくともDV車が導入された初期（1950～60年頃）に肺ガンの原因となった可能性はほとんどなく、また、推定される肺ガンリスクが示唆する影響が実際に発生しているとしても、それは高齢者群（とくに70歳以上）の発ガン過程の後期に作用し、その急性影響として死亡していなければならないことになる。しかし、こうした結果になる基本的な原因は、DSPM汚染の進行に伴う肺ガンリスクが急上昇していること、また、その上昇より、70歳以上の肺ガン死亡率の上昇が時期的にやや先行しており、その後もほぼ併行して進行してきていること（図6参照）に由来するものである。

ここで、DSPM暴露による肺ガンが実際発生するまでに、暴露開始後10～20年以上必要であり、リスクが示す過剰肺ガンがその後集積的に発生してくるモデルを仮定してみよう。ただし、実際に肺ガンが急激の増加してきている年齢群は70歳以上であるので、集積的に発生してくる肺ガンはこの年齢群の肺ガン増加分の一部となり、それらの増加率をさらに増加させるものと予想される。このモデルは、これまでの職業性暴露者に対する疫学的調査結果⁴⁾や動物の慢性暴露

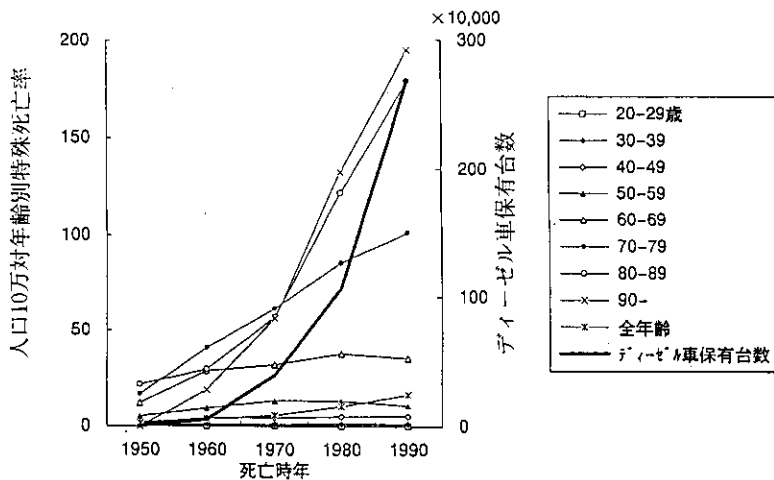


図 6 女子の年齢別肺ガン死亡率（東京都）とディーゼル車保有台数（1都6県）の経年変化

Fig. 6 Relationship between secular trend of female lung cancer death rates (Tokyo) and that of number of registered diesel-fueled vehicles (Tokyo and 6 surrounding prefectures)

実験⁵⁾のモデルに対応しており、より現実的である。ここで、同モデルを仮定すると、それ以前にはDSPM汚染がほぼ0であった1950～60年当時、すでに上昇し始めていた東京都の肺ガン死亡にはDSPM暴露の影響は全くないことになる。それはDSPM汚染以外の何らかの要因によると考えてよい。他方、その後急激に上昇してきた肺ガンリスクが示す過剰肺ガン死亡が、それより10～20年遅れた時点での70歳以上群の肺ガン死亡の増加分の中に含まれることになるが、1970年代以降急激に上昇したりリスクによる過剰肺ガン死亡は、1990年以後に発生してくることになる。

これまで急増してきたディーゼル排ガス汚染が、これまでのところそれ自身急増してきている肺ガン死亡の原因になっていないことは、以下の点からも示唆される。すなわち、肺ガン死亡率上昇傾向にはその後1990年まで一貫して全国より東京都が約5年程度先行しており、どの年次をとりあげても東京都の死亡率が全国のそれより高率となっている。DSPM汚染が東京都で先行している状況は明らかであるので、1960年以後のDSPM暴露による過剰肺ガンが10～20年後に発生し始めているとすると、それら過剰肺ガン死亡は1980年以後の死亡率の地域差を拡大させる方向に働くことが期待される。しかし、全国の死亡率を100として東京都の死亡率の比（図5）に明らかのように、1980～90年の70歳代の死亡率にはその地域差の拡大傾向は明らかではない。80歳代の死亡率では1985年より90年で地域差が拡大しているが、70歳代での動きとは併行しておらず、また、その後の変動も明らかでないので、DSPMによる影響がこれら地域差となっている可能性はないことが示唆される。

ただし、以上のことは、1970年代以降に急上昇した肺ガンリスクの増大分に関する議論である。それ以前から、一部の主要道路沿道ですでに高濃度DSPMに持続的に暴露されている集団においては、すでにわずかではあっても過剰肺ガンが発生している可能性を否定するものではない。その可能性はこれまでの職業性暴露集団の疫学調査⁴⁾や最近のロサンゼルスでの非喫煙者に関する調査結果⁵⁾によっても示唆されるところでもある。そして、現在ではその影響は小さいとしても、上記の結果は、動物実験のリスクからの外挿が妥当であるとすれば、1970年代以後急速に上昇したリスクの具体的影響が今後顕在化してくることを示唆していると解釈される。

引用文献

- 1) 運輸省：陸運統計年報。
- 2) 和田篤也・森永謙二・五十嵐日出夫・小竹久平・小柳秀明(1991)：ディーゼル排ガスと肺癌の“risk-characterization”に関する試み。日本リスク学会。
- 3) (a) 米国EPA(1986)：Guideline for carcinogen risk assessment. Wednesday September 24.
(b) 米国EPA(1986)：Guideline for mutagenicity risk assessment. Wednesday September 24.
(c) 米国EPA(1986)：Guideline for health risk assessment of chemical mixtures. Wednesday September 24.
(d) 米国EPA(1986)：Guideline for the health risk assessment of suspect developmental toxicants. Wednesday September 24.
(e) 米国EPA(1986)：Guideline for exposure assessment. Wednesday September 24.
- 4) (a) Garshick, E., M. B. Schenker, A. Munoz (1987)：A case-control study of lung cancer and diesel exhaust exposure in railroad workers. *Am. Rev. Respir. Dis.*, **135**, 1242-1248.
(b) Garshick, E., M. B. Schenker, A. Munoz, M. Segal *et al.* (1988)：A retrospective cohort study of lung cancer and diesel exhaust exposure in railroad workers. *Am. Rev. Respir. Dis.*, **124**, 820-825.
- 5) Mills, P. K., D. Abbey, W. L. Beeson and F. Peterson (1991)：Ambient air pollution and lung cancer in California seven-day adventists. *Arch. Environ. Health*, **46**(5), 271-280.

3.5 総合評価

1都6県の女子人口を対象に1985年現在の道路沿道でのDSPM汚染による肺ガンリスク推定(95%信頼区間の上限値)を試みた結果、70年間暴露については3,740、年平均50の肺ガン死亡が推定された。この推定値は米国人人口に対するMcClellanの推定、あるいは最近の日本人人口に対する岩井らの推定とほぼ一致した値であった。しかし、得られた推定リスク値と実際の年齢別死亡率の経年変化との対応関係に関する検討結果から、例えば、「暴露開始後10～20年後に肺ガンが集積的に発生してくるモデル」を考慮する必要性が示唆されるなど、リスクの具体的解釈における問題点も指摘された。ただし、個人の暴露評価を試みた実態調査では、家屋内で長時間生活する専業主婦、老人、子供などでは、居住地域のSPM汚染状況がある程度個人暴露の状況を示している状況が示唆され、上記沿道汚染によるリスクの妥当性が示唆されている。ただし、この種の個人暴露量に関する情報は、対象人口の大半を占める非沿道居住者の平均的なレベルを求めることが、人口レベルの肺ガンリスクを計算する場合に重要と考えられ、さらに調査を行うことが必要と考えられた。

他方、地域の肺ガン死亡率と今回求めた「汚染地域割合」や「汚染人口割合」などのDSPM汚染指標との相関が、一般大気局で測定されるSPM濃度との相関よりも強くなっている傾向も示された。したがって、これまでのいくつかの疫学調査結果が示唆しているように、沿道でのディーゼル排ガス汚染にすでに20年以上長期に暴露されてきた集団の間では、わずかではあっても一定程度の肺ガンがすでに発生している可能性は否定しえない。もしすでに影響が出ているとすれば、それは近年における急激なディーゼル排ガス汚染の進行に伴って影響が拡大してきている可能性を間接的にはあるが示唆するものである。そのためにも、別途疫学調査の結果が期待される。

以上、道路沿道のディーゼル排ガス汚染と肺ガンリスクに関する「環境保健モニタリング」の基本的手法、統計的研究として暴露人口を推定(「暴露アセスメント」)し、また、調査により個人レベルの暴露アセスメントの結果を補足し、さらにそれらを基本とした「リスクキャラクターゼーション」を行ってリスクを推定する方法を具体的に検討した。その結果、これらはすべて「環境保健モニタリング」の構成要素として極めて基本的であることが示された。指摘される問題点を吟味・改善しつつ継続的な観察を続けると同時に、上記の手法により推定される“高リスク集団”についてのより詳細な検討、疫学調査や暴露実態調査をも含む「環境保健モニタリング」として体系化される必要性が強調される。

4 より総合的な「環境保健モニタリング」に向けて

4.1 はじめに

以上の諸検討では、道路交通騒音、とくに夜間睡眠時の騒音とディーゼル排ガスに由来するSPMの汚染について、個別にそれらの健康影響に関する「環境保健モニタリング」手法を検討してきた。すでに明らかなように、それらはある程度システム化しうる形で整理されてきたと判断される。しかし、3.5節でも触れた如く「暴露アセスメント」においても、また「リスクキャラクター化」の段階でも、未だ“uncertainty”に係わる基本的な問題も残されている。

また、道路沿道汚染による健康・リスクに関する「環境保健モニタリング」手法として改めて吟味すると、以上のような“uncertainty”の問題が改善されたとしても、なお、総合的なモニタリング手法としては不十分な点が指摘される。その1つが、以上の検討では「暴露アセスメント」といっても「予備的暴露アセスメント (preliminary exposure assessment)」の段階にあり、さらに「精密な暴露アセスメント (in-depth exposure assessment)」をも包括すべきであることであろう。そこでは具体的な疫学調査が必要となるが、その段階では、肺ガンリスクに関するその他のリスクファクターの問題、あるいはより具体的な暴露指標としての「biomarker」の利用、個人の感受性評価のための「フェノタイプ (phenotype)」に関する情報など、現在研究が進んでいる分野の成果も積極的に取り入れていくべきであろう。

さらに、道路沿道における複合的な汚染状況を包括的に眺めるならば、ディーゼル排ガスのみならずその他の大気汚染あるいは騒音・振動などによる複合的影響評価の方法なども検討していく必要がある。ここでは、こうした「環境保健モニタリング」手法をより総合的かつ体系的なものとするために必要と考えられる点として、「環境ストレス」特研の関連研究として、「暴露アセスメント」の精度を高める方法や、上記道路沿道での複合的な汚染状況による調査結果への影響の可能性について検討した結果を掲げておくことにする。なお、これらはそれぞれ独立した内容であるので、本章のまとめはあえて行わないことにする。

4.2 大気汚染への個人暴露の評価法について

4.2.1 個人暴露評価のための生活行動時間の解析

Analysis of time activity pattern to evaluate personal exposure to air pollution

新田裕史¹

Hiroshi NITTA¹

要 旨

環境汚染物質への暴露を評価することは、住民の健康リスクを評価する上で必須のものである。一般集団での暴露の分布を知るための方法は基本的に2つある。1つは、パーソナルモニターを用いて直接的に測定する方法である。もう1つは、人々の生活行動とその行動の場所の汚染物質濃度を結びつけることによって推定する間接的方法がある。

この間接的方法の概念的基礎を示し、数学モデルの評価を行った。このモデルの基本要素は生活行動時間パターンである。すなわち、人々がどこで、どれぐらいの時間、何をしたかということである。わが国では、NHKが5年ごとに全国的な調査を実施しており、このデータに基づいた環境汚染物質への暴露にかかわる各行動の寄与を推定することが可能であることを示した。

Abstract

The assessment of human exposure to environmental pollutants is essential for the evaluation of the risk to public health. Two basic approaches exist for developing a distribution of exposures of a population. Direct approach is to measure the exposure profiles of peoples using personal monitors. Indirect method calculates exposure profiles by combining information on the time spent in particular activities with the concentrations associated with those activities.

