



平成 22 年（ネ）第 7035 号損害賠償等請求控訴事件

（原審：平成 10 年（ワ）第 17869 号、第 19024 号、平成 11 年（ワ）第 15339 号、及び平成 10 年（ワ）第 19103 号）

東京高等裁判所第 7 民事部 御中

意 見 書

私は、1975 年に東京大学医学部医学科を卒業後、東京大学医学部、国立公衆衛生院労働衛生学部（現 国立保健医療科学院）、京都大学大学院工学研究科等において、30 年以上の間、循環器疾患学、公衆衛生学、環境保健学を専門分野として研究を行ってきました（私の経歴については別紙をご参照下さい）。

主な研究内容は、大気汚染物質の生体影響、特に循環器系への影響、有害化学物質のリスクアセスメント、地球温暖化の健康影響、化学物質のリスクコミュニケーション、シックハウス症候群、化学物質過敏症など多岐に亘りますが、環境中の騒音と健康影響に関する研究は、その中でも京都大学在職中の主要研究分野の一つとなっております。

私は、官公庁における審議会、検討会等の委員も多数務めておりますが、特に道路沿道での微小粒子状物質（PM_{2.5}）の環境基準設定の際に環境省中央環境審議会健康リスク専門委員会の座長を務めた経験から、道路沿道の騒音が PM_{2.5}と同様に心血管系疾患に影響を及ぼすことから、その複合影響にも注目し、現在も疫学調査の研究を行っています。

今般、田村意見書及びその証言に関して、平成 25 年 3 月 5 日付にて照会を受けましたので、以下、公衆衛生学及び環境保健学の専門家として、また、医師免許及び医学博士号を持つ医師としての立場から、私の知見を述べることにいたします。

なお、事実関係等につきましては、田村意見書及び平成 25 年 2 月 28 日の証人調書の速記録に記載された事実を前提といたします。

平成 25 年 4 月 21 日

京都大学名誉教授 医学博士

内山 巖雄

内山 巖雄 

意見書提出者 略歴

氏 名 内山 巖雄 (うちやま いわお)

生年月日 昭和21年1月15日 67歳

現住所 京都府京都市中京区堺町通蛸薬師下る菊屋町514 ディアステージ堺町錦503

本籍地 神奈川県

【 学歴・資格 】

昭和46年6月 東京大学医学部保健学科卒業

昭和46年6月 同上 医学部医学科学士入学

昭和50年3月 同上 卒業

昭和50年6月 医師免許取得 (医籍登録226271号)

昭和58年6月 医学博士 (東京大学)

【 職 歴 】

昭和50年6月 東京大学医学部附属病院内科 研修医

昭和52年7月 三井記念病院循環器内科 医員

昭和54年1月 東京大学医学部第2内科 非常勤医員

昭和56年5月 埼玉県立衛生短期大学非常勤講師 (兼任) (昭和57年3月まで)

昭和57年4月 国立公衆衛生院労働衛生学部 研究員

昭和57年4月 東京大学医学部 非常勤講師 (兼任) (平成6年3月まで)

昭和61年4月 国立公衆衛生院労働衛生学部 主任研究員

昭和62年4月 国立公衆衛生院労働衛生学部 室長

昭和62年12月 米国ハーバード大学公衆衛生大学院 客員研究員 (昭和63年12月まで)

平成元年12月 国立公衆衛生院労働衛生学部 部長

平成13年4月 京都大学大学院工学研究科環境工学専攻 教授

国立公衆衛生院労働衛生学部 部長 (併任) (平成14年3月まで)

平成15年4月 京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻 教授 (組織替えによる名称変更)

平成15年7月 国立環境研究所 特別客員研究員

平成17年4月 京都大学工学研究科附属流域圏総合環境質研究センター センター長 (併任)
(平成21年3月まで)

平成19年4月 労働安全衛生総合研究所 フェロー研究員

平成21年3月 京都大学定年退職

平成21年4月 京都大学 名誉教授

【 学会活動 】

日本公衆衛生学会会員

日本衛生学会会員

環境科学会会員

日本リスク研究学会 理事 元会長

大気環境学会 理事 元副会長

日本臨床環境医学会 理事

【 受 賞 】

平成 14 年 9 月 (公社) 大気環境学会学術賞

平成 16 年 11 月 (一社) 日本リスク研究学会賞

平成 17 年 12 月 大気環境保全活動功労者表彰 (環境省：水・大気環境局)

平成 19 年 5 月 環境保全功労賞 (環境省)

平成 21 年 6 月 労働安全衛生に係る功績賞 (厚生労働省)

田村意見書及びその証言に対する考察

1. はじめに

小田急小田原線（以下小田急鉄道と略）における連続立体化複々線化事業は、代々木上原駅付近（代々木上原地区）に始まり和泉多摩川駅付近から喜多見駅付近間（狛江地区）と喜多見駅付近から梅ヶ丘駅付近間（経堂地区）が完成し、梅ヶ丘駅付近から東北沢駅付近間（下北沢地区）が現在進捗中である。この間、沿線住民は生活環境が事業前、事業中、事業後と変貌していく中で小田急鉄道騒音に永年にわたり連日曝され日常生活を営み続けてきた。

田村横浜国立大学名誉教授意見書「小田急小田原線（東北沢駅付近から和泉多摩川駅付近まで）沿線における複々線化事業前後の鉄道騒音分布(コンター)と被害の蓋然性 その1、その2、その3」(甲第1459号証の1、2、3 以下田村意見書と呼ぶ)は、本件原告らの騒音影響を正しく理解するためには本件事業区間における鉄道騒音による影響の全体をとらえる必要があると判断し、上記事業の存在とこの間の騒音影響をめぐる裁判等の争いの存在等により多数の集積されてきた公的調査データ及び関連する調査データに科学的な統計解析を適用し、鉄道騒音の周辺地域への分布の法則性を示す推定式を明らかにしている。その上で、本件原告らの騒音影響を科学的に推定し、また、WHO 欧州地域事務局の最新の報告書をもとに鉄道騒音による健康影響程度を障害調整生存年 (DALY) により論じている。

これまで、騒音公害といえば空港や新幹線が話題になることが多く、特定区間の在来鉄道のデータがこれだけの件数・期間集積されたことは稀有のことである。その集積されたデータの統計解析をもとに、騒音分布の推定式を提示し、地域の騒音曝露量を推定したことは、画期的なことといってよい。こうした努力の積み重ねが本件小田急裁判のみならず過去の騒音被害裁判に役立つばかりではなく、未来の紛争防止にも役立つことを、環境汚染の研究に長年携わってきた者として評価したい。

本意見書は、1)多数データに統計解析を適用の上法則性を見だし、それを個別原告の判断に使用することの妥当性、2)環境騒音の健康影響リスクを障害調整生存年 (DALY) で検討することの意義について述べたものである。

2. 森と木に関する考察

田村名誉教授は証人調書の中で、多数データと個別原告間の事情をいみじくも、「木を見て森を見ず、森を見て木を見ず何れの態度もことの判断に過ちをもたらす。森を見てかつ木を見ること、その両方が妥当な判断をもたらす。」と譬えているが、共感するところである。個々の原告の騒音被害は一本の木に当たるが、原告一人ひとりが原告団に加わった心情には、自分の個別の被害感覚だけでなく、自分は騒音被害を受けている「地域全体の森の中の一員」であり、地域の代理人であるとの感覚もあったのではないと思われる。

森とは東北沢駅付近から和泉多摩川駅付近までの小田急鉄道沿線での連続立体化複々線化事業前、事業中、事業後にわたる鉄道騒音の総体である。木とは長年沿線に居住する本件原告の住戸である。

森の中で実測により得られた鉄道騒音データが実測値であり、場所と時点が特定され、限定されているが1つの「現実的事実」である。その値は、少なくとも20本以上の鉄道騒音の最大騒音レベルのエネルギー平均(LAmax)として表示されている。当然のことながら、住戸前での実測値のある原告もあるが、そうでない原告も少なくない。むしろ多数の公的な実測値は原告住戸近辺とは異なる場所に、主に小田

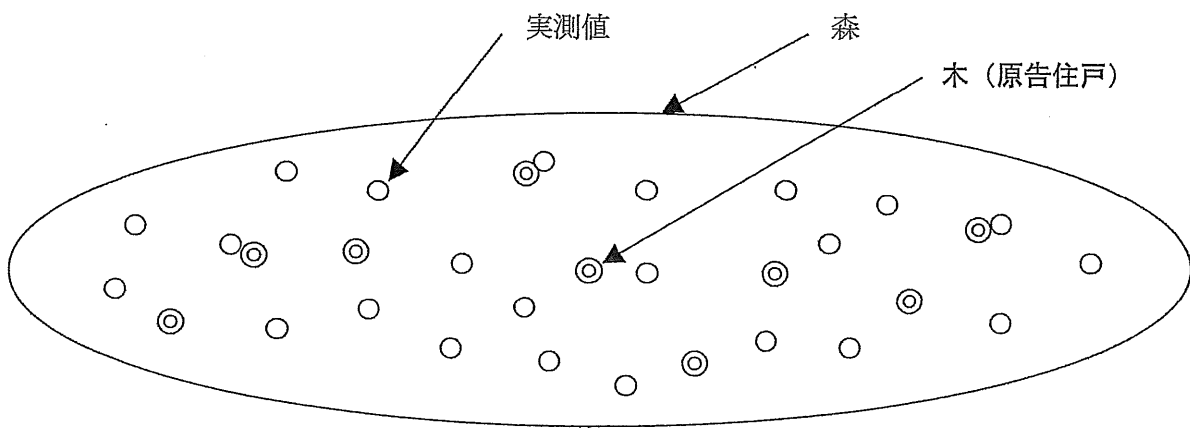
急鉄道沿線に沿って分布している。また、騒音は発生源から各方向に伝播していくので、一般的に沿線の居住実態に合わせ測定地点の高さは住戸の1階又は2階に相当するものが大部分であるが、3階以上で測定されているものもある。

それでは、原告住戸が曝露されてきた鉄道騒音の曝露量をどのようにすれば妥当に判断することができるであろうか。原告住戸前で得られた実測値があればそれに充てることであろうか。実測値は1つの「現実的事実」であるから、場所と時点が特定され、限定された1つの事実の認定資料とすることはできるが、本件では原告住戸での長年の騒音影響こそが問題なのである。1つの事実だけで長年にわたり日々鉄道騒音に曝されている実態を捉えることにはならない。

本意見書3. で述べるように、騒音の健康リスクは、うるささのアノイアンスのみではなく、高血圧症や心血管系疾患（虚血性心疾患や脳卒中など）への影響も明らかになってきているので、このような影響は、電車が通る時の会話妨害や、テレビの視聴妨害のようなその時々急性影響ではなく、慢性的な影響の結果と考えるべきだからである。

私が携わってきた、大気汚染物質のうちの微小粒子状物質（PM2.5）、有害大気汚染物質のベンゼン等の大気環境基準設定の際には、その健康影響のリスク評価を行うために、曝露評価を行う必要がある。両物質の発生源は前者はディーゼル車からの排出粒子、後者はガソリン中に含まれる物質であるので、自動車の排出ガス中に含まれる。したがって、道路沿道と一般環境の両者のデータが必要である。そのため、国や自治体は道路の影響の少ない住宅地などの一般的な生活空間における大気汚染の状況を把握するために「一般環境大気測定局」を設置し、環境基準の適合状況の把握、大気汚染対策の効果の確認など地域全体の汚染状況を把握している。また、交差点、道路、道路端付近など、交通渋滞による自動車排出ガスによる大気汚染の影響を受けやすい区域の大気状況を常時監視することを目的に「自動車排出ガス測定局」が設置されている。設置区域は、人が常時生活し、活動している場所で、自動車排出ガスの影響が最も強く現れる道路端又はこれにできるだけ近接した場所が望ましいとされる。各測定局は、測定値の年平均値、あるいは日平均値を公表しており、それぞれがその地域を代表する値として曝露評価を行うこととしている。微小粒子状物質あるいはガス状物質は、道路から住戸まで、途中で遮蔽物があっても時間とともに道路後背地に均等に拡散し濃度は減衰していくので、道路沿道住民の定義は一般的に、おおよそ道路沿道から90度に直線的に20～50mまでの住民をいう。

しかし騒音の場合は、遮蔽物の有無や風向によってもその伝播は異なってくるので、このような場合は、多要因が絡まり合う事実の積み重ねによる複数の事実を整理しその中に法則性を見だし、個別住戸に対する影響の実態を推定していくことがより妥当な判断を導くと言える。その際には田村意見書に採用されているように、適切な統計手法と適切なパラメータを用いて推計を行えば、よりの確に個別住戸の騒音曝露量を推定することが可能と思われる。



具体的には、東北沢駅付近から和泉多摩川駅付近までにおいて多数の集積されてきた公的調査と関連調査のうち1階又は2階を対象として得られたデータを、連続立体化複々線事業前後、線路構造、測定地点からの線路構造見通しの有無により8区分し、近接線路からの距離、測定位置高さ、列車平均速度をパラメータとして実測値を目的変数とする重回帰分析により、最も説明力を有する推定式を求めている。

これにより個別原告住戸がどの程度の騒音に暴露されているかを推定している。推定された原告住戸での推定値は、その原告住戸が日々の生活の中で暴露される鉄道騒音の最も在りうる値となっている。

森の区分(1階又は2階が対象)	分析に用いた実測値数
(1) 複々線事業前、地平・低盛土構造、見通しなし	86
(2) 複々線事業前、地平・低盛土構造、見通しあり	222
(3) 複々線事業前、高架構造、見通しなし	32
(4) 複々線事業前、高架構造、見通しあり	33
(5) 複々線事業前、切土	18
(6) 複々線事業前、駅部・地平	19
(7) 複々線事業前、橋梁取付部	15
(8) 複々線化事業後、高架、見通しあり	160

ここで、注意しなければならないことは、森から外れた位置にある原告住戸(例えば代々木上原地区)、あるいは森を束ねる要件を満たさない原告住戸(例えば3階以上に居住)については、個別の事実からの判断も必要になってくる。これも、森を見てかつ木を見ることに通ずるであろう。

3. 障害調整生存年 (Disability-adjusted life-years, DALY, ダリイ) の意義

障害調整生存年 (Disability-adjusted life-years, DALY) は、米国ハーバード大学のクリストファー・マーレー教授らが提唱したもので、WHO や世界銀行がこれまでの平均寿命とは異なる生命の質を調整した総合的な指標として1993年に公表した。DALYの1単位は「健康な1年間」の損失分を意味しており、以下のYLLとYLDから構成されている。

$$DALY=YLL+YLD$$

ここで、YLL (Years of Life Lost, 損失生存年数) は死亡数と年齢階級別の平均余命の積である。また、YLD (Years Lived with Disability, 障害生存年数) は、(I:障害発生数) × (DW:障害の重篤度) × (D:障害を有する平均年数) で求められる。障害の重篤度は、各健康状態に関連し、0 (完全な健康状態に相当) から1 (死に相当) までの値をとり、7段階に分けられている。

この式でわかるように、DALYは、死亡が早まることで失われた年数だけでなく、障害を有することによって失われた年数を考慮して1つの指標に統合していることに特徴がある。WHOやOECDはDALYを国や地域における保健政策の優先順位を判断するための健康に関する指標として、その利用を推奨し世界でも注目を集めている。

しかし、DALYには、批判があることも事実である。例えば、障害の程度による重みづけ (DW) や、障

害を持って生活する環境要因が考慮されていないなどの問題点が指摘されている。DW は専門家の意見に基づいて決められているが、当事者の置かれた状況が加味されていないということである。例えば、肉体的な障害を持っていたとしても、バリアフリーなどの環境が整備されていれば活動制限や参加制約が緩和される場合などである。また、乳児と高齢者の死は生産性に与える影響が少ないことから生産年齢にある者の死が重要視されている。これは、医学や公衆衛生の立場では、「完全な健康状態での1年は何人も、いかなる年齢においても同じである」とする考え方に反することになり、倫理上で問題であるという批判もある。

こうしたいくつかの問題点を持つが、健康に負荷を与えるが死に至らない疾患や、精神的ストレスによる障害も含めて表現できる有用な健康に関する指標として世界的に使用され、わが国においても、医学経済、保険、公衆衛生などの分野での利用が進みつつある。池田は1998年にわが国の既存のデータを用いてDALYの推計を試みている（「わが国における障害調整生存率（DALY）－簡便法による推計の試み」：医療と社会. Vol. 8, No3, 1998）。

2008年に世界保健機関（WHO）は、2004年時の世界の国別、地域別、先進国・開発途上国別、年齢別や性別などのDALYを算出し“The Global Burden of Disease: 2004 update”を公表している。わが国の地域医療の基本方針となる医療計画に盛り込むべき疾病として指定されてきた四大疾病はがん、脳卒中、急性心筋梗塞、糖尿病であったが、2011年によりやく精神病が加えられて五大疾患となった。しかし上記の報告ではDALYを健康指標にすれば、精神疾患が最もその値は高く、がん、循環器疾患とともに、三大疾患の一つとの位置付けとなっている。

環境騒音のDALYによる評価は、欧米において、騒音の影響が単なる「うるささ」のアノイアンスだけで評価すべきものではなく、高血圧症や虚血性心疾患の有症率と騒音の曝露量との間に用量－反応関係が認められるとした疫学研究的知見が増加したことにより盛んに行われるようになった。

Wolfgang Babischは、Noise & health, Volume 8, 2006に総説“Transportation noise and cardiovascular risk: Updated Review and synthesis of epidemiological studies indicate that the evidence has increased”を公表し、続いて2008年にNoise & health, Volume 10に“Road traffic noise and cardiovascular risk”を公表している（別添参考資料、筆者らによる仮和訳）。この中では、例えば道路交通騒音と心筋梗塞の関連について、メタアナリシスを行い、昼間A特性平均音圧レベル60dB(A)より、リスクの上昇が見られ、用量－反応関係を示したと結論している。

2011年にEBoDE (Environmental Burden of Disease in the European region)グループは“Environmental Perspectives on Environmental Burden of Disease - Estimates for Nine Stressors in Six European Countries -”を公表した。これによると欧州の主要6か国での9つの環境影響の中で、大気汚染粒子状物質によるDALYが最も大きく、交通騒音によるDALYがこれに続いている。

2011年にWHO欧州事務局は、“Burden of disease from environmental noise”（環境騒音による疾病負荷）を公表し、環境騒音（道路、鉄道、航空機、工場、工事、近隣、娯楽等による地域騒音）と健康影響（心血管系疾患、子供の認知障害、睡眠妨害、耳鳴り、うるささ）との間に曝露量－反応関係が認められることを示し、約4億の住民からなる西ヨーロッパの国々における環境騒音による健康影響の程度を、DALYを指標に検討し、虚血性心疾患による60,000年、子供の認知障害による45,000年、睡眠妨害による903,000年、耳鳴りによる21,000年、さらにうるささによる654,000年を含め、1年間に少なくとも1,000,000年以上のDALYになると見積もっている。

2012年にWHO欧州事務局は、“Methodological guidance for estimating the burden of disease from environmental noise”（環境騒音による疾病負荷を推定するための方法）を公表している。

2013年に京都大学准教授松井利仁は、「環境騒音の健康影響に関する科学的知見の変遷と課題、環境科学 41-4, pp. 29-33」において、わが国全体の道路交通騒音によるDALYは道路交通事故のDALYの約半分となっていると推定した。

これまでの疫学知見では、環境騒音として道路騒音と航空機騒音に関する知見が多く、鉄道騒音に関する疫学知見はほとんど見られないが、公害対策基本法が昭和42年（1966年）に制定されて以来、騒音は大気汚染と並んで典型公害の代表とされてきたのであるから、鉄道騒音が健康影響に関係しないということは全く考えられない。欧米において鉄道騒音に関する疫学知見が少ないのは、欧米では鉄道の近くに住宅や人口が少なく、また鉄道の走行本数があまり多くないために疫学調査が行いにくいという状況もあると思われる。鉄道騒音と道路騒音を比較した矢野らの研究（「道路交通騒音と鉄道騒音に対する社会反応の比較」、日本音響学会誌 54 巻 7 号、pp489-496、1998）や、森原らの研究（「北海道と九州での鉄道騒音と道路交通騒音に対する社会反応の比較」、日本建築学会九州支部研究報告、41 号、141-143、2002）によれば、鉄道騒音によるアノイアンスは道路交通騒音と比較して変わりがないか、むしろそれ以上だったと結論している。

また、欧州連合（EU）（2003）の“Working Group Railway Noise of the European Commission Position Paper on the European strategies and priorities for railway noise abatement”の中では、鉄道騒音に関しては知見が少ないものの、健康影響の予防的観点から鉄道騒音に取り組んでおり、WHOの騒音基準を参考として以下のような記述がなされている。

“The environmental policy of the European Union “aims at a high level of protection” 15. In its proposals for the 6th Environmental Action Programme [15, Art. 6] the EU states the target of “substantially reducing the number of people regularly affected by long-term average levels of noise, in particular from traffic which, according to scientific studies, causes detrimental effects on human health” . According to the World Health Organization (WHO) the outside noise levels (Leq) should be less than 55/45 dB(A) (day time/night time) to avoid serious annoyance or sleep disturbances [16]. Serious health effects have been reported for road traffic noise day time levels (Leq) above 65 dB(A) 16 which correspond to nighttime levels above 55 dB(A) . The WHO targets are more or less reflected in the noise reception limits for new and substantially upgraded railway lines in the member states (see section 2.4.2). Based on the precautionary principle the short term target for existing railway lines should aim at avoiding levels which are detrimental to health.”（下線部筆者訳：「予防原則に基づいて、既存の鉄道路線の短期目標は健康に有害なレベルを回避することを目指すべきである。」）

上述したように、近年では環境騒音の健康評価項目は、心血管系疾患、認知障害、睡眠妨害、耳鳴にアノイアンス（不快感）を加えて行われるようになっており、わが国の環境騒音に対する基準もこのような考え方に向かっていくべきであると思う。

そのような意味で、田村意見書はDALYを原告住戸が日常曝されていた鉄道騒音によってどの程度の健康リスクを有するものかを示すために用いている。このことは、わが国では未だ先駆的なものであるが、環境政策のみならず今後騒音による健康リスクを判断する上で有用な手法となってくるであろう。

4. まとめ

多数データに統計解析を適用の上法則性を見だし、それを個別原告の騒音曝露量の判断に使用することの妥当性、健康影響リスクを障害調整生存年（DALY）で検討することの意義について意見を述べてきたが、その上でみると田村意見書とその証言は公正な判断の基礎とすることが出来る資料となっていると言え、十分な意義を有するというべきであろう。

【 学歴・資格 】

昭和40年 3月 東京都立新宿高等学校卒業
昭和42年 4月 東京大学理科Ⅱ類入学
昭和46年 6月 同上医学部保健学科卒業
昭和46年 6月 同上医学部医学科学士入学
昭和50年 3月 同上卒業
昭和50年 6月 医師免許取得 (医籍登録 226271 号)
昭和58年 6月 医学博士 (東京大学)

【 職 歴 】

昭和50年 6月 東京大学医学部附属病院内科 研修医
昭和52年 7月 三井記念病院循環器内科 医員
昭和54年 1月 東京大学第2内科 非常勤医員
昭和56年 5月 埼玉県立衛生短期大学 非常勤講師 (兼任) (昭和57年3月まで)
昭和57年 4月 国立公衆衛生院労働衛生学部 研究員
昭和57年 4月 東京大学医学部 非常勤講師 (兼任) (平成6年3月まで)
昭和61年 4月 国立公衆衛生院労働衛生学部 主任研究官
昭和62年 4月 国立公衆衛生院労働衛生学部 室長
昭和62年12月 米国ハーバード大学公衆衛生大学院 客員研究員 (昭和63年12月まで)
平成 元年12月 国立公衆衛生院労働衛生学部 部長
平成12年 9月 東京大学医学部附属看護学校 講師 (兼任) (平成13年3月まで)
平成13年 4月 京都大学大学院工学研究科環境工学専攻 教授
国立公衆衛生院労働衛生学部 部長 (併任) (平成14年3月まで)
平成14年10月 大阪府立大学 非常勤講師 (平成15年3月まで)
平成15年 4月 京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻 教授
平成15年 7月 国立環境研究所 特別客員研究員

平成17年 4月 京都大学工学研究科附属流域圏総合環境質研究センター センター長
(兼任)(平成21年3月まで)
平成19年 4月 労働安全衛生総合研究所 フェロー研究員
平成21年 4月 京都大学名誉教授

【 主な公職歴 】

平成 8年10月 環境庁 中央環境審議会専門委員 (平成12年12月まで)
平成 8年11月 厚生省 生活環境審議会専門委員 (平成10年11月まで)
平成 9年10月 日本学術会議 環境保健学研究連絡委員会委員 (平成18年10月まで)
平成10年 9月 厚生省 中央薬事審議会臨時委員 (平成12年12月まで)
平成11年 9月 厚生省 生活環境審議会専門委員 (平成12年12月まで)
平成13年 1月 厚生労働省 薬事・食品衛生審議会臨時委員
平成13年 2月 内閣府 原子力安全委員会専門委員 (平成14年3月まで)
平成13年 2月 環境省 中央環境審議会臨時委員 (平成13年4月まで)
平成13年 4月 東京都 東京都環境審議会委員 (平成21年3月まで)
平成13年 4月 環境省 ディーゼル排気微粒子リスク評価検討会委員 (平成14年3月
まで)
平成13年 4月 中央労働災害防止協会 清掃作業従事者のダイオキシンばく露による
健康影響調査研究委員 (平成19年3月まで)
平成13年 4月 国立環境研究所 研究評価委員会委員 (平成18年3月まで)
平成13年 4月 東京都 化学物質保健対策分科会化学物質健康問題検討部会委員 (平
成16年3月まで)
平成13年 6月 厚生労働省 シックハウス問題普及啓発小委員会委員 (平成14年3月
まで)
平成13年 7月 東京都 東京都環境保健対策専門委員会化学物質保健対策分科会委員
(平成21年6月まで)
平成13年 7月 文部科学省 大学設置・学校法人審議会専門委員 (平成16年3月まで)
平成13年 8月 八千代市 八千代市ダイオキシン類健康影響調査専門委員会委員 (平
成14年3月まで)
平成13年 9月 環境省 中央環境審議会臨時委員 (平成15年1月まで)
平成13年11月 環境省 ダイオキシン類による人への暴露実態調査に係る検討委員
(平成14年3月まで)
平成13年12月 (財)日本環境衛生センター 微小粒子状物質等曝露影響調査に係る検
討委員 (平成16年3月まで)
平成13年12月 環境省 高感受性群リスク評価委員会委員 (平成14年3月まで)

平成14年 1月 (財) 造水促進センター 高濃度オゾン利用研究専門委員会委員 (平成18年3月まで)

平成14年 1月 (社) 環境情報科学センター ダイオキシン類の TDI 検討ワーキンググループ委員 (平成15年3月まで)

平成14年 2月 環境省 健康影響スクリーニング手法検討調査検討委員 (平成16年3月まで)

平成14年 2月 環境省 ダイオキシン類精密暴露調査検討会検討員 (平成14年3月まで)

平成14年 5月 環境省 健康リスク評価委員会検討員 (平成21年3月まで)

平成14年 6月 環境省 人のダイオキシン類蓄積調査検討委員会委員 (平成15年3月まで)

平成14年 7月 (社) 環境情報科学センター 揮発性有機化合物 (VOC) に関する研究会委員 (平成14年10月まで)

平成14年 7月 国立環境研究所 地球推進費イニシアティブ研究—温暖化影響—健康影響研究検討会委員 (平成15年3月まで)

平成14年 9月 環境省 ダイオキシン類の動物実験評価検討委員会委員 (平成16年3月まで)

平成14年 9月 東京都 三宅島火山ガス検討会委員 (平成15年3月まで)

平成14年10月 環境省 小児等の環境保健に関する調査検討会委員 (平成15年3月まで)

平成14年10月 厚生労働省 厚生科学審議会専門委員 (平成16年10月まで)

平成14年12月 (財) 日本環境衛生センター ダイオキシン類による人への暴露実態調査検討会委員 (平成15年3月まで)

平成15年 1月 (財) 日本環境衛生センター ガス状物質及びエアロゾル評価作業小委員会検討委員 (平成15年3月まで)

平成15年 3月 環境省 公害健康被害補償予防協会評議員会評議員 (平成17年3月まで)

平成15年 5月 国立環境研究所 地球温暖化の影響と適応戦略に関する統合調査検討会委員 (平成16年3月まで)

平成15年 7月 公害健康被害補償予防協会 ガス状物質及びエアロゾル評価作業小委員会検討委員 (平成16年3月まで)

平成15年 7月 環境省 ディーゼル排気微粒子リスク評価検討会及び健康影響ワーキンググループ委員 (平成16年3月まで)

平成15年 8月 国立環境研究所 環境リスク評価委員会委員

平成15年 9月 環境省 揮発性有機化合物 (VOC) 排出抑制検討会検討委員 (平成15年12月まで)

平成15年11月	(社) 環境情報科学センター リスクコミュニケーションのための化学物質ファクトシートの作成検討会委員
平成15年11月	国立保健医療科学院 浮遊粒子状物質及び有害大気汚染物質対策の導入における意思決定(平成16年3月まで)
平成15年12月	国立環境研究所 小児等の環境保健に関する調査検討会委員(平成16年3月まで)
平成16年1月	(財) 日本自動車研究所 自動車排出ガスの健康影響研究に関する専門委員会委員
平成16年2月	国立環境研究所 ダイオキシン類による人への暴露実態調査検討会委員(平成17年3月まで)
平成16年4月	東京都 三宅島帰島に伴う児童・生徒の健康管理等検討会委員(平成17年3月まで)
平成16年5月	環境再生保全機構 ガス状物質及びエアロゾル評価作業小委員会検討委員(平成17年3月まで)
平成16年6月	(社) 環境情報科学センター ダイオキシン類の耐容摂取量検討ワーキンググループ委員(平成17年3月まで)
平成16年8月	国立環境研究所 地球温暖化影響と適応戦略統合調査検討委員会委員(平成17年3月まで)
平成16年8月	国立環境研究所 小児の環境保健に関する健康リスク評価委員会委員(平成18年3月まで)
平成16年9月	経済産業省 環境リスクの評価と対策に関する調査に係る調査委員(平成17年3月まで)
平成16年10月	中央労働災害防止協会 職場における化学物質のリスク評価委員会委員
平成16年10月	大阪府 化学物質に係る環境保全対策検討委員会委員(平成17年3月まで)
平成16年10月	東京都 大気汚染常時監視測定局適正配置検討会委員(平成17年7月まで)
平成16年11月	新エネルギー・産業技術総合開発機構 技術委員(平成18年3月まで)
平成16年12月	厚生労働省 労働者の健康障害防止に係るリスク評価検討会委員(平成17年3月まで)
平成17年1月	環境省 中央環境審議会臨時委員
平成17年4月	内閣府 原子力安全委員会専門委員(平成21年3月まで)
平成17年4月	環境省 健康リスク総合専門委員会ワーキンググループ委員(平成21年3月まで)
平成17年5月	京都市 鉾立公園土壌汚染対策会議委員(平成18年3月まで)

