

国立環境研究所特別研究報告

Report of Special Research from the National Institute for Environmental Studies, Japan

SR-12-'93

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

A Study to Develop an Environmental Health System to Monitor Environmental Stress
and Health Effects in the Metropolitan Area

昭和63年度～平成3年度

FY 1988～1991

NIES

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境庁 国立環境研究所

SR-12-'93

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

A Study to Develop an Environmental Health System to Monitor Environmental Stress
and Health Effects in the Metropolitan Area

昭和63年度～平成3年度

FY 1988～1991

環境庁 国立環境研究所

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

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」

(期間 昭和63年度～平成3年度)

特別研究責任者：三浦 卓

特別研究幹事：兜 真徳

報告書編集担当：兜 真徳

序

近年、環境問題に対する関心は広く地球規模の現象へと拡がっている。しかし、このことが、これまでの都市型汚染問題への関心を薄れさせるものであってはならない。何故なら、ここ数年都市環境は急激に悪化しつつあり、とくに道路交通に由来する諸問題は深刻化の一途をたどっているが、まだ有効な対策が見いだせないでいるからである。

このような状況に鑑み、地域環境研究グループでは、その主要プロジェクトの一つとして昭和63年度より標記の特別研究を発足させた。その内容の中心は、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”を対象とした「環境保健モニタリング」の手法についての基礎的検討である。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、「uncertainty」として処理されている問題点を解決し、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な、また「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る。

今後の環境施策はますます不確定性を含むリスク情報に立って決定することを強いられるだろう。このためにも本研究の成果が活用されることを担当者一同期待したい。

平成5年3月

国立環境研究所

所長市川惇信

目 次

| | |
|---|----|
| 1 研究の目的と経緯 | 1 |
| 2 研究の成果 | 5 |
| 2.1 大都市住民の環境汚染への複合的暴露状況と住民意識に関する研究..... | 5 |
| 2.1.1 24時間個人騒音暴露レベル及び生活行動別騒音暴露レベルと家屋内外の騒音レベル..... | 5 |
| 2.1.2 環境汚染に対する住民の自由記述法による意識調査 | 10 |
| 2.2 大都市居住に伴う精神・心理ストレスとその健康影響評価に関する研究 | 16 |
| 2.2.1 騒音公害苦情の統計的研究 | 16 |
| 2.2.2 騒音公害苦情の事例研究 | 23 |
| 2.2.3 騒音による「うるささ」及び生理的影響の規定要因に関する実験的研究 | 29 |
| 2.3 大都市居住に伴う大気中汚染物質とその健康影響に関する研究 | 36 |
| 2.3.1 道路沿道における大気汚染（特にSPM）の実態とその変動に関する調査研究 | 36 |
| 2.3.2 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 | 44 |
| 2.4 大都市住民の環境汚染暴露と健康影響評価にかかわる環境保健モニタリング手法 に関する研究 | 48 |
| 2.4.1 暴露濃度別道路沿道人口の推定（道路沿道のディーゼル排ガスへの「暴露ア セスメント」の試み）..... | 48 |
| 2.4.2 大気汚染と肺ガンとの関連について | 55 |
| 2.5 おわりに | 64 |
| [資料] | |
| I 研究の組織 | 69 |
| II 研究成果発表一覧 | 71 |
| 1 誌上発表 | 71 |
| 2 口頭発表 | 76 |

1 研究の目的と経緯

近年における地域環境問題には、従来の急速な工業化に伴ういわゆる「産業型」から「都市生活型」への移行傾向が明らかである。すなわち、産業側の主要な汚染発生源に対する対策が効を奏し、代わって自動車などの移動発生源による騒音・大気汚染、近隣騒音などが環境保健の主要な問題となっている。このような環境汚染の低濃度化・多様化の方向の状況に対応して、住民の意識、苦情、健康影響も多様化の傾向を示している。すでに高密度に活発な経済活動が行われている東京圏等、大都市圏では二酸化窒素、浮遊粒子状物質による大気汚染、自動車騒音等に係る環境の改善が遅れており、依然として、居住者の健康影響に関する訴え、苦情が減少する傾向は認められない。

今後の大都市圏の再開発の動向等を勘案すると、その居住環境をめぐる状況は一段と厳しくなることが予測されることから、このような複合的な環境汚染による健康影響の評価方法を確立し、また長期的な監視の方策を見いだすことが、今日的な都市環境にかかわる環境保健管理的課題と考えられる。

本特別研究では、都市化が最も進行し、超都市化の状況にある東京大都市圏内の居住人口について、環境汚染への複合的暴露の具体的実態の把握及び精神的ストレスを含む健康影響の評価法を確立し、さらに、これらの手法を用いた長期的監視システムの可能性を検討することを基本的な課題とした。

したがって、特に(1)環境騒音への暴露実態の評価、(2)大気汚染への暴露実態の評価、(3)それらの暴露による環境ストレスと健康影響の評価、及び(4)環境騒音騒音と大気汚染の地域汚染情報、個人の暴露状況、及びそれらの環境ストレスと健康影響の情報を相互関連的にモニタリングする手法の開発、などを総合的に検討するため、以下の4つの研究課題が必要と考えられた。すなわち、

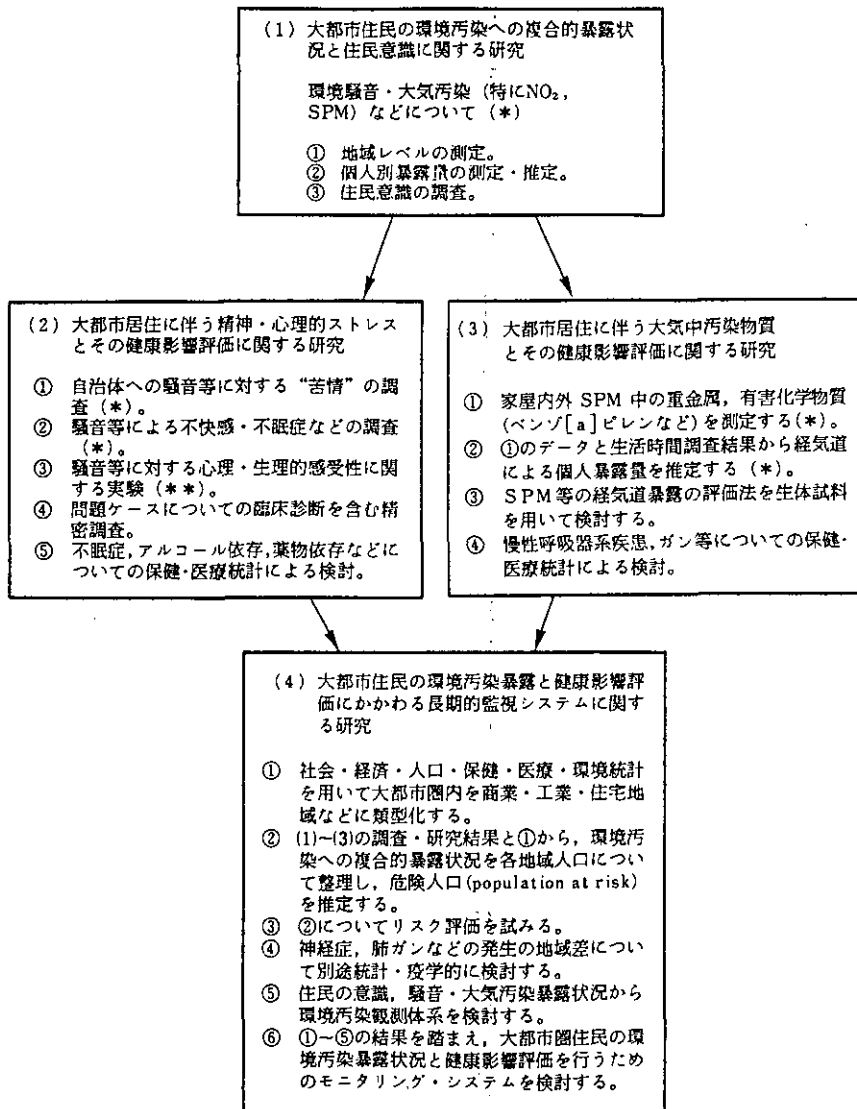
- (1) 大都市住民の環境汚染への複合的暴露状況と住民意識に関する研究
- (2) 大都市居住に伴う精神・心理的ストレスとその健康影響評価に関する研究
- (3) 大都市居住に伴う大気中汚染物質とその健康影響評価に関する研究
- (4) 大都市住民の環境汚染暴露と健康影響評価に係わる環境保健モニタリング手法の開発に関する研究

である。

ただし、環境騒音と大気汚染全般とその影響を一特別研究で総合的に把握することは不可能であるので、これらの研究課題に共通する具体的対象として、都市の環境汚染の中でも最も緊急性の高い問題と考えられる道路沿道汚染にかかわる交通騒音と沿道の大気汚染(とりわけディーゼル排ガス汚染)に焦点を当てることにした。また、課題(4)の内容としては、現実の環境スト

レスと健康影響を広域人口を対象として、継続して実態調査によりモニタリングする手法には相当大きな制約が想定されるので、近年、米国EPAによって協調されている「定量的リスクアセスメント」の手法の有用性を中心に検討することを目的とすることとした。

図1のフロー図に示す全体計画の下に、課題(1)、(2)及び(3)の調査では、環境騒音に



(*)：都心部、商業地域、工業地域、住宅地域/幹線道路の沿道・非沿道などの地域別にデータを収集・整理する。

(**): 性・年齢・性格・自律神経機能・精神機能・更年期・老人性難聴・既往疾患などによる差異を量的・質的に明らかにする。

図1 本特別研究の全体構成

については、都心部、商業地、工業地及び住宅地の代表として中央区、台東区、川崎市及び世田谷区の4地域を、また大気汚染に関しては、世田谷区の住宅地、板橋区の商業地、大田区の工業地の3地域において、それぞれ対象地域内の主要幹線道路を考慮した実態調査が実施された。前者では、アンケート調査を主体として、問題となる環境問題、それらに対する一般的な意識、それらによる影響の実態、苦情の経験などが調査されたほか、一部対象者の個人別騒音暴露調査、自治体で取り扱われた苦情のケース調査などが実施された。また、大気汚染については、とくにディーゼル排ガス由来の浮遊粒子状物質（SPM）を対象として、道路からの距離、家屋内外、季節などを考慮した測定調査が実施された。

課題（2）にかかわる実験研究では、若年者から高齢者までを対象とした心理的感受性（うるささの個人差）を規定する要因を検索するための実験、音による生理的影響の中核である交感神経系の反応性の個人差や感受性を検討するための実験、あるいはストレス評価のための内分泌学的調査などが行われた。また、課題（3）の一部としてこれまで行われた吸入実験によるディーゼル排ガス暴露による肺ガンのリスクに関する諸報告や大気汚染と肺ガンの疫学調査に関する諸報告に関する整理・検討を行った。

以上の課題（1）～（3）で势力的に行われた個々の研究成果については省略するが、それぞれ新しい知見を提供するものであり、以下で述べられる研究成果のまとめのほか、リストに掲げる個別の研究発表を参照されたい。

課題（4）は、上記課題の諸研究結果を集約して、環境騒音と大気汚染の暴露及び影響評価に必要な情報に関する検討を行うほか、交通センサスデータを基本とした道路沿道における昼夜間の交通騒音レベル別暴露人口、また、ディーゼル排ガス由来のSPM濃度別暴露人口の推定を行った。一方、騒音に関しては、まず各自治体で処理された苦情統計が影響実態を示しているかどうかについての統計的検討を行ったが、交通騒音に対する苦情は絶対的にも相対的にも発生率が低く、また、上記暴露人口との関連も弱く、影響指標としては不適切であることが示された。

結論的に言えば、道路交通騒音については、上記実態調査結果から夜間の沿道騒音と睡眠影響との間に「レベル－影響」関係が示唆されることから、両者の関連を対象としたモニタリングを基本としてさらに検討していく必要性が示唆された。また、沿道のSPMの濃度別暴露人口を求め、それらに既報の暴露実験から得られている肺ガンの生涯リスクを乗じて、1985年における1都6県の女子人口における過剰肺ガン死亡数を試算すると、年間平均「50」程度となった。これは米国EPAによる標準的な「定量的リスクアセスメント」の手法を基本として試算されたものであるが、同法で解決されていない問題点もあり、継続的な検討が必要であることが、実際の肺ガン死亡率との比較検討からも示唆された。これら課題（4）において検討された環境保健モニタリング手法に関する具体的な研究結果は、別途研究報告「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」として同時に出版予定であるので、関連して行われた2回にわたる「環境ストレスシンポジウム」の抄録（注）とともに参照されたい。

最後に、ここで検討された方法は、諸種の改善されるべき問題点は指摘されるが、健康影響や同リスクを環境汚染との関連をモニタリングする「環境保健モニタリング」手法として現実的に可能な方法と考えられる。その他の代替え法が考えがたいことを考慮するならば、とくに環境政策上有用な情報を提供するものであり、暴露評価の精度を改善し、また、汚染と影響実態との関連に関する疫学的調査結果などと適宜比較検討しつつ、さらに改良されることが望まれる。

(注)

兜 真徳編：第1回環境ストレスシンポジウムー都市環境と健康，国立環境研究所資料(F-24-'90/NIES)，1990.

兜 真徳編：第2回環境ストレスシンポジウムー都市型環境汚染に関する「環境保健モニタリング」手法の検討ー，国立環境研究所資料(F-33-'91/NIES)，1991.

2 研究の成果

2.1 大都市住民の環境汚染への複合的暴露状況と住民意識に関する研究

2.1.1 24時間個人騒音暴露レベル及び生活行動別騒音暴露レベルと家屋内外の騒音レベル

(1) はじめに

「主婦」などの日常生活における行動別騒音暴露についてはこれまでも報告があるが、道路交通騒音等との関連については不明の点が多かった。そこで本研究では、首都圏内4地域において幹線道路交通の影響を考慮しつつ、24時間個人騒音暴露調査を実施した。以下では、24時間の個人騒音暴露レベルあるいは生活行動別騒音暴露レベルについて、家屋内外の騒音レベルや各種環境要因との関係を検討した結果を述べる。なお、これらの値については、自己発生源の影響が大きいことが示されているが、ここでは実生活に即した暴露全体を調べることを目的とし、あえて同影響を除くことはしなかった。

(2) 対象と方法

首都圏内の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)・同中央区(C区)のそれぞれ住居系・住工混在・商業地域及び都心オフィス街において、対象者198名(既婚女子、以下「主婦」という)を選定した(表1)。ただし、幹線道路より2~3軒目までの家屋を沿道と定義し、非沿道家屋に住む対象者をA群、沿道はさらに二分して、幹線道路に直面しない家屋・する家屋の対象者をそれぞれB群・C群と分類した。各地域の幹線道路交通量は、表1のとおりである。

上記対象者に騒音暴露計を携帯させ、10分間ごとの騒音暴露レベル $L_{Aeq}(10\text{ min})$ を24時間連続測定すると共に、その間の生活行動を10分単位で記録させた。以下では、同記録に基づき睡眠時の $L_{Aeq}(10\text{ min})$ をエネルギー平均した値を睡眠時騒音暴露レベル $L_{Aeq}(slp)$ 、その他の生活行動(以下「昼間」と総称する)ごとに同様に求めた平均値を生活行動別騒音暴露レベル $L_{Aeq}(i)$ 、 $L_{Aeq}(10\text{ min})$ の24時間エネルギー平均値を $L_{Aeq}(24\text{ h})$ と表記する。また同時に、対象者の属性や住環境要因等に関する質問紙調査も実施した。さらに、25世帯においては、家屋内外の等価騒音レベル $L_{Aeq}(10\text{ min})$ も同時測定した。ただし測定箇所は、家屋外はベランダ等(沿道家屋では幹線道路側の)とし、家屋内は同測定箇所にもっと近い室内とした。

(3) 結果

家屋内外騒音レベルの同時測定例において睡眠時・「昼間」の平均家屋外騒音レベル(L_{Aeq})をみると(図2)、いずれも沿道で高レベルであり、とくに交通量の多いS区・K区で同傾向が顕著であった。

表1 調査対象者

| 地域 | 対象者数 | | | | 幹線道路交通流(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(0.6-1.0) |

A群：非沿道

B群：沿道(幹線道路から2, 3軒目以内だが直面しない家屋)

C群：沿道(幹線道路に直面する家屋)

* ()内は大型車交通量

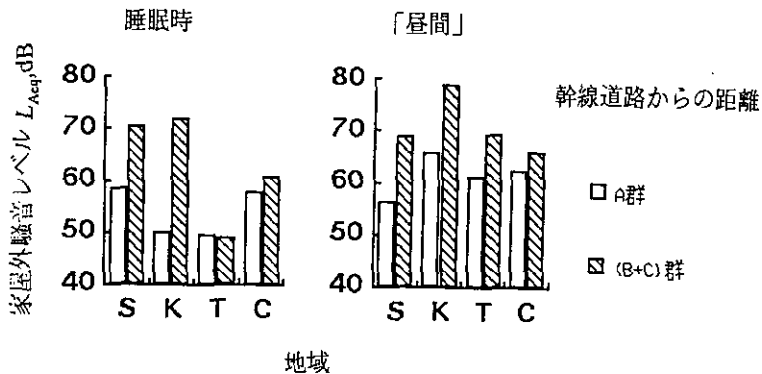


図2 睡眠時と「昼間」の家屋外騒音レベル(沿道と非沿道の比較)

家屋外騒音レベルと家屋内騒音レベルあるいは騒音暴露レベル(いずれも $L_{Aeq}(10\text{ min})$)との相関を、睡眠時と「昼間」に分けて検討した。睡眠時には家屋外騒音レベルと家屋内騒音レベルの正の相関がみられ、これは家屋内発生音の示唆された時間帯を除いたときに特に顕著に認められた($r=0.62$, $p<0.001$)。さらに、家屋外騒音レベルと騒音暴露レベルの正相関もみられ(就寝直後・起床直前各1時間を除くと $r=0.56$, $p<0.001$)、特にS・K・T区の沿道においてこの相関が強かった。これに対し「昼間」では、これら3者の相関はほとんどみられなかった($r=-0.3\sim 0.3$)。

全対象者の生活行動別平均行動時間を表2に示す。ただし、複数の行動が同時に記録された場合には、各生活行動時間に重複算入した。行動時間が比較的長い「昼間」の行動は、「食事」「身の回り」「炊事」「掃除」「洗濯」「雑事」「テレビ」の7種であった。

これら7行動における $L_{Aeq}(i)$ 、及び $L_{Aeq}(slp)$ と $L_{Aeq}(24\text{ h})$ の各平均値をみると(表2)、 $L_{Aeq}(i)$

表2 生活行動時間と $L_{Aeq}(i)$ の平均値

| 行動 | 観察人数 | 行動時間* (時間:分) | $L_{Aeq}(i)$ | |
|----------------|------|-----------------|--------------|------------|
| | | | 無職女子(n=113) | 有職女子(n=85) |
| 睡眠 | 198 | 7:17(1:21) | 48.2(9.2) | 50.0(10.0) |
| 食事 | 195 | 1:50(0:41) | 69.6(6.4) | 70.0(5.5) |
| 身の回り | 163 | 1:05(0:46) | 61.1(9.4) | 61.6(9.4) |
| 炊事 | 173 | 1:51(0:55) | 69.4(6.9) | 68.7(6.8) |
| 掃除 | 153 | 1:00(0:36) | 69.4(7.9) | 69.2(6.0) |
| 洗濯 | 146 | 1:02(0:36) | 67.6(9.2) | 67.5(8.5) |
| 育児 | 24 | 2:10(2:03) | 70.6(7.2) | 69.6(6.0) |
| 雑事 | 148 | 2:48(1:57) | 69.0(8.4) | 70.6(5.4) |
| 休養 | 107 | 1:22(0:57) | 67.4(8.6) | 64.4(10.4) |
| 買物 | 140 | 1:06(1:11) | 71.5(6.7) | 71.6(6.4) |
| 徒歩 | 76 | 1:03(0:54) | 67.7(10.2) | 67.0(8.7) |
| 自動車 | 19 | 0:56(0:28) | 72.6(3.3) | 69.7(8.7) |
| 電車 | 10 | 0:59(0:38) | 71.7(7.3) | 74.2(3.2) |
| 交際 | 33 | 1:41(1:10) | 73.7(9.3) | 67.4(9.5) |
| レジャー | 13 | 1:45(1:06) | 54.1(7.8) | 61.8(9.0) |
| テレビ | 176 | 3:00(2:09) | 67.3(8.3) | 67.4(7.9) |
| $L_{Aeq}(24h)$ | 198 | | 69.6(6.4) | 70.6(5.0) |

*各行動が観察された人数を分母としたmean(s.d.)