The conceptual basis of the indirect method was shown and the mathematical models were evaluated. A vital component of these models is time-activity patterns; the thing people do and when, where, and how long they do them during their daily lives. In Japan, NHK (Japanese Broadcasting Corporation) have been conducted nationwide time-diary studies every five years.

Thus, we could estimate the contributions of each time-activity pattern in relation to contact with environmental pollutants bases on the information.

1. 国立環境研究所 地域環境研究グループ 〒305 茨城県つくば市小野川16-2
Regional Environment Division, National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba,
Ibaraki 305, Japan.

1 はじめに

環境汚染に係る健康影響を論ずる場合には、影響の程度を把握するとともに、人々がどの程度の環境汚染物質にさらされているかを評価することが必須である。しかしながら、暴露の程度を知ることは非常に困難なことである。環境汚染物質の濃度は時々刻々変化し、また空間的にも変動する。その空間は個人の住居内から人々の行動範囲全域に及ぶ。屋外の濃度は発生源との距離、気象条件など種々の因子に左右されている。屋外の汚染物質は換気によって屋内に流入し、屋内にもまた空気汚染源が存在する。例えば、二酸化窒素は、自動車排気ガス中に存在するだけでなく、家庭内の各種燃焼器具からも発生する。したがって、二酸化窒素への暴露の程度を知るためには、その人が居住する地域の環境大気（外気）中の濃度を測定するだけでは不十分ということがいえる。騒音についても、その発生源は屋内にも屋外にも存在することから、同様に屋外のレベルのみで暴露量を評価することは難しい。

このような環境汚染物質への暴露評価に関する考え方はそれほど古くからあったものではない。大気汚染の場合、健康影響に関する疫学的研究では次のような暴露評価の方法が多くの場合に採用されてきた。すなわち、国や自治体が設置している固定大気汚染測定局の周辺地域の住民を研究対象として選び、その測定局の大気汚染物質濃度測定値をもって対象者の暴露レベルの代表値とするというものである。単一の発生源からの環境汚染が問題となるが多かった時代には、このような方法もある程度有効性を持っていたと考えられる。しかし、環境汚染問題の多くが低濃度・長期暴露による影響を検討する必要性が生ずるようになってからは、より精密な暴露評価が求められるようになった。そのため、従来の暴露評価の手法とは異なる新たな手法を開発することが必要となった。

2 大気汚染物質への「暴露」の定義

最も単純にいえば、「暴露」とはある人がある濃度の汚染物質に曝されることである。さらに詳しくいえば、「ある人がある時刻にある位置にいて、かつ「その時刻に、その位置である汚染物質の濃度がある値となっている」ことである。

大気汚染物質への暴露は絶え間なく連続的に起こるものである。したがって、暴露の時間的変動に重点をおいた表現が用いられることも多い。以上を定式化すると次のように表現できる。

ある個人 i がある濃度 $c_i(t)$ で t_a 時間曝されたときの累積暴露 E_i は次式で表される。

$$E_i = \int_0^{t_a} c_i(t) dt \quad (1)$$

累積暴露はある人が暴露された濃度を暴露時間で積分したものである。累積暴露は [濃度] × [時間] の次元を持っている。同様に、平均暴露 \bar{E}_i は次式で表される。

$$\bar{E}_i = \frac{1}{t_a} \int_0^{t_a} c_i(t) dt \quad (2)$$

平均暴露はその累積暴露をその時間で平均化したものである。平均暴露は[濃度]の次元を持っている。さらに、 $c_i(t)$ は時刻 t のある個人 i がいる空間の濃度であるから、

$$c_i(t) = c_i[x(t), y(t), z(t), t] \quad (3)$$

と表すこともできる。ただし、 $[x(t), y(t), z(t)]$ はある個人 i が時刻 t にいる空間の座標位置である。

平均暴露レベルは単なる濃度と同じように、ppm, ppb, mg/m³などの単位を用いて表現される。暴露の要素としては暴露時間の長さも重要である。例えば、1 ppmのレベルが1時間継続したのか、1日継続してのかを区別しなければならない。したがって、平均暴露レベルを述べる場合には1時間平均、日平均、年平均など、平均化時間を明記する必要がある。

また、暴露レベルは時間的に変動するものであるから、ある暴露レベルを超えた時間数や日数、ピーク濃度など、累積暴露や平均暴露では表現できない変動の大きさの情報も重要である。

疫学的な観点からは暴露にかかわるこの2つの概念、population exposureとindividual exposureの意味およびその相違点を明確にすることが重要である。population exposureはある特定の集団における要約された暴露を示す概念である。それは、その集団の構成員個々の暴露ではなく、全体の分布を示す。一般にはその分布の代表値やばらつきの尺度(通常は、平均値や分散)によって表現されるものである。したがって、明らかにindividual exposureからpopulation exposureを計算することができるが、逆にpopulation exposureからindividual exposureを推定することはできない。対象集団の構成員のindividual exposureを評価することができれば最も好ましいが、individual exposureを評価するための手法が完全に整備されていない現状では、大気汚染の健康影響を把握するための疫学研究のデザインはかなり制約を受けることになる。通常は、要約された暴露の情報、すなわちpopulation exposureを使用せざるを得ない。

3 暴露評価の方法

(1) パーソナルモニターを用いた直接評価法

暴露評価の第1の方法は、パーソナルモニターを用いて直接に暴露を測定することである。これは基本的にindividual exposureの評価方法である。大気汚染物質のサンプリング法や分析方法により、いくつかのタイプがある。サンプリング法にはpassive型とactive型の2種類が用いられている。passive型は分子拡散を利用したもので、その原理から累積暴露レベルないし平均暴露レベルのみを測定できる。active型はポンプによって一定流量の空気を吸引することによって測定するもので、累積暴露レベルないし平均暴露レベルだけではなく、連続的な暴露レベルを測定できるタイプもある。

パーソナルサンプラーは元々労働衛生の分野で開発され、使用されてきたものが多い。作業環境中の汚染物質濃度は一般大気環境中の濃度に比べて通常はるかに高く、労働衛生の分野で開発

されたパーソナルサンプラーをそのまま用いることは、まず第一に感度の点で問題がある。また、測定時間も8時間を基準にして設計されている場合が多く、その点でも一般住民を対象とした調査に適用するには不十分である。一方、労働衛生の分野とは別に開発されてきた一般大気環境測定用の簡易測定器を利用することも考えられる。そのなかには大きさやその他の点で一般住民を対象とした調査に用いることが可能なものもある。また、パーソナルサンプラーとしては大きさ・重量などの点で不適当である場合でも、屋内環境の測定などに用いることによって、間接的に暴露評価の手段として使用することができる。

パーソナルサンプラーの測定誤差の問題は対象集団の暴露濃度推定に伴う全般的な誤差との比較の上で評価する必要がある。例えば、屋外に設置された極く小数の標準自動測定器によってその周辺地域に住む対象集団の暴露を評価する場合と、対象者各個人がパーソナルサンプラーを身につけることによって暴露を評価した場合のどちらが真の暴露を代表しているかを十分に検討しなければならない。短期的な暴露評価を目的とするか、長期的なものを目標とするかという点も考慮しなければならない。パーソナルサンプラーでは月・年の単位に測定を行うことが不可能であるが、標準自動測定器ではそのような長期間の測定も可能である。したがって、暴露評価に伴う誤差要因としては、時系列的なサンプリング誤差も考慮しなければならない。

(2) 推定モデルを用いた間接的評価方法

これは暴露と関連する質的情報に基づいて暴露を推定する方法である。対象者の居住する地域による分類は最も基本的かつ初歩的なものである。この場合の居住地域のように、集団的変数を用いた場合には明らかに population exposure の評価方法といえる。個人の属性や行動にかかわる変数を用いた場合には individual exposure の評価方法とみなせる場合もある。ただし、このような情報によって暴露評価を行う場合、推定モデルの設定やモデルの妥当性を検討する段階で、実際の暴露のデータが必要となる。

暴露の推定モデルの中で代表的なものは以下に示す離散モデルである¹⁻⁴⁾。

暴露の定義の項で示した(1)式に基づいて実際に累積暴露を推定することは非常に難しい。そこで、ある時間のなかで濃度の空間変動が小さいとみなせるいくつかの微空間(microenvironment)に分割した離散モデルを考える。

$$E_i = \sum_{j=1}^J c_j t_{ij} \quad (4)$$

ただし、 E_i はある時間内のある個人*i*の累積暴露、 c_j は微空間*j*の濃度、 t_{ij} はある個人*i*が微空間*j*で過ごした時間、 J はある個人*i*がある時間内にかかわった微空間の総数である。このモデルは時間加重モデルとみなすこともできる。よって、ある個人のある時間内の平均暴露は、

$$\bar{E}_i = \frac{1}{T} \sum_{j=1}^J c_j t_{ij} \quad (5)$$

ただし、 $T = \sum_{j=1}^N t_{ij}$ である。(5)式に基づくと、ある集団の構成員全体の総累積暴露 E' は、

$$E' = \sum_{i=1}^N E_i = \sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^N c_j t_{ij} \quad (6)$$

と書ける。実際には、微空間のカテゴリは個人間で異なっている。したがって、(4)式での「ある時間のなかで濃度の空間変動が小さいとみなせるいくつかの微空間に分割する」という仮定に加えて、微空間の各カテゴリ間の濃度変動が同一カテゴリの空間の濃度の個人間変動に比べて十分に大きいこと、また、 c_j と t_{ij} が独立であることを仮定すると、集団の平均暴露 \bar{E} は次のように表せる。

$$\begin{aligned} \bar{E} &= \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \bar{E}_i = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{1}{T} \sum_{j=1}^N c_j t_{ij} = \frac{1}{T} \sum_{j=1}^N \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N c_j t_{ij} \\ &= \frac{1}{T} \sum_{j=1}^N c_j \left(\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N t_{ij} \right) = \frac{1}{T} \sum_{j=1}^N c_j \bar{t}_j \end{aligned} \quad (7)$$

このモデルの左辺の最後の項は、人がどこでどのくらいの時間過ごしていたかの集団の平均となっている。これは生活時間調査から得られる集団の各平均生活行動時間に当たる。これは、見方を変えると暴露濃度に対する各生活行動時間の寄与の大きさを示すモデルとみなすことができる。

このようなデータは従来から生活行動時間 (time budgets ないし time activity patterns) として、社会学などの分野で調査・研究が行われていたものである。わが国ではNHK放送文化研究所が1960年より5年ごとに全国的な調査を実施している^{5,6)}。その規模、継続性は世界的に最も充実した調査である。以下では、大気汚染と騒音に対する暴露に関連する生活行動時間について、NHKの調査に基づいて検討を加えた。

4 暴露にかかわる生活行動時間

(1) 生活時間の長さの分布

空間的にみた場合に、大気汚染物質への暴露で重要となるのは屋内での暴露である。NHK生活時間調査では生活時間は種々の行動に関してデータが取られており、それぞれの行動空間は明示されていない。しかし、在宅時間のデータは示されているので、それがすべて屋内での時間と考えると表1に示したように全国平均(10歳以上)は15時間26分であり、1日のうちの約65%は自宅の屋内で過ごしていることになる。したがって、先に示した(7)式に基づく最も単純な集団の暴露の推定式は、

$$\bar{E} = 0.35 \times c_{\text{others}} + 0.65 \times c_{\text{indoor,home}} \quad (8)$$

となり、自宅屋内の濃度はその他の空間の濃度の約2倍の寄与を集団の平均暴露に対して持っていることになる。もちろん、屋内で生活する時間は性・年齢・職業などの違いによっても大きく

表 1 平均生活時間

Table 1 Time budget of subpopulations based on a nationwide survey

	在 宅		仕 事		学 校		炊 事		移 動	
	時間	分	時間	分	時間	分	時間	分	時間	分
全国全体	15	26	4	39	1	00	0	49	0	53
主 婦	20	19	0	31	0	00	2	30	0	20
勤め人(男)	11	54	8	34	0	01	0	02	1	18
勤め人(女)	14	24	6	38	0	01	1	21	0	56
小学生	14	29	0	04	5	47	0	03	0	56