平成17年 5月	経済産業省 産業構造審議会臨時委員 (平成19年10月まで)
平成17年 6月	都市再生機構東日本支社 豊島五丁目団地土壌汚染調査・対策等検討委員会委員 (平成19年3月まで)
平成17年 7月	(財)日本環境衛生センター バイオマーカーを用いた健康影響評価手法調査検討会委員 (平成18年3月まで)
平成17年 7月	(財)環境情報普及センター リスクコミュニケーション推進検討会委員 (平成19年3月まで)
平成17年 7月	(財)産業廃棄物処理事業振興財団 低濃度 PCB 汚染物対策検討委員会/処理方策ワーキンググループ委員 (平成18年3月まで)
平成17年 8月	環境省 アスベストの健康影響に関する検討会委員
平成17年 9月	国立環境研究所 ダイオキシン類の動物実験のための検討会委員 (平成18年3月まで)
平成17年10月	大阪府 環境審議会委員
平成17年10月	(財)日本環境衛生センター 微小粒子状物質等曝露影響調査検討会委員 (平成21年3月まで)
平成17年10月	東京都 都立学校等におけるアスベスト対策検討委員会委員 (平成18年3月まで)
平成17年10月	(財)日本環境衛生センター アスベスト含有廃棄物の処理技術調査検討会委員 (平成18年3月まで)
平成17年12月	国立環境研究所 小児の環境保健に関する懇談会に係る委員 (平成19年3月まで)
平成18年 2月	環境再生保全機構 環境保健調査研究評価委員会評価委員 (平成22年3月まで)
平成18年 2月	(財)産業廃棄物処理事業振興財団 低濃度 PCB 汚染物処理実証試験等検討委員会委員 (平成19年6月まで)
平成18年 2月	(財)航空振興財団 三宅島空港再開準備会議委員 (平成18年3月まで)
平成18年 4月	(財)ビル管理教育センター 室内環境におけるアスベストに関する調査研究部会委員 (平成19年3月まで)
平成18年 4月	京都市 ベンチャー企業目利き委員会調査専門委員 (平成18年5月まで)
平成18年 6月	厚生労働省 鉛含有金属製アクセサリー類等の安全対策に関する検討会委員 (平成19年3月まで)
平成18年 6月	八尾市 環境審議会委員
平成18年 7月	環境省 石綿による健康被害の救済に係る事業主負担に関する検討会委員 (平成19年3月まで)

平成18年 7月 東京都 化学物質対策検討会委員

平成18年 8月 日本学術会議 日本学術会議連携会員 (平成22年7月まで)

平成18年 8月 厚生労働省 化学物質による労働者の健康障害防止に係るリスク評価検討会参集者

平成18年11月 国立環境研究所 小児の脆弱性を考慮した環境保健に関する研究検討会委員 (平成19年3月まで)

平成18年12月 国立環境研究所 科学技術振興調整費調査研究多領域専門家パネルタスクフォース3委員 (平成19年3月まで)

平成18年12月 国立環境研究所 小児の環境保健に関する健康リスク評価分科会委員 (平成19年3月まで)

平成19年 1月 環境省 大気環境基準等文献レビューワーキンググループ検討員 (平成20年3月まで)

平成19年 1月 環境省 健康影響評価手法調査検討会委員 (平成19年3月まで)

平成19年 2月 環境省 ジフェニルアルシン酸に係るリスク評価検討会検討員 (平成19年10月まで)

平成19年 2月 東京都 豊島五丁目団地リスク管理協議会委員 (平成21年2月まで)

平成19年 4月 都市再生機構東日本支社 坂浜処分場跡地に係る調査・対策等検討委員会委員 (平成21年3月まで)

平成19年 4月 東京都 豊洲新市場予定地における土壌汚染対策等専門家会議委員 (平成20年3月まで)

平成19年 4月 環境省 微小粒子状物質健康影響評価検討会委員 (平成20年4月まで)

平成19年 5月 環境省 地球環境企画委員会第1研究分科会中間・事後評価専門部会委員 (平成19年12月まで)

平成20年 3月 労働安全衛生総合研究所 労働安全衛生重点研究推進協議会委員 (平成23年2月まで)

平成20年 4月 大阪府公衆衛生研究所 調査研究評価委員

平成20年 4月 東京中央卸売市場 豊洲新市場予定地における土壌汚染対策等に関する専門家会議委員 (平成21年3月まで)

平成20年 4月 環境省 小児環境保健疫学調査に関する検討会委員

平成20年 4月 (財) 環境情報普及センター ExTEND2005 リスクコミュニケーション推進検討部会委員

平成20年 5月 環境省 微小粒子状物質リスク評価手法検討会委員 (平成21年3月まで)

平成20年 6月 環境省 微小粒子状物質リスク評価専門委員会作業グループ会合委員 (平成21年3月まで)

平成20年 7月 (財)産業廃棄物処理事業振興財団 低濃度 PCB 汚染物処理実証試験
等検討委員会委員

平成20年 11月 労働安全衛生総合研究所 労働安全衛生総合研究所外部評価委員

平成21年 1月 奈良県立医科大学 住居医学評価委員会委員 (平成21年3月まで)

平成21年 1月 環境省 黄砂健康影響調査評価検討会委員

平成21年 2月 国立環境研究所 有害大気汚染物質の健康リスク評価・指針値設定に
関するガイドライン策定検討会委員

【学会における活動】

昭和52年 4月 日本循環器学会会員

昭和55年 4月 日本公衆衛生学会会員

昭和55年 4月 日本民族衛生学会会員

昭和57年 5月 大気環境学会会員

昭和57年 5月 日本産業衛生学会会員

昭和62年 9月 American Thoracic Society 会員

昭和62年 9月 日本リスク研究学会会員

昭和62年 11月 環境科学学会会員

平成 5年 10月 大気環境学会 常任理事

平成 7年 10月 The Air & Waste Management Association 会員

平成 11年 10月 大気環境学会 副会長

平成 11年 11月 日本リスク研究学会 副会長

平成 13年 5月 京都大学環境衛生工学研究会会員

平成 13年 5月 日本音響学会会員

平成 13年 5月 騒音制御工学会会員

平成 13年 11月 日本リスク研究学会 会長

平成 17年 4月 日本臨床環境医学会 理事

平成 20年 9月 大気環境学会 理事, 副会長

【受賞】

平成 14年 9月 大気環境学会賞

平成 16年 11月 日本リスク研究学会賞

平成 17年 12月 大気環境保全活動功労者表彰 (環境省:水・大気環境局)

平成 19年 5月 環境保全功労賞 (環境省)

Transportation noise and cardiovascular risk: Updated Review and synthesis of epidemiological studies indicate that the evidence has increased

交通騒音と心臓血管疾患リスク：

疫学的研究の最新レビューと統合は科学的根拠の充実を示す

Wolfgang Babisch

ABSTRACT

The review provides an overview of epidemiological studies that were carried out in the field of community noise and cardiovascular risk. The studies and their characteristics are listed in the tables. Risk estimates derived from the individual studies are given for 5 dB(A) categories of the average A-weighted sound pressure level during the day. The noise source considered in the studies are road and aircraft noise. The health end-points are mean blood pressure, hypertension and ischaemic heart disease, including myocardial infarction. Study subjects are children and adults. The evidence of an association between transportation noise and cardiovascular risk has increased since the previous review published in *Noise and Health* in the year 2000.

Keywords: Cardiovascular risk, community noise, epidemiology, evidence, review, transportation noise

概要

本総説は環境騒音と心臓血管系リスクの分野において行われた疫学的研究の概観を示すものである。これらの研究およびその特徴を表に列挙する。個々の研究より導出されるリスクを、昼間 A 特性平均音圧レベルで 5 dB(A) ごとに示した。これらの研究において想定されている音源は道路交通騒音および航空機騒音である。健康へのエンドポイントは、平均血圧、高血圧症、虚血性心疾患、であり、心筋梗塞が含まれる。研究対象は子どもおよび成人である。交通騒音と心臓血管系疾患リスクとの関係に関する科学的根拠は 2000 年に *Noise and Health* に掲載されたレビュー以来、充実してきている。

キーワード: 心臓血管系疾患リスク, 環境騒音, 疫学, 知見, 総説, 交通騒音

この文書は 2006 年、学術雑誌 *Noise & health, Volume 8* に掲載された Wolfgang Babisch 著の総説 “Transportation noise and cardiovascular risk: Updated Review and synthesis of epidemiological studies indicate that the evidence has increased” を和訳したものである。

1 はじめに

1992年、リオデジャネイロで開催された国連会議（UN, 1993）において地球行動計画アジェンダ21が発表され、その6章1節の中で、5つの健康に関連した対象分野¹⁾が示された。そのうち、環境汚染と環境上の危険要素による健康リスクの減少、都市部の健康問題への取組、弱者集団の保護²⁾、の3つについては直接的に環境騒音に適用できると考えられる。さらに、議定書には『国際的な援助、支援、連携のもと、この分野において国家として決定された行動計画は、必要に応じ次を含むべきである：環境健康計画の一部として、最大許容安全騒音曝露レベルの基準を開発し、騒音評価及び制御を推進すること。』と明確に記述された。

1999年、ロンドンで開催された第三回欧州行政会議では、交通騒音はこの点において、将来における騒音政策を示した欧州委員会のグリーンペーパー上で主要な懸念要因として注目された^{3,4)}。騒音曝露による有害影響を低減させるための行動計画に存在する問題点については、環境騒音の評価および管理に関するEU指令⁵⁾の中ですでに指摘されているが、未だに量的リスク評価による基準は確立されていない。

騒音は望ましくなく、生活などの質に影響を与えるというのが一般的な認識である。個人の活動性、集中力、情報伝達、休養、睡眠、等を妨害したり、邪魔したりする⁶⁻⁸⁾。環境騒音の心理的影響に加え、公衆衛生への騒音曝露については、特に心臓血管系への影響が懸念される⁹⁻¹²⁾。騒音のヒトに対する聴覚以外の健康影響はこの20年間、実験的な方法、および経験的な方法を用いて研究されてきており、一般的なストレス概念に基づく生物学的反応モデルが考案されている¹³⁻¹⁶⁾。

その他の聴覚以外の健康へのエンドポイントとしては、短期的な影響として、ストレスホルモン（アドレナリン、ノルアドレナリン、コルチコステロイド）の変化だけでなく、血圧、心拍数、心拍出量、血管収縮、等、循環器系における変化についても、実験的環境中で長年にわたり研究されてきている^{17,18)}。

しかし、行政に通知すべき重大な生物学的影響が全て目に見えて明らかになっているわけではない。古典的な生物学的リスク要因については高レベルの道路交通騒音曝露を受けた住民において上昇が示されてきている¹⁹⁻³⁴⁾。そのため、持続的な騒音ストレスが高血圧症および虚血性心疾患を含む心臓血管系疾

患のリスクを上昇させる、という以下のような仮説が現れた。

- 音、あるいは騒音は自律神経系及び内分泌系を亢進させる心理社会的なストレスである。
- 急性騒音影響は、職業上の理由より生じる高レベル騒音下でのみ生じるわけではなく、特に重要なのは、比較的低レベルの環境音によって集中状態、休養、睡眠、等の行動が妨害される時にも生じる点である。

これに対して回答されるべき問題は以下の点である

- 実験室で観察されるこれらの反応は人を慣れさせるのか、それとも慢性的な騒音曝露のもとで持続するのか。
- もし慣れるのならば、生理学的な代償は何なのか。もしそれらが持続するのならば、長期間の健康影響として何が生じるのか。

疫学的研究によって得られるのは、実験データに直接的に基づく統合リスクを概算した確率（probability）である。実験データは騒音影響を増幅、減衰させる可能性のあるあらゆる要因を考慮に入れた実際の曝露条件のもとで得られる。これらの修飾要因を確定すること、およびリスク群を同定することは将来における騒音影響調査における重要な任務である³⁵⁾。

曝露-影響関係は疫学的データより導出され、環境基準を決定する上で信頼できる基礎はこの関係より示される³⁶⁻⁴⁰⁾。また、公衆衛生政策の決定において重大な決定要素である無毒性量NOAELおよび最小毒性量LOAEL⁴¹⁾を導出する上でもこれは有用である。

意志決定およびリスク管理は量的リスク評価に左右される。騒音との関係によって調査されてきた多くのストレス指標およびリスク要因が原因となり、騒音曝露を受けた被験者は高い心臓血管系疾患リスクを負う。そのため、騒音に関する疫学研究は平均血圧、高血圧症、虚血性心疾患、を含む心臓血管系の健康に重点を置いて調査されてきた。

そもそも、これらの疾患と公衆衛生との関係は先進工業国における心臓血管系疾患の高い有病率に由来するものであり、虚血性心疾患（IHD）は、現代社会における早死の主要な要因の一つである^{42,43)}。これらの関係の生物学的妥当性は実験室で行われてきた無数の騒音実験より導出される。

2 先行総説

古典的、体系的、および量的な総説が過去に出版されてきており、前世紀末までに行われた研究の結果を要約してきた。これらの総説の障害は個々の文献で議論された⁴⁴⁾。専門家グループは環境騒音と心臓血管系疾患との関係に関する知見について評価を行ってきた^{1-7,10,45-51)}。これらには Babisch による古典的な総説と統合的研究⁴⁵⁾、および V. Kempenらによる体系的総説(メタ・アナリシス)⁵²⁾を含む。各文献において結論付けられた交通騒音と心臓血管系の健康との関係に関する文章は次のように要約される^{53,54)}。

生物化学的影響：限定的知見

高血圧症：不十分、限定的、あるいは十分な知見

虚血性心疾患：限定的、あるいは十分な知見

知見のうち最も高率で存在するものは、環境騒音と虚血性心疾患との関係を示すものである。高血圧症に関するものは極端に低率である。

この間、新たな研究が現れ、現行総説の更新によって扱われることとなった^{31,55-65)}。その他については進行中、未だに完結していない、あるいは完全に出版されていない。例えば、汎欧州計画の“Hyena⁶⁶⁾”および“Ranch⁶⁷⁻⁷⁰⁾”がこれに当たる。

3 疫学的研究

61 件の疫学的研究が一般に認められており、交通騒音と心臓血管系エンドポイントの関係が主観的、あるいは客観的に評価されてきた。これらの研究の同一性は、その項目における著者の専門的知識、および個々の文献が基礎であった点にある。

後に続く表中に示す全てのデータは参考文献、および決して完全とは言えない総説より得られたものである。特に、新たな情報を含んだ技術的報告は全て、よく考慮されてきていないと考えられる。一般的に、科学の分野は出版バイアスの問題に直面しており、結果が有意でない研究は通常、出版されない。

表に示される相対リスク(オッズ比(odds ratio)、リスク比(risk ratio)、罹患比(proportional morbidity ratio))のための修正概算は、参考文献において与えられていない場合には再び行われた。再計算は本総説の目的のためであり、そのデータが示された箇所に基づき、最も交通騒音曝露量の少ない群を

準拠集団とした。検定ベースの95%信頼区間が文献の中に明白に与えられていない場合には、可能な場合には、利用可能な情報に基づき概算された(ソフトウェア:Epi 6, EpiSheet, Depid)。

心臓血管系への影響を、主に道路交通騒音および航空機騒音からなる環境騒音に関して研究した疫学的騒音研究を Table 1 に列挙する。鉄道騒音に言及しているものはわずか1件である。

これらの研究およびその特徴を年代順に並べ、文章やその他の表における参照のために番号(#番号)を割り振った。表には場所(研究が行われた国および町)、参照(第一著者、出版年)、研究の種類、被験者、サンプル数、曝露状況、騒音影響、制御変数(共変量)、を示す。また、分析における共変量の統計学的制御の分類を示す(0=無制御、1=群比較、2=層化/標準化、3=モデル修正、4=マッチング)。同様に、曝露および影響を主観的か客観的かによって評価し、“S”あるいは“O”を表示する。

大多数の研究で A 特性昼間屋外平均騒音レベル(L_{day})が考慮されており、ほとんどの表において、この騒音指標 5 dB ごとに結果をグループ分けする。夜間曝露に関する情報(L_{night} : 22時-6時、あるいは23時-7時)はほとんど利用できなかった。比較的新しい研究においては非重みづけ、あるいは重みづけ24時間平均値(L_{eq} , L_{dn} , L_{den})が用いられており(EU指令 2002/49/EC, 2002)、いくつかの航空機騒音研究においては国が定めた計算方法(例:Dutch Kosten units)が用いられていた。

騒音レベルは最良の推測概算を基礎として L_{day} に変換された^{64,72-74)}。この文脈で注意すべきなのは、道路交通騒音を倍(半分)にすると音圧レベルが3dB高く(低く)なる点である。都市環境においては、道路交通騒音の夜間平均騒音レベル(22時-6時)は(高速道路でなければ)通りの交通騒音量にほとんど左右されず、昼間平均騒音レベルより約7-10dB(A)低いレベルであることが多い^{60,75,76)}。24時間道路交通騒音レベルはたいてい昼間騒音レベルより1-3dB(A)低い⁷⁷⁾。このような経験的要素は重みづけ平均を計算する際にも考慮される。環境騒音の評価と制御に関するEU指令によれば、重みづけ騒音指標 L_{den} の計算に当たっては夕方と夜間の騒音について、それぞれ5dB、10dBのペナルティが考慮されている(EU指令2002/49/EC, 2002)。それゆえに、道路交通騒音に関連した影響を研究する疫

Table 1: Studies on cardiovascular effects of community noise

Number of study (as given in the text) Type of study ^{1,2}	Location Town, Country References	Subjects Age Number Sex ²	Exposure O=objective (noise level outdoors) S=subjective (annoyance)	Outcome O=objective (measurement or clinical interview) S=subjective (self-reported in a postal questionnaire survey)	Covariates 0=no control, 1=group comparison, 2=stratification or standardisation, 3=model adjusted (regression), 4=matching
# 01 CS	Halle Germany (Karsdorf and Klappach, 1968) ^[102]	Schoolchildren 7-10 th . grade >269, mf	(O) Road traffic noise level in school	(O) Blood pressure	(2) Sex, grade in school
# 02 CS	Vicinity of airports Soviet Union (Karagodina <i>et al</i> , 1969) ^[103]	Population 145000 mf	(O) Distance from airport	(O) Cardiovascular diseases	(0)
# 03 CS	Vicinity of airports Soviet Union (Karagodina <i>et al</i> , 1969) ^[103]	Schoolchildren 9-13 yr ?, mf	(O) Distance from airport	(O) Blood pressure abnormalities, autonomic vascular changes	(0)
# 04 CS	Munich, Germany (Biff <i>et al</i> , 1974, Rohrmann, 1974) ^[32,104]	Adults 21-60 yr 392, mf	(O) Aircraft noise level	(O) Blood pressure	(1) Age, sex, education, years in residence, socio-demographic factors, alcohol consumption, smoking, use of contraceptives, prevalence of multiple diseases
# 05 CS	Amsterdam The Netherlands (Knipschild, 1977a) ^[105]	Adults 35-64 yr 5828, mf	(O) Aircraft noise level	(O) Clinical blood pressure, hypertension treatment, angina pectoris, heart trouble, pathological ECG, pathological heart shape, use of cardiovascular drugs	(2) Age, sex, relative body weight, smoking, size of village
# 06 SU	Amsterdam The Netherlands (Knipschild, 1977b) ^[104]	Population 15-64 yr 18025, mf	(O) Aircraft noise level	(O) Contact rate (during one week) with general practitioner for cardiovascular diseases	(2) Age, sex, other diseases
# 07 t-EC	Amsterdam The Netherlands (Knipschild, 1977c) ^[105]	Pharmacies 8 yrs trend	(O) Change of aircraft noise level	(O) Purchase of antihypertensive and cardiovascular drugs by pharmacies	(0) Change in population size
# 08 CS	Doetinchem The Netherlands (Knipschild and Sallé, 1979) ^[29]	Housewives 40-49 yr 1741, f	(O) Road traffic noise level	(O) Blood pressure, hypertension, angina pectoris, ECG, ischaemia, pathological heart shape	(1) Age, physical activity, civil status, relative body weight, smoking, financial situation
# 09 CS	Bonn Germany (Eiff and Neus, 1980, Biff <i>et al</i> , 1981b, Neus <i>et al</i> , 1983) ^[108-110]	Adults 20-59 yr 931, mf 20-49 yr 165, mf	(O) Road traffic noise level	(S,O) Hypertension, myocardial infarction Blood pressure	(2) Age, sex, nationality, income, coffee/tea consumption, smoking, employment status, physical activity, social class, hearing
# 10 CS	Los Angeles United States (Cohen <i>et al</i> , 1980, Cohen <i>et al</i> , 1981) ^[111-112]	Schoolchildren 3-4 th . grade 262, mf	(O) Aircraft noise level at school	(O) Blood pressure	(3,4) Grade in school, ethnic group, social class, family size, obesity, height, hearing, noise at home, years in residence, months in school
# 11 p-CO	Los Angeles United States (Cohen <i>et al</i> , 1981) ^[112]	Schoolchildren 3-4 th . grade 163, mf (1 yr follow-up)	(O) Aircraft noise level at school	(O) Blood pressure	(3,4) Grade in school, ethnic group, social class, family size, obesity, height, hearing, noise at home, migration, months in school, noise abatement
# 12 r-CO (PM)	Erfurt Germany (Schulze <i>et al</i> , 1983)	Adults 20-75 yr 700, mf	(O) Road traffic noise level	(O) Incidence data: Ischaemic heart disease, hypertension	(1) Age, sex, socio-demographic factors

Table 1: Contd...

Number of study (as given in the text) Type of study ^[2]	Location Town, Country References	Subjects Age Number Sex ²	Exposure O=objective (noise level outdoors) S=subjective (annoyance)	Outcome O=objective (measurement or clinical interview) S=subjective (self-reported in a postal questionnaire survey)	Covariates 0=no control, 1=group comparison, 2=stratification or standardisation, 3=model adjusted (regression), 4=matching
# 13 SU	Erfurt Germany (Schulze <i>et al</i> , 1983) ^[113]	Adults 20-75 yr 700, mf	(O) Road traffic noise level	(O) Purchase of antihypertensive and cardiovascular drugs from pharmacies	(1) Age, sex, socio-demographic factors
# 14 CS	Amsterdam The Netherlands (Knipschild <i>et al</i> , 1984) ^[114]	Adults 41-43 yr 2878, mf	(O,S) Road traffic noise level, noise annoyance	(O) Blood pressure, hypertension	(2) Years in residence, sex, socio-economic factors
# 15 CS	Luebeck Germany (Herbold <i>et al</i> , 1989, Hense <i>et al</i> , 1989) ^[115,116]	Adults 30-69 yr 2359, mf	(O,S) Road traffic noise level, subjective rating of type of road	(O) Blood pressure, hypertension	(3) Age, sex, body mass index, alcohol consumption, education, employment status, years in residence, room orientation
# 16 p-CO	Bonn Germany (Biff <i>et al</i> , 1987, Otten <i>et al</i> , 1990) ^[117,118]	Adults 20-35 yr 192, mf (3 yrs follow-up)	(O) Road traffic noise level	(O) Blood pressure	(2) Sex, migration, weight, years in residence
# 17 CS	Groningen, Twenthe, Leeuwarden, Amsterdam, The Netherlands (Altena <i>et al</i> , 1989, Pulles <i>et al</i> , 1990) ^[119,120]	Adults 22-55 yr 829, mf	(O) Road traffic noise level, military aircraft noise level	(O) Blood pressure, ischaemic heart disease	(3) Age, sex, smoking, relative body weight, family history of hypertension, employment status, alcohol consumption, shift work, use of contraceptives, treatment of hypertension, blood cholesterol
# 18 CS	Village near Erfurt, Germany (Wölke <i>et al</i> , 1990)	Adults All ages 352, mf	(O) Road traffic noise level	(O) Contact rates due to cardiovascular diseases and hypertension	(1) Age, sex, socio-economic status, social activities
# 19 r-CO	Village near Erfurt, Germany (Wölke <i>et al</i> , 1990) ^[121]	Adults All ages 139, mf 5 yrs follow-up	(O) Road traffic noise level	(O) Contact rates due to cardiovascular diseases and hypertension	(1) Age, sex, socio-economic status, social activities
# 20 CS	Münsterland Germany (Ising <i>et al</i> , 1990) ^[122]	Children 9-13 yr 94, mf	(O) Military aircraft noise Low altitude flight zones	(O) Blood pressure, heart rate	(2) Age, sex
# 21 CS	Franken Germany (Ising <i>et al</i> , 1990, Schulte and Otten, 1991) ^[122,123]	Children 9-13 yr 433, mf	(O) Military aircraft noise Low altitude flight zones	(O) Blood pressure, heart rate	(2) Age, sex
# 22 CS	Flight zones Germany (Ising <i>et al</i> , 1991b, Ising <i>et al</i> , 1991a) ^[124,125]	Children 12-17 yr 467, mf	(O) Military aircraft noise Low altitude flight zones	(O) Blood pressure, heart rate	(3) Age, sex, body mass index
# 23 SU	Flight zones Germany (Schulte and Otten, 1993b) ^[126]	Adults 20-60 yr 7189, mf	(O) Military aircraft noise Low altitude flight zones	(S) Self-reported treatment for hypertension	(1) Sex
# 24 CS	Muensterland Germany (Schulte and Otten, 1993b) ^[126]	Adults 20-60 yr 413, mf	(O) Military aircraft noise Low altitude flight zones	(O) Blood pressure, hypertension	(2) Sex, smoking
# 25 CS	Franken Germany (Schulte and Otten, 1993b)	Adults 40-60 yr 424, mf	(O) Military aircraft noise Low altitude flight zones	(O) Blood pressure, hypertension	(2) Sex, smoking
# 26 CS	Westphalia Germany (Schmeck, 1991, Schmeck and Pousfka, 1993) ^[127,128]	Children 4-17 yr 376, mf	(O) Military aircraft noise Low altitude flight zones	(O) Blood pressure, heart rate, skin conductivity	(1,2) Sex, psycho-social factors, socio-economical status

Table 1: Contd...

Number of study (as given in the text) Type of study ^{1,2}	Location Town, Country References	Subjects Age Number Sex ²	Exposure O=objective (noise level outdoors) S=subjective (annoyance)	Outcome O=objective (measurement or clinical interview) S=subjective (self-reported in a postal questionnaire survey)	Covariates 0=no control, 1=group comparison, 2=stratification or standardisation, 3=model adjusted (regression), 4=matching
# 27 CS	Caerphilly United Kingdom (Babisch <i>et al</i> , 1988, 1990, Babisch <i>et al</i> , 1993a) ^[129,130]	Adults 45-59 yr 2512, m	(O) Road traffic noise level	(O) Blood pressure, ECG ischaemia, angina pectoris, myocardial infarction, ischaemic heart disease	(3) Age, social class, body mass index, employment status, marital status, smoking, family history of IHD, physical activity during leisure, pre-existing diseases
# 28 CS	Speedwell United Kingdom (Babisch <i>et al</i> , 1993b, 1990, Babisch <i>et al</i> , 1993a) ^[131,130,131]	Adults 45-63 yr 2348, m	(O) Road traffic noise level	(O) Blood pressure, ECG ischaemia, angina pectoris, myocardial infarction, ischaemic heart disease	(3) Age, social class, body mass index, smoking, family history of IHD, physical activity at leisure, pre-existing diseases
# 29 CS	Tyrol Austria (Lercher, 1992b) ^[132]	Children 8-12 yr 796, mf	(O) Distance from highway	(O) Blood pressure	(1) Age, sex
# 30 CS	Tyrol Austria (Lercher, 1992a, Lercher and Kofler, 1993, Lercher and Kofler, 1995, Lercher, 1996) ^[14,17,133,134]	Adults 25-65 yr 1989, mf	(O,S) Road traffic noise level, noise annoyance	(O) Blood pressure, hypertension, angina pectoris, hypotension, myocardial infarction	(1,3) Age, sex, education, relative body weight, life-style, working conditions, socio-demographic factors, window opening
# 31 CS	Southern Taiwan Taiwan (Wu <i>et al</i> , 1993) ^[135]	Children 7-12 yr 1050, mf	(O) Mute-deaf vs. normal hearing	(O) Blood pressure	(3) Age, sex, body mass index,
# 32 p-CC	Berlin Germany (Babisch <i>et al</i> , 1992) ^[136,133]	Adults 41-70 yr 243, m	(O) Road traffic noise level	(O) Myocardial infarction	(3) Age, body mass index, smoking, employment status, education, social class, work noise, room orientation, years in residence
# 33 p-CC	Berlin Germany (Babisch <i>et al</i> , 1992) ^[136,133]	Adults 31-70 yr 4035, m	(O,S) Road traffic noise level, noise annoyance	(O) Myocardial infarction	(3) Age, body mass index, smoking, employment status, education, social class, work noise, shift work, marital status, area, room orientation, years in residence
# 34 CS	Berlin Germany (Babisch <i>et al</i> , 1992, Wiens, 1995) ^[136,137]	Adults 31-70 yr 2193, m	(O,S) Road traffic noise level, noise annoyance	(S) Self-reported treatment of myocardial infarction and hypertension	(3) Age, body mass index, smoking, education, social class, room orientation, years in residence
# 35 GP (CS)	General population - Germany (Müller <i>et al</i> , 1994, Bellach <i>et al</i> , 1995) ^[138,139]	Adults 40-65 yr 1002, mf	(S) Noise at home, noise annoyance	(S) Hypertension, angina pectoris, myocardial infarction	(3) Age, sex, overweight, social class, smoking, employment status, alcohol consumption, physical activity, neuroticism, education, marital status
# 36 CS	Munich Germany (Evans <i>et al</i> , 1995) ^[140]	Schoolchildren 3-4th. grade 135, mf	(O) Aircraft noise level	(O) Blood pressure	(4) Age, social class, ponderosity (body fat)
# 37 CS	Bratislava Slovak Republic (Regecová and Kellnerová, 1995) ^[141]	Preschool children 3-7 yr 1542, mf	(O) Road traffic noise level	(O) Blood pressure, heart rate	(2) Age, height, weight, Quetelet index, child's position in the family (first-born), familial social care
# 38 CS	Tokyo Japan (Yoshida <i>et al</i> , 1997) ^[28]	Adults 20-60 366, f	(O) Road traffic noise level	(S) Symptoms including heart disease and hypertension	(1) Age, type of housing, duration of residence

Table 1: Contd...