には生活行動により約10 dB(A)の差がみられた。ただし、同一行動についてみると、 $L_{Aeq}(i)$ 、 $L_{Aeq}(slp)$ はこれまでの報告とほとんど同レベルであった。

$L_{Aeq}(24h)$ の全体平均値(s.d.)は70.0(5.8)dB、地域別にはS区72.5 dB、K区72.6 dB、T区68.1 dB、C区69.7 dBで、S区・K区で有意に高かった(F -test: $p < 0.001$)が、幹線道路からの距離などの住環境や、個人属性との関連は認められなかった(表3)。ただし、 $L_{Aeq}(i)$ が比較的高い家屋外の4行動をデータから除いて上の値を再計算すると、これに有意の地域差は認められなかった。すなわち、先にみられた $L_{Aeq}(24h)$ の地域差は、家屋外行動時間の長さ及びその際の暴露レベルの地域差によるものであり、家屋内で生活している限り暴露レベルには差がないものと考えられた。

$L_{Aeq}(slp)$ 及び前記7行動の $L_{Aeq}(i)$ について、それぞれと住環境・個人属性等との関連を一般線形モデル(GLM)により解析した結果、 $L_{Aeq}(slp)$ については、交通量の多いS区・K区の沿道に

において有意に高く、また非沿道について比較するとS区で有意に低かったが、これ以外の要因との関連は認められなかった(表3、図3)。一方、「昼間」については、身の回り・洗濯時の $L_{Aeq}(i)$ が鉄筋コンクリート家で低かったことを例外として、各要因との有意の関連は認められなかった。

表3 $L_{Aeq}(24h)$, $L_{Aeq}(slp)$ と居住環境・属性のGLMによる解析

| 説明変数 | 目的変数 | $L_{Aeq}(24)$ | $L_{Aeq}(slp)$ |
|---------------|------|------------------------|------------------------|
| 地域(S・K・T・C) | | F=9.7*** ¹⁾ | F=6.4*** ²⁾ |
| 幹線道路との距離(A-C) | | 0.7 | 4.2* ²⁾ |
| 地域*幹線道路との距離 | | - | 2.6* ²⁾ |
| 一戸建て/集合住宅 | | 0.3 | 0.0 |
| 住居構造 | | 0.3 | 0.5 |
| 窓の構造 | | 0.5 | 0.5 |
| 年齢 | | 4.1 | 0.5 |
| 職業 | | 2.3 | 1.9 |
| 同居者数 | | 0.1 | 1.2 |
| (モデル全体) | | 3.0** | 0.6 |

F-test: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$

¹⁾S・K区 > T・C区 ²⁾図-3参照

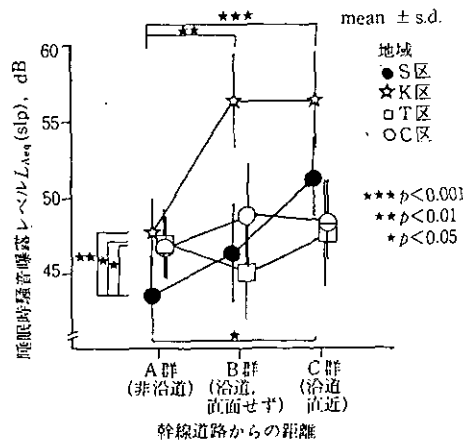


図3 地域別・幹線道路からの距離別 $L_{Aeq}(slp)$ 調整平均

さらに、上記の8値及び $L_{Aeq}(24h)$ と、「物音に対する感じやすさ」、最近1年間の既往歴、心身の自覚症状との関連を同様に検討した結果、「身体的自覚症状」の多い群は少ない群に比べ、「食事」「身の回り」「炊事」「テレビ」時の $L_{Aeq}(i)$ 及び $L_{Aeq}(slp)$ 、 $L_{Aeq}(24h)$ の6値が2～3dB有意に高く、また「人より物音に感じやすい」と回答した群では「炊事」「テレビ」時の $L_{Aeq}(i)$ が2～3dB有意に低かった。しかし、最近の既往歴や「精神的自覚症状」「活動性」に関する訴えは、暴露レベルと関連がなかった。

一方、これら9値の相関係数をみると、a)「睡眠」「身の回り」、b)「食事」「炊事」「雑用」「テレビ」、c)「洗濯」「掃除」の各行動群では、互いに高い相関がみられ、b)の4行動と $L_{Aeq}(24h)$ との高い相関もみられた($r=0.46\sim 0.79$)。詳細な検討の結果これらの相関は、記録と行動のずれによる見かけ上のものではなく、またこれらの相関から「身体的自覚症状」「物音に対する感じやすさ」の影響を除去した偏相関係数もほぼ同様の値を示した。

(4) 考察

家屋内外の騒音レベルと個人暴露レベルの関連をみると、睡眠時においては、特に沿道家屋における道路交通騒音の家屋内への侵入と、これによる個人暴露レベルの上昇が示唆された。これらの関連は、家屋内発生音の影響や、行動記録と実際の就寝・起床時刻のずれの可能性などを慎重に考慮しても、なお認められた。一方、「昼間」においては、家屋内騒音レベル及び家屋内で生活している限りの個人暴露レベルは主として家屋内の発生音によって規定されている(ただし家屋内音源と個人暴露レベルとの関係は生活行動に伴い複雑に変化している)と考えられた。

次に全対象者についてみた場合、 $L_{Aeq}(24h)$ と住環境・個人属性との有意の関連は、家屋外行動の影響を除いた場合には認められなかった(表3)。同値は通勤条件や職場の騒音環境の影響を受けるとの報告もあるが、今回は通勤していない対象者が多かったため(表2)職業の有無による差がみられなかったものと思われる。一方、若年「主婦」では、育児等に伴う騒音暴露のために $L_{Aeq}(24h)$ が高いとの報告もあるが、今回は幼児のいる世帯が少なかったためそのような年齢差もみられなかったのであろう。

しかし、睡眠時には、夜間8時間交通量9,000台のS区では沿道直近、同22,000台(高架部あり)のK区では沿道20～30m以内の家屋で、道路交通騒音の影響により $L_{Aeq}(slp)$ が8～9dB高くなっていた。すなわち、道路交通騒音による沿道住民の $L_{Aeq}(slp)$ への影響は夜間道路交通量の関数として整理され、道路交通量及び沿道人口のデータから影響人口の大きさを推定しうることが示唆された(環境庁のデータベースによれば $L_{Aeq}(slp) > 50$ dBの人口は全国総人口の0.7～1.0%と試算されるが、その推定精度にはいくつかの問題があり、今後の検討課題である)。なお、幹線道路の影響が少ないであろうA群に限って比較すると、住居系地域(S区)よりも他の3地域の $L_{Aeq}(slp)$ は2～3dB高く、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の影響と考えられた。

一方、「昼間」の主な家屋内行動については、 $L_{Aeq}(i)$ と住環境・個人属性との関連は認められなかった。一部の $L_{Aeq}(i)$ は鉄筋コンクリート家屋で有意に低く、一見、住居の遮音性能の差を示すようであるが、一連の行動で系統的にみられた傾向ではないので、偶然生じた差である可能性も否定できない。なお別途、他の研究者の騒音暴露調査のデータを入手して同じ解析を行ったが、結果は同様であった。したがって、「昼間」家屋内で生活している間の騒音暴露レベルは、主に生活行動の種類によって規定され(表2)、もっぱら対象者の行動自体に起因する音暴露により支配されていると考えられた。なお、住環境・個人属性による $L_{Aeq}(i)$ の差が少ないため、対象者の背景を異にする諸調査を比較しても、 $L_{Aeq}(i)$ や $L_{Aeq}(24\text{ h})$ の平均値はほぼ同じになるものと考えられる。これらの結果は、騒音暴露実験の条件の検討や、 $L_{Aeq}(i)$ に音の種類ごとの重みづけを行って算出する「騒音不快指数」を考える際などに参考になる。

ところで、身体的不定愁訴の多い人では $L_{Aeq}(i)$ が高い傾向にあったが、たかだか2～3 dBの $L_{Aeq}(i)$ の差が不定愁訴の原因とは考えにくく、その理由は明らかでない。また、「物音に感じやすい」人で $L_{Aeq}(i)$ が低かったことは、その行動特性を示唆するかにみえるが、一部の $L_{Aeq}(i)$ に限って同傾向がみられた理由は不明である。他方、いくつかの $L_{Aeq}(i)$ の間には明らかに正相関があり、複数の行動で一貫して騒音暴露レベルが高い(低い)対象者の存在が指摘された。この個人差は、前述の要因のみでは説明されなかった。これまでに職業性の「慣れ」の影響を示唆する報告もあるが、今回の対象者に騒音性職場で勤務する者はなかったため、上記個人差の説明にはならない。以上の結果の意義、とりわけ $L_{Aeq}(i)$ の個人差の背景については、今後さらに検討を要すると思われる。

(5) まとめ

首都圏内4地域において実施した個人騒音暴露調査の結果、「主婦」の $L_{Aeq}(24\text{ h})$ は平均70.0 dBで、 $L_{Aeq}(\text{slp})$ 、 $L_{Aeq}(i)$ とともに従来の調査とよく一致した。 $L_{Aeq}(24\text{ h})$ 及び家屋内での主な $L_{Aeq}(i)$ について、家屋外騒音(特に道路交通騒音)の影響及び住環境・個人属性との関連は認められず、職業・育児等による格別の騒音暴露がない「主婦」が家屋内で生活する限り、これらの集団での平均値はほぼ一定と考えられた。しかし、 $L_{Aeq}(\text{slp})$ には家屋外騒音、特に幹線道路交通騒音の影響が示唆され、影響人口の大きさは道路交通量の関数として考えられた。なお、複数の行動において一貫して $L_{Aeq}(i)$ の高い(低い)対象者がみられ、自己発生源の大小をもたらすような行動特性が推測されたが、その背景は今後の検討課題と考えられた。

2.1.2 環境汚染に対する住民の自由記述法による意識調査

大都市住民の近隣公害・都市公害への意識・認識を把握するために、東京都内の①板橋区のある高層住宅とその周辺の一戸建て住宅、②世田谷区の住宅地、③中央区の商業地の3地域を対象として、①では音環境について、②と③では迷惑・被害感についてアンケート調査を行い、分析

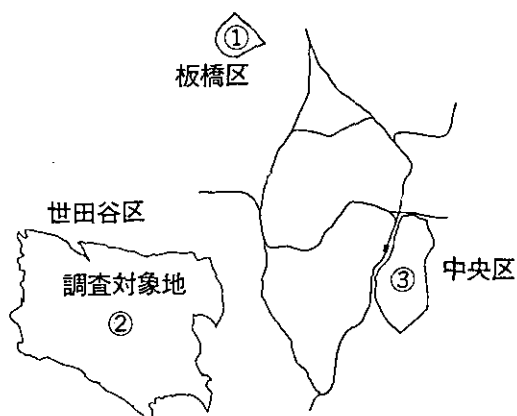


図4 調査対象3地域の位置

した。調査地の位置を図4に示す。調査の方法は、与えられた質問に対して自分の考えたこと、思ったことを自由に記述してもらう自由記述法を用いた。分析の方法は、文章等で表された記述内容を単語に分解し、それを地域ごとに各地域内の調査地区の記述語の集合を作り、その記述語の集合について、その記述語の頻度を数える(頻度分析)、多くの人が共通して用いる記述語をひとつとまとりにする(クラスタ分析)等により、記述内容を分析した。

①高層住民とその周辺の一戸建て住民の音環境意識の比較

東京都内の住宅地で高層住宅に居住する人とその周辺の一戸建て住宅に居住する人に身の回りの音についての意識調査を行った結果、高層住民は自分の住む棟内、それも上下左右の隣接戸に意識が集中し、近隣社会の音への関心がきわめて低いことが明らかになった。高層住民の記述語のクラスタを表4に示すが、その表4でのH、I、Jという語のクラスタにこのことは端的に読み取れる。さらに、語クラスタFにも棟内での音の問題が切実に感じられる。表5に一戸建て住民の語クラスタを示すが、この結果からは、一戸建て住民は生き物や車両など戸外の音の発生源に関心を示すことが分かり、高層住民と一戸建て住民とでは、身の回りの音環境の認識にかなりの相違が生じていることが分かった。しかし、一戸建て住宅であろうと密集が意識されると、上下間の音の授受は語られないが、集合住宅と同様な音の問題が発生する可能性も明らかになった。さらに、同じ高層住宅に居住していても、その居住階により音環境の認識が異なることも、居住階別に回答を分析することにより明らかになった。

以上のことから、高層住民の特徴は隣接する上下左右の戸との間の加害、被害感であることが分かり、同一地域でも建物の建築形態が異なると、住民の音意識がかなり異なり、大都市内の住宅地域という設定、あるいは1kmメッシュという枠内で住民の音環境を一概に論ずることはできず、たとえ近いところに住んでいても住居の構造とその集合の状況の差異を考慮にいれなければ、誤った結論を導くということも分かった。

表4 高層住民の記述語のクラスタ (出現頻度 15 以上, 54 語)

| A | | | | B | C | | D | E | F | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|--|
| 開 | 部 | 騒 | 高 | う | 静 | 分 | 道 | 深 | 必 | 防 | 間 | 高 | 住 | 生 | 集 | 生 | 程 | が | し | が | |
| け | 窓 | 高 | 速 | る | 中 | 外 | 車 | イ | | | 高 | 人 | 住 | 合 | 合 | ま | ま | う | い | い | |
| 閉 | め | 速 | 道 | さ | か | か | 路 | 声 | | | 層 | 住 | 住 | 住 | 活 | 度 | ん | | | | |
| | 屋 | 音 | 路 | い | か | | ク | | 夜 | 要 | 音 | 題 | 宅 | 宅 | 宅 | | | | | | |

| G | | | H | I | J | | | | | K | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 注 | わ | 迷 | 困 | 上 | 両 | と | 響 | 飛 | 子 | 上 | 気 | ビ | 聞 | 下 | お | 走 | 気 |
| が | | ン | 近 | 下 | ど | 下 | な | び | 夜 | ど | に | ア | こ | 互 | 互 | 互 | を |
| 意 | 家 | 惑 | る | 階 | り | り | 上 | 跳 | も | 階 | な | ノ | 音 | 階 | い | 使 | |
| | | | ン | | | | | ね | る | | | | | | | う | |

表5 一戸建て住民の記述語のクラスタ (頻度 10 以上, 48 語)

| A | | | B | | | C | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|----|
| 鳴 | う | 子 | 聞 | 聞 | 音 | 昼 | 道 | 通 |
| 犬 | き | 声 | こ | 夜 | 夜 | 響 | 車 | 静 |
| 声 | い | も | え | く | 楽 | 間 | 路 | バ |
| | | | る | | | | る | 騒 |
| | | | | | | | か | 気 |
| | | | | | | | ク | に |
| | | | | | | | | なる |

| D | | | E | | | | F | G | H | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 深 | 生 | 環 | 話 | 開 | 考 | 眠 | テ | と | ビ | 近 | 迷 | 高 | 近 | 住 | 工 | 困 | 感 |
| 人 | | 家 | し | け | え | レ | レ | な | ア | | | 速 | 風 | い | む | 事 | 住 |
| 夜 | 活 | 境 | 声 | め | る | る | ビ | オ | リ | ノ | 所 | 道 | 路 | | | | 住 |
| | | | | | | | オ | リ | ノ | 所 | 惑 | | | | | | 住 |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | 宅 |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | 宅 |

②住宅地での幹線道路沿道と非沿道での被害・迷惑感の比較

東京都内の住宅地で、幹線道路沿道4地域(首都高速3号線と国道246号線が重走するD1、首都高速3号線及び東名高速道、あるいは国道246号線のいずれかが通過するD2、環状7号線沿道D3、環状8号線沿道D4)と非沿道1地域(D1、D3、D4に囲まれたD5)の住民に対して行った、身の回りを受けている被害・迷惑についての調査結果の頻度分析からは、音や自動車交通による被害・迷惑感、非沿道でも目立ち、沿道に固有の特徴ではなく、沿道に特徴的なのは「排気ガス」と「震動」が同時に語られることであり、また被害・迷惑の状況の程度の描写に使われる「ひどい」が、使用頻度において「うるさい」より必ず上位にくる、という特徴も見られた。表6に各地域における記述語の上位12位までを示す。クラスタ分析の結果として、幹線道路沿道4地域のうち、回収数が比較的多く、道路が既存の住宅地の中を通されたものであること等より、環状7号線沿道住民の語クラスタを表7に、非沿道住民の語クラスタを表8に示す。沿道では、

表6 記述語の地域別出現頻度順位 (上位12位まで)

| 順位 | 幹線道路沿道 | | | | | | | | | | 非沿道 | |
|-----|--------|-------|------|-------|-------|-------|-------|-------|------|------|------|------|
| | D 1 | | D 2 | | D 3 | | D 4 | | D 5 | | 記述語 | 頻度率 |
| 記述語 | 頻度率 | 記述語 | 頻度率 | 記述語 | 頻度率 | 記述語 | 頻度率 | 記述語 | 頻度率 | | | |
| 1 | 車 | 1.394 | 高速道路 | 1.353 | 騒音 | 1.375 | 車 | 1.500 | 道路 | .687 | 道路 | .687 |
| 2 | 高速道路 | 1.152 | 車 | 1.000 | 車 | 1.250 | 騒音 | 1.256 | 騒音 | .614 | 車 | .614 |
| 3 | 国道246 | 1.121 | 家 | .971 | 震動 | 1.047 | 道路 | 1.103 | 騒音 | .455 | 騒音 | .455 |
| 4 | 騒音 | .879 | 騒音 | .941 | 環状7号線 | .938 | 環状8号線 | 1.064 | 家 | .403 | 家 | .403 |
| 5 | 騒音 | .788 | 排気ガス | .706 | 環状7号線 | .750 | 排気ガス | .769 | 多 | .386 | 多 | .386 |
| 6 | 家 | .667 | 道路 | .676 | 排気ガス | .656 | 騒音 | .756 | 多 | .381 | 多 | .381 |
| 7 | 道路 | .667 | ゴ | .647 | 夜 | .594 | 多 | .577 | 人 | .323 | 人 | .323 |
| 8 | 排気ガス | .636 | 人 | .559 | 大型車 | .406 | 夜 | .526 | 夜 | .308 | 夜 | .308 |
| 9 | 多 | .545 | 震動 | .559 | 多 | .391 | 通 | .462 | 通 | .286 | 通 | .286 |
| 10 | 自 | .515 | 自 | .529 | 多 | .375 | 人 | .449 | 人 | .284 | 人 | .284 |
| 11 | 人 | .485 | 音 | .500 | トラック | .375 | トラック | .436 | トラック | .274 | トラック | .274 |
| 12 | ひ | .455 | 多 | .471 | 朝 | .375 | 自 | .423 | 自 | .254 | 自 | .254 |

表7 環状7号線沿道D3における記述語のクラスター (頻度8以上, 54語)

| A | B | C | D | E |
|----------|----|-----|-----|-----------------------|
| 汚大ト規工 問困 | 住深 | 大必通 | 空作安 | 大一 道騒 震環排 状気多 7ガ夜 号線ス |
| ラ 前 | | き | | 型日朝車 |
| 染気ク制事 題る | む夜 | い要行 | 氣る眠 | 車中 路音動線ス |

| F | G | H | I |
|-------------|--------------|---|---|
| 汚地黒よ考 使開 搖ひ | 走悩子小 自現 面静昼一 | 歩 | バ |
| え音 窓け 夏れど | どさ人 家す 年 | | イ |
| れ震いいる うめ るい | るむもい 分在 るか間中 | 道 | ク |

表8 非沿道D5における記述語のクラスター (頻度38以上, 53語)

| A | B | C | D |
|--------------|-----|----|--------------|
| 道 駐多騒バ通 | 取 警 | う近 | 問最 ゴ近 自 現よ困と |
| 車 イ 夜夏朝 転ま | 締 | る音 | 人 家 前 な |
| 路 車い音ク行 通車い夜 | り察 | いい | 題近 ミ所 分 在いるり |

| E | F | G | H | I | J | K |
|---|-----------|--------|---|---|----|---|
| 犬 | 考必地建マン住住規 | 土わ住関昼大 | 子 | 工 | ア路 | |
| | え シ 宅中 | が 塀き | ど | | パ | 木 |
| | る要域設ン民街制 | 地家宅係間い | も | 事 | ト上 | |

「道路」、「車」、「交通」、「騒音」、「震動」、「排気ガス」及び目の幹線道路の名称などが、1つのクラスタ（表7でE、最も多くの回答者によって記述されるので、主クラスタという）に集中し、沿道の4地域でほとんど相違はなく、主クラスタ以外の語クラスタは主クラスタの言い換え、付属的描写、より具体的記述・個別的記述である。一方、非沿道における迷惑・被害感が多岐にわたり、沿道にみられるような幹線道路公害3要素のセット（騒音、震動、排気ガス）は指摘されないが、住宅地内の道路の利用者（車）のマナーの悪さに加え、通行量の増加による交通事故の危険性にかかわる迷惑・被害も指摘された。さらに、アパート・マンション住人の指定日外のゴミ出し、不法路上駐車などモラルの無さやマナーの悪さに始まり、アパート・マンションの存在自体が住宅地としての価値の低下という迷惑・被害として挙げられ、現在の住宅政策が必ずしも現住民の生活を向上させているとはいえない面も明らかになった。また、幹線道路沿道の回答者のクラスタを縦に、記述語のクラスタを横に組み合わせて、その回答密度 C_{ij} を濃淡で示した2元クラスタリングでは、環状7号線沿道D3の住民の2元クラスタリング図を図5に示すが、沿道住民の被害・迷惑感幹線道路が原因となるものでほとんど埋め尽くされ、個々の属性の差異はほとんどないことが分かった。

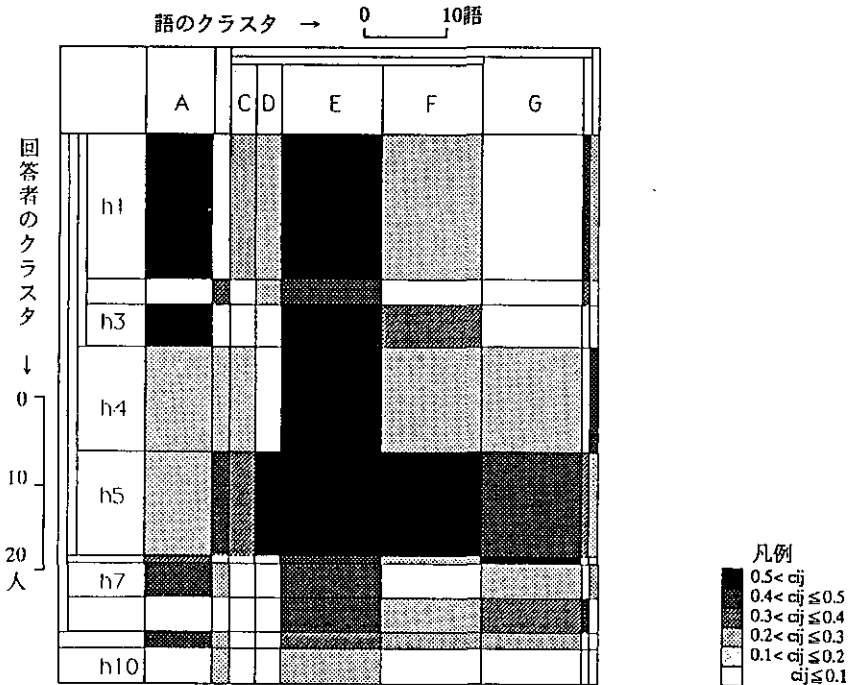


図5 環状7号線沿道D3の記述語と回答者の2元クラスタリング図
 (頻度8以上, 54語, 64人)

