

TEXTE

13/2010

Lärmwirkungen

Dosis-Wirkungsrelationen

SONDERVORHABEN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Förderkennzeichen 363 01 999/67
UBA-FB 001348

Lärmwirkungen

Dosis-Wirkungsrelationen

von

Prof. Dr. Kerstin Giering

Fachhochschule Trier, Umwelt-Campus Birkenfeld

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

UMWELTBUNDESAMT

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter
[http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-
medien/mysql_medien.php?anfrage=Kennnummer&Suchwort=3917](http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/mysql_medien.php?anfrage=Kennnummer&Suchwort=3917)
verfügbar.

Die in der Studie geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

ISSN 1862-4804

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 14 06
06813 Dessau-Roßlau
Tel.: 0340/2103-0
Telefax: 0340/2103 2285
Email: info@umweltbundesamt.de
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

Redaktion: Fachgebiet I 3.4 Lärminderung bei Anlagen und
Produkten, Lärmwirkungen
Matthias Hintzsche

Dessau-Roßlau, März 2010

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1 Wirkungen des Lärms.....	1
2 Historische Bemerkungen zu den Dosis-Wirkungsrelationen.....	2
2.1 Schultz (1978) und Fidell et al. (1991)	3
2.2 Finegold et al. (1994).....	5
2.3 Miedema et al. ab 1998.....	6
2.4 EU Position Paper.....	14
3 Dosis-Wirkungsrelationen zur Belästigung nach 2000.....	19
3.1 Studien zum Zusammenhang zwischen Belästigung (annoyance) und Exposition	21
3.1.1 Feldstudien	21
3.1.2 Laborstudien	44
3.1.3 Sonstige Aussagen.....	51
3.2 Disturbance (L_{den})	58
3.2.1 Feldstudien	58
3.2.2 Laborstudien	63
4 Schlafstörungen nach 2000.....	64
4.1 Feldstudien	64
4.2 Laborstudien	74
5 Gesundheitliche Beeinträchtigungen	77
5.1 Ischämische Herzkrankheiten.....	77
5.2 Bluthochdruck (BHD)	84
5.3 Medikamentengebrauch	95
6 Schlussfolgerungen	97
6.1 Zugrundeliegende Metrik.....	97
6.2 Bestimmung der Exposition	98

6.3	Parameter, die die Belästigung beeinflussen	98
6.4	Dosis-Wirkungsbeziehungen.....	98
7	Kostenfunktionen	100
7.1	Immobilienwertverluste	102
7.2	Kombinierte Ansätze (Immobilien und Gesundheit).....	104
7.3	Weinberger	113
7.4	Kosten des Lärm entsprechend Bundesverkehrswegeplan, EWS-97 und LfU.....	114
7.5	Schweiz (ARE).....	116
7.6	Gesundheitsschädigungen	118
8	Zusammenfassung.....	120

Abbildungen

Abbildung 1	%HA, Schultz 1978	4
Abbildung 2	%HA, Fidell et al. 1991	5
Abbildung 3	%HA, Finegold et al. 1994	6
Abbildung 4	Dosis-Wirkungsrelationen %HA, Miedema und Vos 1998	7
Abbildung 5	Dosis-Wirkungsrelationen in %HA.....	8
Abbildung 6	%HA L_{dn} , Miedema und Oudshoorn 2001	11
Abbildung 7	%HA L_{den} , Miedema und Oudshoorn 2001	11
Abbildung 8	Dosis-Wirkungsrelationen %HA L_{dn} Miedema; Schultz; Fidell et al.; Finegold et al.....	12
Abbildung 9	%HA L_{dn} , Miedema 1998 und 2001	12
Abbildung 10	%HA L_{dn} und L_{den} , Miedema 2001	13
Abbildung 11	Dosis-Wirkungsrelationen Schlafstörungen Straßenverkehrslärm, EU 2004	16
Abbildung 12	Dosis-Wirkungsrelationen Schlafstörungen Schienenverkehrslärm, EU 2004	16
Abbildung 13	Dosis-Wirkungsrelationen Schlafstörungen Fluglärm, EU 2004.....	17
Abbildung 14	%HSD Straßenverkehrs-, Schienenverkehrs- und Fluglärm, EU 2004	18
Abbildung 15	Belästigung tags und nachts, Straße, Hoeger et al. 2002	22
Abbildung 16	Belästigung tags und nachts, Schiene, Hoeger et al. 2002	23
Abbildung 17	%HA tags und nachts, Flug, Hoeger et al. 2002.....	23
Abbildung 18	%HA Straße, Sato et al. 2002.....	24
Abbildung 19	Annoyance score A für Schienen-, Straßen- und Flugverkehr, Miedema 2004 und Miedema, Vos 2004	26
Abbildung 20:	Dosis-Wirkungsrelationen %HA für mehrere Quellen, Miedema 2004.....	27
Abbildung 21	Belästigungsgrad für mehrere Quellen, Miedema 2004	27
Abbildung 22	Belästigungswirkung, Straße, Bluhm et al. 2004.....	28
Abbildung 23	Schlafstörung, Straße, Bluhm et al. 2004.....	29
Abbildung 24	Anteil Belästigter in Abhängigkeit von Pegel, außen, Straße, Klæboe et al. 2004.....	30
Abbildung 25	Anteil Belästigter in Abhängigkeit von Pegel, innen, Straße, Klæboe et al. 2004.....	30
Abbildung 26	Anteil Belästigter Vergleich mit Miedema, außen, Straße, Klæboe et al. 2004.....	31

Abbildung 27	Anteil Belästigter Vergleich mit Miedema, innen, Straße, Klæboe et al. 2004	31
Abbildung 28	Dosis-Wirkungskurve, Flug, Untersuchung 2001, Lärmstudie 2000, 2005	32
Abbildung 29	Anteil %HA, Untersuchung 2001, Flug, Wirth 2004	33
Abbildung 30	Dosis-Wirkungskurve nachts, Flug, Lärmstudie 2000, 2005	34
Abbildung 31	Dosis-Wirkungskurve, Flug, Lärmstudie 2000, Untersuchung 2003, 2005	35
Abbildung 32	Belästigung durch Flug- und Straßenverkehrslärm, Lärmstudie 2000, 2005	37
Abbildung 33	Anteil Belästigter in Abhängigkeit von Pegel und ruhiger Fassade, Straße, Öhrström et al. 2006.....	38
Abbildung 34	Durchschnittliche Belästigung in Abhängigkeit von Pegel und Situation, Straße, Öhrström et al. 2006	39
Abbildung 35	Dosis-Wirkungskurven, Straße, Öhrström et al. 2006.....	40
Abbildung 36	Durchschnittliche Belästigung in Abhängigkeit von L_{dn} , Straße, Martin et al. 2006.....	41
Abbildung 37	%HA in Abhängigkeit von L_{dn} , Straße, Martin et al. 2006	41
Abbildung 38	%HA Fluglärm Korea, Japan, Miedema und Finegold in Abhängigkeit von L_{dn}	42
Abbildung 39	%HA, Straße, Jakovljevic et al. 2008.....	43
Abbildung 40	Relative Häufigkeit für Lästigkeitskategorien, Straße und Schiene, FV „Leiser Verkehr“ 2005.....	44
Abbildung 41	Dosis-Wirkungsbeziehung, Straße und Schiene, FV „Leiser Verkehr“ 2005	45
Abbildung 42	Lästigkeitsurteile für Kombinationen, Straße und Schiene, FV „Leiser Verkehr“ 2005.....	46
Abbildung 43	Lästigkeitsurteile bei unterschiedlichen Spitzenpegeln, Straße und Schiene, FV „Leiser Verkehr“ 2005	46
Abbildung 44	Durchschnittliche Belästigung in Abhängigkeit von L_{dn} , Schiene, De Coensel et al. 2007.....	48
Abbildung 45	Belästigung für Straßenbahn, Bus, Lkw, Preis et al. 2007.....	49
Abbildung 46	Belästigung für 9 Schienenverkehrsgeräusche, Preis et al. 2007	49
Abbildung 47	Belästigung für verschiedene Quellenkombinationen und Aufgaben, Kuhnt et al. 2008	50
Abbildung 48	%HA in Abhängigkeit vom Aufgabentyp, Kuhnt et al. 2008	51
Abbildung 49	Dosis-Wirkungszusammenhänge nach Crocker, Ouis 2001	52

Abbildung 50	Einfluss des Zugangs zu einer ruhigen Fassade, Rylander und Björkman 2002	53
Abbildung 51	Einfluss der Lärmempfindlichkeit auf die Störung / Belästigung, Miedema und Vos 2003	54
Abbildung 52	Überschusseffekt; Schiene, Huybregts 2003	55
Abbildung 53	Überschusseffekt, UBA Fluglärm 2004	56
Abbildung 54	Zeitliche Veränderung der Belästigungsreaktion, UBA Fluglärm 2004	56
Abbildung 55	Kommunikationsstörungen Fluglärm Vancouver, Spreng 2003	59
Abbildung 56	Aktivitätsstörung tags, Schiene, ZEUS 2003	60
Abbildung 57	Gesamtgestörtheit tags, Schiene, ZEUS 2003	60
Abbildung 58	Nachtstörung Schiene, ZEUS 2003	61
Abbildung 59	Störwirkung Schiene, 24 h, ZEUS 2004	61
Abbildung 60	Störwirkung tags, Straße, ZEUS 2003	62
Abbildung 61	Störwirkung nachts, Straße, ZEUS 2004	63
Abbildung 62	Schlafstörungen, Straßen und Schiene, Moehler et al. 2000	65
Abbildung 63	Aufwachreaktionen, Finegold and Bartolomew 2001	66
Abbildung 64	Schlafstörungen, Straße und Schiene, Hoeger et al. 2002	67
Abbildung 65	Aufwachwahrscheinlichkeiten, Flug, UBA 2004	67
Abbildung 66	Dosis-Wirkungskurven für Schlafstörungen, Miedema 2007	69
Abbildung 67	Reaktionen auf nächtlichen Straßenverkehrslärm, WHO 2007	72
Abbildung 68	Reaktionen auf nächtlichen Fluglärm, WHO 2007	72
Abbildung 69	Selbstberichtete Schlafstörung in Abhängigkeit vom äquivalenten Dauerschallpegel außen, Aasvang et al. 2008	74
Abbildung 70	Selbstberichtete Schlafstörung in Abhängigkeit vom Maximalpegel außen, Aasvang et al. 2008	74
Abbildung 71	Aufwachreaktionen , VDI 3377_2, 2007	76
Abbildung 72	OR für Angina pectoris tags, Perioden-Prävalenz, Straße, Maschke 2003	78
Abbildung 73	OR für Angina pectoris nachts, Perioden-Prävalenz, Straße, Maschke 2003	79
Abbildung 74	OR für Myokardinfarkt nachts, Lebenszeit-Prävalenz, Straße, Maschke 2003	80
Abbildung 75	OR für Myokardinfarkt tags, NaRoMi, Straße, Babisch 2004	80
Abbildung 76	OR für Myokardinfarkt deskriptive und analytische Studien, Straße, Babisch 2006	82
Abbildung 77	OR für Myokardinfarkt, polynomialer Kurvenfit, Straße, Babisch 2006	82

Abbildung 78	OR für Myokardinfarkt, Straße, Babisch 2008.....	83
Abbildung 79	OR für Myokardinfarkt, Straße, Selander et al. 2009.....	84
Abbildung 80	OR für BHD tags, Perioden-Prävalenz, Straße, Maschke 2003.....	85
Abbildung 81	OR für BHD nachts, Perioden-Prävalenz, Straße, Maschke 2003.....	85
Abbildung 82	OR für BHD Straßenverkehrslärm nachts, Perioden-Prävalenz, geöffnete Fenster, Maschke 2003	86
Abbildung 83	OR für mittlere Belästigung, Perioden-Prävalenz, Flug, Niemann et al. 2004a	87
Abbildung 84	OR für mittlere Belästigung, Perioden-Prävalenz, Flug, Niemann et al. 2004a	87
Abbildung 85	OR für Verkehrslärm starke Belästigung, Perioden-Prävalenz, Niemann et al. 2004b	88
Abbildung 86	OR für Schlafstörungen, Perioden-Prävalenz, Niemann et al. 2004b.....	88
Abbildung 87	OR für BHD, Straße, de Kluizenaar et al. 2007	90
Abbildung 88	RR für BHD, Flug, Eriksson et al. 2007	91
Abbildung 89	OR für BHD, Flug, Jarup et al. 2008	93
Abbildung 90	OR für BHD Flug, Jarup et al. 2008	94
Abbildung 91	Auswirkungen des Lärms und ausgewählte Kostenbereiche, ARE 2004.....	101
Abbildung 92	WTP, Straße, INFRAS / IWW 2004.....	107
Abbildung 93	Kostenfunktion, LfU 2005.....	115

Tabellen

Tabelle 1	Vergleich von Werten und Konfidenzintervallen (Miedema 1998, Schultz, Fidell et al.).....	9
Tabelle 2	Vergleich von Werten und Konfidenzintervallen (Miedema 2001; Schultz; Fidell et al.).....	14
Tabelle 3	Moderatorvariable für das Belästigungsurteil, Lärmstudie 2000, 2005	36
Tabelle 4	Schwellenwerte für Gesundheitsbeeinträchtigung durch nächtlichen Lärm (ausreichende Evidenz), WHO 2007.....	70
Tabelle 5	Schwellenwerte für Gesundheitsbeeinträchtigung durch nächtlichen Lärm (begrenzte Evidenz), WHO 2007	71
Tabelle 6	OR für Myokardinzidenz, NaRoMi, Babisch 2004.....	81
Tabelle 7	Zusammenhang zwischen Lärmbelästigung und Myokardrisiko, NaRoMi, Straße, Babisch 2004.....	81
Tabelle 8	OR für BHD, Bluhm et al. 2007	92

Tabelle 9	OR für BHD.....	92
Tabelle 10	Zunahme des Medikamentenverbrauchs durch nächtlichen Fluglärm, Greiser et al. 2007.....	96
Tabelle 11	Zahlungsbereitschaften, Flug, Navrud 2002	104
Tabelle 12	Berücksichtigte gesundheitliche Auswirkungen, Bickel und Schmid 2002 (UNITE)	105
Tabelle 13	Häufigkeiten der gesundheitlichen Beeinträchtigungen, Bickel und Schmid 2002 (UNITE).....	105
Tabelle 14	Kostensätze, Bickel und Schmid 2002 (UNITE).....	106
Tabelle 15	Studien zur Erhöhung des Herzinfarktrisikos, INFRAS 2005	108
Tabelle 16	Zahlungsbereitschaften, INFRAS 2005.....	108
Tabelle 17	Monetäre Werte für Gesundheitseffekte, Schmid 2005.....	108
Tabelle 18	Zahlungsbereitschaften HEATCO, Straße, Navrud et al.2006	109
Tabelle 19	Zahlungsbereitschaften HEATCO, Schiene, Navrud et al.2006.....	110
Tabelle 20	Empfohlene Zahlungsbereitschaften HEATCO, Straße, Navrud et al.2006.....	110
Tabelle 21	Empfohlene Zahlungsbereitschaften HEATCO, Schiene, Navrud et al.2006.....	110
Tabelle 22	Lärmkosten pro Belasteten, Maibach et al. 2007a.....	111
Tabelle 23	Vergleich von Lärmkosten pro Belasteten, Straße, Maibach et al. 2007a	111
Tabelle 24	Monetäre Werte für Gesundheitseffekte, Maibach et al. 2007b	112
Tabelle 25	Lärmkosten pro Belasteten, Maibach et al. 2007b	113
Tabelle 26	VOSL-Werte, ARE 2004.....	116
Tabelle 27	Kostenansätze, ARE 2004	117

1 Wirkungen des Lärms

Neben Hörschädigungen bei sehr hohen Pegeln (bspw. am Arbeitsplatz, in Diskotheken oder beim Walkmanhören) hat Lärm in „mittleren“ Pegelbereichen ein erhebliches Potential, gesundheitliche Beeinträchtigungen und Belastungsreaktionen hervorzurufen.

Dazu gehören subjektive und intersubjektive Reaktionen wie Belästigung („annoyance“), Unzufriedenheit und Gereiztheit, Störungen („disturbance“) insbesondere der Kommunikation und der Aufmerksamkeit, Verringerung der Sprachverständlichkeit, aber auch Schlafstörungen (Einschlafschwierigkeiten, Aufwachreaktionen, Veränderung von Schlafqualität und Schlafentiefe) sowie physiologische (bspw. Veränderung des Hautleitwiderstandes, Erhöhung der Pulsfrequenz) und psychologische Reaktionen. Insbesondere bei längerer Lärmeinwirkung ist ein erhöhtes Risiko krankhafter körperlicher Veränderungen gegeben (bspw. Blutdrucksteigerung, ischämische Herzkrankheiten, psychische Erkrankungen), vgl. dazu bspw. **Porter et al.**¹, **Griefahn**², **Stansfeld et al.**³, **Lee und Fleming**⁴, **WHO**⁵.

Dosis-Wirkungsrelationen versuchen einen Zusammenhang zwischen Exposition (i.a. Schalldruckpegel für einen bestimmten Zeitraum) und bspw. Belästigung oder Schlafstörung aufzuzeigen. Das Lästigkeitsurteil wird jedoch auch durch andere Faktoren (sog. Moderatoren), wie bspw.

- Individuelle Lärmempfindlichkeit
- Zeitpunkt des Auftretens des Geräuschs im Tages- bzw. Nachtverlauf
- Aufenthaltsort (innen / außen)
- Art der Tätigkeit
- Einstellung zur Lärmquelle
- Gefühl des Ausgeliefertseins oder des Damit-Umgehen-Könnens
- Vertrauen in die mit der Lärmbekämpfung betrauten Institutionen
- Zugang zu einer ruhigen Fassade
- Entfernung von der Quelle
- Sichtbarkeit der Quelle
- Bewältigungsvermögen
- Alter
- Einschätzung der Belästigung in der Zukunft
- Jahreszeit
- Stellenwert der Lärmproblematik in der öffentlichen Wahrnehmung

mitgeprägt. So gehen **Brink et al.**⁶ davon aus, dass nur ca. 15 % der Varianz des Lästigkeitsurteils ihre Erklärung in der Exposition finden. Andere Quellen (bspw. Guski)⁷ gehen von 1/3 aus.

Alle Zusammenhänge zwischen den Lärmwirkungen (Belästigung, Schlafstörung usw.) und der Exposition sollten gemäß **Porter et al.**¹ den gleichen prinzipiellen S-förmigen Verlauf aufweisen, auch wenn infolge der Schwankungen der individuellen Datenpunkte die konkrete Kurvenform mehr durch die zugrundeliegende statistische Auswertung als die tatsächlichen Daten geprägt ist: Die Effekte sind bei sehr geringen Pegeln (unterhalb eines effektspezifischen Schwellenwerts) vernachlässigbar und nehmen bei geringen Pegeln erst wenig, bei höheren Pegeln stärker zu, um bei hohen Pegeln einen Wert von 100 % (Sättigung) zu erreichen.

Insbesondere auf die Belästigung, Störungswirkung, Schlafstörungen sowie die Erhöhung des Risikos von Herzinfarkten und Bluthochdruck unter Lärmeinwirkung soll im folgenden eingegangen werden.

Viele dieser Lärmwirkungen haben auch direkte monetäre Auswirkungen. So ist der Wertverlust von Immobilien mit der Kenntnis über die mit dem Lärm einhergehende Belästigung und Störungswirkung (aber i.a. nicht die gesundheitliche Gefährdung) zu erklären. Gesundheitliche Beeinträchtigungen ziehen neben Behandlungskosten auch durch Ausfallzeiten bedingte gesamtgesellschaftliche Kosten sowie Leiden des Betroffenen und der ihm nahe stehenden Personen nach sich. Diese Aspekte werden bei der Entwicklung einer Dosis-Kostenfunktion betrachtet.

Die Literatur zu diesen Lärmauswirkungen ist außerordentlich umfangreich. Deshalb werden in dieser Arbeit, nach einer kurzen historischen Einordnung der Dosis-Wirkungsrelationen, im wesentlichen Arbeiten, die nach 2000 erschienen sind, berücksichtigt. Dabei wird keineswegs ein vollständiger Literaturüberblick angestrebt; es werden auch nur diejenigen Aspekte der Arbeiten aufgegriffen, die Aussagen zur Dosis-Wirkung bzw. Monetarisierung enthalten. Insbesondere bei umfangreichen Studien (bspw. WHO) sind deshalb nur Ausschnitte der Gesamtarbeit berücksichtigt.

2 Historische Bemerkungen zu den Dosis-Wirkungsrelationen

Mit der verstärkten Entwicklung des nationalen und internationalen Flugverkehrs ab Mitte der 50-iger Jahre des 20. Jahrhunderts rückte auch zunehmend das damit verbundene Lärmproblem in den Vordergrund (vgl. dazu die Ausführungen in **Finegold und Finegold**⁸). Erste Studien versuchten zunächst Aussagen zur Lärmexposition durch den Flugverkehr zu machen; später folgten auch Untersuchungen, die sich mit der Exposition durch Schienen- und Straßenverkehrslärm beschäftigten. Zunehmend wurde nicht nur die Frage der Exposition behandelt, sondern, damit verbunden, die der Lärmwirkungen auf die betroffenen Menschen.

Eine Vielzahl solcher Studien wurde 1978 durch **Schultz**^{9, 10} analysiert. Dabei wurde zur Beschreibung des Zusammenhangs zwischen Exposition und Lärmwirkung (Dosis-Wirkungsrelation) das Konzept „highly annoyed“ eingeführt, welches zunächst längere Zeit kontrovers diskutiert wurde (bspw. **Kryter 1982**¹¹, **Job 1988**¹², **Schomer 2001**¹³, **Fidell 2003**¹⁴), sich aber mittlerweile weitgehend durchgesetzt hat. **Fidell, Barber und Schultz**¹⁵ führten 1991 eine Reanalyse dieser Datensätze durch, ebenso **Finegold et al.**¹⁶ und **Finegold und Finegold**⁸. Eine weitere Datenbearbeitung wurde 1998 durch **Miedema und Vos**¹⁷

vorgenommen; das der Auswertung zugrundeliegende Modell wurde 2001¹⁸ verfeinert und an den Expositionsparameter L_{den} angepasst.

2.1 Schultz (1978) und Fidell et al. (1991)

Im Jahr 1978 wurde durch Schultz die erste umfassende Analyse und Zusammenfassung der bis dahin erschienenen Studien zu den Wirkungen von Lärm der Quellen Schienen-, Straßen- und Flugverkehr veröffentlicht. Berücksichtigt wurden 18 Studien. Bei der Analyse zeigte es sich, dass, obwohl Bewohner der gleichen Lärmexposition ausgesetzt waren, ihre individuelle Belästigung in großem Umfang unterschiedlich war¹. Die Belästigung wurde dabei i.a. durch eine Belästigungsskala (annoyance scale) beschrieben, die jedoch je nach Studie unterschiedliche Ausprägungen aufwies (verbal, numerisch). Insbesondere bei einer verbalen Belästigungsskala hatte die Bezeichnung der obersten Belästigungskategorie einen deutlichen Effekt auf das Studienergebnis. Mit der Analyse der Studien wurde auch deutlich, dass nicht-akustische Parameter (bspw. Einstellung gegenüber Lärm im allgemeinen oder gegenüber der Quelle im besonderen) eine erhebliche Rolle spielten. Die Exposition hingegen ist eine der geringsten Einflussgrößen².

Allerdings zeigte es sich auch, dass in den lärmausgesetzten Gebieten, in denen eine extreme Exposition vorlag, die Antworten auf die Frage nach der Belästigung weniger streuten. Daraus zog Schultz den Schluss, dass, wenn Menschen sehr hohen Pegeln ausgesetzt sind, die Rolle der nicht-akustischen Parameter in den Hintergrund tritt und die Korrelation zwischen Exposition und Belästigung hoch ist, sowohl für das Individuum als auch im Mittel. Weiterhin ist eine Vergleichbarkeit der Belästigungsangaben aus den verschiedenen Studien besser sicherzustellen, wenn ein Fokus auf die starke Belästigung gelegt wird (obere Endpunkte der Skalen). Aus diesen Überlegungen heraus kam Schultz zu dem Schluss, dass es nur sinnvoll sei, eine „Dosis-Wirkungsbeziehung“ zwischen dem Anteil Hochbelästigten („highly annoyed“) und dem Pegel herzustellen. Dabei ist „highly annoyed“ keine a priori gegebene Größe; Schultz definierte als „highly annoyed“ unter Berücksichtigung der benutzten Belästigungsschritte (bspw. 7 Schritte, 11 Schritte) die obersten 27–29 % der von 0 bis 100 % reichenden Belästigungsskala. Nur 11 der ursprünglichen Studien ließen eine Auswertung in diesem Sinne zu; allerdings wurden nach Abschluss der Arbeiten noch 4 neue Studien hinzugenommen. Als Größe, in der die Exposition angegeben wird, wählte Schultz den L_{dn} . Dabei umfasst der Day-Zeitraum 15 Stunden und der Night-Zeitraum entsprechend 9 Stunden. Mit einem kubischen Fit an die Daten erhielt Schultz den

¹ Schon in den ersten Studien erwies sich die Korrelation zwischen der Exposition und der individuellen Belästigungsreaktion als schlecht; typische Korrelationskoeffizienten lagen zwischen 0,3 und 0,4. Durch eine Zusammenfassung der Belästigungsantworten und eine Mittelung (Median) konnte der Korrelationskoeffizient auf ca. 0,8 erhöht werden.

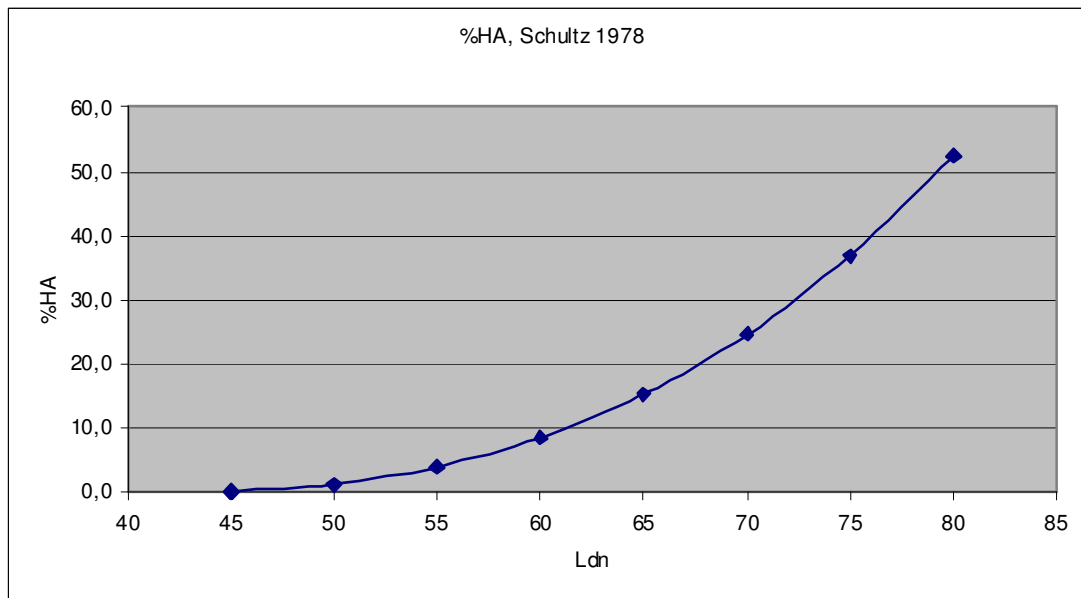
² Einen wesentlichen weiteren Einflussfaktor sah Schultz darin, ob der Pegel innen oder außen ermittelt wird. Eine hohe Korrelation zwischen Pegel und Belästigungsantwort ergibt sich nur dann, wenn der Pegel innen bei offenem Fenster ermittelt wird. Das deckt sich bspw. auch mit den Aussagen der Schweizer Lärmstudie 2000.

in Gleichung 1 beschriebenen Zusammenhang zwischen dem Anteil hochbelästigter Personen % HA („highly annoyed“) und der Exposition (L_{dn}).

$$\%HA = 0,8553L_{dn} - 0,0401L_{dn}^2 + 0,00047L_{dn}^3 \quad \text{Gleichung 1}$$

Der Gültigkeitsbereich dieses Zusammenhangs umfasst Pegel mit $45 \text{ dB(A)} \leq L_{dn} \leq 85 \text{ dB(A)}$ und ist für alle Lärmarten gleich. Für 45 dB(A) ist %HA gleich Null. Die Abbildung 1 verdeutlicht den Zusammenhang.