Number of study (as given in the text) Type of study ^[2]	Location Town, Country References	Subjects Age Number Sex ²	Exposure O=objective (noise level outdoors) S=subjective (annoyance)	Outcome O=objective (measurement or clinical interview) S=subjective (self-reported in a postal questionnaire survey)	Covariates 0=no control, 1=group comparison, 2=stratification or standardisation, 3=model adjusted (regression), 4=matching
# 39 CO	Munich Germany (Evans <i>et al</i> , 1998) ^[142]	Schoolchildren. 3-4 th . grade 217, mf 2 yrs follow-up	(O) Aircraft noise level	(O) Blood pressure	(4) Age, socioeconomic status, hearing test, ponderosity
# 40 CS	Sydney Australia (Morrell <i>et al</i> , 1998, Morrell <i>et al</i> , 2000) ^[78,82]	Primary school children ≥ 3 th . grade 1230, mf	(O) Aircraft noise level	(O) Blood pressure	(3) Age, height, weight, gender, adiposity, child activity, child and family history of high blood pressure, other noise sources, eating behaviour, language background, cluster sampling, type of housing, pulse rate
# 41 p-CO	Sydney Australia (Morrell <i>et al</i> , 2000) ^[82]	Primary school children ≥ 3 th . grade 628, mf	(O) Change in aircraft noise level	(O) Blood pressure	(3) Height, weight, skin-fold thickness, physical activity, family history of high blood pressure, baseline blood pressure, ambient temperature at time of blood pressure measurement
# 42 p-CO	Caerphilly United Kingdom (Babisch <i>et al</i> , 1999) ^[95]	Adults 45-59 yr 2512, m 10 yrs follow-up	(O) Road traffic noise level	(O) Ischaemic heart disease (IHD)	(3) Age, social class, body mass index, employment status, smoking, physical activity during leisure, family history of IHD, prevalence of IHD, pre-existing diseases, migration
# 43 p-CO	Speedwell United Kingdom (Babisch <i>et al</i> , 1999) ^[95]	Adults 45-63 yr 2348, m 10 yrs follow-up	(O) Road traffic noise level	(O) Ischaemic heart disease (IHD)	(3) Age, social class, body mass index, smoking, physical activity during leisure, family history of IHD, prevalence of IHD, pre-existing diseases, migration
# 44 p-CO	Caerphilly, Speedwell (pooled) United Kingdom (Babisch <i>et al</i> , 1999, Babisch <i>et al</i> , 2003b) ^[91,95]	Adults 45-63 yr 3950, m 6 yrs follow-up	(O,S) Road traffic noise level, noise annoyance, noise disturbance	(O) Ischaemic heart disease (IHD)	(3) Age, social class, body mass index, smoking, physical activity during leisure, family history of IHD, prevalence of IHD, pre-existing diseases, migration, room orientation, window opening, years in residence
# 45 SU	Paris France (Vallet <i>et al</i> , 1999) ^[143]	Adults 628, mf in-patients of 7 doctors for 1 week	(O) Aircraft noise contour (high vs. low)	(O) High blood pressure	(1,3) Age, gender, income, education, type of housing, family status, weight, tobacco consumption, alcohol and drug intake, doctor
# 46 CS	Sollentuna Sweden (Bluhm <i>et al</i> , 1998) ^[144]	Adults 19-80 yr 759, mf	(O) Road traffic noise level, railway noise level	(S) Self reported medical diagnosis of hypertension during the last 5 years	(1,3) Age, sex, ethnic background, education level, employment status, type of housing, smoking, outdoor exercise, fruit and vegetable consumption
# 47 CS	Sollentuna Sweden (Bluhm <i>et al</i> , 2001) ^[57]	Adults 19-80 yr 631, mf	(O) Road traffic noise level	(S) Self reported medical diagnosis of hypertension during the last 5 years	(1,3) Age, sex, ethnic background, education level, employment status, type of housing, smoking, outdoor exercise, fruit and vegetable consumption

Table 1: Contd...

Number of study (as given in the text) Type of study ^[2]	Location Town, Country References	Subjects Age Number Sex ²	Exposure O=objective (noise level outdoors) S=subjective (annoyance)	Outcome O=objective (measurement or clinical interview) S=subjective (self-reported in a postal questionnaire survey)	Covariates 0=no control, 1=group comparison, 2=stratification or standardisation, 3=model adjusted (regression), 4=matching
# 48 EC	62 municipalities around Amsterdam Netherlands (Franssen <i>et al</i> , 1999, Franssen <i>et al</i> , 2002) ^[59,145]	Adults general population	(O) Distance from airport (postcode)	(O) Hospital admission rates due to cardiovascular diseases	(2) Age, sex
# 49 CS	Okinawa Japan (Matsui <i>et al</i> , 2001, Matsui <i>et al</i> , 2004) ^[55,56]	Adults 20-79 yr 28781, mf	(O) Aircraft noise level	(O) Blood pressure, clinical hypertension	(3) Age, sex, body mass index
# 50 CS	Stockholm Sweden (Rosenlund <i>et al</i> , 2001) ^[58]	Adults 19-80 yr 2959, mf	(O) Aircraft noise level	(S) Self-reported medical diagnosis of hypertension	(3) Age, sex, smoking, education, physical activity, fruit consumption, type of housing
# 51 TS	Madrid Spain (Tobias <i>et al</i> , 2001) ^[146]	In-patients at a major hospital 3 yrs (1096 days)	(O) Variations in noise level at 5 stations in the city (ecological approach)	(O) Emergency admissions for all causes and specific causes including circulatory	(3) Air pollutants (SO ₂ , TSP, NO _x , NO ₂ , O ₃), lag models, temperature, humidity, day of the week, influenza epidemics, seasonality, autoregressive terms
# 52 CS	Inn Valley, Tyrol Austria (Lercher <i>et al</i> , 2000) ^[147]	Adults 20-75 yr 572, mf	(O) Road traffic and railway noise	(O) Blood pressure, clinical hypertension	(3) Age, sex, education, satisfaction with the environment, type of housing, coping with the noise, body mass index, weather sensitivity, family history of hypertension, shift work
# 53 CS	Inn Valley, Tyrol Austria (Evans <i>et al</i> , 2001, Lercher <i>et al</i> , 2002) ^[59,60]	Children 4 th grade 115, mf	(O) Road traffic and railway noise	(O) Blood pressure	(1) Age, sex, mother's education, family size, people/room, type of housing, body mass index
# 54 CS	Pancevo Serbia (Belojevic and Saric-Tanaskovic, 2002) ^[61]	Adults population >20 yr 2874, mf	(S) Road traffic noise annoyance	(S) Self-reported treatment of hypertension and medically diagnosed myocardial infarction	(3) Age, sex, body mass index, smoking
# 55 CO	204 municipalities Netherlands (Hoek <i>et al</i> , 2002) ^[148]	Adults 55-69 yr 4492, mf 8 yrs follow-up	(O) Distance from major road	(O) All-cause mortality, specific mortality including cardiopulmonary mortality	(3) Age, sex, smoking, school education, blue collar job, neighbourhood socioeconomic score, body mass index, alcohol consumption, food consumption (fat, vegetables, fruit), air pollutants (black smoke, nitrogen dioxide)
# 56 CS	Fukuoka Japan (Goto and Kaneko, 2002) ^[31]	Adults 407, f	(O) Aircraft noise zones	(O) Blood pressure	(2) Age, smoking, drinking, salt intake, anti-hypertensive medication
# 57 r-CO	Fukuoka Japan (Goto and Kaneko, 2002) ^[31]	Adults 183, f 8 yr follow-up	(O) Aircraft noise zones	(O) Blood pressure	(2) Age, smoking, drinking, salt intake, anti-hypertensive medication
# 58 CS	Berlin Spandau Germany (Maschke <i>et al</i> , 2003, Maschke, 2003) ^[149]	Adults 16-90 yr 1718, mf	(O,S) Road traffic noise level, aircraft noise contour, noise annoyance	(O) Period prevalence (2 yr) of medical examinations because of hypertension, angina pectoris, myocardial infarction, assessed in a clinical interview	(3) Age, sex, smoking, alcohol consumption, physical activity at work and at leisure, hearing loss, body mass index, socio-economic index, noise sensitivity, season of the examination

Table 1: Contd..

Number of study (as given in the text) Type of study ^[2]	Location Town, Country References	Subjects Age Number Sex ²	Exposure O=objective (noise level outdoors) S=subjective (annoyance)	Outcome O=objective (measurement or clinical interview) S=subjective (self-reported in a postal questionnaire survey)	Covariates 0=no control, 1=group comparison, 2=stratification or standardisation, 3=model adjusted (regression), 4=matching
# 59 CS	62 municipalities Amsterdam Netherlands (Franssen <i>et al</i> , 2004) ^[64]	Adults population >18 yr 11812, mf	(O) Aircraft noise level, aircraft noise annoyance	(S) Medication for cardiovascular diseases or high blood pressure, sleep medication	(3) Age, sex, educational level, smoking, urbanisation, ethnicity
# 60 CS	Stockholm (preliminary results) Sweden (Bluhm <i>et al</i> , 2004) ^[150]	Adults 45-65 417, m	(O) Aircraft noise level, aircraft noise annoyance	(S) Angina pectoris treatment, diagnosed myocardial infarction, diagnosed hypertension, use of anti-hypertension drugs	(2) Age, smoking, noise sensitivity, hearing deficits
# 61 p-CC	Berlin Germany (Babisch <i>et al</i> , 2003a, Babisch, 2004b, Babisch <i>et al</i> , 2005) ^[65,151,152]	Adults 20-69 yr 4115, mf	(O,S) Road traffic noise level, noise annoyance	(O) Myocardial infarction	(3) Age, smoking, body mass index, employment status, marital status, shift work, educational level, noise sensitivity, diabetes mellitus, high blood pressure, family history of myocardial infarction, high cholesterol
# 62 CS	8 cities Europe LARES Group (Niemann and Maschke, 2004) ^[63]	Adults adult population 5442, mf	(S) Noise annoyance, sleep disturbance	(S) Self-reported multiple morbidity including hypertension and myocardial infarction	(3) Age, sex, socio-economic status, smoking, body mass index, alcohol consumption, sports, size of city, marital status, housing problems, established EU citizen

SU = Survey, EC = Ecological study, PM = Proportional morbidity study, CS = Cross-sectional study, GP = General population follow-up study, CC = Case-control study, CO = Cohort study; TS = Time series study; p- = Prospective, r- = Retrospective, t- = Temporal panel, m = Males, f = Females, mf = Males and females

学的研究においては、高速道路がなく、昼間、夜間の違いが少なければ、昼間に発せられる騒音は夜間の騒音曝露の近似指標と同様にみなすことができると考えられる（約 10 dB（夜間の方が）低い）。

全ての研究が用量-反応関係を認めているわけではない。いくつかの研究においては曝露区分が広く設定されているためである。

客観的騒音測定に加え、曝露の主観的な測定がいくつかの疫学的騒音研究において行われてきた。それは、騒音-ストレスモデルに基づくものである。道路の類型（例：車が多い通り、わき道）、妨害（disturbance）、不快感（annoyance）、について目盛りが与えられ、被験者によって評価された。これに関連する後述の表においては、質問用紙の項目に従って研究結果を独自の区分でグループ分けした。つまり、道路の類型に関しては、1=“行き止まりの通り”，2=“わき道”，3=“車が多い通り”，4=“主要幹線道路”，妨害、不快感の影響に関しては、1=“影響されない”，4=“影響される”，妨害、不快感の頻度に関しては1=“まったくない”，2=“ほとんどない”，3=“時々ある”，4=“しばしば、いつもある”，

“多く、非常に多くある”，妨害、不快感の程度に関しては、1=“全くない”，2=“わずかにある”，3=“中程度ある”，4=“強くある”となる。

4 平均血圧

Table 2 に列挙するのは、平均血圧に影響として考慮に入れた疫学的交通騒音研究における主要な発見である。これによって示されるのは、極端な群より得られた収縮期および拡張期の平均血圧の相違と、騒音曝露の比較である。子どもにおける影響、および成人における影響は分割して考察されている。

4.1 子ども

4.1.1 航空機騒音

ロシア（Russian）空港近傍に居住する子供には血圧以上が多い、という非常に粗雑なデータが 60 年代後半に報告されている [#03]。詳細な情報は国際的な文献には残っていない。

ロサンゼルス（Los Angeles）空港周辺に学校や家がある就学児童に関する横断的研究結果がこの成果を支持している [#10]。子どもたちはさまざまな騒音

Table 2: Studies on effects of community noise on mean blood pressure readings

Study Number	Location	Mean blood pressure difference ¹⁾ Systolic [mmHg]	Diastolic [mmHg]	Sound level (outdoors) ³⁾ dB(A)	Significance Systolic / diastolic
# 01	Halle	+9 to +16 (age)	+12 to +16 (age)	$L_{pho,mean}$ indoor: quiet vs. 70	unknown
# 03	Russian airports	higher rate of blood pressure abnormalities		Close to vs. far from airport	
# 10	Los Angeles	+3 to +7 (years of enrolment)	+3 to +4 (years of enrolment)	$L_{max,mean}$ indoor: 56 vs. 74	$P < 0.05 / P < 0.10$
# 11	Los Angeles	-2 to +7 (years of enrolment)	+1 to +7 (years of enrolment)	$L_{max,mean}$ indoor: 57 vs. 79	n.s. / n.s.
# 20	Münsterland ⁴⁾	-1	-1	150 m area vs. 75 m area	n.s. / n.s.
# 21	Franken ⁴⁾	0 to +9 (sex)	0 to +3 (sex)	150 m area vs. 75 m area	$P < 0.001 / P < 0.01$
# 22	Flight zones in Germany ⁴⁾	0 to +2 (sex, area)	0 to +2 (sex, area)	Control area vs. 75 m area	n.s. / n.s.
# 26	Westphalia ⁴⁾	+1 to +2 (sex)	-1 to 2 (sex)	Low vs. High	n.s. / n.s.
# 29	Tyrol	-2	-2	L_{24h} : <50 vs. ≥ 64	n.s. / n.s.
# 31	Taiwan	-3 to 10 (age)	-1 to 12 (age)	Mute-deaf vs. normal hearing	$P < 0.001 / P < 0.001$
# 36	Munich	2	0	L_{24h} : 59 vs. 68	$P < 0.10 / n.s.$
# 37	Bratislava	+1 to +5 (Kindergarten/ residence)	+2 to +5 (Kindergarten/ residence)	L_{dn} : <60 vs. >70	$P < 0.001 / P < 0.001$
# 39	Munich	D: +4	D: +2	L_{24h} : 53 vs. 62	$P < 0.01 / P < 0.10$
# 40	Sydney	-1	-1	ANEI: 15 to 45	n.s. / n.s.
# 41	Sydney	0	0	Change in ANEI: -5 to +5	n.s. / n.s.
# 53	Inn Valley	2	0	L_{dn} : <50 vs. > 60	$P < 0.10 / n.s.$
Adults					
# 04	Munich	2	3	$L_{max,mean}$: <87 vs. >95	n.s. / n.s.
# 09	Bonn	1	1	L_{day} : <60 vs. >65	n.s. / n.s.
# 14	Amsterdam	-2	-1	L_{day} : <65 vs. ≥ 65	$P < 0.05 / P < 0.10$
# 15	Luebeck	-1 to +1 (sex)	-1 to +2 (sex)	L_{day} : ≤ 60 vs. >65	n.s. / $P < 0.10$
# 16	Bonn	D: -5 to +8 (sex)	D: -1 to +3 (sex)	L_{day} : <55 vs. >63	n.s. / n.s.
# 17	Groningen, Twente,...	-1 to +5 (type of noise)	-1 to 2 (type of noise)	Approx. L_{dn} : ≤ 60 vs. >65	$P < 0.05 / n.s.$
# 24	Münsterland ⁴⁾	-2 to +1 (flight zones)	-1	Control area vs. Flight zones	n.s. / n.s.
# 25	Franken ⁴⁾	-4 to +2 (flight zones)	-2 to +1 (flight zones)	Control area vs. 75 m area	n.s. / n.s.
# 27	Caerphilly	1	-1	L_{day} : 51-55 vs. 66-70	n.s. / n.s.
# 28	Speedwell	-3	-1	L_{day} : 51-55 vs. 66-70	n.s. / $P < 0.05$
# 30	Tyrol	-5 to -3 (annoyance)	-3 to -1 (annoyance)	L_{24h} : <50 vs. ≥ 64	$P < 0.05 / P < 0.05$
# 52	Tyrol	n. s.	n. s.	L_{dn} : <50 vs. >60	$P < 0.05 / P < 0.05$
# 56	Fukuoka	4	1	Approx. L_{dn} : <60 vs. ≥ 70	n.s. / n.s.
# 57	Fukuoka	D: 0	D: -4	Approx. L_{dn} : <60 vs. ≥ 70	n.s. / n.s.

D = Difference in change of blood pressure

1) = High exposure minus low exposure (extreme group comparison), 2) = Outdoor noise level if not otherwise indicated, 3) = Low-altitude military aircraft noise.

レベルの航空機騒音曝露を受けていた。この研究では、3-7 mmHgの血圧相違が、在学期間に関連してグループ間に見つかった。在学期間の増加に対する減少傾向も見つかったが、この相違は全体では、収縮期および拡張期血圧で3 mmHgであった。しかし、この結果は民族性制御の不十分さによって混同される可能性がある⁷⁸⁾。血圧測定は学校で、静かな環境のもとで行われた。

子どもの家族が選択的に移住することがおそらくの原因であるが、長期間にわたる分析の取り組み（1年間追跡）は学校における騒音曝露と就学児童の血圧変化との関係を示せなかった [#11].

旧ミュンヘン（Munich）空港周辺で行われた横断的研究によって、騒音曝露地域（ $L_{eq,24hr}=68$ dB）の就学児童の収縮期血圧測定値が、非騒音曝露地域（ $L_{eq,24hr}=59$ dB）の就学児童と比べて2 mmHg高いという点が明らかになった [#36]. この相違はぎりぎり有意である。拡張期血圧に関しては騒音影響は見

出されなかった。

長期間にわたる取り組みとして、新ミュンヘン（Munich）空港の開港前後において騒音影響地域および非影響の対照地域における就学児童の血圧測定値が分析された [#39]. 騒音影響地域における24時間等価騒音レベル（ L_{eq} ）は操業前の53 dB(A)と比較して操業開始後は62 dB(A)となった。対照地域においては前後の騒音レベルはそれぞれ53 dB(A)および55 dB(A)であった。騒音地域の子供の血圧測定値は静かな地域における対応物に比べて2-4 mmHg大きく増加した。しかし、操業18ヶ月後には双方の地域より取り出した対応物において血圧測定値の相違は見出されなかった。血圧の高度な変化は追跡調査の開始時点における低い値が原因であった。

シドニー（Sydney）空港近辺に居住する小学生を対象にした収縮期および拡張期血圧測定値の横断的比較によって、航空機騒音との関連で導き出される回帰係数は有意な値ではないことが明らかになった

(豪州騒音エネルギー指標 (ANEI) 15-45 の範囲において $r = -0.017$ (収縮期), $r = -0.043$ (拡張期)) [#40]. これは全騒音レベル範囲にわたって平均血圧が -1 mmHg 異なることと等価である. 家における航空機騒音レベルも同様に, 血圧との関連性はなかった ($r = -0.010$ および $r = 0.010$). 学校における道路交通騒音, 鉄道騒音との関連についても同様である.

長期間にわたる血圧変化に関する研究結果によっても, 騒音レベルとの関連は示されなかった [#41]. しかし, 新たな滑走路の操業による騒音曝露が低減してからの経過時間は拡張期血圧に対して有意な負の相関があった [#40]. これは, 時間の経過で可逆変化する航空機騒音に対する反応と解釈される.

ドイツにおいて, 低空飛行する軍用機からの騒音に関して研究が行われた. この研究はパイロットの訓練が行われる地域を対象地域とした. 予備研究を通じ, 騒音レベルが $L_{Amax} = 125 \text{ dB(A)}$ にも達する極度の低空飛行 (75m) 地域において特に, 子どもの収縮期血圧測定値が 9 mmHg 高いことが明らかになった [#21]. この影響は女子に観察され, 男子には観察されなかった. しかし, これらの発見は主研究においては確認されず [#22], 疑似攻撃地域の大部分を除外した別の地域においても確認されなかった [#20]. 騒音と恐怖の組み合わせがこの反応の駆動力となったと想定することが可能である. その他の, ジェット機の低空飛行による騒音に関する研究においても, 子どもの血圧測定値の上昇はみられなかった [#26].

聾の子どもと正常に聞こえる子どもの血圧を比べる研究についても, 非常に推測的な解釈が与えられた [#31]. 聾の群は血圧測定値が低く, 音環境の知覚についても同様に考察された. しかしながら, その影響は子どもの年齢が増加するに従って減衰した.

4.1.2 道路交通機騒音

ドイツのハレ (Halle) にある学校へ通う, さまざまなレベルの交通騒音曝露を受けていた就学児童に関する早期の研究においては, 最も高度の曝露を受けていた群の血圧測定値は 10 mmHg , 他よりも高かったことが示された [#01]. 血圧はおそらく教室にて, 激しい騒音条件のもとで計測されたと考えられる.

曝露-影響関係が見出され, その分析においては, 社会階層のような交絡因子は評価されなかったが血圧に関連した臨床症状を持つ子どもは除かれた.

チロル (Tyrol) における研究では, 乗り換え道路より道路交通騒音の曝露を受けていた7つの村の子どもが, 交通量の少ない6つの村の子供を対照群として比較された [#29]. 曝露群の平均血圧測定値は, わずかに低く, 有意ではなかった. 数年後, 同じ地方のインバレー (Inn Valley) で行われた別の研究では, 道路騒音および鉄道騒音由来の高い騒音レベル ($L_{dn} > 60 \text{ dB(A)}$) の曝露を受けた子供の収縮期血圧が, ぎりぎり有意な差で, 曝露の少ない子どもに比べて高いことが明らかとなった [#53].

ブラチスラバ (Bratislava) 市において, さまざまな道路交通騒音の曝露を受ける地域内の幼稚園に通う園児について調査が行われた [#37]. 血圧測定は幼稚園で行われた. 家, そして/もしくは, 学校で高い騒音レベルの道路交通騒音曝露 ($\leq 70 \text{ dB(A)}$) を受けた子どもは, 低い騒音レベルの曝露を受けた子どもに比べ, 収縮期および拡張期血圧測定値が $2-5 \text{ mmHg}$ 高かった. これは統計学的に有意であった. 幼稚園における騒音の方が, 家における騒音に比べ, 血圧に高度に影響していた.

4.1.3 考察

子どもに関する発見について, その後の人生において有り得そうな健康リスクとして解釈するのは困難である. 影響は一時的な性質であり, 永続する健康影響と関連しないと考えられる. 児童期⁷⁹⁾, 青年期⁸⁰⁾, 成人期⁸¹⁾のそれぞれの期間において, 初期の血圧レベルが後の血圧レベルの重要な予測量となるという知見がある. 全年齢に及ぶ研究が欠けている (追跡している).

成長および体重は血圧変化の重要な要因となる. いくつかの研究においては, 体の大きさによる影響の大きさは十分に考慮されていない. 血圧への可逆性の影響に関する未加工の手がかりはある研究⁸²⁾より現れた. ミュンヘンにおける航空機騒音の減少の影響に関する介入研究は認知能力について報告されたのみで, 血圧の変化についてはされていない⁸³⁾. 曝露の長さに関する利用可能なデータに基づき, その研究では, 子どもは高い騒音レベルの道路交通騒音に対しては適応せず, 航空機騒音に対してはある程度適応すると考えられる, と結論付けられた^{10, 84)}. しかし, そのデータベースは最終結論を引き出すにはあまりにも貧弱であることが明らかになっている. 航空機騒音に関する研究は学校における曝露に注目しており, 一方で道路交通騒音に関する研究は主として家における騒音曝露を考慮している. 異なるメ

カニズム（学習や集中の妨害に対して、休養や睡眠の妨害）が含まれていると考えられる。

Evans, Lepore によって与えられた結論は未だに真実を述べているように考えられる⁸⁵⁾。それは次のようなものである。『我々は長期間続く早期の騒音曝露が心臓血管系の発育に対して及ぼす影響の結果を本質的には何も知らない。血圧の上昇の程度は小さい。児童期の血圧変化のような、目に見える重大な症状を決定するのは難しい。騒音曝露を受けた子どもの血圧の範囲は通常のレベルの範疇にあり、高血圧症を示唆するものではない。慢性的な騒音曝露より見出される血圧上昇の程度は子どもたちにとって、彼らの青年期においてはおそらく重大ではないが、後の人生においては、健康影響をもたらしかねない血圧上昇の前兆になる可能性がある。』

4.2 成人

4.2.1 航空機騒音

旧ミュンヘン (Munich) 空港周辺で行われた航空機騒音に関する研究において [#04]、もっとも騒音曝露の激しい地域の男性及び女性の血圧測定値は、最も騒音曝露を受けていない地域と比較して平均でおよそ 3 mmHg の相違があった (拡張期)。そこでは、騒音レベル区分にわたって“U”字型の関連が見つかった。

日本で行われたある研究では、福岡 (Fukuoka) 空港周辺地域に居住する、さまざまな騒音レベルの航空機騒音曝露を受ける女性の血圧を対照群と比較した。その研究の一部において横断的研究が行われ、高曝露群 ($L_{dn} \geq 70$ dB(A)) の収縮期血圧は対照群 ($L_{dn} < 60$ dB(A)) と比較して 4 mmHg 高いことが分かった。この発見は統計学的には有意ではなかった。追跡研究においては収縮期血圧の変化における相違は見出されず、対照群の拡張期血圧が曝露群と比較して 4 mmHg 高いことが示された [#57]。研究設計について、対照群に関する未整理の情報のみが与えられた。

軍用機の低空飛行による航空機騒音の影響がドイツの2つの地域において研究された [#24, #25]。高度 150 m、高度 75 m のいずれの地域における航空機の運転についても、対照群と比較した成人における高い平均血圧測定値は計測されなかった。

4.2.2 道路交通騒音

オランダで行われた横断的研究は道路交通騒音および軍用機による航空機騒音と血圧との関係について注目した [#17]。血圧の傾向は明白とはならなかった。航空機騒音に関連する収縮期血圧の上昇について、共変数の調整の後、騒音レベル区分 (6 区分) ひとつあたり 0.12 mmHg の血圧変化という有意な負の傾向があったものの、道路交通騒音に関しては有意ではない、騒音レベル区分あたり -0.03 mmHg の血圧変化という逆の傾向が見出された。拡張期血圧についても同様の点が示されたが、騒音レベル区分に関して有意な傾向ではなかった。

航空機騒音レベル区分において最も高い区間を2つ、最も低い区間を2つ組み合わせると (>50 KE に対して ≤ 40 KE, KE=オランダ航空機騒音基準)、極端な群の比較より、群間の収縮期および拡張期血圧の平均相違、それぞれ 5 mmHg および 2 mmHg が得られた (騒音レベル区分にわたる曲線式の関連が原因である)。

糖尿病、先天性心臓疾患、心臓弁膜症、等の腎疾患、高血圧症を引き起こす可能性のある慢性疾患、虚血性心疾患に影響を与える慢性疾患、が原因で一般に高血圧症と認められる被験者は健康診断を条件とする標本より除かれている。それに加えて、高血圧症のための薬物治療、もしくは食事療法を受けている参加者については統計学的解析より除いており、あまりに制御しすぎている (over-controlling) 可能性を示唆している。

この方法はボン (Bonn) の道路交通騒音に関する研究において行われた臨床血圧測定においても同様に適用され、正常血圧の被験者について言及された [#09]。高騒音レベル地域 ($L_{day} > 65$ dB(A)) の被験者と低騒音レベル地域 ($L_{day} \leq 60$ dB(A)) の被験者の間で血圧に関し、目立った相違は見られなかった。前向き研究の試みは、騒音曝露地域における、実験中の若い被験者の選択的移住率が特に高かったことにより失敗した [#16]。

ミュンヘンの航空機騒音に関する研究 [#04] と同様の“U”字型の関係は、ケアフィリー (Caerphilly) における研究においても見出され、その研究においては、平均収縮期血圧の相違が道路交通騒音曝露の極端な地域 (66-70 dB に対して 51-55 dB) でたったの 1 mmHg であると観察された [#27]。しかしながら、スピードウェル (Speedwell) で行われた対の研究では、最も高レベルの騒音レベル区間の被験者は最も

低い血圧測定値となる、という逆の関係性が明らかになった [#28]. 職業騒音曝露が収縮期血圧に及ぼす影響を修正した副標本で影響が証明された^{33,34}).

オランダのアムステルダム (Amsterdam) で行われた道路交通騒音に関する研究では、被験者が曝露を受ける道路交通騒音が高レベルであるほど、血圧測定値がより低い方向へ向かう傾向が明らかになった [#14]. オーストラリア、チロル州の5つの村において行われた横断的研究と同様である [#30]. この傾向は、騒音レベル区分、およびアノイアンス区分の両方においてみられた. 同地域で後に行われた研究によれば、平均血圧測定値は、考慮されるさまざまな騒音指標のどれとも関連性を示さなかった [#52]. しかし、高速道路までの距離、および(谷の)鉄道線路までの距離は、血圧の予測にとって有意な指標であった(道路、線路の近くに居住する被験者ほど、測定値が高かった). 測定結果をアノイアンス評定に関して層別化すると、『全くない』という被験者のみ、曝露騒音レベルが高くなるほど測定値が高くなる傾向がみられた.