以上の結果から、住宅地を貫通する幹線道路の沿道では、幹線道路によってもたらされる諸種の迷惑・被害で回答がほぼ埋まり、沿道住民にとって幹線道路による迷惑・被害がいかにも圧倒的であるかが分かった。一方、非沿道では、都市計画、道路政策、住宅政策に直接かかわる問題も指摘されるが、住民や通行者の規律やモラル、生活様式にかかわることも見いだされ、解決には異なったアプローチも要求されることが分かった。また、①と同様に、都市の環境状況を1km程度のメッシュで表示することは、幹線道路沿道の状況を把握する上で、不十分なだけでなく、誤った認識に導くということも明らかになった。

③都心商業地住民の迷惑・被害感の分析

東京都心の商業地においても、先の②の調査と同様の迷惑・被害感に関するアンケート調査を行った。その際、調査地域内を通過する幹線道路（外堀通り、中央通り、昭和通り、永代通り、八重州通り、鍛冶橋通り、晴海通り、首都高速道）に着目し、その道路端から20m以内（沿道という）、それ以外（非沿道という）とに住民を分け、幹線道路の存在による被害・迷惑感の影響も調べた。頻度分析及びクラスタ分析から、都心商業地における迷惑・被害感は、夜間道路工事（本来は禁止されている）による不眠、ビル工事の騒音・震動、不法路上駐車、遊興街からのゴミ出し、浮浪者・犬・猫・カラスによるゴミの散乱、悪臭などであることが分かり、さらに、沿道では、車による騒音、排気ガス、大気汚染も訴えられる。しかし、住宅地における幹線道路の影響ほどには大きくなく、都心商業地としての被害・迷惑感が住民の意識の中で多くの部分を占めていたため、住宅地ほど幹線道路からの迷惑・被害の訴えが浮き上がってこなかったと考えられる。表9に、クラスタ分析の結果得られた非沿道住民の記述語のクラスタを示す。

以上の結果から、都心商業地における迷惑・被害感は、商業地であるが故のものも多く、幹線道路沿道では、②の幹線道路沿道と同様、幹線道路に起因した問題も指摘されるが、②ほど多くない。住民の生活環境に対する迷惑・被害感の差異は、その地域の土地の利用形態と幹線道路の有無なども関係することが分かった。また、住宅地と商業地に共通する、ゴミと人とのかかわる

表9 商業地の住民の記述語のクラスタ（頻度20以上、50語）

| A | | B | C | D | | E | | |
|---|-----|-----|----|----|----|----|----|-----|
| 水 | ガ電電 | 騒工道 | 建震 | 眠日 | 深仕 | 駐作 | 駐排 | 交波銀 |
| | | 夜 | | 曜 | 方音 | 車 | 車ガ | |
| 道 | ス気話 | ル音事 | 路設 | 動 | る日 | 場 | 車ス | 通滯座 |

| F | G | | H | I | J | K | L | M |
|----|-----|----|----|----|---|---|----|-------|
| ゴ出 | 考住現 | 問多 | 自地 | 生住 | 少 | 近 | 悪臭 | 使昼ひ |
| 朝店 | え | 人家 | 前 | | な | 町 | 夏 | ど中 |
| ミス | るむ在 | 題い | 分 | 域活 | 民 | い | 所 | いうう間い |

迷惑・被害を指摘することができた。土地の利用形態が異なろうとも、共通した迷惑・被害が存在することは、この問題がどこでも起こり得ることを示し、共通の解決方法の存在を示唆する。

2.2 大都市居住に伴う精神・心理ストレスとその健康影響評価に関する研究

2.2.1 騒音公害苦情の統計的研究

環境騒音行政においては、個別の住民影響は当局への“苦情”となって初めて対応・対策が検討される。また、騒音公害苦情の発生数(率)は住民のannoyanceの指標としてしばしば用いられている。しかし、苦情の発生過程には、音の種類ごとの特性や個人・集団の感受性、行政への期待度など多要因が複雑に関与しているため、その数はあくまで住民影響の間接的な指標と考えられる。それゆえ、地域での騒音苦情発生の意義を検討しておくことは、騒音影響に関する環境保健モニタリングを考える上で重要である。この点に関して、大都市圏における騒音公害苦情発生率についての都市生態学的研究と、同じく社会疫学的住民調査による苦情行動の背景に関する研究を行った。

A. 大都市圏における騒音公害苦情発生率についての統計的研究

(1) 資料と方法

全国市町村の公害担当部局が昭和61年度に新規受理した騒音公害苦情件数(環境庁特殊公害課調査)と、各種騒音の発生状況及び住民の暴露機会に関連する35種類の地域特性の情報(既存統計資料から収集、環境庁交通公害対策室による全国沿道騒音実態調査報告書のデータベースから得た騒音レベル別沿道人口推定値も含む)を資料として用いた。一部の指標は地域面積または人口当たりで換算した(表10)。苦情件数と市町村別人口から首都圏(1都6県)の176市区(東京23区を含む)について地域別の人口10万人当たり年間騒音苦情発生率(Annual Incidence Rate of Spontaneous Noise Complaints, AIRSNC)を騒音の種類ごとに求めた。176市区全体としてのAIRSNCを騒音の種類別に表11に示す。なお、ここに掲げなかった鉄道・航空機などの騒音は、苦情発生数が少なく発生地域も限局されることから、以下の検討から除外した。AIRSNCと各種地域指標との関連を多変量解析によって検討した。

(2) 結果

人口密度(対数)と各AIRSNCとの関係を見ると、a)人口密度の上昇に伴い急上昇するパターン(商業・その他の工場・特定建設・その他の建設及び家庭騒音)、b)人口密度と相関しないパターン(特定工場・自動車騒音)の2つに大別された。

表10の35指標は主成分分析によって固有値1以上の4主成分すなわち“高密度居住”、“人口の流動性”、“工業化”、“周辺の都市化地域”に要約された。“高密度居住”主成分には商業・住居・建設関連指標の負荷も大きく、地域の“超都市化”を表すものと解釈され、地理的には東京23区

表10 騒音苦情発生率との関連が予想された地域指標

| <人口関連指標> | | | <商業関連指標> | | | <住居関連指標> | | |
|-------------------|---------------------|-------------------|---------------|--------------------|-------------------------------|-------------------|--------------------|----------------------------|
| 1) 人口密度 (人/ha) | 15) 卸売販売額 (億円/千人) | 25) 持ち家世帯割合 (%) | 2) 平均世帯人員 (人) | 16) 課税対象額 (億円/千人) | 26) 住宅密度 (/ha) | 3) 就業者人口割合 (%) | 17) 商業系地域人口割合 (%) | 27) 一戸建て住宅割合 (%) |
| 4) D1D人口割合 (%) | 18) 住居地域小売店密度 (/ha) | 28) 共同住宅割合 (%) | 5) 昼/夜人口比 | 19) 小売店売上 (円/店・年) | 29) 一人当たり量数 | 6) 65歳以上人口割合 (%) | 20) 飲食店数 (/千人) | 30) 住居系地域人口割合 (%) |
| 7) 総人口移動率 | 21) 第3次産業人口割合 (%) | 31) 第1次産業人口割合 (%) | 8) 自然増加率 (%) | 22) 第2次産業人口割合 (%) | 32) 公園面積 (m ² /千人) | 9) 社会増加率 (%) | 23) 市町村土木費 (億円/千人) | |
| 10) 核家族世帯割合 (%) | | | | | | | | |
| <工業関連指標> | | | <建設関連指標> | | | <道路関連指標> | | |
| 11) 工場数 (/千人) | 22) 着工住宅密度 (ha) | | 12) 工場数 (/千人) | 23) 市町村土木費 (億円/千人) | 33) 幅員10m以上舗装道路に面する住宅割合 (%) | 13) 工業系地域人口割合 (%) | 24) 宅地価格 (円/ha) | 34) 昼間道路騒音>70dBの沿道人口割合 (%) |
| 14) 製造品出荷額 (億円/人) | | | | | | | | 35) 夜間道路騒音>65dBの沿道人口割合 (%) |

表11 176市区全体における音源別AIRSNC

| 音 源 | 総件数 | AIRSNC ^{a)} |
|------------------|------|----------------------|
| 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 |
| 家庭生活 | 800 | 2.02 |
| 道路交通 | 162 | 0.41 |
| 総計 ^{b)} | 7506 | 20.88 |

^{a)}176市区を一括して求めた。

^{b)}上記以外の種類の騒音苦情も含む。

を始めとする首都圏の中心地域で高スコアであった。“人口の流動性”主成分はこれを取り巻く中間地帯（通勤圏）で高スコアであった。

騒音の種類別AIRSNCとこれら4スコアの重回帰分析の結果（表12）、a) 特定工場以外の騒音ではすべて“高密度居住（超都市化）”主成分との関連が有意だが、道路交通騒音では関連はきわめて小さかった。b) 特定建設騒音については“人口の流動性”との負の関連もみられ、AIRSNCが中心部で特に高いことを示している。c) 工場関連の騒音では“工業化”主成分との関連が有意

表12 AIRSNCと地域特性を表す主成分得点との重回帰分析

| 音源 | 偏回帰係数 | | | | F | R ² |
|--------|----------|-----------|----------|------|----------|----------------|
| | C 1 | C 2 | C 3 | C 4 | | |
| 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 |
| 家庭生活 | 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 |

C 1 : "超都市化" C 2 : "人口の流動性" C 3 : "工業化" C 4 : "周辺の都市化地域"主成分
F-test: ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$

であり、苦情発生状況が“都市化”とは独立して工場の分布等に依存していることを示唆している。

さらに、35 地域指標を個別に説明変数とした場合の結果を表 13 に示す。この結果と先の結果を総合すると、a) 商業騒音と家庭騒音のAIRSNCは人口密度あるいは“超都市化”と相関し大都市圏の中心部ほど高いが、そこでは関連する騒音の発生が並行して大きくなっている。b) その他の工場・特定建設・その他の建設騒音では、同様に人口密度あるいは“超都市化”と相関しているが、一部にこれと独立した分布もみられ、特定建設騒音では大都市圏の中心部でとりわけAIRSNCが高い。c) 特定工場騒音の発生状況は人口密度と独立しており、工場の分布等によりほぼ規定されている。d) 道路交通騒音のAIRSNCは他の騒音に比べきわめて低レベルにあるが、多少は“超都市化”と相関している、等が明らかになった。

(3) 考察

上記の結果をマクロにみると、特定工場・自動車騒音を除くAIRSNCは人口密度あるいは“超都市化”と相関が強く、苦情発生状況に密度効果(crowding effect)が働いていることが示唆される。“超都市化”主成分には各種人間活動の集積を表す指標が同時に高い負荷を持つことから、これは人口集積に比例した人間活動に伴う騒音発生状況と、高密度居住に伴う騒音暴露機会の増加との相乗効果と考えられる。

ただし、表 13 からは、さらにミクロな側面もうかがえる。商業騒音では、小売店密度(人口密度と直線的に相関)と独立した商業活動の規模との関連が示唆される。また、建設騒音の苦情では、人口密度の他に住居系地域人口割合(中間部で高い)や集合住宅(一戸建て住宅)割合も関与しており、大都市圏中心部の「非住居系地域に集合住宅が多い状況」との関連が示唆される。

表13 AIRSNCと個別の地域指標との重回帰分析

| 音源 | 説明変数 | 偏回帰係数 | F | R ² |
|--------|-----------------|----------|---------|----------------|
| 特定工場 | 工場数 (/千人) | 0.52** | 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*** | 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*** | 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* | 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 (住居地域小売店密度) | 5.86*** | 52.9*** | 0.380 |
| | log (小売店売上/店・年) | 7.38** | | |
| 家庭生活 | log (人口密度) | 2.54*** | 50.0*** | 0.223 |
| 道路交通 | (n.s.) | - | - | - |

F-test: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$

他方、工場関連（特に特定工場）の騒音苦情は前述のとおり、地域の“工業化”との関連が強く、この地域特性は“超都市化”とは独立して分布している。

人口密度との相関がみられないもう一つの例は道路交通騒音苦情で、同AIRSNCは絶対的にも相対的にもすべての地域で低レベルにあった。後述のように実際には、都市環境騒音の中で同騒音の問題性はきわめて大きいと考えられるので、この場合にはAIRSNCが住民の精神的影響や生活妨害等の実態をほとんど示していないといえることができる。

以上のように、自動車騒音以外についてのAIRSNCは、地域の騒音発生状況ないし住民の騒音暴露機会に関連する指標と関連しており（説明率約20～40%）、騒音の種類ごとにみれば、問題性の地域差をマクロに示す指標とみなすことができよう。ただし、後述のように、問題の実態と苦情の発生状況との関係は騒音の種類ごとに異なる。したがって、騒音の種類ごとの苦情発生率の差（表11）が、そのまま各騒音の問題性の相対的な差を示すものではないことに留意する必要がある。

表14 地域別対象者数

| 地 域 | A群 | B群 | C群 | 計 |
|-------------|-----|-----|-----|-------|
| S区(住居系) | 150 | 33 | 37 | 220 |
| K区(住工混在) | 135 | 18 | 36 | 189 |
| T区(商業系) | 348 | 78 | 105 | 531 |
| C区(都心オフィス街) | 141 | 52 | 21 | 214 |
| 計 | 774 | 181 | 199 | 1,154 |

B. 騒音による不快感と騒音公害苦情行動に関する社会疫学的研究

(1) 対象と方法

首都圏内の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)・同中央区(C区)のそれぞれ住居系地域・住工混在地域・商業系地域・都心オフィス街において対象者(既婚女子, 2.1.1項騒音暴露調査の対象者も含む)を選定し, 自記式質問紙調査(郵送法)を実施した。各地域の配布数はそれぞれ647/651/664/594で, 有効回答数(率)はそれぞれ220(34%)/189(29%)/531(80%)/214(36%), 計1,154名(45%)であった(表14)。ただし以下では, 幹線道路から20~30m以内に家屋がある場合を沿道と定義し, 非沿道群をA群, 沿道群のうち2車線以上の道路に直面していない場合をB群, 直面している場合をC群とする。

主な質問内容は, 1) 屋内で「よくきこえる」音とそのうち「迷惑」な音, 2) このうち「もっとも迷惑」な音による迷惑感(第2次London空港調査で用いられたannoyanceリストを用い, 14項目の各迷惑内容について「迷惑を受けている」場合には1点, 「いない」場合には0点を与え, 合計点(迷惑感スコア)をannoyanceの総合的指標とした), 3) 「もっとも迷惑」な音への対処行動の経験, 等である。

(2) 結果

回答者中854名(74%)が「迷惑」な音を1つ以上挙げた。「もっとも迷惑」な音(53%が道路交通騒音)による迷惑感としては, 「夜間覚醒」「びっくりさせられる」「家屋振動」「夜窓を開けられない」等の訴え率が特に高かった(図6)。

迷惑感スコア(「迷惑」な音を1つも挙げなかった場合には0点)は, mean(s.d.)=2.8(2.9)。Cronbachの信頼性係数 $\alpha=0.75$ で項目間の内的一貫性は十分と考えられた。同スコアと住環境・属性等との関連をGLMにより検討した結果, 表15, 図7に示す項目との有意の関連が認められた。

前記854名について, 「もっとも迷惑な音」に対する3種類の対処行動の経験率と迷惑感スコア

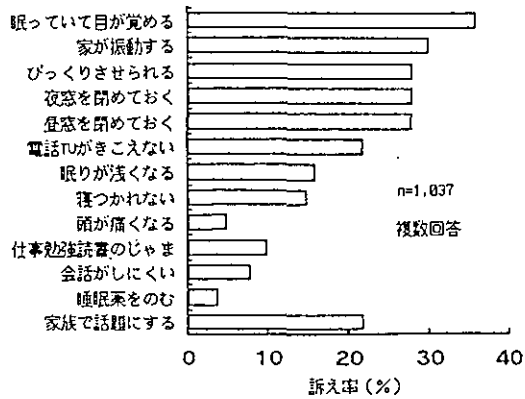


図6 「もっとも迷惑な音」による迷惑感の内容別訴え率

表15 迷惑感スコアの一般線形モデルによる解析

| 説明度数 | F |
|------------------|---------|
| 1) 地域 (S/K/T/C区) | 4.2** |
| 2) 幹線道路との距離 | 17.4*** |
| 3) 1) * 2) | 4.9*** |
| 4) 寝室の位置 | 10.3** |
| 5) 家の周りの悪臭への不快感 | 17.4*** |
| 6) 家の周りの大気汚染への評価 | 12.6*** |
| 7) 身体的自覚症状 (高/低) | 8.0** |

$F = 17.1^{***}$, $R^2 = 0.264$ ($F_{test} : ***p < 0.001, **p < 0.01$) 住居形態・住居構造・窓の構造・年齢・職業の有無・同居者人数とこの関連は認められなかった。

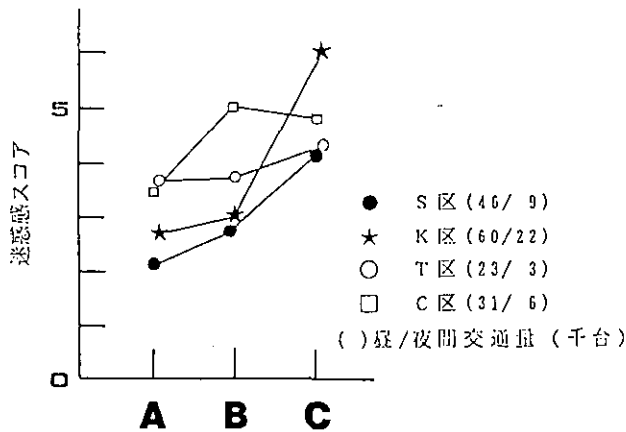


図7 迷惑感スコアの地域別・幹線道路からの距離別調整平均
 A：非沿道，B：沿道（幹線道路から20～30m以内だが直面しない家屋），
 C：沿道（幹線道路に直面する家屋）

(同スコアが2点以下/2～5点/6点以上の場合をそれぞれ、迷惑感低値群(n=369)・中値群(n=302)・高値群(n=183)に分類)との関係を検討した。その結果、「音の発生者に直接話をする」「役所に苦情を申し立てる」「地域の有力者に斡旋を頼む」の順に経験率が高く(図8)、いずれも同スコアが高いほど経験率は高かった。さらに、「もっとも迷惑」な音の種類別に役所への苦情申し立ての経験率を比較すると(図9)、低・中値群では商業活動・家庭生活など近隣騒音についての経験率が道路交通騒音に比べて有意に高かった(χ^2 -test:p<0.05)が、高値群では同様の有意差は認められなかった。音の種類以外の各種要因は、同経験率と関連していなかった。

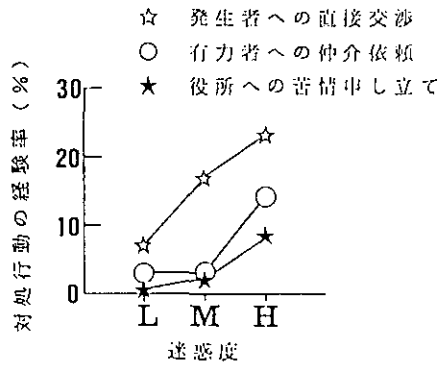


図8 「もっとも迷惑な音」による迷惑感の程度と対処行動の経験率
L: 迷惑感スコア低値(0～1)群, M: 同中値(2～5)群, H: 同高値(6～)群

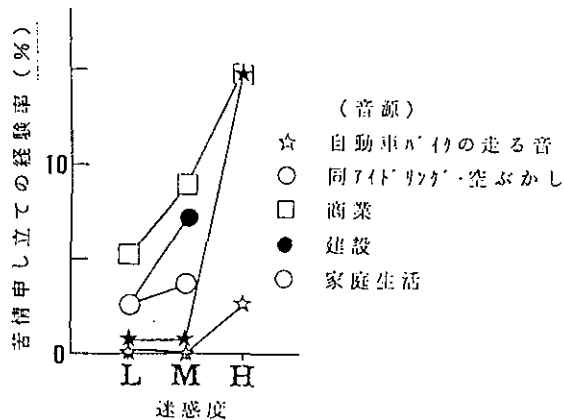


図9 「もっとも迷惑な音」による迷惑感の程度と役所への苦情申し立ての経験率
L: 迷惑感スコア低値(0～1)群, M: 同中値(2～5)群, H: 同高値(6～)群

(3) 考察

役所への苦情行動を経験した人は主として、迷惑感高値群(「迷惑」な音を挙げた回答者の21%)に属することが示された(図8)。しかし、同群においてもその経験率はたかだか7~15%であり、騒音発生源への直接行動に比べると半分程度に過ぎなかった。ここで、もし限定された期間について考えるならば、苦情の期間発生率はさらに低くなるだろう。また、上記の苦情行動が行政的には1件として計数されていたとしても、その背後では家族等も同様の迷惑を感じていた可能性がある。したがって、1件の騒音苦情の背後には、少なくともその数十倍以上の「高度の迷惑を感じている住民」がいるものと推定される。

さらに、近隣騒音は道路交通騒音に比べると、迷惑感が同程度であっても苦情行動の経験率が高いこと(図9)、すなわち、苦情発生率と「住民の迷惑の程度」及び「高度の迷惑を感じている住民の割合」との量的関係は、騒音の種類ごとに異なることが確かめられた。苦情発生率を騒音の種類別に比較しても、それぞれに起因する住民のannoyanceの比較にはならない、ということは、これを環境保健モニタリングの指標として用いる場合の制約を示す重要な点である。

ここで、道路交通騒音が苦情となりにくい背景には、道路交通騒音の発生者を特定しにくいこと、苦情申し立てによる交通規制などの効果が既存道路では期待しにくいこと、幹線道路の持続的な騒音には心理的慣れが生じやすいこと、夜間の暴走族などの問題では警察などへ苦情が持ち込まれやすいこと、同一地域からの苦情が1件として計数される場合があること、などの理由が考えられる。しかし、道路交通騒音が都市環境騒音の中で最大の問題であることは、2.1.1項で述べた睡眠時騒音暴露レベル調査によっても、また今回の質問紙調査によっても明らかである。したがって、この場合の環境保健モニタリングには、騒音暴露状況や迷惑感に関する住民調査など、他の手法を用いる必要があると考えられる。

2.2.2 騒音公害苦情の事例研究

A. 騒音公害苦情の処理記録に基づく解析

(1) はじめに

環境保健モニタリングの指標としての騒音公害苦情件数の有効性と限界について、2.1.1項ではマクロな視点から統計的に検討した。ここではミクロな視点から、個別の苦情の発生プロセス等に関する問題点を整理するため、苦情処理記録に基づく事例検討を行った。