Abbildung 1 %HA, Schultz 1978



Durch **Fidell et al.**¹⁵ wurde 1991 eine Aufarbeitung und Erweiterung der Arbeit von Schultz vorgenommen: 15 neu erschienene Studien wurden berücksichtigt, wenn sie den folgenden Kriterien genügten:

- (1) Langzeitbelästigung direkt erfragt
- (2) Verkehrslärmquelle, Erfassung der Exposition durch Messung
- (3) Exposition muss sich in L_{dn} umrechnen lassen oder als solche angegeben sein
- (4) Ausreichender Datenumfang
- (5) Belästigung muss sich als „highly annoyed“ darstellen lassen

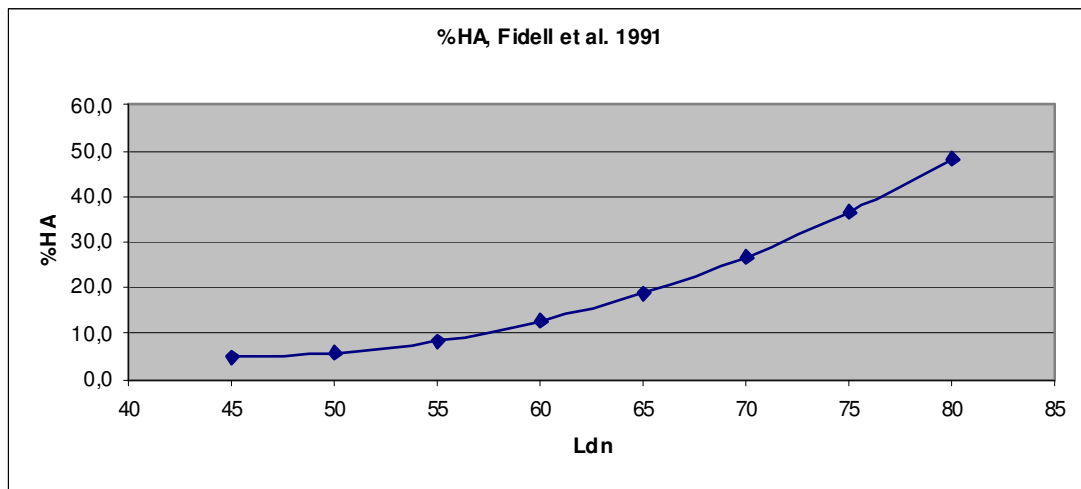
Mit einem quadratischen Fit³ erhielten Fidell et al. den in Gleichung 2 aufgeführten Zusammenhang, der auf alle Verkehrslärmarten anwendbar ist.

$$\%HA = 78,9181 - 3,2645L_{dn} + 0,0360L_{dn}^2 \quad \text{Gleichung 2}$$

³ Zur Begründung wurde angeführt, dass ein kubischer Fit keine deutlich bessere Varianz-Erklärung liefert; ein quadratischer Fit ist der einfachere mathematische Zusammenhang, es gibt keine theoretischen Hinweise aus der Lärmwirkungsforschung darauf, welche mathematische Funktion die „richtige“ wäre.

Die Abbildung 2 verdeutlicht den Zusammenhang.

Abbildung 2 %HA, Fidell et al. 1991



Für Pegel höher als ca. 75 dB(A) liefert diese Dosis-Wirkungsbeziehung höhere Betroffenheiten als die „Schultz-Kurve“. Ob dieses an der zeitlichen Zunahme der Belästigung (Einbeziehung von Studien, die zwischen 1977 und 1985 erschienen, also deutlich jüngeren Datums als die der Schultz-Analyse zugrundeliegenden Studien sind) oder aber an dem quadratischen Fit, mit dem der Dosis-Wirkungszusammenhang modelliert wurde, liegt, ist nicht ausgeführt.

2.2 Finegold et al. (1994)

Finegold et al.^{16, 8} analysierten die der Arbeit von Fidell et al. 1991 zugrundeliegenden Datensätze erneut und fügten ein weiteres Kriterium für die Verwendbarkeit eines Datensatzes an:

(6) Es ist eine signifikante Korrelation zwischen Exposition und Betroffenheitsurteil vorhanden.

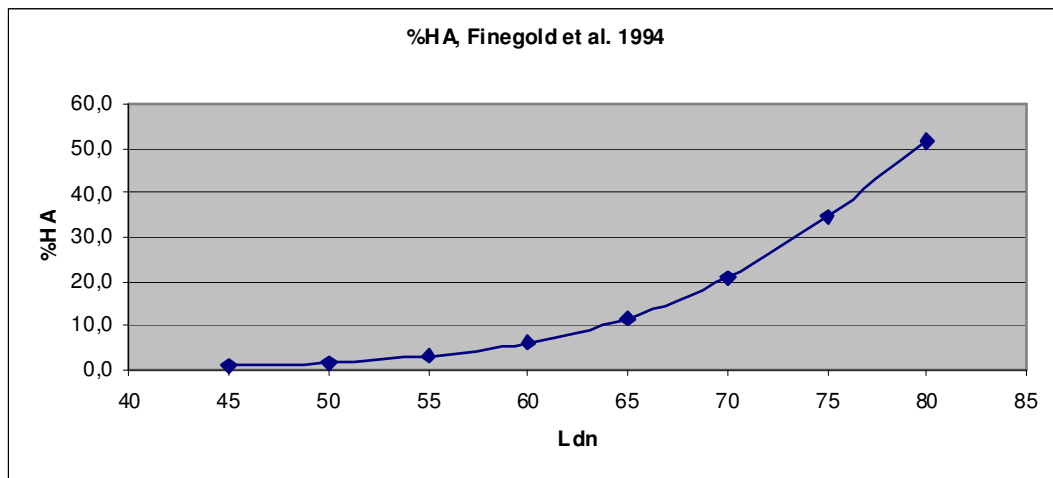
Infolgedessen wurden 6 Datensätze ausgeschlossen. Die Daten wurden einem logistischen Fit unterzogen; der in der Gleichung 3 angegebene Dosis-Wirkungszusammenhang, der auf alle Verkehrslärmarten anwendbar ist, wurde aufgestellt.

$$\%HA = \frac{100}{1 + e^{(11,13 - 0,14 L_{dn})}}$$

Gleichung 3

Die Abbildung 3 verdeutlicht den Zusammenhang.

Abbildung 3 %HA, Finegold et al. 1994



Der logistische Kurvenverlauf wird gewählt, um ein asymptotisches Annähern an %HA = 0 bei ca. 45 dB(A) bzw. %HA = 100 bei sehr hohen Pegeln zu ermöglichen. Dieser Dosis-Wirkungszusammenhang wurde in den ANSI-Setzungen implementiert.

Schon die Datenanalyse von Fidell gab erste Hinweise darauf, dass Fluglärm belastender wirken könnte als der Lärm von Straße oder Schiene. Deshalb wurden die Datenpunkte (173 für Fluglärm, 170 für Straßenverkehrslärm (traffic noise) und 57 für Schienenverkehrslärm) dahingehend untersucht, ob lärmartbedingte Unterschiede in den Belästigungswirkungen nachweisbar sind. Entsprechende Kurven wurden angegeben; aus diesen wird deutlich, dass Schienen- und Straßenverkehrslärm geringere Belästigungen hervorrufen als Fluglärm. Allerdings betonen Finegold et al., dass bei der Interpretation der Kurven Vorsicht geboten ist, da insbesondere in hohen Pegelbereichen für Schienen- und Straßenverkehrslärm nur wenige Datenpunkte vorhanden waren. Ferner sollte die Unsicherheit bei der Messung der Lärmexposition innerhalb, aber auch zwischen den Studien berücksichtigt werden. In den USA wurde die Anforderung gestellt, dass sich die Kurven innerhalb ihres gesamten Gültigkeitsbereichs um mindestens 5 dB unterscheiden müssen, um eine wirklich unterschiedliche Reaktion der Bevölkerung auf diese verschiedenen Lärmarten zu offenbaren.

2.3 Miedema et al. ab 1998

1998 veröffentlichten **Miedema und Vos**¹⁷ eine erneute Analyse der in Schultz und Fidell et al. verwendeten Daten (20 Studien zu Fluglärm, 26 Studien zu Straßenverkehrslärm und 9 Studien zu Schienenverkehrslärm). Die Studien wurden zwischen 1965 und 1993 durchgeführt, wobei ein Großteil vor 1990 veröffentlicht wurde. Die beiden nach 1990 erschienenen Fluglärmstudien (1990 / 1991 sowie 1991 / 1992) haben militärischen Fluglärm zum Inhalt. Zwei der Straßenverkehrsstudien sowie zwei der Studien zum Schienenverkehrslärm wurden nach 1990 erstellt.

Der Anteil „highly annoyed“ wird in Anlehnung an Schultz und Fidell als der Anteil Betroffener definiert, die ein Belästigungsurteil abgeben, das oberhalb eines Cut-Off-Punkts von 72 (auf einer Skala von 0 bis 100) liegt.

Als Maß für die Lärmexposition wird wiederum L_{dn} verwendet, wobei der zugrundeliegende L_{Aeq} entweder gemessen oder berechnet wurde und sich, wo möglich, auf die am stärksten belastete Fassade beziehen soll. Allerdings wird festgestellt, dass in den Studien eine Information darüber häufig nicht zu finden ist, so dass nicht von einer einheitlichen Herangehensweise zur Bestimmung der Exposition ausgegangen werden kann.

Bei der Analyse der Daten wurden zunächst alle „extremen“ Expositionen (< 45 dB(A) und > 75 dB(A)) ausgeschlossen. Da es sich zeigte, dass von $\%HA = 0$ bei ca. 42 dB(A) auszugehen ist, wurde bei diesem Pegel ein künstlicher Cut-Off gesetzt. Mit einem Least-Square-Fit und sowie einem Multi-Level-Fit konnten quadratische Zusammenhänge zwischen Belästigung ($\%HA$) und Exposition (L_{dn}) für jede Lärmart separat aufgestellt werden. Die nachfolgenden Gleichungen geben die Zusammenhänge wieder, die mittels Multi-Level-Analyse gewonnen wurden.

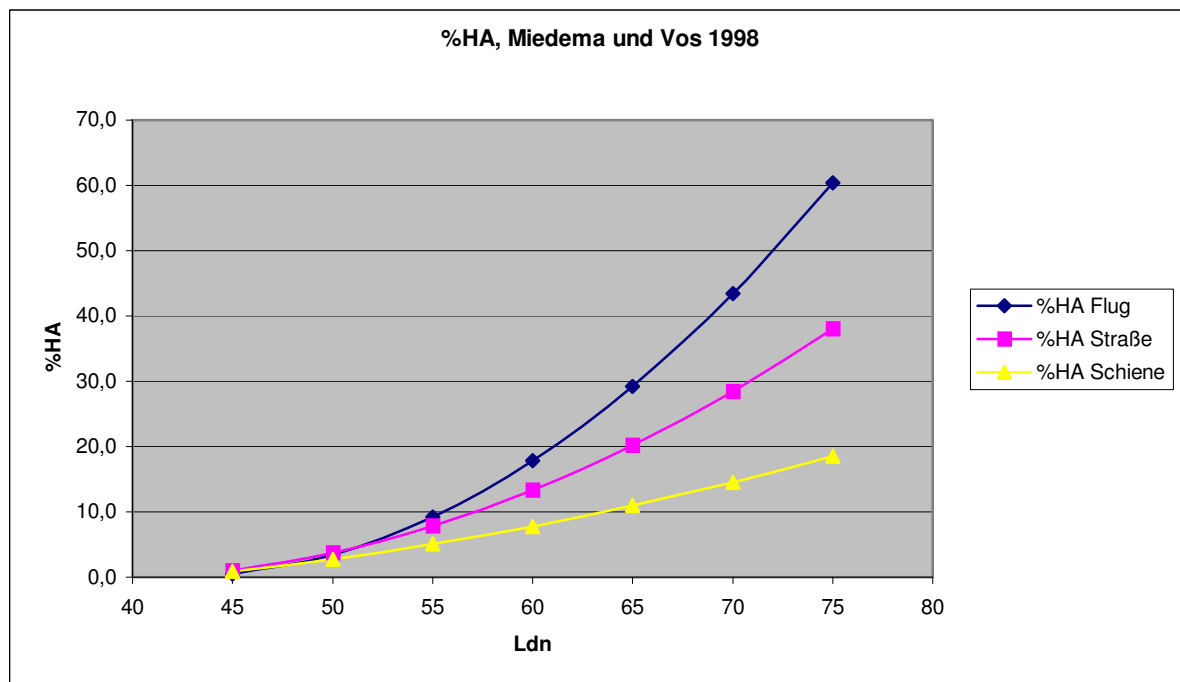
Fluglärm:	$\%HA = -0,02(L_{dn} - 42) + 0,0561(L_{dn} - 42)^2$	Gleichung 4
-----------	---	-------------

Straßenlärm:	$\%HA = 0,24(L_{dn} - 42) + 0,0277(L_{dn} - 42)^2$	Gleichung 5
--------------	--	-------------

Schienenlärm:	$\%HA = 0,28(L_{dn} - 42) + 0,0085(L_{dn} - 42)^2$	Gleichung 6
---------------	--	-------------

Die Abbildung 4 verdeutlicht die Zusammenhänge.

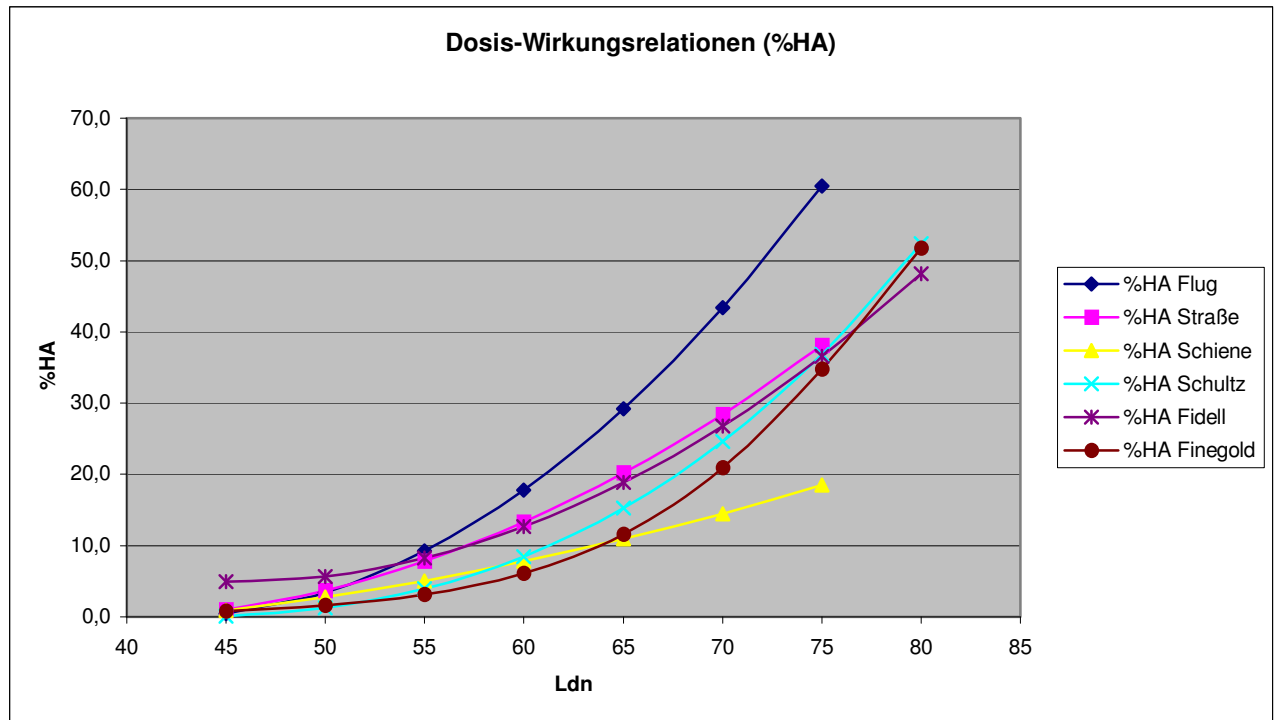
Abbildung 4 Dosis-Wirkungsrelationen $\%HA$, Miedema und Vos 1998



Die Konfidenzintervalle schließen sich bei höheren Pegeln aus, was darauf hindeutet, dass bei hohen Expositionen jede Lärmart ihre eigene Dosis-Wirkungsbeziehung aufweist.

Die nachfolgende Graphik stellt die bisher erläuterten Dosis-Wirkungsrelationen gemeinsam dar.

Abbildung 5 Dosis-Wirkungsrelationen in %HA



Aus der Abbildung 5 wird deutlich, dass die %HA-Kurven für Flug- und Schienenlärm deutlich von den für alle Lärmarten gemeinsamen Kurven von Schultz, Fidell et al. und Finegold et al. abweichen. Das erstaunt in zweifacher Hinsicht: Zum einen liegen die %HA-Werte dieser Kurven ab ca. 70 dB(A) nicht innerhalb der von Schultz und Fidell et al. angegebenen beidseitigen Konfidenzintervalle (vgl. Tabelle 1). Unterhalb von 70 dB(A) liegen die %HA-Werte am Rand der Intervalle. Zum anderen betonen Miedema und Vos, dass sich die Konfidenzintervalle bei hohen Pegeln gegenseitig ausschließen; diese Konfidenzintervalle, die hier aus ihrer Fig. 3 abgeschätzt wurden, überlappen kaum mit denen, die von Schultz und Fidell et al. angegeben wurden. Die %HA-Kurve für Straßenverkehrslärm ist ab ca. 55 dB(A) nahezu mit der Kurve nach Fidell et al. identisch.

Tabelle 1 Vergleich von Werten und Konfidenzintervallen (Miedema 1998, Schultz, Fidell et al.)

L_{dn} [dB(A)]	%HA-Konfidenzintervall 90 %, abgeschätzt nach Fig. 6, Schultz	%HA-Konfidenzintervall 95 %, abgeschätzt nach Fig. 15, Fidell et al.	%HA-Wert, Miedema und Vos, KI abgeschätzt nach Fig. 3
65	[8, 30]	[9,28]	Flug: 29,2 Straße: 20,2 Schiene: 10,9
70	[14, 40]	[17,37]	Flug: 43,4 (KI [37, 57]) Straße: 28,4 Schiene: 14,5 (KI [12, 18])
75	[23, 53]	[24, 48]	Flug: 60,4 (KI [50, 76]) Straße: 38,1 Schiene: 18,5 (KI [17, 23])

2001 veröffentlichten **Miedema und Oudshoorn**¹⁸ Dosis-Wirkungskurven und Konfidenzintervalle bezogen auf die durch L_{dn} und L_{den} ⁴ (^{19,20}) ausgedrückte Exposition. Die Studien werden daraufhin analysiert, ob eine Umrechnung auf den Expositionspegel L_{den} möglich ist; damit fallen von den 26 Studien zum Straßenverkehrslärm 8 heraus (vgl. Table 2)⁵. Die Datengrundlage ist ansonsten die gleiche wie 1998 (die allerneuesten Datensätze sind mittlerweile 10 Jahre alt); zur Auswertung wird ein verfeinertes Modell herangezogen. Datensätze mit „extremen“ Pegeln (< 45 dB(A) bzw. > 75 dB(A)) werden wiederum ausgeschlossen.

Ausgangspunkt für das Modell ist ein linearer Zusammenhang (Miedema 1992²¹) zwischen der individuellen Belästigung A und der Exposition L_{dn} (oder L_{den}). Hinzu kommt eine normalverteilte zufällige Komponente. Aufgrund dieser Normalverteilung kann die Wahrscheinlichkeit berechnet werden, dass die Belästigung einen bestimmten Schwellenwert (Cut-Off) übersteigt. Ist dieser gleich 72, erhält man den Prozentsatz Hochbelästigter („highly annoyed“) %HA. Darüber hinaus wird der Anteil Belästigter („annoyed“) %A durch den Schwellenwert 50 sowie der Anteil Geringbelästigter („little annoyed“) %LA durch den Schwellenwert 28 definiert. Hiermit wird von der ursprünglichen Rechtfertigung des Konzepts der Hochbelästigung %HA durch Schultz abgewichen. Eine Begründung für die Einführung dieser Kategorien wird nicht gegeben. Zur Approximation der dem Modell zugrundeliegenden Gaußschen Normalverteilung wird eine Kurvenapproximation durch ein Polynom 3. Grades verwendet. Weiterhin wird für den Dosis-Wirkungszusammenhang für %LA ein Schwellenwert von 32 dB(A) und für %A von 37 dB(A) eingeführt. Dieser Schwellenwert suggeriert, dass die Kurven auch für Pegel < 45 dB(A) anwendbar wären; entsprechende Datenpunkte wurden aber aus der Modellierung ausgeschlossen.

⁴ Die Einführung von L_{den} wird mit Hinweis auf eine Studie von Miedema et al. (2000)¹⁹ begründet, die für Fluglärm den besten Zusammenhang zwischen L_{den} und %HA aufzeigt. Die Verwendung des L_{den} als Lärmindikator in die EU-Umgebungs-lärmrichtlinie gründet sich wesentlich auf diesen Artikel. Der Lärmindikator L_{den} geht allerdings auf den in den Niederlanden im Rahmen des „Noise Abatement Act“ verwendeten L_{etm} zurück (s. de Jong und Miedema 1996²⁰).

⁵ Betrachtet man die mittlerweile durch die ISO 15666 standardisierte Abfragemethodik, erscheint eine Extraktion der Lärmbetroffenheit für den Abendzeitraum aus den Daten schwer realisierbar.

Folgende Zusammenhänge für %HA werden angegeben:

Exposition gegeben durch L_{dn} :

$$\text{Fluglärm, } L_{dn}: \quad \%HA = 0,342(L_{dn} - 42) + 4,081 \cdot 10^{-2}(L_{dn} - 42)^2 - 1,395 \cdot 10^{-4}(L_{dn} - 42)^3$$

Gleichung 7

$$\text{Straßenlärm, } L_{dn}: \quad \%HA = 0,538(L_{dn} - 42) - 1,523 \cdot 10^{-2}(L_{dn} - 42)^2 + 9,994 \cdot 10^{-4}(L_{dn} - 42)^3$$

Gleichung 8

$$\text{Schienenlärm, } L_{dn}: \quad \%HA = 0,163(L_{dn} - 42) - 7,774 \cdot 10^{-3}(L_{dn} - 42)^2 + 7,158 \cdot 10^{-4}(L_{dn} - 42)^3$$

Gleichung 9

Exposition gegeben durch L_{den} :

$$\text{Fluglärm, } L_{den}: \quad \%HA = 0,2939(L_{den} - 42) + 3,932 \cdot 10^{-2}(L_{den} - 42)^2 - 9,199 \cdot 10^{-5}(L_{den} - 42)^3$$

Gleichung 10

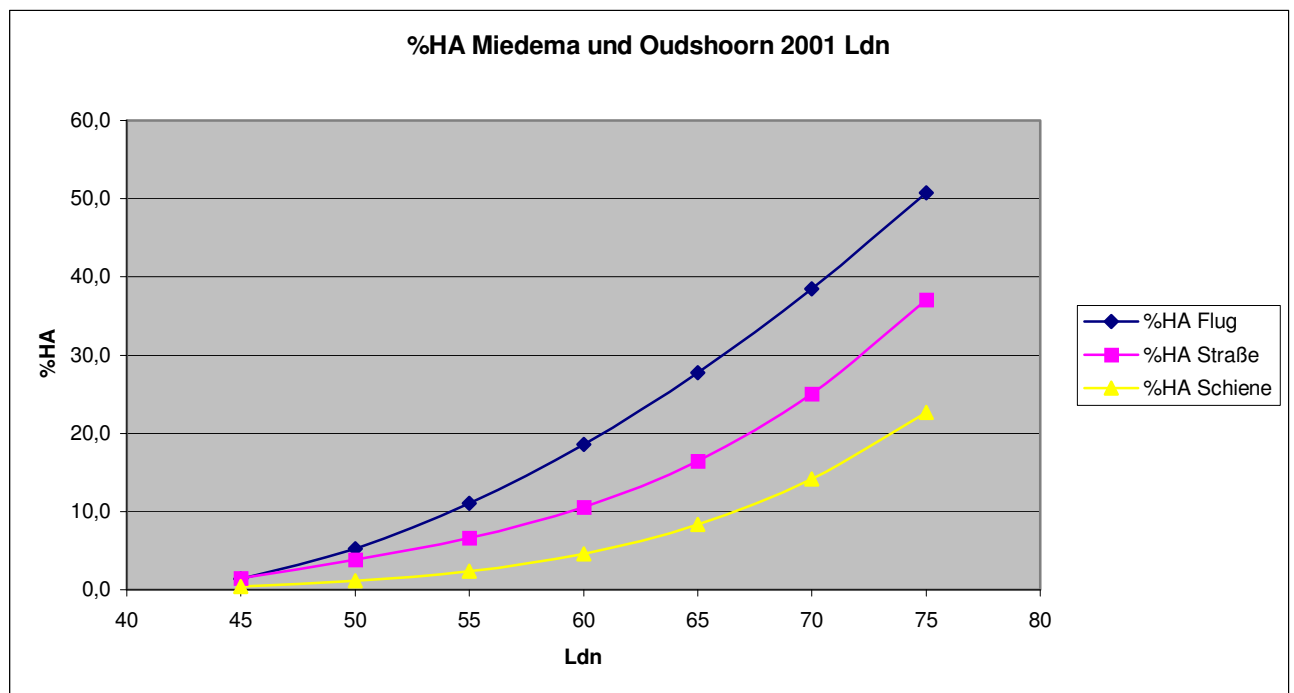
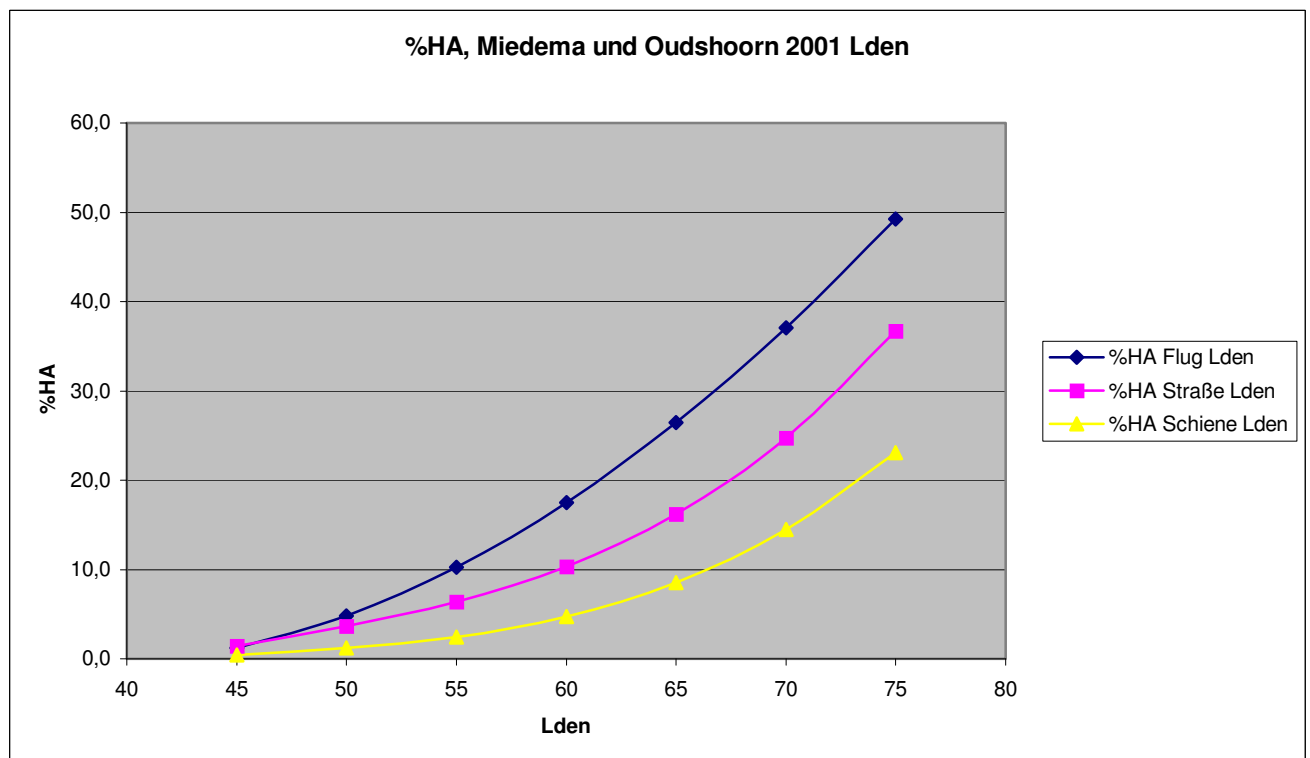
$$\text{Straßenlärm, } L_{den}: \quad \%HA = 0,5118(L_{den} - 42) - 1,436 \cdot 10^{-2}(L_{den} - 42)^2 + 9,868 \cdot 10^{-4}(L_{den} - 42)^3$$