極端な群の比較では、リューベック (Lubeck) における血圧の臨床データより、高騒音レベルの道路交通騒音曝露 (>65 dB(A)) を受ける被験者における2 mmHg (拡張期血圧) 測定値上昇が男性に示され、女性には示されなかった [#15]. 騒音レベル区分にわたって非線形な関連が見出された. 男性について、中間的な騒音レベル区分 61-65 dB において、有意に高い収縮期および拡張期血圧測定値が得られた(それぞれ+4 mmHg, +2 mmHg). 騒音曝露の分類をする上で、道路の種類に(被験者への質問紙調査により与えられる)主観的な記述を用いると、その騒音の影響はさらに顕著であることが示された.

4.2.3 考察

平均血圧に関して、成人を対象としたこれらの研究にわたって、道路交通騒音レベルと平均収縮期、あるいは拡張期血圧の間の一貫した関連性をみることが出来なかった. また、長期にわたる研究では、被験者の移住という問題が生じ、標本数に対してかなりの影響を与えた. この移住という問題は一般に、横断的研究についても適用される. 高感受性の被験者は汚染された地域を出ていく傾向にあると考えられ、関心事に対する影響を弱めることになる.

高い血圧が原因の薬物治療は血圧測定値に影響を与える可能性がある. しかし、騒音が血圧を上昇させるという仮説が正しいのだとしたら、高血圧症や

高血圧症の治療を受けている被験者を除くことにより、血圧に対する真の影響は弱まる.

原則として、低血圧症(血圧の降下)もストレス反応として考えることが可能である.

これら全てより、臨床的影響として明らかな高血圧症(切り捨て基準より定義される)に注目することが、平均血圧測定値に注目することよりも理に適っていることとなる^{86,87}. いままでに、環境騒音が成人の平均血圧測定値を上昇させるという疫学的データに基づく知見はない. しかしながら、騒音が高血圧症を引き起こすという仮説も捨て難い. 研究は不十分な力、狭い曝露程度の範囲、あるいは研究設計のその他の困難に苦しんでいる.

5 高血圧症

Table 3 に示すのは、環境騒音レベルと高血圧症の罹患率および発病率との間の関係に関する交通騒音の疫学的研究結果である.

これらの研究で高血圧症の定義は、WHO 基準⁸⁸、収縮期および拡張期血圧の測定に基づく同様の基準、臨床面接によって得られる情報、あるいは医師に高血圧症であると診断されたか尋ねる質問紙による社会調査によってなされる.

ほとんどの研究が道路交通騒音に関するものである. しかし、近年ではいくつか航空機騒音に関する新たな研究がこのデータベースに加わっている. 研究対象となる被験者は成人男性及び女性であり、時としてそれはある年齢群に限定される.

5.1 航空機騒音

研究設計に関する詳細な情報がその本文に与えられていないため、早期の、しばしば引用される研究は Table 3 においては考慮されていない [#02]. その研究では、空港の近くに居住する成人被験者の心臓血管系疾患(高血圧症、低血圧症)およびその他の疾患の罹患率は、空港の遠くに居住する被験者と比較して2-4倍高いことが示された. 子どもにおいては、血圧異常および自律神経系血管の変化がより高率で生じることが見出された [#02].

70年代にアムステルダム (Amsterdam) 空港近傍で行われた著名な横断的研究(回答率42%)では、騒音レベルがKE>40(オランダの“Kosten unit”)の地域に居住する被験者は、騒音レベルの低い地域に居住する被験者と比較して、相対危険度がそれぞれ1.5(臨床面接)、および1.7(血圧測定)であること

Table 3: Studies on effects of community noise on the prevalence of hypertension

Study (Number, location) Relative risk ^{a,b} (95% confidence interval)	Noise Level [dB(A)], outdoors (L _{day} , L _{dn} , L _{den})						
	46-50	51-55	56-60	61-65	66-70	71-75	76-80
# 05 N = 5828 Amsterdam (aircraft)							
Clinical hypertension - mf		1.0		1.73 (1.38-2.16)		-	-
Clinical hypertension - m		1.0		1.81 (1.23-2.66)		-	-
Clinical hypertension - f		1.0		1.68 (1.28-2.22)		-	-
Hypertension - mf		1.0		1.47 (1.24-1.73)		-	-
Hypertension - m		1.0		1.49 (1.07-2.07)		-	-
Hypertension - f		1.0		1.46 (1.20-1.76)		-	-
# 08 N = 1741 Doetinchem (road)							
Clinical hypertension - f	-	-	1.0	-	0.93 (0.65-1.34)	-	-
# 09 N = 926 Bonn (road)							
Hypertension - mf	-	1.0		-	1.52 (1.15-1.02)	-	-
Hypertension - m	-	1.0		-	1.44 (0.98-2.10)	-	-
Hypertension - f	-	1.0		-	1.63 (1.07-2.48)	-	-
# 12 N = 700 Erfurt (road)							
Clinical hypertension - mf	-	-	-	1.0	-	2.40 (P < 0.05)	-
# 14 N = 2878 Amsterdam (road)							
Clinical hypertension - mf	-	1.0	0.74 (0.53-1.06)	0.83 (0.58-1.19)	0.59 (0.37-0.95)	1.03 (0.68-1.58)	0.11 (0.00-1.19)
	-		1.0			0.87 (0.65-1.16)	
Clinical hypertension - m	-		1.0			0.93 (0.61-1.45)	
Clinical hypertension - f	-		1.0			0.83 (0.56-1.24)	
# 15 N = 2359 Luebeck (road)							
Clinical hypertension - m		1.0		1.25 (0.84-1.86)		1.05 (0.74-1.49)	-
Clinical hypertension - f		1.0		0.84 (0.57-1.25)		0.52 (0.35-0.76)	-
# 18 N = 253 Erfurt (road)							
Clinical hypertension - mf	-	-	1.0	-	-	2.35 (1.37-4.05)	-
# 30 N = 1985 Tyrol (road)							
Hypertension - mf	-	1.0			0.83 (0.64-1.10)		-
Hypertension - mf	-	1.0			0.81 (0.61-1.09)		-
# 34 N = 2193 Berlin (road)							
Hypertension - m	-	1.0		0.92 (0.58-1.45)	1.10 (0.77-1.58)	0.86 (0.57-1.28)	1.55 (0.82-2.93)
	-	1.0		1.00 (0.77-1.57)		1.00 (0.71-1.42)	
# 38 N = 366 Tokyo (road)							
Hypertension - f		1.0	0.60 (0.30-1.21)	0.63 (0.28-1.42)	1.09 (0.51-2.33)	0.53 (0.16-1.52)	-
Hypertension - f		1.0	0.61 (0.33-1.14)		0.83 (0.41-1.65)		-
# 46 N = 481 Sollentuna (rail)							
Hypertension - mf	1.0	-	0.8 (0.3-1.8)		-	-	-
# 46 N = 658 Sollentuna (road)							
Hypertension - mf	1.0 ^d		1.8 (1.0-3.2)		-	-	-
Hypertension - m	1.0 ^d		1.0 (0.4-2.3)		-	-	-
Hypertension - f	1.0 ^d		3.3 (1.4-7.3)		-	-	-
# 47 N = 631 Sollentuna (road) (n = 281)							
Hypertension - mf	2.0 (0.7-5.7) ^d	2.0 (0.8-5.1)	3.0 (1.1-8.4)		-	-	-
Hypertension - mf	1.0 ^d		1.47 (0.83-2.61)		-	-	-
- (>10 y in residence)	1.0 ^d		2.4 (1.09-5.39)		-	-	-
Hypertension - m	1.0 ^d		1.4 (0.6-3.2)		-	-	-
Hypertension - f	1.0 ^d		1.8 (0.8-4.1)		-	-	-
# 49 N = 28781 Okinawa (aircraft)							
Clinical hypertension - mf	-	1.0		1.1 (1.0-1.2)	1.1 (0.9-1.2)	1.37 (1.19-1.57)	-

Clinical hypertension (borderline) - mf	-	1.0	1.0 (1.0-1.1)	1.1 (1.0-1.2)	1.17 (1.05-1.30)	-
# 50 N = 2959						
Stockholm (aircraft)						
Hypertension - mf	1.0	1.1 (0.7-1.9)	1.5 (0.9-2.5)	2.1 (0.8-5.3)	-	-
Hypertension - mf		1.0		1.6 (1.0-2.5)	-	-
Hypertension - m		1.0		1.7 (0.9-3.3)	-	-
Hypertension - f		1.0		1.4 (0.8-2.8)	-	-
# 58 N = 1351						
Berlin Spandau (road) (n = 279)						
Hypertension - mf (day, living room)	1.0		1.29 (0.75-2.24)	1.12 (0.60-2.09)	1.51 (0.78-2.93)	-
Hypertension - mf (night, bedroom)	1.0	1.66 (1.07-2.56)		1.88 (1.10-3.22)	-	-
- (windows open)	1.0	4.53 (1.02-20.2)		6.13 (1.28-29.2)	-	-
# 58 N = 1351						
Berlin Spandau (aircraft) 5)						
Hypertension - mf		1.0		1.09 (0.80-1.48)	1.51 (0.55-4.16)	-
# 60 N = 417						
Stockholm (aircraft)						
Hypertension - m		1.0		1.64 (1.21-2.21)	-	-

m = Males, f = Females, mf = Males and females

1) Calculated as risk ratio, odds ratio or proportional morbidity ratio. 2) Clinical hypertension = blood pressure measurement, Hypertension = clinical interview or self-administered questionnaire. 3) Reference category includes 40-45 dB(A). 4) Reference category is 40-45 dB(A). 5) Approximation (contours according to German Aircraft Noise Act using equivalence parameter q=4 based on older prognostic data).

が示唆された [#05]. 騒音データがクラスターの傾向 (地域を選別したため) を示したため、二つに分けられて分析された。

しかしながら、この研究は連続のロジスティック回帰分析を用いて再分析され、おおよそ $L_{Aeq}7-19h=55-72$ dB(A) である測定範囲において、高血圧の相対危険度が騒音レベルの 5 dB(A) の上昇ごとに 1.26 倍 (95%信頼区間: 1.14-1.39) であることが示された [52, 89].

スキポール (Schiphol) 空港周辺 62 市町村において、心臓血管系疾患 (高血圧を含む) が原因となった入院の空間的分布に関する健康診断データの解析が行われたが、空港に近い地域をクラスターリングする特徴的な傾向は示されなかった [#48]. しかし、血圧が高いことは入院の特別な理由にはならず、ほとんどが地域の総合開業医によって医療を受けている。

パリのロアシ (Roissy) 空港周辺において、医者 の業務ベースの社会調査というアプローチより フィービリティ・スタディが行われた [#45]. 高い騒音レベル、および低い騒音レベルの航空機騒音曝露を受ける地域における 7 人の医者 の業務による診断が、1 週間にわたって、患者との接触という観点で解析された。高い騒音レベルの航空機騒音曝露を受ける被験者の血圧が曝露騒音レベルの低い被験者と比較して高いということはなかった。しかし、被験者が研究地域外の医者に通っていたことやその逆も考えられる。医者 の業務ベースの疫学 (例えばセンチネル業務体系) において生じる、リスク群のうち不明な

人口がいるという問題は、その文献の中で以前にも議論されてきた [90].

沖縄 (Okinawa) の空軍基地周辺における住民に対する臨床検査 (回答率は不明) では、 $L_{dn} \geq 70$ dB 以上の騒音レベルの曝露を受ける群は高血圧の罹患率が有意に高い (RR=1.4) 点が明らかとなった [#49].

スウェーデンのストックホルム (Stockholm) 空港周辺で行われた研究 (質問紙の郵送調査、回答率 70%以上) では、比較的低いレベルの環境騒音レベル $FBN=55$ dB(A) (スウェーデンの重みづけ騒音計算方法) を起点として高血圧のリスクが上昇するという用量-影響関係が示され、 >55 dB の騒音曝露を受ける被験者については有意である相対危険度 1.6 が得られた [#50]. この空港周辺で行われた別の研究の予備実験の結果からも、航空機騒音曝露を受ける被験者が高度のリスクを受け始める指標 ($FBN > 55$ dB(A) で 1.6) が与えられた [#60].

ベルリンのシュパンダウ (Spandau) 地区で行われた道路交通騒音に関する研究 (回答率 $>80\%$) においては、航空機騒音も同様に評価された [#58]. 騒音曝露の割り当ては古い予後の騒音コンターに基づいており、曝露の分類が間違っているという問題を含む可能性を示す。騒音曝露の上昇に関連したリスクの定常的な上昇が見出され、最も騒音レベルの高い地域では (ドイツの航空機騒音条例に基づき) $L_{eq}(4)=67-75$ dB(A) で、(過去 2 年間の) 期間罹患率は 1.5 であった。しかし、曝露群に属する被験者数が標本の中で少ないことから信頼区間は広がった。また、その被

験者らは彼らが自発的に参加している継続中の健康監視調査より選ばれたことから、標本は高度に選択されたものであることとなり、参加した被験者は定期的な（無料の）臨床的健康診断に特に興味を持っていた可能性がある（健康に問題を抱えた被験者、あるいは健康を意識している被験者）。

ドイツ北部で、電話調査 [#23]、および臨床検査 [#24, #25] が、軍の低空飛行地域であるさまざまな地域で成人に対して行われたが、高い血圧の罹患率が他と異なることは示されなかった（回答率 56%）。平均音圧レベルよりも単発騒音レベルが示されたため、この研究は Table 3 においては考慮されない。

ムンスター (Muenster) で行われた臨床検査は、非常に低い回答率 (6%) に苦しんだ。曝露騒音レベルの低い地域に比較して曝露騒音レベルの高い地域では、臨床的に検査された高血圧症の罹患率について、有意でない罹患比 1.0 および 0.9 が男性および女性にそれぞれ得られた。被験者は電話調査に参加したもののなかから募集した [#23]。客観的な高血圧症の罹患率は主観的なものと比較して高率であった。

フランケン (Franken) で行われた別の研究 (回答率 49%) では、曝露を受けた被験者において示された罹患比は 1.0 より小さく、有意ではなかった [#25]。

5.2 道路交通騒音

ドイツのボン (Bonn) で行われた道路交通騒音に関する研究 (回答率 60%) では、道路交通騒音レベルが $L_{day}=65$ dB を超える地域に居住する被験者において高血圧症の相対危険度が 1.5 であることが示唆され、これは有意であった。

エルフルト (Erfurt) で行われた研究 [#12] の解釈は困難である。さまざまな曝露群 (2つの医療機関の患者との接触率) において同じ長さの期間 (1年間) にわたり疾患の頻度を個別的な基準で集めた後ろ向きコホート研究であるようだが、そのデータは罹患比に関して分析された。これが意味するのは、曝露群の高血圧症治療リスクが有意に高度である原因が、高血圧症の発病率 (分子) が高率であること、あるいは他の疾患の治療 (分母) が低率であること、であると考えられることだ。騒音レベル $L_{day}=67$ の街区に居住する被験者と比較して有意に高い相対危険度 2.4 が、騒音レベル $L_{day}=75$ dB(AI) の騒音曝露を受ける被験者に確認された。対照群でさえ高度な騒音曝露を受けていた。

ドゥッティンヘム (Doetinchem) で行われた研究 [#08]、および 80 年代、90 年代初頭までにアムステルダム (Amsterdam) [#114]、リューベック (Luebeck) [#15]、ベルリン (Berlin) [#34]、チロル (Tyrol) [#34]、でそれぞれ行われた後続の研究においては、統計学的に考えられ得る交絡要因の制御について高度に信頼できると考えられる。それらの研究は騒音仮説を支持するものではなく、道路交通騒音に関する群の比較によって相対危険度が 0.5-1.0 の間にあることを示している。回答率はそれぞれ 74%、70%、75%、74%、64%、62%、である。

インバレー (Inn Valley) で行われた道路交通騒音および鉄道騒音に関する研究 (回答率 51%) にあっても、仮定されていた方向性は示されなかった [#52]。

エルフルト (Erfurt) 近郊の村で行われた前後比較研究 [#18] の中に触れられていた横断的研究にあつては、高血圧の期間罹患率として有意に高い相対危険度 2.4 が、騒音レベル $L_{day}=75$ dB(AI) を超える街区に居住する被験者に見られた。この罹患率はおそらく罹患比として計算されたものである。曝露を受けている被験者、受けていない被験者の選択基準があいまいで、交絡因子による影響がありうるかどうかは定かではない。

この研究における長期間の取り組みとして、騒音曝露街区の騒音レベルが 10 dB 下がることによる健康への恩恵に関するものが行われた。この介入の 5 年後、以前高い騒音レベルの道路交通騒音曝露を受けていた地域に居住していた高血圧症の患者の方が、対照群に比べて著しく回復率が高かった [#19]。これより、ストレス状態が引き起こす血管収縮および心臓機制による一次本態性高血圧症は、介入以前、対照群に比べ曝露群の方がより多く罹患していたと考えられる。

より近年の研究に目を向けると事態は少々変化する。日本の東京 (Tokyo) で行われた研究 [#38] では高血圧症の罹患について質問紙調査を行ったところ、以前と同様の否定的発見 (関連性はなかった) しか示されなかったものの、スウェーデンで行われた 2つの研究およびドイツで行われた 1つの研究は、より高度な曝露を受けている被験者がより高いリスクを持つという方向を示す有意な結果を明らかにした。

スウェーデンの航空機騒音に関する研究では、比較的低い騒音レベルの道路交通騒音、 $L_{eq,24hr} > 50$ dB(A) においてリスクがより上昇することが見出された。家々と主要道路および線路と

の距離についての地理情報を利用し、スウェーデンの町ソーレンツナ (Sollentuna) で、道路交通騒音および鉄道騒音と高血圧症の罹患率との間の関係について研究が行われた [#46]. 自己記入式質問紙により、医学的に高血圧の診断が評価された。曝露群の道路交通騒音レベルは $L_{eq,24h}=40-65$ dB(A), 鉄道騒音レベルは $L_{eq,24h}=55-65$ dB(A) の範囲であった。回答率は約 76% が達成された。交絡因子の調整の後、曝露騒音レベルが $L_{eq,24h} > 50$ dB(A) である道路交通騒音曝露群について、 $L_{eq,24h} < 50$ dB(A) の群と比較して有意に高い相対危険度 1.8 が示された。しかしながら影響は女性にのみ見られ (相対危険度 3.3), 男性には見られなかった (相対危険度 1.0)。女性の方が家にいる時間が長いということから説明することが可能であると考えられる。

鉄道騒音に関しては、逆の関連性が見つかった。曝露地域の被験者の方が対照群よりも高血圧症のリスクが低かったのだ。相対危険度 0.8 は有意ではなかった。これとは矛盾するが、騒音によるアノイアンスおよび睡眠妨害の罹患率は、他の群と比較して鉄道騒音曝露群が最も高かった。

より限定的な除外基準を利用して道路交通騒音に関する標本についての再分析が行われ、有意ではない相対危険度 1.5 (男性 1.4, 女性 1.8) が全標本より見出された [#47]. 10 年以上居住している被験者を集めた副標本にあっては、相対危険度は 2.4 と有意に高度であった。

シュパンダウ (Spandau) 健康調査はすでに航空機騒音の節で考察されたが、これが主に強調するのは道路交通騒音に関することである [#58]. 期間罹患率 (および生涯罹患率) は道路交通騒音レベルと共に、 $L_{day} < 55-70$ dB(A) および $L_{day} < 50-65$ dB(A) の範囲で着実に増加する。相対危険度は、昼間に居間で騒音曝露を受けるか、夜間に寝室で騒音曝露を受けるかによって左右され、1.5 ($L_{day} > 65$ dB(A)) および 1.9 ($L_{night} > 55$ dB(A)) と考えられる。後者は有意に高い。さらに寝室の窓を開けて就寝する被験者を分割して分析すると、相対危険度は高くなった。しかし、標本数が少ないため、このリスク概算は定数項として解釈することは不可能である (信頼区間が広い)。

5.3 アノイアンス (主観的評定)

Table 4 に示すのは、交通騒音の主観的評定と高血圧の罹患率との間の関係に関する研究の結果である。アムステルダム (Amsterdam) [#14] およびチロル

(Tyrol) [#39] における横断的研究では、交通騒音によってより高度に不快感を訴え/妨害を受ける被験者の高血圧症リスクの、その割合の小さい被験者と比較した際の上昇に関して、何の兆候も示されなかった。

ベルリン (Berlin) で行われた横断的研究では、自己記入式質問紙によって報告された高血圧症の罹患率に基づき、激しい道路交通騒音によって妨害を受ける被験者について有意に高い相対危険度 1.3 が得られた。

曝露と疾患が主観的評価に基づくため、これらの結果は、過剰な報告によるバイアスが引き起こされるという疑いの余地がある。この制限は曝露および疾患が主観的に評価されるすべての横断的研究について真である。

ドイツ全住民をランダム抽出して行われた前向き研究 [#35] に関してもこれは適用される。全人口に対する追跡研究として、前もって定義された無疾患コホートにおける様々な疾患の発病率に関して設計された研究であるが、家における騒音による妨害 (主に交通騒音が想定される) および疾患の発病が、同時に、質問紙によって評価される (追跡期間中)。それゆえ、家における騒音に関しては、横断的に検証しなければならない (回答率約 79%)。全妨害 (交通騒音によって“影響を受けた”) に関して、相対危険度は 0.9 (男性 1.2, 女性 0.9) であったが、睡眠妨害の報告に関しては有意に高い相対危険度 2.3 が得られた。

リューベック (Luebeck) における研究 [#15] では、自らの居住する街区を騒がしいと述べる男性被験者について、居住地が静かだと回答する男性被験者と比較してぎりぎり有意な相対危険度 1.3 が得られている。

セルビアのパンチェヴォ (Pancevo) で行われた横断的研究では曝露-影響関係が得られている (回答率は非曝露地域、曝露地域でそれぞれ 77%, 92%)。アノイアンス区分にわたって自己申告の高血圧症リスクの着実な上昇が得られた [#54]. より高度に不快感を訴える被験者について概算された相対危険度 1.8 は有意であった。

シュパンダウ (Spandau) 健康調査では騒音による不快感を訴える被験者に関して有意に高いリスクは得られなかった [#58]. しかし、夜間のアノイアンス/妨害は相対危険度が 1.2 (道路交通騒音), 1.3 (航空機騒音) と、わずかに昼間のアノイアンス/妨害 (相対危険度はそれぞれ 1.0, 1.2) に比べて高かった。

Table 4: Studies on effects of subjective responses to noise on the prevalence of hypertension

Study (number, location) Relative risk ^{1,2} (95% confidence interval)	Noise annoyance/disturbance/rating [categories] ³			
	1	2	3	4+5
# 14 Amsterdam (road) Clinical hypertension - mf N = 2878		1.0	0.83 (0.57-1.17)	
# 15 Luebeck (road) Clinical hypertension - m Clinical hypertension - f N = 2359		1.0	1.32 (0.98-1.79) 0.75 (0.56-1.02)	
# 30 Tyrol (road) Hypertension - mf N = 1986		1.0	0.92 (0.72-1.20)	
# 34 Berlin (road) Hypertension - m (road) Hypertension - m (aircraft) N = 2193		1.0	1.22 (0.98-1.53) 1.21 (0.94-1.56)	1.29 (1.05-1.60) 1.06 (0.84-1.34)
# 35 German general population sample (road) Hypertension - mf Hypertension - m Hypertension - f Hypertension - mf (sleep disturbance) N = 1002		1.0	0.92 (0.60-1.42) 1.18 (0.64-2.19) 0.90 (0.51-1.61) 2.32 (1.16-4.65)	
# 54 Pancevo (road) Hypertension - m Hypertension - f N = 2874		1.0	1.2 (0.8-1.8) 0.9 (0.6-1.3)	1.8 (1.0-2.4) 1.1 (0.8-1.7)
# 58 Berlin Spandau (road) Hypertension - mf (day) Hypertension - mf (night) N = 1351		1.0	0.97 (0.62-1.52) 1.17 (0.71-1.92)	
# 58 Berlin Spandau (aircraft) Hypertension - mf (day) Hypertension - mf (night) N = 1351		1.0	1.18 (0.83-1.67) 1.30 (0.81-2.09)	
# 62 8 European cities (general traffic noise) Hypertension - mf - elderly N = 5442 n = 936	1.0	1.1 (n.s.)	1.6 (p < 0.05) 1.15 (n.s.)	
# 62 8 European cities (general neighbourhood noise) Hypertension - mf - elderly Hypertension - mf (noise-induced sleep disturbance) - elderly N = 5442 n = 936	1.0	1.3 (p < 0.05)	1.7 (p < 0.05) 0.9 (n.s.) 1.5 (p < 0.05) 0.9 (n.s.)	

m = Males, f = Females, mf = Males and females

1) Calculated as risk ratio, odds ratio or proportional morbidity ratio. 2) Clinical hypertension = blood pressure measurement, Hypertension = interview or self-administered questionnaire. 3) Categories: 1 = never, not at all, dead end street, not affected; 2 = seldom, a little, side street, not affected; 3 = sometimes, moderate, busy road, affected; 4+5 = often+always, much+very much, major trunk road, affected.

8つのヨーロッパ都市で、同一の方法を利用して行われた質問紙調査である LARES 研究 (Large Analysis and Review of European housing and health Status: 欧州における住宅および健康状態の広範な分析および総説) の結果によれば、騒音の不快感を訴える被験者は、そうでない被験者に比べ、(医師の診断による) 自己記入式の様々な健康影響の罹患率が高いことが示された [#62]。交通騒音全体、および近傍騒音全体の不快感を強く訴えていた被験者に見られた健康影響のなかで有意に高度な発症率があったのが高血圧症であり、相対危険度はそれぞれ 1.6, 1.7, であった。睡眠妨害を受けている被験者は同様に相対危険度が 1.5 であった。この影響は高齢者 (60 歳

以上) には見られなかった。

5.4 考察

環境騒音と高血圧症との関係に関して、その状況は不均質である。

航空機騒音と高血圧症に関しては、より高いレベルの騒音曝露を受ける地域でより高いリスクがあることが研究によって一貫して示された。これらの知見は以前の総説⁴⁵⁾以降で向上してきている。4つの研究の中で得られた相対危険度は、昼間平均音圧レベルの範囲が約 60-70 dB(A) かそれ以上の高騒音レベル曝露地域に居住する被験者について、有意な正の関係である 1.4-2.1 を示している。スウェーデンでの研究によれば、低い騒音レベル (>55 dB(A)) であっ

ても相対危険度1.6が得られている。

道路交通騒音に関しては、状況は未だにはっきりしない。新しい研究は、それより古い研究に比べ、高い騒音レベルの道路交通騒音曝露を受ける被験者にはより高い高血圧症のリスクがあることを示唆するという傾向があり、相対危険度は1.5-3.0であることを示している。しかし、総合的な判断仮定において早期の研究を無視する事はできない。全ての研究にわたって環境騒音と高血圧症発症率との間に一貫した傾向を見ることは不可能である。

曝露-影響関係が新たな研究では考慮されている。騒音の主観的評定、もしくは交通騒音による妨害と高血圧の発症との間には正の関係があることが一貫して示されている。ここで得られた相対危険度は0.8-2.3の範囲である。しかし、これらの研究はその他と比べ、主として過剰な報告に関する方法論的な問題から妥当性が低い。

6 虚血性心疾患 (IHD)

Table 5 に示すのは、騒音レベルと虚血性心疾患の発症との間の関係に関する横断的かつ疫学的な交通騒音研究の結果である。Table 6 には、騒音レベルと虚血性心疾患の発症との間の関係に関するケース・コントロール研究およびコホート研究の結果を与える。

横断的研究では、虚血性心疾患の発症は狭心症、心筋梗塞、心電図異常、というようなWHO基準に定義される⁹²⁾臨床的な症状によって、もしくは、医師の診断による心臓発作に関する自己記入式の質問紙によって、判断される。長期にわたる研究では、虚血性心疾患の発症は、病院の記録より得られる臨床的な心筋梗塞、心電図測定、もしくは診療面談、によって判断される。

研究は主として、道路交通騒音に関するものである。

6.1 航空機騒音

アムステルダム (Amsterdam) のスキポール (Schiphol) 空港周辺、62市町村で行われた生態学的研究では、心臓血管系疾患 (心筋梗塞、高血圧、虚血性心疾患、脳血管疾患) 由来の入院記録を記載した健康診断を統合的に利用して標準化罹患比の計算を行ったが、空港近郊地域における明らかなクラスターリングは示されなかった [#48]。

80年代に行われたアムステルダム (Amsterdam) における航空機騒音の研究 [#05, #06] によって多く

の情報が得られた。60 dB(A) もしくはそれ以上の屋外騒音レベルの曝露を受ける地域に居住する被験者について、1.0-1.9の有意に高い発症率 (虚血性心疾患のエンドポイントを何にするかに左右される) が得られた。“地域心臓血管系調査 [#05]” の回答率は約42%であった。“総実務調査 [#06]” は特定の疾患での一般医との接触率に関する生態学的な研究であると考えることが可能である。個々ではなく、住民群の統合的なデータが統計的に解析された。複数の診察は除かれなかった。

この研究によって心臓血管系疾患の発症に関する情報が提供されるが、これは高血圧症と虚血性心疾患との組み合わせであることに注意しなければならない。

オランダの4つの都市、フローニンゲン (Groningen)、トゥヴェンテ (Twente)、レーワルデン (Leeuwarden)、アムステルダム (Amsterdam)、において行われた研究では [#17]、航空機騒音に関して、約55 dBを超える騒音レベル区分では1.0を超える発症率が得られた。しかしながら、その騒音レベル区分にわたる用量反応関係は得られず、最も高い騒音レベル区分に居住する被験者の相対危険度は0.9であった。以前行われた精神学的な質問紙調査 (回答率約32%) に参加した被験者らに実施したもので、回答率は43%であった。

質問紙によるスクリーニングの段階で、高血圧症の治療を受けている被験者は統計解析に含めなかったが、高い血圧は虚血性心疾患の主要なリスク要因となるため、このことはこの研究の選択バイアスに関する問題となっている。

シュパンダウ (Spandau) 健康調査 (回答率 >80%) は主に道路交通騒音に関するものとして行われ、航空機騒音に関しても同様に分析が行われた [#58]。(ドイツの航空機騒音条例に沿って) 騒音レベルが $L_{eq}(4) > 62$ dB である騒音地域において、医師の狭心症の診断を自己記入するという期間発症率 (過去2年間) は1.6と、有意な値ではなかった。しかし、心筋梗塞の発症に関しては、曝露群により低いリスクが見つかった (相対危険度0.4)。