(2) 方法

東京都世田谷区(昭和62年度)、台東区及び中央区(ともに昭和63年度)で1年間に処理した騒音公害苦情(各195、106及び71例)について、各担当部課の協力により苦情処理記録を閲覧し、音源の特徴・苦情申し立て者の特徴・担当者の対応・処理経過などについて整理検討した。

(3) 結果と考察

苦情処理経過には一般に、音源ごとに以下の特徴がみられた。1) 建設騒音では作業が短期間に終わることも多く、騒音実測と法令に基づく迅速な行政指導が行われる。2) 工場騒音苦情では住居との混在状況が背景にあり、同様に実測と法令に基づく対応が主体。3) 商業騒音では飲食店などの深夜騒音の問題も多く、その場合は担当職員の対応が遅れやすい。4) 家庭生活騒音では、発生者と苦情者がある程度の交渉をもった末に事例化することが多い。騒音実測よりも当事者の話し合いの調整が担当職員の主な役割であり、結果的に処理が長引くことが多い。

以上の点は、2.2.1項で述べた騒音苦情の統計的解析の結果を解釈する上で示唆的である。

また、住居系地域主体の世田谷区では音源の種類も苦情処理経過も多様であった。商業地域が多い台東区では商業騒音の、都心の中央区ではビル建設騒音の苦情が多かった。これら音源の地域差を背景として、苦情の事例化以前の当事者間の交渉経過や、担当職員の対応方針にも地域差が推測された。とくに前者は、いわゆる生活公害に関する住民の自助解決能力にかかわる問題として興味深い。

しかし、いずれの地域の処理記録でも、音源に関する記載に比べて苦情申し立て者の特徴に関する記載は乏しく（性・年齢の記載が不完全なこともあり、当該騒音によるいかなる「迷惑」を訴えたのかも明確とは限らない）、これらの2次資料は騒音に関する高感受性集団や好訴的集団を特定する目的では活用できないことが明らかになった。この点に関しては、社会調査や実験的方法による別のアプローチが必要と思われる。

B. 騒音公害苦情の事例調査に基づく構造分析

近年、全国自治体が受け付けている公害苦情件数は近年ほぼ横ばいだが、その中で、大気汚染、水質汚濁、騒音などのいわゆる「典型7公害」以外の事例の数の割合が増えている。いずれにせよ、そのような身近な公害が、都市住民にとってのストレスの原因になっていることはいうまでもない。

このような都市生活型公害問題の被害実態を総合的に調査し、問題解決への研究を行うために、東京都の住宅地帯である世田谷区の区役所環境公害課（前：公害対策課）と共同して調査を行い分析をした。調査は、公害対策課当時（1990年度末まで）同課へ申し立てられた苦情について、申し立て者に調査票を送り、苦情の内容及び経過を記入してもらった。ただし、同課の自動車公害係で扱ったものは対象にしていない。また、各事例について、区役所の担当者を煩わせて申し立てから処理済みになるまでの経過を尋ねている。2年半余の間に136票を回収し、それらについて分析した。

この調査結果の分析から明らかになったことは、まず、公害苦情の発生から解決までの流れは、多くの事例ではかなり複雑なことである。

まず、申し立てられた迷惑・被害の内容として挙げられている公害現象の種類（例えば典型7

公害のどれか)に着目すると、かなりの事例が多岐にわたる事由を挙げている。それらは例えば、〈音、振動〉、〈カラオケの歌声、罵声、笑い声、酔漢の行為〉、〈飲食店の音、酔漢の行為、店のゴミだし行為〉である。次に、区の公害対策課に申し出る以外に、どんな経路で人々は解決を図るかという点、区の公害対策課だけが解決の経路である場合の他に、もちろん、対象者への直接申し入れが行われる場合がある。さらに、区の他の部局、警察、消防署、保健所などがある。一つの事例のなかで、苦情の対象者が多数であることも珍しくなく、例えば、あるビルの中の飲食店の騒音であると、〈店主、ビル管理人、ビルの持ち主、店の客〉であった。

さらに、ことが起きてから解決ないしは処理済みまでの推移も、ときにひどく複雑・多段階になる。たとえば、マンションの建設に関して、完成後の防音・防振策について工事前に申し入れをし、回答を得たが、実際の工事は回答と違い、施工業者とその対策を話し合ったが、その一部は実行されず、一部は効果がなく、再度施工業者から対策が示されたが、また、不履行が無効で、区に苦情申し立てに及ぶが、区が施工業者を指導しても進展がないという風である。その他、隣家の30年来の作業音について、ついに直接申し入れに至り、次に区への申し立てになったというケースや、申し立て者が対象者の先代からのかかわりを指摘しているケースもあるように、かなり長い期間にわたる行き掛かりが関係してくることさえある。

申し立て者と対象者が住んでいるところが住宅地であるか商店街であるのかも、公害に対する住民の受け取りかたに大きくかかわる。つまり苦情申し立て者は、音や臭気といった物理的公害現象だけを切り離して苦情を言っているのではなく、それが場所柄ふさわしくないとか、許されないはずだということを意識しているわけである。

これらのことも関係するが、音がどのような場合に騒音として苦情の申し立て者に指摘されることになるかを調べると、音の発生原因が生じる段階からことが始まって、交渉の推移のなかで音源側の行為の理不尽さをどうすることもできないことに、苦情の申し立て者が苛立ちを感じていて、そのときにかかわった音や振動にその感情が投影されている。

一方、音の意味によって音が快くもなり、あるいは我慢もできることを申し立て者は明瞭に指摘する。具体的には、子供達の遊び声は大きいほど高齢者に生命感を伝えるとされることがある。つまり、音が大きくなれば不快になってゆくというほど単純でないことを示している。あるいは、社会的必要があつて出てくる音なら原則として甘受できるという指摘が見いだされる。

ここで、公害苦情についての当事者間の直接交渉が、望ましいかどうかについて考えよう。まず、区民がいちいち区役所に問題を持ち込んだら対応しきれないということがあるであろう。また、交渉を全く区に任せてしまうことは、都市住民の間での匿名性を助長することにこそなれ、近隣でのコミュニティの形成に資することはない。住民自身が解決することで、住民間で生活のルールと合意が形成され、近所で同じような問題意識を持つようになるのである。一方、直接交渉を抑制する要因として、対象者へ直接は言いにくく、申し立てたのちも、対象者が自分をどう思うかについて悩むということもみられる。これと対照的な要因は、対象者への「おそれ」であ

る。現代の都市では、隣人がどういう人か推測がつかないことはよくあるので、対象者を怖いと感じることがあるのは無理からぬことである。さらに、対象者の側からみれば、官公署を煩わすことなく直接言って欲しいということもあるわけである。

結局のところ、当事者間交渉が適切かどうかは一概に言えないし、個々の事例に住民が直面したとき、どちらが適切かの判断に迷うことも多々あるのはやむを得ない。

公害苦情を減らす、あるいは近隣公害を減らすには、法の整備ということもある。しかし、何が、どういうものごとの進め方が迷惑なこととして受け取られ被害感を与えるかをわきまえること、日常からの近隣への気づかひや、やむを得ず迷惑をかけるときの事前の挨拶や、そして誠意が大切である。また、住民が自分達で問題を認識して近隣での生活をする上でのルールづくりをすることも有効である。

ここまでは、近所に迷惑行為・公害があれば苦情申し立てがなされるものだとも取れるように述べてきたが、迷惑や公害を感じたからといって必ずしも自治体に苦情の申し立てをするわけではない。公害苦情を申し立てるかどうかは、それ自身複雑な多くの要因によって決まる。そこで、公害苦情の申し立てにいたる動機づけを理解するうえで、着眼すべきことを表16にまとめた。

表16に沿って、順次着目点の説明をしよう。まず、公機関依存型〔着目点A〕と呼ぶのは、迷惑・被害感を覚えた者が、どのような経緯で公的機関に依存するという意味で申し立てに至るかである。それは、はじめから解決を公的機関にまかすべきものと考えているか、対象者が恐いと

表16 着目点の名前とその内容説明

| | |
|------------------|--|
| 公機関依存型 〔着目点A〕 | 迷惑・被害感を受けた者が、解決は公機関に依存すべきものと考えているか、自主交渉を避けているか、自主交渉をするのに個人的能力が及ばないと判断したか、自主交渉をしたが解決しなかったので申し立てる。 |
| 公共問題型 〔着目点B〕 | 申し立て者は迷惑・被害を受けておらず、あるいは申し立て者個人だけが迷惑・被害を受けているのではなく、地域の共通の問題であると考えて申し立てる。 |
| 体制型 〔着目点C〕 | 公害担当部局の存在を念頭において、苦情申し立ての動機づけがなされる。 |
| 別件型 〔着目点D〕 | 公害現象以外の問題にかかわっている対象者について、その者の発生する公害現象ないしはそれによる迷惑・被害感がたとえ無いか、わずかであったとしても、それらを理由としてかかかって申し立てる。 |
| 不安型 〔着目点E〕 | 神経質になっていたり、近隣との意志疎通がむずかしかったり、社会的に違和感があったり、相談相手がいなかったりして、迷惑・被害感はあるので申し立てに至る。 |
| 本質型 〔着目点F〕 | 物理的公害現象が軽微なため、それに関連して申し立て者が迷惑・被害ないし公害を感じるが一見不可思議に思えるが、そう感じることに近隣公害の本質のあるもの。 |

か直接交渉が人間関係を損なうと思っているなどにより、それを避けているか、対象者側の責任者の遠方・不明などで自分個人では交渉ができないと思っているか、自主交渉の果て解決をみなかったかである。

公共問題型〔着目点B〕は、申し立て者が自分自身は迷惑・被害を全く受けていないなどで、まわりの地域の共通の問題であるという認識から、苦情を申し立てるものである。実際、発生源から多くの住宅を隔てたところから、苦情の申し立てがなされることがある。

ついで、体制型〔着目点C〕であるが、これは、公害担当部局が存在することの方を念頭においたことから申し立ての動機が生じるものである。そのため、公害担当部局がおかれている本来の趣旨とは異なった申し立てが含まれることになる。具体的には、申し立て者が、苦情を申し立てることのマニアであるとか、知名人・有力者などが力量の誇示や実績づくりのためにするもの、申し立て者が対象者から迷惑料・補償金を取りたいがゆえに申し立てるものである。さらには、自主交渉を進める意志があつて実行しているが、担当部局にも知っておいてもらうために申し立てるものがある。

別件型〔着目点D〕では、苦情対象者が公害現象以外の問題にもかかわっていて、公害現象ないしそれからの迷惑・被害感がたとえないか、わずかでも公害として申し立ててくるものである。公害現象以外の問題とは、民事問題であり、対象者の不法建築などの違法行為であり、ビル管理の不行届きのような公害とはいわない迷惑行為のことであり、さらには、当事者間の感情問題である。

この〔着目点D〕の型の事例では、問題にかかわっている対象者についての感情が、その相手の引き起こす公害の物理的現象の迷惑・被害感を発生・増幅させる場合もあり、また、行為者の理不尽・傍若無人・非礼が本件と別件といった個別の行為ごとに区別して感じられるわけではない。これが多くの場合別件型の核心で、公害による迷惑・被害感を除こうとすれば、公害でない問題の方を解決しなければならない。しかも、しばしばそれで解決してしまう。一方、申し立て者自身が公害苦情として申し立てることを方便であり、別件を言いたてているのであると明らかに認識しているとき、本件と別件は分離可能で、そのような申し立てを公害の存在の反映とみなすわけにはゆかなくなる。

ついで、不安型〔着目点E〕であるが、それは、申し立て者が神経質になっていたり、近隣との意志疎通がむずかしかったり、社会に対して違和感をもっていたり、相談相手がいなかったりして、さらには迷惑・被害感はあるので申し立てるというものである。この型のものは、物理的公害現象の存在に比べ、より状況のつかみにくい社会問題の存在を示唆するものである。

最後は、本質型〔着目点F〕である。これは、物理的公害現象が軽微なため、申し立て者が迷惑・被害ないし公害を感じることも、他者からは一見不可思議に思えるが、そう感じることに近隣公害の本質のあるものである。これは、迷惑・被害ないし公害と感じている以上は、申し立ての動機づけには実は特異なものがあるわけではない。例えば、発生源との間に申し立て者が葛

藤をもっているときに、かようなことがおきる。また、別件型の着目点ありとする事例のうち、別件問題にかかわっている対象者についての感情が、その相手の引き起こす公害の物理的現象の迷惑・被害感を発生・増幅させる場合は、この型にも属することになる。

以上に、物理的公害現象が起きていることを知っても、迷惑・被害感を持って、それが簡単には苦情申し立てにつながらないこと、申し立てるにしても動機づけは多様であることを見てきた。さて、これまでは、調査結果を記述された文章の意味内容と構造に基づいて分析してきた。以下では、分析の方法を大きく変えて、苦情内容を記述した文章の中に現れる単語に着目して、記述される頻度の高い単語全体に対して、データ解析手法の一つであるクラスタ分析を適用して、記述頻度の高い単語全体をいくつかのグループ（それをクラスタと呼ぶ）に分け、その解析結果を考察することによって苦情内容の分析を行う。クラスタ分析法では、単語の全体を性質の類似したいくつかのグループに分けるわけであるが、この単語の類似性の尺度、つまり単語が「似ている」程度の測り方として、近傍法という方法を用いる。近傍法の基本的な考え方は、文章の中で頻繁に近くに現れる語同士が類似性が高いと判断するものである。

そこで記述された文章を一つ一つの単語に分割し、助詞や接続詞等の文章を分割したあとは意味を持たない単語は対象外として削除する。また、明らかに同じ意味を持つと考えられる語同士は語の統一を行う。

分析の対象は、意味を持つ語がたくさん記述されている24票の回答とした。近傍法に基づく類似性の尺度に従って、コンピュータを使って60個の単語をグループ分けした結果を表17に示す。表に示すように全体は8個のグループ（A～Hで示してある）に分けられた。これらのグループがどのような性質を持っているかを検討する。

まず、グループAを見ると苦情の申し入れと解決に関連する語が集まっていることが分かる。

表17 近傍法による語のクラスタ分析結果

| A | B | C | D |
|---|--------------------------|------------|--|
| 公 公私問解改工申業被 害区 ど し 宅 課 園も題決善事入者害 れ | 住公振発騒鉄作住迷 宅 地害動生音所業民惑 | 当人設 方間置 | 當時 カ睡注立 自必 店ラ 小人 業間 オ眠意便 分要 ケ |

| E | F | G | H |
|-------------------|---------------------------|---------------|--|
| 生静道近 車 活か路隣 | ア振わ バ が声朝 動家 ト | 音建 窓 量物 | 近区電隣ク 響我う 隣家私娯 役 音夜 る 所所話家ラ く慢さ い |

つまり、公害課、区、業者、問題、解決、改善（以後、データ解析の対象とする語にはこのように下線を付けて表すことにする。また、公害課は、正確には公害対策課であるが、調査票にしばしば公害課と記されているので、回答中の語としてはそう書く。）が代表的な語であろう。申し入れ先は区（具体的には公害対策課）あるいは工事の業者であって、問題の解決、改善を申し入れているのであろう。つまり、問題解決への手続きが、申し立て者にとって公害苦情における一つの主題になっているということがここにかがえる。グループBは鉄工所等の騒音や振動に対する迷惑に関連する語（振動、発生、騒音、鉄工所、作業等）が含まれている。つまり、鉄工所等での作業からの公害の発生と被害の記述のグループである。また、Bには住宅地、住民という語が含まれていることから、これらを地域の性格にかかわる問題としてとらえているものと考えられる。グループDは店、営業という語が示すとおり、店の営業にかかわる苦情に関連する語の集まりである。特にカラオケが問題になっているようである。別段時間の指定を示す語はないが、睡眠という語から問題は夜起こっていることは明らかである。立小便は店の客のその後の行為であろう。カラオケ騒音公害とされるものが、実は店の客のその後の行為の不快感と密接に関連していることを示している。グループDには苦情を地域的な問題として考えていることを示す語は存在していない。むしろ自分の家のすぐ近くの問題であるととらえているようである。グループEでは苦情の内容は車、道路という語で言い尽くされているであろう。また、生活、静か、近隣という語から、家の近くの自動車の音からまぬがれて、とにかく静かな生活を送りたいという願望が読み取れる。グループFでは声、朝という語から、早朝の人の声に関する苦情を示している。最後のグループHには、苦情の内容を具体的に示している語が多く、非常に意味が分かりやすい。つまり、隣の家のクーラーの音がうるさくて夜眠れないので区役所に電話したといったことであろう。グループDと同様に自分のすぐ近くの事柄としてとらえているようである。グループAと共通する面もあるが、解決に関する語は含まれていない。

苦情記述文の構造としては、苦情の申し入れと解決策に関するものと、具体的な迷惑の内容を述べたものとの主題を分離することができた。さらに、迷惑、被害を地域の性格とのかかわりととらえるか、自分にとっての身近な問題としてとらえるか、といったことが申し立ての文章の構成にも反映していることが、近傍法によるクラスタ分析から分かった。

以上、公害苦情の申し立て事例を通して、公害苦情のもつ複雑さの諸相を明らかにし、申し立て行動の動機づけの分析における着目点を示し、さらに、近傍法に基づくクラスタ分析を用いたデータ解析により申し立て者の苦情にまつわる主題を分離した。

2.2.3 騒音による「うるささ」及び生理的影響の規定要因に関する実験的研究

本研究課題に関連して以下のような一連の心理・生理実験を行った。ただし、心理実験では、とくに各種生活騒音の「うるささ」の個人差をとらえ、また、想定される規定要因との関連を検討することが目的とされた。これは、騒音公害苦情発生に関連する個人の心理的レベルにおける

騒音感受性に関する研究の一つとして位置づけられる。また、生理実験では、これまで騒音に対する生理反応の結果には大きな個人差や慣れの現象が認められていることを踏まえて、慣れのみられない騒音暴露状況を設定し、その場合に認められる交感神経系の反応の個人差にとくに注目して検討することにした。また、生活騒音とならんで近年快適音楽が好まれる状況にあるが、騒音としての音と快適音楽としての音による生理反応の違いを検討するための基礎資料を得るために、快適音楽聴取時の脳波変動について検討した。

A. 生活騒音の「うるささ」の規定要因に関する研究

生活騒音による精神・心理的ストレスを考える場合の基本的な心理尺度として、実験条件下における直接的な「うるささ」が重要である。その個人内・間変動とその変動をもたらす要因について以下のような実験心理学的研究を行った。

実験(1)では、心理・生理実験用防音室の中で、種々の生活音を等価騒音レベルで一定 ($L_{eq}(A)=90$) として再生したときの直感的な「うるささ」の性、年齢、あるいは性格(矢田部・ギルフォードテスト)による変動について検討した。対象音は交通騒音、職場騒音、その他の生活行動に伴う騒音、音楽、自然音(雷鳴、川のせせらぎなど)などからなる30の生活音である(ただし、各再生時間は16秒、間隔は44秒)。被験者は若年男女、中年女子、老年男女各20名、計100名とした。結果、「うるささ」は音の種類により大きく変動すること。また、上記カテゴリー別に整理すると、「うるささ」は交通騒音、職場騒音>音楽、自然音の傾向があり、その他の生活行動に伴う騒音ではこれらに重複して幅広く分布する傾向を示した。また、「うるささ」と性、年齢、性格との関連性を各音別に検討してみると、性差は9種の音(うち8種がその他の生活行動に伴う騒音)で有意、いずれも男子>女子の傾向を示した。年齢別の検討では、14種の音で中年女子にうるさい傾向がみられたが、性差にみられるような音の種類のカテゴリーによるまとまりはなかった。性格との関連性については、一定の傾向はみられなかった。一方、各再生音の周波数別 L_{eq} 、騒音レベルの変動を示す指数 (L_5 , L_{50} , L_{95}) などの物理的特性のうち低帯域あるいは高帯域の $L_{eq}(A)$ なども有意に関連していることが認められた。

また、実験(2)では、上記と同様の30種の音の再生レベルを変えて、これらうるささのレベル-反応関係を求めた。ただし、対象者は聴力正常で健康な男子19名、女子21名(18~23歳)を対象である。また、再生レベルは $L_{eq}(A)=60, 70, 80, 85, 90$ の5段階とし、心理量としてはうるささのほか、同時に感じられる大きさと好き嫌いについても調べた。結果、30種の生活音のうるささには、概略上記の音のカテゴリーによるまとまりが認められたので、同カテゴリー別に性による影響を調整して大きさ、うるささ、好き嫌いの平均値を求め、 L_{eq} との対応関係をみてみたのが(図10)である。また、同図における各心理量と音のカテゴリー及び L_{eq} との関連性について共分散分析により検討した結果、大きさには L_{eq} のみが、うるささ、好き嫌いでは L_{eq} と音のカテゴリーの両者が有意な関連を示し、この順に騒音レベル依存性が弱くなり、音の種類への依存性が大きく

なる傾向が統計的にも明らかとなった。ただし、各心理量の変動に対して、騒音のレベル及び種類を考慮した場合には、騒音の物理的特性は、 L_{eq} の8 kHz成分、 L_{95} などが若干の関連を示すもののその説明率は相対的に極めて小さいことが知られた。

以上の実験は、心理実験とはいえ結果がよく安定しており、生活騒音の騒音レベル (L_{eq} など)とうるささに関するtrade-off関係を数量的に整理していける可能性を強く示唆している。このことは、さらに実際の各種生活騒音暴露状況を想定した心理実験を通して、温度・湿度条件に対する不快指数のような、生活騒音不快指数とも呼べる指数を開発していける可能性を意味している。この種の不快指数が開発されれば、以下に述べるような生活レベルにおけるうるささをより定量的に分析・整理する新しい方法になりうることが示唆された。

B. 音 (ホワイトノイズ) 刺激に対する交感神経系反応の“heterogeneity”に関する研究—指 尖容積脈波反応の個人差—

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。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、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。ここで、前者は末梢血管における交感神経- α 受容体を介する (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 (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ことを示唆される。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波高は一般