Gleichung 11

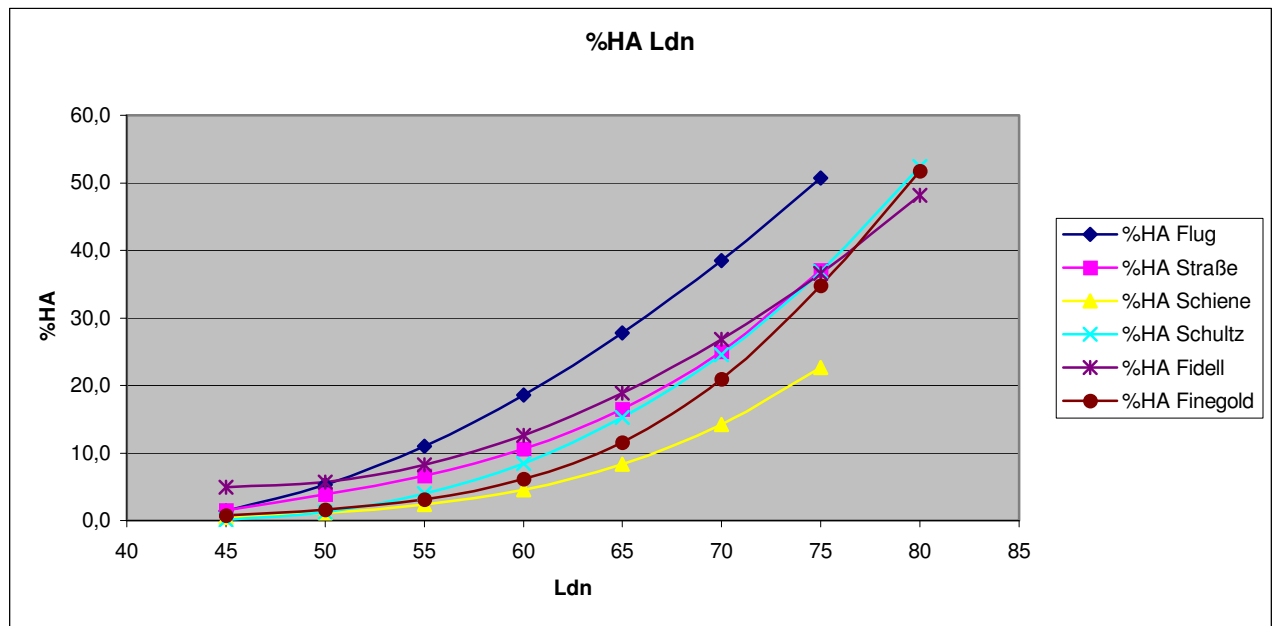
$$\text{Schienenlärm, } L_{den}: \quad \%HA = 0,1695(L_{den} - 42) - 7,851 \cdot 10^{-3}(L_{den} - 42)^2 + 7,239 \cdot 10^{-4}(L_{den} - 42)^3$$

Gleichung 12

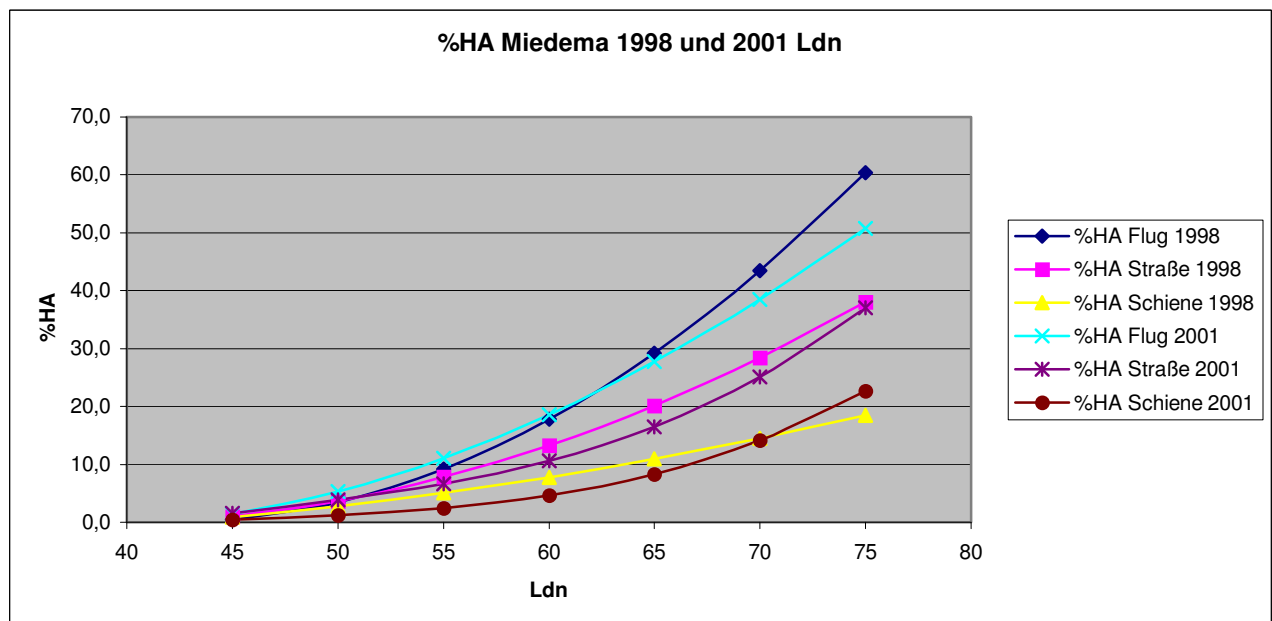
Die nachfolgenden Abbildungen 6 und 7 stellen die Dosis-Wirkungszusammenhänge graphisch dar.

Abbildung 6 %HA L_{dn} , Miedema und Oudshoorn 2001Abbildung 7 %HA L_{den} , Miedema und Oudshoorn 2001

Ein direkter Vergleich dieser Kurven mit denen von Schultz; Fidell et al. und Finegold et al. ist nur für L_{dn} möglich; die Abbildung 8 stellt diese Kurven gegenüber.

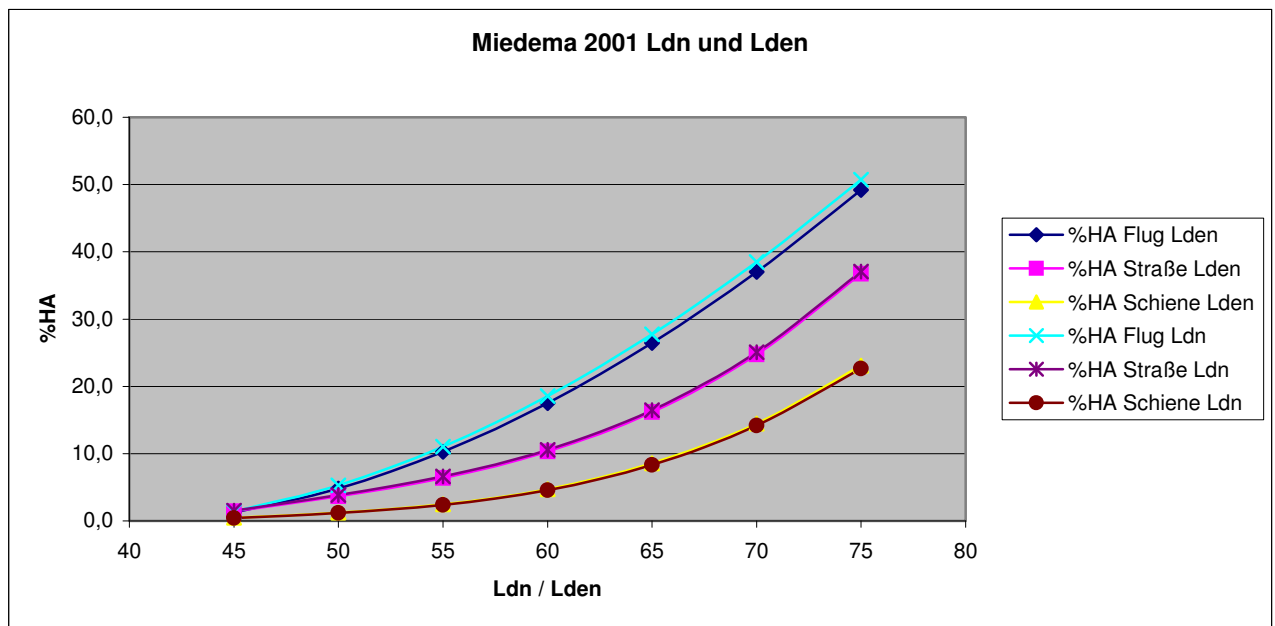
Abbildung 8 Dosis-Wirkungsrelationen %HA L_{dn} Miedema; Schultz; Fidell et al.; Finegold et al.

Die Abbildung 9 vergleicht für den L_{dn} die Kurven von 1998 und 2001 und die Abbildung 10 spiegelt den Unterschied wider, der sich bei der Verwendung von L_{dn} bzw. L_{den} ergibt.

Abbildung 9 %HA L_{dn} , Miedema 1998 und 2001

Die Kurven für die verschiedenen Lärmarten rücken enger zusammen; aus Fig. 1 (Miedema 2001) kann abgeschätzt werden, dass sich die Konfidenzintervalle bei hohen Pegeln auch weiterhin nicht überlappen⁶.

⁶ Diese sind recht schmal und betragen: Für Fluglärm bei 70 dB(A): ca. [33, 41], für Straßenverkehrslärm bei 70 dB(A): ca. [21, 30], für Schienenverkehrslärm bei 70 dB(A): ca. [10, 18].

Abbildung 10 %HA L_{dn} und L_{den} Miedema 2001

Der Wechsel von L_{dn} zu L_{den} wirkt sich auf die Dosis-Wirkungszusammenhänge nur unerheblich aus.

Der Vergleich zwischen den 1998 bzw. 2001 veröffentlichten Dosis-Wirkungsrelationen bezogen auf den L_{dn} zeigt zum Teil, insbesondere bei hohen Pegeln, deutliche Unterschiede⁷. Dies ist auch aus der Tabelle 2 ersichtlich, in der zur Orientierung nochmals die Konfidenzintervalle von Schultz und Fidell et al. mit aufgeführt sind.

⁷

Da sich die Datengrundlage nicht geändert hat, ist dieses auf das zugrundeliegende Modell zum Datenfit zurückzuführen. Durch die (Theorie) Lärmwirkungsforschung werden jedoch keine Modelle ausgezeichnet, die Entscheidung für ein solches hat wesentlich subjektiven Charakter.

Tabelle 2 Vergleich von Werten und Konfidenzintervallen (Miedema 2001; Schultz; Fidell et al.)

L_{dn} [dB(A)]	%HA-Konfidenzintervall 90 %, abgeschätzt nach Fig. 6, Schultz	%HA-Konfidenzintervall 95 %, abgeschätzt nach Fig. 15, Fidell et al.	%HA-Wert, Miedema, in Klammern Werte von 1998
65	[8, 30]	[9, 28]	Flug: 27,8 (29,2) Straße: 16,5 (20,2) Schiene: 8,3 (10,9)
70	[14, 40]	[17, 37]	Flug: 38,5 (43,4) Straße: 25,1 (28,4) Schiene: 14,2 (14,5)
75	[23, 53]	[24, 48]	Flug: 50,7 (60,4) Straße: 37,1 (38,1) Schiene: 22,6 (18,5)

2.4 EU Position Paper

Im Jahr **2002** veröffentlichte die **Europäische Kommission** ein „Position paper on dose response relationships between transportation noise and annoyance“²². Entsprechend des Anhangs III der „Umgebungslärmrichtlinie“ (2002/49/EG)²³ sollen „für die Bewertung der Auswirkungen von Lärm auf die Bevölkerung“ „Dosis-Wirkungsrelationen“ verwendet werden. Anzugeben sind „die Relation zwischen Belästigung und L_{den} für Straßenverkehrs-, Eisenbahn- und Fluglärm sowie für Industrie- und Gewerbelärm“ sowie „die Relation zwischen Schlafstörung und L_{night} für Straßenverkehrs-, Eisenbahn- und Fluglärm sowie für Industrie- und Gewerbelärm“.

Dieses Dokument widmet sich der ersten Aufgabe und greift dazu auf die von Miedema und Oudshoorn 2001 vorgeschlagenen Dosis-Wirkungszusammenhänge zurück, wobei für die Exposition der L_{den} zugrunde gelegt wird. Es wird empfohlen, zur Beschreibung der Lärmbelästigung in der Bevölkerung Dosis-Wirkungsrelationen für den Prozentsatz „highly annoyed“ (%HA) oder „annoyed“ (%A) heranzuziehen. Diese sind hier nochmals zusammengefasst angegeben (s. auch Gleichungen 10, 11 und 12).

- Hochbelästigte (%HA)

$$\text{Fluglärm: } \%HA = 0,2939(L_{den} - 42) + 3,932 \cdot 10^{-2}(L_{den} - 42)^2 - 9,199 \cdot 10^{-5}(L_{den} - 42)^3$$

Gleichung 13

$$\text{Straßenlärm: } \%HA = 0,5118(L_{den} - 42) - 1,436 \cdot 10^{-2}(L_{den} - 42)^2 + 9,868 \cdot 10^{-4}(L_{den} - 42)^3$$

Gleichung 14

$$\text{Schienenlärm: } \%HA = 0,1695(L_{den} - 42) - 7,851 \cdot 10^{-3}(L_{den} - 42)^2 + 7,239 \cdot 10^{-4}(L_{den} - 42)^3$$

Gleichung 15

- Belästigte (%A)

$$\text{Fluglärm: } \%A = 1,221(L_{den} - 37) + 1,777 \cdot 10^{-2} (L_{den} - 37)^2 + 8,588 \cdot 10^{-6} (L_{den} - 37)^3$$

Gleichung 16

$$\text{Straßenlärm: } \%A = 0,5353(L_{den} - 37) + 2,110 \cdot 10^{-2} (L_{den} - 37)^2 + 1,795 \cdot 10^{-4} (L_{den} - 37)^3$$

Gleichung 17

$$\text{Schienenlärm: } \%A = 0,2129(L_{den} - 37) + 9,482 \cdot 10^{-3} (L_{den} - 37)^2 + 4,538 \cdot 10^{-4} (L_{den} - 37)^3$$

Gleichung 18

Ursprünglich wurde durch die Arbeitsgruppe der Belästigungsindikator %A empfohlen, um damit den mittleren Belästigungen besser Rechnung zu tragen. Eine abschließende Empfehlung wird nicht gegeben, so kann bspw. auch für eine mittlere Belästigung in der Bevölkerung der norwegische Lärmbelästigungsindex herangezogen werden.

Im Jahre 2004 wurde durch die Europäische Kommission ein „Position paper on dose-effect relations for night time noise“²⁴ veröffentlicht, das Dosis-Wirkungskurven für den Zusammenhang zwischen Lärmbelastung und nächtlicher Schlafstörung empfiehlt und sich dabei wesentlich an den Arbeiten von Miedema, Vos und Passchier-Vermeer^{25, 26, 27, 28} orientiert. Diese beruhen auf einer Analyse von 15 Datensätzen aus 12 Studien mit mehr als 12.000 individuellen Angaben zur Dosis-Wirkung⁸. Grundlage ist gemäß den Aussagen des Dokuments der L_{night} außen, an der am stärksten betroffenen Fassade, in einem Bereich von 45-65 dB(A)⁹. Angegeben werden Zusammenhänge zur Berechnung des „Anteils stark Schlafgestörter“, %HSD (highly sleep disturbed), des „Anteils Schlafgestörter“ %SD (sleep disturbed) sowie des „Anteils schwach Schlafgestörter“, %LSD (lowly sleep disturbed)¹⁰, siehe die nachfolgenden Gleichungen 19 bis 27 und die dazugehörigen Abbildungen 11, 12 und 13.

- Straßenverkehrslärm

$$\%HSD = 20,8 - 1,05 \cdot L_{night} + 0,01486 \cdot L_{night}^2 \quad \text{Gleichung 19}$$

$$\%SD = 13,8 - 0,85 \cdot L_{night} + 0,01670 \cdot L_{night}^2 \quad \text{Gleichung 20}$$

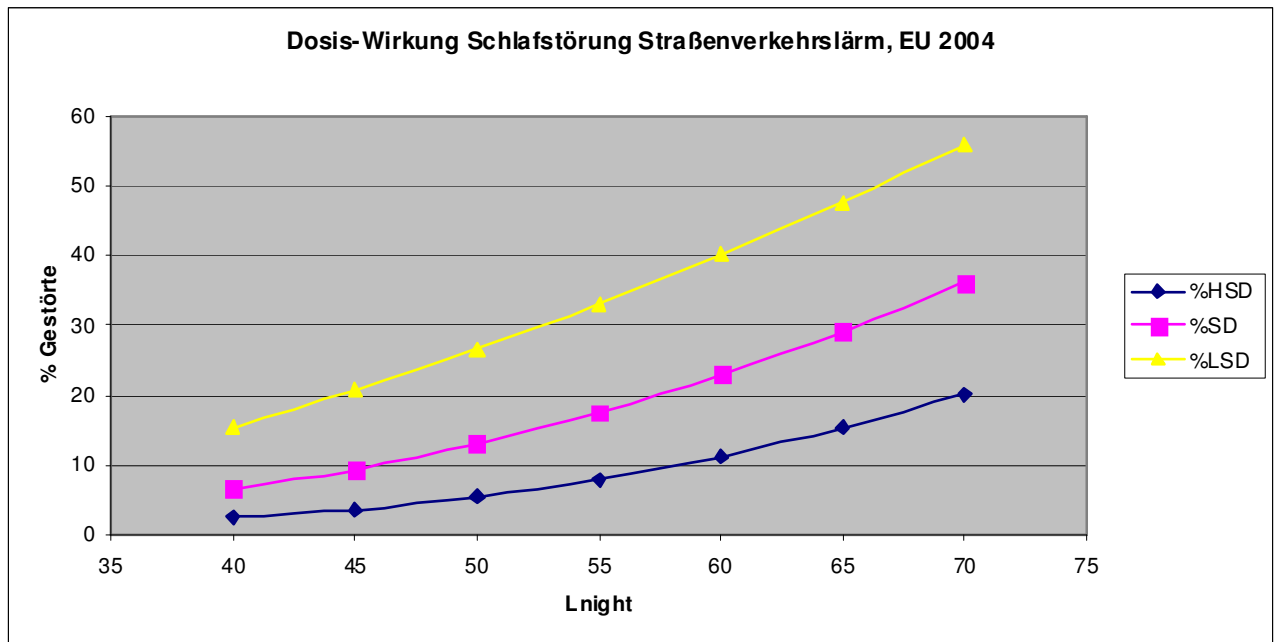
$$\%LSD = 8,4 + 0,16 \cdot L_{night} + 0,01081 \cdot L_{night}^2 \quad \text{Gleichung 21}$$

⁸ Im TNO-Report von 2002 werden 29 Studien erwähnt, von denen 17 vor 1990 durchgeführt wurden.

⁹ Die Polynome approximieren die Kurven auch zwischen 40–45 dB(A) und 65–70 dB(A).

¹⁰ Die Kriterien zur Festsetzung von %HSD, %SD bzw. %LSD sind wiederum die Cut-Off-Punkte 72, 50 bzw. 28 auf einer Belästigungsskala von 0-100.

Abbildung 11 Dosis-Wirkungsrelationen Schlafstörungen Straßenverkehrslärm, EU 2004



- Schienenverkehrslärm

$$\%HSD = 11,3 - 0,55 \cdot L_{night} + 0,00759 \cdot L_{night}^2$$

Gleichung 22

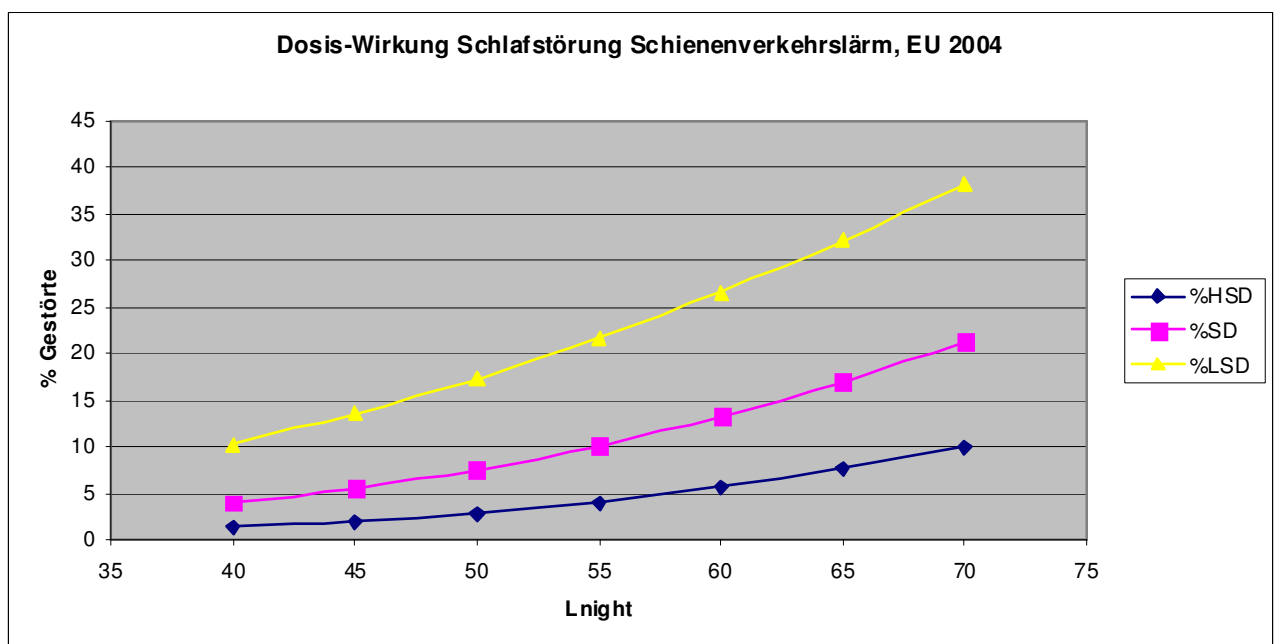
$$\%SD = 12,5 - 0,66 \cdot L_{night} + 0,01121 \cdot L_{night}^2$$

Gleichung 23

$$\%LSD = 4,7 - 0,31 \cdot L_{night} + 0,01125 \cdot L_{night}^2$$

Gleichung 24

Abbildung 12 Dosis-Wirkungsrelationen Schlafstörungen Schienenverkehrslärm, EU 2004



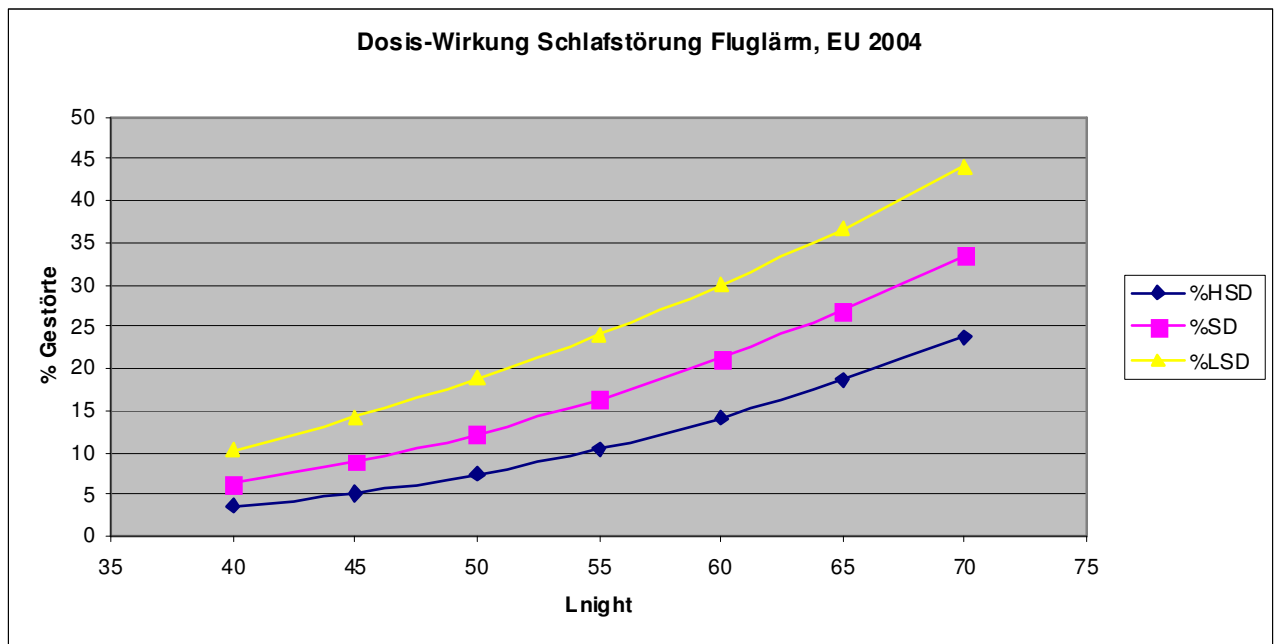
- Fluglärm

$$\%HSD = 18,147 - 0,956 \cdot L_{night} + 0,01482 \cdot L_{night}^2 \quad \text{Gleichung 25}$$

$$\%SD = 13,714 - 0,807 \cdot L_{night} + 0,01555 \cdot L_{night}^2 \quad \text{Gleichung 26}$$

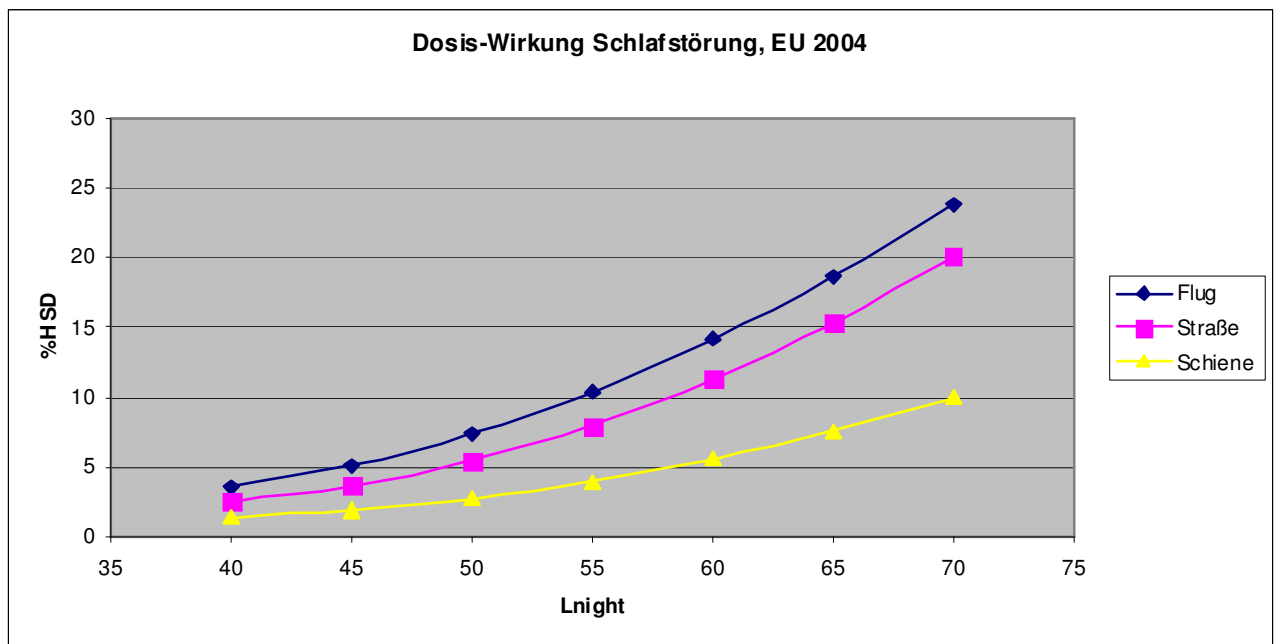
$$\%LSD = 4,465 - 0,441 \cdot L_{night} + 0,01395 \cdot L_{night}^2 \quad \text{Gleichung 27}$$

Abbildung 13 Dosis-Wirkungsrelationen Schlafstörungen Fluglärm, EU 2004



Zusammengefasst sind in der Abbildung 14 die %HSD für alle drei Lärmarten dargestellt.