変わってくる。主婦は平均在宅時間が20時間19分と最も自宅で生活している時間の長い群であるが、勤め人についても仕事時間の大部分を会社の屋内で過ごしていると考えれば、在宅時間と仕事時間の和は約20時間であり、屋内での生活時間としては主婦と大きな差はない。小学生についても学校での生活時間と在宅時間を加えればやはり20時間程度となっている。大気汚染物質への暴露では、燃焼器具との接触が重要であり、炊事時間を考慮しなければならない場合がでてくる。例えば、窒素酸化物濃度は台所で高いことが知られている。また、通勤・通学など種々の移動時間は自動車排ガスなど交通機関から発生する汚染物質と接触する機会が増える可能性がある。したがって、勤め人の場合には移動時間を考慮して暴露のモデルを考える必要がある。

(2) 生活時間の時刻別分布

生活時間の長さの分布に関するデータから、汚染物質への暴露に対して屋内濃度の寄与が大きいことが明らかとなった。しかし、屋内濃度は屋内での汚染物質の発生量・除去量と屋外からの汚染物質の侵入量とで決まる。当然、屋内の汚染物質には屋外由来の汚染物質も含まれていることになる。炊事に伴う窒素酸化物の例を考えれば明らかのように、汚染物質の発生量は時刻によって変動するものである。一方、汚染物質の屋外濃度も時々刻々変動している。したがって、汚染物質への暴露を検討する場合には、集団の生活時間の分布を時刻別の分布も重要な要素である。

図1は国民全体の時刻別在宅率である。深夜の在宅率は100%に近く、この時間帯の暴露は自宅の屋内濃度で規定されていることになるが、昼間の在宅率は約20~30%であるのでこの時間帯は自宅の屋内以外の空間の濃度が重要であるといえる。したがって、population exposureの推定を(7)式に基づいて行う場合にも、推定精度を高くするためには時刻ごとに推定して1日の平均暴露を求める工夫が必要となってくる。

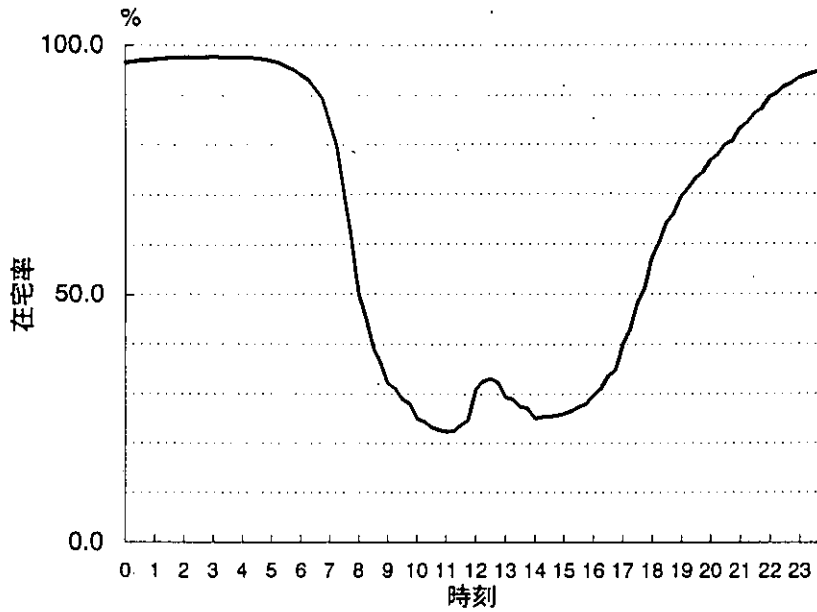


图 1 時刻別在宅率

Fig. 1 Percentage of peoples spent in their homes across the time in a day

引用文献

- 1) Duran, N. (1982): Models for Human exposure to air pollution. *Environ. Int.*, **8**, 305-309.
- 2) Ott, W.R. (1982): Concepts of human exposure to air pollution. *Environ. Int.*, **8**, 179-196.
- 3) Sexton, K. and P.B. Ryan (1988): Assessment of human exposure to air pollution: Method, measurements, and models. In: *Air pollution, the automobile, and public health.*, Watson, A. Y., R. R. Bates and D. Kennedy (eds.), National Academy Press, Washington, D. C., 207-238.
- 4) National Research Council (1991): Human exposure assessment for airborne pollutants: Advances and opportunities. National Academy Press, Washington, D. C., 321p.
- 5) NHK 放送文化研究所 (1991) : 1990年度国民生活時間調査 : 全国時間量編. 日本放送出版協会, 東京, 515p.
- 6) NHK 放送文化研究所 (1991) : 1990年度国民生活時間調査 : 全国時刻編. 日本放送出版協会, 東京, 445p.

4.3 沿道での複合的環境汚染暴露状況の評価法について

4.3.1 沿道環境汚染に係る住民の呼吸器症状と 心理的・精神的影響等に関する研究

On the association between respiratory symptoms and psychological/mental effects of road side mixed environmental pollutions

新田裕史¹・影山隆之¹・兜 真徳¹

Hiroshi NITTA¹, Takayuki KAGEYAMA¹ and Michinori KABUTO¹

要 旨

自動車交通が人の健康に与える影響に関する断面研究を実施した。交通量の非常に多い道路の沿道に居住する成人女性約500名を選び、呼吸器症状と心理的・精神的不調感に関する質問票を配布した。呼吸器症状はATS-DLD質問票を、心理的・精神的不調感についてはGHQ質問票と状態・特性不安検査(STAI)を用いた。暴露の指標としては住居の道路からの距離を用いた。

ぜん鳴のような呼吸器症状有病率とGHQスコアの平均は道路からの距離に従って低下していた。呼吸器症状とGHQスコアの間には関連性がみられたが、呼吸器症状有病率と道路からの距離との関連性は高GHQスコア群のみでみられたものではなかった。これは、呼吸器症状と道路からの距離との関連性が精神的不調感とは独立であることを示唆している。したがって、自動車交通に起因する大気汚染と騒音などによる複合汚染の健康リスクについて、さらに詳細に検討する必要がある。

Abstract

A cross-sectional study was conducted to investigate the impacts of automobile transport on human health. Female adult subjects were selected from the residents living near the roadways with very heavy traffic. A questionnaire of respiratory symptoms (ATS-DLD-78) and psychological/mental disorders (GHQ and STAI) was administered to a total of approximately five thousand people. Distances of the residences from the roadside were adopted as an index of exposure.

The prevalence of respiratory symptoms, such as chronic wheezing, and mean GHQ scores were decreased in relation to the distance from the roadside. The relationship be-

1. 国立環境研究所 地域環境研究グループ 〒305 茨城県つくば市小野川16-2
Regional Environment Division, National Institute for Environmental Studies, Onogawa 16-2, Tsukuba,
Ibaraki 305, Japan.

tween the prevalence of respiratory symptoms and the distance from the roadside was not observed within only the subgroup with high GHQ scores, although the presence of respiratory symptoms was associated with GHQ scores.

It is suggested that the observed relationship between respiratory symptoms and the distance from the roadside might be independent of psychological/mental disorders. Therefore, we should investigate the health risk of the composite made up of air pollutants, noise and etc. emitted from automobiles.

1 はじめに

大都市圏での大気汚染のうち半分以上は自動車が発生源となっていると報告されている。さらに、交通量の多い幹線道路においては自動車から排出されるガス状および粒子状大気汚染物質が局地的に高レベルとなっていることも指摘されている。大気汚染の健康影響については従来から呼吸器症状、呼吸器疾患、呼吸機能などによって評価されてきたが、沿道住民を対象とした疫学調査によって、道路からの距離にしたがって呼吸器症状の有症率が異なっているとの研究が報告されている^{1,2)}。一方、自動車交通に伴って発生する環境汚染は大気汚染にとどまらず、自動車騒音も重要な問題となっている。沿道住民に対する心理・社会学的調査によると、自動車騒音・振動に起因するとみられる生活妨害、各種の精神的・心理的訴えや被害意識が沿道で高率にみられることが報告されている^{3,4)}。

このように自動車交通に伴う沿道の環境汚染は大気汚染と騒音・振動の2つを軸とした複合汚染というべき状況にある。しかしながら、これまで沿道住民を対象として実施されてきた調査研究の多くは大気汚染ないし騒音・振動による健康影響をそれぞれ個別に取り上げたものであり、両者の相互関連性や複合汚染状況を把握することを目的としたものはほとんどなかったのが現状である。

方法論的な面からみると、大気汚染の健康影響を疫学的に検討するための手段としては呼吸器の自覚症状調査が基本となっており、一方騒音・振動の影響についても種々の質問紙を用いた調査が数多く実施されてきた。自覚症状調査には各種の要因がバイアスとして作用すると指摘されているが、具体的な検討は十分とはいえない。大気汚染の健康影響に関する疫学研究で用いられている質問票は、その内容のみならず調査手法全体の標準化が国際的に行われたものである。しかし、自動車騒音のように各自がその存在を知覚できる汚染が同時に存在する状況では、それがバイアスとして作用している可能性を検討した上で、それぞれの汚染による健康影響やそれらの複合影響について調べる必要があるとなってくる。本研究ではこれらの点を踏まえた調査を実施して、沿道環境汚染が住民の健康に与える影響について検討を試みた。

2 資料・方法

対象者は、東京都板橋区内の環七通り、中山道、川越街道の沿道に住む30歳以上60歳未満の

女性で、道路端からの距離で3ゾーン（0～20 m, 20～50 m, 50～150 m）に分けてそれぞれ約500名を住民基本台帳と住宅地図を照合して無作為に抽出した。調査は自記式留置法により実施し、調査票は平成2年11月上旬に郵送し、1週間後から1か月間にわたり回収した。

呼吸器症状についてはATS-DLD標準質問票（環境庁版）⁵⁾、精神的健康についてはGHQ（General Health Questionnaire）の28項目版⁶⁾およびSTAI（状態・特性不安検査）⁷⁾、さらに住居周辺の環境に対する意識・満足度に関する質問を新たに作成したものを加え、一つにまとめた質問票を作成した。回収された質問票から、呼吸器症状については持続性せき、持続性たん、ぜん息様症状、ぜん鳴、息切れ（grade 2以上）の組み合わせ症状の有無を集計した。GHQについては原法に従ってスコア化した。またSTAIについても原法に従い状態不安（A-State）および特性不安（A-Trait）スコアを算出した。環境意識（E-Score）についてはSTAIの場合と同様に満足度の高い方から1～4点を与えてスコアを算出した。ただし、GHQ、状態不安、特性不安、環境意識のいずれも各質問群のうち2つ以上の質問に未回答の場合は欠測値とした。

各スコアの2群間の差についてはWilcoxonの順位和検定を、道路からの距離別ゾーン間の傾向についてはKruskal-Wallis検定を、有症率の道路からの距離別ゾーン間の傾向についてはCochran-Mantel-Haenszel検定をそれぞれ用いた。

3 結果

回収率は全体で66.8%であった。日中不在の場合が多い世帯の対象者には郵便による返送を依頼し、これにより回収されたものは約2割であった（表1）。回収対象者の年齢などの属性を表2に示した。年齢は40歳代が約4割で最も多く、次いで50歳代、30歳代となっていた。道路からの距離別ゾーン間に大きな差はみられなかった。居住年数は10年以上が約1/3を占めていたが、道路に近いゾーンほど居住年数が短い傾向がみられた。家屋構造では全体の約半数が木造一戸建てであり、道路に近いゾーンほど鉄筋・鉄骨造りの家屋が多かった。また、窓が二重サッシの家屋も道路に近いほど多くなっていた。対象者本人の喫煙状況については、約15%が現在喫煙しており、前喫煙者と合わせて約20%が喫煙経験者であった。職業については、現在3日

表 1 回収状況
Table 1 Number and Percentage of eligible sample

道路からの距離別ゾーン	対象者数	有効回収数	回収率	回収方法			
				訪問	%	郵送	%
0-20 m	441	277	62.8	225	81.2	52	18.8
20-50 m	501	339	67.7	245	72.3	94	27.7
50-150 m	536	372	69.4	290	78.0	82	22.0
計	1478	988	66.8	760	76.9	228	23.1