ストックホルム (Stockholm) 空港周辺で継続して行われている研究の先行結果では、逆のことが示された [#60]。騒音レベルFBM > 55 dB(A) (スウェーデンの航空機騒音計算方法) の曝露を受ける被験者は心筋梗塞のリスクが他と比べて高く (相対危険度

Table 5: Studies on effects of community noise on the prevalence of ischaemic heart disease

Study (number, location) Relative risk ^d (95% confidence interval)	Noise level [dB(A)], outdoors (L_{day} , L_{den} , L_{nig})						
	46-50	51-55	56-60	61-65	66-70	71-75	76-80
# 05 N = 5828 Amsterdam (aircraft)							
Angina pectoris - mf	-		1.0		1.11 (0.82-1.50)	-	-
Angina pectoris - m	-		1.0		1.49 (0.89-2.51)	-	-
Angina pectoris - f	-		1.0		0.95 (0.65-1.38)	-	-
Heart trouble mf	-		1.0		1.40 (0.98-2.01)	-	-
Heart trouble - f	-		1.0		1.94 (1.07-3.49)	-	-
ECG ischaemia - mf	-		1.0		1.16 (0.92-1.47)	-	-
ECG ischaemia - m	-		1.0		1.05 (0.71-1.56)	-	-
ECG ischaemia - f	-		1.0		1.23 (0.92-1.65)	-	-
# 06 N = 18025 Amsterdam (aircraft)							
Cardiovascular diseases ^d - mf	1.0	approx. 0.5	approx. 1.3	approx. 2.0	-	-	-
		1.0	1.80 (1.25-2.59)		-	-	-
Cardiovascular diseases ^d - m		1.0	1.91 (1.08-3.40)		-	-	-
Cardiovascular diseases ^d - f		1.0	1.72 (1.07-2.70)		-	-	-
# 08 N = 1741 Doetinchem (road)							
Angina pectoris - f	-	-	1.0	-	0.65 (0.27-1.55)	-	-
ECG ischaemia - f	-	-	1.0	-	1.06 (0.70-1.59)	-	-
# 09 N = 931 Bonn (road)							
Myocardial infarction - mf	-		1.0	-	1.30 (0.44-3.56)	-	-
# 17 N = 829 Groningen, Twente, Leeuwarden, Amsterdam (aircraft)							
Ischaemic heart diseases - mf	1.0	0.77 (0.36-1.64)	1.12 (0.55-2.28)	1.48 (0.74-2.94)	1.13 (0.51-2.48)	0.92 (0.23-3.71)	-
		1.0	1.45 (0.87-2.41)		1.23 (0.63-2.39)		-
# 17 N = 829 Groningen, Twente, Leeuwarden, Amsterdam (road)							
Ischaemic heart diseases - mf	1.0	1.03 (0.45-2.33)	0.98 (0.40-2.41)	0.51 (0.19-1.40)	0.52 (0.20-1.35)	0.54 (0.16-1.81)	-
		1.0	0.75 (0.39-1.45)		0.52 (0.25-1.08)		-
# 27 N = 2512 Caerphilly (road)							
Angina pectoris - m	-	1.0	0.94 (0.51-1.73)	1.17 (0.73-1.87)	0.52 (0.19-1.44)	-	-
Myocardial infarction - m	-	1.0	1.00 (0.58-1.70)	0.90 (0.56-1.44)	1.22 (0.63-2.33)	-	-
ECG ischaemia - m	-	1.0	0.51 (0.16-1.65)	1.10 (0.56-2.20)	1.24 (0.44-3.50)	-	-
Ischaemic heart disease - m	-	1.0	0.95 (0.61-1.46)	1.10 (0.77-1.56)	1.15 (0.67-1.96)	-	-
# 28 N = 2348 Speedwell (road)							
Angina pectoris - m	-	1.0	1.10 (0.67-1.80)	1.09 (0.64-1.85)	1.10 (0.65-1.87)	-	-
Myocardial infarction - m	-	1.0	1.02 (0.57-1.84)	1.22 (0.70-2.11)	1.07 (0.59-1.93)	-	-
ECG ischaemia - m	-	1.0	0.88 (0.39-1.97)	0.95 (0.43-2.12)	1.44 (0.71-2.92)	-	-
Ischaemic heart disease - m	-	1.0	0.96 (0.63-1.45)	1.23 (0.81-1.86)	1.25 (0.82-1.89)	-	-
# 30 N = 1985 Tyrol (road)							
Angina Pectoris - mf	-	1.0			2.01 (1.18-3.44)		-
Myocardial Infarction - mf	-	1.0			0.96 (0.50-1.85)		-
Angina Pectoris - mf	-		1.0		2.13 (1.23-3.69)		-
Myocardial Infarction - mf	-		1.0		0.77 (0.37-1.62)		-
# 34 N = 2193 Berlin (road)							
Myocardial infarction - m		1.0		0.75 (0.32-1.74)	0.87 (0.47-1.64)	1.08 (0.57-2.06)	1.41 (0.54-3.67)
		1.0		0.83 (0.50-1.38)		1.16 (0.67-2.01)	
# 38 N = 366 Tokyo (road)							
Heart disease - f		1.0		2.04 (0.46-9.11)		4.89 (1.12-21.4)	-
# 58 N = 1351 Berlin Spandau (road) (n = 279)							
Angina pectoris - mf (day, living room)		1.0		2.57 (0.33-19.7)	3.99 (0.46-34.4)	2.01 (0.20-20.7)	-

Angina pectoris - mf (night, bedroom)	1.0	3.07 (0.71-13.2)	3.24 (0.62-16.8)	-	-	-
Myocardial infarction - mf (day, living room)	1.0	0.83 (0.09-7.32)	1.41 (0.13-15.5)	small sample	-	-
Myocardial infarction - mf (night, bedroom)	1.0	2.28 (0.27-19.2)	1.17 (0.07-20.2)	-	-	-
# 58	N = 1351					
Berlin Spandau (aircraft) ⁽⁴⁾						
Angina pectoris - mf	1.0		1.65 (0.83-3.31)	-	-	-
Myocardial infarction - mf	1.0		0.40 (0.05-3.27)	-	-	-
# 60	N = 417					
Stockholm (aircraft)						
Angina pectoris - m	1.0		0.86 (0.28-2.63)	-	-	-
Myocardial infarction - m	1.0		2.59 (0.93-7.24)	-	-	-

m = Males, f = Females, mf = Males and females

1) Calculated as risk ratio, odds ratio or proportional morbidity ratio. 2) Cardiovascular diseases include high blood pressure. 3) Approximation (contours according to German Aircraft Noise Act using equivalence parameter $q=4$ based on older prognostic data).

2.6), 狭心症のリスクは低い (相対危険度 0.9)。

6.2 道路交通騒音

ボン (Bonn) [#9], ケアフィリー (Caerphilly) [#27], スピードウェル (Speedwell) [#28], ベルリン (Berlin) [#33] で行われた横断的道路交通騒音研究はそれぞれ回答率が 60%, 89%, 92%, 64%, であり, 結果は有意でないものの, 屋外騒音レベル $L_{day} > 65-70$ dB に対し, 虚血性心疾患の相対危険度が 1.1-1.4 であることを一貫して示唆している。ボンにおける研究では虚血性心疾患が主な関心事ではなかったため, 交絡因子が制御されていない。

東京 (Tokyo) で行われた研究では, 主観的に報告された心臓疾患において非常に高い有意な相対危険度 4.9 が得られた [#38]。しかしながら, 標本数が少なかったことから信頼区間もまた大きかった (回答率はおおよそ 93%)。 $L_{24hr} 65$ dB(A) が決定的騒音レベルと定められ, そのレベルを超えると病気の発症が著しく上昇した。

シュパンダウ (Spandau) 健康調査にあっても, $L_{day} > 60$ dB および $L_{night} > 50$ dB という道路交通騒音に対して 3 を超える, 比較的高い相対危険度が示されたが, 有意ではなかった [#58]。この信頼区間も標本数が少なかったために広く, 曝露-影響関係に関してデータを解釈することは困難である。

チロル (Tyrol) で行われた研究 [#30] においては, 騒音レベルが 60 dB(A) を越える地域の被験者に, 心筋梗塞に関しては有意ではない相対危険度 0.8 が得られたものの, 狭心症に関しては有意に高い相対危険度 2.1 が示された。これの回答率は約 62% であった。

オランダのドゥーティンヘム (Doetinchem) で行われた研究の結果も非決定的で, 有意ではなかった [#08]。この研究では, 心電図の異常による臨床的な

症状を考慮して, 騒音レベル $L_{day} > 65$ dB(A) において非常に小さなリスクの上昇 (相対危険度 1.1) が得られたが, 狭心症について考慮した際にはむしろ相対危険度は低く, 0.7 であった。

オランダの 4 都市, フローニンゲン (Groningen), トゥヴェンテ (Twente), レーワルデン (Leewarden), アムステルダム (Amsterdam), において行われた研究では, 道路交通騒音に関して, 騒音レベルと, 臨床面談および心電図より定義される虚血性心疾患の上昇に関連がないことが見出された。

Table 6 に与えるのは, 騒音レベルと虚血性心疾患の発病率との間の関係に関する疫学的交通騒音研究の結果である。これらすべての研究は道路交通騒音に関するものである。

エルフルト (Erfurt) で行われた後ろ向き研究では, $L_{day} 75$ dB(AI) の騒音レベルに曝露される被験者について, $L_{day} 67$ dB(AI) の騒音レベルの街区に居住する被験者と比較して有意に高い罹患比 4.4 が導かれた。この結果の妥当性に関するいくつかの方法論的問題はより早期に提起されている。

その他の研究は前向き研究である。ベルリン (Berlin) における病院および住民群基準のケース・コントロール研究 (予備研究および主研究) では, 屋外騒音レベルが $L_{day} 75$ dB(A) よりも高い地域において, 有意ではない相対危険度 1.2-1.3 が男性に観察され, 閾値として約 70 dB(A) が示唆された [#32, #33]。ケース/コントロールの回答率はそれぞれ 90%/90% および 90%/64% であった。主研究において, 少なくとも 15 年以上地域に居住し続けた被験者のみ考えると, リスクは上昇した。予備研究は標本数が少ないことに苦しんだが, 本研究では標本数が多いことが言及されている。

ケアフィリー (Caerphilly) およびスピードウェル

Table 6: Studies on effects of community noise on the incidence of ischaemic heart disease

Study (Number, location) Relative risk ¹⁾ (95% confidence interval)	Noise level [dB(A)], outdoors (L_{day} , L_{dn} , L_{den})						
	46-50	51-55	56-60	61-65	66-70	71-75	76-80
# 12 N = 700 Erfurt (road) Myocardial infarction - mf	-	-	-	1.0	-	4.40 (P < 0.05)	-
# 32 N = 243 Berlin (road) (n = 155) Myocardial infarction - m		1.0	1.48 (0.57-3.85)	1.19 (0.49-2.86)	1.25 (0.41-3.81)	1.76 (0.11-28.8)	
		1.0	1.31 (0.66-2.60)		1.31 (0.45-3.77)		
- (≥ 15 y in residence)		1.0	2.34 (0.48-11.4)	0.98 (0.31-3.00)	0.98 (0.24-3.12)	2.10 (0.12-35.0)	
		1.0	1.30 (0.51-3.32)		1.15 (0.32-4.10)		
# 33 N = 4035 Berlin (road) (n = 2582) Myocardial infarction - m		1.0	1.16 (0.82-1.65)	0.94 (0.62-1.41)	1.07 (0.67-1.65)	1.46 (0.77-2.79)	
		1.0	1.06 (0.80-1.38)		1.17 (0.81-1.67)		
- (≥ 15 y in residence)		1.0	1.10 (0.62-1.93)	0.97 (0.61-1.55)	1.17 (0.73-1.88)	1.71 (0.88-3.34)	
		1.0	1.02 (0.70-1.47)		1.32 (0.89-1.96)		
# 42 N = 2512 Caerphilly (road) IHD - m (preliminary 5 y follow-up) ²⁾	-	1.0	1.24 (0.66-2.32)	1.30 (0.77-2.20)	0.52 (0.16-1.69)	-	-
IHD - m (10 y follow-up) ²⁾	-	1.0	1.07 (0.68-1.68)	0.87 (0.58-1.30)	1.07 (0.60-1.91)	-	-
# 43 N = 2348 Speedwell (road) IHD - m (preliminary 3 y follow-up) ²⁾	-	1.0	0.60 (0.26-1.49)	1.26 (0.63-2.50)	0.72 (0.31-1.75)	-	-
IHD - m (10 y follow-up) ²⁾	-	1.0	0.67 (0.42-1.07)	0.76 (0.48-1.22)	0.92 (0.61-1.41)	-	-
# 44 N = 3950 (n = 2578) Caerphilly + Speedwell (road) IHD - m (6 y follow-up) ²⁾	-	1.0	0.71 (0.46-1.11)	0.68 (0.44-1.03)	1.07 (0.70-1.65)	-	-
- (≥ 15 y in residence)	-	1.0	0.70 (0.40-1.20)	0.60 (0.35-1.03)	1.20 (0.72-2.03)	-	-
- window orientation	-	1.0	0.82 (0.51-1.31)	0.64 (0.39-1.04)	1.16 (0.73-1.86)	-	-
	-	1.0		0.65 (0.40-1.06)	1.18 (0.74-1.89)	-	-
-- (≥ 15 y in residence)	-	1.0	0.82 (0.46-1.46)	0.49 (0.25-0.95)	1.30 (0.73-2.32)	-	-
- window orientation + opening	-	1.0	0.69 (0.42-1.12)	0.64 (0.44-1.03)	1.31 (0.78-2.21)	-	-
-- (≥ 15 y in residence)	-	1.0	0.67 (0.36-1.24)	0.45 (0.20-0.98)	1.59 (0.85-2.97)	-	-
# 61 N = 4115 Berlin (road) (n = 2857) Myocardial infarction - m		1.0	1.01 (0.77-1.31)	1.13 (0.86-1.49)	1.27 (0.88-1.84)	-	-
		1.0	1.01 (0.77-1.31)		1.18 (0.93-1.49)	-	-
- (≥ 10 y in residence)		1.0	1.17 (0.81-1.69)	1.31 (0.88-1.97)	1.81 (1.02-3.21)	-	-
		1.0	1.17 (0.81-1.69)		1.45 (1.03-2.05)	-	-
Myocardial infarction - f		1.0	1.14 (0.70-1.85)	0.93 (0.57-1.52)	0.66 (0.32-1.35)	-	-
		1.0	1.14 (0.70-1.85)		0.84 (0.55-1.27)	-	-

m = Males, f = Females, mf = Males and females

1) Calculated as risk ratio, odds ratio or proportional morbidity ratio. 2) Preliminary 3 yrs (Speedwell) and 5 yrs (Caerphilly) follow-up refer to phases 1-2, 10 yr follow-up refers to phase 1-3, 6 yr follow-up refers to phase 2-3 (information regarding room orientation and annoyance was only collected during phase 2)

(Speedwell) で行われた 10 年の追跡コホート研究 (回答率 >90%) では、(居住地ごとに計算された) 屋外道路交通騒音レベルに関する騒音影響は特定されなかった [#42, #43]. しかし、在住期間、部屋の位置、窓を開ける習慣、を曝露評価に取り入れ、共用再構築コホート (最初の追跡研究で残った被験者に新たに募集した被験者を足し、回答率は約 90%) を 6 年間追跡解析した結果、最も高い騒音レベル区間 L_{day} 66-70 dB(A) に属する被験者の相対危険度は、最も低い騒音レベル区間 L_{day} 51-55 dB(A) に属する被験者と比較して、有意ではないものの、1.2-1.6 であることが示された [#44]. それに加えて、この最も高い騒音レベル区分においてのみ、虚血性心疾患リスクと在住年数の間に正の関係性があり、相対危険度は 1 年

ごとに 1.01-1.02 であることが示された。

その 10 年後、同様の手法を用いた病院基準のケース・コントロール研究、“NaRoMI” 研究が行われた [#61]. ベルリン市全域 (以前東ドイツであった部分も含む) の男性および女性について考慮された (回答率 86%). 道路交通騒音の曝露を受けた女性に関しては高いリスクは見出されなかったが、以前に男性に見ついていた発見は確認された [#33]. 曝露-影響関係は $L_{day} < 65$ dB(A) から 75 dB(A) の範囲で得られた。最も高い騒音レベル区分内 (>70 dB(A)) の被験者の相対危険度は 1.3 であり、地域に少なくとも 10 年居住している被験者のみ考えると、相対危険度は 1.8 に上昇した。

そもそも騒音研究のためではなく、大気汚染の影響に関して研究するために設計された大きなコホート研究によって、騒音仮説は間接的に支持される。この研究は、心肺機能が原因となる特定の死亡率も含め、あらゆる原因による死亡率を考慮した8年間の追跡調査研究である [#55]。

交絡因子の調整の後、大気汚染物質と死亡率との間の関係は希薄となり、有意ではなくなった。一方、あらゆる原因による死亡率は主要道路近傍（主要都市道路から50m以内もしくは高速道路から100m以内）の居住に関連して上昇し、有意であった。大気汚染の指標変数および主要道路からの距離をこの枠組みで同時に扱ったところ、単一汚染モデルに対する影響は実質的に減少すると概算され、主要道路からの距離については強く有意な関係（相対危険度1.95 (1.09-3.51)）が示された。

著者は、『この関係の原因として、計測されなかった交絡因子がいくつかある』と結論付けている。道路交通騒音が“未知の”交絡因子であったと考えることは理にかなっていると考えられる。心肺機能由来ではない死亡、および肺がんが原因である死亡、はいかなる大気汚染変数とも関連性はなかった、というこの研究における事実により、この解釈はさらに強固に裏付けられることとなる。

時系列研究という方法は、大気汚染疫学においては、大気汚染物質の変化による急性影響を検査することによりしばしば適用される。マドリッド (Madrid) において行われた時系列研究では [#51]、暗騒音レベルがより高い日には、あらゆる原因で、循環の要因で、そして少数ではあるが呼吸の要因で、主要な病院へ緊急入院することがより高率であることが、大気汚染物質による影響を制御した後に、有意な値として得られた。騒音計測の経験より予想されるように、騒音レベルの変化は小さかった ($L_{10}-L_{90} \approx 4 \text{ dB(A)}$)。相対危険度については、騒音レベルの1dB(A)の上昇は大気汚染物質の $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ の増加とおおよそ等価であった。

この発見を解釈するのは困難である。実験室においては、騒音に対する急性の、および瞬時的な自律反応は頻繁に観察されるが、(騒音仮説に従えば) 慢性的な騒音曝露による長期間の、重度の影響は長期的に考えた際には心臓血管系障害の発現に関係している。残った交絡因子が騒音の変化に関係した急性影響の説明となり得る。

6.3 アノイアンス (主観的評価)

Table 7に与えるのは、道路交通騒音の主観的評価と虚血性心疾患の罹患率もしくは発病率との間の関係に関する研究の結果である。

チロル (Tyrol) [#30]、ベルリン (Berlin) [#34]、パンチェボ (Pancevo) [#54]、において行われた横断的研究、および2つのドイツ住民の無作為抽出による、総人口追跡調査の一環として行われた騒音に関する分析 [#35]、によれば、高度に不快感を訴え/妨害を受ける、あるいは主観的に道路交通騒音より“影響を受けている”と感じる被験者の相対危険度は、それほど不快感を訴え/妨害を受け/影響を受けていない被験者と比較して0.8-1.9であることが示された。これらの研究での回答率はそれぞれ、約62%、64%、79%、86%であった (#35での回答率は、以前の調査に参加した被験者のうちの比率)。パンチェボでの研究で得られた有意な影響は男性のみに見られ (相対危険度1.7)、女性には見られなかった。

欧州の9つの都市で行われたLARES研究の結果によれば、不快感を訴える被験者はそうでない被験者と比較して、より高い心臓麻痺リスクを負うことが示された [#62]。強く不快感を訴える被験者の相対危険度は1.4 (総交通騒音)、および2.0 (総近隣騒音) であり、有意ではなかった。

シュパンダウ (Spandau) 健康調査では信頼できる分析に利用できるデータの数は非常に少なかった [#58]。しかし、高度に不快感を訴える被験者における狭心症の相対危険度が、夜間に比べ、昼間の不快感に関連して高いという傾向があった。これは航空機騒音が原因となるアノイアンスだけではなく道路交通騒音が原因となるアノイアンスについても適用される。

ケアフィリー (Caerphilly) およびスピードウェル (Speedwell) で行われた前向き研究 [#42, #43, #44] では、最も高度に不快感を訴え/妨害を受ける区分の被験者にのみ、虚血性心疾患の共有相対危険度1.0-1.4が明らかとなった。この研究では、この関係に関する、既存疾患での強度の影響-修正効果が得られた。健康な被験者での相対危険度は高く、1.7-2.7の範囲であったが、慢性疾患を発症している被験者ではそうではなかった。これはリコールバイアスという点で考察された。

ベルリン (Berlin) で行われた新たなケース・コントロール研究 (NaRoMI研究) においては、夜間道

Table 7: Studies on effects of subjective responses to noise on the prevalence or incidence of ischaemic heart disease

Study (Number, location) Relative risk ¹⁾ (95% confidence interval)	Noise annoyance/disturbance/rating [categories] ²⁾			
	1	2	3	4
# 30 Tyrol (road) N = 1986				
Angina pectoris - mf	1.0		1.32 (0.77-2.24)	
Myocardial infarction - mf	1.0		0.82 (0.44-1.51)	
# 35 German general population sample (road) N = 1002				
Angina pectoris - mf	1.0		1.09 (0.73-1.64)	
Angina pectoris - m	1.0		1.81 (1.03-3.16)	
Angina pectoris - f	1.0		0.86 (0.51-1.46)	
Angina pectoris - mf (sleep disturbance)	1.0		1.86 (0.94-3.70)	
Myocardial infarction - mf	1.0		1.04 (0.42-2.53)	
Myocardial infarction - mf (sleep disturbance)	1.0		1.32 (0.34-5.07)	
# 34 Berlin (road) N = 2193				
Myocardial infarction - m (road)	1.0		1.01 (0.69-1.46)	1.25 (0.88-1.77)
Myocardial infarction - m (aircraft)	1.0		1.45 (0.98-2.14)	1.08 (0.73-1.59)
# 44 Caerphilly+Speedwell (road) N = 2914				
IHD - m (relaxation ³⁾)	1.0	0.86 (0.64-1.16)	0.89 (0.62-1.27)	1.39 (0.76-2.54)
IHD - m ("conversation")	1.0	0.96 (0.72-1.29)	0.91 (0.64-1.29)	1.23 (0.69-2.18)
IHD - m ("waking up")	1.0	1.10 (0.82-1.47)	1.01 (0.74-1.39)	1.38 (0.79-2.40)
IHD - m ("annoyance")	1.0	0.79 (0.58-1.08)	0.93 (0.68-1.27)	0.95 (0.52-1.75)
# 54 Pancevo (road) N = 2874				
Myocardial infarction - m	1.0		0.6 (0.2-1.2)	1.7 (1.0-2.9)
Myocardial infarction - f	1.0		0.3 (0.2-0.9)	1.0 (0.4-2.0)
# 58 Berlin Spandau (road) N = 1350				
Angina pectoris - mf (day)	1.0		0.78 (0.21-2.84)	
Angina pectoris - mf (night)	1.0		1.20 (0.34-4.23)	
Myocardial infarction - mf (day)	1.0		1.27 (0.11-14.2)	
Myocardial infarction - mf (night)	1.0		small sample	
# 58 Berlin Spandau (aircraft) N = 1350				
Angina pectoris - mf (day)	1.0		1.12 (0.48-2.65)	
Angina pectoris - mf (night)	1.0		2.12 (0.80-5.61)	
Myocardial infarction - mf (day)	1.0		2.39 (0.47-12.0)	
Myocardial infarction - mf (night)	1.0		1.89 (0.20-18.1)	
# 61 Berlin (road) N = 4115				
Myocardial infarction - m (day)	1.0 ³⁾		1.08	1.12
Myocardial infarction - m (night)	1.0 ³⁾		1.21	1.33 (P < 0.05)
Myocardial infarction - f (day)	1.0 ³⁾		1.06	1.09
Myocardial infarction - f (night)	1.0 ³⁾		0.96	0.94
# 61 Berlin (aircraft) N = 4115				
Myocardial infarction - m (day)	1.0 ³⁾		1.02	1.03
Myocardial infarction - m (night)	1.0 ³⁾		1.10	1.16
Myocardial infarction - f (day)	1.0 ³⁾		1.28	1.44
Myocardial infarction - f (night)	1.0 ³⁾		1.64	2.10 (P < 0.05)
# 62 8 European cities (general traffic noise) n = 936				
Heart attack - mf	1.0	1.1 (n.s.)		1.4 (n.s.)
- elderly	1.0	-		0.77 (n.s.)
# 62 8 European cities (general neighbourhood noise) n = 936				
Heart attack - mf	1.0	1.4 (n.s.)		2.0 (n.s.)
- elderly	1.0	-		1.2 (n.s.)
Heart attack - mf (noise-induced sleep disturbance)	1.0	-		1.4 (n.s.)
- elderly	1.0	-		1.2 (n.s.)

m = Males, f = Females, mf = Males and females, IHD = Ischaemic heart disease

1) Calculated as risk ratio, odds ratio or proportional morbidity ratio. 2) Categories: 1 = never, not at all, dead end street, not affected; 2 = seldom, a little, side street, not affected; 3 = sometimes, moderate, busy road, affected; 4 = often+always, much+very much, major trunk road, affected. 3) Re-calculated on the basis of a continuous logistic regression coefficient (odds ratio per category)

路交通騒音が原因となるアノイアンスに関して、男性に、5点騒音アノイアンス目盛り区分ごとに有意な相対危険度（オッズ比）1.10があったことが明らかになった [#61]。これは高度に不快感を訴える被験者に関する計算リスク1.3と一致する。女性に関してはこのような関係は見つからなかった。しかし、夜間航空機騒音が原因となるアノイアンスは、女性の高度な心筋梗塞リスクと有意に関連しており、男性には見られなかった。昼間騒音が原因のアノイアンスは心筋梗塞リスクと関連していなかった。

6.4 考察

虚血性心疾患に関して、環境騒音とそのリスクの関係に関する知見は以前の総説⁴⁵⁾以来、増加してきている。

これらの研究を通じて、昼間平均音圧レベルが60 dB(A)以下の地域に居住する被験者の虚血性心疾患リスクが高くなることに関しては明確な兆候はないものの、より高い騒音レベル区間にあつては、虚血性心疾患リスクが比較的一貫して高くなることが分かっている。統計学的有意性が示される頻度は低い。

曝露-影響関係に関する説明を認める研究も存在する。ほとんどの場合これらは前向き研究であり、騒音レベルが65-70 dB(A)以上であれば虚血性心疾患リスクが上昇すること、より騒音レベルが高い曝露区分を一緒にまとめた場合には相対危険度が1.1-1.5の範囲にあること、を示唆している。

騒音影響は、在住期間、部屋の配置、窓を開ける習慣、などの中間的因子を分析に取り入れたことにより、さらに大きくなった。長期間にわたる誘発期間がこれによって説明され^{93,94)}、曝露評価が向上した。

妨害やアノイアンスに対する被験者の反応をも考慮に入れると、その結果は一貫して現れ、相対危険度は高度に不快感を訴え/妨害を受け/影響を受ける被験者について0.8-1.7であることが示された。しかし、方法論的問題点より、これらの発見は妥当性の低いものであることが考えられる。

7 薬物治療および薬剤消費

Table 8に、薬剤消費と環境騒音との関係に関する研究結果を与える。薬物治療は主に航空機騒音に関して調査された。

アムステルダム（Amsterdam）空港周辺では心臓血管系への薬物治療の罹患比が有意に高く、1.4であった [#05]。1年間の心血管治療薬の購入に関する薬店のデータが分析された“薬剤調査”（繰り返し横断的

調査）の結果からも、この結果は支持された。

薬剤の購入が時が経つにつれて増加することが曝露地域において発見され、曝露騒音レベルが低い地域では見られなかった。この中では、睡眠薬、鎮静薬、制酸薬、だけではなく、心血管治療薬、抗高血圧症薬、の購入についても言及された。それに加えて、これが夜間飛行規制の変更により左右されるという点が見出された（夜間飛行の減少の後に購入が減少）。

アムステルダム（Amsterdam）空港周辺での大規模な研究によって、 L_{den} が50 dB(A)を超える航空機騒音の曝露を受ける被験者は、抗高血圧症薬および心血管治療薬による、自己記入式の薬物治療リスクがわずかに高い（相対危険度1.2）ことが見出された [#59]。処方、および一般の、睡眠薬、睡眠剤に関して、騒音レベル（ $L_{den} < 50-65$ dB）にわたっての曝露-影響関係が見出された（処方薬、一般薬に関して、最も高レベルの騒音レベル区分 $L_{den}=61-65$ dB(A)においてそれぞれ相対危険度1.5, 2.0）。

スウェーデンのストックホルム（Stockholm）空港で現在進行中である航空機騒音に関する研究の先行結果も、このオランダの研究結果と一致する [#60]。スウェーデンの計算基準で騒音レベルFBM=55 dB(A)を超過する地域の男性被験者に、抗高血圧症薬の使用について有意に高い相対危険度1.6が見出された。

薬物治療および薬剤の購入に関して調査された道路交通騒音研究も、同様に高曝露被験者の高率の薬物使用を示している [#09, #13, #30]。心血管治療薬の相対危険度はボン（Bonn）における研究で1.3[#09]、エルフルト（Erfurt）における研究で5.0であった。これらの研究では、睡眠剤、睡眠薬、精神安定剤、催眠薬、等、他の薬剤についての結果は1.2-3.8の範囲であった。

概して、薬剤の使用もしくは薬剤の購入と環境騒音との関係に関する研究は、騒音曝露を受ける被験者は睡眠妨害を多く受け、心臓血管系リスクが上昇する、という一般仮説を支持するものである。

8 影響因子

8.1 在住期間

騒音仮説と一致する部分群の分析によって、騒音とその影響との関係に対する支持が導かれると考えられる。この部分群を抽出することは、騒音曝露および累積騒音用量に影響を与える、在住期間、窓を開ける行為、その他の決定要因、に関して影響を修正することを意味する。

Table 8: Studies on effects of community noise on medication / drug consumption

Study (Number, location) Relative risk ¹⁾ (95% confidence interval)	Noise level [dB(A)], outdoors (L _{day} , L _{night} , L _{den})						
	46-50	51-55	56-60	61-65	66-70	71-75	76-80
# 05 N = 5828 Amsterdam (aircraft)							
Cardiovascular drugs - mf	-	1.0		1.39 (1.12-1.72)		-	-
Cardiovascular drugs - m	-	1.0		1.11 (0.74-1.66)		-	-
Cardiovascular drugs - f	-	1.0		1.62 (1.25-2.08)		-	-
# 07 pharmacies Amsterdam (aircraft)				(5th year vs. 1st year)			
Hypnotics - mf	1.0	-		approx. 1.5 ²⁾		-	-
Sedatives - mf	1.0	-		approx. 1.6 ²⁾		-	-
Antacids - mf	1.0	-		approx. 1.7 ²⁾		-	-
Cardiovascular drugs - mf	1.0	-		approx. 2.4 ²⁾		-	-
Antihypertensive drugs - mf	1.0	-		approx. 5.5 ²⁾		-	-
# 09 N = 926 Bonn (road)							
Cardiovascular drugs - mf	-	1.0		-	1.26 (0.79-2.00)		-
Hypnotics - mf	-	1.0		-	1.23 (0.77-1.98)		-
# 13 N = 700 Erfurt (road)							
Sedatives - mf	-	-	-	1.0	-	2.5 (P > 0.05)	-
Hypnotics - mf	-	-	-	1.0	-	3.8 (P < 0.05)	-
Tranquillizer - mf	-	-	-	1.0	-	2.6 (P > 0.05)	-
Antihypertensive drugs - mf	-	-	-	1.0	-	5.0 (P < 0.05)	-
Cardiovascular drugs - mf	-	-	-	1.0	-	5.0 (P < 0.05)	-
# 30 N = 1984 Tyrol (road)							
Sedatives - mf	-	1.0	1.16 (0.61-2.18)	1.11 (0.56-2.19)	-	-	-
Sleeping pills - mf	-	1.0	2.33 (1.19-4.58)	1.88 (0.93-3.78)	-	-	-
Tranquillizer - mf	-	1.0	1.28 (0.89-1.84)	0.99 (0.66-1.48)	-	-	-
# 59 N = 11812 Amsterdam (aircraft)							
Cardiovascular medication - mf (including anti-hypertension drugs)	1.0	1.18 (1.01-1.38)	1.26 (0.98-1.61)	1.22 (0.67-2.21)	-	-	-
Sedatives or sleeping pills - mf	-	-	-	-	-	-	-
- prescribed	1.0	1.15 (0.93-1.42)	1.13 (0.78-1.64)	1.52 (0.67-3.42)	-	-	-
- non-prescribed	1.0	1.59 (1.20-2.11)	1.89 (1.21-2.95)	2.02 (0.77-5.30)	-	-	-
# 60 N = 417 Stockholm (aircraft)							
Antihypertensive drugs - m		1.0		1.61 (1.15-2.25)		-	-

m = Males, f = Females, mf = Males and females, IHD = Ischaemic heart disease

1) Calculated as risk ratio, odds ratio or proportional morbidity ratio. 2) Relative effect of change in purchase [RR (year 5)/RR (year 1)], relative risks are approximation based on visual inspection of graphs in the reference.