Abbildung 14 %HSD Straßenverkehrs-, Schienenverkehrs- und Fluglärm, EU 2004



Folgende kritische Anmerkungen, die sich z.T. aus den oben dargestellten Zusammenhängen, die zu den hier vorgeschlagenen Berechnungsformeln für die Belästigungsindikatoren %HA bzw. %A¹¹ geführt haben, ergeben, sind anzubringen:

- Die den Dosis-Wirkungsrelationen %HA und %A zugrundeliegenden Daten waren bereits 2002 alle älter als 10 Jahre.
- 55 % der Studien (30 von 55) sind bis 1980 erschienen, also zum Zeitpunkt der Veröffentlichung des „Position paper“ älter als 22 Jahre. Keine der nach 1994 erschienenen zahlreichen Studien wurde berücksichtigt.
- In der ursprünglichen Untersuchung von Schultz wurde das Konzept %HA eingeführt, um die bei geringen und mittleren Pegeln vorhandenen sehr starken Streuungen in den Belästigungsurteilen zu vermeiden.
- In den den Dosis-Wirkungszusammenhängen zugrundeliegenden Studien wurde selten der genaue Zeitabschnitt konkretisiert, für den die angegebene Belästigung gelten soll.
- Bei hohen Pegeln (ab ca. 60 dB(A)) sind bei der Bewertung der Auswirkungen des Lärms neben den in den Dosis-Wirkungsrelationen berücksichtigten Belästigungsreaktionen auch Erhöhungen von Erkrankungsrisiken bspw. für Herzinfarkte und Bluthochdruck (s.u. Babisch²⁹, de Kluizenaar et al.³⁰) einzubeziehen.
- Neuere Untersuchungen (s.u. Brink et al.) zeigen, dass nur ca. 15 % des Belästigungsurteils durch die Exposition hervorgerufen werden; die entscheidende Rolle nicht-akustischer Parameter ist in den vorliegenden Dosis-Wirkungsrelationen nicht berücksichtigt.

¹¹ Sinngemäße Aussagen können auch für %HSD, %SD bzw. %LSD getroffen werden.

- Die Dosis-Wirkungsrelationen %A suggeriert, dass der Pegelbereich ab 37 dB(A) durch Daten abgesichert sei. Tatsächlich wurden für die Ableitung der Zusammenhänge nur Datenpunkte mit $45 \text{ dB(A)} \leq L_{\text{den}} \leq 75 \text{ dB(A)}$ berücksichtigt.
- Die %HA-Kurven bilden eine sehr starke Belästigung ab; die Kurven sind wenig sensitiv für Änderungen, die sich bspw. im Rahmen von Lärminderungsszenarien ergeben.
- In sehr vielen Studien zur Lärmbelästigung wird auf den Belästigungsindikator %HA, nicht aber auf %A Bezug genommen.
- Insbesondere bei älteren Datensätzen kann nicht davon ausgegangen werden, dass die Exposition exakt festgestellt wurde.
- Die (positive) Wirkung eines Zugangs zu einer ruhigen Fassade (s.u.) ist nicht berücksichtigt; ferner kann bei den Kurven zugrundeliegenden Datenanalysen nicht sichergestellt werden, dass tatsächlich Expositionen an der am stärksten betroffenen Fassade erfasst wurden.
- Unterschiedliche klimatische Bedingungen werden nicht berücksichtigt. So zeigen neuere Untersuchungen (s.u.) dass die Belästigung i.a. wächst, wenn die Menschen mehr Zeit im Freien verbringen bzw. sich in ihren Wohnungen bei geöffneten Fenstern aufhalten. Vor allem in Ländern mit geringeren Durchschnittstemperaturen sind die Fassaden und insbesondere die Fenster aus Gründen der Wärmedämmung diesen Bedingungen angepasst. Es kann deshalb davon ausgegangen werden, dass in diesen Ländern im Durchschnitt auch die Schalldämmung der Fenster höher als in Ländern mit höheren Durchschnittstemperaturen ist.
- Kulturelle Differenzen (bspw. Aufenthalt im Freien, Lärmakzeptanz, unterschiedliche Tagesrhythmen) sind nicht berücksichtigt. Dieses Problem stellt sich allerdings schon auf der Ebene des L_{den} , da die in vielen südlichen Ländern insbesondere während der Sommermonate praktizierte Siestzeit nicht mit einem Schutzanspruch versehen ist.
- Neuere Untersuchungen (s.u. Guski) deuten darauf hin, dass die Lärmbelästigung zeitlich nicht konstant ist, sondern sich, bei gleicher Exposition, in den letzten Jahren erhöht hat.
- Viele nach Miedema 1998 bzw. 2001 erschienene Studien legen einen anderen Verlauf der Dosis-Wirkungsrelationen nahe (s.u.).
- Insbesondere für Flug- und Schienenverkehrslärm wird weiterhin diskutiert (vgl. bspw. **Schuemer et al. 2003³¹⁾**), ob nicht die Anzahl der Ereignisse und deren Maximalpegel ein geeigneteres Maß für die Exposition darstellen als der L_{den} bzw. L_{night} .

3 Dosis-Wirkungsrelationen zur Belästigung nach 2000

In den nachfolgenden Kapiteln soll die seit 2000 erschienene Literatur zur Thematik Lärm-Wirkungs-Relationen zusammengestellt und auf wesentliche hierin enthaltene Aussagen eingegangen werden. Es erfolgt i.a. eine Beschränkung auf den europäischen und nordamerikanischen Raum (inkl. Kanada). Aufgrund der Menge an Publikationen kann, wie bereits erwähnt, keine Vollständigkeit angestrebt werden.

Bei „experimentellen“ Arbeiten ist i.a. zwischen Labor- und Feldstudien zu unterscheiden. Es sollen hier nicht umfassend die Vor- und Nachteile dieser Studientypen, sondern nur einige Bemerkungen aufgeführt werden, die im Zusammenhang mit der Interpretation der Ergebnisse wichtig sind.

Laborstudien

- Allen Teilnehmern können identische, kontrollierte Testbedingungen präsentiert werden. Die Studien könnten, bei Bedarf, wiederholt werden.
- Die Testpersonen werden i.a. audiometrisch untersucht, um krankhafte Veränderungen der auditiven Wahrnehmung und damit eine Verfälschung der Versuchsergebnisse auszuschließen.
- Die Bedingungen im Labor sind nicht mit der normalen Lebenssituation zu vergleichen (andere bzw. keine Hintergrundgeräusche im Raum und von außen, Konzentration auf den Versuchsablauf (Hörbeispiel, zu lösende Aufgabe)).
- Die Lärmquelle steht im Fokus der Aufmerksamkeit.
- Die Lärmexposition erfolgt über einen kurzen Zeitraum; der Teilnehmer kann erwarten, dass die Belästigung nicht andauern wird.
- Es wird die Belästigung erfragt, die im direkten Zusammenhang mit der dargebotenen Lärmexposition steht.
- Bei Laborstudien ist der Teilnehmer auf das Thema Lärm „vorgeprägt“, geht also mit einer bestimmten Erwartungshaltung in den Versuch.
- Gefühle des „Ausgeliefertseins“ oder der „Ohnmacht“ gegenüber der Quelle oder deren Erzeuger sind kaum zu erwarten.
- Bei Schlafstörungen werden auch jene registriert, die nicht zu Aufwachreaktionen führen und nicht am Morgen erinnert werden. Das kann zu Überschätzungen der Reaktionen führen.
- Langzeiteffekte einer Lärmbelastung (Stressreaktionen und ihre physiologischen Folgen) können durch Kurzzeitlaborstudien nicht nachgewiesen werden. Damit besteht die Gefahr einer Unterschätzung der gesundheitlichen Auswirkungen des Lärms (vgl. **Ising und Kruppa 2004³²**).
- Die Anzahl der Teilnehmer ist i.a. klein, was es kaum ermöglichen wird, bspw. altersabhängige Belästigungsreaktionen mit einer ausreichenden statistischen Sicherheit herauszuarbeiten.

Feldstudien

- Die Anzahl möglicher Einflussparameter ist deutlich größer als bei Laborstudien und kaum im vollen Umfang zu kontrollieren.
- Angegeben wird i.a. der Außenpegel; der Innenpegel, der bei Aufenthalt in der Wohnung für die Belästigungsreaktion maßgeblich ist, ist abhängig von der Art der Fenster (Dämmung, Öffnungszustand), der Fassade, der Lärmart, sonstigen Innengeräuschen.

- Die Außenlärmexposition jedes Probanden kann nicht exakt festgestellt werden (weitmaschiges Messstationennetz, keine Kenntnis über die genaue Lage der Aufenthalts- und Schlafräume).
- Der Einfluss der Wohnraumsituation (Mieter oder Eigentümer) aber auch der gesamten Wohn- und Umgebungssituation (Zufriedenheit mit der Wohnumgebung, soziales Umfeld) auf das Belästigungsurteil wird häufig, insbesondere in älteren Studien, nicht erfasst.
- In der häuslichen Umgebung entwickeln die Personen Adaptionsmechanismen, um mit der Lärmbelästigung umgehen zu können.
- Erfragt wird typischerweise die Belästigung während der letzten 12 Monate; im Gedächtnis bleiben jedoch „herausragende“ Lärmereignisse. Jahreszeitliche Schwankungen im Belästigungsurteil - obwohl wahrscheinlich vorhanden – werden dadurch nicht erfasst. Eine Unterscheidung der Belästigung nach „innen, außen, Fenster geschlossen, Fenster offen“ erfolgt i.a. nicht.
- Eine klare Unterscheidung der Belästigung nach der Tageszeit wird häufig nicht getroffen.
- Rückfragen des Probanden bei Verständnisproblemen mit dem Fragebogen sind kaum möglich.
- Die Abhängigkeit der Belästigung von der Entfernung zur Quelle^{12, (33)} Quellspezifika (bspw. Fahrzeugart und Fahrzeuggeschwindigkeit) sowie Sichtbarkeit der Quelle^{13 (34)} werden nicht berücksichtigt.
- Bei Untersuchungen zu gesundheitlichen Auswirkungen des Lärms werden z.T. Belästigungen erfragt ohne die zugrundeliegende Lärmexposition mitzubestimmen.

3.1 Studien zum Zusammenhang zwischen Belästigung (annoyance) und Exposition

3.1.1 Feldstudien

In einer auf der Auswertung zahlreicher Studien beruhenden Untersuchung des Umweltbundesamtes zu Fluglärmwirkungen kommen **Ortscheid und Wende 2000**³⁵ zu folgenden Aussagen:

- Bei Außenpegeln (L_{Aeq}) tags von unter 50 dB(A) und nachts von unter 40 dB(A) ist keine oder nur eine geringe Belästigung zu verzeichnen; solche Fluglärmimmissionen sind als unkritisch anzusehen.

¹² Im Nahbereich der Quellen (insbesondere Schiene, vgl. auch Schuemer et al.³¹) können durch Erschütterungen, Staubaufwirbelungen, ungehinderter Einsicht in die Wohnung oder das Grundstück höhere Belästigungen auftreten, als sie allein durch den Pegel zu erklären wären. Auch Morihara et al.³³ betonen, dass die Belästigung durch Schienen- jedoch nicht bei Straßenverkehrslärm in unmittelbarer Nähe zur Quelle größer ist. Dieser Effekt wird auch von Huybrechts⁶² (s.u.) beschrieben.

¹³ Die Quelle erscheint lästiger, wenn sie optisch wahrgenommen werden kann (vgl. dazu auch Bangjun et al.³⁴).

- Bei Außenpegeln (L_{Aeq}) tags zwischen 50 und 55 dB(A) und nachts zwischen 40 und 45 dB(A) kommt es zu einer Belästigung.
- Bei Außenpegeln (L_{Aeq}) tags von über 55 dB(A) und nachts von über 45 dB(A) sind erhebliche Belästigungen zu erwarten.

In der Arbeit von **Hoeger et al. 2002**³⁶ werden, beziehend auf Griefahn et al. (Hrsg.) 1999³⁷ Belästigungen durch Schienen-, Straßen- und Fluglärm aufgezeigt und verglichen. Für Schienen- und Straßenverkehrslärm werden lineare Zusammenhänge zwischen Belästigung (auf einer Skala von 1 bis 5) und Pegel gefunden, diese sind z.T. deutlich höher als bei Miedema angegeben. Bei Straßenverkehrslärm gibt es keine wesentlichen Unterschiede im Belästigungsniveau für den tag- bzw. Nachtzeitraum (s. Abbildung 15).

Abbildung 15 Belästigung tags und nachts, Straße, Hoeger et al. 2002

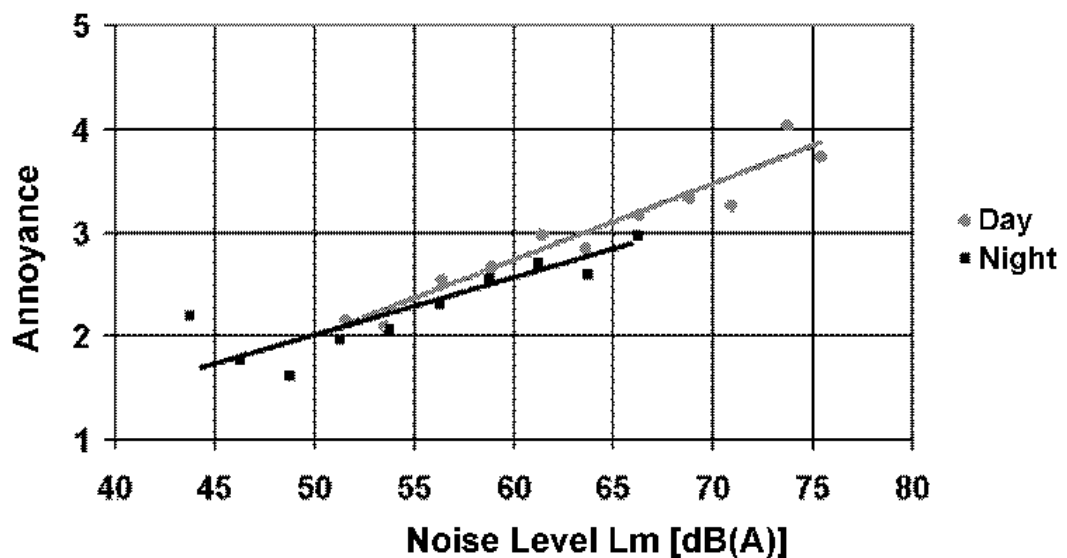


Figure 2. Day- and night-time annoyance for road traffic noise (from Griefahn et al., 1999)

Für den Schienenverkehrslärm lässt sich eine erhöhte Belästigungsreaktion für den Tag (bei gleichem Pegel!) ableiten (s. Abbildung 16).

Abbildung 16 Belästigung tags und nachts, Schiene, Hoeger et al. 2002

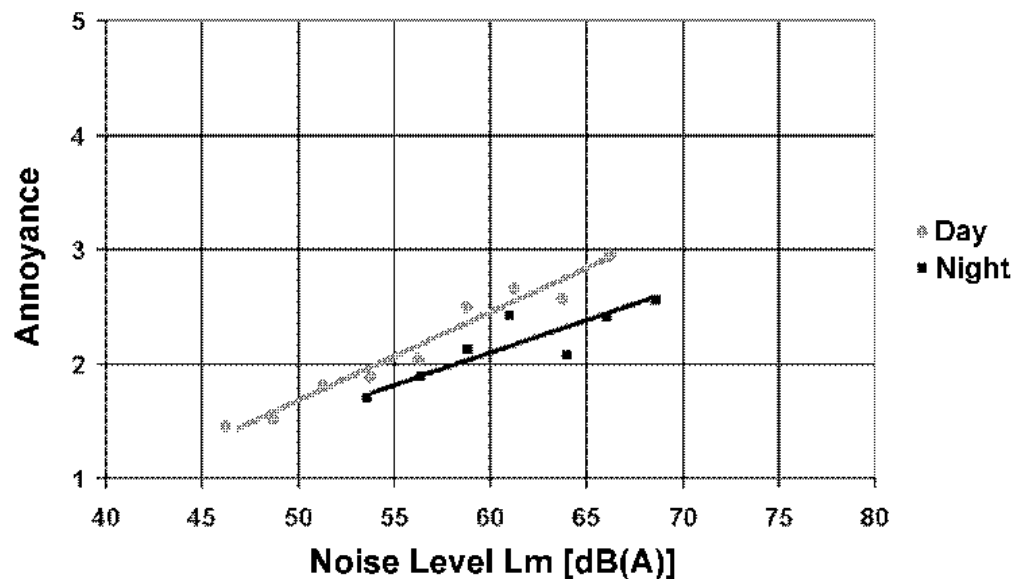


Figure 3. Day- and night-time annoyance for railway traffic noise (from Griefahn et al., 1999).

Für die Belästigung durch Fluglärm (%HA) wird vorgeschlagen, einen nichtlinearen Zusammenhang zu verwenden. Die Belästigungsreaktion nachts steigt bei Pegeln über 50 dB(A) stärker an als tags (s. Abbildung 17).

Abbildung 17 %HA tags und nachts, Flug, Hoeger et al. 2002

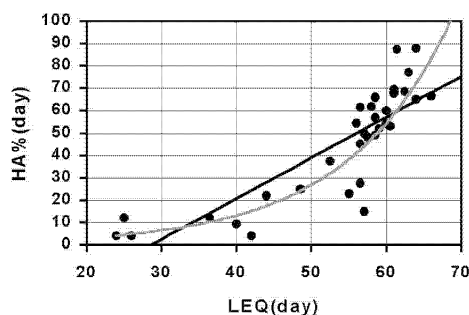


Figure 5. Day-related dose-response relation for air traffic noise around Frankfurt airport (from Kastka, 1999, modified by the authors).

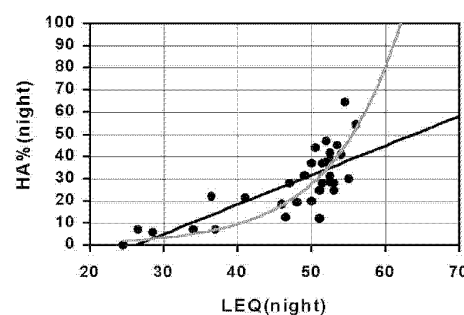


Figure 6. Night-related dose-response relation for air traffic noise around Frankfurt airport (from Kastka, 1999, modified by the authors).

In einer vergleichenden Untersuchung zur Lärmbelastigung von Straßenverkehrslärm in Schweden (Göteborg, 1.142 Teilnehmer) und Japan (Kumamoto, 837 Teilnehmer und Sapporo, 780 Teilnehmer) geben **Sato et al. 2002**³⁸ Dosis-Wirkungsbeziehungen an (s. Abbildung 18). Die Exposition wurde aus Messungen bestimmt; die Lärmbelastigung wurde mit einer 5-stufigen Skala erfasst.

Abbildung 18 %HA Straße, Sato et al. 2002

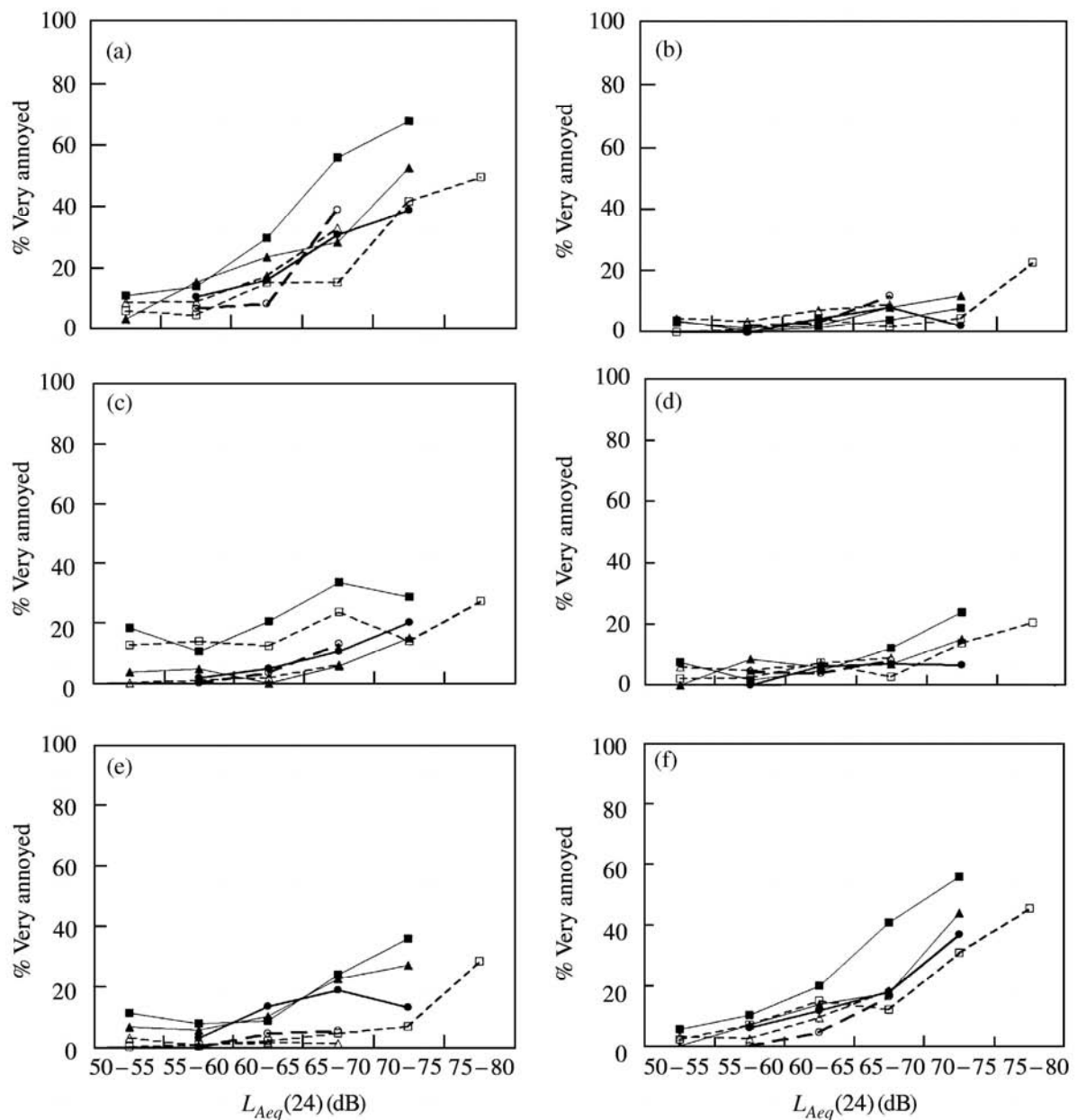


Figure 3. Comparison of community responses to acoustical and non-acoustical factors. “%very annoyed” refers to the proportion of people who responded “very annoyed”: (a) Road traffic noise annoyance; (b) TV/radio listening disturbance; (c) rest/relaxation disturbance in garden/balcony; (d) awakening; (e) house vibration; (f) exhaust fumes. —▲—, Kumamoto/Detached; —■—, Gothenburg/Detached; —●—, Sapporo/Detached; --△--, Kumamoto/Apartment; --□--, Gothenburg/Apartment; —○—, Sapporo/Apartment.

Im Vergleich zu den Miedema-Kurven ist eine deutlich höhere Belästigung in der schwedischen Kohorte insbesondere bei Bewohnern, die in Einfamilienhäusern wohnen, ersichtlich. Die Störwirkung hingegen ist weniger ausgeprägt.

In einer umfassenden Auswertung der Literatur zu den Wirkungen von Schienen- und Straßenverkehrslärm kommen **Schuemer et al. 2003**³¹ zu folgenden Aussagen:

Schienenverkehrslärm:

Die Störwirkung von Schienenverkehrslärm ist stark von der jeweiligen Aktivität abhängig (bspw. ist sie höher bei Kommunikation als bei Erholung). Einen erheblichen Einfluss hat auch der Aufenthaltsort: Die Störwirkung „am Tage draußen vor der Haustür im Freien“ ist bei gleichen Pegeln höher als in der Wohnung bei gekippten Fenstern und diese ist wiederum höher als bei geschlossenen Fenstern.

Es gibt kaum Unterschiede in der mathematischen Beschreibung des Zusammenhangs zwischen Belästigung und Exposition bei der Verwendung linearer bzw. nichtlinearer Ansätze.

Für die Belästigung relevant herausgearbeitet wurden u.a.

- Distanz und Sichtverbindung zur Bahnstrecke,
- Zuganzahl und Vorbeifahrtspegel,
- Antriebsart (Dieselantrieb lästiger als Elektroantrieb),
- Zugart (Güterzug lästiger als Reisezug).

Obwohl durch das Schleifen der Schienen (Besonders überwachtes Gleis – BüG) Pegelreduktionen von bis zu 8 dB auch längerfristig (noch nach einem Jahr) erreichbar waren, hat sich die Belästigungsreaktion kaum verändert.

Miedema 2004³⁹ gibt ein Verfahren an, um die Belästigung durch mehrere Quellen bestimmen zu können. Er spricht sich dabei sowohl gegen das dominant-source-model als auch gegen das energy-summation-model aus. Sein „total annoyance theorem“ beruht auf 5 Annahmen über die Belästigungswirkung der Quellen. Die Datengrundlage ist die gleiche wie in der Studie von 2001 (und damit 1998).