表 2 対象者の属性
Table 2 Characteristics of subjects

		道路からの距離							
		0-20 m		20-50 m		50-150 m		計	
		n	%	n	%	n	%	n	%
年齢	30歳代	80	28.9	83	24.5	80	21.5	243	24.6
	40歳代	106	38.3	136	40.1	158	42.5	400	40.5
	50歳代	91	32.9	120	35.4	134	36.0	345	34.9
居住歴	3年未満	26	9.6	34	10.3	24	6.5	84	8.7
	3-10年	82	30.2	72	21.8	71	19.4	225	23.2
	10年以上	164	60.3	225	68.0	272	74.1	661	68.1
家屋構造	木造1戸建て	105	38.3	183	55.5	255	70.8	543	56.3
	木造集合住宅	45	16.4	42	12.7	45	12.5	132	13.7
	鉄筋・鉄骨1戸建て	18	6.6	27	8.2	21	5.8	66	6.9
	鉄筋集合住宅	106	38.7	78	23.6	39	10.8	223	23.1
二重サッシ	あり	103	37.5	47	14.3	36	10.0	186	19.3
	なし	172	62.5	282	85.7	325	90.0	779	80.7
喫煙状況	非喫煙	213	77.5	266	79.4	308	84.9	787	80.9
	現喫煙	44	16.0	60	17.9	40	11.0	144	14.8
	前喫煙	18	6.6	9	2.7	15	4.1	42	4.3
現在の職業	あり	172	64.7	194	60.4	200	57.6	566	60.6
	なし	94	35.3	127	39.6	147	42.4	368	39.4

以上働いている人は全体の約60%であった。

道路からの距離別に呼吸器症状有症率をみると持続性たん、ぜん鳴、息切れ（grade 2以上）などで道路からの距離が近いほど有症率が高い傾向がみられ、ぜん鳴では統計的に有意差が認められた（表3）。

GHQスコアの分布は理論的に予想されるように二項分布に近い右下がりの形状となっており、平均スコアは5.7であった（図1）。状態不安スコアの分布をみると30点台がピークとなっており、平均スコアは39.1であった（図2）。特性不安スコアは状態不安スコアよりもやや高い方に寄っており、平均スコアは42.4であった（図3）。環境意識スコアは一峰性で30点前後がピークとなっており、平均は29.4であった（図4）。道路からの距離別にみると（表4）、GHQスコアと環境意識スコアでは道路に近いほど平均スコアが高い傾向がみられた。STAIによる不安尺度では状態不安、特性不安の両者とも道路からの距離別の平均スコアには全く差がみられなかった。GHQスコアと状態不安及び特性不安スコアのSpearmanの順位相関係数は約0.55で正の相関を示していた。環境意識スコアと他のスコアとのSpearmanの順位相関係数は約0.3でそれほど大きくはなかった（表5）。

表 3 道路からの距離別呼吸器症状有症率

Table 3 Crude prevalence proportions of respiratory symptoms by distance from the roadside

地区	持続性せき		持続性たん		ぜん息様症状		ぜん鳴		息切れ (grade 2以上)	
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
0-20 m	9	3.4	25	9.4	6	2.3	18	6.9	18	6.5
20-50 m	15	4.5	27	8.4	10	3.1	16	5.1	19	5.6
50-150 m	12	3.3	22	6.3	9	2.6	10	2.9	20	5.4
計	36	3.8	74	7.9	25	2.7	44	4.8	57	5.8
p-value	0.903		0.150		0.839		0.022		0.555	

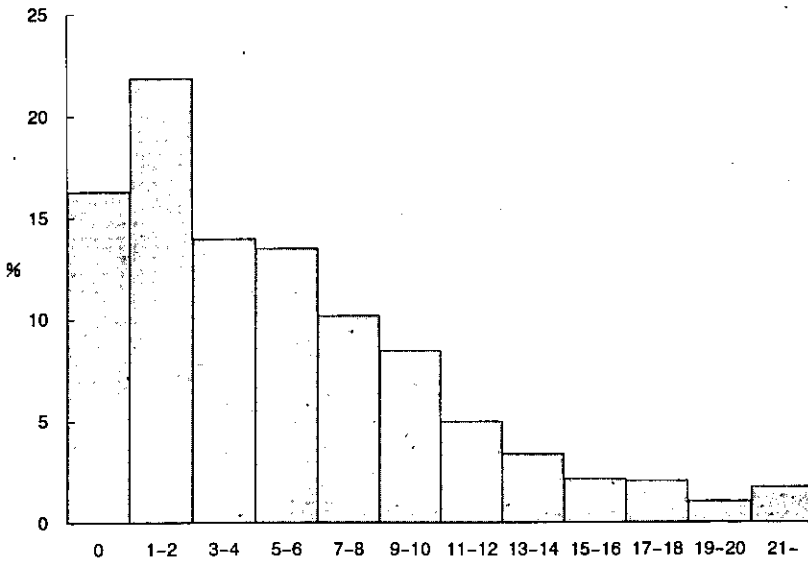


図 1 GHQ スコアの度数分布

Fig. 1 Histogram of GHQ scores

各呼吸器症状項目の有無別にGHQ, 状態不安, 特性不安, 環境意識の平均スコアを比較した(表6)。GHQでは持続性せき, 持続性たん, ぜん鳴, 息切れの有症者が高スコアを示していた。状態不安・特性不安の両スコアについてはぜん鳴と息切れの有症者が高スコアを示していた。また, 環境意識については, 持続性たん, ぜん鳴, 息切れの有症者が高スコアを示していた。このなかでは, ぜん鳴と息切れでスコアの差がもっとも明確で, とくにGHQスコアでは顕著な違いを示していた。

GHQスコアのほぼ75パーセンタイルに当たる8点以上を高GHQ群, それ以下を低GHQ群と

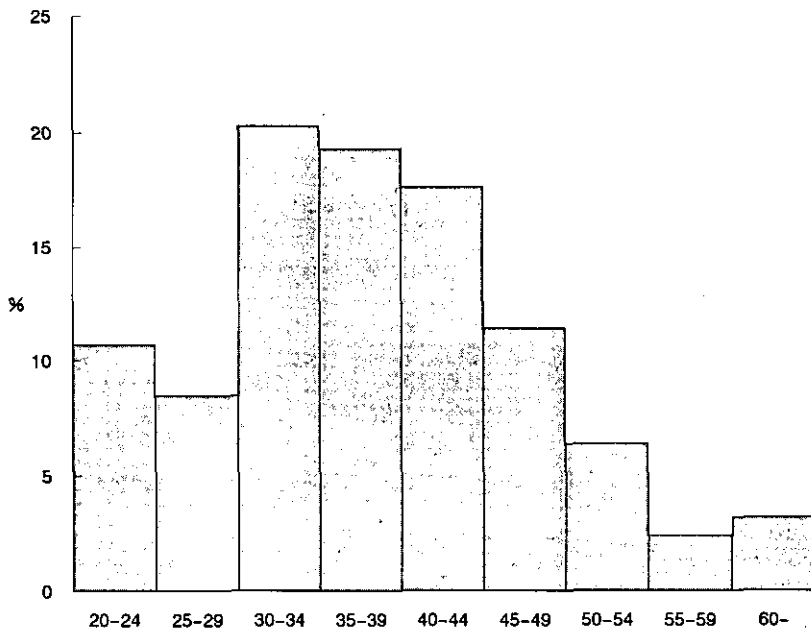


図 2 状態不安スコアの度数分布
Fig. 2 Histogram of A-state scores

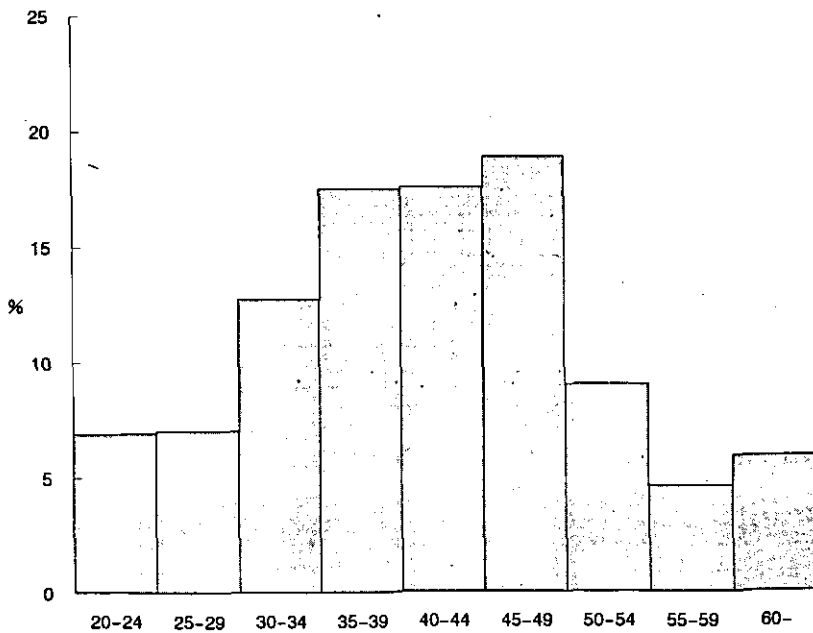


図 3 特性不安スコアの度数分布
Fig. 3 Histogram of A-trait scores

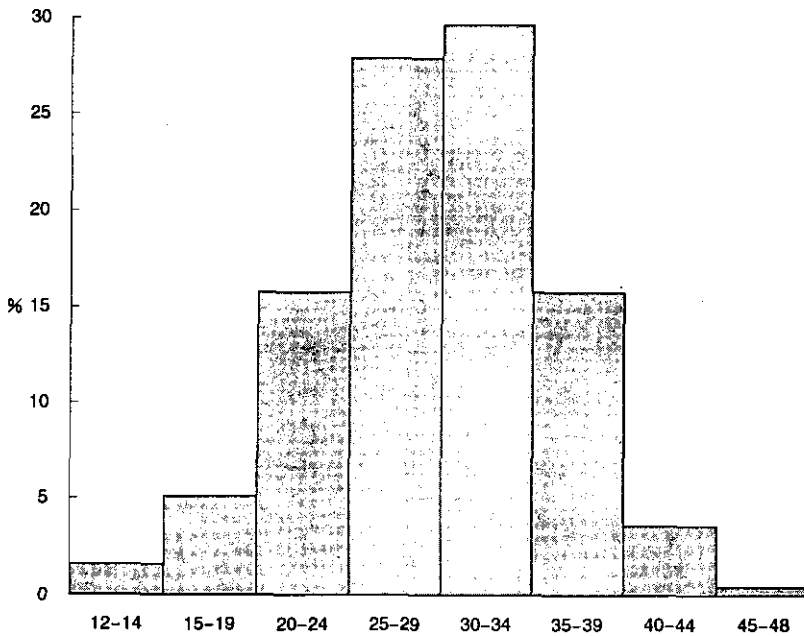


図 4 環境意識スコアの度数分布
Fig. 4 Histogram of E-scores

表 4 道路からの距離別 GHQ, 状態不安・特性不安および環境意識スコア
Table 4 GHQ, A-state and A-trait scores, and E-scores by distance from the road-side

	GHQ			A-State			A-Trait			E-Score		
	mean	s.d.	N	mean	s.d.	N	mean	s.d.	N	mean	s.d.	N
0-20 m	6.4	5.5	269	39.7	9.4	258	42.4	9.6	266	32.0	5.5	274
20-50 m	5.8	5.7	321	38.9	9.5	316	42.1	10.3	321	29.8	5.8	334
50-150 m	5.1	5.0	349	39.0	9.6	347	42.8	10.6	350	27.2	5.6	366
計	5.7	5.4	939	39.1	9.5	921	42.4	10.2	937	29.4	5.7	974
p-value	0.0080			0.2690			0.5619			0.0001		

表 5 各スコアの Spearman の順位相関係数行列
Table 5 Spearman's rank correlation matrix among the scores

	GHQ	A-State	A-Trait	E-Score
GHQ	1.000			
A-State	0.565**	1.000		
A-Trait	0.555**	0.786**	1.000	
E-Score	0.308**	0.332**	0.304**	1.000