アムステルダム (Amsterdam) 空港の騒音研究では、新たに航空機騒音の曝露を受けることとなった地域の薬店において、心血管治療薬および抗高血圧症薬の購入が8年間に及んで着実に増加したことが見出された。このような増加は航空機騒音の曝露を受けない対照地域においては見られなかった。

道路交通騒音に関する研究によれば、心臓血管系疾患の罹患率と曝露地域の在住期間との間に正の関係性が見出されており、ボン (Bohn) で行われた研究では高血圧症との関係性が [#09], ケアフィリー (Caerphilly) およびスピードウェル (Speedwell) で行われた研究では虚血性心疾患との関係性が示された [#44]。

ベルリン (Berlin), ケアフィリー (Caerphilly), スピードウェル (Speedwell), で行われた道路交通

騒音研究を、過去 10-15 年間に移住しなかった被験者に限定して分析すると、各々、全標本で概算される騒音の影響よりも影響が大きくなった [#33, #44, #61]。Figure 1-3 にこれを示す。

同様に、高血圧症に関してソーレンツナ (Sollentuna) で行われた研究では、在住期間が長い被験者のみ考慮すると、より大きな騒音の影響が見出された [#47]。リュューベック (Luebeck) における研究ではこのような影響はみられなかった [#15]。

ロサンジェルス (Los Angeles) で行われた子どもの平均血圧に関する研究の横断的データによれば、航空機騒音に対するいくつかの慣れの兆候が示された [#10]。その学校への子どもの就学期間が長くなればなるほど、騒音曝露を受ける子ども、受けない子ども間の血圧の相違は小さくなった。しかし、追跡研究によれば、これは摩耗の影響である可能性が示

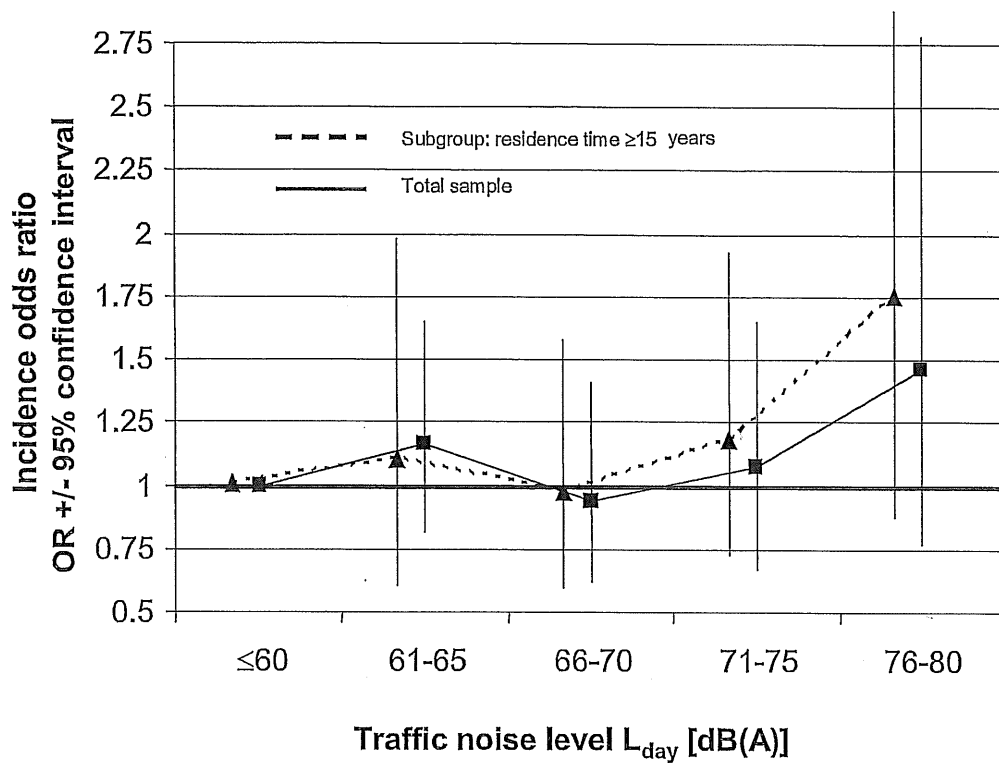


Figure 1: Berlin traffic noise studies¹⁵³): Association between road traffic noise level and incidence of myocardial infarction. Sensitivity analyses: total sample vs. subgroup ≥ 15 yrs of residence time

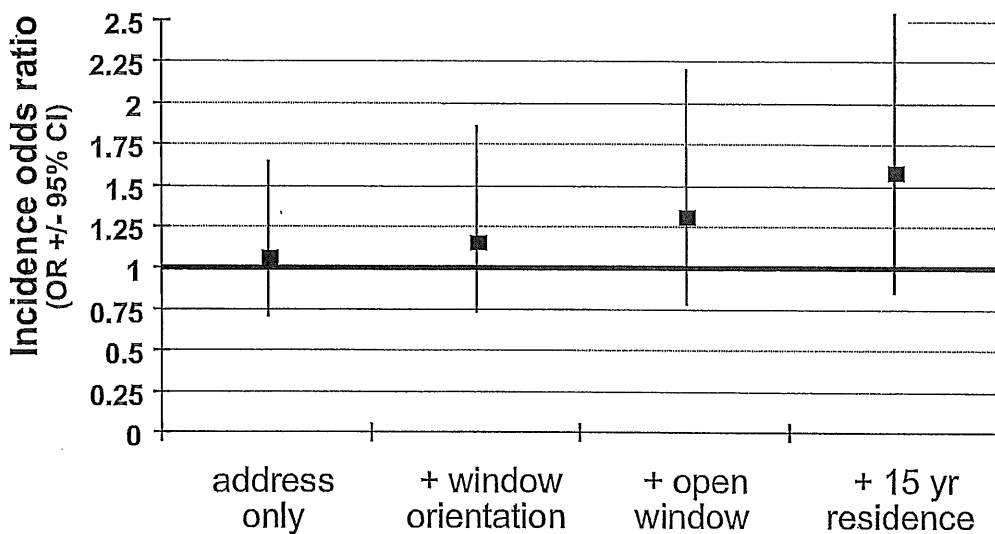


Figure 2: Caerphilly and Speedwell studies⁹⁵): Association between road traffic noise level and incidence of major events of ischaemic heart disease (extreme group comparison: $L_{eq,day} = 66-70$ vs. $51-55$ dB(A)). Sensitivity analyses: total sample vs. subgroup windows facing the street, subgroup windows facing the street and windows open, subgroup windows facing the street and windows open and ≥ 15 yrs residence time

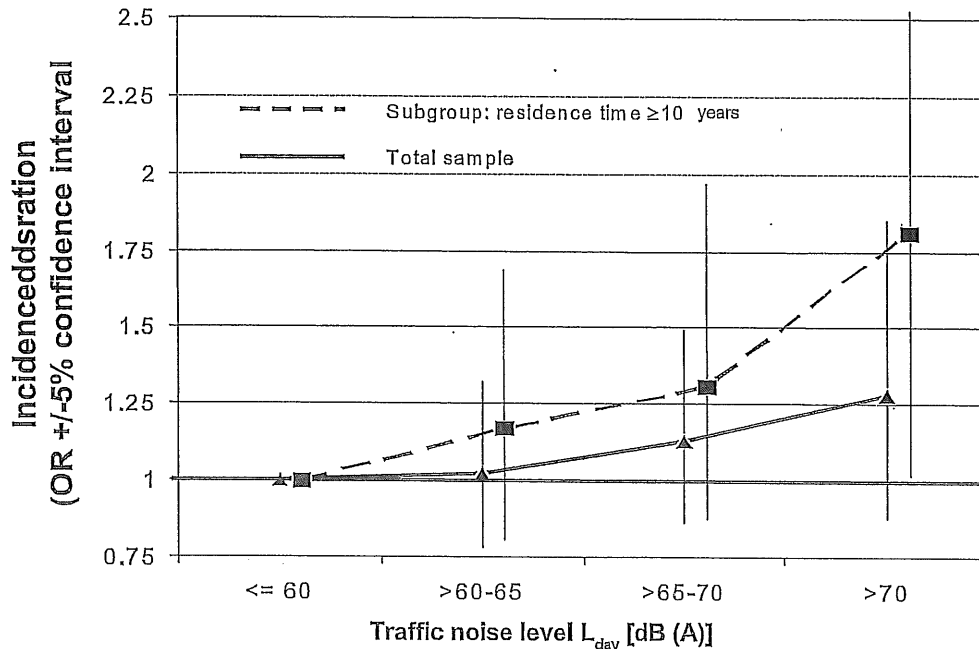


Figure 3: NaRoMI study⁶⁵): Association between road traffic noise and incidence of myocardial infarction. Sensitivity analyses: total sample vs. subgroup ≥ 10 yrs of residence time

唆された [#11]. 家族への騒音曝露の経験が長くなればなるほど、彼らが曝露地域から移住する傾向が強まる (選択バイアス). 一般的に、子どもへの学校での騒音曝露による影響と、成人への家での騒音曝露による影響は異なる種類の妨害である (例えば、言語理解度に対して睡眠).

これとは矛盾するが、道路交通騒音の曝露を受けている子どもとそうでない子どもの間の血圧の相違は、学年が上がるにつれて広がった [#01].

血圧の変化、および航空路線の操業の変化 (例えば、空港や滑走路の開業、閉業) に関する介入研究が行われた. ミュンヘン (Munich) の研究では、やかましい地域の子どもの大幅な血圧の上昇が見つかった [#39].

その他の研究では、曝露騒音レベルが下がると逆の影響が生じることが示唆された [#40, #19].

8.2 部屋の配置と窓の開閉

チロル (Tyrol) の研究では、夜間窓を閉めたままにする被験者について、有意に低い血圧測定値が得られた [#30]. 被験者が高速道路近傍 (約 500 m 以内) に居住する際には、主要道路に寝室が面している被験者は、そうでない被験者に比べ高血圧症の罹患率が高かった. ケアフィリー (Caerphilly) およびスピードウェル (Speedwell) で行われた研究では、部屋の配置および窓の開閉は、道路交通騒音と虚血性

心疾患との関係についても影響因子であることが見出された [#44]. 部屋が通りに面している被験者、および部屋で時間を過ごす際にたいてい窓を開けたままにしている被験者は、騒音レベルに関する相対危険度がわずかに高かった (Figure 1). シュパンダウ (Spandau) 健康調査では、寝室の窓を開けて寝る被験者について非常に大きな高血圧症相対危険度が得られた [#58].

8.3 その他の変更因子

航空機騒音と高血圧症との関係について、聴覚障害が影響変更因子であることが分かっている [#50]. 曝露群の中で、騒音に関連した高いリスクは聴覚障害のない被験者のみに見られた.

9 リスク群

9.1 年齢および性別

ほとんどの疫学的騒音研究は、環境騒音が男性の心臓血管系に与える影響に注目している. これはおそらく、単純に心臓血管系疾患の発症が中年の男性、女性に高率で見られるためであろう⁶⁸). 統計学の力は研究設計において重要な論点である.

それに加えて、騒音実験によれば、女性における自律神経系によって制御される物理的反応は男性よりも少ない^{96,97}). 避妊薬を含む、性ホルモンの摂取は (騒音による) ストレス影響を保護、あるいは促進

するという特異的な影響が生じる可能性があると考えられるが⁹⁸⁾, これの制御が妥当ではない場合、これが結果に保存的に作用する可能性がある⁹⁹⁻¹⁰¹⁾.

リュウ ベック (Luebeck) [#15], パン チェボ (Pancevo) [#54], ベルリン (Berlin) [#61], ストックホルム (Stockholm), ドイツ住民標本 [#35], ボン (Bonn) (在住期間を考慮すれば) [#09], アムステルダム (Amsterdam) (狭心症を考慮すれば) [#05], で行われた研究では、高血圧症および虚血性心疾患の罹患率、心血管治療薬の使用、が騒音曝露を受けている男性に、女性よりも高率であったことが見出された。

逆のことが、ボン (Bonn) (騒音レベルを考慮すれば) [#09], ソーレンツナ (Sollentuna) [#47], アムステルダム (Amsterdam) (心臓の障害) [#05], において行われた研究において見出された。

ソビエト連邦で行われた研究では、若年および中年の被験者において、騒音の心臓血管系への影響がより強調されることが報告された [#02]. 同様の結果がスウェーデンの騒音研究 [#47, #60], および LARES 研究 [#62] において得られた。

これの逆 (高齢者に大きな影響) がアムステルダム (Amsterdam) での研究 [#05], およびストックホルム (Stockholm) での研究 [#50] において報告された。

9.2 子ども

子どもにおける騒音の心臓疾患への影響に関して利用可能なデータベースは、そのデータ量に乏しい。特に、騒音と睡眠に関するデータで利用可能なデータはない。交通騒音が心臓血管系に与える量的な影響は未だ、調査の問題点である。現時点では、子どもに対する量的健康リスク評価は不可能である。

騒音研究の中で利用可能な情報に基づけば、心臓血管系への影響、特に血圧に関して、子どもは特別なリスク群であるとは示されないとの結論に達することは間違いない。これは、その文献において、子どもに騒音由来のより高い血圧測定値が見出されなかった、ということの意味するのではなく、ただ、子どもにおいて見られた影響は成人においてみられた影響と相違がない、ということの意味するに過ぎない。しかし、子どもである期間は成人である期間に比べ、騒音の曝露をより長く受ける可能性があることはすでに研究されてきている。

騒音曝露に注目した長期間にわたる追跡研究は知られていない。子どもに関するほとんどの研究は家での騒音よりも学校での騒音を考慮しており、これは騒音が血圧の上昇にいかんして作用する可能性があるかという機構が異なることを示している (学習、会話の理解に努力を要するのか、休養や睡眠が妨害されるのか)。

9.3 健康障害を持つ被験者

ケアフィリー (Caerphilly) およびスピードウェル (Speedwell) における研究の前向き研究の部分では、健康状態が修正因子となる可能性があるという点について少しだけヒントが与えられた。慢性疾患を発症している被験者では、発症していない被験者と比較して、道路交通騒音が虚血性心疾患の (新たな疾患の) 発病率の上昇に、わずかに大きく関係していた (主観的な騒音レベルが考慮された際に)⁹¹⁾。驚くべきことに、交通騒音曝露に関するアノイアンスおよび妨害が考慮された際には、逆のことが起こった。騒音影響は疾患を発症していない被験者にもみ見られた。これは報告バイアスという点で考察された。

10 知見

環境騒音もしくは交通騒音と心臓血管系リスクとの間の因果関係に関する知見は、データベースを補完する新たな研究により近年増加してきている。初期の結論と比較してこれらは、高血圧症および虚血性心疾患について言及している。著者の判断によれば、現在の知見は以下のように結論付けられる。

生物化学的影響：限定的知見

高血圧症：限定的もしくは十分な知見

虚血性心疾患：十分な知見

生物化学的影響に関して、知見は初期の評価から変化していない。これは、反対の結果を見出した研究が存在しないためではなく、新たに利用可能なデータが存在しないためである。

高血圧症および虚血性心疾患に関しては、交絡因子の制御を向上させた新たな研究により、成人において環境騒音と心臓血管系エンドポイントとの間に正の関係があるという方向性が示されている。これらの知見は、ある区分においてのみ増加してきているようである。虚血性心疾患の研究においては、客観的な研究 (ケース・コントロール, コホート) も同様に利用可能なため、研究の質が血圧に関する横断

的研究よりも良い傾向にある。

子どもにおける血圧に関しては、状態ははっきりとは理解できない。これは、急性影響および慢性影響がいくつかの研究においてははっきりと区別されていないという事実が原因であると考えられる。これはまた、いくつかの研究では学校での騒音曝露を考慮しており、他では家での騒音曝露を考慮している、という点に一致する。子どもへの慢性影響に注目する新たな研究では、子供の寝室における騒音曝露を考慮すべきである。

参考文献

- 1) UN. Report of the United Nations Conference on Environment and Health. Rio de Janeiro, 3-14 June, 1992. Document A/Conf.151/26/Rev.1 (Vol.1). 1993. Available from: <http://www.un.org/esa/sustdev/documents/agenda21/english/agenda21chapter6.htm>. [Last accessed on 2005 May 13]. United Nations: New York
- 2) Schwenk M. Agenda 21 und Lärmproblematik. In: Baden-Württemberg L, editor. Freizeitlärm und Gesundheit. Landesgesundheitsamt Baden-Württemberg: Stuttgart; 2000.
- 3) WHO. Charter on Transport, Environment and Health, Copenhagen, World Health Organization. 1999. URL: Available from: <http://www.who.dk/London99/transport02e.htm> [Last accessed on 2001 Apr 25]; Available from: <http://www.euro.who.int/document/peh-ehp/charter.transportg.pdf> [Last accessed on 2005 Oct 12]; Available from: http://www.euro.who.int/document/peh-ehp/charter_transporte.pdf [Last accessed on 2005 Oct 12].
- 4) European Commission (1996) Commission Green Paper, of 4 November 1996, on future noise policy. COM (96)540, Brussels, European Commission. Available from: <http://europa.eu.int/scadplus/leg/en/lvb/l21224.htm> and <http://europa.eu.int/en/record/green/gp9611/noise.htm>. [Last accessed on 2005 Jan 25].
- 5) Directive 2002/49/Ec. Directive of the European Parliament and of the Council of 25 June 2002 relating to the assessment and management of environmental noise. Official Journal of the European Communities, 2002. L 189, 12-25.
- 6) WHO. Guidelines for community noise. Available from: <http://www.who.int/docstore/peh/noise/guidelines2.html> [Last accessed on 2004 Oct 18]. World Health Organization: Geneva; 2000.
- 7) Who Regional Office for Europe. Noise and health. World Health Organization: Copenhagen; 2000.
- 8) Schwela DH. The World Health Organization guidelines for environmental health. Noise/News International: 2000. p. 9-22.
- 9) Suter AH. Noise sources and effects: A new look. Sound and Vibration, 25 th Anniversary issue. 1992. p. 18-38.
- 10) Passchier-Vermeer W. Noise and health of children. TNO report PG/VGZ/2000.042. Organization for Applied Scientific Research (TNO): Leiden, Netherlands; 2000.
- 11) Passchier-Vermeer W, Passchier WF. Noise exposure and public health. Environmental Health Perspectives 2000;108:123-31.
- 12) Stansfeld S, Haines M, Brown B. Noise and health in the urban environment. Rev Environmental Health 2000;15:43-82.
- 13) Selye H. The stress of life. McGraw-Hill: New York; 1956.
- 14) Henry JP, Stephens PM. Stress, health, and the social environment, a sociobiologic approach to medicine. Springer-Verlag: New York; 1977.
- 15) Ising H, Dienel D, Gunther T, Markert B. Health effects of traffic noise. Int Arch Occup Environ Health 1980;47:179-90.
- 16) Lercher P. Environmental noise and health: An integrated research perspective. Environ Int 1996;22:117-28.
- 17) Berglund B, Lindvall T. Community noise. Document prepared for the World Health Organization. Archives of the Center for Sensory Research. Center for Sensory Research: Stockholm; 1995. p. 2.
- 18) Babisch W. Stress hormones in the research on cardiovascular effects of noise. Noise Health 2003;5:1-11.
- 19) Manninen O, Aro S. Urinary catecholamines, blood pressure, serum cholesterol and blood glucose response to industrial noise exposure. Arh Hig Rada Toksikol 1979;30:713-8.
- 20) Lercher P, Kofler W. Adaptive behavior to road traffic noise blood pressure and cholesterol. In: Vallet M, editor. Noise and Man '93. Proceedings of the 6th International Congress on Noise as a Public Health Problem, Nice 1993. Institut National de Recherche sur les Transports et leur Sécurité: Arcueil Cedex; 1993. p. 465-8.
- 21) Algers B, Ekesbo I, Strömberg S. Noise measurements in farm animal environments. Acta Vet Scand Suppl 1978;67:1-19.
- 22) Arguelles AE, Martinez MA, Pucciarelli E, Disisto MV. Endocrine and metabolic effects of noise in normal, hypertensive and psychotic subjects. In: Welch BL, Welch AS, editors. Physiological effects of noise. Plenum Press: New York; 1970.
- 23) Dugué B, Leppänen E, Zhou HP, Gräsbeck R. Preanalytical factors and standardized specimen collection: Influence of psychological stress. Scand J Clin Lab Invest 1992;52:43-50.
- 24) Marth E, Gallasch E, Fueger GF, Möse JR. Aircraft noise: Changes in biochemical parameters. Zentralbl Bakteriell Mikrobiol Hyg [B] 1988;185:498-508.
- 25) Rai RM, Singh AP, Upadhyay TN, Patil SK, Nayar HS. Biochemical effects of chronic exposure to noise in man. Int Arch Occup Environ Health 1981;48:331-7.
- 26) Schulte W, Otten H. Ergebnisse einer Tieffluglärmstudie in der Bundesrepublik Deutschland: Extraurale Langzeitwirkungen. In: Ising H, Kruppa B, editors. Lärm und Krankheit - Noise and Disease. Proceedings of the International Symposium: Berlin; 1991. Gustav Fischer Verlag: Stuttgart; 1993a. p. 322-8.
- 27) di Cantogno L, Dallerba R, Teagno PS, Cocola L. Urban traffic noise cardiocirculatory activity and coronary risk factors. Acta Otolaryngol Suppl 1976;339:55-63.
- 28) Yoshida T, Kawaguchi T, Hoshiyama Y, Yoshida K, Yamamoto K. Effects of road traffic noise on inhabitants of Tokyo. J Sound Vibration 1997;205:517-22.
- 29) Knipschild P, Sallé H. Road traffic noise and cardiovascular disease. Int Arch Occup Environ Health 1979;44:55-9.
- 30) von Eiff AW, Friedrich G, Langewitz W, Neus H, Ruddle H, Schirmer G, et al. Traffic noise and hypertension risk. Hypothalamus theory of essential hypertension. Second communication. MMW Munch Med Wochenschr 1981;123:420-4.
- 31) Goto K, Kaneko T. Distribution of blood pressure data from people living near an airport. J Sound Vibration 2002;250:145-9.

- 32) Eiff AW, Czernik A, Horbach L, Jörgens H, Wenig HG. Kapitel 7: Der medizinische Untersuchungsteil. In: Forschungsgemeinschaft D, editor. *Fluglärmswirkungen I, Hauptbericht*. Harald Boldt Verlag KG: Boppard; 1974. p. 349-424.
- 33) Babisch W, Gallacher JE. Traffic noise, blood pressure and other risk factors: The Caerphilly and Speedwell Collaborative Heart Disease Studies. In: Berglund B, Lindvall T, editors. *New advances in noise research, part I. Proceedings of the 5th International Congress on Noise as a Public Health Problem*, Stockholm; 1988. Swedish Council for Building Research: Stockholm; 1990. p. 315-26.
- 34) Babisch W, Ising H, Gallacher JE, Elwood PC, Sweetnam PM, Yarnell JW, et al. Traffic noise, work noise and cardiovascular risk factors: The Caerphilly and Speedwell Collaborative Heart Disease Studies. *Environ Int* 1990;16:425-35.
- 35) Thompson S. Non-auditory health effects of noise: updated review. In: Hill F, A, Lawence R, editors. *InterNoise 96. Proceedings of the 25th International Congress on Noise Control Engineering*, Liverpool 1996. Institute of Acoustics: St. Albans; 1996. p. 2177-82.
- 36) Hertz-Picciotto I. Epidemiology and quantitative risk assessment: A bridge from science to policy. *Am J Pub Health*, 1995;85:484-91.
- 37) Adami HO, Trichopoulos D. Epidemiology, medicine and public health. *Int J Epidemiol* 1999;28:S1005-8.
- 38) Pearce N. Epidemiology as a population science. *Int J Epidemiol* 1999;28:S1015-8.
- 39) Savitz DA, Poole C, Miller WC. Reassessing the role of epidemiology in public health. *Am J Pub Health* 1999;89:1158-61.
- 40) Soskolne LC. Linkages between epidemiology and health policy. In: Jedrychowski W, Vena J, Maugeri U, editors. *Challenges to epidemiology in changing Europe. Proceedings of the conference, Krakow 1999*. Krakow, International Centre for Studies and Research in Biomedicine in Luxembourg; 1999. p. 173-84.
- 41) Samet JM, Schnatter R, Gibb H. Epidemiology and risk assessment. *Am J Epidemiol* 1998;148:929-36.
- 42) Doll R. Health and the Environment in the 1990s. *Am J Public Health* 1992;82:933-41.
- 43) WHO Regional Office for Europe. *Overview of the environment and health in Europe in the 1990s*. World Health Organization: Copenhagen; 1999.
- 44) Dickersin K. Systematic reviews in epidemiology: Why are we so far behind? *Int J Epidemiol* 2002;31:6-12.
- 45) Babisch W. Traffic noise and cardiovascular disease: Epidemiological review and synthesis. *Noise Health* 2000;2:9-32.
- 46) Health Council of the Netherlands. *Noise and health. Report by a committee of the Health Council of the Netherlands*, The Hague. Health Council of the Netherlands: 1994.
- 47) Health Council of the Netherlands. *Public health impact of large airports. Report by a committee of the Health Council of the Netherlands*, The Hague, Health Council of the Netherlands: 1999.
- 48) Health Council of the Netherlands. *The influence of night-time noise on sleep and health. Report No. 2004/14E*, The Hague: Gezondheidsraad; 2004.
- 49) IEH. *Workshop on non-auditory health effects of noise. Report No. R10*. Institute for Environment and Health: Leicester; 1997.
- 50) Porter ND, Flindell IH, Berry BF. Health effect-based noise assessment methods: A review and feasibility study. *National Physical Laboratory: Teddington*; 1998.
- 51) Morrell S, Taylor R, Lyle D. A review of health effects of aircraft noise. *Aust N Z J Public Health* 1997;21:221-36.
- 52) van Kempen EE, Kruize H, Boshuizen HC, Ameling CB, Staatsen BA, de Hollander AE. The association between noise exposure and blood pressure and ischaemic heart disease: A meta-analysis. *Environ Health Perspect* 2002;110:307-17.
- 53) Babisch W. The noise/stress concept, risk assessment and research needs. *Noise Health* 2002;4:1-11.
- 54) Babisch W. Health aspects of extra-aural noise research. *Noise Health* 2004;6:69-81. [PUBMED] [FULLTEXT]
- 55) Matsui T, Uehara T, Miyakita T, Hiramatsu K, Osada Y, Yamamoto T. Association between blood pressure and aircraft noise exposure around Kadena airfield in Okinawa. In: Boone R, editor. *Internoise 2001. Proceedings of the 2001 International Congress and Exhibition on Noise Control Engineering*, The Hague, Vol. 3. Nederlands Akoestisch Genootschap: Maastricht; 2001. p. 1577-82.
- 56) Matsui T, Uehara T, Miyakita T, Hitamatsu K, Osada Y, Yamamoto T. The Okinawa study: Effects of chronic aircraft noise on blood pressure and some other physiological indices. *J Sound Vibration* 2004;277:469-70.
- 57) Bluhm G, Nordling E, Berglund N. Increased prevalence of hypertension in a population exposed to road traffic noise. In: Boone R, editor. *Internoise 2001. Proceedings of the 2001 international congress and exhibition on noise control engineering*, The Hague, Vol. 3. Nederlands Akoestisch Genootschap: Maastricht; 2001. p. 1563-6.
- 58) Rosenlund M, Berglund N, Pershagen G, Järup L, Bluhm G. Increased prevalence of hypertension in a population exposed to aircraft noise. *Occup Environ Med* 2001;58:769-73.
- 59) Lercher P, Evans GW, Meis M, Kofler WW. Ambient neighbourhood noise and children's mental health. *Occup Environ Med* 2002;59:380-6.
- 60) Evans GW, Lercher P, Meis M, Ising H, Kofler WW. Community noise exposure and stress in children. *J Acoust Soc Am* 2001;109:1023-7.
- 61) Belojevic G, Saric-Tanaskovic M. Prevalence of arterial hypertension and myocardial infarction in relation to subjective ratings of traffic noise exposure. *Noise Health* 2002;4:33-7.
- 62) Maschke C. Epidemiological research on stress caused by traffic noise and its effects on high blood pressure and psychic disturbances. In: Jong RD, Houtgast T, Franssen EA, Hofman W, editors. *ICBEN 2003. Proceedings of the 8th International Congress on Noise as a Public Health Problem*, Rotterdam, ISBN 90-807990-1-7. Foundation ICBEN: Schiedam; 2003. p. 93-5.
- 63) Niemann H, Maschke C. Noise effects and morbidity, WHO LARES final report. Availabel from: http://www.euro.who.int/document/NOH/WHO_Lares.pdf [Last accessed on 2004 Nov 18]. Interdisciplinary Research Network "Noise and "Health": Berlin; 2004.
- 64) Franssen EA, van Wiechen CM, Nagelkerke NJ, Lebre E. Aircraft noise around a large international airport and its impact on general health and medication use. *Occup Environ Med* 2004;61:405-13.
- 65) Babisch W, Beule B, Schust M, Kersten N, Ising H. Traffic noise and risk of myocardial infarction. *Epidemiology* 2005;16:33-40.