Ausgangspunkt für das Modell ist die Bestimmung des Belästigungsgrades A in Abhängigkeit vom Pegel L_{den} (linearer Zusammenhang, s.u. die Diskussion) gemäß den Gleichungen 28, 29 bzw. 30:

Für Fluglärm:

$$A_{Flug} = 2,17 \cdot L_{den} - 91,4 \quad \text{Gleichung 28}$$

Für Schienenverkehrslärm:

$$A_{Schiene} = 2,10 \cdot L_{den} - 110,1 \quad \text{Gleichung 29}$$

Ein Zusammenhang zwischen der Belästigung und dem Pegel für Straßenverkehrslärm ist in dieser Arbeit nicht angegeben. In Miedema und Vos 2004⁴⁰ ist:

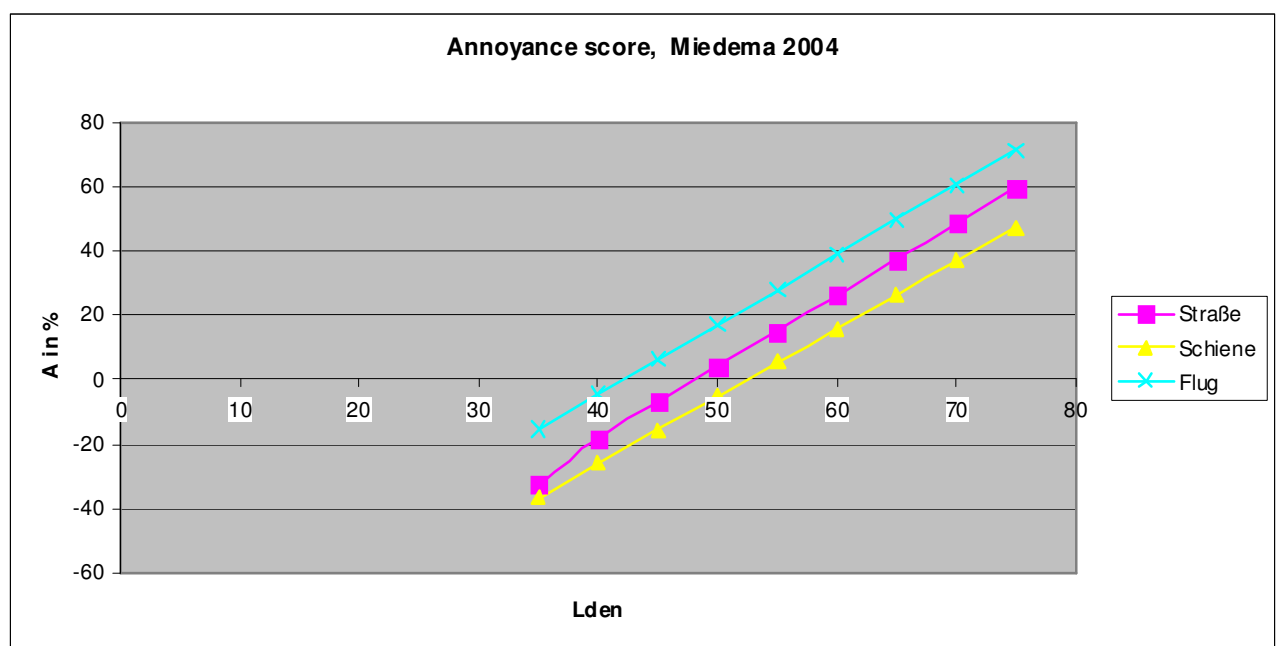
$$A_{\text{Straße}} = 2,22L_{\text{den}} - 107,0$$

Gleichung 30

angegeben (Table V).

Die Abbildung 19 zeigt die Zusammenhänge zwischen Annoyance score und Pegel für die drei Quellen. Nur oberhalb von 55 dB(A) liefern alle Gleichungen positive Werte.

Abbildung 19 Annoyance score A für Schienen-, Straßen- und Flugverkehr, Miedema 2004 und Miedema, Vos 2004



Mittels der Annoyance scores werden für Flug- bzw. Schienenverkehrslärm Pegel berechnet, die die gleiche Belästigungswirkung wie Straßenverkehrslärm hervorrufen würden. Diese Pegel werden energetisch addiert und die Gesamtbelästigung kann gemäß Gleichung 31 (identisch mit der obigen Gleichung 14 für %HA Straße) berechnet werden¹⁴:

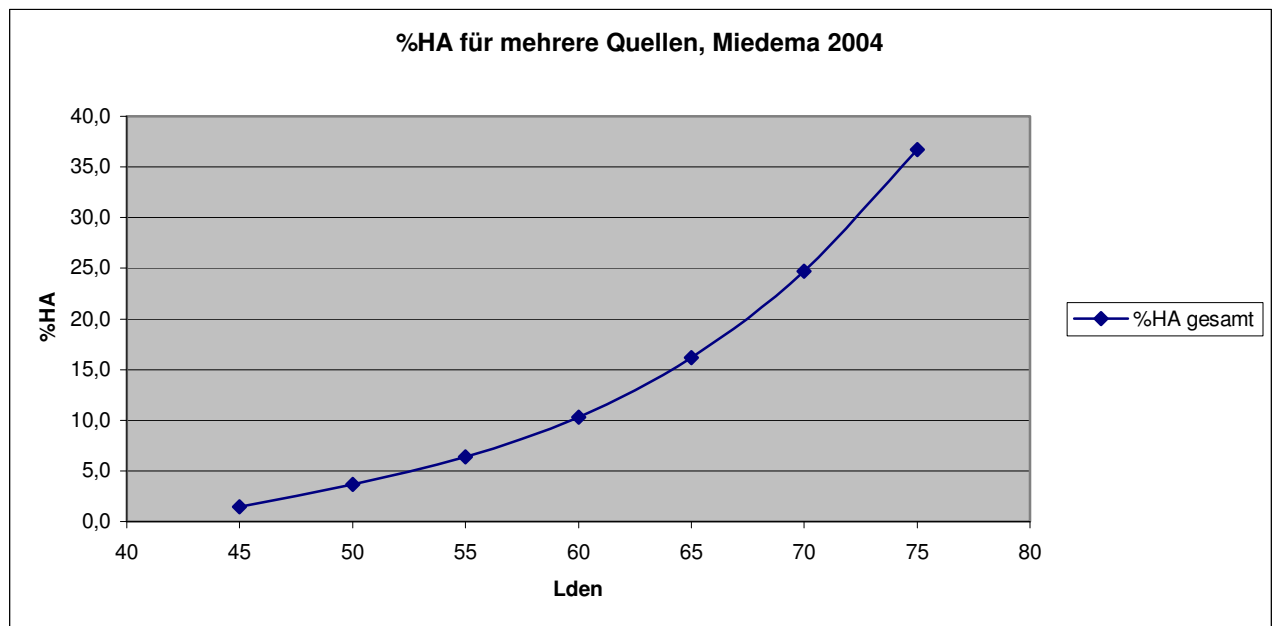
$$\%HA = 0,5118 \cdot (L_{\text{den}} - 42) - 1,436 \cdot 10^{-2} (L_{\text{den}} - 42)^2 + 9,868 \cdot 10^{-4} (L_{\text{den}} - 42)^3$$

Gleichung 31

¹⁴ Angegeben sind auch die entsprechenden Zusammenhänge für %A und %LA.

Die Abbildung 20 zeigt diesen Zusammenhang.

Abbildung 20 Dosis-Wirkungsrelationen %HA für mehrere Quellen, Miedema 2004

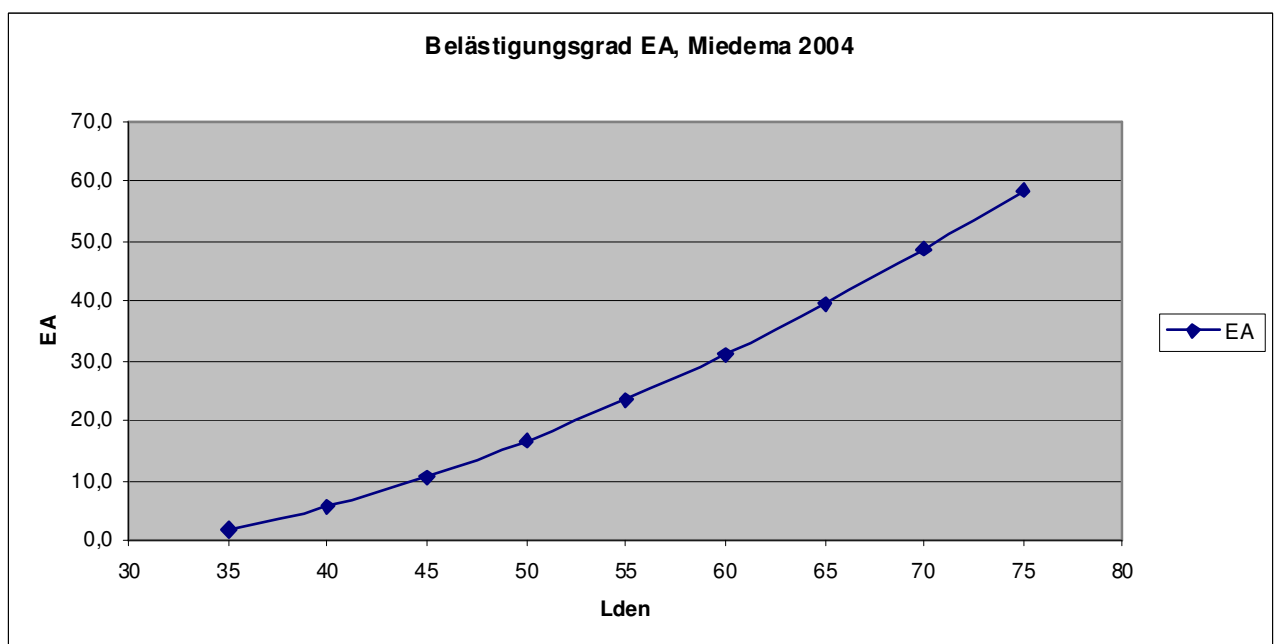


Angegeben wird weiterhin ein Zusammenhang für den erwarteten Belästigungsgrad (expected annoyance score, EA), der nun allerdings nichtlinear ist:

$$EA = 0,537 \cdot (L_{den} - 32) + 2,307 \cdot 10^{-2} (L_{den} - 32)^2 - 9,154 \cdot 10^{-5} (L_{den} - 32)^3 \quad \text{Gleichung 32}$$

Auch dieser Zusammenhang sei graphisch dargestellt (vgl. Abbildung 21).

Abbildung 21 Belästigungsgrad für mehrere Quellen, Miedema 2004

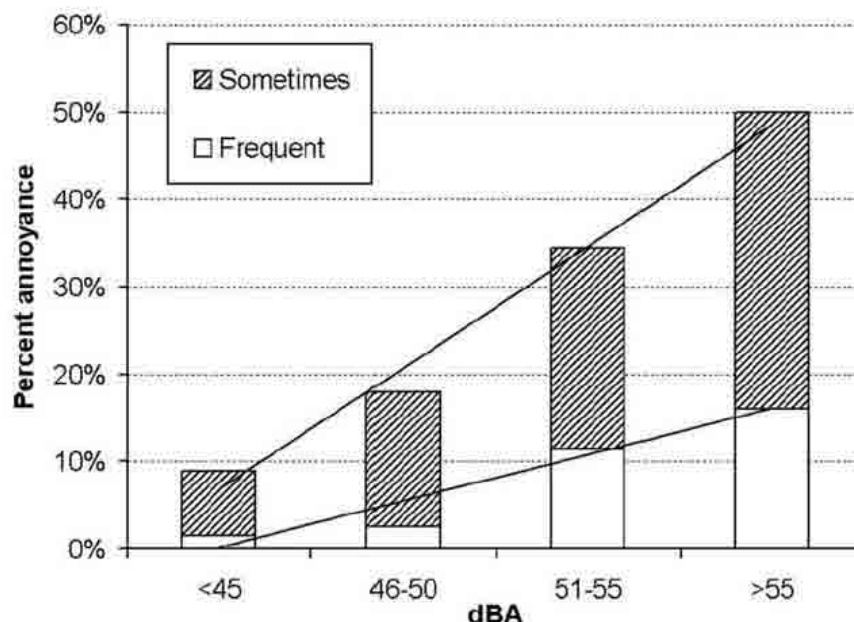


Das Auftreten eines jetzt nichtlinearen Zusammenhangs für den erwarteten Belästigungsgrad, der in dieser Arbeit ohne Erklärung erstmals verwendet wird, wird genauso wenig begründet wie die Erweiterung des Expositionsbereichs für Pegel $L_{den} \leq 45$ dB(A).

Miedema und Vos (2004)⁴⁰ wenden dieses Modell auch auf Lärm von Industrieanlagen ohne wesentliche Impuls- oder Tonhaltigkeit¹⁵ (8 Anlagen) sowie für Schießplätze (2 Anlagen) und eine saisonale Industrieanlagen an, um die von der Europäischen Kommission geforderten Dosis-Wirkungsbeziehungen angeben zu können. Dazu werden zunächst lineare Zusammenhänge zwischen annoyance score (A) und Exposition (L_{den}) abgeleitet. Angegeben werden als Dosis-Wirkungsbeziehungen quadratische Zusammenhänge für EA, %LA, %A und %HA für $35 \text{ dB(A)} \leq L_{den} \leq 65 \text{ dB(A)}$ für jede Quelle; allerdings sind in den Ausgangsdaten nur 2 Personen (nicht Datensätze!) Pegeln $> 60 \text{ dB(A)}$ ausgesetzt. Für saisonal betriebene Industrieanlagen ist anzumerken, dass sie auf einer Studie mit weniger als 200 Befragten beruht und keine Pegel $> 60 \text{ dB(A)}$ auftraten. Auf die Wiedergabe der Kurven oder der die Kurven beschreibenden Daten sei hier verzichtet, da sie auf Grund der Datenlage als nicht belastbar erscheinen.

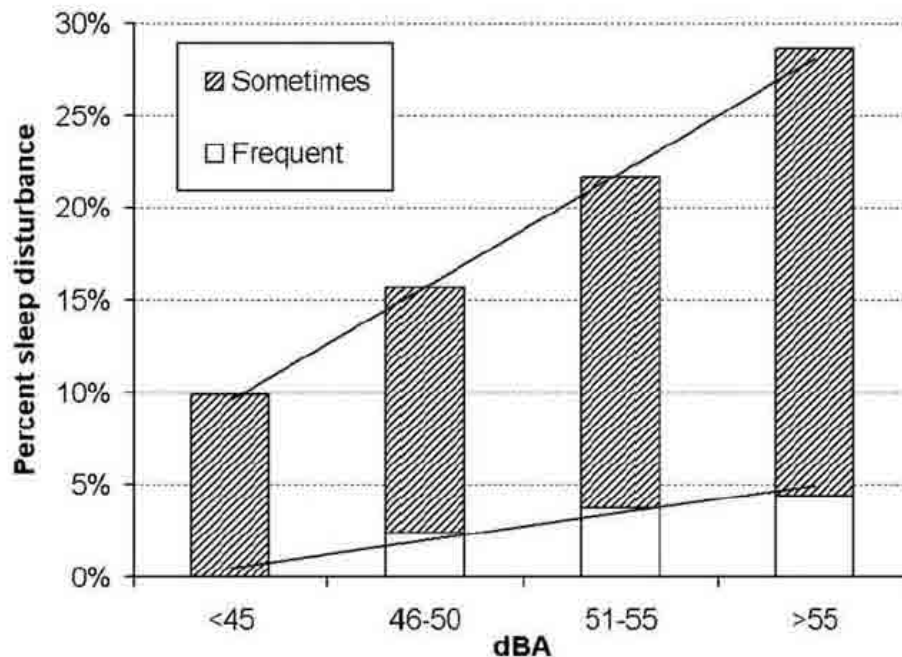
Bluhm et al. 2004⁴¹ untersuchen mittels Fragebogen für 657 Personen die gesundheitlichen Auswirkungen von Straßenverkehrslärm in Sollentuna, nahe Stockholm. Zur Beurteilung der Belästigung wird die Häufigkeit, nicht aber die Schwere des Belästigungsurteils angegeben. Es erstaunt, dass eine nicht ICBEN-konforme Befragungsmethodik angewendet wurde, die es nicht erlaubt, die Ergebnisse mit denen anderer Studien zu vergleichen. Die Exposition wird berechnet (Nord 2000). Die erhaltenen Dosis-Wirkungszusammenhänge für Belästigung und Schlafstörung sind in den Abbildungen 22 und 23 dargestellt.

Abbildung 22 Belästigungswirkung, Straße, Bluhm et al. 2004



¹⁵ Allerdings wird aus der Beschreibung der Art der Geräusche der Anlagen deutlich, dass durchaus impulshaltige Anteile vorhanden sind.

Abbildung 23 Schlafstörung, Straße, Bluhm et al. 2004



Die Belästigungsreaktionen und Schlafstörungen treten hier bereits bei Pegeln $L_{Aeq,24h}$ unter 45 dB(A) auf; allerdings muss berücksichtigt werden, dass der Mittelungspegel für 24 Stunden ca. 1 bis 3 dB niedriger ist als für den Tag.

Berücksichtigt wurden der Einfluss der Fensterorientierung und der Zufriedenheit mit der Wohnumgebung: Ein höherer Grad der Belästigung war bei einer Orientierung der Fenster des Schlafzimmers zur Straße sowie bei einer größeren Unzufriedenheit mit der Wohnumgebung verbunden. Es ergab sich keine Abhängigkeit der Belästigung von Alter oder Geschlecht.

Auf der Basis von fünf sozio-akustischen Studien (Oslo 1987, 1994 und 1996 sowie Drammen 1998 und 1999) stellen **Klæboe et al. 2004**⁴² Dosis-Wirkungszusammenhänge für Straßenverkehrslärm unter Berücksichtigung der Belästigung innen und außen auf. Dafür wurden 3.985 bzw. 3.957 Fragebögen ausgewertet. Die Belästigung wurde auf einer 3-stufigen Skala angegeben („highly annoying“, „somewhat annoying“, „not annoying“). Die Exposition wurde berechnet (L_{Aeq} , Umrechnung auf L_{den}).

Die Belästigungsgrade in Abhängigkeit vom Pegel sind für außen und innen mit den nachfolgenden Abbildungen 24 und 25 wiedergegeben.

Abbildung 24 Anteil Belästigter in Abhängigkeit von Pegel, außen, Straße, Klæboe et al. 2004

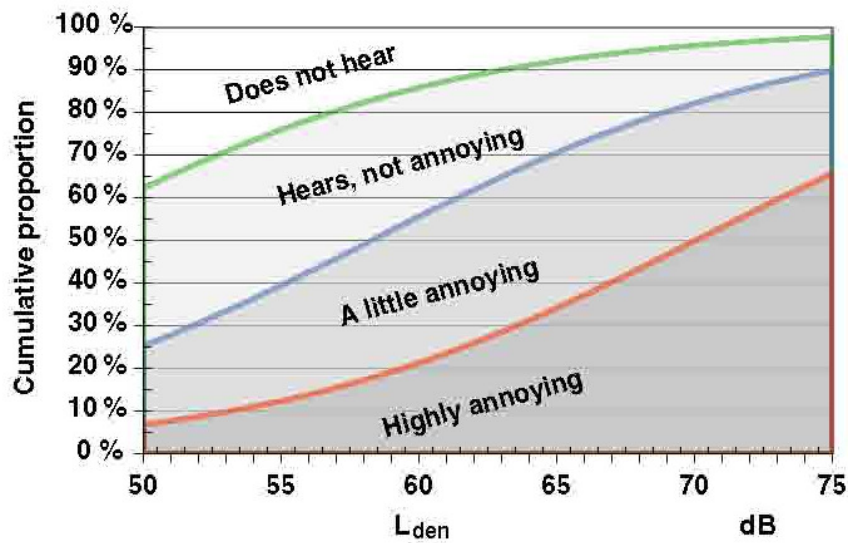


Fig. 4. Cumulative proportion of people experiencing different degrees of annoyance for different road traffic noise exposure values (L_{den}). Annoyance when right outside apartment. Five Norwegian socio-acoustic surveys. $N = 3957$.

Abbildung 25 Anteil Belästigter in Abhängigkeit von Pegel, innen, Straße, Klæboe et al. 2004

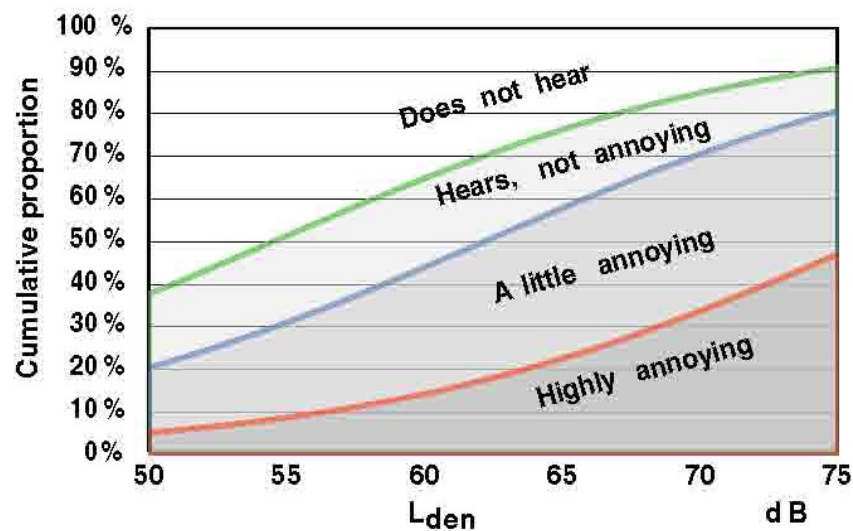


Fig. 5. Cumulative proportions of people experiencing different degrees of annoyance for different road traffic noise exposure values (L_{den}). Indoor annoyance. Five Norwegian socio-acoustic surveys. $N = 3985$.

Die nachfolgenden Abbildungen vergleichen die hier erhaltenen Dosis-Wirkungskurven mit den Miedema-Kurven. Es ist ersichtlich, dass die Miedema-Kurven eine deutlich geringere als die hier beobachtete Lärmbelästigung ergeben¹⁶. Das gilt auch für die Belästigung innen¹⁷.

Abbildung 26 Anteil Belästigter Vergleich mit Miedema, außen, Straße, Klæboe et al. 2004

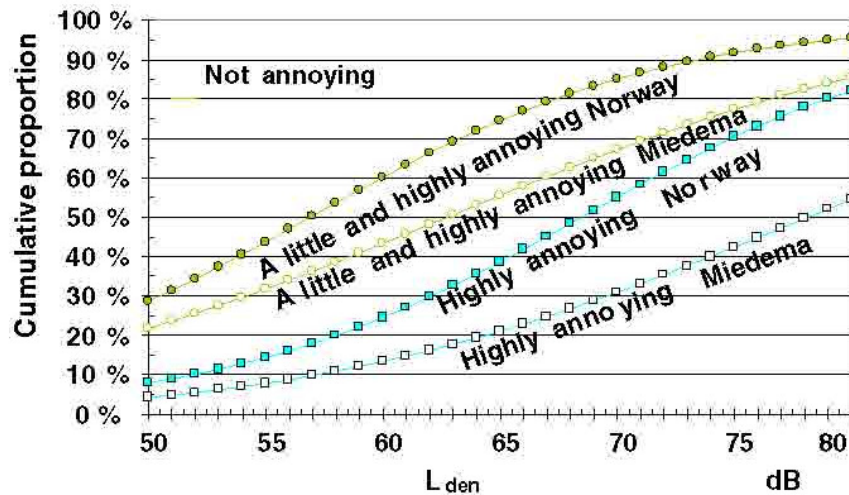


Fig. 6. Cumulative proportions of people experiencing different degrees of annoyance for different noise exposure values. Annoyance when right outside the apartment and “at home”. Five Norwegian socio-acoustic surveys. $N = 3957$. Twenty-six socio-acoustic studies [8]. $N = 19172$.

Abbildung 27 Anteil Belästigter Vergleich mit Miedema, innen, Straße, Klæboe et al. 2004

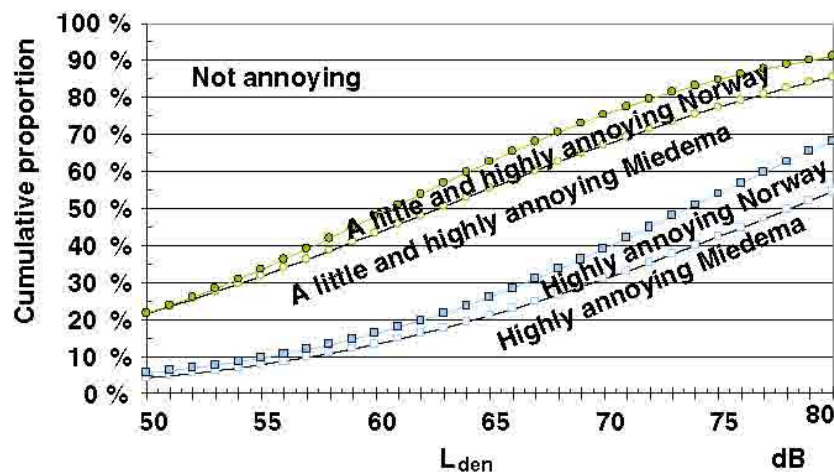


Fig. 7. Cumulative proportions of people experiencing different degrees of annoyance for different noise exposure values. Annoyance when in doors and “at home”. Five Norwegian socio-acoustic surveys. $N = 3985$. Twenty-six socio-acoustic studies [8]. $N = 19172$.

¹⁶ Allerdings ist der Gültigkeitsbereich der Miedema-Kurven auf Pegel $L_{den} \leq 75$ dB(A) beschränkt.

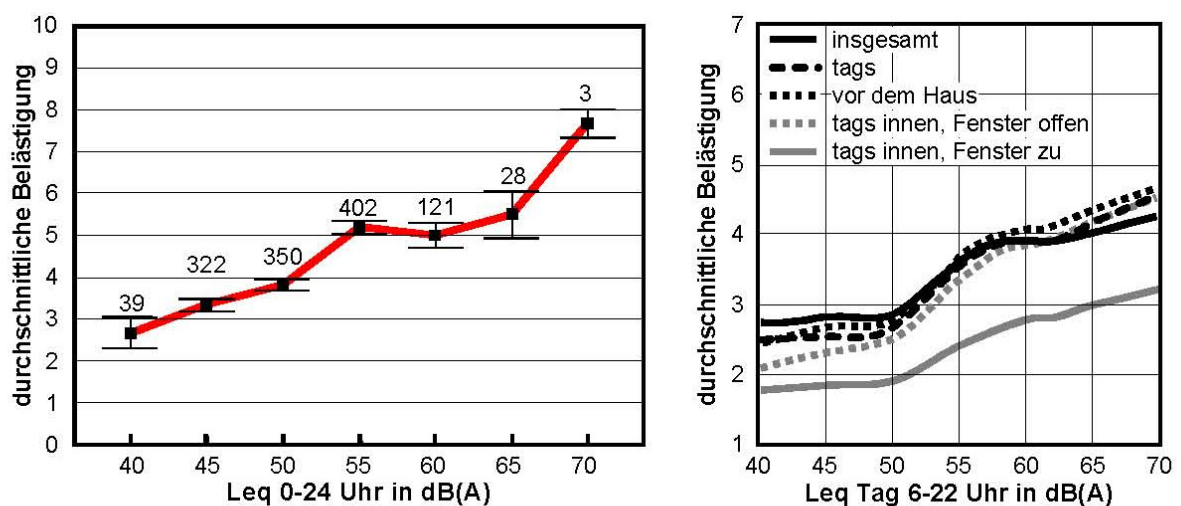
¹⁷ Als ein möglicher Aspekt unter anderen (s.u.) wird die durch die Bassanlage beider Städte ggf. erhöhte Luftschadstoffbelastung bei Inversionswetterlagen angeführt, die in der Wahrnehmung der Betroffenen nicht ausreichend vom Lärm abgegrenzt wird.