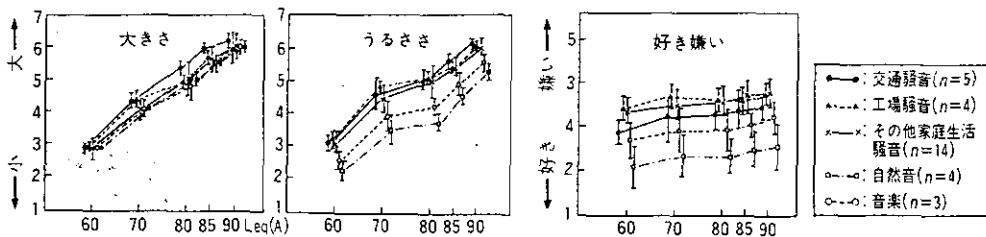


図10 音の種類・レベルと大きさ、うるささ及び好き嫌い反応の関係

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、個人間変動及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。すなわち、若年者（年齢18~28歳）79名、及び高齢者（年齢60~83歳）35名を対象に、音刺激（ホワイトノイズ）に対する指尖容積脈波反応（Auditory Evoked Plethysmogram Response, AEPGR）のレベル-反応関係、個人間変動、及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の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。
- (4) 上記 β 型反応者では、睡眠中の尿中CA（NE、E及びDA）排せつ速度が有意に高いことなどである。

以上により、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、及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、上記反応の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。

C. “快適音楽”聴取による脳波変動に関する研究-パワースペクトル分析を用いた基礎検討-
安静・閉眼時の脳波各成分の基礎レベル及び快適音楽を聴取させた時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目的として、以下の実験を行った。

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分間ずつ10秒間隔で聴取させた。ただし、レベルは前もって各被験者の好みのレベルにセットさせた。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)に従って、図11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一旦収録し、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) 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18に示すように同周波数帯域はさらにlow, mid及びhighの3成分に細分して検討した。), β波 (14~25 Hz) の各帯域別平均 mVr² (Wattに比例する値) を算出した。ただし分析条件は、3秒ごとにFFTを40回繰り返し、それらの加算平均値を求める方法とした。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、結果に示す一般質問表及びアイゼンクの性格検査 (Mauseley Personality Index, MPI), 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。

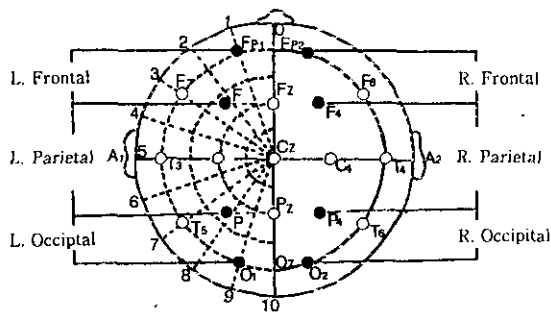


図11 脳波電極の装置位置

国際基準 (10/20) 法による脳波電極相違位置図。黒丸は前頭部 (frontal), 頭頂部 (parietal), 及び後頭部 (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。

表18 “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)

| | “音楽前” | | “音楽後” | |
|--------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| | 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) Hz | 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 | | | | |
| 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 | | | | |
| 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) |

結果, “音楽前”の脳波の各周波数帯域別パワー平均値は表18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“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19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た。また, “音楽聴取後”の脳波の周波数帯域別パワー平均値は表18の右欄に示すとおりである。

表19 “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

| 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 |

*, **, ***: $p < 0.05, < 0.01, < 0.001$ 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。

“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20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。

一方、“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(データ示さず)、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つ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、上記の脳波全体のパワーの減少傾向、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、他の研究で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。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。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のかどうかについては、直接関連する報告は見あたらず、さらに詳細な検討が必要と考えられる。

表 20 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 (%)

| | 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 : 前頂部 | | | | |
| 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 |

以上の結果から、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、基礎的検討として、種々の音楽その他の条件を複数回負荷し、1回目の音楽聴取による変化との比較などを行う実験がなお必要と考えられた。

2.3 大都市居住に伴う大気中汚染物質とその健康影響に関する研究

2.3.1 道路沿道における大気汚染（特にSPM）の実態とその変動に関する調査研究

(1) はじめに

住民の大気汚染物質への暴露を評価するためには、数kmスケールの地域の汚染質濃度分布と

ともに数mから数十m単位的生活空間での微細な変動構造を把握することが必要である。

自動車道路を主な発生源とする地域における、道路からの距離ごとの濃度変動の性質と地域全体の濃度変動の大きさを評価するため、世田谷区と板橋区の幹線道路を含む地域で浮遊粒子状物質（SPM）濃度と二酸化窒素（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濃度及び個人暴露濃度調査を行った。

（2）対象と方法

①世田谷区夏期調査

調査期間は1989年8月29日（火）～9月4日（月）のまる6日間で、SPMの測定は2日間ごとに行った。SPMのサンプラーには、独自に開発した10μmと2μm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、SPM（2μm以下、2～10μmの粒子）濃度を求めた。

調査対象地域は図12に示す東京都世田谷区役所を中心とする住宅地域で、主な大気汚染物質の排出源は南北に走る環状7号線（環7）と、東西に走る首都高速3号線（高架）、玉川通り（246号線、地上）及び世田谷通りである。調査地点として、A：環7から30m以内で間に構造物なし（図12の●印、8地点）、B：環7から30m以内で間に構造物あり（○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（沿道群）、②道路から50～100m（中間群）、③道路から200～400m（後背群）に分けて検討した。

SPM濃度の個人暴露測定は、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のサンプラーを、調査期間内の2日間携帯させ各人1回サンプリングした。

またSPMの測定地点ではNO₂濃度も同時に調査した。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NO₂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

調査期間は1990年2月21日（水）～27日（火）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。

対象地区は東京都板橋区で自動車道路以外には大きな発生源のない商業・住宅地域である。南北に走る中山道（地上）、首都高速5号線（高架）と東西の環状7号線とが交わる大和町交差点を中心とする東西3km、南北4kmの領域を調査地域とした（図13）。測定地点は、前の調査同様A～Eの5種の地区に分けて設定した。すなわち、A：中山道（または山手通り）から30m以内で間に構造物なし（●印、12地点）、B：30m以内で間に構造物あり（○印、5地点）、C：50～100

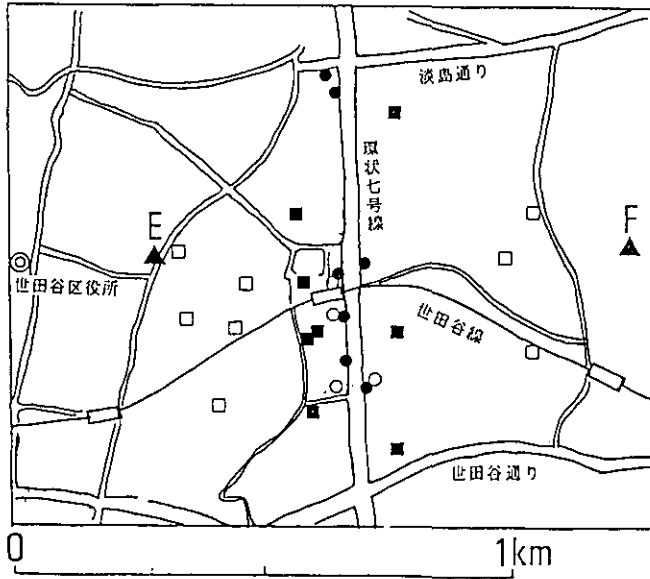
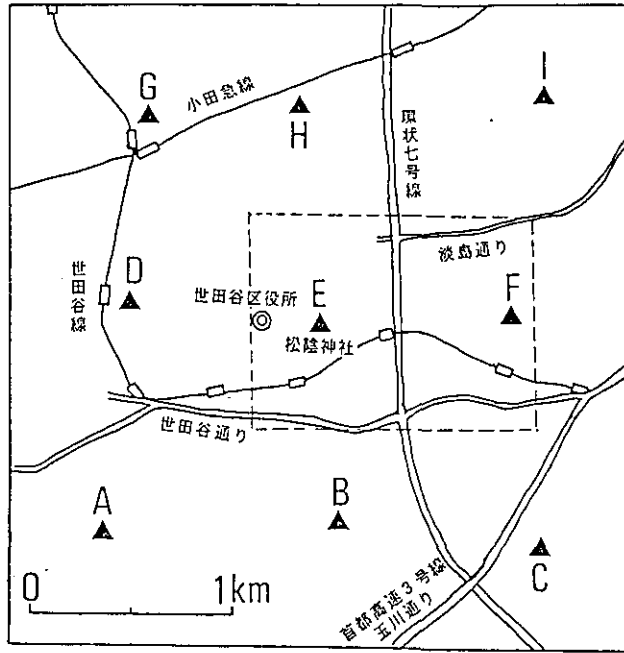


図12 世田谷区調査地域 (1989年8月)

上図の破線内を下図に示す。

● : A, ○ : B, ■ : C, □ : D, ▲ : E

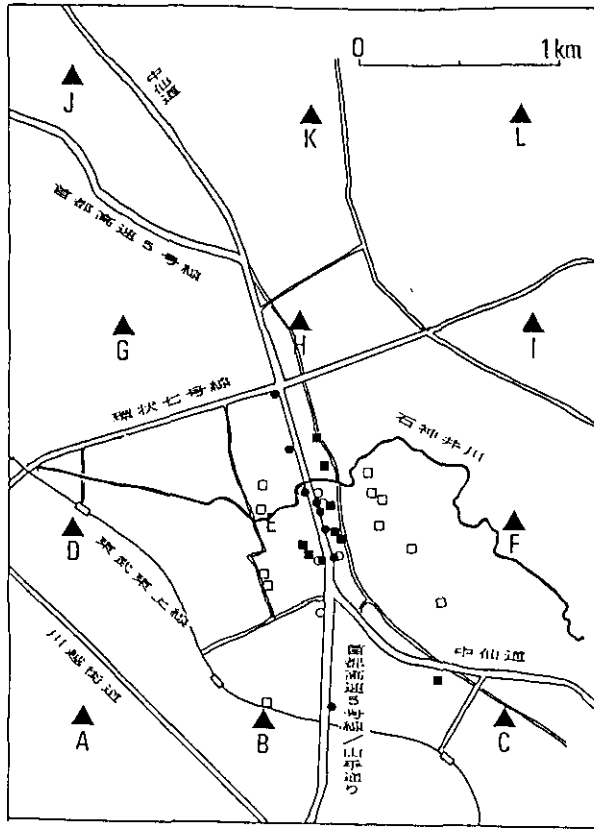


図13 板橋区調査地域 (1990年2月, 8月)
 ●: A, ○: B, ■: C, □: D, ▲: E

m (■印, 8地点), D: 200~400 m (□印, 10地点), E: 約1 kmおきに設けた幹線道路から100 m以上離れた地点 (▲印, 12地点) である。

③板橋区夏期調査

調査期間は1990年8月23日(木)~29日(水)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である。

(3) 結果

①世田谷区夏期調査

調査期間中ほぼ晴天が続き、降水があったのは9月3日の18時以降だけであった。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14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

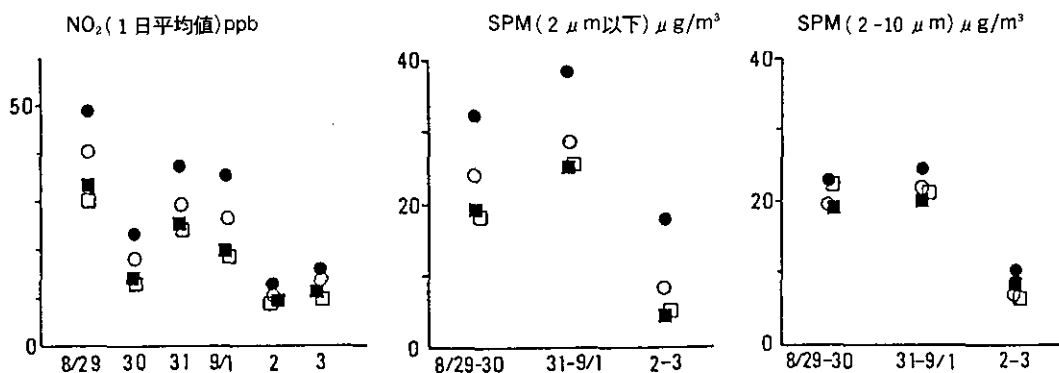


図14 群ごとの平均濃度の日変化 (世田谷区 1989年8月)
●: A, ○: B, ■: C, □: D

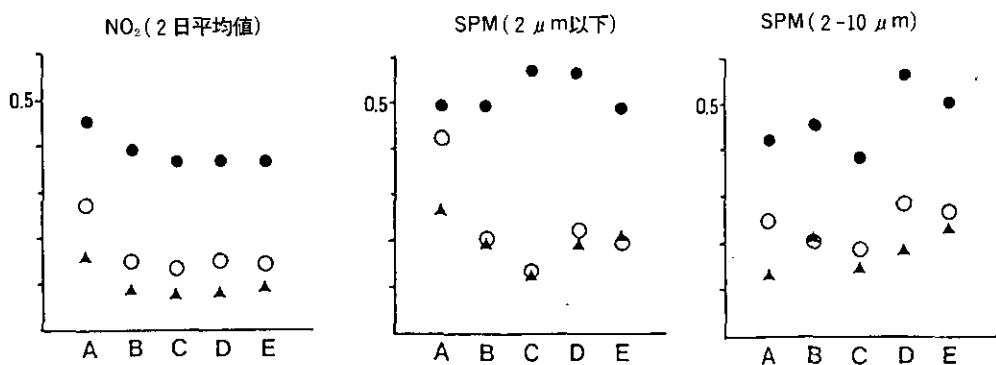


図15 群内の各変動の標準偏差の群内平均濃度に対する比率 (世田谷区 1989年8月)
(●は全変動, ○は日効果除去後の変動, ▲は交互作用)

度となっている。SPMの微小粒子成分 ($2\mu\text{m}$ 以下), NO_2 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 ($2\sim 10\mu\text{m}$) は道路からの距離による濃度差は小さかった。

図15は, A~Eの群ごとに2因子(日, 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日効果が顕著であることが確認される。特にSPMの微小粒子成分 ($2\mu\text{m}$ 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, 特に微小粒子 ($2\mu\text{m}$ 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群の変動は NO_2 , SPMともC, D群と同程度である。SPMについては NO_2 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, NO_2 濃度とも沿道群が中間群, 後

背群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16)。

SPM及びNO₂の個人暴露濃度は、ともに居間の濃度とよい相関を示した(SPM $r=0.59$, 0.79 , NO₂ $r=0.89$, 0.94)。しかし、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、今回の結果は直ちに一般化できるものではない。

②板橋区冬期調査

図17にA~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 μ m以下)ではA群が高濃度でBで急激に減衰する。粗大粒子(2~10 μ m)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18には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 \times 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 μ m以下)では日効果、地点効果とも

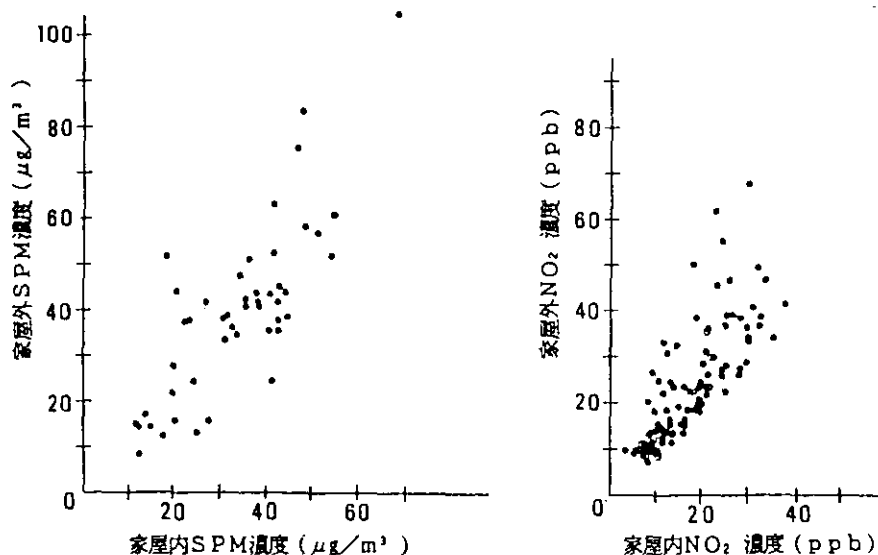


図16 家屋内外のSPM濃度とNO₂濃度(世田谷区 1989年8月)

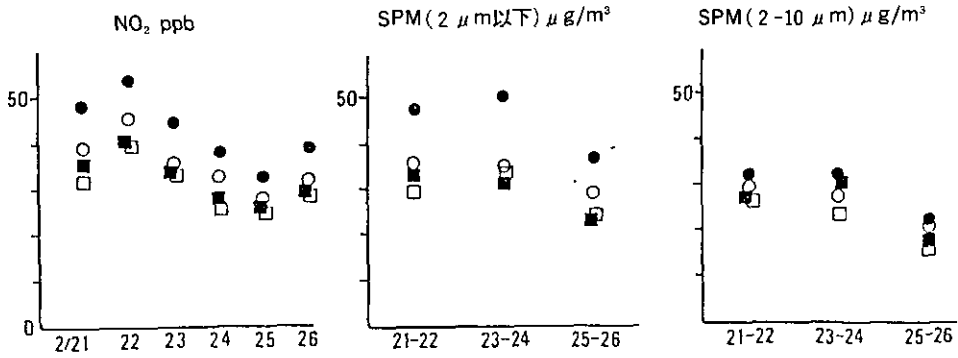


図 17 群ごとの平均濃度の日変化 (板橋区 1990年2月)
●: A, ○: B, ■: C, □: D

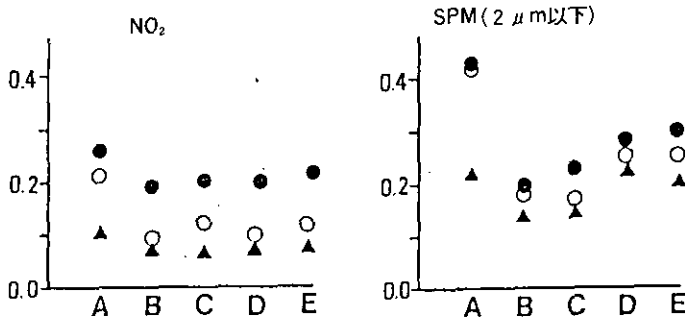


図 18 群内の各変動の標準偏差の群内平均濃度に対する比率 (板橋区 1990年2月)
(●は全変動, ○は日効果除去後の変動, ▲は交互作用)

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。

③板橋区夏期調査

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19に各群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20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。

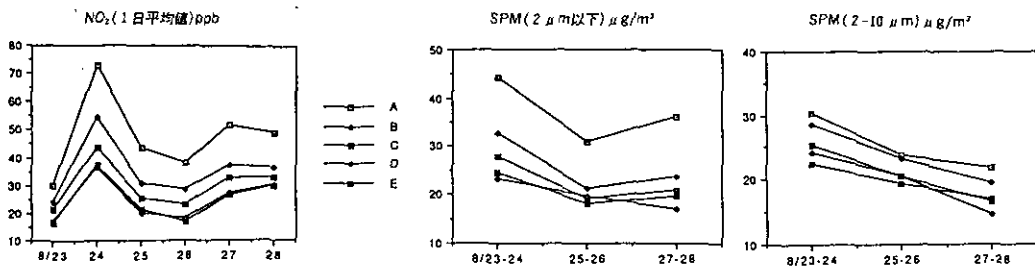


図19 群ごとの平均濃度の日変化（板橋区 1990年8月）

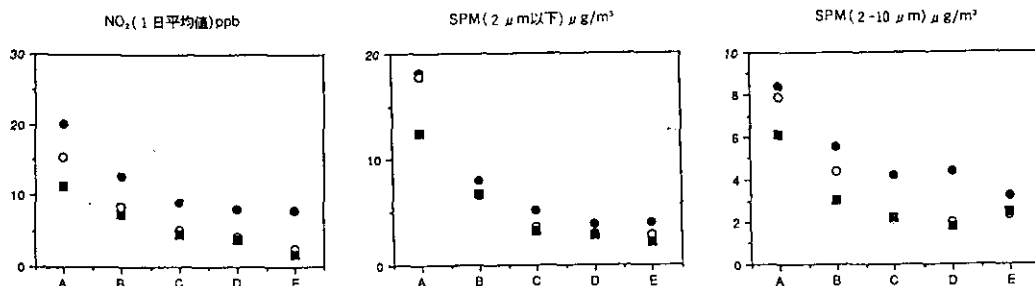


図20 群内の各変動の標準偏差

（●は全変動，○は日効果除去後の変動，■は交互作用の大きさ）

微小粒子（ $2\mu\text{m}$ 以下）及び粗大粒子（ $2\sim 10\mu\text{m}$ ）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、 NO_2 の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冬期の方が高かった。SPMの濃度レベルは冬期の方が高かった。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。

（4）まとめ

沿道住民の大気汚染への暴露を評価するために、世田谷区と板橋区内の、 1km メッシュ地点（ $3\times 4\text{km}$ ）と幹線道路周辺住宅内外でSPM濃度と NO_2 濃度の調査を行った。

SPM微小粒子成分（ $2\mu\text{m}$ 以下）と NO_2 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（ $2\sim 10\mu\text{m}$ ）は距離の効果が比較的少なかった。微小粒子と NO_2 は道路からの寄与が大きいことが推察される。

道路からの距離による群ごとに2因子（日、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日効果が顕著であるが、道路に面した地点群においては地点効果が微小粒子で大きく、道路近くでの濃度変動の複雑さを示唆した。

NO₂は、いずれの群においても、地点効果に比べ日効果が顕著であった。

夏期の調査では、SPM濃度、NO₂濃度ともに家屋内外の濃度には有意な正相関がみられた。

2.3.2 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

(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及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、道路からの距離に従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。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、自動車騒音について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。

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と考えられる。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ことが必要となってくる。本研究ではこれらの点をふ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7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することにより無作為に抽出して選んだ。調査は自記式留置法により実施し、質問票は1990年11月上旬に郵送し、1週間後から1か月にわたり回収した。

呼吸器症状についてはATS-DLD標準質問票（環境庁版）、精神的健康についてはGHQ(the General Health Questionnaire)の28項目版及びSTAI（特性・状態不安検査）、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加えたものを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)及び特性不安(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。