- 66) Jarup L, Dudley ML, Babisch W, Houthuijs D, Swart W, Pershagen G, et al. Hypertension and Exposure to Noise near Airports (HYENA): Study design and noise exposure assessment. *Environ Health Perspect* 2005;113:1473-8.
- 67) Kempen EV, Kamp IV, Stellato R, Fischer P. Effects of aircraft noise and road traffic noise on children's health: Blood pressure, perceived health and annoyance. *Epidemiology* 2003;14:S62.
- 68) Hense HW, Schulte H, Löwel H, Assmann G, Keil U. Framingham risk function overestimates risk of coronary heart disease in men and women from Germany - results from the MONICA Augsburg and PROCAM cohorts. *Eur Heart J* 2003;24:937-45.
- 69) Stansfeld SA, Berglund B, Clark C, Lopez-Barrio I, Fischer P, Ohrström E, et al. Aircraft and road traffic noise and children's cognition and health: A cross-national study. *Lancet* 2005;365:1942-9.
- 70) Haines M, Stansfeld SS, Berglund B, Lopez-Barrio I, Fischer P, Kamp IV, et al. Effects of aircraft noise and road traffic noise on children's health: Preliminary results on dose-response relationships from the Ranch study. *Epidemiology* 2003;14:S128.
- 71) Hennekens CH, Buring JE. *Epidemiology in medicine*. Little, Brown and Company: Boston/Toronto; 1987.
- 72) Passchier-Vermeer W. *Noise and health*. Health Council of The Netherlands: The Hague; 1993.
- 73) Matschat K, Müller EA. Vergleich nationaler und internationaler Fluglärmbewertungsverfahren. Aufstellung von Näherungsbeziehungen zwischen den Bewertungsmaßstäben. Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern, Forschungsbericht Nr. 81-105 01 307. Umweltbundesamt: Berlin; 1984.
- 74) Bite M, Bite PZ. Zusammenhang zwischen den Straßenverkehrslärmindizes LAeq(06-22) und LAeq(22-06) sowie Lden. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 2004;51:27-8.
- 75) Utley WA. Descriptors for ambient noise. In: Bundesanstalt für Arbeitsschutz InterNoise 85. Proceedings of the International Conference on Noise Control Engineering in Munich 1985. Verlag für neue Wissenschaft GmbH: Bremerhaven, Wirtschaftsverlag NW; 1985. p. 1069-73.
- 76) Ullrich S. Lärmbelastung durch den Straßenverkehr. *Z Lärmbekämpfung* 1998;45:22-6.
- 77) Rylander R, Bjorkman M, Ahrlin U, Arntzen E, Solberg S. Dose-response relationships for traffic noise and annoyance. *Arch Environ Health* 1986;41:7-10.
- 78) Morrell S, Taylor R, Carter N, Job S, Peploe P. Cross-sectional relationship between blood pressure of school children and aircraft noise. In: Carter N, Job RF; editors. *Noise Effects '98*. Proceedings of the 7th International Congress on Noise as a Public Health Problem: Sydney; 1998. Noise Effects Pvt. Ltd.: Sydney; 1998. p. 275-9.
- 79) Gillman MW, Cook NR, Rosner B, Evans DA, Keough ME, Taylor JO, et al. Assessing the validity of childhood blood pressure screening: Unbiased estimates of sensitivity, specificity and predictive values. *Epidemiology* 1992;3:40-6.
- 80) Yong LC, Kuller LH, Rutan G, Bunker C. Longitudinal study of blood pressure: Changes and determinants from adolescence to middle age. The Dormont High School follow-up study, 1957-1963 to 1989-1990. *Am J Epidemiol* 1993;138:973-83.
- 81) Tate RB, Manfreda J, Krahn AD, Cuddy TE. Tracking of blood pressure over a 40-year period in the University of Manitoba follow-up study, 1948-1988. *Am J Epidemiol* 1995;142:946-54.
- 82) Morrell S, Taylor R, Carter N, Peploe P, Job S. Cross-sectional and longitudinal results of a follow-up examination of child blood pressure and aircraft noise-The inner Sydney child blood pressure study. *Inter Noise 2000*. The 29th International Congress and Exhibition on Noise Control Engineering: Nice; 2000.
- 83) Hygge S, Evans GW, Bullinger M. A prospective study of some effects of aircraft noise on cognitive performance in schoolchildren. *Psychol Sci* 2002;13:469-74.
- 84) Bistrup ML, Hygge S, Keiding L, Passchier-Vermeer W. Health effects of noise on children and perception of risk of noise. National Institute of Public Health: Copenhagen; 2001.
- 85) Evans GW, Lepore SJ. Nonauditory effects of noise on children: A critical review. *Child Environ* 1993;10:31-51.
- 86) Ising H. *Streßreaktionen und Gesundheitsrisiko bei Verkehrslärmbelastung*. Dietrich Reimer Verlag: Berlin; 1983.
- 87) Winkleby MA, Ragland DR, Syme SL. Self-reported stressors and hypertension: Evidence of an inverse association. *Am J Epidemiol* 1988;127:124-34.
- 88) 1999 World Health Organization-International Society of Hypertension Guidelines for the Management of Hypertension. Guidelines Subcommittee. *J Hypertens* 1999;17:151-83.
- 89) Franssen EA, Staatsen BA, Lebet E. Assessing health consequences in an environmental impact assessment. The case of Amsterdam Airport Schiphol. *Environ Impact Assess Rev* 2002;22:633-53.
- 90) Schlaud M, Brenner MH, Hoopmann M, Schwartz FW. Approaches to the denominator in practice-based epidemiology: A critical overview. *J Epidemiol Commun Health* 1998;52:13S-9S.
- 91) Babisch W, Ising H, Gallacher JE. Health status as a potential effect modifier of the relation between noise annoyance and incidence of ischaemic heart disease. *Occup Environ Med* 2003;60:739-45.
- 92) Rose GA, Blackburn H. *Cardiovascular survey methods*, 1st ed. World Health Organization: Geneva; 1968.
- 93) Rose G. Incubation period of coronary heart disease. *Int J Epidemiol* 2005;34:242-4.
- 94) McCarron P, Smith GD. Commentary: Incubation of coronary heart disease - recent developments. *Int J Epidemiol* 2005;34:248-50.
- 95) Babisch W, Ising H, Gallacher JE, Sweetnam PM, Elwood PC. Traffic noise and cardiovascular risk: The Caerphilly and Speedwell studies, third phase - 10 years follow-up. *Arch Environmental Health* 1999;54:210-6.
- 96) Neus H, Schirmer G, Ruddel H, Schulte W. On the reaction of finger pulse amplitude to noise. *Int Arch Occup Environ Health* 1980;47:9-19.
- 97) Ising H, Braun C. Acute and chronic endocrine effects of noise: Review of the research conducted at the Institute for Water, Soil and Air Hygiene. *Noise Health* 2000;2:7-24.
- 98) Petitti DB, Freedman DA. Invited commentary: How far can epidemiologists get with statistical adjustment? *Am J Epidemiol* 2005;162:415-20.
- 99) Eiff AW. Selected aspects of cardiovascular responses to acute stress. In: Ising H, Kruppa B, editors. *Lärm und Krankheit - Noise and Disease*. Proceedings of the International Symposium: Berlin; 1991. Gustav Fischer Verlag: Stuttgart; 1993. p. 46-7.

- 100) Farley TM, Meirik O, Chang CL, Poulter NR. Combined oral contraceptives, smoking and cardiovascular risk. *J Epidemiol Commun Health* 1998;52:775-85.
- 101) Cairns V, Keil U, Doering A, Koenig W, Stieber J, Kleinbaum DG. Oral contraceptive use and blood pressure in a german metropolitan population. *Int J Epidemiol* 1985;14:389-95.
- 102) Karsdorf G, Klappach H. Einflüsse des Verkehrslärms auf Gesundheit und Leistung bei Oberschulern einer Großstadt [Article in German]. *Z Gesamte Hyg* 1968;14:52-4.
- 103) Karagodina IL, Soldatkina SA, Vinokur IL, Klimukhin AA. The effect of aircraft noise on the population living in the vicinity of airports. *Gig Sanit* 1969;34:25-30.
- 104) Rohrmann B. Das Fluglärmprojekt der Deutschen Forschungsgemeinschaft, Kurzbericht, Boppard. Harald Boldt Verlag KG: 1974.
- 105) Knipschild P. V. Medical effects of aircraft noise: Community cardiovascular survey. *Int Arch Occup Environ Hlth* 1977a;40:185-90.
- 106) Knipschild P. VI. Medical effects of aircraft noise: General practice survey. *Int Arch Occup Environ Hlth* 1977b;40:191-6.
- 107) Knipschild P. VII. Medical effects of aircraft noise: Drug survey. *Int Arch Occup Environ Hlth* 1977c;40:197-200.
- 108) Eiff AW, Neus H. Verkehrslärm und Hypertonie-Risiko. 1. Mitteilung: Verkehrslärm und Hypertonie-Risiko. *Munch Med Wochenschr* 1980;122:893-6.
- 109) Eiff AW, Neus H, Friedrich G, Langewitz W, Ruddel H, Schirmer G, et al. Feststellung der erheblichen Belästigung durch Verkehrslärm mit Mitteln der Streßforschung (Bonner Verkehrslärmstudie). Umweltforschungsplan des Bundesministerium des Innern, Lärmbekämpfung, Forschungsberichts.Nr. 81-10501303. Umweltbundesamt: Berlin; 1981b.
- 110) Neus H, Eiff AW, Ruddel H, Schulte W. Traffic noise and hypertension. The Bonn traffic noise study. In: Rossi G, editor. *Proceedings of the 4th International Congress on Noise as a Public Health Problem*: Turin; 1983. Edizioni Tecniche a cura del Centro Ricerche e Studi Amplifon: Milano; 1983. p. 693-8.
- 111) Cohen S, Evans GW, Krantz D, Stokols D. Physiological, motivational and cognitive effects of aircraft noise on children: Moving from the laboratory to the field. *Am Psychol* 1980;35:231-43.
- 112) Cohen S, Evans GW, Krantz DS, Stokols D, Sheryl K. Aircraft noise and children: Longitudinal and cross-sectional evidence on adaptation to noise and the effectiveness of noise abatement. *J Personality Soc Psychol* 1981;40:331-45.
- 113) Schulze B, Ullmann R, Mörstedt R, Baumbach W, Halle S, Liebmann G, et al. Verkehrslärm und kardiovaskuläres Risiko - Eine epidemiologische Studie. *Dt Gesundh Wesen* 1983;38:596-600.
- 114) Knipschild P, Meijer H, Sallé H. Wegverkeerslawaaai, psychische problematiek en bloeddruk T Soc Gezondheidsz 1984;62:758-65.
- 115) Herbold M, Hense HW, Keil U. Effects of road traffic noise on prevalence of hypertension in men: Results of the Lubeck blood pressure study. *Soz Praeventiv Med* 1989;34:19-23.
- 116) Hense HW, Herbold M, Honig K. Risikofaktor Lärm in Felderhebungen zu Herz-Kreislaufkrankungen. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Forschungsbericht Nr. 89-10501111. Umweltbundesamt: Berlin; 1989.
- 117) Eiff AW, Otten H, Schulte W. Blutdruckverhalten bei Geräuscheinwirkung im Alltag. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Lärmbekämpfung Forschungsbericht Nr. 86-105 01 114. Umweltbundesamt: Berlin; 1987.
- 118) Otten H, Schulte W, Eiff AW. Traffic noise, blood pressure and other risk factors. The Bonn traffic noise study. In: Berglund B, Lindvall T, editors. *New advances in noise research, part I. Proceedings of the 5th International Congress on Noise as a Public Health Problem*: Stockholm; 1988. Swedish Council for Building Research: Stockholm; 1990. p. 327-35.
- 119) Altena K, et al. Environmental noise and health (description of data, models, methods and results). Report No GA-DR-03-01 (major technical report in Dutch). Ministerie VROM: Leidenschendam; 1989.
- 120) Pulles MP, Biesiot W, Stewart R. Adverse effects of environmental noise on health: An interdisciplinary approach. *Environ Int* 1990;16:437-45.
- 121) Wölke G, Mahr B, Kahl G, Mörstedt R, Schulze B. Verkehrslärm und kardiovaskuläres Risiko. *Forum Städte-Hygiene* 1990;41:306-8.
- 122) Ising H, Rebentisch E, Poustka F, Curio I. Annoyance and health risk caused by military low-altitude flight noise. *Int Arch Occup Environ Health* 1990;62:357-63.
- 123) Schulte W, Otten H. Auswirkungen des militärischen Tiefflurflärms auf das Blutdruckverhalten bei Kindern. In: Poustka K, editor. *Die physiologischen und psychischen Auswirkungen des militärischen Tiefflugbetriebs*. Hans Huber: Bern; 1991. p. 110-8.
- 124) Ising H, Curio I, Otten H, Rebentisch E, Schulte W, Babisch W, et al. Gesundheitliche Wirkungen des Tieffluglärms-Hauptstudie. Umweltbundesamt: Berlin; 1991a.
- 125) Ising H, Rebentisch E, Curio I, Otten H, Schulte W. Gesundheitliche Wirkungen des Tieffluglärms. Kurzbericht über wesentliche Ergebnisse der Hauptstudie. *Bundesgesundheitsblatt* 1991b;34:473-9.
- 126) Schulte W, Otten H. Results of a low-altitude flight noise study in Germany: Long-term extraaural effects. In: Ising H, Kruppa B, editors. *Lärm und Krankheit - Noise and Disease. Proceedings of the International Symposium*: Berlin; 1991. Gustav Fischer Verlag: Stuttgart; 1993b. p. 328-38.
- 127) Schmeck K. Psychophysiologische Auswirkungen des militärischen Tiefflugbetriebs auf Kinder und Jugendliche. Ergebnisse einer Felduntersuchung in Westfalen. In: Poustka F, editor. *Die physiologischen und psychischen Auswirkungen des militärischen Tiefflugbetriebs*. Hans Huber: Bern; 1991. p. 119-34.
- 128) Schmeck K, Poustka F. Psychophysiological and psychiatric tests with children and adolescents in a low-altitude flight region. In: Ising H, Kruppa B, editors. *Lärm und Krankheit - Noise and Disease. Proceedings of the International Symposium*: Berlin; 1991. Gustav Fischer Verlag: Stuttgart; 1993. p. 293-306.
- 129) Babisch W, Gallacher JE, Elwood PC, Ising H. Traffic noise and cardiovascular risk. The Caerphilly study, first phase. Outdoor noise levels and risk factors. *Arch Environ Health* 1988;43:407-14.
- 130) Babisch W, Ising H, Elwood PC, Sharp DS, Bainton D. Traffic noise and cardiovascular risk: The Caerphilly and Speedwell studies, second phase. Risk estimation, prevalence and incidence of ischemic heart disease. *Arch Environmental Health* 1993;48:406-13.

- 131) Babisch W, Ising H, Gallacher JE, Sharp DS, Baker IA. Traffic noise and cardiovascular risk: The Speedwell study, first phase. Outdoor noise level and risk factors. *Arch Environ Health* 1993;48:401-5.
- 132) Lercher P. Auswirkungen des Straßenverkehrs auf Lebensqualität und Gesundheit. Transitverkehrs-Studie, Teil II, Innsbruck, Amt der Tiroler Landesregierung, Landesbaudirektion, Landessanitätsabteilung: 1992b.
- 133) Lercher P. Auswirkungen des Straßenverkehrs auf Lebensqualität und Gesundheit. Transitverkehrs-Studie, Teil I, Innsbruck, Amt der Tiroler Landesregierung, Landesbaudirektion, Landessanitätsabteilung: 1992a.
- 134) Lercher P, Kofler WW. Komplexe Antworten auf Umweltbelastungen am Beispiel der Österreichischen Transitverkehrsstudie. *Bundesgesundhbl* 1995;38:95-101.
- 135) Wu TN, Chiang HC, Huang JT, Chang PY. Comparison of blood pressure in deaf-mute children and children with normal hearing: Association between noise and blood pressure. *Int Arch Occup Environ Health* 1993;65:119-23.
- 136) Babisch W, Ising H, Kruppa B, Wiens D. Verkehrslärm und Herzinfarkt, Ergebnisse zweier Fall-Kontroll-Studien in Berlin. *WaBoLu-Hefte* 2/92, Berlin, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Umweltbundesamt: 1992.
- 137) Wiens D. Verkehrslärm und kardiovaskuläres Risiko. Eine Fall-Kontroll-Studie in Berlin (West). Dissertation aus dem Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes. *Bundesgesundheitsamt: Berlin*; 1995.
- 138) Müller D, Kahl H, Dortsch R, Bellach B. Umwelteinwirkungen und Beschwerdeshäufigkeit, Ergebnisse einer Kohortenstudie. *SozEp-Hefte* 2/1994, Berlin, Institut für Sozialmedizin und Epidemiologie, Bundesgesundheitsamt: 1994.
- 139) Bellach B, Dortsch R, Müller D, Ziese T. Gesundheitliche Auswirkungen von Lärmbelastung - Methodische Betrachtungen zu den Ergebnissen dreier epidemiologischer Studien. *Bundesgesundhbl* 1995;38:84-9.
- 140) Evans GW, Hygge S, Bullinger M. Chronic noise and psychological stress. *Psychol Sci* 1995;6:333-8.
- 141) Regecová V, Kellerová E. Effects of urban noise pollution on blood pressure and heart rate in preschool children. *J Hypertens* 1995;13:405-12.
- 142) Evans GW, Bullinger M, Hygge S. Chronic noise exposure and physiological response: A prospective study of children living under environmental stress. *Psychol Sci* 1998;9:75-7.
- 143) Vallet M, Cohen JM, Trucy D. Airport noise and epidemiological study of health effects: A feasibility study. In: Cuschieri J, Glegg S, Yong Y, editors. *Internoise 99*, The 1999 International Congress on Noise Control Engineering, Fort Lauderdale. Institute of Noise Control Engineering: Washington DC. 1999.
- 144) Bluhm G, Rosenlund M, Berglund N. Traffic noise and health effects. In: Carter N, Job RF, editors. *Noise Effects '98*. Proceedings of the 7th International Congress on Noise as a Public Health Problem, Sydney, Vol. 1. National Capital Printing Act: Sydney; 1998. p. 247-50.
- 145) Franssen EA, Lebrecht E, Staatsen BA. Health impact assessment Schiphol airport. Overview of results until 1999. Report No. 441520012. National Institute of Public Health and the Environment: Bilthoven; 1999.
- 146) Tobias A, Diaz J, Saez M, Alberdi JC. Use of poisson regression and Box-Jenkins models to evaluate the short-term effects of environmental noise levels on daily emergency admissions in Madrid, Spain. *Eur J Epidemiol* 2001;17:765-71.
- 147) Lercher P, Widmann U, Kofler W. Transportation noise and blood pressure: The importance of modifying factors. In: Cassereau D, editor. *InterNoise 2000*. Proceedings of the 29th International Congress and Exhibition on Noise Control Engineering, Vol. 4. Société Française d'Acoustique: Nice; 2000. p. 2071-5.
- 148) Hoek G, Brunekreef B, Goldbohm S, Fischer P, van den Brandt PA. Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: A cohort study. *Lancet* 2002;360:1203-9.
- 149) Maschke C, Wolf U, Leitmann T. Epidemiological examinations of the influence of noise stress on the immune system and the emergence of arteriosclerosis. Report 298 62 515 (in German, executive summary in English), *WaBoLu-Hefte* 01/03. Umweltbundesamt: Berlin; 2003.
- 150) Bluhm G, Eriksson C, Hilding A, Ostenson CG. Aircraft noise exposure and cardiovascular risk among men - First results from a study around Stockholm Arlanda airport. In: Czech Acoustical Society. Proceedings of the 33rd International Congress and Exhibition on Noise Control Engineering. The Czech Acoustical Society: Prague; 2004.
- 151) Babisch W, Beule B, Schust M, Stark H. Traffic noise and myocardial infarction. Results from the NaRoMI Study (Noise and Risk of Myocardial Infarction). In: Jong RD, Houtgast T, Franssen EA, Hofman W, editors. *ICBEN 2003*. Proceedings of the 8th International Congress on Noise as a Public Health Problem, Rotterdam, ISBN 90-807990-1-7. Foundation ICBEN: Schiedam; 2003a. p. 96-101.
- 152) Babisch W. The NaRoMI-Study: Executive summary - traffic noise. In: Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt). *Chronic noise as a risk factor for myocardial infarction, The NaRoMI study* (major technical report). *WaBoLu-Hefte* 02/04. Berlin, Umweltbundesamt. 2004b. p. 1-59.
- 153) Babisch W, Ising H, Kruppa B, Wiens D. The incidence of myocardial infarction and its relation to road traffic noise - the Berlin case-control studies. *Environment International* 1994;20:469-74.

Road traffic noise and cardiovascular risk

道路交通騒音および心臓血管系リスク

Wolfgang Babisch

ABSTRACT

Studies on the association between community noise and cardiovascular risk were subjected to a meta-analysis for deriving a common dose-effect curve. Peer-reviewed articles, objective assessment of exposure and outcome as well as control for confounding and multiple exposure categories were all necessary inclusion criteria. A distinction was made between descriptive (cross-sectional) and analytical (case-control, cohort) studies. Meta-analyses were carried out for two descriptive and five analytical studies for calculating a pooled dose-effect curve for the association between road traffic noise levels and the risk of myocardial infarction. No increase in risk was found below 60 dB(A) for the average A-weighted sound pressure levels during the day. An increase in risk was found with increasing noise levels above 60 dB(A) thus showing a dose-response relationship. A risk curve was estimated for the association using a polynomial fit of the data that can be used for risk assessment and the environmental burden of disease calculations.

Keywords: Cardiovascular risk, dose-response relationship, traffic noise

概要

環境騒音と心臓血管系リスクの関連に関する研究において共通した用量-反応曲線を描くためにはメタ・アナリシスが必要となる。この分析への算入の基準としては、交絡要因や複数の騒音曝露区分の制御だけでなく、論文が査読されている点、曝露と影響が客観的に評価されている点、も必要とした。記述的研究（横断的研究）および分析的研究（ケース・コントロール研究、コホート研究）は区別された。道路交通騒音と心筋梗塞の関連についての統合的な用量-反応曲線を計算するために、2つの記述的研究および5つの分析的研究に関してメタ・アナリシスを行った。昼間 A 特性平均音圧レベル 60 dB(A) 以下においては、リスクの上昇は見出されなかった。リスクの上昇は 60 dB(A) より見られ、用量-反応関係を示した。その関連性を示すリスク曲線は多項式によって概算され、リスク評価、および疾患に環境が及ぼす負荷の計算における利用が可能である。

キーワード: 心臓血管系リスク, 用量-反応関係, 交通騒音

この文書は 2008 年、学術雑誌 *Noise & health, Volume 10* に掲載された Wolfgang Babisch 著の論文 “Road traffic noise and cardiovascular risk” を和訳したものである。

1 はじめに

昼間騒音放出レベルが 65 dB(A) を超えると騒音が健康に有害である可能性があることは広く認知されている¹⁾。騒音政策に関する公衆衛生ガイドラインの制定のためには、一貫した用量-反応曲線が必要とされる。さまざまな騒音研究より得られるリスク概算はメタ・アナリシスの統計学的手法を用いることによって要約することが可能である。

古典的、体系的、および量的総説が過去に出版されてきており、前世紀末までに行われた研究結果を要約している^{2,3)}。

Van Kempen らによるメタ・アナリシスでは、2つの横断的研究を考慮に入れると、道路交通騒音が 5 dB(A) 上昇する毎に虚血性心疾患 (IHD: Ischemic heart disease) のリスクは 1.09 倍となる (95%信頼区間 1.05-1.13, $L_{day}=51-70$ dB(A)) と結論付けられた³⁾。しかしながら、2つの前向き研究を統合した概算では 5 dB(A) 毎に 0.97 倍となった (95%信頼区間 0.90-1.04, $L_{day}=51-70$ dB(A))。虚血性心疾患を心筋梗塞に限定すればメタ・アナリシスには3つの研究が含まれることとなり、道路交通騒音レベルが 5 dB(A) の上昇する毎にリスクが 1.03 倍になることが線形的に概算された (95%信頼区間 0.99-1.09, $L_{day}=51-80$ dB(A))。しかし、それ以降、新たな研究が現れてきている。

著者は 2000 年に学術雑誌 “Noise and Health” において多くの科学的報告に基づく総説を発表し⁴⁾、近年、その最新版を出版した⁵⁾。本論文においてはこの最新総説を、交通騒音と心臓血管系リスクの間の用量-反応関係を導出するためのメタ・アナリシスのデータソースとして用い、参照する。

2 情報源

2005 年までに、交通騒音と心臓血管系エンドポイントの関係を主観的あるいは客観的に評価する 61 の疫学的研究が認められた。

それらのほぼ全てにおいて、道路交通騒音、もしくは商用航空機騒音および軍用航空機騒音が言及された。ほとんどの研究は横断的研究 (記述的研究) であったが、ケース・コントロール研究やコホート研究のような客観的研究 (分析的研究) も存在した。早期の研究のいくつかにおいては、交絡要因が常に十分に考慮されたわけではない。用量-反応関係に関する情報を示した研究は多くない。曝露区分として

曝露および非曝露の二分法が考慮されたためである。研究における被験者は子どもおよび成人である。

慢性的な騒音曝露による長期的な影響として子どもの平均血圧測定値に注目した研究はさらなる評価から除外した。これらの影響は、血管系における動脈硬化性の変化よりもむしろ自立系の瞬時的な覚醒が反映されたものと考えられるためである。

参照した研究のうち 37 件では高血圧症を含む明白な疾患の罹患率もしくは発病率について評価がされた。罹患率および発病率は、自己申告による質問紙調査、臨床面談、あるいは臨床測定によって評価された。

3 騒音曝露

騒音曝露は昼間 A 特性平均音圧レベル ($L_{day,16h}$: 6-22h) で 5 dB(A) 毎の区分に分割された。この指標は欧州騒音指令⁶⁾が有効となる以前より、ほとんどの研究において考慮されていた。航空機騒音の研究においては国別の計算方法が用いられたものもある。例えばオランダの “Kosten Units”, スウェーデンの “FBN”, 日本の “WECPNL” である。夜間騒音曝露に関する情報 (L_{night} : 22-6h もしくは 23-7h) はほとんど利用できなかった。

比較的新しい研究においては 24 時間の昼間、夕方、夜間騒音曝露について非重みづけあるいは重みづけ騒音レベル (L_{Aeq} , L_{dn} , L_{den}) が用いられた。

騒音レベルは比較および統合のために最良の推測近似に基づいて変換された。都市環境では、道路交通騒音の夜間平均騒音レベル (22-6h) は昼間平均騒音レベルと比較して約 7-10 dB(A) 低い傾向があり、道路 (高速道路以外) の交通量に比較的左右されない^{7,8)}。つまり、 L_{dn} は $L_{day,16h}$ の良い近似となる。 $L_{day,16h} - L_{night,8h}$ が 5-10 dB(A) の範囲であれば L_{den} は $L_{day,16h}$ と比較して 1-3 dB(A) 高いことが測定結果より示された⁹⁾。換算のための経験的な公式は以下に与えられる:

$$L_{den} \approx L_{day} - 2 \ln [(L_{day} - L_{night,8h}) / 22.4]$$

上式では、昼間および夜間の放出騒音レベルが 7-8 dB(A) 程度であれば、 L_{den} の値は $L_{day,16h}$ の値よりも約 2 dB(A) 高いこととなる。このことは都市道路における道路交通騒音に共通してみられる。 L_{den} と L_{dn} との差はたいして小さく、 $L_{den} - L_{dn}$ は夕方の L_{eq} の落ち込みに依存するものの、0-1.5 dB(A) の間である¹¹⁾。そのため、道路交通騒音に関連した影響に関して行われた疫学的研究においては、昼間の