Da die Qualität der Fenster mit erfragt wurde, kann angegeben werden, dass Betroffene in Wohnungen mit einfachverglasten Fenstern ein Belästigungsniveau aufweisen, das einem um ca. 2,5 – 3 dB höheren Pegel als bei Mehrfachverglasung entspricht.

In der Lärmstudie 2000 (Zusammenfassung der Lärmstudie 2000 durch **Brink et al. 2005**⁶) wurden in den Jahren 2001-2004 die Auswirkungen von Fluglärm auf die Bevölkerung in der Umgebung des Flughafens Zürich-Kloten untersucht. In zwei Befragungen (2001: N = 1.826 und 2003: N = 1.721, davon 397 wie in 2001) wurde die Belästigung und deren zeitliche Veränderung erhoben. Die Lärmbelastung wurde berechnet (u.a. Angabe des L_{den}); die Belästigung wurde mit Fragebogen erhoben (Verwendung der ICBEN-Skala, Erfragung der tageszeitlichen und situationsabhängigen Belästigung).

Die Abbildung 28 zeigt die Dosis-Wirkungskurve für die Gesamtbelästigung und die Belästigung tags für verschiedene Wohnsituationen für die Untersuchung 2001.

Abbildung 28 Dosis-Wirkungskurve, Flug, Untersuchung 2001, Lärmstudie 2000, 2005



Links: Zusammenhang zwischen der Schallpegel-Belastung von Personen mit Zivlfluglärm und durchschnittlicher Belästigung (Skala von 0-10). Senkrechte Balken: Standardfehler; Zahlen: Anzahl Personen pro 5dB-Intervall. N=1265 (N = Anzahl Personen). Rechts: Zusammenhang zwischen der Belastung von Personen mit Zivlfluglärm und der durchschnittlichen Belästigung (Skala von 1-7) für verschiedene Wohnsituationen tagsüber und allgemein. N zwischen 1223 und 1265.

Es fällt auf, dass die durchschnittliche Belästigung in Gebieten, in denen der Fluglärm tags keinen höheren Pegel als das Hintergrundgeräusch aufweist, recht hoch ist (bis zu 10 % stark Belästigte¹⁸), andererseits verlaufen die Kurven relativ flach. Die Belästigung insgesamt deckt sich

¹⁸ Personen, die eine hohe Belästigung angaben, wiesen signifikante Unterschiede im Vergleich zu den anderen auf: Sie sind lärmempfindlicher, häufiger Hauseigentümer statt Mieter, sind eher ökologisch orientiert und führen gesundheitliche Probleme stärker auf den Fluglärm zurück.

mit derjenigen tags, bei geöffneten Fenster oder vor dem Haus. Das erklärt auch, weshalb kein signifikanter Effekt der Wirksamkeit von Schallschutzfenstern gefunden wurde.

Der Anteil von hoch belästigten Personen (%HA) ist in der dieser Studie zugrundeliegenden Dissertation von Wirth 2004⁴³ angegeben (s. Abbildung 29). Er zeigt im Vergleich zur Miedema-Kurve einen untypischen Verlauf: Im Bereich zwischen 50 und 55 dB(A) steigt der Anteil stark an, um von da an nur noch gering zuzunehmen. Der Anteil der Nichtbelästigten liegt ab etwa 50 dB(A) auch untypisch relativ konstant bei 10 %.

Abbildung 29 Anteil %HA, Untersuchung 2001, Flug, Wirth 2004

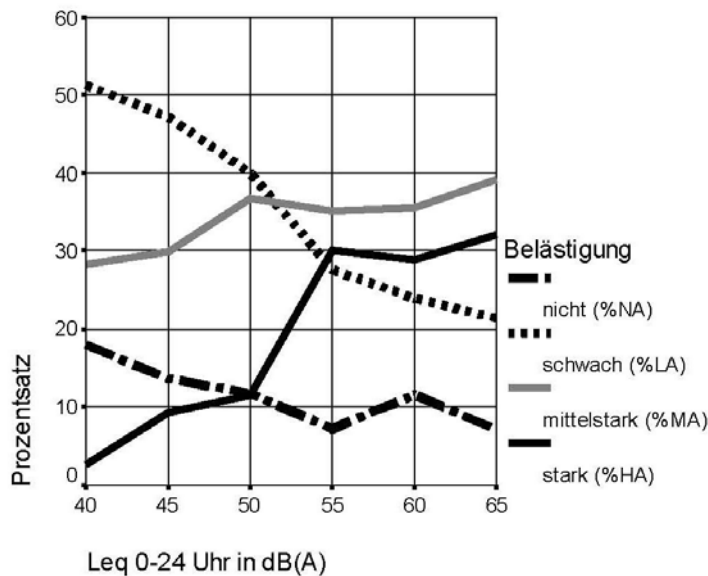
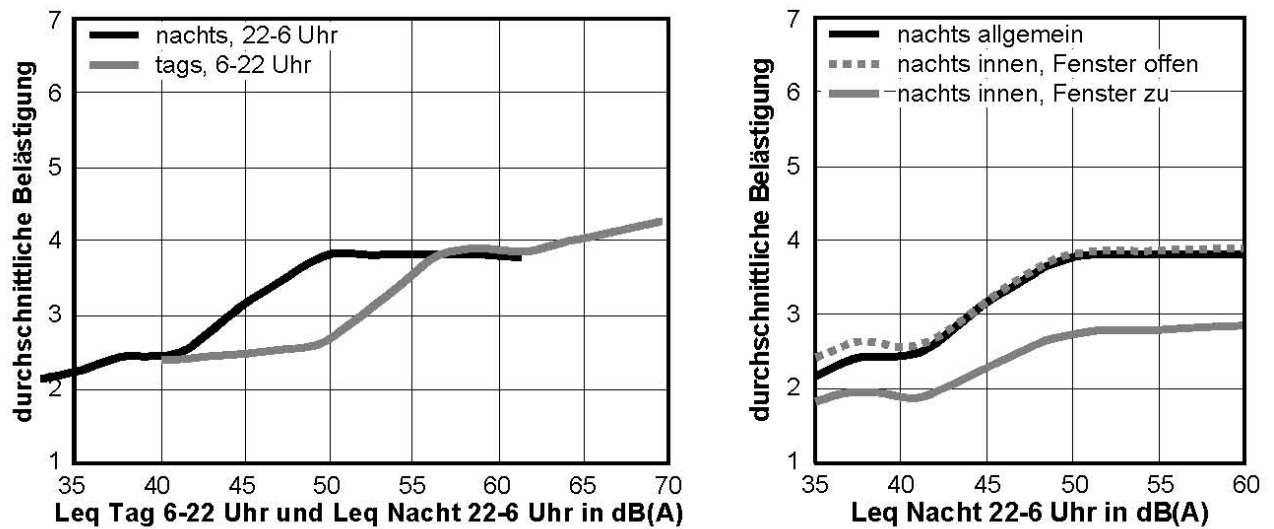


Abbildung 13 Anteil an nicht, schwach, mittelstark und stark belästigten Personen mit Zivilfluglärm, aufgrund des L_{eq} 0-24 Uhr (5dB-Klassen). N=1265.

Die Höhe der Belästigung nachts wurde auf einer Skala von 1-7 erhoben (s. Abbildung 30).

Abbildung 30 Dosis-Wirkungskurve nachts, Flug, Lärmstudie 2000, 2005



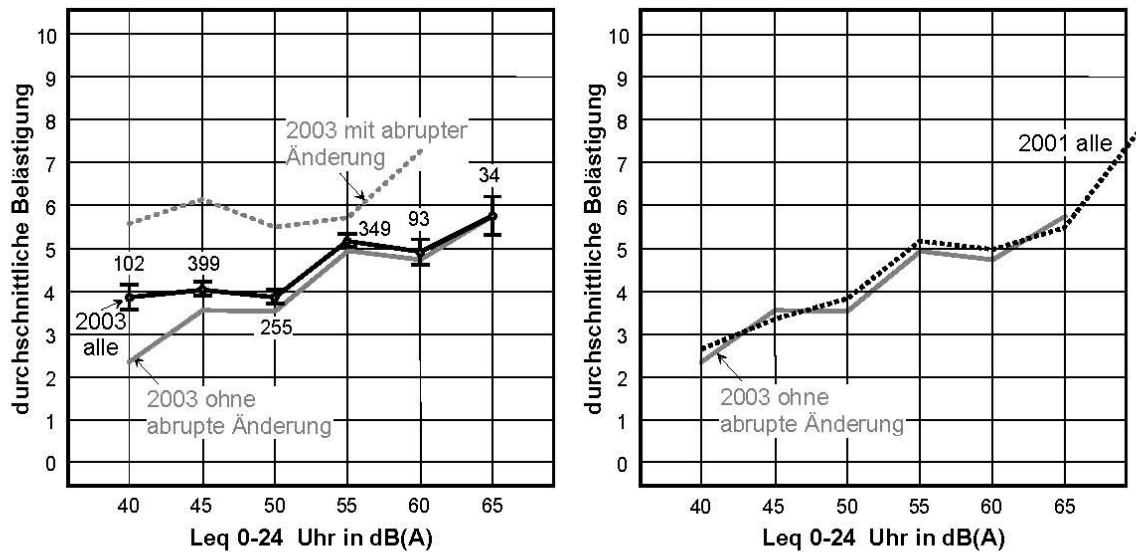
Links: Fluglärmelastung von Personen mit nächtlichem Zivilfluglärm in Abhängigkeit des L_{eq} Nacht verglichen mit der Belastung tagsüber mit dem L_{eq} Tag. $N=1215$.

Rechts: Zusammenhang zwischen der Belastung von Personen mit Zivilfluglärm und der durchschnittlichen Belastung (Skala von 1-7) für verschiedene Wohnsituationen nachts. N zwischen 1227 und 1247.

Auch hier scheint die allgemeine Belastung durch die Situation mit geöffnetem Fenster widerspiegelt zu werden. Die Belastung ist nachts höher als tags, was sich nicht mit den o.a. Aussagen von Hoeger et al. deckt und weist nur in Pegelteilbereichen einen annähernd linearen Verlauf auf.

Die Untersuchung 2003 zeigt einen ausgeprägten Überschusseffekt bei Personen auf, die eine abrupte Zunahme des Flugverkehrs erleben mussten (Einführung der Ostanflüge), s. Abbildung 31.

Abbildung 31 Dosis-Wirkungskurve, Flug, Lärmstudie 2000, Untersuchung 2003, 2005



Links: Zusammenhang zwischen der Lärmbelastung (5dB-Intervalle) und der durchschnittlichen Belästigung 2003 (Skala von 0-10) für alle Personen mit Zivilfluglärm (mittlere Kurve; N=1238; Balken = Standardfehler; Zahlen = Anzahl Personen), solche ohne abrupte Änderung des Fluglärms (untere Kurve; N=949) und solche mit abrupter Änderung des Fluglärms (obere Kurve; N=271).

Rechts: Zusammenhang zwischen Belastung und Belästigung für alle Personen mit Zivilfluglärm ohne wesentliche Änderung, für die Befragungen 2001 und 2003.

Die Lärmbelastung zeigt einen ausgeprägten „Tagesgang“, sie ist morgens zwischen 6 und 9 Uhr, mittags zwischen 11 und 14 Uhr sowie abends zwischen 18 und 23 Uhr am größten (das stimmt mit Erkenntnissen von „Leiser Verkehr“ 2005b⁴⁴ überein).

Es wurde gezeigt, dass der Pegel nur etwa maximal 15 % der Varianz der Belästigung erklärt¹⁹; Variablen, die signifikant sind, sind in der Tabelle 3 zusammengestellt.

¹⁹ Nimmt man noch psychologische Variablen hinzu, können etwa 55 % der Belästigungsvarianz erklärt werden; das bedeutet aber auch, dass 45 % mit dem verwendeten Lärmwirkungsmodell nicht erklärt werden können.

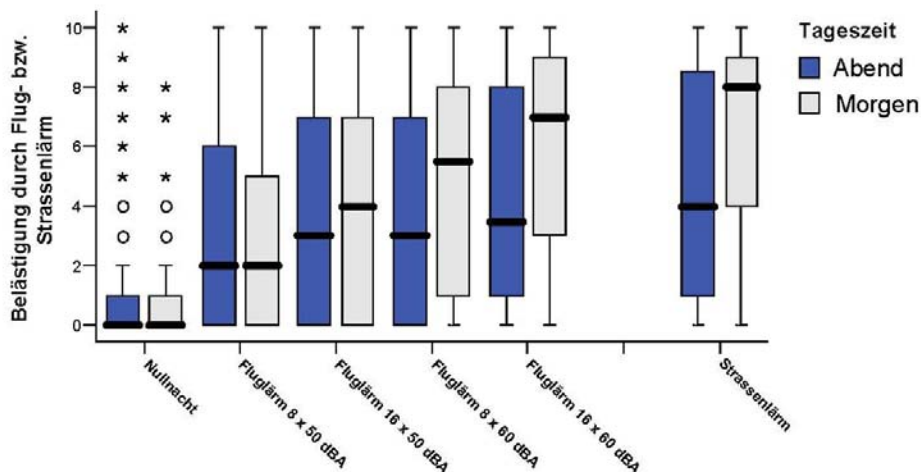
Tabelle 3 Moderatorvariable für das Belästigungsurteil, Lärmstudie 2000, 2005

Intervenierende Moderatorvariable	Koeffizient β	Die angegebene Lärmbelästigung ist höher, ...
Einschätzung der Fluglärmbelästigung in Zukunft	+0.27	...wenn zukünftige Zunahme der Lärmbelästigung vermutet wird
L_{eq} 0-24 Uhr	+0.25	...bei zunehmendem L_{eq}
Bewertung des Flugverkehrs (gefährlich, interessant...)	-0.16	...je negativer die Bewertung ist
Zufriedenheit Wohnort, akustische Aspekte (Straßenverkehr, Schalldämmung Haus...)	-0.13	...je kleiner die Zufriedenheit ist
Worauf sollen Politiker achten (Ruhe und Umweltschutz / Wirtschaftsstandort Zürich)	+0.12	...bei Einstellung zu mehr Umweltschutz
Ergreifen von Massnahmen gegen Lärm zum Schlafen (Fenster schliessen, Ohrstöpsel....)	+0.10	...je häufiger Massnahmen ergriffen werden
Besitzverhältnis (Eigentümer / Mieter)	-0.11	...bei Eigentümern
Gesundheitsprobleme zurückzuführen auf Fluglärm	+0.10	...wenn Gesundheitsprobleme vermutet werden
Vertrauen in Organisationen (Flughafen, Politiker...)	-0.10	...je kleiner das Vertrauen ist
Lärmempfindlichkeit	+0.07	...je grösser die Lärmempfindlichkeit ist

Intervenierende Variablen für das Fluglärm-Belästigungsurteil (lineare multiple Regression, nur Personen mit Zivilfluglärm, N=959). Der standardisierte Koeffizient β ist proportional zur Effektstärke. Die stärkste „Erklärungskraft“ hat die eingeschätzte Belästigung in Zukunft, danach folgt der Schallpegel.

In einer Teilgruppe (N = 60) wurden die Versuchspersonen zu Hause mit Fluglärm unterschiedlicher Pegel und Häufigkeit und Straßenverkehrslärm ($L_{Aeq,1,5h} = 40,8$ dB, entspricht 16 x 60 dB(A) Fluglärm) morgens oder abends jeweils 1,5 Stunden beschallt. Die Abbildung 32 zeigt den Vergleich der Belästigungsreaktionen.

Abbildung 32 Belästigung durch Flug- und Straßenverkehrslärm, Lärmstudie 2000, 2005



Belästigung durch Flug- und Strassenlärm bei Abend- und Morgenbeschallung. (Belästigungs-Skala von 0=überhaupt nicht bis 10=äusserst). Boxplots mit Median, Interquartile und Min/Max10. (Datenbasis: 229 Nullnächte, 829 Fluglärm- und 155 Strassenlärmnächte)

Die Versuchspersonen reagieren im Mittel belästigter auf morgendliche denn auf abendliche Beschallung²⁰; gegenüber Nullnächten war die Belästigung durch Straßenverkehrslärm höher als durch Fluglärm²¹. Der Anteil Hochbelästigter steigt von ca. 13 % bei 8 x 50 dB(A) auf knapp 40 % bei 16 x 60 dB(A).

Die Auswirkungen des Zugangs zu einer ruhigen Fassade anzugeben, ist das Ziel der Arbeit von **Öhrström et al. 2006**⁴⁵. In einer Studie zum Verkehrslärm (Straße) wurden zwischen 2000 und 2002 in vier schwedischen Städten 956 Personen befragt. Die Lärmexposition wurde durch Lang- und Kurzzeitmessungen sowie Berechnungen erfasst und durch den $L_{Aeq,24h}$ beschrieben. Die Lärmbelästigung wurde mit drei Skalen erhoben: Eine 5-stufige verbale Skala mit Ziffernbewertung („don't notice“ = 0,..., „very annoyed“ = 4), eine 5-stufige verbale Skala („not at all annoyed“ = 1,..., „extremely annoyed“ = 4) entsprechend ISO 15666 sowie eine numerische Skala von 0 bis 10. Die Störung bei Tagesaktivitäten wurde durch Fragen zur Häufigkeit und Intensität (Skala 0 bis 6) ermittelt. Ferner wurden Fragen zum Schlafverhalten und zum Gesundheitszustand gestellt.

Die Abbildung 33 zeigt den Anteil Belästigter (moderatly (mäßig), very (sehr), extremely annoyed (extrem belästigt)) unter Zugrundelegung der 5-stufigen Skala („not at all“, ..., „extremely

²⁰ Das sollte bei der Festlegung von Nachtflugverbotszeiten berücksichtigt werden.

²¹ Das steht im Widerspruch zu Miedema und Vos und wird folgendermaßen kommentiert: „Unsere Ergebnisse deuten aber zumindest darauf hin, dass auf energetisch-akustischer Ebene Fluglärm nicht belästigender als Straßenlärm wahrgenommen wird. Es ist zu vermuten, dass für die Beurteilung landgebundenen Verkehrs in der Nacht (sei dies Straßen- oder Schienenverkehrslärm) aktualisierte Dosis-Wirkungszusammenhänge erhoben werden müssen und dass man anhand der publizierten Metaanalysen zur Tagesbelästigung nicht notwendigerweise auch auf Unterschiede der verschiedenen Verkehrsträger in der Nacht schließen kann.“

annoyed") in Abhängigkeit vom Pegel und des Zugangs zu einer ruhigen Fassade. Dieser Anteil wäre etwa dem %A vergleichbar. Die Belästigungen ohne Zugang zu einer ruhigen Fassade liegen deutlich über den von Miedema angegebenen. Allerdings sind die Werte wegen der unterschiedlichen Metrik nicht direkt vergleichbar.

Abbildung 33 Anteil Belästigter in Abhängigkeit von Pegel und ruhiger Fassade, Straße, Öhrström et al. 2006

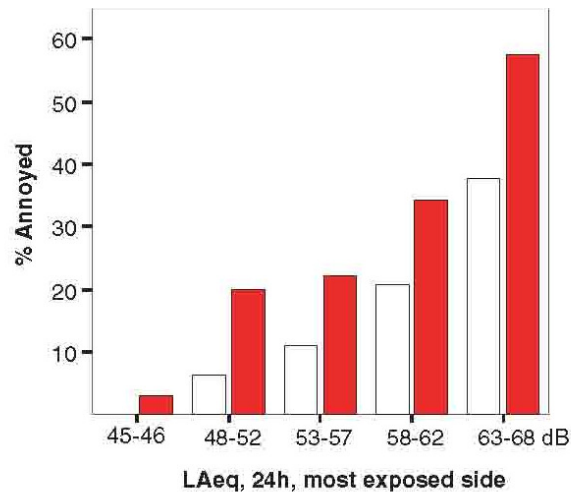


Fig. 2. Percentage annoyed at different sound levels (in $L_{Aeq,24h}$) for individuals without (black bars) and with access to a quiet side of their dwelling (white bars).

In der Abbildung 34 ist die durchschnittliche Belästigung auf einer Skala von 0 bis 10 für unterschiedliche Aufenthaltssituationen dargestellt.

Abbildung 34 Durchschnittliche Belästigung in Abhängigkeit von Pegel und Situation, Straße, Öhrström et al. 2006

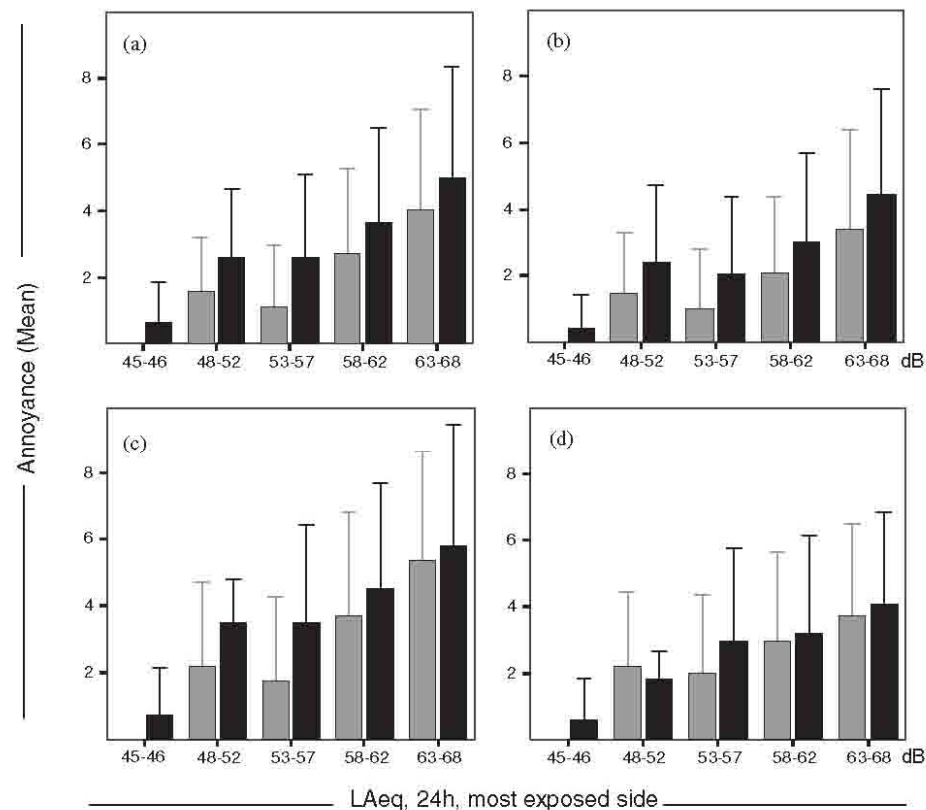


Fig. 3. Mean annoyance scale 0–10 for: (a) at home, (b) indoor, window shut, (c) indoor, window open, and (d) outdoor situations at different sound levels (in $L_{Aeq,24h}$) for individuals without (black bars) and with access to a quiet side of their dwelling (grey bars).

Aus beiden Abbildungen wird deutlich, dass der Zugang zu einer ruhigen Fassade eine deutlich geringere Belästigung bei gleichem Pegel bewirkt.

Weiterhin wurden nichtlineare Dosis-Wirkungszusammenhänge (für die am stärksten belastete Fassade) dargestellt (vgl. Abb. 35). Die Kurven sind nicht direkt mit den Miedema-Kurven vergleichbar, zeigen aber bspw., dass sich der Anteil mäßig Belästigter von 3 % bei 45 dB(A) über 15 % bei 55 dB(A) und 25 % bei 60 dB(A) auf 53 % bei 68 dB(A) erhöht (stärkerer Anstieg als bei Miedema); der Anteil extrem Belästigter beträgt bei 68 dB(A) 24 %, was mit den Miedema-Kurven gut übereinstimmt.

Abbildung 35 Dosis-Wirkungskurven, Straße, Öhrström et al. 2006

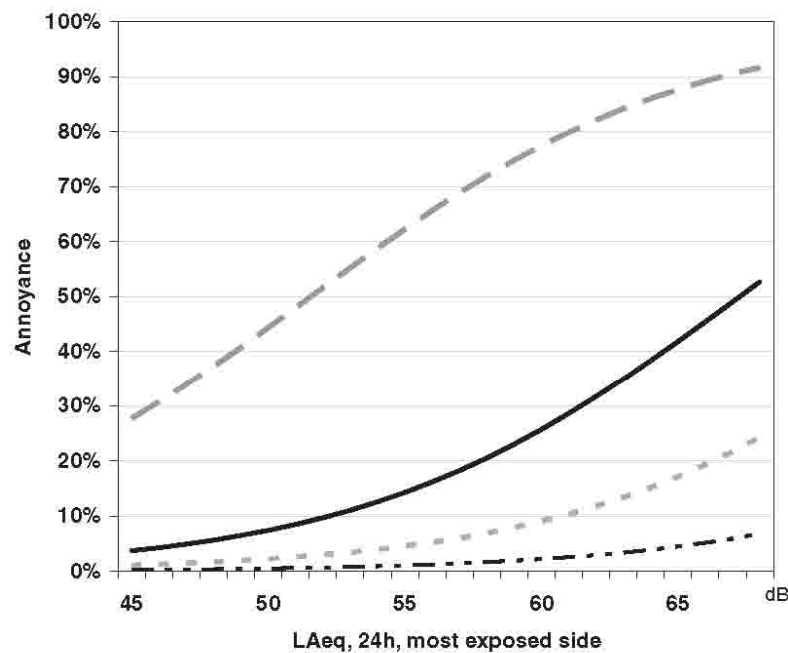
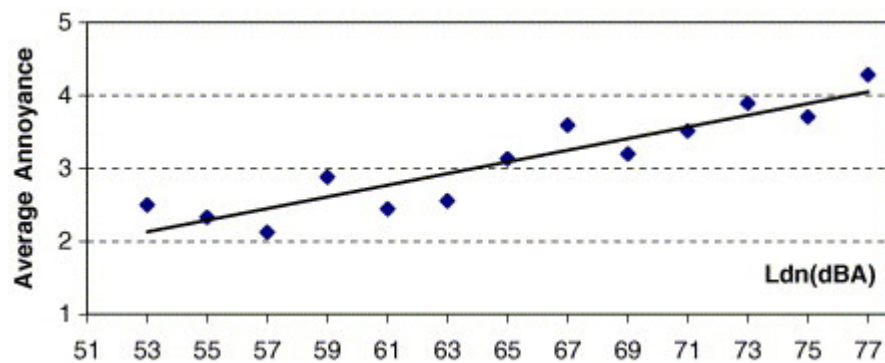
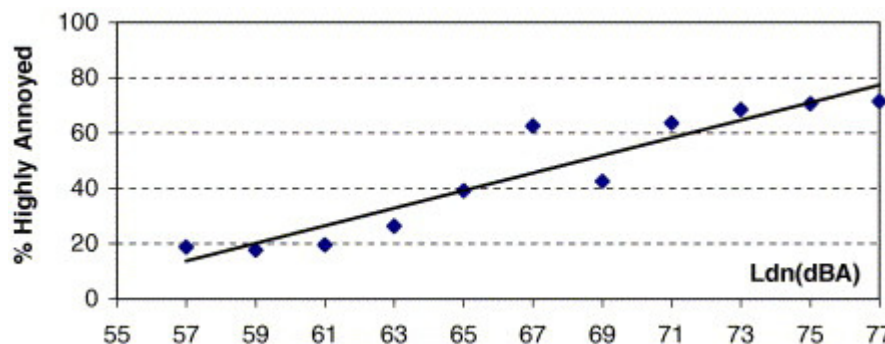


Fig. 4. Relationship between general annoyance (cumulative proportion) for different noise annoyance categories and sound levels in $L_{Aeq,24h}$ at the most-exposed side of the dwelling: - - -, slightly, moderately, very and extremely; —, moderately, very and extremely; - . - ., very and extremely,, extremely.