**p<0.01

表 6 呼吸器症状の有無別 GHQ, 状態不安・特性不安および環境意識の平均スコア

Table 6 GHQ, A-state and A-trait scores, and E-scores by presence of respiratory symptoms

		GHQ		A-State		A-Trait		E-Score	
		mean	p-value	mean	p-value	mean	p-value	mean	p-value
持続性せき	あり	8.5	0.0132	43.1	0.0512	45.2	0.0884	30.4	0.2699
	なし	5.6		39.0		42.3		29.4	
持続性たん	あり	8.3	0.0001	41.2	0.1952	44.0	0.3663	31.7	0.0010
	なし	5.5		39.0		42.3		29.3	
ぜん息様症状	あり	7.0	0.2110	39.1	0.9688	41.4	0.5096	31.6	0.0876
	なし	5.8		39.4		42.7		29.4	
ぜん鳴	あり	10.6	0.0001	43.1	0.0167	46.9	0.0841	32.5	0.0009
	なし	5.5		39.0		42.4		29.2	
息切れ	あり	11.4	0.0001	45.7	0.0001	49.0	0.0001	31.3	0.0209
	なし	5.4		38.8		42.1		29.3	

して、呼吸器症状の有症率を道路からの距離別に検討した(表7)。全体としては高GHQ群(n=284)の方が低GHQ群(n=704)よりも呼吸器症状有症率が高い傾向がみられた。GHQの低値群と高値群では、道路からの距離別の有症率の傾向は全体的には一貫していなかった。高GHQ群の持続性せき有症率は道路からの距離が遠いゾーンほど高い傾向を示した。持続性たんの有症率は低GHQ群で道路からの距離が近いゾーンで高くなっていたが、高GHQ群でははっきりした傾向はみられなかった。ぜん鳴の有症率は高GHQ群、低GHQ群のいずれも道路から距離が遠いほど低くなる傾向がみられた。ぜん息様症状および息切れの有症率はGHQ低値群・高値群いずれにおいても一定の傾向はみられなかった。同様に、状態不安・特性不安スコア、および環境意識スコアについて、それぞれのスコア分布の75パーセンタイルに相当する値で2群に分けて有症率を比較した(表8, 9, 10)。いずれも一定の傾向はみられなかった。とくに、高スコア群でのみ道路からの距離にしたがって有症率の勾配が認められることはなかったが、特性不安の高値群のぜん鳴有症率や環境意識の高値群の息切れ有症率は0~20mゾーンで高い傾向がみられた。

道路からの距離別にみた場合に一定の傾向が認められたGHQスコアと環境意識スコアについて、さらに呼吸器症状の有無別に検討した(表11, 12)。GHQスコアについては、各呼吸器症状とも「なし」の群では道路に近いほどスコアが高い傾向がみられるのに対して、「あり」の群では傾向は一定していなかった。環境意識スコアでは各呼吸器症状ともその有無にかかわらず、道

表 7 GHQスコア別道路からの距離別呼吸器症状有症率

Table 7 Crude prevalence proportions of respiratory symptoms by GHQ scores

		道路からの距離		
		0-20 m	20-50 m	50-150 m
		%	%	%
持続性せき	低GHQ群	2.9	4.3	2.2
	高GHQ群	4.4	5.2	7.0
持続性たん	低GHQ群	9.3	4.8	4.1*
	高GHQ群	9.8	16.8	13.4
ぜん息様症状	低GHQ群	1.8	3.1	2.7
	高GHQ群	3.2	3.1	2.4
ぜん鳴	低GHQ群	3.6	2.8	1.1
	高GHQ群	12.9	10.5	8.3
息切れ	低GHQ群	3.3	3.3	2.1
	高GHQ群	12.4	11.1	15.9

*p<0.05

表 8 状態不安スコア別道路からの距離別呼吸器症状有症率

Table 8 Crude prevalence proportions of respiratory symptoms by A-state scores

		道路からの距離		
		0-20 m	20-50 m	50-150 m
		%	%	%
持続性せき	低A-State群	3.1	3.5	2.9
	高A-State群	4.4	8.1	4.9
持続性たん	低A-State群	10.7	7.6	4.8*
	高A-State群	5.9	11.0	11.4
ぜん息様症状	低A-State群	2.1	3.6	2.3
	高A-State群	2.8	1.4	3.7
ぜん鳴	低A-State群	6.3	4.2	2.3*
	高A-State群	8.6	8.5	5.1
息切れ	低A-State群	4.4	4.9	2.4
	高A-State群	12.5	7.9	15.5

*p<0.05

表 9 特性不安スコア別道路からの距離別呼吸器症状有病率

Table 9 Crude prevalence proportions of respiratory symptoms by A-trait scores

		道路からの距離		
		0-20 m %	20-50 m %	50-150 m %
持続性せき	低 A-Trait 群	1.9	4.7	2.3
	高 A-Trait 群	5.6	4.2	5.0
持続性たん	低 A-Trait 群	11.4	8.8	4.3*
	高 A-Trait 群	6.5	7.6	9.4
ぜん息様症状	低 A-Trait 群	2.0	3.8	2.4
	高 A-Trait 群	2.7	1.7	2.9
ぜん鳴	低 A-Trait 群	4.6	5.5	1.9
	高 A-Trait 群	10.2	4.5	4.4
息切れ	低 A-Trait 群	4.9	4.1	1.8
	高 A-Trait 群	8.9	8.3	11.0

*p<0.05

表 10 環境意識スコア別道路からの距離別呼吸器症状有病率

Table 10 Crude prevalence proportions of respiratory symptoms by E-scores

		道路からの距離		
		0-20 m %	20-50 m %	50-150 m %
持続性せき	低 E-Score 群	3.4	4.9	3.1
	高 E-Score 群	3.4	3.2	5.7
持続性たん	低 E-Score 群	10.3	8.1	5.7
	高 E-Score 群	7.8	9.4	12.1
ぜん息様症状	低 E-Score 群	1.2	3.5	2.2
	高 E-Score 群	4.4	1.6	6.3
ぜん鳴	低 E-Score 群	5.2	3.6	2.9
	高 E-Score 群	10.1	11.5	3.2
息切れ	低 E-Score 群	5.5	5.8	5.4
	高 E-Score 群	8.4	4.7	5.6

表 11 呼吸器症状有無別道路からの距離別 GHQ スコア

Table 11 Mean GHQ scores by distance from the roadside and presence of respiratory symptoms

		道路からの距離		
		0-20 m	20-50 m	50-150 m
		平均スコア	平均スコア	平均スコア
持続性せき	あり	8.4	8.9	8.2
	なし	6.3	5.6	5.0*
持続性たん	あり	5.8	10.0	9.4
	なし	6.5	5.4	4.7**
ぜん息様症状	あり	10.2	5.8	5.9
	なし	6.5	5.8	5.2*
ぜん鳴	あり	9.7	10.6	11.9*
	なし	6.2	5.6	4.9*
息切れ	あり	11.1	10.4	12.5
	なし	6.1	5.5	4.7**

**p<0.01, *p<0.05

表 12 呼吸器症状有無別道路からの距離別環境意識スコア

Table 12 Mean E-scores by distance from the roadside and presence of respiratory symptoms

		道路からの距離		
		0-20 m	20-50 m	50-150 m
		平均スコア	平均スコア	平均スコア
持続性せき	あり	32.6	31.0	28.1
	なし	31.9	29.8	27.1**
持続性たん	あり	32.5	31.2	31.4
	なし	31.8	29.9	26.9**
ぜん息様症状	あり	35.8	29.1	31.6
	なし	31.9	30.0	27.1**
ぜん鳴	あり	34.1	32.9	28.9*
	なし	31.7	29.8	27.0**
息切れ	あり	35.2	30.9	28.1**
	なし	31.7	29.7	27.1**

**p<0.01, *p<0.05

路に近いほどスコアが高い傾向がみられた。

4 考 察

大気汚染の健康影響を疫学的に評価するための手法として、呼吸器の自覚症状調査は世界的に最も広く用いられているものである。この手法を沿道大気汚染の影響評価に適用して、道路により近接したゾーンに居住する住民の呼吸器症状有症率が高いことが観察されたとしても、それが自動車騒音などによる心理的・精神的影響や交通公害に対する被害意識による見かけ上のことかどうかを検討した資料はこれまでほとんどなかった。Samet は呼吸器症状の質問紙調査に関する方法論的検討の中で、バイアスとなり得るものの一つとして、質問票に対する回答者の態度をあげている。もしも、これまで報告されてきた沿道での高有症率がこのようなバイアスによるものとする、心理的・精神的により強い影響を受けている群や強い被害意識を持っている群でのみ道路からの距離に従う有症率の傾向が認められるはずである。本研究では、GHQ、STAI 及び環境に対する意識・満足度に関する質問群の3種類の質問に対する回答に基づくスコアによってそれぞれ2群に分けて検討を加えた。この結果、いずれも有症率の距離減衰傾向が訴えの強い高スコア群でのみみられることはなかった。これは、呼吸器症状有症率と道路からの距離との関係は「精神的不調感」や環境意識・満足度とは独立していることを示唆するものである。ただし、この点をさらに検討するためには、呼吸器症状に直接影響を及ぼすと考えられる大気汚染の発生源と騒音の発生源が独立に存在するような状況下で同様の調査を実施することにより、さらに検討を加える必要があると考えられる。

呼吸器症状有症率と道路からの距離との関係が「精神的不調感」や環境意識・満足度と独立していることは、必ずしも呼吸器症状の訴えとGHQスコアなどが関連性がないことを意味するものではない。実際、呼吸器症状の有無別にみたGHQスコアと環境意識・満足度スコアでは多くの症状項目で差が認められた。本研究のような断面調査ではどちらが原因でどちらが結果かを判断することは困難である。また、両者とも沿道汚染によってそれぞれ独立に複合して現れていると考えることも可能である。呼吸器症状なしの群においては道路に近い住民ほどGHQスコアが高くなる傾向がみられたことから推測すると、これは沿道の交通騒音等を含む複合的環境汚染状況との関連を示唆するものと思われる。

引 用 文 献

- 1) 新田裕史・佐藤俊哉・中井里史・前田和甫・青木繁伸・小野雅司(1989): 幹線道路沿道住民の呼吸器症状に関する断面研究. 日本公衆衛生雑誌, 36, 220-227.
- 2) 小野雅司・村上正孝・新田裕史・中井里史・前田和甫(1990): 幹線道路沿道における大気汚染と住民の健康影響に関する疫学的研究. 日本公衆衛生雑誌, 37, 321-332.
- 3) 岩元貞雄・押野康夫・上玉利恒夫・立石一正: 道路交通騒音による住民被害意識に関する調査研究. 日本自動車研究所報告, 62, 1-42.

- 4) 東京都衛生局 (1989) : 騒音の生体影響に関する研究報告書, 300 p.
- 5) 環境庁大気保全局 (1983) : 大気汚染健康影響調査関係資料.
- 6) Goldberg, D.P. (1991) : GHQ 精神健康調査票, 中川 泰・大坊郁夫訳, 日本文化科学社.
- 7) 古賀愛人 (1980) : 状態不安と特性不安の問題, 心理学評論, **23**, 269-292.