(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たが、回収されたものの約2割は郵送によるものであった。年齢は40歳台が約4割で最も多く、ついで50歳台、30歳台となっていた。道路からの距離別ゾーン間で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1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%が現在喫煙をしており、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みると(表21)、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

表21 道路からの距離別GHQ、状態不安・特性不安、及び環境意識スコア

| | GHQ | | | A-State | | | A-Trait | | | E-Score | | |
|----------|--------|------|-----|---------|------|-----|---------|------|-----|---------|------|-----|
| | mean | s.d. | N | mean | s.d. | N | mean | s.d. | N | mean | s.d. | N |
| 0-20m | 6.4 | 5.5 | 269 | 39.7 | 9.4 | 258 | 42.4 | 9.6 | 266 | 32.0 | 5.5 | 274 |
| 20-50m | 5.8 | 5.7 | 321 | 38.9 | 9.5 | 316 | 42.1 | 10.3 | 321 | 29.8 | 5.8 | 334 |
| 50-150m | 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 | | |

* Kruskal-Wallis検定

距離別の平均スコアには全く差がみられなかった。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22)。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。この中では, ぜん鳴と息切れでスコアの差が最も明確で, 特に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点を高GHQ群, それ以下を低GHQ群として, 呼吸器症状の有症率を道路からの距離別に検討した(表23)。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て, 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。ぜん息様症状及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, 及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が, いずれも一定の傾向はみられなかった。

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

表22 呼吸器症状の有無別GHQ, 状態不安・特性不安, 及び環境意識の平均スコア

| | | 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 | |

* Wilcoxonの順位和検定

表 23 GHQスコア別道路からの距離別呼吸器症状有症率

| | | 道路からの距離 | | |
|--------|-------|---------|--------|---------|
| | | 0-20m | 20-50m | 50-150m |
| | | % | % | % |
| 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 (Cochran-Mantel-Haenszel検定)

て、さらに呼吸器症状の有無別をみると、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存在しなかった。質問紙調査において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が挙げられる。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つ

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ものと考えられる。

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られることも可能である。呼吸器症状なし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見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。

2.4 大都市住民の環境汚染暴露と健康影響評価にかかわる環境保健モニタリング手法に関する研究

2.4.1 暴露濃度別道路沿道人口の推定（道路沿道のディーゼル排ガスへの「暴露アセスメント」の試み）

(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を検討することを目的として、1都6県の女子を対象に、1985年現在の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(suspended particulate matter, SPM, このうちディーゼル排ガス由来のものを“DSPM”と呼ぶ)濃度別暴露人口を推定した。すなわち、道路交通センサスデータを基本として主要道路沿道の基本区間ごとに、道路側端から100mまでのDSPM汚染状況を推定し、さらに同年の国勢調査による100mメッシュ人口データを加えて、沿道汚染地域内のDSPM濃度別(20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 及び40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上)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若干の検討を行った。

(2) 対象と方法

沿道におけるDSPM濃度の推計は、「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について、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、沿道端から100mの間(0,5,10,20,30,40,50,75,100m)について行った。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 1.5 m の濃度を推定した。また、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 を用い、また、同 DSPM へのディーゼル寄与率は小型 94.6%、大型 99.9% とした。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た。

次に、結果で述べる用語を定義しておく。

総務庁統計局の地域メッシュ統計（1 km 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、100 m メッシュレベルでの土地利用状況）を基本として、1 km メッシュ内人口の分布を同メッシュ内の 100 m 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 100 m メッシュごとに居住人口数を割り当てた。また、これら 100 m メッシュの中で、その中心点が道路側端から 100 m 以内にあるものを上記「沿道メッシュ」とした。

また、「汚染地域割合」を、道路端から 100 m の間の地域のうち一定濃度以上の DSPM に暴露されていると推定される地域の割合とした。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（ここでは $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ の 2 水準について検討した）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。なお、上記 SPM 濃度はディーゼル排ガスの直接寄与分のみを示しており、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）は含まないので、測定局実測値との対応関係をみる場合には、バックグラウンド濃度を考慮する必要がある。

さらに、一定濃度以上の沿道 DSPM に暴露されている沿道居住人口数を沿道メッシュから推定し、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（%）を「汚染人口割合」とした。

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。

女子肺ガンの標準化死亡比（Standardized Mortality Ratio, SMR）のデータは、箕輪らが先の報告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。

（3）結果

① DSPM 濃度別暴露人口の推定

1 都 6 県内で総計 19,762 個の「沿道メッシュ」が同定された（表 24）。このうち道路側の側端

表24 全地域における各「沿道メッシュ」の推定SPM汚染状況
()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濃度が $100\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上

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

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

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、神奈川県、東京都、埼玉県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、5m以内の推定DSPM濃度が $40\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上の「沿道メッシュ」は、東京都と神奈川県で各8.0%と2.4%、他県では0%であった。ただし、「沿道メッシュ」内の全地域が $40\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上となる「沿道メッシュ」は全く認められなかった。

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)人と推定された。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」も多く、全体の77.8%(15,379メッシュ)を占めていた。

ここで、1979~83年の一般大気局SPM測定値が得られた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25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、次いで神奈川県、埼玉県、千葉県、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、神奈川県、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24の全地域の場合と、表25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21)、53自治

表25 対象53自治体別の各「沿道メッシュ」の推定SPM汚染状況
 ()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 (17.3%) | 1,051 | 7.0 | 2.1 | 48,010 | 13,476 |
| 東京都 | 62 | 15 (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 | 143,157 |
| | | | | | | (4.25%)#2 | (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(%)。

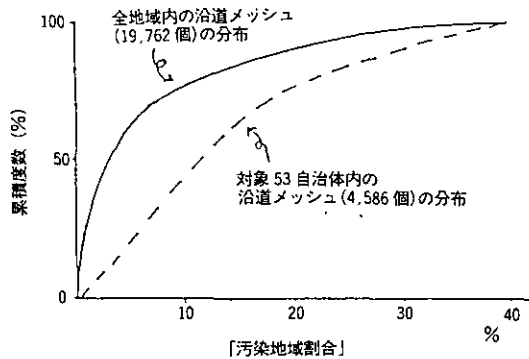


図21 1都6県全地域及び対象53自治体に含まれる沿道メッシュの「汚染地域割合」別累積度数分布

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る傾向が明らかである。

この53自治体の汚染地域内の人口数(男女合計)は、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14.3万人であった。ここで、53自治体の1975年現在(国勢調査による)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%となる。

②沿道のDSPM汚染指標としての「汚染地域割合」及び、「汚染人口割合」の特性に関する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

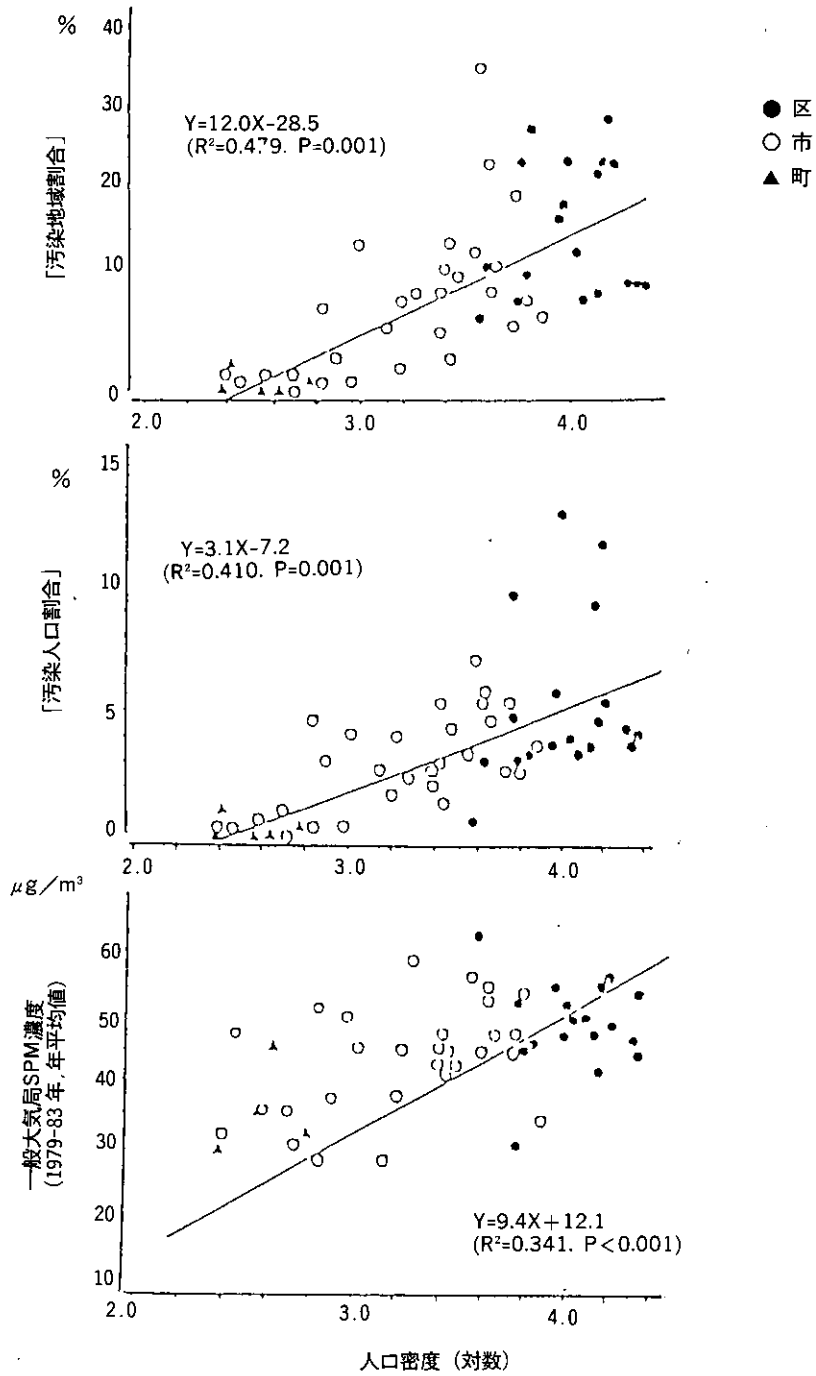


図 22 対象 53 自治体における「汚染地域割合」,「汚染人口割合」,一般大気局SPM濃度と人口密度 (対数) との関連

(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22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た。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23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非道路沿道地域のSPM濃度(バックグラウンドレベル)は約 $50\mu\text{g}/\text{m}^3$ 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(データ略)。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必ずしも反映していないことを示唆している。

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(表26)。

(4) 考 察

今回のDSPM濃度別暴露人口に推定では、例えば $40\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上の地域に14.3万人が居住していることになる。一方、1都6県で最もSPM濃度(実測値)が高いとされる地点でも月間平均値で $100\mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度とされており、年平均値ではこれより若干低値となる。したがって、道路沿道において測定されたSPM濃度はほぼ今回のDSPM推定濃度にバックグラウンド濃度を加えた値に対応しているものと考えられる。

ところで、以上の「汚染地域割合」は、各自治体内の道路について、道路端から平均何mの幅

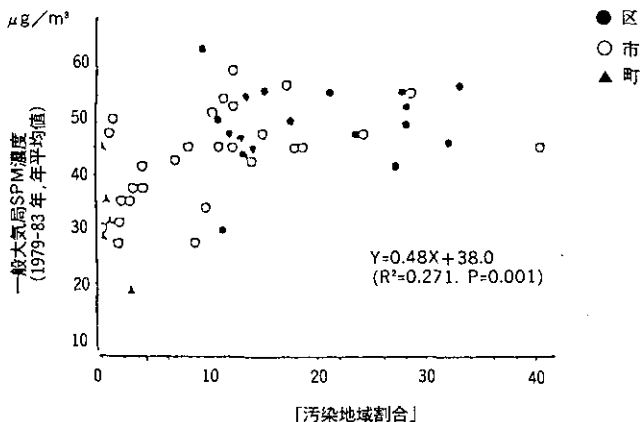


図23 対象53自治体における「汚染地域割合」と一般大気局SPM濃度との関係

まで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を引いた値に相当する。例えば、表24の条件(2)の「沿道メッシュ」がすべてDSPM濃度 $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上のものは、東京で8.0%、神奈川で2.0%であるが、実際の大気局SPM濃度(非沿道レベル)は広域にわたって平均 $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度となっている状況(図21)下では、今回の推定SPM濃度は、実際のSPM測定値では約2倍となることを示している。

ここで、これら個別「沿道メッシュ」データの推定精度にかかわる主要な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、 $r=0.624$ ($P<0.01$, $n=43$) であり、かなり良い相関を示していた。

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100 m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141 m(メッシュの対角線)に達する場合もある。ここでは、したがって、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ことになる。ただし、実際にこのことが保証されているか否かを統計的に検討することは不可能と思われるので、この点についてさらに具体的な実態調査を行い両者の整合性を検討することなどが必要と考えられる。

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。これらは、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に達しており地域差がなくなっていることを反映している。しかし、沿道局所のDSPMレベルは首都圏中心部でも中心部に向かってさらに高くなっており、それに対応して肺ガン死亡率が高いことを示している。

以上、いくつかの前提の上での推計であり、したがってその精度にはなお検討の余地があるが、実測値との比較検討も、また肺ガン死亡率との相関関係も、得られたDSPM濃度別暴露人口推定値及び2種の汚染指標がともに、ディーゼル排ガス由来のSPM暴露状況を良好に示しており、少

なくとも「予備的暴露アセスメント」における指標として有用であることが示唆された。

2.4.2 大気汚染と肺ガンとの関連について

一般に、リスクアセスメントのプロセスにおいては、まず有害性の種類を仮定した上で、当該物質の毒性の大きさを示すユニットリスクを求める。さらに一方で、特定の人口集団が当該物質に暴露されている程度を試算し（暴露アセスメント、2.4.1項で示した）、最終的にこの暴露アセスメントとユニットリスクより特定の人口集団に対するリスクの大きさを計算するリスクキャラクター化に至る。

A. 「リスクキャラクター化」の試み

(1) はじめに

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化」を試みた。

(2) 対象と方法

DSPMによる肺ガンのユニットリスク($1\mu\text{g}/\text{m}^3$ の濃度に体重70kgの人が70年間暴露されたときの過剰肺ガン発生率(ここでは死亡率に比例すると仮定))は、森永らが推定した“ 6.14×10^{-5} ”を用いた。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、この値には動物のリスクを人間のリスクに外挿する場合に考慮すべきとされている外挿係数(2.5)をすでに乗じてある。このユニットリスクと先述のDSPM濃度別暴露人口推定値(男女合計)の半数(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化」を試みた。ただし、計算ではそれぞれのDSPM暴露濃度の代表値をそれぞれ40、30及び $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ とした。

(3) 結果と考察

結果、上記女子人口において、1985年現在の沿道DSPM汚染に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、年平均として50(年間死亡率として 1.0×10^{-5})と計算された。

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} ”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言うまでもない。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、年平均20程度とな

るが、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 程度と非常に大きな値となる。

ところで、McClellanが米国人人口(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ている最近の岩井らの報告^{1,2)}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。これら推定値について、性や人口数を考慮すれば、今回の試算値はこれらの試算値をかけ離れたものではない。

- 1) 岩井和朗ら(1992):ディーゼル排出粒子成分の人肺ガンリスク試験1 動物実験からの予測値。大気汚染学会誌, 27(6), 289-295.
- 2) 岩井和朗ら(1992):ディーゼル排出粒子成分の人肺ガンリスク試験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.

B. 推定肺ガンリスクと実際の肺ガン死亡率との関連の検討

(1) はじめに

前節で試算された1985年の1都6県(当時ディーゼル車(DV)約153万台)における「暴露アセスメント」の結果、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さらに推定して、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」統計によった。ただ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、全国は厚生省の人口動態統計、東京都は都衛生局の衛生統計年報から必要なデータを収集し、計算により求めた。ただし、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年のその他の年度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、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とりあえず仮定することにした。また、結果で述べたように、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車保有台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ことを仮定した。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であろう。

（3）結果

①DV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) (図24)をみると、DV車が普及し始めたのは、自動車の保有台数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、一貫して同自動車総数のうち25～30%が1都6県で分布している。また、

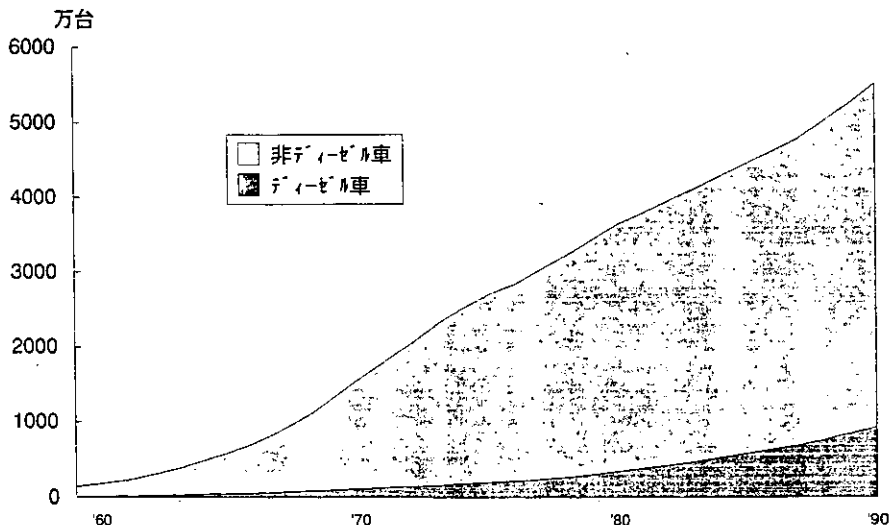


図24 全国のディーゼル車保有台数の経年変化 (1960～1990年)

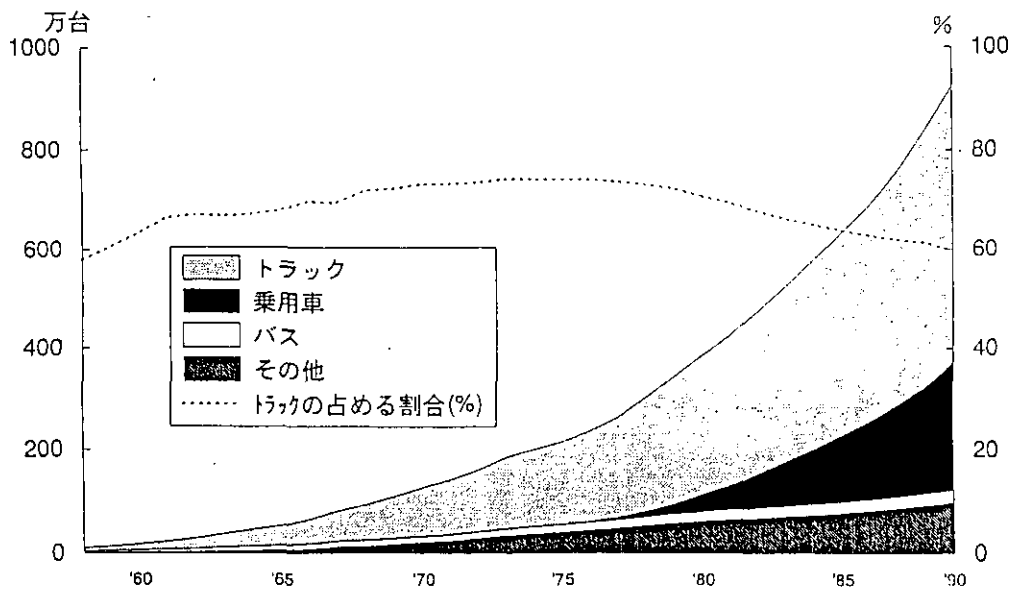
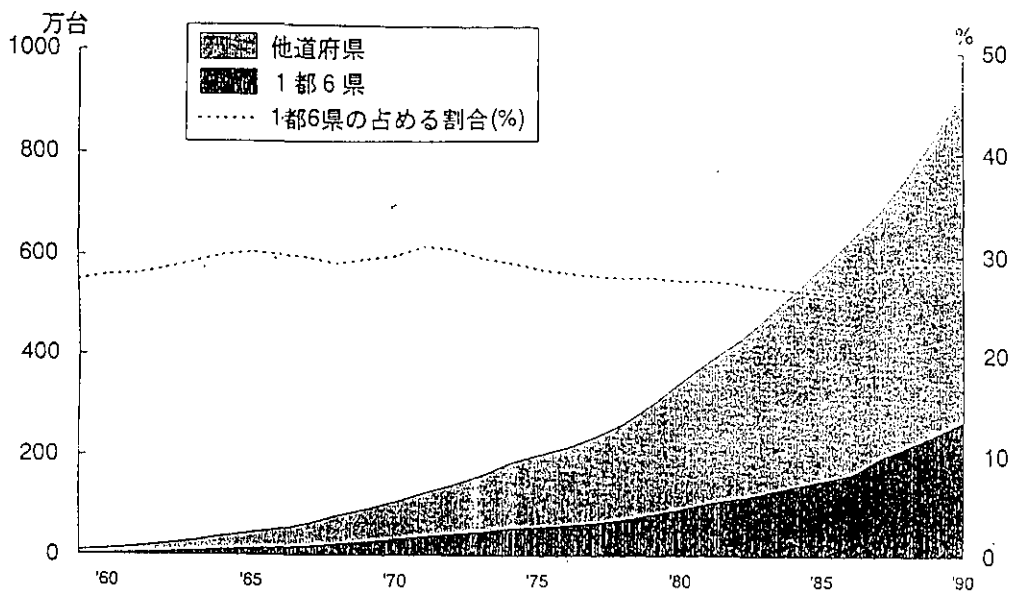


図25 ディーゼル車保有台数の経年変化（1960～1990年、上図）とその内訳（下図）

全国のDV車数のみの経年変化(図25)をみると、DV車総数の中では「トラック」が最も多く、これも一貫して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、1都6県のその約1/3が東京都に属している。以上から、ディーゼル排ガス汚染は、すべての自動車排ガス汚染と併行して、1960年代以後とくに東京など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、全国は1960～90年、東京都は1950～85年度についてみると(図26)、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間で比較してみると(図27)、東京都の死亡率が全国のそれより観察期間中一貫して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28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%程度東京都に高くなっている。