Martin et al. 2006⁴⁶ stellen neben Dosis-Wirkungszusammenhängen für Straßenverkehr auch Untersuchungen zu den Lärmkosten an. In Valladolid (Spanien) werden durch Befragungen Aussagen zur Belästigung, der Wohnung und deren Umgebung, aber auch zum Verhalten gegen den Lärm und zur ökonomischen Wertschätzung von Lärmreduktion erhalten (296 Fragebögen). Die Lärmexposition wurde gemessen (L_{Aeq}) und daraus ein L_{dn} (und mit Bezug auf Miedema und Oudshoorn 2001 ein L_{den}) berechnet.

Die Belästigung wurde mit einer 5-stufigen verbalen Skala („not at all“, ..., „very much“) ermittelt. Die Gruppe „much“ und „very much“ wurde als „highly annoyed“ zusammengefasst. Die räumliche Verteilung der hoch belästigten Personen ist derjenigen, die Pegeln über 65 dB(A) ausgesetzt sind, sehr ähnlich.

Angegeben wird ein linearer Zusammenhang zwischen durchschnittlicher Belästigung (von 1 bis 5) und L_{dn} ($A = 0,077 \cdot L_{dn} - 1,923$, vgl. Abbildung 36), sowie ebenfalls ein linearer Zusammenhang zwischen %HA und L_{dn} ($\%HA = 3,333 \cdot L_{dn} - 176,667$, vgl. Abbildung 37).

Abbildung 36 Durchschnittliche Belästigung in Abhängigkeit von L_{dn} , Straße, Martin et al. 2006Abbildung 37 %HA in Abhängigkeit von L_{dn} , Straße, Martin et al. 2006

Die hier angegebene Belästigung %HA liegt erheblich über der Miedema-Kurve (%HA als Funktion von L_{dn}).

Zur Bestimmung der sozio-ökonomischen Auswirkungen des Lärms in Norwegen gibt **Gjestland 2007**⁴⁷ einen lärmartspezifischen linearen Zusammenhang zwischen Belästigungsgrad (annoyance score A) und Exposition (L_{den}) an, wobei er sich auf Miedema und Oudshoorn 2001 bezieht:

$$A = 1,58(L_{den} + k) - 62,25 \quad [\%]$$

Gleichung 33

Der Parameter k ist ein quellenspezifischer Korrekturfaktor und beträgt: $k_{\text{Flug}} = + 6 \text{ dB}$, $k_{\text{Straße}} = + 0 \text{ dB}$ und $k_{\text{Schiene}} = - 6 \text{ dB}$.

Der Gültigkeitsbereich des Zusammenhangs wird mit $40 \text{ dB(A)} \leq L_{den} \leq 80 \text{ dB(A)}$ angegeben. Nähere Erläuterungen zur Begründung finden sich nicht.

Die Gesamtlärmbelastigung in einem bestimmten Gebiet wird als Summe der Belästigungsgrade aller Einwohner definiert (noise annoyance index, SPI). „1 SPT“ ist äquivalent zu einem extrem hoch belästigten Menschen oder, aufgrund der Linearität des Zusammenhangs, zu zwei mäßig belästigten Menschen usw..

Zu Ermittlung der Belästigung durch mehrere Quellen werden diese zunächst mittels des in Gleichung 33 angegebenen Zusammenhangs auf eine Referenzquelle (Straße) bezogen und

anschließend energetisch aufaddiert. Dieses Verfahren ist dem von Miedema 2004 vorgeschlagenen entlehnt.

Das Verfahren wird von den norwegischen Behörden zur Ermittlung der Lärmbelastigung in der Bevölkerung und der mit ihr verbundenen Kosten bereits verwendet.

Kryter 2007⁴⁸ zeigt durch Feldmessungen, dass die Fassadendämpfung des Schalls von Fluglärm etwa um 9 dB geringer ist als von Straßenverkehrslärm und leitet aus Studien ab, dass dieser Effekt für Schienenverkehrslärm etwa 14 dB ausmacht. Daraus schließt er auf die Notwendigkeit der Berücksichtigung in Dosis-Wirkungszusammenhängen.

Ferner zeigt er aufgrund von älteren Befragungen einen jahreszeitlichen Einfluss auf die Belästigung auf: Diese ist in der warmen Jahreszeit im Vergleich zur kälteren erhöht.

Lim et al. 2007⁴⁹ zeigen auf, dass die Belästigungsreaktionen auf Fluglärm in asiatischen Ländern (Korea, Japan) deutlicher stärker sind, als das durch die Kurven von Miedema oder Finegold beschrieben würde (s. Abbildung 38). Auch sind Sättigungseffekte festzustellen.

Abbildung 38 %HA Fluglärm Korea, Japan, Miedema und Finegold in Abhängigkeit von L_{dn}

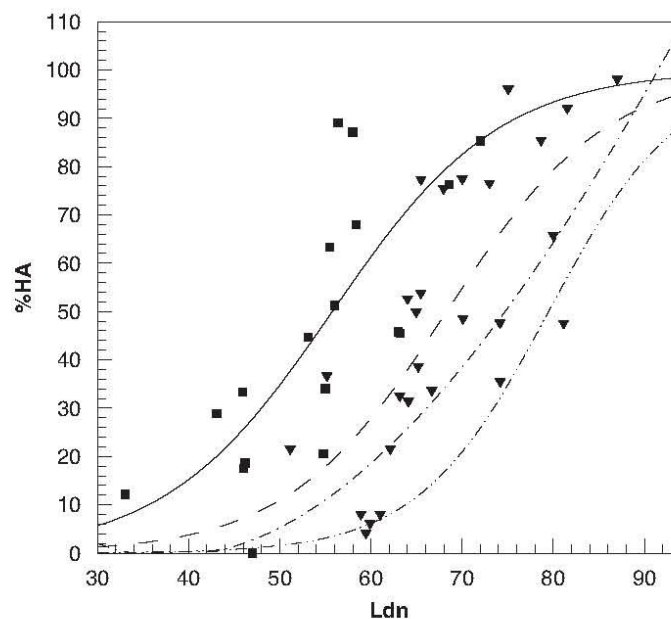
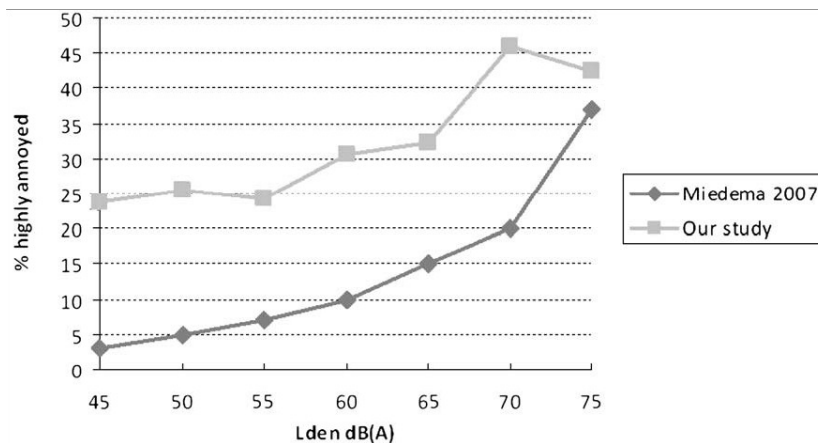


Fig. 5. Comparison between %HA prediction curve of civil aircraft noise in Korea and those in order country surveys (■ and ▼, field survey data in L_{dn} using a transformation rule in Korea and Japan, respectively; —, %HA prediction curve in this study; ---, %HA prediction curve of Osaka airport in Japan; — · —, Miedema's %HA prediction curve; · · ·, Finegold's %HA prediction curve).

Ferner scheint der koreanische Lärmindikator für Fluglärm, WECPNL, der die Anzahl der Überflüge zu verschiedenen Zeitpunkten des Tages mitberücksichtigt, besser als der L_{dn} (bzw. L_{den}) in der Lage zu sein, einen Zusammenhang zwischen Belästigung und Exposition herzustellen.

Jakovljevic et al. 2008⁵⁰ untersuchten für die Stadt Belgrad den Zusammenhang zwischen Straßenverkehrslärm und Belästigung. In die Befragung wurden 3.097 Personen einbezogen, die Ermittlung der Lärmbelastung erfolgte durch Messungen in den Straßen (jedoch nicht an den Gebäudefassaden der Betroffenen). Die erhaltene Dosis-Wirkungskurve liegt erheblich über der Miedema-Kurve (s. Abbildung 39), was auch auf die nicht ortsgenaue Erfassung der Lärmexposition zurückzuführen sein könnte.

Abbildung 39 %HA, Straße, Jakovljevic et al. 2008



Allerdings war die Korrelation zwischen Lärmbelastung und Lärmexposition (L_{den}) gering (0,096). Die stärkste Korrelation zwischen Belästigung und Expositionsgrößen wurde mit dem L_{Aeq} (nachts) mit 0,0121 sowie der Anzahl der schweren Lkw nachts (0,112) erhalten. Als entscheidende Faktoren, die das Belästigungsurteil bestimmten, erwiesen sich die Lärmempfindlichkeit (0,413) sowie die Orientierung der Fenster in Bezug zur Quelle (0,203).

Für den Stuttgarter Stadtteil Fasanenhof untersuchen **Scholz und Jebens 2008**⁵¹ die Belästigung durch Straßenverkehrslärm²². Die Lärmbelastung wird an den Fassaden stockwerksgenau berechnet. Die Ermittlung der Lärmbelastung der 975 Befragten erfolgt mit einer 5-stufigen Skala, die sich nicht an der üblichen Fragestellung gemäß ICBEN orientiert (Stufe 1: „Straßenverkehr stört selten die Ruhe bei geöffneten Fenster“, ..., Stufe 5: „Straßenverkehrslärm stört bei geschlossenem Fenster“). Die Belästigung ist zwischen 50 und 65 dB(A) nahezu konstant (ca. 20-23 % Gestörte der Stufen 4 und 5) und nimmt bei Pegeln > 65 dB(A) zu (ca. 70 % Gestörte der Stufen 4 und 5). Die Belästigung ist in den Altersgruppen zwischen 36 und 54 Jahren am stärksten ausgeprägt. Auch eine Abhängigkeit vom Bildungsgrad (geringere Lärmbelastung bei geringerem Bildungsgrad) sowie vom Status Mieter (geringere Belästigung) bzw. Eigentümer (höhere Belästigung) wird festgestellt²³.

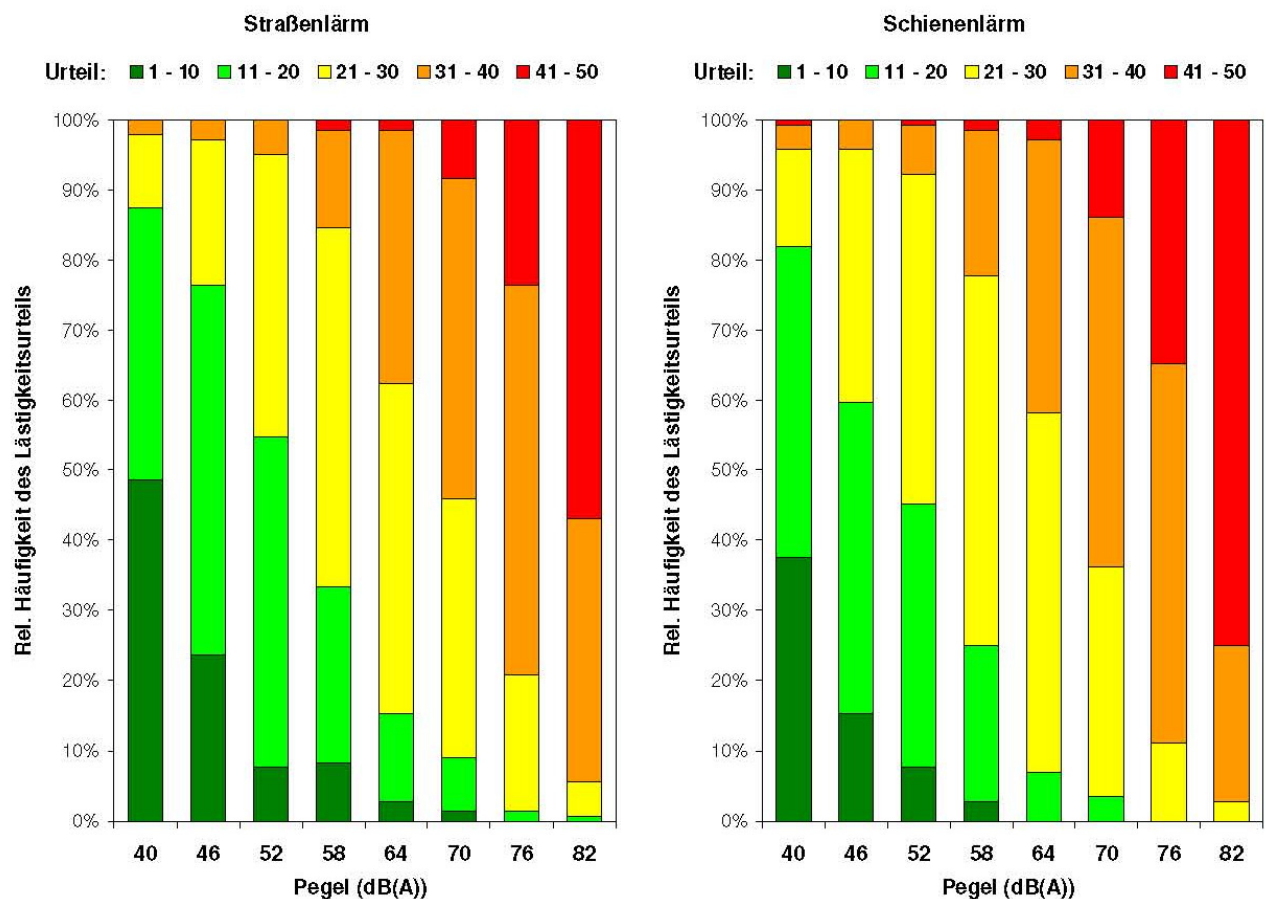
²² Eine Berücksichtigung von Fluglärm erfolgt nicht, obwohl dieser Stadtteil in unmittelbarer Nähe des Flughafens erschlossen wurde.

²³ Dazu werden %HA mit L_{dn} nach Miedema berechnet; der Zusammenhang mit den erhobenen Belästigungsstufen wird allerdings nicht angegeben.

3.1.2 Laborstudien

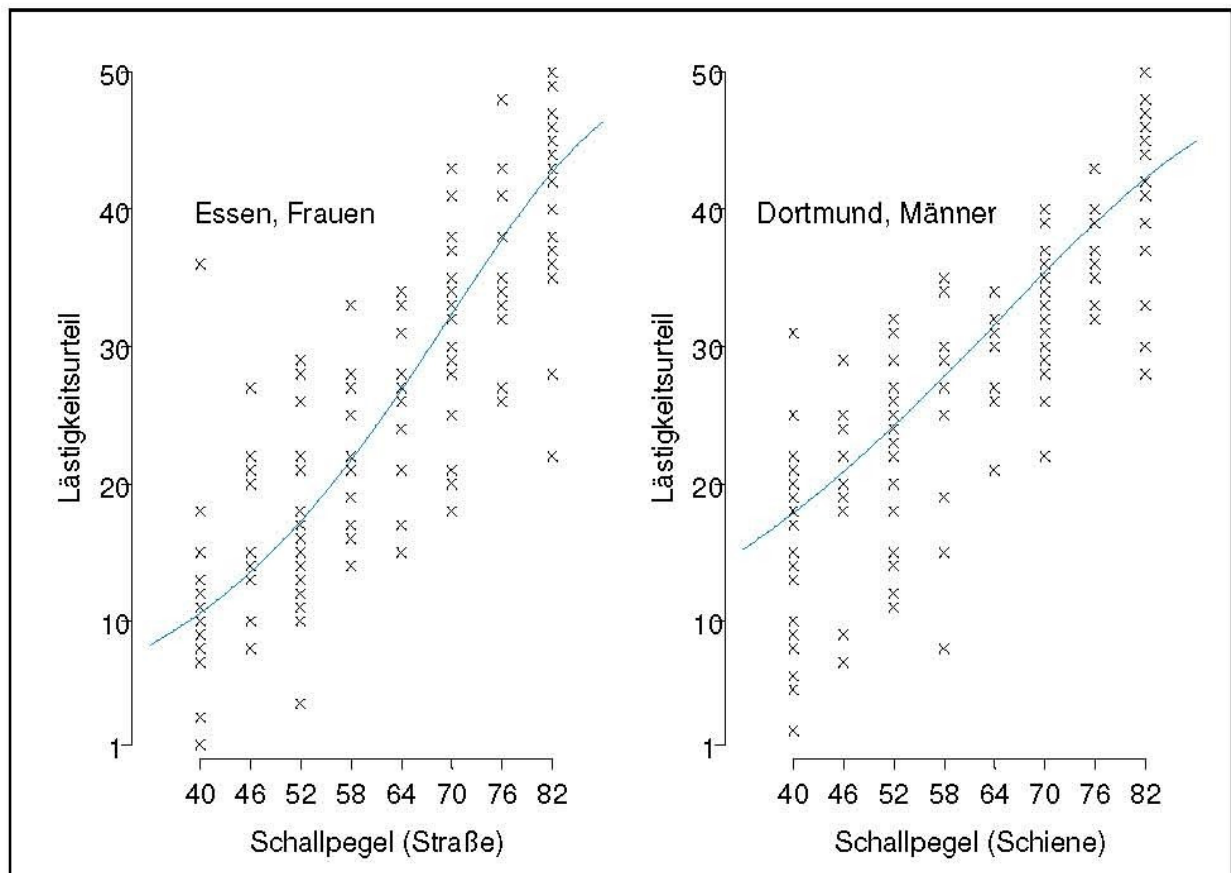
Im Rahmen des Forschungsverbunds „**Leiser Verkehr**“ 2005a⁵² sollte ein Dosis-Wirkungsmodell zur Vorhersage von akuten Lästigkeitsreaktionen bei der Ausübung einer Tätigkeit (Lösen von Aufgaben) unter Einwirkung gleichzeitig auftretenden Straßen- und Schienenverkehrslärms entwickelt werden. In 3 Laboren nahmen 216 Probanden teil. In einem Vorversuch wurde zunächst die störende / belästigende Wirkung der Einzelgeräusche mit Pegeln zwischen 40 und 82 dB(A) (je 8 Szenarien von 3 Minuten Dauer, Abstufung jeweils 6 dB) untersucht. Die Ermittlung der Belästigung erfolgte in Anlehnung an die ICBEN-Empfehlung (5-wertige Skala untergliedert in 10 Teilstufen). Alter, Geschlecht, Lärmempfindlichkeit, aktuelles Befinden wurden erfasst. Die erhaltenen Dosis-Wirkungszusammenhänge sind in den Abbildungen 40 und 41 dargestellt.

Abbildung 40 Relative Häufigkeit für Lästigkeitskategorien, Straße und Schiene, FV „Leiser Verkehr“ 2005



Es ergeben sich angenähert lineare Zuwächse der Belästigung mit dem Pegel, wobei Schienenverkehrslärm als deutlich belästigender empfunden wird. Es zeigte sich keine Geschlechtsspezifität.

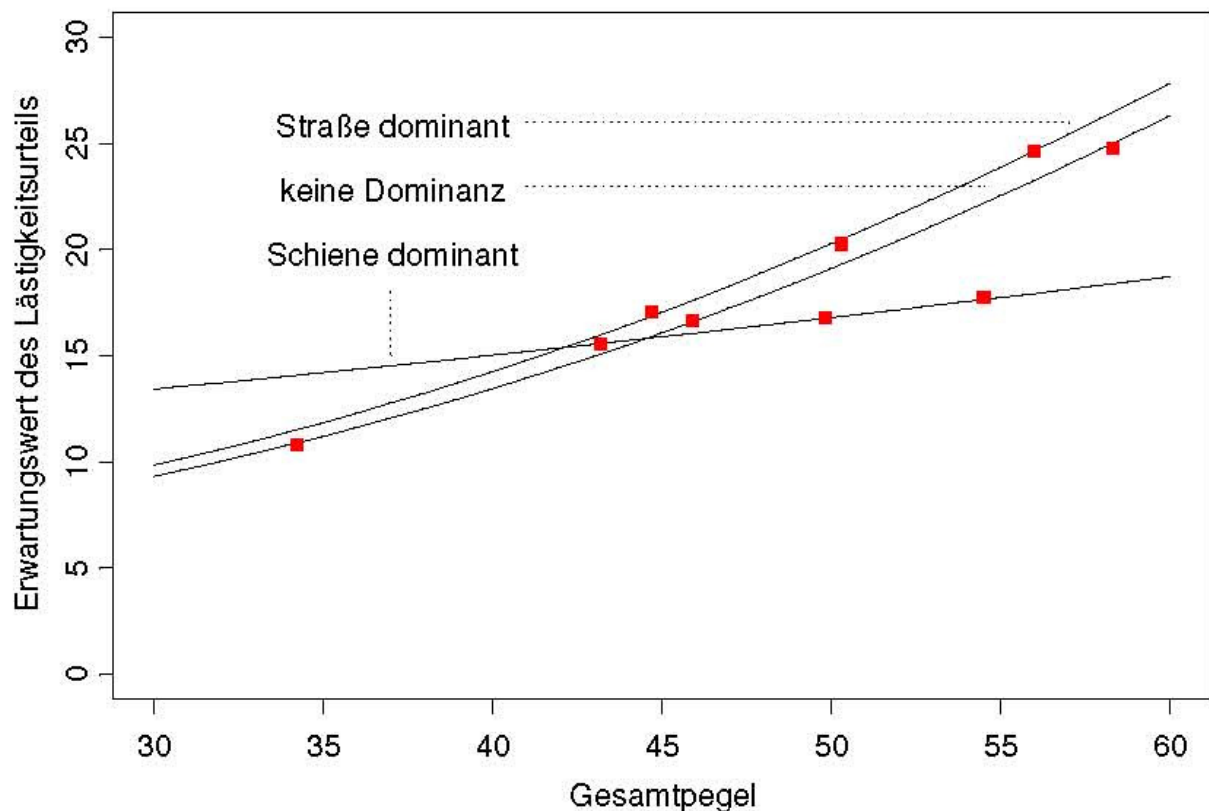
Abbildung 41 Dosis-Wirkungsbeziehung, Straße und Schiene, FV „Leiser Verkehr“ 2005



Im Hauptversuch wurde mit insgesamt 72 Probanden die Lästigkeitswirkung von Straßen- und Schienenverkehrslärm in Kombination untersucht. Dabei zeigte sich eine höhere Belästigung, wenn die Straßenverkehrslärmquelle dominierte (s. Abbildung 42)²⁴.

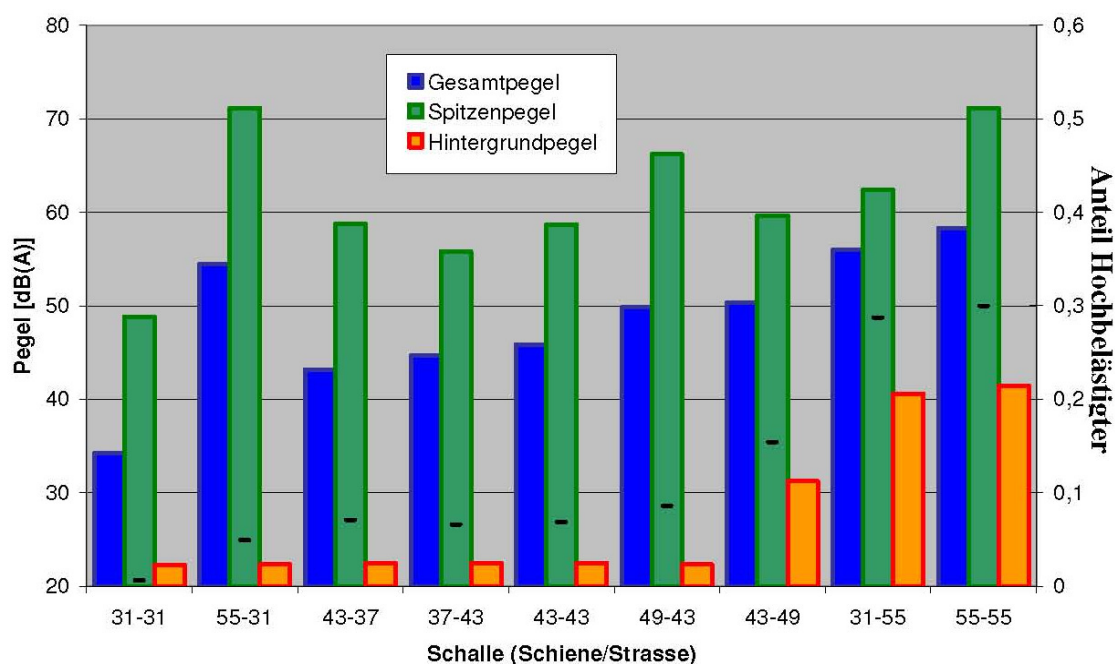
²⁴ Die roten Kästchen markieren die Pegelkombinationen.

Abbildung 42 Lästigkeitsurteile für Kombinationen, Straße und Schiene, FV „Leiser Verkehr“ 2005



Bei den untersuchten Geräuschkombinationen scheinen, bei gleichem Gesamtpegel, diejenigen weniger lästig zu sein, die wenige Ereignisse mit höheren Pegeln enthalten, während häufigere Ereignisse mit niedrigeren Pegeln als belästigender bewertet wurden (vgl. Abbildung 43).

Abbildung 43 Lästigkeitsurteile bei unterschiedlichen Spitzenpegeln, Straße und Schiene, FV „Leiser Verkehr“ 2005



Ferner konnte gezeigt werden, dass, bei vergleichbarem Schwierigkeitsgrad, die Art der zu lösenden Aufgaben einen Einfluss auf das Lästigkeitsurteil hat.

In einer quasi Laborstudie mit 100 Probanden versuchten **De Coensel et al. 2007**⁵³ mögliche Unterschiede in der Belästigung durch den Lärm von Autobahnen, konventionellen Zügen und Hochgeschwindigkeitszügen herauszuarbeiten. Um eine typische Laboratmosphäre zu vermeiden, wurden die Experimente in einer Wochenendhaussiedlung durchgeführt; die Probanden waren in leichte tägliche Aktivitäten involviert, die Geräuscharbietung erfolgte durch Lautsprecher von außen. Als Exposition wurde der daraus berechnete Fassadenpegel angenommen. Für drei verschiedene Zugtypen wurden in einem 10-minütigen „Menü“ jeweils Vorbeifahrten von je 45 s dargeboten. Die Vorbeifahrtsgeräusche wurden in 25 m, 50 m, 100 m und 200 m aufgenommen. Das 10-minütige Autobahngeräusch wurde in 50 m Entfernung von der nahen Fahrspur aufgenommen. Das Geräusch diente als Referenzquelle („master scaling“).

Es zeigte sich, dass die Entfernung von der Quelle einen Einfluss auf die Belästigung hat: Im Bereich zwischen 50 und 65 dB(A) sind Zugvorbeifahrten in größeren Entfernungen weniger lästig. Es gab keinen nachweisbaren Einfluss der Zugart auf die Belästigung; allerdings wurden Vorbeifahrten mit hohen Geschwindigkeiten bei gleichen Pegeln als lästiger empfunden. Im Vergleich zwischen Straße und Schiene konnten keine signifikanten Unterschiede gefunden werden. In der Abbildung 44 ist die Belästigung in Abhängigkeit vom Pegel für die verschiedenen Zugtypen dargestellt.