5 結 語

以上、「夜間の道路交通騒音と睡眠影響」及び「沿道のディーゼル排ガス汚染と肺ガンリスク」に関する「環境保健モニタリング」の手法について検討した。全体を振り返ってみると、いずれの方法も、「暴露アセスメント」とその健康影響・リスクの評価の基本的枠組みを示した段階にあり、さらに体系化される必要性が指摘される。すなわち、「暴露アセスメント」についてみれば、“高リスク集団”を対象として行うべき「精密な暴露アセスメント (in-depth exposure assessment)」以前に行われるべき「予備的暴露アセスメント (preliminary exposure assessment)」に相当するレベルにある。とはいえ、健康影響やリスクの“高リスク集団”を絞り込むためのデータベースも利用可能となっており、予想される健康影響やリスクに関する疫学調査や暴露調査などにリンクさせていくことは可能となったと考えられる。この場合、大気汚染の健康影響に関しては、すでに「大気汚染に係わる環境保健サーベイランスシステム構築のための調査」¹⁾において総論・各論的に検討されてきているところであり、また個別の疫学的調査・研究も散見されるところであるので、それらの検討結果のうち関連する情報を「環境保健モニタリング」に盛り込むことも必要であろう。ただし、上記「大気汚染に係わる環境保健サーベイランスシステム構築のための調査」では、今回対象としたDSPMとその肺ガンリスクについて直接検討されているわけではなく、また、その手法として「定量的リスクアセスメント」が基本とされているのではない。

今回検討してきた「環境保健モニタリング」は、大気汚染の場合には、その影響としてとくに肺ガンに焦点を当てており、上記「定量的リスクアセスメント」の対象として極めて典型的な例を示している。ガンは、そのリスクを定量的に扱える疾患の代表とされているからである。したがって、とくに小児の呼吸器症状をターゲットとしている上記「大気汚染に係わる環境保健サーベイランスシステム構築のための調査」が、実際の有病率の動向と大気汚染との対応関係を検討するためのシステムであるのとは異なったアプローチとなっても矛盾はない。しかし、この場合にも、本研究で検討してきた「暴露アセスメント」の情報が必要であることはいうまでもなく、また、ここでいう「環境保健モニタリング」にとってさらに地域での疾患の動向と大気汚染との関連についての具体的情報がさらに必要であることもすでに明らかなどころであるなど、それぞれ情報を相互に補完してより理想的な環境保健に関する情報システムを構築していける可能性があるのである。

一方、道路沿道の環境汚染については、とくに交通騒音の問題を対象としてその環境整備を行うことを決めた法律「沿道整備法(通称“沿道法”)²⁾があり、その対象地域は全国で「約 2000 km」

に及ぶと指摘されている。今回推定している暴露人口は、この沿道法で対象とすべき人口と大きく重なる人口であり、したがって、「夜間の交通騒音の睡眠影響」と「沿道ディーゼル排ガス汚染による肺ガンリスク」両者の対象となる地域人口でもある。今回の「環境保健モニタリング」手法自体の整備・改良も積極的に進めることも急務と考えられた。

引用文献

- 1) 日本環境衛生センター：大気汚染に係わる環境保健サーベイランスシステムの在り方に関する研究。環境庁委託業務結果報告書平成元年など。
- 2) 幹線道路の沿道の整備に関する法律（S55.5.1法律，S55.10.25施行）。

国立公害研究所特別研究成果報告

- ※第1号 陸水域の富栄養化に関する総合研究—霞ヶ浦を対象域として—昭和51年度.(1977)
- ※第2号 陸上植物による大気汚染環境の評価と改善に関する基礎的研究—昭和51/52年度 研究報告.(1978)

(改称)

国立公害研究所研究報告

- ※第3号 A comparative study of adults and immature stages of nine Japanese species of the genus Chironomus (Diptera, Chironomidae). (1978)
(日本産ユスリカ科 Chironomus 属9種の成虫, サナギ, 幼虫の形態の比較)
- ※第4号 スモッグチャンバーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究—昭和52年度 中間報告.(1978)
- ※第5号 芳香族炭化水素-窒素酸化物系の光酸化反応機構と光酸化二次生成物の培養細胞に及ぼす影響に関する研究—昭和51, 52年度 研究報告.(1978)
- ※第6号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅱ)—霞ヶ浦を中心として—昭和53年度.(1979)
- ※第7号 A morphological study of adults and immature stages of 20 Japanese species of the family Chironomidae(Diptera). (1979)
(日本産ユスリカ科20種の成虫, サナギ, 幼虫の形態学的研究)
- ※第8号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究—昭和52, 53年度 研究報告.(1979)
- ※第9号 スモッグチャンバーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究—昭和53年度 中間報告.(1979)
- ※第10号 陸上植物による大気汚染環境の評価と改善に関する基礎的研究—昭和51~53年度 特別研究報告.(1979)
- ※第11号 Studies on the effects of air pollutants on plants and mechanisms of phytotoxicity. (1980)
(大気汚染物質の植物影響およびその植物毒性の機構に関する研究)
- ※第12号 Multi-element analysis studies by flame and inductively coupled plasma spectroscopy utilizing computer-controlled instrumentation. (1980)
(コンピュータ制御装置を利用したフレイムおよび誘導結合プラズマ分光法による多元素同時分析)
- ※第13号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1980)
Part 1. The distribution of chironomid species in a tributary in relation to the degree of pollution with sewage water.
Part 2. Description of 20 species of Chironominae recovered from a tributary.
(多摩川に発生するユスリカの研究
—第1報 その一支流に見出されたユスリカ各種の分布と下水による汚染度との関係
—第2報 その一支流に見出された Chironominae 亜科の20種について)
- ※第14号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究—昭和53, 54年度 特別研究報告.(1980)
- ※第15号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究—昭和54年度 特別研究報告.(1980)
- ※第16号 計測車レーザーレーダーによる大気汚染遠隔計測.(1980)
- ※第17号 流体の運動および輸送過程に及ぼす浮力効果—臨海地域の気象特性と大気拡散現象の研究—昭和53, 54年度 特別研究報告.(1980)
- ※第18号 Preparation, analysis and certification of PEPPERBUSH standard reference material. (1980)
(環境標準試料「リョウブ」の調整, 分析および保証値)
- ※第19号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅲ)—霞ヶ浦(西浦)の湖流—昭和53, 54年度.(1981)
- ※第20号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅳ)—霞ヶ浦流域の地形, 気象水文特性およびその湖水環境に及ぼす影響—昭和53, 54年度.(1981)
- ※第21号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅴ)—霞ヶ浦流入河川の流出負荷量変化とその評価—昭和53, 54年度.(1981)
- ※第22号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅵ)—霞ヶ浦の生態系の構造と生物現存量—昭和53, 54年度.(1981)
- ※第23号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅶ)—湖沼の富栄養化状態指標に関する基礎的研究—昭和53, 54年度.(1981)
- ※第24号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅷ)—富栄養化が湖利用に及ぼす影響の定量化に関する研究—昭和53, 54年度.(1981)
- ※第25号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅸ)—Microcystis (藍藻類)の増殖特性—昭和53, 54年度.(1981)

- ※第26号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(X)――藻類培養試験法によるAGPの測定――昭和53, 54年度.(1981)
- ※第27号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(XI)――研究総括――昭和53, 54年度.(1981)
- ※第28号 複合大気汚染の植物影響に関する研究――昭和54, 55年度 特別研究報告.(1981)
- ※第29号 Studies on chironomid midges of the Tama River.(1981)
Part 3. Species of the subfamily Orthoclaadiinae recorded at the summer survey and their distribution in relation to the pollution with sewage waters.
Part 4. Chironomidae recorded at a winter survey.
(多摩川に発生するユスリカ類の研究
――第3報 夏期の調査で見出されたエリユスリカ亜科Orthoclaadiinae 各種の記載と、その分布の下水汚染度との関係について
――第4報 南浅川の冬期の調査で見出された各種の分布と記載)
- ※第30号 海域における富栄養化と赤潮の発生機構に関する基礎的研究――昭和54, 55年度 特別研究報告.(1982)
- ※第31号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究――昭和55年度 特別研究報告.(1981)
- 第32号 スモッグチャンパーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究――環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究(フィールド研究1)――昭和54年度 特別研究中間報告.(1982)
- ※第33号 臨海地域の気象特性と大気拡散現象の研究――大気運動と大気拡散過程のシミュレーション――昭和55年度 特別研究報告.(1982)
- ※第34号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究――昭和55年度 特別研究報告.(1982)
- 第35号 環境面よりみた地域交通体系の評価に関する総合解析研究.(1982)
- ※第36号 環境試料による汚染の長期モニタリング手法に関する研究――昭和55, 56年度 特別研究報告.(1982)
- ※第37号 環境施策のシステム分析支援技術の開発に関する研究.(1982)
- 第38号 Preparation, analysis and certification of POND SEDIMENT certified reference material.(1982)
(環境標準試料「池底質」の調整, 分析及び保証値)
- ※第39号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究――昭和56年度 特別研究報告.(1982)※
- 第40号 大気汚染物質の単一及び複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究――昭和56年度 特別研究報告.(1983)
- ※第41号 土壌環境の計測と評価に関する統計学的研究.(1983)
- ※第42号 底泥の物性及び流送特性に関する実験的研究.(1983)
- 第43号 Studies on chironomid midges of the Tama River.(1983)
Part 5. An observation on the distribution of Chironominae along the main stream in June with description of 15 new species.
Part 6. Description of species of the subfamily Orthoclaadiinae recovered from the main stream in the June survey.
Part 7. Additional species collected in winter from the main stream.
(多摩川に発生するユスリカ類の研究
――第5報 本流に発生するユスリカ類の分布に関する6月の調査成績とユスリカ亜科に属する15新種等の記録
――第6報 多摩本流より6月に採集されたエリユスリカ亜科の各種について
――第7報 多摩本流より3月に採集されたユスリカ科の各種について)
- 第44号 スモッグチャンパーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究――環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究(フィールド研究2)――昭和54年度 特別研究中間報告.(1983)
- ※第45号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究――昭和53~55年度 特別研究総合報告.(1983)
- ※第46号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究――昭和54, 55年度 特別研究報告 第1分冊.(1983)
- ※第47号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究――昭和54, 55年度 特別研究報告 第2分冊.(1983)
- ※第48号 水質観測点の適正配置に関するシステム解析.(1983)
- 第49号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究――昭和57年度 特別研究報告.(1984)
- ※第50号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(I)――霞ヶ浦の流入負荷量の算定と評価――昭和55~57年度 特別研究報告.(1984)

- ※第51号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(Ⅱ)―霞ヶ浦の物質循環とそれを支配する因子―昭和55～57年度 特別研究報告。(1984)
- ※第52号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(Ⅲ)―霞ヶ浦高浜入における隔離水界を利用した富栄養化防止手法の研究―昭和55～57年度 特別研究報告。(1984)
- 第53号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(Ⅳ)―霞ヶ浦の魚類及び甲かく類現存量の季節変化と富栄養化―昭和55～57年度 特別研究報告。(1984)
- ※第54号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(Ⅴ)―霞ヶ浦の富栄養化現象のモデル化―昭和55～57年度 特別研究報告。(1984)
- 第55号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(Ⅵ)―富栄養化防止対策―昭和55～57年度 特別研究報告。(1984)
- ※第56号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(Ⅶ)―湯ノ湖における富栄養化とその防止対策―昭和55～57年度 特別研究報告。(1984)
- ※第57号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(Ⅷ)―総括報告―昭和55～57年度 特別研究報告。(1984)
- 第58号 環境試料による汚染の長期的モニタリング手法に関する研究―昭和55～57年度 特別研究総合報告。(1984)
- 第59号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究―光化学スモッグチャンバーによるオゾン生成機構の研究―大気中における有機化合物の光酸化反応機構の研究―昭和55～57年度 特別研究報告(第1分冊)。(1984)
- 第60号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究―光化学エアロゾル生成機構の研究―昭和55～57年度 特別研究報告(第2分冊)。(1984)
- 第61号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究―環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究(フィールド研究1)―昭和55～57年度 特別研究報告(第3分冊)。(1984)
- ※第62号 有害汚染物質による水界生態系のかく乱と回復過程に関する研究―昭和56～58年度 特別研究中間報告。(1984)
- ※第63号 海域における富栄養化と赤潮の発生機構に関する基礎的研究―昭和56年度 特別研究報告。(1984)
- ※第64号 複合大気汚染の植物影響に関する研究―昭和54～56年度 特別研究総合報告。(1984)
- ※第65号 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants--Part 1.(1984)
(複合大気汚染の植物に及ぼす影響―第1分冊)
- ※第66号 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants--Part 2.(1984)
(複合大気汚染の植物に及ぼす影響―第2分冊)
- ※第67号 環境中の有害物質による人の慢性影響に関する基礎的研究―昭和54～56年度 特別研究総合報告。(1984)
- ※第68号 汚泥の土壌還元とその環境影響に関する研究―昭和56～57年度 特別研究報告。(1984)
- ※第69号 中禅寺湖の富栄養化現象に関する基礎的研究。(1984)
- ※第70号 Studies on chironomid midges in lakes of the Nikko National Park.(1984)
Part I. Ecological studies on chironomids in lakes of the Nikko National Park.
Part II. Taxonomical and morphological studies on the chironomid species collected from lakes in the Nikko National Park.
(日光国立公園の湖沼のユスリカに関する研究
―第1部 日光国立公園の湖のユスリカの生態学的研究
―第2部 日光国立公園の湖沼に生息するユスリカ類の分類学的、生態学的研究)
- ※第71号 リモートセンシングによる残雪及び雪田植生の分布解析。(1984)
- 第72号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究―環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究(フィールド研究2)―昭和55～57年度 特別研究報告(第4分冊)。(1985)
- ※第73号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究―昭和55～57年度 特別研究総合報告。(1985)
- ※第74号 都市域及びその周辺の自然環境に係る環境指標の開発に関する研究。環境指標―その考え方と作成方法―昭和59年度 特別研究報告。(1984)
- 第75号 Limnological and environmental studies of elements in the sediment of Lake Biwa.(1985)
(琵琶湖底泥中の元素に関する陸水学及び環境化学的研究)
- 第76号 A study on the behavior of monoterpenes in the atmosphere.(1985)
(大気中モノテルペン挙動に関する研究)
- ※第77号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究―昭和58年度 特別研究報告。(1985)
- 第78号 生活環境保全に果たす生活者の役割の解明。(1985)
- 第79号 Studies on the method for long term environmental monitoring--Research report in 1980-1982.(1985)
(環境試料による汚染の長期的モニタリング手法に関する研究)
- ※第80号 海域における赤潮発生モデル化に関する研究―昭和57/58年度 特別研究報告。(1985)