③DV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

—過剰肺ガンリスクの試算—

肺ガン死亡率の急上昇傾向(図26)とDV車数の経年変化(図25)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率は男女とも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次の式に従うと仮定し、計算を行った。1950年及び1960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。

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

ただし、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、2)1985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車保有台数に比例して増減すること、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

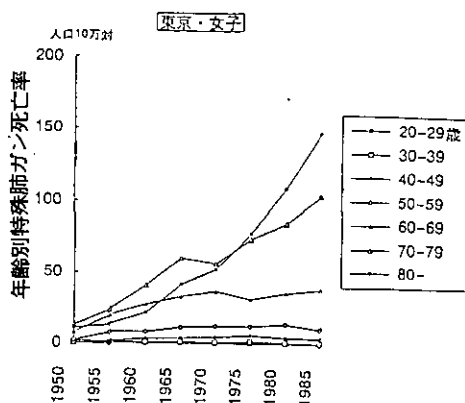
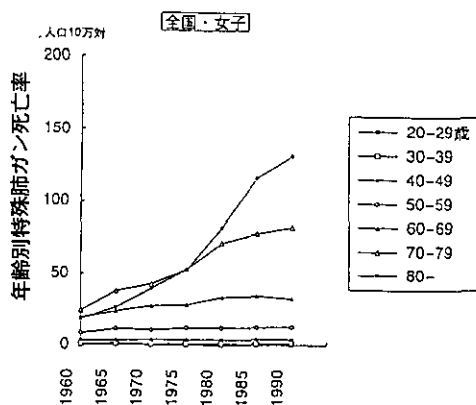


図 26 全国及び東京都の女子人口における年齢別特殊肺ガン死亡率の経年変化

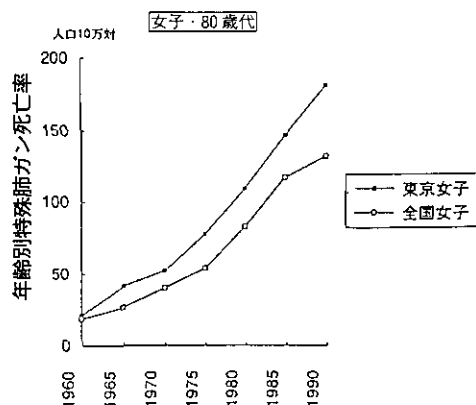
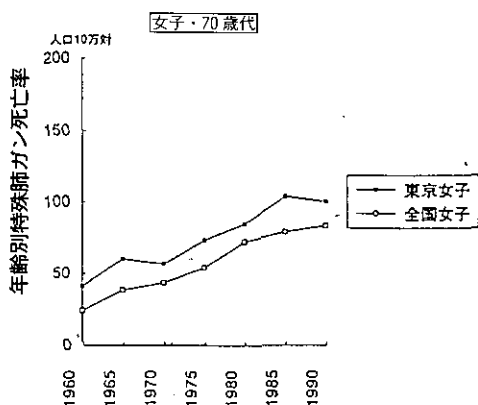


図 27 全国及び東京都の女子人口における70歳代及び80歳代の年齢別特殊肺ガン死亡率の経年変化

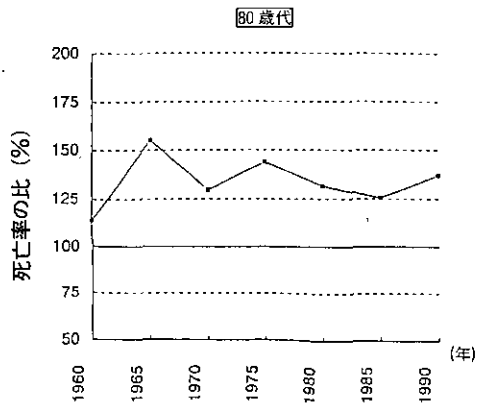
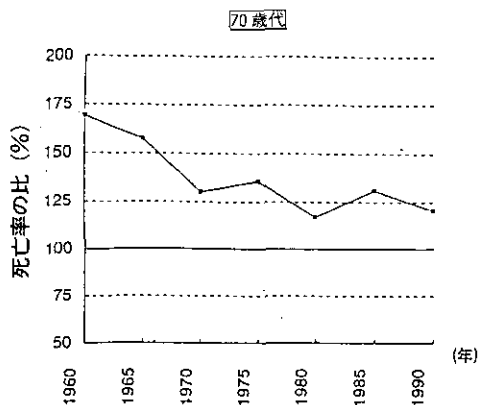


図 28 全国の肺ガン死亡率に対する東京都の肺ガン死亡率比の経年変化—70歳代及び80歳代女子人口について

(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 $6.14 \times 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)$ を用いた)である。ただし、上記ユニットリスク [6.14×10^{-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%信頼区間の上限値である。この結果、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増加しているので、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%)に比較してほぼ無視しうるレベルである。

—肺ガンリスクの経年変化と肺ガン死亡状況の比較—

次に、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と実際の肺ガン死亡状況との対応関係を検討した。まず、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年間の集積肺ガンリスクの大きさ(相対比)を次式によって求めた。

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

1950~59年の10年間の集積肺ガンリスクを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実際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。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ごと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、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、暴露人口と暴露濃度の増加に伴うリスクの年ごとの増加を実際の肺ガン死の年ごとの増加に直接関連づけるとすると、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、実態を反映しないことになる。

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を開始し始め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暴露開始から肺ガン発生までに要する潜伏期間を経っていないので、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。しかし、このことは、DSPM暴露を受け始めてから10~20年の潜伏期間を経た後に、急激に増加してくる可能性をも示唆していることは重要な点である。

(4) 考 察

以上、EPAの標準的「定量的リスクアセスメント」手法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原因は、DSPM汚染の進行にともな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29)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、実際に肺ガンが急増してきている年齢群は70歳以上であるので、リスクの集積により過剰に発生す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や動物の慢性暴露実験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、すでに増加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

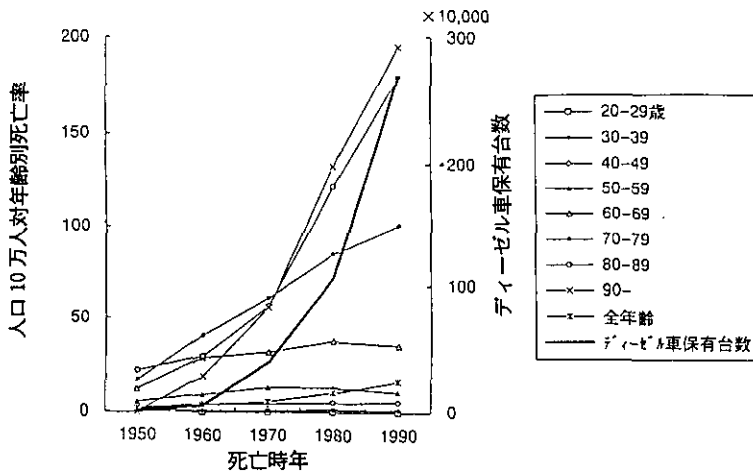


図 29 東京都の女子の年齢別特殊肺ガン死亡率と 1 都 6 県内のディーゼル車保有台数の経年変化の対応関係

る。

急増してきたディーゼル車による排ガス汚染が、現時点では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一貫して高率となっている。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をみた (図 28) に明らかなように、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、以上の推論は、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や最近のロサンゼルスでの非喫煙者に関する調査結果によっても示唆されるところでもある。

現在はディーゼル排ガス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肺ガン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。

2.5 おわりに

昭和63年度～平成3年度までに行った「大都市圏における環境ストレスと健康影響に係わる環境保健モニタリングの手法に関する研究」で行われた研究課題ごとにその概要を述べた。各小課題別にみると、極めて基礎的な研究から始めなければなかったものと、応用研究と呼ぶべき研究などの性格の違いがある。総じて、新たに「環境保健モニタリング」の手法を検討することを目的としたために、多くの基礎的な研究に終始した感拭いきれない。

しかし、上記目的の下で行われた諸研究によって、「夜間の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」について、モデル的な「環境保健モニタリング」の基本的な手法が整理できたと判断される。

すなわち、「環境保健モニタリング」のうち夜間の交通騒音と睡眠影響については、以下の点が要約されよう。

- 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。
- 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65dBあるいは60dB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。
- 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が示唆される。
- 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ラー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の推定（「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。この方法には、例えば各推定値の精度などについてなお問題があり、また、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も考慮すると、この方法を適宜修正・改善しつつ整備していくことが必要と思われる。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、が強く示唆された。

「環境保健モニタリング」のうち「沿道ディーゼル排ガス汚染による肺ガンリスク」の手法の検討では、まず、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を試みた結果、70年暴露については3,740、年平均50（95%信頼区間の上限値）の過剰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」を考慮する必要があると示唆されるなど、リスクの具体的な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もいる。しかし、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年以上長期暴露されてきた集団の間で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車の普及による汚染の進行に伴って影響が拡大し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、別途疫学調査が望まれる。

以上、2種の「環境保健モニタリング」の手法として、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、さらにそれらの情報を基に「リスクキャラクターゼーション」によりリスクを推定する方法を具体的に検討したことになる。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改めて認識された。また、道路沿道的环境汚染については、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「幹線道路の沿道の整備に関する法律（通称“沿道法”）」があり、その対象地域は全国で「約2,000km」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。

[資 料]

I 研究の組織

[A 研究担当者]

| | | |
|--|-------|-----------------------|
| 地域環境研究グループ | 統括研究官 | 内藤 正明 (昭和 63～平成 3 年度) |
| | 上席研究官 | 三浦 卓 (昭和 63～平成 3 年度) |
| 都市環境影響評価研究チーム | | 兜 真徳 (昭和 63～平成 3 年度) |
| | | 新田 裕史 (平成 2～3 年度) |
| | | 影山 隆之 (昭和 63～平成 3 年度) |
| 交通公害防止研究チーム | | 田村 正行 (昭和 63～平成 3 年度) |
| 実験動物開発研究官 | | 高橋 弘 (昭和 63～平成 3 年度) |
| 環境統計手法研究官 | | 松本 幸雄 (昭和 63～平成 3 年度) |
| 社会環境システム部 | | |
| 環境計画研究室 | | 大井 紘 (昭和 63～平成 3 年度) |
| | | 近藤 美則 (昭和 63～平成 3 年度) |
| 情報解析研究室 | | 須賀 伸介 (昭和 63～平成 3 年度) |
| 環境健康部 部長 | | 鈴木 継美 (平成 3 年度) |
| 保健指標研究室 | | 遠山 千春 (昭和 63～平成 3 年度) |
| | | 三森 文行 (昭和 63～平成 3 年度) |
| 環境疫学研究室 | | 小野 雅司 (昭和 63～平成 3 年度) |
| 研究所組織改革 (平成 2 年 7 月) 以前の研究分担者 (所属は旧名称) | | |
| 環境保健部 部長 | | 村上 正孝 (昭和 63～平成 2 年度) |
| 環境保健研究室 | | 太田庸起子 (昭和 63～平成元年度) |
| | | 安藤 満 (昭和 63～平成元年度) |
| | | 松本 理 (昭和 63～平成元年度) |
| 環境疫学研究室 | | 金子 勇 (昭和 63 年度) |
| | | 田村 憲治 (昭和 63～平成元年度) |
| 環境心理研究室 | | 相本 篤子 (現東海大学) |
| | | (昭和 63～平成元年度) |
| 環境情報部 | | |
| 情報システム室 | | 宮崎 忠国 (昭和 63～平成元年度) |

情報調査室

宇都宮陽二郎 (昭和 63~平成元年度)

新藤 純子 (現農業環境技術研究所)
(昭和 63~平成元年度)

横田 達也 (昭和 63~平成元年度)

総合解析部

環境管理研究室

金谷 健 (現京都大学)

(昭和 63~平成元年度)

計測技術部

生体化学計測研究室

森田 昌敏 (昭和 63~平成元年度)

分析室

刃刀 正行 (昭和 63~平成元年度)

[B 客員研究員]

秋葉 澄伯 放射線影響研究所疫学部 (現鹿児島大学医学部) (昭和 63~平成 3 年度)

阿部 治 埼玉大学教育学部 (昭和 63~平成 3 年度)

市川 雅教 東京外語大学外国語学部 (平成 2~3 年度)

伊藤 政志 東京都環境科学研究所 (昭和 63~平成 3 年度)

沖山 文敏 川崎市環境保全局公害部 (平成元~3 年度)

加藤 進昌 滋賀医科大学 (昭和 63~平成 3 年度)

金子 哲也 杏林大学保健学部 (平成 3 年度)

斎藤 正男 東京大学医学部 (平成元~3 年度)

佐々木雄司 東京大学医学部 (平成元~3 年度)

新藤 純子 農業環境技術研究所環境管理部 (平成 2~3 年度)

関根 一郎 長崎大学医学部 (昭和 63~平成 3 年度)

東郷 正美 東京大学教育学部 (平成元~3 年度)

中井 里史 東京大学医学部 (平成 2~3 年度)

平松 幸三 京都大学工学部 (昭和 63~平成 3 年度)

宮本 定明 徳島大学知能情報工学科 (昭和 63~平成 3 年度)

村上 正孝 筑波大学社会医学系 (平成 3 年度)

守山 正樹 長崎大学医学部 (平成元~3 年度)

山本 和郎 慶応大学文学部 (昭和 63~平成 3 年度)

II 研究成果発表一覧

1 誌上発表

| 発表者 | 題 目 | 掲 載 誌 | 巻(号) | ページ | 刊年 |
|------------------------------------|---|-----------------------------------|---------|-----------|------|
| [昭和63年度] | | | | | |
| 兜 真徳 | 個人差がある騒音の感じ方 | 子供の科学 | 11 | 29 | 1988 |
| 兜 真徳 | ストレスと心身症 | 医学のあゆみ | 147(10) | 830-832 | 1988 |
| 相本篤子, 南 正信, 兜 真徳 | 種々の生活騒音に対するうるささの変動要因に関する研究-騒音ストレス度の数量化を目的として- | ストレスと人間科学 | 3 | 79-80 | 1988 |
| 兜 真徳 | 特集・脳神経内分泌と免疫-ストレス反応におけるサイトカインの意義 | 免役薬理 | 6(1) | 52-57 | 1988 |
| 兜 真徳 | サイトカインから見たストレス反応機構とその臨床的意義 | Therap. Res. | 9(2) | 13-18 | 1988 |
| 大井 紘, 宮本定明, 阿部 治, 勝矢淳雄 | 生活環境に関する住民の認知の拡がりと構造 | 土木学会論文集IV-8 | 389 | 83-92 | 1988 |
| 宮本定明, 須賀伸介, 大井 紘, 阿部 治, 勝矢淳雄 | 自由連想法による環境意識調査データのクラスタ分析のための近傍法 | システムと制御 | 32(4) | 255-263 | 1988 |
| 田村憲治, 金子 勇, 小野雅司, 村上正孝 | 国保レセプトデータの蓄積状況と疾病統計のまとめ方に関する調査 | 日本公衆衛生誌 | 35 | 486-491 | 1988 |
| [平成元年度] | | | | | |
| 兜 真徳 | ストレスと心身症 | 臨床検査 | 33(13) | 1765-1771 | 1989 |
| 鎌石和夫, 今井秀樹, 兜 真徳ほか | セレン及び亜鉛と癌との関係 | 日本衛生学会ワークショップ「微量元素」報告論文集 | | 59-69 | 1989 |
| 松本幸雄 | 環境モニタリング | 統計学事典(株)東洋経済新報社 | | 665-668 | 1989 |
| 松本幸雄 | 環境モニタリングシステム | 情報システムハンドブック(倍風館)第2編 | | 52-55 | 1989 |
| [平成2年度] | | | | | |
| 兜 真徳 | 人類生態学的方法 | 環境保健入門 からの科学(臨時増刊号) 日本評論社(224 p.) | | 157-164 | 1990 |
| 兜 真徳 | 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 | 1990 |

| 発 表 者 | 題 目 | 掲 載 誌 | 巻(号) | ページ | 刊年 |
|---|---|--|--------|---------|------|
| 影山隆之 | 健康影響の評価と住民対応騒音・震動・低周波との関係で | 環境保健入門 からだの科学 (臨時増刊号) 日本評論社(224 p.) | | 61-65 | 1990 |
| 兜 真徳, 津金昌一郎, 渡辺 晶, Hamada | ブラジル・サンパウロの大気汚染状況-エタノール車導入の効果と問題点 | 日本公衆衛生雑誌 | 37(5) | 340-346 | 1990 |
| 新田裕史 | パーソナルサンプラーによる曝露の測定と影響の評価 | 環境技術 | 19(4) | 238-242 | 1990 |
| 新田裕史 | 健康調査(質問紙法)をめぐって-呼吸器自覚症状調査 | 保健の科学 | 33 | 681-685 | 1991 |
| M.Kabuto, Y.Matsumoto, M.Minowa, M.Murakami | Urbanization air pollution and lung cancer mortality in Japan(1969-83): an ecological correlation study | J.Human Eco. | 2(1-2) | 89-100 | 1991 |
| 影山隆之 | 首都圏の一高層分譲マンションに居住する既婚女性の飲酒行動 | 社会精神医学 | 13 | 325-326 | 1990 |
| S.Miyamoto, S.Suga, K.Oi | Methods of digraph representation and culster analysis for analyzing free | IEEE Transaction on systems Man, and Cybernetics | 20(3) | 695-701 | 1990 |
| 大井 紘 | 環境に対する意識 | 環境保健入門 からだの科学 (臨時増刊号) 日本評論社 (224 p.) | | 215-218 | 1990 |
| J.Shindo, K.Oi, Y.Matsumoto | Considerations on air pollution monitoring network design in the light of spatio-temporal variation of data | Atmos. Environ. | 24B(2) | 335-342 | 1990 |
| M.Kunugi, Y.Matsumoto, S.Shindo, H.Koyama, T.Tani | A New Personal Sampling System | Aerosols-Sci., Ind., Health & Environ. -(Pergamon Press) | 1 | 648-651 | 1990 |
| S.Akiba, M.Kabuto, et al | Serum ferritin and stomach cancer risk among A-bomb survivors | RERF TR 14-89, Research Project | | 10-85 | 1990 |
| 津金昌一郎, 兜 真徳 | がん死亡率の地域格差に対する生態学的アプローチ | 癌の臨床 | 36(3) | 425-429 | 1990 |
| 兜 真徳 | ストレスと発癌-副腎皮質ホルモンの血清レベルと乳癌リスク | ストレスと人間科学 | (5) | 93-94 | 1990 |
| 兜 真徳 | 都市域における高肺癌死亡率傾向をめぐって | 国立公害研究所研究発表会予稿集 平成2年6月 | | 67-72 | 1990 |

| 発表者 | 題 目 | 掲 載 誌 | 巻(号) | ページ | 刊年 |
|---------------------|---|-------------------------------|--------|-----------|------|
| 小野雅司, 田村憲治, 村上正孝 | 沿道大気汚染とその健康影響評価 | 日本リスク研究会誌 | 2(1) | 67-71 | 1990 |
| 安藤 満, 田村憲治, 松本 理 | 交通要所近傍における浮遊粒子 状物質および多環芳香族化合物 の家屋内外濃度 | 日本衛生学雑誌 | 45 | 1007-1013 | 1990 |
| 安藤 満 | 幹線道路沿道の家屋の屋内, 屋 外におけるSPMとB(a)P濃度 | 医学のあゆみ | 152(2) | 108 | 1990 |
| [平成3年度] | | | | | |
| 兜 真徳 | 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 | 1991 |
| 兜 真徳 | 「地球環境ストレス」 | ストレスと人間科学 | | 49-52 | 1991 |
| 新田裕史 | 個人レベルでの消費生活の動向 -先進国・都市型の生活- | ストレスと人間科学 | 6(1) | 62-64 | 1991 |
| 影山隆之 | 近隣騒音 | 地球環境大事典(学習 研究社) | | 248-249 | 1991 |
| 兜 真徳 | 騒音・振動と健康 | 人間・環境系の科学 (メヂカルフレンド社) | | 143-168 | 1991 |
| 兜 真徳, 影山隆之 | 騒音とストレス | かんきょう | 16(5) | 6-9 | 1991 |
| 兜 真徳, 影山隆之 | 低周波空気振動と健康障害 | 日本医事新報 | (3521) | 140-141 | 1991 |
| 影山隆之, 兜 真徳 | 生活環境騒音による精神的スト レス: 「うるささ」, 「迷惑感」 評価と対処行動 | ストレスと人間科学 | | 97-98 | 1991 |
| M. Kabuto | Safety Assessment of Sounds Exposed in Daily Human Behaviors | Ann. Physiolog. Anthropol. | 11(2) | 124-125 | 1992 |
| 兜 真徳, 影山隆之 | 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-都市生態学的視点から- | 音とアメニティ | | 93-97 | 1992 |
| 影山隆之, 兜 真徳 | 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-首都圏4地域の調 査から | 騒音制御 | 16(5) | 42-46 | 1992 |
| 影山隆之, 兜 真徳 | 「主婦」の1日24時間の生活行 動別騒音暴露レベル-首都圏4 地域の調査から | 騒音制御 | 16(5) | 47-51 | 1992 |

| 発 表 者 | 題 目 | 掲 載 誌 | 巻(号) | ページ | 刊年 |
|--|--|------------------------|---------|-----------|------|
| 影山隆之, 兜 真徳 | 自治体別騒音苦情件数は「環境ストレス」の指標となりうるか(その2) | ストレスと人間科学 | | 67 | 1991 |
| 兜 真徳, 津金昌一郎, 渡辺 昌 | ストレス関連性格と血清DHEA-Sレベル-日本人女性の場合 | 医学のあゆみ | (156) | 685-696 | 1991 |
| S. Akiba, K. Neriishi, J. B. William, M. Kabuto, G. R. Stevens, H. Kato, E. L. Charles | Serum Ferritin and Stomach Cancer Risk Among a Japanese Population | Cancer | | 1707-1712 | 1991 |
| 兜 真徳, 津金昌一郎, 渡辺 昌 | ストレスと発癌(第2報)-ストレス関連性格と血清ホルモンレベルとの関連- | ストレスと人間科学 | | 108 | 1991 |
| 兜 真徳, 津金昌一郎, 渡辺 昌 | 日本人女子におけるAタイプ性格と血清DHEA-sレベルとの関連性 | 医学のあゆみ | 156(10) | 695-696 | 1991 |
| 兜 真徳 | “快適音楽”聴取による脳波変動-パワースペクトル分析を用いた基礎検討- | 騒音制御 | 16(2) | 36-40 | 1992 |
| 兜 真徳, 今井秀樹 | 無酸症と胃癌 | ランセット日本語版 | 2(5) | 63 | 1992 |
| 兜 真徳 | 日本人女性における血清エストラジオール(E ₂)と乳癌リスクとくに閉経後E ₂ レベルとその後の乳癌発症との関連について | 医学のあゆみ | 162(13) | 938 | 1992 |
| M. Kabuto, S. Tugane, S. Watanabe | Variations of serum dehydroepiandrosterone-sulfate (DHEA-s) level according to stress events or stress-related personalities in Japanese | Behav. Med. (Elsevier) | | 189-194 | 1992 |
| 新田裕史 | 都市環境と住民の健康 | 都市問題研究 | 43(6) | 54-68 | 1991 |
| 影山隆之 | 都市域における女子の飲酒行動の特徴-東京都内-高層団地における観察- | 日本精神衛生学会誌 | 1(16) | 68-72 | 1991 |
| 大井 紘(編) | 大都市に住む人々の生活環境に関する意識, 自由記述文の分析 | 国立環境研究所資料 | F-36 | 93p. | 1992 |
| 松本幸雄, 新藤純子, 廣崎昭太, 伊藤政志, 青木一夫, 朝来野国彦 | 調査によるNO ₂ 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四方の領域内の変動 | 大気汚染学会誌 | 26(3) | 136-151 | 1991 |

| 発 表 者 | 題 目 | 掲 載 誌 | 巻(号) | ページ | 刊年 |
|---|---|--------------------------------------|-------|---------|------|
| 新藤純子, 松本幸雄, 廣崎昭太, 伊藤政志, 青木一夫, 朝来野国彦 | 稠密調査によるNO _x 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 | 1991 |
| 新藤純子, 松本幸雄 | 二酸化窒素日平均濃度の交差点 周辺における変動の構造解析— 世田谷区上馬交差点における調 査— | 大気汚染学会誌 | 26(6) | 417-426 | 1991 |
| M. Ando, K. Tamura, K. Katagiri | Study on suspended particu- late matter and polycyclic aromatic hydrocarbons in in- door and outdoor air | Int. Arch. Occup. Environ. Health | 63 | 297-301 | 1991 |