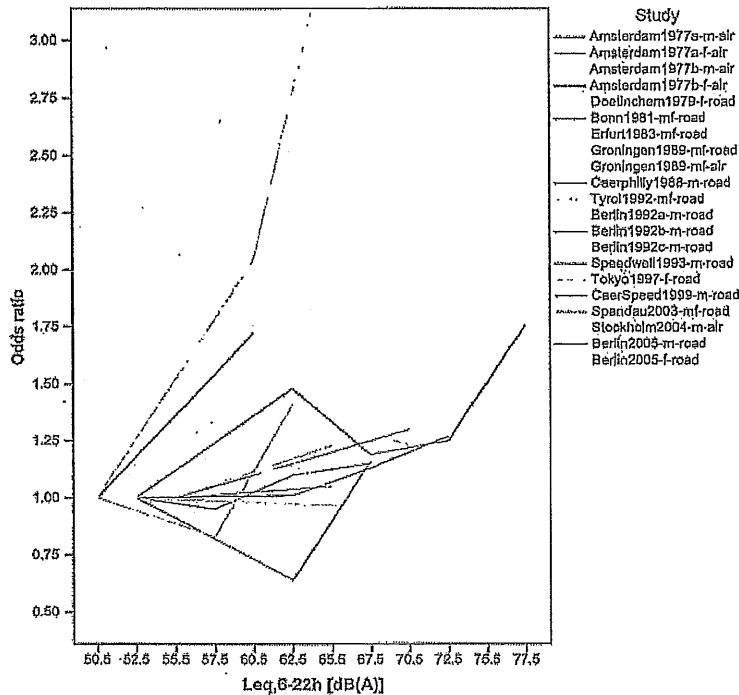


Figure 1: Relative risk of IHD found in environmental noise studies

騒音放出を、夜間を含めた全日の騒音放出の近似的な関連測定ととらえることが可能である。昼間と夜間の騒音規制の間に 10 dB(A) の差が考慮されることが多いことから、これはさらに正当化されると考えられる。しかし、この近似は都市における道路交通騒音に関してのみ可能であり、高速道路、鉄道騒音、航空機騒音、に関してこのような近似を用いることは不可能である。さまざまな騒音指標を換算する近似公式は同様に“戦略的騒音マップのための信頼できる実務ガイド (Good Practice Guide for Strategic Noise Mapping)”¹²⁾ においても与えられている。

4 心臓血管系エンドポイント

本総説を構成する 37 件の研究は高血圧を含む明白な疾患の罹患率及び発病率を評価するものである。環境騒音と心臓血管系エンドポイントの関連に関して最も強固な知見は、心筋梗塞を含む虚血性心疾患に見られる。

虚血性心疾患 (ICD-9 では 410-414 という番号が振られている) は、410: 急性心筋梗塞, 411: その他の急性および亜急性の虚血性心疾患, 412: 陳旧性心筋梗塞, 413: 狭心症, 414: 冠状動脈硬化症, を含む。

これらの研究のほとんどにおいて道路交通騒音が言及されており、男性について行われている。虚血性心疾患の罹患率が中年男性被験者において高いた

めである。一般的に、居住期間、部屋の配置、窓を開ける習慣、等の中間的な曝露要因を分析の際に考慮すると相対危険度は高くなる。“客観的”曝露 (騒音レベル)、“主観的”曝露 (アノイアンス) は両方ともに虚血性心疾患のリスクが高いことに関連していた。高血圧症に関しては、虚血性心疾患ほどの一貫した結果は得られなかった。

Figure 1 に示すのは刊行物より与えられた交通騒音に関する 17 件の研究 (12 件の道路交通騒音に関する研究, 5 件の航空機騒音に関する研究) において得られた虚血性心疾患の相対危険度 (オッズ比 ORs として計算された) である (情報が利用可能な場合には性別で層別化した)。これらのデータは主総説より得た⁴⁾。

x 軸を決定するために、参照する表に与える 5 dB(A) の騒音レベル区分の平均値を用いた。

研究において虚血性心疾患の成分が一つだけ考慮されている (先に示した ICD-9 コードを見よ) 場合には、グラフにおいては最も明確かつ臨床的に明白な成分 (虚血性心疾患貧血もしくは急性心筋梗塞) を考慮した。凡例には、研究地域、年、性別 (m=男性, f=女性, mf=男性+女性)、音源、を示す。

さまざまな研究結果の異質性がグラフに図示されており、一般的な用量-反応曲線を描くためには極めて厳密な基準が必要であるという点を示している。一

方で、騒音レベルの上昇に伴ってリスクがほぼ一貫して上昇することが示されている（質的な議論）。ほとんどの研究が道路交通騒音に言及するものである（12件）。

5 研究の評価

疫学的研究は全て、それがメタ・アナリシスに適するかという点で評価された。分析処理に含めるか除外するかを判断するに当たって以下の判断基準が適用された。(1) 国際的な文献における査読,(2) 交絡が存在する可能性があるものに関する妥当な制御（標準化, モデル修正（回帰）, マッチング）,(3) 曝露の客観的な評価（騒音レベル）,(4) 影響の客観的な評価（臨床評価）,(5) 研究類型（解析的, 記述的）,(6) 複数の騒音レベル区分における用量-反応評価（曝露区分が二分法ではない）

単一の研究の範囲内で5 dB(A) 毎の騒音レベル区分 ($L_{day,16h}$) におけるオッズ比が計算され、その後複数の研究の間で統合された。より高度な曝露区分を構成する被験者数はたいへい、より低度な曝露区分における被験者数より少数であるため、単一の研究における全騒音レベル範囲にわたる回帰係数は低曝露区分に大きく影響される傾向がある。これによって、より高度な騒音レベル区分におけるリスクが過小評価される可能性がある。ここで用いた手法は、各騒音レベルカテゴリーの範囲内で、単一の研究において概算された影響を統合するものである。そのため、高度な騒音レベル区分における真の重みが与えられ、合理的な非線形の関係が説明される。

前述の判断基準に基づけば、道路交通騒音と心筋梗塞リスクとの関係を示す共通の用量-反応曲線を導く上で、5件の分析的研究（前向きケース・コントロール研究, コホート研究）および2件の記述的研究（横断的研究）が適当であった。

ケアフィリー (Caerphilly) およびスピードウェル (Speedwell) にて行われた分析的研究（6年にわたる追跡データの統合）^{13,14}、ベルリン (Berlin) にて行われた分析的研究（“Berlin I”, “Berlin II”, “Berlin III”）^{15,16}、ケアフィリー (Caerphilly) およびスピードウェル (Speedwell) にて行われた記述的研究（横断的研究）¹⁷を考慮し、2件の異なるメタ・アナリシスが行われた。

これら全ての研究において昼間の道路交通騒音レベル ($L_{day,6-22h}$)、および心筋梗塞の発症率（分析

的研究）もしくは罹患率（記述的研究）が言及された。被験者は全て男性である。分析的研究の曝露評価においては全て、部屋の配置が考慮され（少なくとも一つの、通りに面した寝室もしくは居間）、記述的研究においては全て、通りに向かって最も近い家屋表面の道路交通騒音レベルが言及され、部屋や窓の配置は考慮されなかった。

各研究において概算された個々の影響は、その研究において与えられた共変数に関して調整された。これが意味するのは、各研究で異なる共変数が考慮されているという点である。

この実務的な手法は各研究における交絡の可能性を説明する最良の方法であり、最も信頼できる影響の概算が各研究より導かれることとなる。

記述的研究において考慮された共通の共変数は、年齢、性別（男性のみ）、社会的地位、体格指数 (body mass index)、喫煙、家族における虚血性心疾患の罹患歴、余暇における物理的活動、先在疾患の罹患、であり、分析的研究において考慮された共通の共変数は、年齢、性別（男性のみ）、社会的地位、学校教育、雇用状況、交代勤務、喫煙、体格指数、である。分析的研究のいくつかにおいては、余暇における物理的活動、家族における虚血性心疾患の罹患歴、先在疾患の罹患、職業騒音、結婚状況、も考慮された。

ある研究においては、影響の概算はさらに、高血圧症、糖尿病、心筋梗塞、について修正された。反応モデルによれば生物学的（リスク）要因は曝露（騒音ストレス）から疾患へ繋がる経路における媒介物質であり、この手法は制御しすぎることによる過小評価であると考えられる。

6 用量-反応関係（統合データ）

Table 1 に示すのは、個々の、および統合した影響概算であり、各研究における信頼区間（丸括弧）、および統計学的重み（角括弧）を示し、研究間の異質性に関しては Q -test を示す⁵。 Q -test によれば、異質性を否定する帰無仮説を棄却することはできない。

Figure 2a、および Figure 2b に示すのは、記述的研究および分析的研究に関するメタ・アナリシスの結果（統合概算および95%信頼区間）である。横断的研究（Figure 2a）が騒音レベル $L_{day} > 55-70$ dB(A) の範囲にわたるのに対し、コホート研究およびケース・コントロール研究（Figure 2b）は $\leq 60-80$ dB(A) の範囲でしかない。しかしながら、いずれの曲線も

Table 1: Single and pooled (meta analysis) effect estimates (odds ratios and 95% confidence intervals) of descriptive and analytical studies on the relationship between road traffic noise level ($L_{day,16h}$) and the incidence/prevalence of myocardial infarction

Descriptive studies	Road traffic noise level - $L_{day,16h}$ - [dB(A)]					n
	51-55	56-60	61-65	66-70		
Caerphilly	1.00	1.00 (0.58-1.71) [13.29]	0.90 (0.56-1.44) [17.23]	1.22 (0.63-2.35) [8.98]		2512
Speedwell	1.00	1.02 (0.57-1.83) [11.19]	1.22 (0.70-2.12) [12.62]	1.07 (0.59-1.94) [10.94]		2348
Pooled	1.00	1.01 (0.68-1.50)	1.02 (0.72-1.47)	1.14 (0.73-1.76)		
Q-Test		$P = 0.96$	$P = 0.41$	$P = 0.77$		
Analytic studies	≤ 60	61-65	66-70	71-75	76-80	n
Caerphilly + Speedwell	1.00	0.65 (0.27-1.57) [4.95]	1.18 (0.74-1.89) [17.48]			3950
Berlin I	1.00	1.48 (0.57-3.85) [4.21]	1.19 (0.49-2.87) [4.94]	1.25 (0.41-3.81) [3.09]	1.76 (0.11-28.5) [0.50]	243
Berlin II	1.00	1.16 (0.82-1.65) [31.43]	0.94 (0.62-1.42) [22.76]	1.07 (0.68-1.68) [18.92]	1.46 (0.77-2.78) [9.27]	4035
Berlin III	1.00	1.01 (0.77-1.32) [54.42]	1.13 (0.86-1.49) [50.87]	1.27 (0.88-1.84) [28.24]		4115
Pooled	1.00	1.05 (0.86-1.29)	1.09 (0.90-1.34)	1.19 (0.90-1.57)	1.47 (0.79-2.76)	
Q-Test		$P = 0.57$	$P = 0.87$	$P = 0.84$	$P = 0.90$	

Numbers are odds ratios, 95% confidence intervals are given in round brackets (), weights are given in brackets square []; n = sample size, Pooled = pooled estimates (meta-analysis), P = probability of the Q-Test for heterogeneity

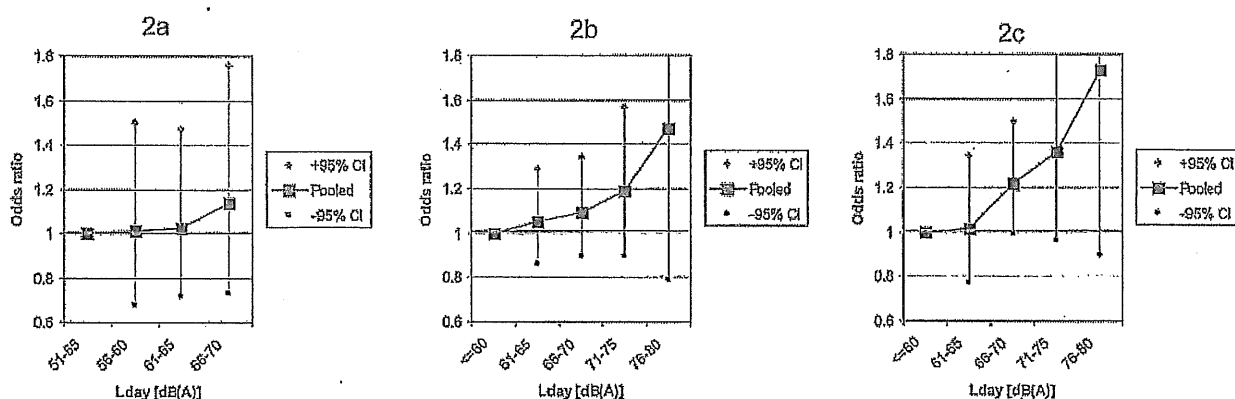


Figure 2: Pooled effect estimates (meta-analysis) of studies of the association between road traffic noise level and myocardial infarction (odds ratio \pm 95% confidence interval). The left graph (2a) refers to cross sectional studies and the prevalence of myocardial infarction, the graph in the middle (2b) refers to case-control or cohort studies and the incidence of myocardial infarction. The right graph (2c) refers to sub-samples of the case-control and cohort studies long years in residence

解釈の根拠として役立つと考えられる。Figure 2a より、 $L_{day,16h} \leq 60$ dB(A) であれば、心筋梗塞のリスクに特筆すべき上昇が検出されないと考えられる。Figure 2b と同様に、心筋梗塞のリスクは >60 dB(A) より上昇し、70 dB(A) では 1.2 を上回る。線形の傾きによる固定影響メタ・アナリシス (STATA 9, proc METAREG) によれば、10 dB(A) 毎のオッズ比 OR = 1.17 が明らかとなった (95%信頼区間 0.87-1.57, $P = 0.301$)。

Figure 2a および Figure 2b に示した道路交通騒音と心筋梗塞の関係についての影響を概算したところ、信頼区間には相対危険度 1.0 が含まれた。しかし、このメタ・アナリシスの目的が有意性の検証ではないという点に注意すべきである。それよりも、これは

量的なリスク評価に使用可能な“最良の推測である”統合した用量-反応関係を導くことを期待したものである。

しかし、個々の研究では、最も高度な曝露区分を統合し、さらに/もしくは、長期間居住する被験者を取り出した副標本を考慮すれば、有意な ($P < 0.05$)、あるいはぎりぎり有意な ($P < 0.10$) 結果が示された [15, 16]。

少なくとも 10 年、もしくは 15 年、自らの家に居住してきた被験者を取り出した副標本に関してメタ・アナリシスを行えば (参照に与えられたデータに左右される)、メタ・アナリシスであっても高度な影響の概算が得られる。結果を Figure 2c に示す。下側の信頼区間はオッズ比 1.0 にきわめて近い。上側の 2 つの騒音レベル区分を組み合わせ統合的に影響を概算

すれば、全標本において $OR = 1.25$ ($P = 0.068$)、副標本において $OR = 1.44$ ($P = 0.020$) となり、後者は統計学的に有意である。

副標本に関して線形の傾きのメタ・アナリシスを行ったところ、10 dB(A) 毎のオッズ比 $OR = 1.44$ が明らかとなった (95%信頼区間 0.97-2.12, $P = 0.067$)。しかしながら、人口に帰すことができるリスク割合の計算に関して、通常、居住期間についての情報が人口レベルで利用可能ではないために、説得力に欠けるものの、標本数の多い全標本に関して言及するような影響を概算しなければならない。

7 用量-影響曲線 (多項式フィッティング)

Figure 2b に示したデータ点を多項式でフィッティングし、区分分けされた騒音レベルだけではなく連続的な騒音レベルに適用可能な連続的な用量-反応曲線を作り出した (Figure 3a)。データ点は被験者の数によって重みづけされた (“N-weighting”)。分散 (R^2) の 96% は多項式関数によって説明される。デシベルである x 軸の計算においては騒音レベル区間の平均値が考慮された。基準区間である “ ≤ 60 dB(A)” に関しては、騒音レベルが 55 dB(A) に満たない被験者が多く存在するため、55 dB(A) を用いた。この値を他の騒音レベル、たとえば 52.5 や 57.5 に変更しても係数および “フィッティング統計” にはごくわずかな影響しか存在しない。都市においては、昼間の暗騒音レベルがたびたび 50 dB(A) 以下になることは

ない。

この用量-反応関数は道路交通騒音に関するものであり、歴史的な理由および研究の設計方法の理由により、昼間騒音指標 $L_{day,6-22h}$ に関するものである。騒音レベルの範囲に関しては 55 dB(A) からおおよそ 80 dB(A) と定義される。

8 用量-反応関数

$$OR = 1.629657 - 0.000613(L_{day,16h})^2 + 0.000007357(L_{day,16h})^3, R^2 = 0.96$$

リスク曲線を描くために分析的研究を選択した。因果推論に関してこれらの研究により高度な信頼性があるという点が一般的に認められるためである。しかし、二つの曲線はお互いを強固に補助し合うものである。これは、記述的研究および分析的研究をまとめて一つの多項式フィッティングで考慮した Figure 3b より例示される。一般的に、用量-反応曲線の発展は動的な過程である。

環境騒音の評価と管理に関する EU 指令⁶⁾ によれば、EU 加盟国におけるノイズマップは騒音指標 L_{den} および L_{night} によって評価をしなければならない。 L_{den} は、 $L_{day,12h}$, $L_{evening,4h}$ (+5 dB(A) 重みづけ)、 $L_{night,8h}$ (+10 dB(A) 重みづけ)、によって構成される。

ある特定の仮定及び条件のもとで、他の騒音指標への近似的な換算を行うことができる。例えば、道

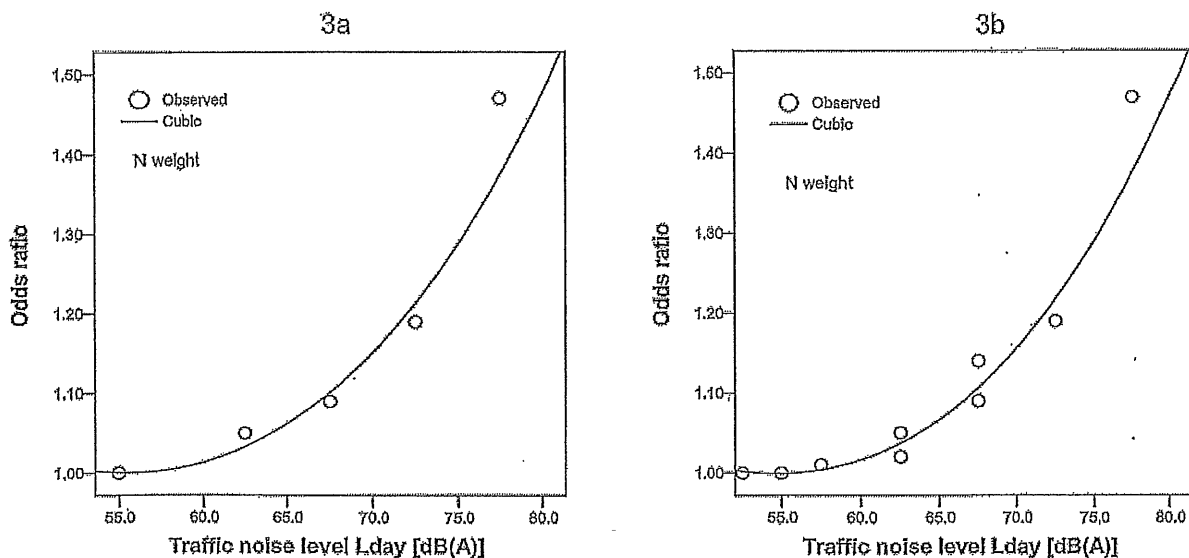


Figure 3: Polynomial fits of the exposure-response relationship between road traffic noise and myocardial infarction. The left graph (3a) refers case-control or cohort studies (analytic studies), the right graph (3b) to cross-sectional, case-control or cohort studies (descriptive and analytic studies)

路交通騒音に関して L_{den} を総計したデータのみが利用可能であれば、リスクの計算は、この曝露-反応公式に $L_{den} - 2\text{dB(A)}$ を考慮するのが望ましい。ただし、 $L_{day,16h}$ は重みづけなしのエネルギー平均 $L_{day,12h} + L_{evening,4h}$ と等しいが、 L_{den} を決定するためにはその両方が必要であることに注意すべきである。

環境騒音の評価と管理に関する EU 指令⁶⁾によれば、将来的には、欧州全土で幅広い騒音評価データが利用可能となり、 L_{day} から L_{den} への換算が可能となるだろう。しかし、 L_{den} の計算に用いられる重みづけが、騒音への生理学的影響を十分に反映したものではないと考えられることを留意すべきである。一般的に、健康影響調査では、非重みづけ曝露指標の方がより適当であると考えられる。

9 考察

騒音の影響に関する仮説の生物学的妥当性は十分に立証されている。急性の騒音影響は 60 年代から 80 年代の間に広く研究されてきており、長期間の騒音影響に関する疫学的騒音仮説を検証するために騒音影響研究が実験室からフィールドへと移る以前に、一般騒音反応モデルは十分に立証された。

さまざまな研究より得られる共通の影響の概算もしくは用量-影響曲線进行评估するという本手法は、回帰志向の手法とは異なる。Van Kempen ら³⁾ は各研究の範囲内で全ての騒音レベル区分にわたる単一の回帰係数を計算し、その後全ての研究を統合した（“回帰的手法”）。一方で、著者⁵⁾ はさまざまな研究における個々の騒音レベル区分における統合相対危険度を計算し、その後用量-反応関係を考慮した（“区分的手法”）。

どちらの手法にも長所、短所が存在する。

回帰的手法には、真の騒音レベルに関係なく用量影響曲線の傾き（回帰係数）のみを考慮に入れ、回帰係数を容易に統合可能であるという長所がある。例えば、ある航空機騒音研究では比較的低い騒音レベルにおける高いリスクが示され¹⁸⁾、一方で別の研究ではより高い騒音レベルにおいてのみリスクの上昇が示される¹⁹⁾ とする。研究における相対的な関係に偏りがないと仮定し、騒音評価が絶対値によって比較不可能であると考えられても、各研究の回帰係数（傾き）からそれらを統合することが可能であると考えられる。

回帰的手法の短所は、線形回帰によっては非線形

的な関連および影響の合理的な閾値が考慮に入れない点にある。これは特に、さまざまな研究における回帰線が異なる範囲の騒音レベルを含む時に顕著である。

区分的手法は騒音レベル志向である。用量-影響曲線を描くに当たって、さまざまな研究から、同一の騒音レベル区分に関する相対危険度のみを統合する。

これには、影響の合理的な閾値を決定可能であるという長所がある。さらには、この手法は非線形的な関連を考慮に入れている。実際、人口に対する騒音曝露では、高度な騒音レベル区分における被験者の数が他と比べ少ないことが多いが、この被験者における、ことによると高いかもしれないリスクが覆い隠されることはほぼない。例えば、j字型、あるいは二次式の関連であれば、回帰線の傾きは主に、影響が小さいと考えられ被験者数の多い低曝露区分によって決定されるため、全体の回帰係数では高度な騒音レベル区分リスクは過小評価となる。

区分的手法の短所は、ある騒音レベル区分におけるさまざまな研究による影響の概算を統合するために、比較的同質的で比較可能な騒音指標が必要であることである。前に述べた2つの研究を考慮すると、騒音レベルの偏りのために、これらを統合するのは困難であると考えられる。

研究における騒音評価は、さまざまな方法論的理由によって異なると考えられる。たとえば、測定に対するモデル化、さまざまな計算方法、さまざまな時間単位、重みづけ係数、基準点からのさまざまな距離、家の逆側、等である。

いかなる場合であっても、どの研究がメタ・アナリシスに含まれるべきかについて決定をすることがきわめて重要である。曝露の誤分類、選択バイアスおよび観察バイアス、もしくは交絡、等の問題に関してふさわしくない研究は、量的リスク評価の基礎であるメタ・アナリシスより除外すべきである。

極めて少数の疫学的研究のみがこの統合用量-反応曲線において考慮された。1件の新しい研究¹⁶⁾は例外として、これらの研究は以前行われた Van Kempen のメタ・アナリシスにおいても認められたものである。しかし、ある研究の横断的データ¹⁵⁾は、騒音影響が郵便質問紙によってのみ評価されていたために除かれた。

本メタ・アナリシスでは、疾患の罹患率（横断的研究より得られる）と発病率（ケース・コントロー

ル研究およびコホート研究より得られる)の区別がなされた。前向き研究の妥当性は一般的に横断的研究よりも高いと考えられる。全ての研究で、比較可能かつ信頼できる方法で $L_{Aeq,6-22h}$ が評価された。

男性被験者より導かれた曝露-反応曲線はどちらの性別に対しても適用できると考えられる。研究設計における統計学的能力の考察が原因となり、騒音研究の被験者はたいてい男性である。心臓血管系疾患は中年の男性被験者においてより高率である²⁰⁾。ある研究においては、女性への騒音影響は示されなかった(研究標本の1/4)¹⁶⁾。しかし、交絡要因として作用し騒音影響を薄めると考えられるホルモンの/更年期の状況は評価されなかった²¹⁾。同一性の理由から、比較的少数の女性被験者を統合影響概算の計算から除外した。

実験室の研究では、性差よりも第一に、同一の被験者に対する騒音曝露による“前後の”影響に注目が置かれている。職業騒音研究の大部分では、たびたび、性は交絡要因であると考えられてきたが、統計学的解析における潜在的影響-修正因子であるとは考えられていない。ブルーカラーの男性は騒音レベルの高い職場にあることが特に支配的である。

環境騒音と高い血圧との関連についての研究では、男性にあっても、女性にあっても、相対危険度が一貫して高くなる傾向は示されていない⁵⁾。

男性と女性の間に絶対的なリスクの差はあるにせよ、相対的な言い方をすれば、全ての交絡要因あるいは修正因子を考慮すれば、女性は男性と同程度、騒音によるストレスの影響を受けると想定することは理に適っていると考えられる。しかし、合理的な性の影響修正効果は将来の調査で評価されることが望ましい。ここに示した用量-反応曲線は新たな研究によって得られる情報によって定期的に修正されるだろう。

参考文献

- 1) EEA. Traffic noise: exposure and annoyance. Available from: http://themes.eea.eu.int/Sectors_and_activities/transport/indicators/consequences/noise_exposure/noise_TERM_2001.doc.pdf. [Last accessed on 2004 Jun 9]. Copenhagen: European Environmental Agency: 2001.
- 2) Babisch W. Traffic noise and cardiovascular disease: Epidemiological review and synthesis. *Noise Health* 2000;2:9-32.
- 3) Kempen EE, Kruijs H, Boshuizen HC, Ameling CB, Staatsen BA, Hollander de AE. The association between noise exposure and blood pressure and ischaemic heart disease: A meta-analysis. *Environ Health Perspect* 2002;110:307-17.
- 4) Babisch W. Transportation noise and cardiovascular risk: Updated review and synthesis of epidemiological studies indicate that the evidence has increased. *Noise Health* 2006;8:1-29.
- 5) Babisch W. Transportation noise and cardiovascular risk: Review and synthesis of epidemiological studies, Dose-effect curve and risk estimation. *WaBoLu-Hafte* 01/06. [Last accessed on 2004 Apr 10]. Available from: http://www.umbeltbundesamt.de/uba-info-medien/mysql_medien.php?anfrage=KennnummerandSuchwort=2997. Dessau: Umweltbundesamt; 2006.
- 6) Directive 2002/49/EC. Directive of the European Parliament and of the Council of 25 June 2002 relating to the assessment and management of environmental noise. *Official J Eur Commun* 2002;189:12-25.
- 7) Evans GW, Lercher P, Meis M, Ising H, Kofler WW. Community noise exposure and stress in children. *J Acoust Soc Am* 2001;109:1023-7.
- 8) Ullrich S. Lärmbelastung durch den Straßenverkehr. *Z Lärmbekämpfung* 1998;45:22-6.
- 9) Bite M, Bite PZ. Zusammenhang zwischen den Straßenverkehrslärmindizes $L_{Aeq}(06-22)$ und $L_{Aeq}(22-06)$ sowie L_{den} . *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 2004;51:27-8.
- 10) Gjestland T. L_{den} conversion. Personal Communication 2006.
- 11) Miedema HM, Oudshoorn CG. Annoyance from transportation noise: Relationships with exposure metrics DNL and DENL and their confidence intervals. *Environ Health Perspect* 2001;109:409-16.
- 12) European Commission Working Group Assessment of Exposure to Noise (WG-AEN). Good practice guide for strategic noise mapping and the production of associated data on noise exposure, Version 2, 13 January 2006. Position paper, final draft. WG-AEN 016.2003.doc, Available from: <http://ec.europa.eu/environment/noise/pdf/wg-aen.pdf>. [Last accessed on 2006 Nov 8].
- 13) Babisch W, Ising H, Gallacher JE, Sweetnam PM, Elwood PC. Traffic noise and cardiovascular risk: The Caerphilly and Speedwell studies, third phase - 10 years follow-up. *Arch Environ Health* 1999;54:210-6.
- 14) Babisch W, Ising H, Gallacher JE. Health status as a potential effect modifier of the relation between noise annoyance and incidence of ischaemic heart disease. *Occup Environ Med* 2003;60:739-45.
- 15) Babisch W, Ising H, Kruppa B, Wiens D. The incidence of myocardial infarction and its relation to road traffic noise - the Berlin case-control studies. *Environ Int* 1994;20:469-74.
- 16) Babisch W, Beule B, Schust M, Kersten N, Ising H. Traffic noise and risk of myocardial infarction. *Epidemiology* 2005;16:33-40.
- 17) Babisch W, Ising H, Elwood PC, Sharp DS, Bainton D. Traffic noise and cardiovascular risk: The Caerphilly and Speedwell studies, second phase. Risk estimation, prevalence and incidence of ischemic heart disease. *Arch Environ Health* 1993;48:406-13.
- 18) Rosenlund M, Berglund N, Pershagen G, Järup L, Bluhm G. Increased prevalence of hypertension in a population exposed to aircraft noise. *Occup Environ Med* 2001;58:769-73.
- 19) Matsui T, Uehara T, Miyakita T, Hiramatsu K, Osada Y, Yamamoto T. The Okinawa study: Effects of chronic aircraft noise on blood pressure and some other physiological indices. *J Sound Vibration* 2004;277:469-70.
- 20) Yusuf S, Reddy S, Ounpuu S, Anand S. Global burden of cardiovascular disease, Part I: General considerations, the epidemiologic transition, risk factors and impact of urbanization. *Circulation* 2001;104:2746-53.
- 21) Farley TM, Meirik O, Chang CL, Poulter NR. Combined oral contraceptives, smoking and cardiovascular risk. *J Epidemiol Commun Health* 1998;52:775-85.