- ※第81号 環境影響評価制度の政策効果に関する研究—地方公共団体の制度運用を中心として。(1985)
- ※第82号 植物の大気環境浄化機能に関する研究—昭和57~58年度 特別研究報告。(1985)
- ※第83号 Studies on chironomid midges of some lakes in Japan. (1985)
(日本の湖沼のユスリカの研究)
- ※第84号 重金属環境汚染による健康影響評価手法の開発に関する研究—昭和57~59年度 特別研究総合報告。(1985)
- 第85号 Studies on the rate constants of free radical reactions and related spectroscopic and thermochemical parameters. (1985)
(フリーラジカルの反応速度と分光学的及び熱力学的パラメーターに関する研究)
- 第86号 GC/MSスペクトルの検索システムに関する研究。(1986)
- ※第87号 光化学二次汚染物質の分析とその細胞毒性に関する研究—昭和53~58年度 総合報告。(1986)
- ※第88号 都市域及びその周辺の自然環境等に係る環境指標の開発に関する研究Ⅱ。環境指標—応用例とシステム—昭和59年度 特別研究報告。(1986)
- 第89号 Measuring the water quality of Lake Kasumigaura by LANDSAT remote sensing. (1986)
(LANDSATリモートセンシングによる霞ヶ浦の水質計測)
- ※第90号 ナショナルトラスト運動にみる自然保護にむけての住民意識と行動—知床国立公園内100平方メートル運動と天崎市民地主運動への参加者の分析を中心として。(1986)
- 第91号 Economic analysis of man's utilization of environmental resources in aquatic environments and national park regions. (1986)
(人間による環境資源利用の経済分析—水環境と国立公園地域を対象にして)
- 第92号 アオコの増殖及び分解に関する研究。(1986)
- ※第93号 汚泥の土壌還元とその環境影響に関する研究(Ⅰ)—昭和58~59年度 特別研究総合報告第1分冊。(1986)
- ※第94号 汚泥の土壌還元とその環境影響に関する研究(Ⅱ)—昭和58~59年度 特別研究総合報告第2分冊。(1986)
- ※第95号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(Ⅰ)—汚濁負荷の発生と流出・流達—昭和58~59年度 特別研究報告。(1986)
- ※第96号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(Ⅱ)—水草帯・河口域・池沼の生態系構造と機能—昭和58~59年度 特別研究報告。(1986)
- ※第97号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(Ⅲ)—水路及び土壌による水質の浄化—昭和58~59年度 特別研究報告。(1986)
- ※第98号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(Ⅳ)—自然浄化機能を活用した処理技術の開発と応用—昭和58~59年度 特別研究報告。(1986)
- ※第99号 有害汚染物質による水界生態系のかく乱と回復過程に関する研究—昭和56~59年度 特別研究総合報告。(1986)
- ※第100号 バックグラウンド地域における環境汚染物質の長期モニタリング手法の研究—特定汚染選択的検出法及び高感度分析技術の開発—昭和58~60年度 特別研究報告。(1986)
- 第101号 複合ガス状大気汚染物質の生体影響に関する実験的研究—昭和57~60年度 特別研究報告。(1986)
- ※第102号 地球規模大気質変動に関する予備的研究。(1986)
- 第103号 環境調和型技術としての電気自動車の評価に関する基礎的研究。(1987)
- ※第104号 Studies on chironomid midges in lakes of the Akan National Park. (1987)
(北海道阿寒国立公園の湖におけるユスリカ相の研究)
- ※第105号 畑地土壌における水分と諸元素の動態。(1987)
- ※第106号 筑波研究学園都市における景観評価と景観体験に関する研究。(1987)
- 第107号 遠隔計測による環境動態の評価手法の開発に関する研究—昭和59~60年度 特別研究報告。(1987)
- 第108号 植物の大気環境浄化機能に関する研究—昭和57~60年度 特別研究総合報告。(1987)
- ※第109号 地域環境評価のための環境情報システムに関する研究。(1987)
- 第110号 海域における赤潮発生モデル化に関する研究—昭和59~60年度 特別研究総合報告。(1987)
- 第111号 Application of X-ray photoelectron spectroscopy to the study of silicate minerals. (1988)
(ケイ酸塩鉱物研究へのX線光電子分光法の応用)
- 第112号 光化学汚染大気中における有機エアロゾルに関する研究—有機エアロゾルの生成と挙動に関する研究—昭和58~61年度 特別研究報告。(1988)
- 第113号 光化学汚染大気中における有機エアロゾルに関する研究—昭和58~61年度 特別研究総合報告。(1988)
- 第114号 水界生態系に及ぼす有害汚染物質の影響評価に関する研究—昭和60~61年度 特別研究報告。(1988)

- 第115号 複合ガス状大気汚染物質の生体影響に関する実験的研究—昭和57～61年度 特別研究総合報告。(1988)
- 第116号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(V)—汚濁負荷の発生と流出・流達—昭和58～61年度 特別研究報告。(1988)
- ※第117号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(VI)—湖沼の生態系構造と自然浄化—昭和60～61年度 特別研究報告。(1988)
- ※第118号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(VII)—自然浄化機能を活用した水路・土壌による浄化と処理技術の開発—昭和60～61年度 特別研究報告。(1988)
- ※第119号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(VIII)—自然浄化システムの評価方法—昭和60～61年度 特別研究報告。(1988)
- 第120号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(IX) 昭和58～61年度 特別総合研究報告(1988)
- 第121号 Studies on the chironomid midges of lakes in Southren Hokkaido. (1988)
(北海道南部の湖におけるユスリカ相の研究)
- 第122号 擬似ランダム変動CWライダの開発とフィールド観測への応用。(1989)
- 第123号 バックグラウンド地域における環境汚染物質の長期モニタリング手法の研究(II)—離島及び山岳地における大気汚染成分濃度とその変動—昭和58～62年度 特別研究報告。(1989)
- ※第124号 環境科学研究用に開発したニホンウズラの遺伝学的及び微生物学的特性。(1989)
- 第125号 Chironomidae of Japan: checklist of species recorded, key to males and taxonomic notes. (1989)
(日本及び東アジア産ユスリカ科のカタログと雄成虫の検索表)
- 第126号 バックグラウンド地域における環境汚染物質の長期モニタリング手法の研究(III)—摩周湖における水試料の代表性と底質中の汚染記録—昭和58～62年度 特別研究報告。(1989)
- 第127号 新潟県六日町における消雪用揚水に伴う地盤沈下性状。(1990)

(改称)

国立環境研究所研究報告

- 第128号 Development of an intelligent decision support system for environmental modeling and planning. (1991)
(環境のモデリングと計画のための知的意思決定支援システムの開発)
- 第129号 先端技術における化学環境の解明に関する研究(I)—塩化ジベンゾフランとダイオキシン—昭和62年度～平成元年度 特別研究報告。(1991)
- 第130号 都市型環境汚染による健康影響・リスクの環境保健モニタリング手法に関する研究。(1993)

※ 残部なし

Report of Special Research Project of the National Institute for Environmental Studies:

- ※No. 1* Man activity and aquatic environment—with special references to Lake Kasumigaura—Progress report in 1976. (1977)
- ※No. 2* Studies on evaluation and amelioration of air pollution by plants—Progress report in 1976-1977. (1978)

Research Report from the National Institute for Environmental Studies*:

- ※No. 3 A comparative study of adults and immature stages of nine Japanese species of the genus *Chironomus* (Diptera, Chironomidae). (1978)
- ※No. 4* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system—Progress report in 1977. (1978)
- ※No. 5* Studies on the photooxidation products of the alkylbenzene-nitrogen oxides system, and on their effects on cultured cells—Research report in 1976-1977. (1978)
- ※No. 6* Man activity and aquatic environment—with special references to Lake Kasumigaura—Progress report in 1977-1978. (1979)
- ※No. 7 A morphological study of adults and immature stages of 20 Japanese species of the family Chironomidae (Diptera). (1979)
- ※No. 8* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants—Research report in 1977-1978. (1979)
- ※No. 9* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system—Progress report in 1978. (1979)
- ※No. 10* Studies on evaluation and amelioration of air pollution by plants—Progress report in 1976-1978. (1979)
- ※No. 11 Studies on the effects of air pollutants on plants and mechanisms of phytotoxicity. (1980)
- ※No. 12 Multielement analysis studies by flame and inductively coupled plasma spectroscopy utilizing computer-controlled instrumentation. (1980)
- ※No. 13 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1980)
Part 1. The distribution of chironomid species in a tributary in relation to the degree of pollution with sewage water.
Part 2. Description of 20 species of Chironominae recovered from a tributary.
- ※No. 14* Studies on the effects of organic wastes on the soil ecosystem—Progress report in 1978-1979. (1980)
- ※No. 15* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants—Research report in 1979. (1980)
- ※No. 16* Remote measurement of air pollution by a mobile laser radar. (1980)
- ※No. 17* Influence of buoyancy on fluid motions and transport processes—Meteorological characteristics and atmospheric diffusion phenomena in the coastal region—Progress report in 1978-1979. (1980)
- ※No. 18 Preparation, analysis and certification of PEPPERBUSH standard reference material. (1980)
- ※No. 19* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Lake current of Kasumigaura (Nishiura)—1978-1979. (1981)
- ※No. 20* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Geomorphological and hydrometeorological characteristics of Kasumigaura watershed as related to the lake environment—1978-1979. (1981)
- ※No. 21* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Variation of pollutant load by influent rivers to Lake Kasumigaura—1978-1979. (1981)
- ※No. 22* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Structure of ecosystem and standing crops in Lake Kasumigaura—1978-1979. (1981)
- ※No. 23* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Applicability of trophic state indices for lakes—1978-1979. (1981)
- ※No. 24* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Quantitative analysis of eutrophication effects on main utilization of lake water resources—1978-1979. (1981)
- ※No. 25* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Growth characteristics of Blue-Green Algae, *Mycrocystis*—1978-1979. (1981)

* Starting with Report No. 3, the series title was changed.