2 口頭発表

| 発表者 | 題目 | 学会等名称 | 開催都市名 | 年月 |
|---------------------------------------|--|--|----------|------|
| [昭和63年度] | | | | |
| 兜 真徳 | 都市居住と環境ストレス—騒音苦情からのアプローチ | 国立公害研究所所外研究発表会 | つくば | 1988 |
| 影山隆之, 兜 真徳 | 自治体別騒音苦情件数は「環境ストレス」の指標となりうるか | 日本ストレス学会第4回学術総会 | 東京 | 1988 |
| 相本篤子, 兜 真徳 | 騒音感受性の規定要因に関する研究—うるささ評価の性別, 年齢, 性格による差異— | 第58回日本衛生学会総会 | 岡山 | 1988 |
| 南 正信, 兜 真徳 | 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の関連について— | 第58回日本衛生学会総会 | 岡山 | 1988 |
| 兜 真徳ほか | セレンおよび亜鉛と癌の関係 | 第58回日本衛生学会総会 | 岡山 | 1988 |
| 兜 真徳ほか | メチル水銀中毒と甲状腺機能汚染地域健診による成績 | 第58回日本衛生学会総会 | 岡山 | 1988 |
| 森山正樹, 斉藤 寛, 兜 真徳ほか | 羊水と尿を用いた胎内発育と新生児期発育との相互関連の分析の試み | 第58回日本衛生学会総会 | 岡山 | 1988 |
| 関根一郎, 兜 真徳ほか | 自律神経異常ラットとストレス潰瘍 | 第7回日本病理学会総会 | 札幌 | 1988 |
| 関根一郎, 兜 真徳ほか | SHR, WKY, MSG実験的肥満ラットにおける大動脈の比較検討 | 第20回日本動脈硬化学会 | 福岡 | 1988 |
| 関根一郎, 兜 真徳ほか | WKY, SHRおよびMSG肥満ラットにおける腸間膜動脈交感神経網の比較 | 第20回日本動脈硬化学会 | 福岡 | 1988 |
| M. Kabuto, S. Akiba, CE. Land, et al. | Postmenopausal hormone status and subsequent breast cancer risk | 8th Int. Congr. of Endocrinol. Satell. Symp. Sex Steroid-Depend Tumors | Tokyo | 1988 |
| M. Kabuto, N. Matsumoto | "Jet Lag" Stress and Urinary Melatonin Rhythm | Melatonin & the Pineal Gland, A Satell. Symp. of the 8th Int. Congr. of Endocrinol | Hongkong | 1988 |
| M. Kabuto, S. Akiba, N. Oshawa | An assesment of cellular growth level by urinary total polyamines during adolescence in normal Japanese children | 5th Int. Auxol. Congr. | Exeter | 1988 |
| 影山隆之, 兜 真徳 | 生活環境騒音に対する主婦の心理的感受性について—実験とフィールド調査による成績の比較 | 環境科学会 1988 年会 | 東京 | 1988 |

| 発表者 | 題 目 | 学会等名称 | 開催都市名 | 年月 |
|--------------------------|--|--|-------|------|
| 影山隆之, 兜 真徳 | 超高層団地居住に伴う生活騒音と主婦の“うるささ”評価について | 第47回日本公衆衛生学会総会 | 札幌 | 1988 |
| 南 正信, 兜 真徳 | 騒音感受性の規定要因に関する研究—尿中カテコールアミン分泌速度の日内変動について— | 第47回日本公衆衛生学会総会 | 札幌 | 1988 |
| [平成元年度] | | | | |
| 影山隆之 | 首都圏の一高層分譲マンションに居住する既婚女性の飲酒行動 | 第10回日本社会精神医学会 | 金 沢 | 1989 |
| 南 正信, 兜 真徳 | 騒音に対する心理的反応と生理的感受性 (第1報) | 環境科学会 1989 年会 | 東 京 | 1989 |
| 影山隆之, 兜 真徳 | 高密度居住と騒音苦情発生率に関する統計的研究 | 環境科学会 1989 年会 | 東 京 | 1989 |
| 兜 真徳ほか | メチル水銀中毒と副腎皮質機能汚染地域住民の検査成績 | 第59回日本衛生学会総会 | 秋 田 | 1989 |
| 影山隆之, 兜 真徳 | 超高層団地居住に伴う生活騒音と主婦の“うるささ”評価について (第2報) | 第59回日本衛生学会総会 | 秋 田 | 1989 |
| 相本篤子, 影山隆之, 兜 真徳 | 騒音感受性の規定要因に関する研究 (第3報)—音の種類と“うるささ”のレベル反応関係 | 第59回日本衛生学会総会 | 秋 田 | 1989 |
| 南 正信, 相本篤子, 兜 真徳 | 騒音感受性の規定要因に関する研究 (第4報)—若年者のAEPGRにおけるレベル反応関係 | 第59回日本衛生学会総会 | 秋 田 | 1989 |
| 津金昌一郎, 渡辺 昌, 兜 真徳ほか | 岩手および沖縄県地域住民の血潜生化学データとライフスタイル—がん死亡率の地域差に対する生態学的アプローチ | 第12回日本がん疫学研究会 | 福 岡 | 1989 |
| M. Kabuto, <i>et al.</i> | Serum selenium and zinc and the risk of lung and stomach cancer in Japan | 2nd Int. Soc. Trace Elem. Res. Hum. (ISTERH) | Tokyo | 1989 |
| 影山隆之, 兜 真徳 | 大都市圏内における騒音苦情発生状況と地域特性 (その1) 首都圏1都6県での年間苦情発生率と人口密度との関連 | 日本騒音制御工学会 | 東 京 | 1989 |
| 影山隆之, 兜 真徳 | 大都市圏内における騒音苦情発生状況と地域特性 (その2) 都内S区(住宅地域主体)における新規苦情のケーススタディ | 日本騒音制御工学会 | 東 京 | 1989 |

| 発表者 | 題目 | 学会等名称 | 開催都市名 | 年月 |
|---|--|--|--------|------|
| 兜 真徳 | 中高年者の肥満による血清インスリンレベル上昇の意義-腹部脂肪厚の特異的相関関係- | 第48回日本公衆衛生学会総会 | つくば | 1989 |
| 影山隆之, 兜 真徳 | 生活環境騒音による精神的ストレスの評価(第1報)大都市における主婦の騒音曝露状況と地域差 | 第48回日本公衆衛生学会総会 | つくば | 1989 |
| 兜 真徳ほか | 中高年者の肥満・高血圧と尿中カテコールアミン | 第54回日本民族衛生学会 | 鹿児島 | 1989 |
| 兜 真徳 | ストレスと発癌(第1報):血清DHEA-sレベルと乳癌リスク | 第5回日本ストレス学会学術総会 | 東京 | 1989 |
| 影山隆之, 兜 真徳 | 自治体別騒音苦情件数は「環境ストレス」の指標となりうるか(その2) | 第5回日本ストレス学会学術総会 | 東京 | 1989 |
| M.Kabuto, S.Akiba, <i>et al.</i> | Serum level of prolactin and DHEA-s and risk for breast cancer in Japanese women | 6th Sym. Epidemiol. & Cancer Regis. Pac. Basin | Hawaii | 1989 |
| 大井 紘, 近藤美則, 須賀伸介, 宮本定明, 阿部 治 | 高層住宅と一戸建て住民の生活環境意識の連想法による比較 | 土木学会第44年次学術講演会 | 名古屋 | 1989 |
| 近藤美則, 大井 紘, 須賀伸介, 宮本定明, 阿部 治 | 高層住宅と一戸建て住民の音環境意識の自由記述データによる比較 | 土木学会第44年次学術講演会 | 名古屋 | 1989 |
| 新藤純子, 松本幸雄, 廣崎昭太, 伊藤政志, 青木一夫, 朝来野国彦 | NO ₂ 濃度の稠密調査による空間分布構造の安定性の評価(III) | 第30回大気汚染学会 | 川崎 | 1989 |
| 松本幸雄, 新藤純子, 横田達也, 安藤 満, 田村憲治, 松本 理, 伊藤政志 | 住宅地域におけるNO ₂ 濃度変動の評価(世田谷区役所周辺) | 第30回大気汚染学会 | 川崎 | 1989 |
| 新藤純子, 松本幸雄 | 簡易測定による交差点周辺の二酸化窒素濃度分布の把握 | 第30回大気汚染学会 | 川崎 | 1989 |
| 田村憲治, 安藤 満, 松本 理, 松本幸雄, 新藤純子 | 幹線道路周辺家屋内外のSPM濃度およびNO ₂ 濃度 | 第30回大気汚染学会 | 川崎 | 1989 |
| [平成2年度] | | | | |
| 影山隆之, 兜 真徳 | 生活環境騒音による精神的ストレスの評価(第2報)大都市における音環境と「うるささ」の地域差 | 第49回日本公衆衛生学会総会 | 徳島 | 1990 |

| 発 表 者 | 題 目 | 学会等名称 | 開催都市名 | 年月 |
|---|---|--|------------------|------|
| 兜 真徳, 松崎新一, 箕輪真澄, 小野雅司, 松本幸雄 | 肺癌死亡の地域差に関する生態学的研究(その1):区市町別の女子肺癌SMR(1969-83)と大気汚染レベルとの相関 | 第49回日本公衆衛生学会総会 | 徳 島 | 1990 |
| 影山隆之, 兜 真徳 | 生活環境騒音による精神的ストレス:「うるささ」「迷惑感」評価と対処行動 | 第6回日本ストレス学会学術総会 | 東 京 | 1990 |
| 兜 真徳, 津金昌一郎, 渡辺 昌 | ストレスと発癌(第2報):ストレス関連性格と血清副腎ホルモンレベルとの関連 | 第6回日本ストレス学会学術総会 | 東 京 | 1990 |
| 相本篤子, 南 正信, 兜 真徳 | 種々の生活騒音に対するうるささの変動要因に関する研究(第1報)-騒音ストレス度の数量化を目的として | 第6回日本ストレス学会学術総会 | 東 京 | 1990 |
| 兜 真徳 | 地球環境ストレス | 第6回日本ストレス学会学術総会 | 東 京 | 1990 |
| 兜 真徳, 津金昌一郎, 渡辺 昌 | 発癌リスク関連因子の国内地域差に関する研究(第1報):沖縄と岩手の血清フェリチン及びDHEA-sレベル | 第49回日本癌学会 | 札 幌 | 1990 |
| 津金昌一郎, 兜 真徳 | 生体指標よりみた岩手及び沖縄県地域住民の食生活-研究概要と血清栄養素濃度 | 第60回日本衛生学会 | 福 岡 | 1990 |
| 兜 真徳 | 中高年者の血清DHEA-sレベルとその規定要因との関連 | 第55回日本民族衛生学会 | 宇都宮 | 1990 |
| 兜 真徳 | ストレスと内分泌変動に関する血清疫学的変動:(第1報)中高年者(女子)の血清DHEA-sレベルとその規定要因との関連 | 第55回日本民族衛生学会 | 宇都宮 | 1990 |
| 影山隆之, 兜 真徳 | 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 | 日本騒音制御工学会 | 東 京 | 1990 |
| 兜 真徳, 内田栄一, 金子哲也 | 脳波パワースペクトルの変動からみた"快適音楽"(その1):基礎レベルと変動の個人差と心身状態の影響について | 日本騒音制御工学会 | 東 京 | 1990 |
| S. Nakai, H. Nitta, K. Maeda, M. Ono | An Assessment of Source Contribution to Indoor NO ₂ Pollution in Tokyo, Japan. | The 5th Indoor Air Quality and Climate, indoor Air '90 | Toronto (Canada) | 1990 |
| 中井里史, 新田裕史 | 地区分類によって生じる曝露変数の Misclassification に関する検討 | 第50回日本公衆衛生学会 | 盛 岡 | 1990 |

| 発表者 | 題 目 | 学会等名称 | 開催都市名 | 年月 |
|--|--|-----------------------------|-------|------|
| 大井 紘, 近藤美則, 須賀伸介, 平松幸三 | 都市自治体における公害苦情の 発生過程と解決過程の分析 | 京都大学環境衛生工学研究会 第12回シンポジウム | 京 都 | 1990 |
| 近藤美則, 大井 紘, 須賀伸介, 宮本定明, 阿部 治 | 自由記述データによる高層住宅 と一戸建て住民の音環境意識の 比較 | 京都大学環境衛生工学研究会 第12回シンポジウム | 京 都 | 1990 |
| 大井 紘, 近藤美則, 須賀伸介, 宮本定明, 阿部 治 | 幹線道路沿道と非沿道の住民の 環境意識の自由記述調査による 比較-語クラスタによる分析- | 土木学会第45回年次学術講 演会 | 新 潟 | 1990 |
| 近藤美則, 大井 紘, 須賀伸介, 宮本定明, 阿部 治 | 幹線道路沿道と非沿道の住民の 環境意識の自由記述調査による 比較-語の記述頻度による分 析- | 土木学会第45回年次学術講 演会 | 新 潟 | 1990 |
| 大井 紘, 近藤美則, 須賀伸介 | 土地用途に関する住民の意識か らみた公害苦情の発生過程の分 析 | 環境科学会1990年会 | 東 京 | 1990 |
| 大井 紘, 近藤美則, 須賀伸介 | 居住階数の違いによる高層住宅 住民の音環境意識の比較 | 環境科学会1990年会 | 東 京 | 1990 |
| 大井 紘, 近藤美則, 須賀伸介 | 環8沿道住民の被害・迷惑感の 自由記述調査による比較 | 環境科学会1990年会 | 東 京 | 1990 |
| 松本幸雄, 新藤純子, 安藤 満, 田村憲治, 伊藤政志 | 幹線道路を含む住宅地域におけ るNO ₂ 濃度および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 | 金 沢 | 1990 |
| 松本幸雄, 新藤純子, 安藤 満, 田村憲治, 伊藤政志 | 幹線道路を含む住宅地域におけ るNO ₂ 濃度およびSPM濃度の 時間・空間変動の構造(板橋区 大和町周辺) | 第31回大気汚染学会 | 金 沢 | 1990 |
| 田村憲治, 安藤 満, 松本 理, 松本幸雄, 新藤純子 | 幹線道路周辺家屋内外のSPM 濃度とNO ₂ 濃度(2) | 第31回大気汚染学会 | 金 沢 | 1990 |
| 田村憲治, 安藤 満, 松本 理 | 幹線道路周辺家屋内外における SPMとNO ₂ 濃度の関連につい て | 第60回日本衛生学会総会 | 福 岡 | 1990 |
| 安藤 満, 田村憲治, 松本幸雄, 新藤純子 | 大気中多環芳香族化合物の個人 曝露の研究 | 第31回大気汚染学会 | 金 沢 | 1990 |
| M. Kunugi, Y. Matsumoto, J. Shindo, H. Koyama, T. Tani | A New Personal Sampling System | The 3rd Int. Aerosols Conf. | Kyoto | 1990 |

| 発表者 | 題 目 | 学会等名称 | 開催都市名 | 年月 |
|--|--|--|-----------------------|------|
| [平成3年度] | | | | |
| 影山隆之, 兜 真徳 | 大都市に居住する成人女子の “睡眠薬服用”-音環境による annoyanceと睡眠妨害との関連 を中心に | 第11回日本社会精神医学会 | 新 潟 | 1991 |
| 影山隆之, 兜 真徳, 南 正信 | 高校生におけるヘッドホンを用 いた音楽聴取と健康問題(1) -質問紙による背景の検討 | 第61回日本衛生学会 | 京 都 | 1991 |
| 兜 真徳, 影山隆之, 南 正信 | 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) | 第61回日本衛生学会 | 京 都 | 1991 |
| 兜 真徳, 内田栄一, 金子哲也, 影山隆之, 南 正信, 新田裕史 | 音楽聴取と脳波変動との関連 | 第61回日本衛生学会 | 京 都 | 1991 |
| S.Honda, H.Nitta, K.Maeda | A Method of Estimating Misclassification Rates and Prevalence from Repeated Epidemiologic Survey | IEA Reg.Sci.Meet.Asia- Pac.Reg | Nagoya | 1991 |
| K.Kabuto, Y.Matsumoto, M.Minowa, M.Murakami | Urbanization, Air Pollution and Lung Cancer Mortality in Japan(1969-83)-An Eco- logical Correlation Study | Int.Conf.Hum.Ecol. HumanResponsibility & Global Change | Goteborg (Sweden) | 1991 |
| M.Kabuto, S.Tsugane, S.Watanabe | Variations of Serum Dehy- droepiandrosterone Sulphate (DHEA-s) Level according to Stress Events or Stress Related Personalities in Japanese | 12th Int.Symp.Univ. Tokyo Behav.Sci.Their Role in Health Sci.& Pol- icy | Tokyo | 1991 |
| M.Kabuto | Endocrinological Evalua- tion of Stress : A Review | 4th Int.Symp.ICOH Neurobehav.& Eff. Occup.& Environ.Health | Tokyo | 1991 |
| K.Maeda, H.Nitta | Relationship between respi- ratory symptoms and expo- sure level to car exhausts | The 3rd Conf.Int.Soc. Environ.Epidemiol. | Jerusalem (Israel) | 1991 |
| 兜 真徳 | 生活行動と騒音 | 生理人類学会第27回大会 | 福 岡 | 1991 |
| 兜 真徳, 秋葉澄伯, 銀石和男, C.E.Land, M.Pike, 加藤寛夫 | 日本人女子における血清エスト ロゲン状態とその後の乳癌発 症リスクとの関連 | 第50回日本公衆衛生学会 | 盛 岡 | 1991 |
| 新田裕史, 影山隆之, 兜 真徳 | 幹線道路沿道住民の健康に関す る断面研究 | 第50回日本公衆衛生学会 | 盛 岡 | 1991 |

| 発表者 | 題 目 | 学会等名称 | 開催都市名 | 年月 |
|---|--|----------------|-------|------|
| 影山隆之 | 日常生活で知覚されている環境音とその好き嫌いの個人差 | 環境科学シンポジウム | 東 京 | 1991 |
| 今井秀樹, 兎 真徳, 柏崎 浩, 鈴木継美, 門司和彦, 竹本泰一郎 | 日本人の血清中セレン濃度の個人差と地域差について | 第 56 回日本民族衛生学会 | 東 京 | 1991 |
| 兎 真徳 | 特別集会「環境中の化学物質と発癌性」(2)疫学的研究 | 第 32 回大気汚染学会 | 北九州 | 1991 |
| 新田裕史, 小野雅司, 中井里史, 前田和甫 | NO ₂ 個人曝露濃度予測モデルの妥当性に関する検討 | 第 32 回大気汚染学会 | 北九州 | 1991 |
| 松本幸雄, 田村憲治, 安藤 満, 新藤純子, 伊藤政志 | 幹線道路を含む地域におけるNO ₂ およびSPM濃度の時間・空間変動構造(板橋区大和町周辺その2) | 第 32 回大気汚染学会 | 北九州 | 1991 |
| 田村憲治, 安藤 満, 松本 理, 嵯峨井勝, 松本幸雄, 新藤純子 | 幹線道路周辺家屋内外のSPM濃度とNO ₂ 濃度(3) | 第 32 回大気汚染学会 | 北九州 | 1991 |

平成3年度 編集小委員会

| | | | |
|------|-------|-----|------|
| 委員長 | 相馬光之 | 委員 | 須賀伸介 |
| 副委員長 | 高松武次郎 | 〃 | 彼谷邦光 |
| 委員 | 柳橋泰生 | 〃 | 鈴木明 |
| 〃 | 伊東喜司男 | 〃 | 光本茂記 |
| 〃 | 中根英昭 | 〃 | 高村典子 |
| 〃 | 高村健二 | 〃 | 植弘崇嗣 |
| 〃 | 松本幸雄 | 事務局 | 松井文子 |
| 〃 | 兜真徳 | | |

REPORT OF SPECIAL RESEARCH FROM
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN

国立環境研究所特別研究報告

SR-12-'93

平成5年3月31日発行

編集 国立環境研究所 編集小委員会

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 エリート印刷

〒300-12 茨城県牛久市柏田町3269

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。