- ※No. 26* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—
Determination of argal growth potential by algal assay procedure—1978-1979.
(1981)
- ※No. 27* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Summary of
researches—1978-1979. (1981)
- ※No. 28* Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Progress report in
1979-1980. (1981)
- ※No. 29 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1981)
Part 3. Species of the subfamily Orthoclaadiinae recorded at the summer survey
and their distribution in relation to the pollution with sewage waters.
Part 4. Chironomidae recorded at a winter survey.
- ※No. 30* Eutrophication and red tides in the coastal marine environment — Progress
report in 1979-1980. (1982)
- ※No. 31* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air
pollutants—Research report in 1980. (1981)
- No. 32* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen
oxides system—Progress report in 1979—Research on the photochemical
secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere
(Part 1). (1982)
- ※No. 33* Meteorological characteristics and atmospheric diffusion phenomena in the
coastal region—Simulation of atmospheric motions and diffusion processes —
Progress report in 1980. (1982)
- ※No. 34* The development and evaluation of remote measurement methods for environmental
pollution—Research report in 1980. (1982)
- No. 35* Comprehensive evaluation of environmental impacts of road and traffic. (1982)
- ※No. 36* Studies on the method for long term environmental monitoring—Progress report
in 1980-1981. (1982)
- ※No. 37* Study on supporting technology for systems analysis of environmental policy
—The Evaluation Laboratory of Man-Environment Systems. (1982)
- No. 38 Preparation, analysis and certification of POND SEDIMENT certified reference
material. (1982)
- ※No. 39* The development and evaluation of remote measurement methods for environmental
pollution—Research report in 1981. (1983)
- No. 40* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air
pollutants—Research report in 1981. (1983)
- ※No. 41* Statistical studies on methods of measurement and evaluation of chemical
condition of soil—with special reference to heavy metals—. (1983)
- ※No. 42* Experimental studies on the physical properties of mud and the characteristics
of mud transportation. (1983)
- No. 43 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1983)
Part 5. An observation on the distribution of Chironominae along the main
stream in June, with description of 15 new species.
Part 6. Description of species of the subfamily Orthoclaadiinae recovered from
the main stream in the June survey.
Part 7. Additional species collected in winter from the main stream.
- No. 44* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides
system—Progress report in 1979—Research on the photochemical secondary
pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere (Part 2). (1983)
- ※No. 45* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem—Outlines of
special research project—1978-1980. (1983)
- ※No. 46* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem—Research report
in 1979-1980, Part 1. (1983)
- ※No. 47* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem—Research report
in 1979-1980, Part 2. (1983)
- ※No. 48* Study on optimal allocation of water quality monitoring points. (1983)
- No. 49* The development and evaluation of remote measurement method for environmental
pollution—Research report in 1982. (1984)
- ※No. 50* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—Estimation
of input loading of Lake Kasumigaura—1980-1982. (1984)
- ※No. 51* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—The function
of the ecosystem and significance of sediment in nutrient cycle in Lake
Kasumigaura—1980-1982. (1984)
- ※No. 52* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—Enclosure
experiments for restoration of highly eutrophic shallow Lake Kasumigaura—1980-

1982. (1984)
- No. 53* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—Seasonal changes of the biomass of fishes and crustacea in Lake Kasumigaura—1980-1982. (1984)
- ※No. 54* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—Modeling the eutrophication of Lake Kasumigaura—1980-1982. (1984)
- No. 55* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—Measures for eutrophication control—1980-1982. (1984)
- ※No. 56* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—Eutrophication in Lake Yunoko—1980-1982. (1984)
- ※No. 57* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—Summary of researches—1980-1982. (1984)
- No. 58* Studies on the method for long term environmental monitoring — Outlines of special research project in 1980-1982. (1984)
- No. 59* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system — Photochemical ozone formation studied by the evacuable smog chamber—Atmospheric photooxidation mechanisms of selected organic compounds — Research report in 1980-1982, Part 1. (1984)
- No. 60* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system—Formation mechanisms of photochemical aerosol—Research report in 1980-1982, Part 2. (1984)
- No. 61* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system — Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere (Part 1) — Research report in 1980-1982, Part 3. (1984)
- ※No. 62* Effects of toxic substances on aquatic ecosystems — Progress report in 1980-1983. (1984)
- ※No. 63* Eutrophication and red tides in the coastal marine environment — Progress report in 1981. (1984)
- ※No. 64* Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Final report in 1979-1981. (1984)
- ※No. 65 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Part 1. (1984)
- ※No. 66 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Part 2. (1984)
- ※No. 67* Studies on unfavourable effects on human body regarding to several toxic materials in the environment, using epidemiological and analytical techniques—Project research report in 1979-1981. (1984)
- ※No. 68* Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to soil—Research report in 1981-1983. (1984)
- ※No. 69 Fundamental studies on the eutrophication of Lake Chuzenji — Basic research report. (1984)
- ※No. 70 Studies on chironomid midges in lakes of the Nikko National Park
Part I. Ecological studies on chironomids in lakes of the Nikko National Park.
Part II. Taxonomical and morphological studies on the chironomid species collected from lakes in the Nikko National Park. (1984)
- ※No. 71* Analysis on distributions of remnant snowpack and snow patch vegetation by remote sensing. (1984)
- No. 72* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system—Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere — Research report in 1980-1982, Part 4. (1985)
- ※No. 73* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system—Final report in 1980-1982. (1985)
- ※No. 74* A comprehensive study on the development of indices system for urban and suburban environmental quality—Environmental indices—Basic notion and formation. (1984)
- No. 75 Limnological and environmental studies of elements in the sediment of Lake Biwa. (1985)
- No. 76 A study on the behavior of monoterpenes in the atmosphere. (1985)
- ※No. 77* The development and evaluation of remote measurement methods for environmental pollution—Research report in 1983. (1985)
- No. 78* Study on residents' role in conserving the living environment. (1985)
- No. 79 Studies on the method for long term environmental monitoring—Research report in 1980-1982. (1985)

- ※No. 80* Modeling of red tide blooms in the coastal sea—Research report in 1982-1983. (1985)
- ※No. 81* A studies on effects of implementing environmental impact assessment procedure —With particular reference to implementation by local governments. (1985)
- ※No. 82* Studies on the role of vegetation as a sink of air pollutants—Research report in 1982-1983. (1985)
- No. 83 Studies on chironomid midges of some lakes in Japan. (1985)
- ※No. 84* A comprehensive study on the development of assessment techniques for health effects due to environmental heavy metal exposure—Final report in 1982-1984. (1985)
- No. 85 Studies on the rate constants of free radical reactions and related spectroscopic and thermochemical parameters. (1985)
- No. 86* A novel retrieval system for identifications of unknown mass spectra. (1986)
- No. 87* Analysis of the photochemical secondary pollutants and their toxicity on cultured cells—Research report in 1978-1983. (1986)
- ※No. 88* A comprehensive study on the development of indices systems for urban and suburban environmental quality II —Environmental indices—Applications and systems. (1986)
- No. 89 Measuring the water quality of Lake Kasumigaura by LANDSAT remote sensing. (1986)
- ※No. 90* National trust movement in Japanese nature conservation — Trustworthy or illusion? (1986)
- No. 91 Economic analysis of man's utilization of environmental resources in aquatic environments and national park regions. (1986)
- No. 92* Studies on the growth and decomposition of water-bloom of Microcystis. (1986)
- ※No. 93* Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to soil(I)—Research report and papers(Part 1) in 1983-1984. (1986)
- ※No. 94* Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to soil(II)—Research report and papers(Part 2) in 1983-1984. (1986)
- ※No. 95* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management(I)—Drainage and flowing down of pollutant load— Research report in 1983-1984. (1986)
- ※No. 96* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management(II)—Structure and function of the ecosystems of littoral zone — Research report in 1983-1984. (1986)
- ※No. 97* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management(III)—Self-purification in stream and soil—Research report in 1983-1984. (1986)
- ※No. 98* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management(IV)—Development and application of wastewater treatment technologies utilizing self-purification ability—Research report in 1983-1984. (1986)
- ※No. 99* Effects of toxic substances on aquatic ecosystems—Final report in 1981-1984. (1986)
- ※No.100* Studies on the methods for long-term monitoring of environmental pollutants in the background regions—Development of highly sensitive and selective analytical methods for measurement of pollutants in the background regions—Progress report in 1983-1985. (1986)
- No.101* Experimental studies on the effects of gaseous air pollutants in combination on animals. (1986)
- ※No.102* A review on studies of the global scale air quality perturbation. (1986)
- No.103* Technological assessment of electric vehicle from the environmental protection viewpoint. (1987)
- ※No.104 Studies on chironomid midges in lakes of the Akan National Park. (1987)
Part I. Distribution of chironomid larvae in Lake Akan, Lake Panke and Lake Kussyaro.
Part II. Chironomid midges collected on the shore of lakes in the Akan National Park, Hokkaido(Diptera, Chironomidae)
- ※No.105* Formulation of the dynamic behavior of water and solites leaching through the field soil. (1987)
- ※No.106* Appraised landscape and thier environmental value in Tsukuba Science City. (1987)
- No.107* Studies on remote sensing for spatial and temporal analysis of environment— Research report in 1984-1985. (1987)

- No.108* Studies on the role of vegetation as a sink of air pollutants—Final report in 1982-1985. (1987)
- ※No.109* Studies on environmental information system for regional environmental evaluation. (1987)
- No.110* Modeling of red tide blooms in the coastal sea — Final report in 1984-1985. (1987)
- No.111 Application of X-ray photoelectron spectroscopy to the study of silicate minerals. (1988)
- No.112* Study on the organic aerosols in the photochemically polluted air — Studies on formation and behavior of organic aerosols — Research report in 1983-1986. (1988)
- No.113* Study on the organic aerosols in the photochemically Polluted air — Final report in 1983-1986. (1988)
- No.114* Studies on the assessment of the hazard of chemical substances to aquatic ecosystems — progress report in 1985-1986. (1988)
- No.115* Experimental studies on the effects of gaseous air pollutants in combination on animals — Final report in 1982-1986. (1988)
- No.116* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management(V)—Drainage and flowing down of pollutant load— Research report in 1983-1986. (1988)
- ※No.117* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management(VI)—Lake restoration and ecosystems— Research report in 1983-1986. (1988)
- ※No.118* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management(VII)—Use of self-purification in soil and stream, and development of biological waste water treatment technology— Research report in 1985-1986 (1988)
- ※No.119* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management(VIII)—Evaluation methods of self-purification water treatment system — Research report in 1985-1986. (1988)
- No.120* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management(IX)—Final report in 1983-1986. (1988)
- No.121 Studies on the chironomid midges of lakes in Southren Hokkaido. (1988)
- No.122* Development of pseudo-random modulation CW lidar and its application to field measurements. (1989)
- No.123* Studies on the methods for long-term monitoring of environmental pollutants in the background regions (II) — Atmospheric pollutants on the remote island and mountains: concentrations and variations— Research report for FY 1983-1987. (1989)
- ※No.124* Studies on the genetic and microbiological characteristics of the Japanese quail exploited for the research of environmental science. (1989)
- No.125 Chironomidae of Japan: checklist of species recorded, key to males and taxonomic notes. (1989)
- No.126* Studies on the methods for long-term monitoring of environmental pollutants in the background regions (III) —Representativeness of water samples and historical change of pollutants in sediment of Lake Mashu— Research report for FY 1983-1987. (1990)
- No.127* Land subsidence caused by pumping for melting snow in Muika-machi, Niigata Prefecture. (1990)
- No.128 Development of an intelligent decision support system for environmental modeling and planning. (1991)
- No.129* Studies for a systematic evaluation of chemospher under highly advanced technologies (I) — Chlorinated dibenzofurans and chlorinated dibenzodioxins - Research report for FY 1987-1990. (1991)
- No.130* A comprehensive study on the methods of monitoring on the hearth effects/risk of environmental pollutions in urbanized area. (1993)

* in Japanese
 ※ out of stock

編集小委員会

委員長	近藤 矩郎	委員	瀬山 春彦
委員長代理	松本 幸雄	〃	鈴木 明夫
委員	栗原 崇	〃	杉本 伸夫
〃	山下 洋一	〃	海老瀬 潜一
〃	原島 省	〃	田中 浄
〃	酒卷 史郎	〃	植弘 崇嗣
〃	高橋 慎司	事務局	松井 文子
〃	須賀 伸介		

【平成4年11月2日編集小委員会受付】

【平成5年1月18日編集小委員会受理】

RESEARCH REPORT FROM
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN

No. 130

国立環境研究所研究報告 第130号
(R-130-93)

平成5年3月31日発行

発行 環境庁 国立環境研究所

〒305 茨城県つくば市小野川16番2

電話 0298-51-6111 (代表)

印刷 株式会社 イセブ

〒305 茨城県つくば市天久保2-11-20

Published by the National Institute for Environmental Studies
16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan
March 1993

本報告書は再生紙を使用しています。