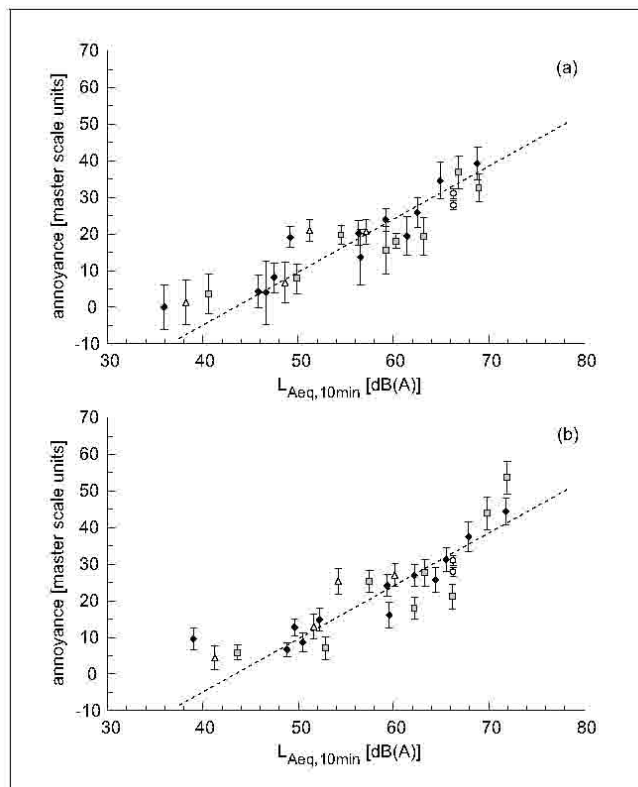
Abbildung 44 Durchschnittliche Belästigung in Abhängigkeit von L_{dnr} Schiene, De Coensel et al. 2007

Figure 7. Average master scaled annoyance of the menus versus $L_{Aeq,10min}$ (a) for 2 events per 10-minute menu and (b) for 4 events per 10-minute menu, for different types of train sounds: (▲) IC train, (■) TGV and (◆) maglev train. In comparison, the annoyance for the highway traffic (●) is also shown. Standard error on means is indicated, as well as the master function (dashed line).

Im Rahmen des Projekts „silence“ untersuchten **Preis et al. 2007**⁵⁴ die Lästigkeitswirkung verschiedener Geräuschquellen (Straßenbahn, Bus, Lkw) sowie in einer weiteren Untersuchung von neun verschiedenen, mit dem Schienenverkehr verbundenen Geräuschen an jeweils 20 Probanden im Labor. Für die erstgenannten Geräuschquellen betrug der L_{pAmax} 74,2 dB(A), unterschiedliche Pegel wurden erzeugt (−9 dB, −6 dB, −3 dB, 0 dB, +3 dB, +6 dB, +9 dB). Jeder Stimulus wurde mit einer Dauer von 30 s eingespielt. Die Lästigkeit wurde mit einer 11-stufigen Skala (ICBEN-konform) erfasst. Die erhaltenen linearen Dosis-Wirkungsrelationen sind in der Abbildung 45 dargestellt²⁵.

²⁵ In der Arbeit wird argumentiert, dass die unterschiedlichen Kurvenverläufe einen Anhaltspunkt für einen Bonus von 3 dB für die Straßenbahn geben können.

Abbildung 45 Belästigung für Straßenbahn, Bus, Lkw, Preis et al. 2007

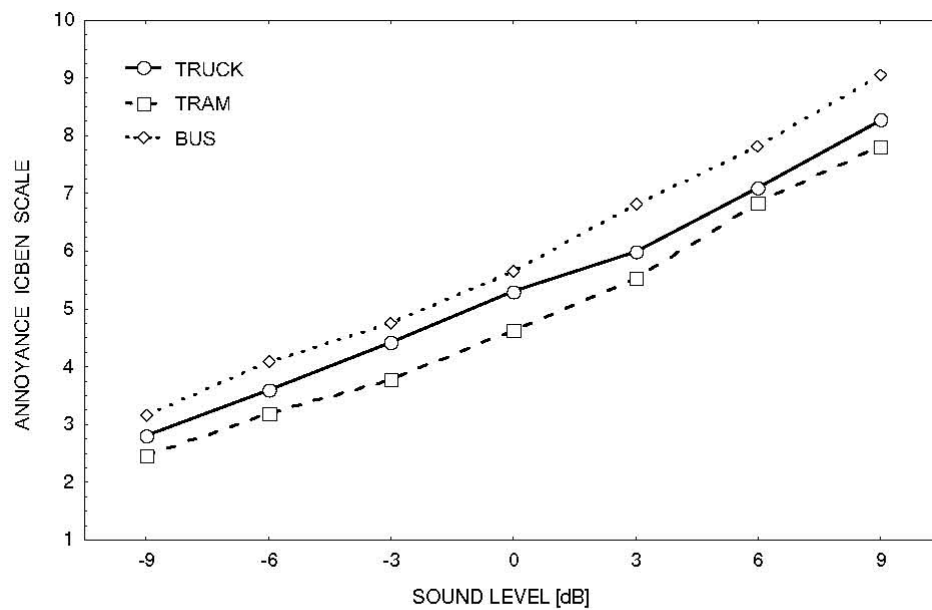


Fig. 5. Perceived annoyance scale for three different sound sources presented at seven sound levels.

Zur Untersuchung der Lästigkeitswirkung der neun verschiedenen, mit dem Schienenverkehr verbundenen, Geräusche wurde ein ähnliches Vorgehen gewählt. Als Referenz wurden alle Geräusche bei einem L_{Aeq} von 70 dB(A) (andere Pegel: -6 dB, -3 dB, 0 dB, +3 dB, +6 dB) betrachtet. Auch hier zeigten sich annähernd lineare Dosis- Wirkungskurven (s. Abbildung 46).

Abbildung 46 Belästigung für 9 Schienenverkehrsgeräusche, Preis et al. 2007

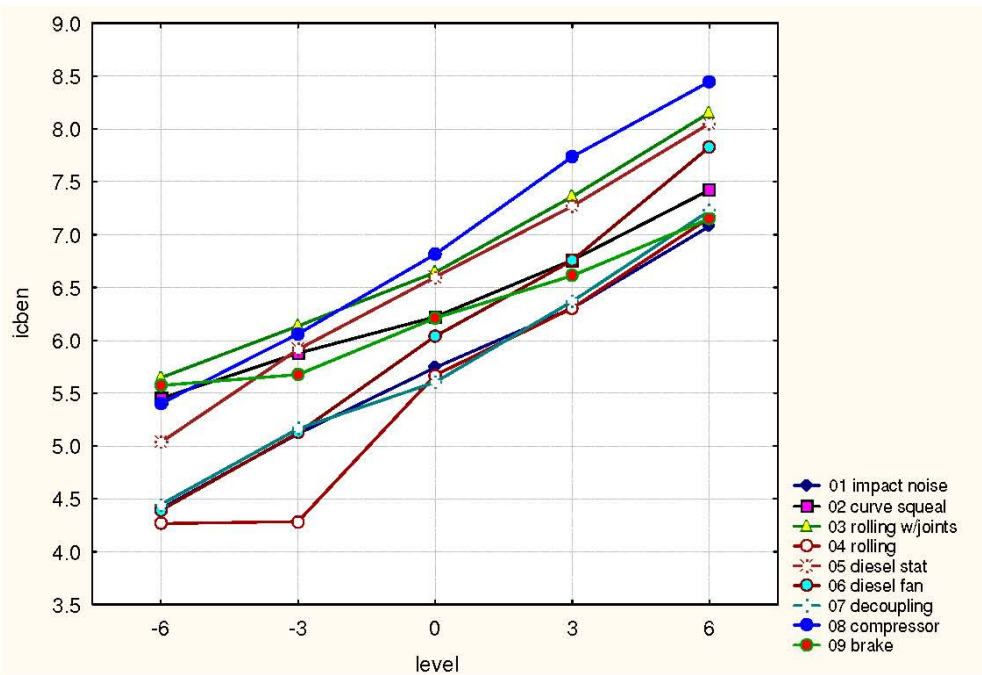


Fig. 2. Perceived annoyance scale for 9 different sound sources presented at five sound levels.

In einer Studie mit 72 Teilnehmern²⁶ untersuchten **Kuhnt et al. 2008**⁵⁵ den kombinierten Einfluss von Straßen- und Schienenverkehrsgeräuschen (Züge und Kfz mit konstanten Vorbeifahrtsgeschwindigkeiten) auf das Lästigkeitsurteil in verschiedenen Arbeitssituationen. Die Verkehrsgeräusche mit Pegeln von jeweils 34²⁷, 46 und 64 dB(A) und ihre Kombinationen (insgesamt neun Szenarien) wurden für eine Dauer von 5 Minuten im Labor präsentiert. Dabei waren grammatikalische Tests in zwei verschiedenen Schwierigkeitsstufen (leicht und schwer) zu bearbeiten. Insgesamt wurden 18 verschiedene Geräusch- und Arbeitsbedingungen simuliert.

Die Belästigung wurde auf einer 5-stufigen verbalen Skala („gar nicht belästigt“, ..., „äußerst belästigt“) widergespiegelt. Jede dieser Kategorien wurde nochmals in 10 Unterstufen verfeinert. Mit einem kovarianten Regressionsmodell wurde der in Abbildung 47 dargestellte Zusammenhang zwischen mittlerer Belästigung und Pegel erhalten.

Abbildung 47 Belästigung für verschiedene Quellenkombinationen und Aufgaben, Kuhnt et al. 2008

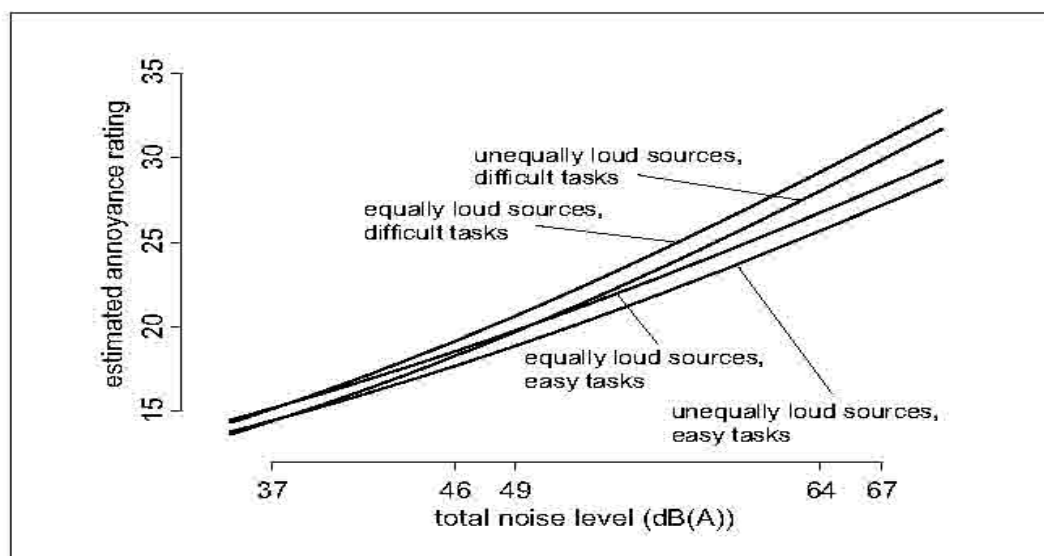


Figure 6. Estimated dose-response relationship for mean annoyance rating at different noise level.

Die Belästigung wächst, in einem vom Pegel der Quellen abhängigen Maß, mit der Schwere der Aufgabe. Die erhaltenen Dosis-Wirkungsbeziehungen sind nichtlinear.

Unter Verwendung des Konzepts „highly annoyed“ (allerdings mit einem Cut-Off von 31 von 50, entsprechend Fields et al.⁷³, wo ca. 40% der höchsten Nennung als „highly annoyed“ eingestuft werden, aber im Unterschied zu Schultz und Miedema), wird die Belästigungsrelation in Abhängigkeit von Pegel und Aufgabenschwere analysiert (siehe Abbildung 48).

²⁶ Im Rahmen des Projekts „Leiser Verkehr“ entstanden

²⁷ Als Hintergrundgeräusch

Abbildung 48 %HA in Abhängigkeit vom Aufgabentyp, Kuhnt et al. 2008

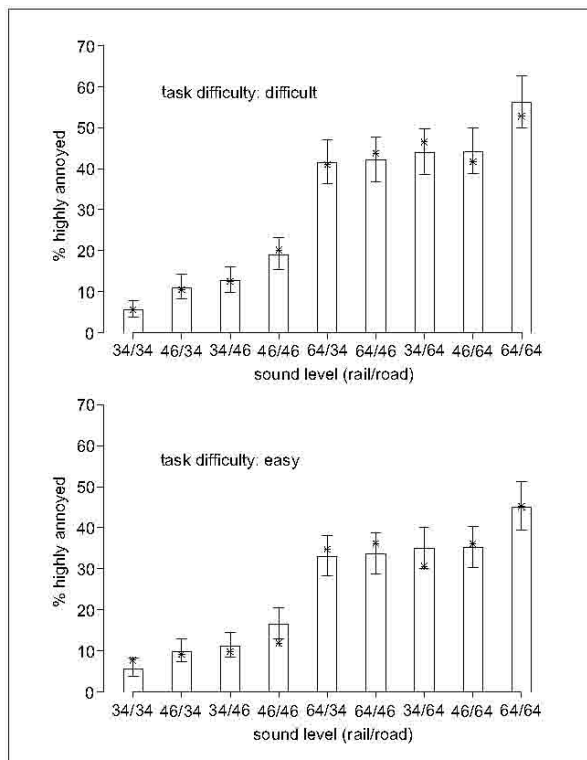


Figure 8. Observed percentages of highly annoyed subjects (asterisks) and estimated proportion of highly annoyed (box) together with 95% confidence intervals (vertical lines).

Die Belästigungsreaktionen lassen sich am besten durch das Energie-Summations-Modell erklären. Eine geringere Belästigung in Situationen, bei denen der Schienenverkehrslärm pegelbestimmend ist, lässt sich nicht ablesen.

3.1.3 Sonstige Aussagen

Schuemer 2000⁵⁶ gibt eine zusammenfassende Darstellung zur „Überschussreaktion“. Es wird betont, dass die - unter konstanten Geräuscheinwirkungen ermittelten - Dosis-Wirkungskurven auch nur geeignet sind, Belästigungsreaktionen unter „steady state conditions“ vorauszusagen: Sie sind eben gerade nicht geeignet, um die Effekte von Änderungen der Geräuschbelastung (wie es etwa mit der Aktionsplanung angestrebt wird) anzugeben.

In einer Literaturstudie zur Belästigung durch Straßenverkehr geht **Ouis 2001**⁵⁷ u.a. auf folgende Aspekte, die das Belästigungsurteil mitbestimmen, ein:

- Besondere Rolle der Lärmempfindlichkeit
- Bedeutung anderer Metriken (L_{Aeq} und L_{10} zeigten in Studien bei mittleren Pegeln die beste Korrelation mit der Belästigung)
- Anteil des Schwerverkehrs
- Tieffrequente Geräuschanteile
- Entfernung zur Lärmquelle
- Art der Studie (Feld vs. Labor)

Zum Einfluss von Geschlecht und Alter werden Studien mit unterschiedlichen Aussagen zitiert; ein jahreszeitliche Einfluss wird verneint. Die belästigende Wirkung von Schienenverkehr ist geringer als die des Straßenverkehrs und diese ist wiederum geringer als die von Flugverkehr. Neben den Kurven von Schultz, Fidell und Finegold werden auch Dosis-Wirkungsbeziehungen angegeben, die andere Metriken als den L_{Aeq} und daraus ableitbare Größen benutzen; auch wird sichtbar, dass es hier keine linearen Zusammenhänge zwischen der Belästigung und dem Pegel gibt (vgl. Abbildung 49).

Abbildung 49 Dosis-Wirkungszusammenhänge nach Crocker⁵⁸, Ouis 2001

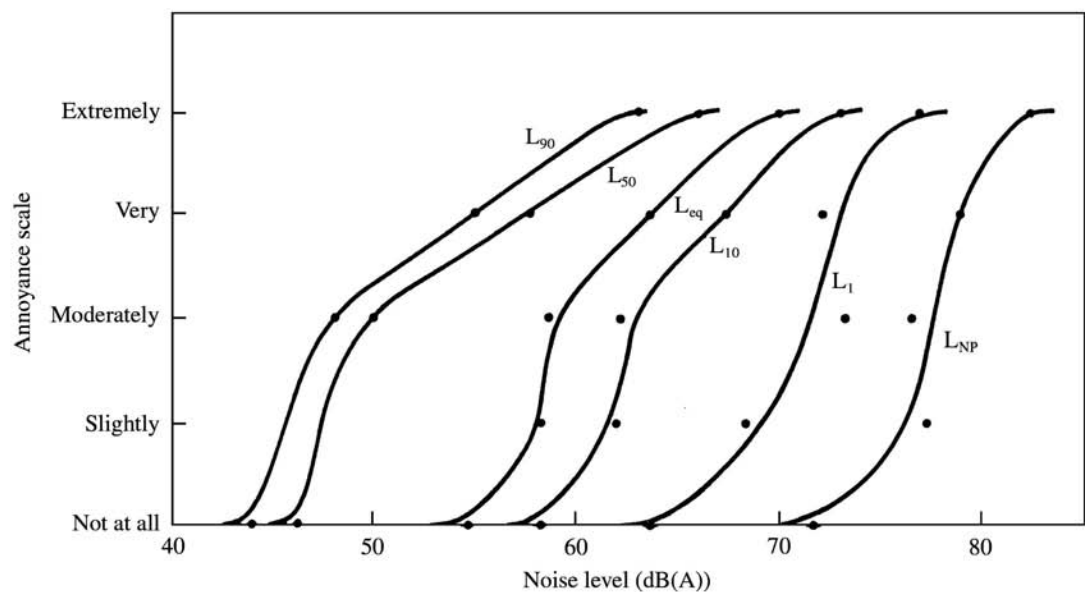


FIGURE 10. Annoyance as a function of noise level (from Crocker, 1997).

In einem weiteren Aufsatz betont **Ouis 2002**⁵⁹ die Notwendigkeit, bei der Aufstellung von Dosis-Wirkungsbeziehungen nichtakustische Variablen, wie bereits vorliegende Erfahrungen mit Lärm, Erwartungen an die Entwicklung der Lärmsituation usw., als Einflussfaktoren zu berücksichtigen.

Rylander und Björkman 2002⁶⁰ untersuchen die Auswirkungen des Zugangs zu einer ruhigen Fassade. Dazu führen sie Pegelmessungen und Befragungen durch. Der Anteil der Hochbelästigten

ist in Wohnungen mit Zugang zu einer ruhigen Fassade um 13,6 % (3-26 %) geringer als in Wohnungen, die nur Fenster zur Lärmquelle haben (s. auch Abbildung 50).

Abbildung 50 Einfluss des Zugangs zu einer ruhigen Fassade, Rylander und Björkman 2002

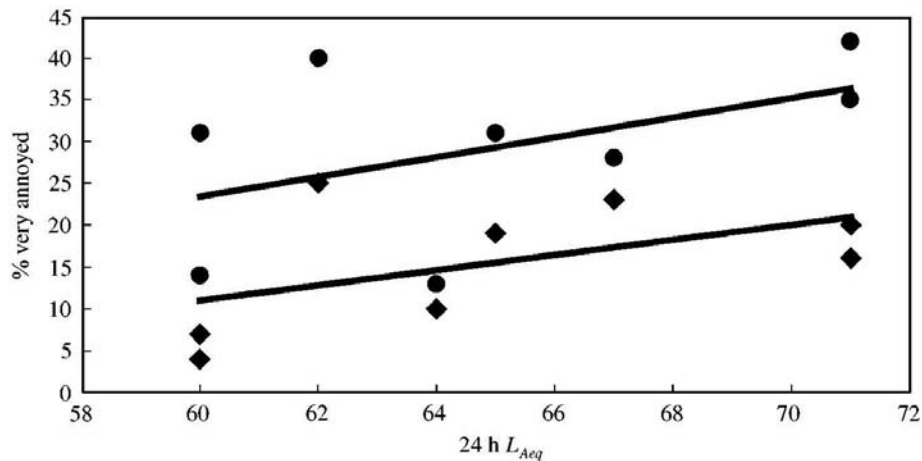
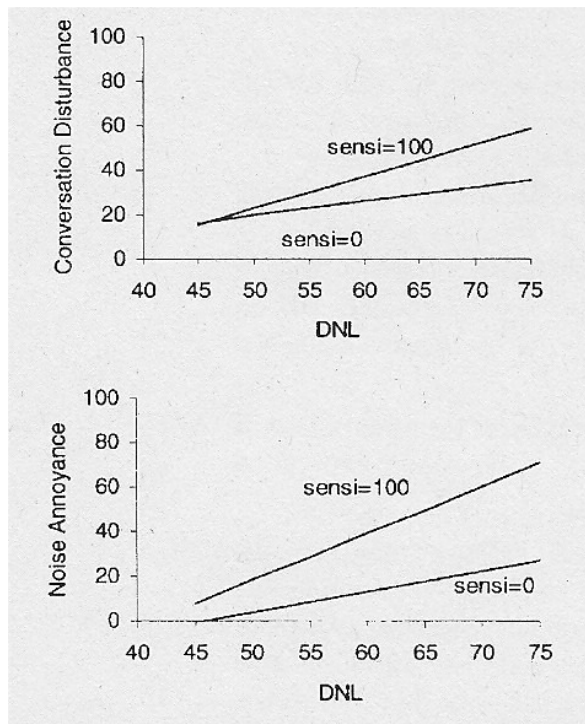


Figure 1. Difference in extent of annoyance (very annoyed) in different areas for persons with a dwelling with windows facing the street only (●) and with windows also facing the quiet side of the building (◆) in relation to L_{Aeq} 24h.

In einer Analyse von bereits zur Aufstellung von Dosis-Wirkungszusammenhängen herangezogenen Studien betonen **Miedema und Vos 2003**⁶¹ die Rolle der Lärmempfindlichkeit für die Belästigungsreaktion. Es wurde gefunden, dass die Lärmempfindlichkeit nicht vom Pegel abhängig ist. Sie wirkt nicht als additiver Effekt, der die Belästigungsreaktion vergrößert, sondern bewirkt eine Veränderung derselben (vgl. Abbildung 51).

Abbildung 51 Einfluss der Lärmempfindlichkeit²⁸ auf die Störung / Belästigung, Miedema und Vos 2003

Die Auswirkungen von Veränderungen der Lärmexposition („new infrastructure effect“, „Überschusseffekt“), insbesondere bei Schienenverkehrslärm, werden von **Huybregts 2003**⁶² zusammengestellt. Es wird betont, dass die Miedema-Kurven einen „steady-state“-Zustand beschreiben, der die mit einer Veränderung der Lärmbelastung verbundenen „Überschusseffekte“ jedoch nicht beschreibt. Dieser ist i.a. auch quellenspezifisch, so wurden höhere Überschussreaktionen bei Straßen- als bei Schienenverkehrslärm beobachtet. Als eine Erklärungsmöglichkeit wird u.a. schlechtes Kommunikationsmanagement zwischen Behörden und Bevölkerung aufgeführt. Die Abbildung 52 veranschaulicht den „Überschusseffekt“.

²⁸ In dem von Miedema und Vos vorgeschlagenen Modell sind Werte von 0 bis 100 für die Lärmempfindlichkeit (Sensitivität) möglich.

Abbildung 52 Überschusseffekt; Schiene, Huybregts 2003

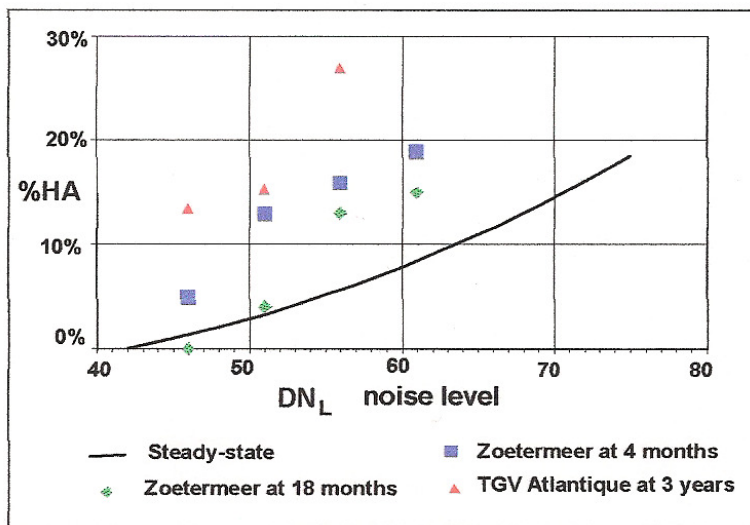


Fig.1. Results at Zoetermeer [8] and TGV Atlantique [11] compared to steady-state response [2].

Ferner wird ein „Entfernungseffekt“ für Schienenverkehrslärm aufgeführt: Bewohner in unmittelbarer Nähe der Lärmquelle fühlen sich stärker belästigt als Bewohner der 2. Bebauungsreihe (bei gleichen Pegeln)²⁹.

Im Rahmen der Lärmaktionsplanung / Lärmminderungsplanung bspw. in Norderstedt 2004⁶³ wird auf das von **Böninghausen und Popp 1988**⁶⁴ eingeführte Konzept der Lärmkennziffer zurückgegriffen. Dieses ist primär darauf gerichtet, im Rahmen städtebaulicher Planungen zu untersuchen, wie viel Bürger von Überschreitungen von Immissionsgrenz- oder richtwerten in welchem Umfang betroffen sind. Die Lärmkennziffer (LKZ) ergibt sich aus:

$$LKZ = N \cdot \Delta L$$

Gleichung 34

wobei N die Anzahl von Betroffenen ist, die Pegeln ausgesetzt sind, die um ΔL über den Grenz- bzw. Richtwert liegen. Dieses Konzept spiegelt einen linearen Dosis-Wirkungszusammenhang wider.

In der Stellungnahme des Interdisziplinären Arbeitskreises für Lärmwirkungsfragen beim **Umweltbundesamt** zum Fluglärm **2004**⁶⁵ wird betont, dass es aus medizinisch-physiologischer Sicht unabdingbar ist, für die Bewertung nächtlicher Lärmwirkungen in erster Linie auf Maximalpegelkriterien (verbunden mit Angaben zur Häufigkeit der Schallereignisse) abzustellen; der L_{Aeq} allein (und damit der L_{den}) ist nicht geeignet, da „das menschliche Schallverarbeitungssystem grundsätzlich nicht Mittelungspegel, sondern akut stets Maximalpegel in Erregungen umsetzt und weitgehend auch in der Wahrnehmung als einwirkenden Lärm bewertet.“

²⁹ Dieser Effekt ist ggf. mit dem Einfluss der Sichtbarkeit der Quelle zu erklären: Die Quelle erscheint lästiger, wenn sie optisch wahrgenommen werden kann.

Flug- und Straßenverkehrslärm sind ihrer Zusammensetzung nach und in ihrem zeitlichen Auftreten unterschiedlich. Auch ihre Wirkungsweisen differieren. Damit erscheint es nicht sinnvoll, eine Gesamtwirkungsbeurteilung anzugeben.

Zum Überschusseffekt wird eine Arbeit von Fidell und Salvati von 1998 aufgeführt (vgl. Abbildung 53), aus der hervorgeht, dass dieser weder konstant ist noch vom absoluten Pegel, sondern linear von der relativen Pegelzunahme (ab 1 dB) abhängt. Gegenüber dem quasi-stationären Zustand entspricht die Zunahme der Belästigung einem um ca. 6 dB höheren Pegel (L_{dn}).

Abbildung 53 Überschusseffekt, UBA Fluglärm 2004

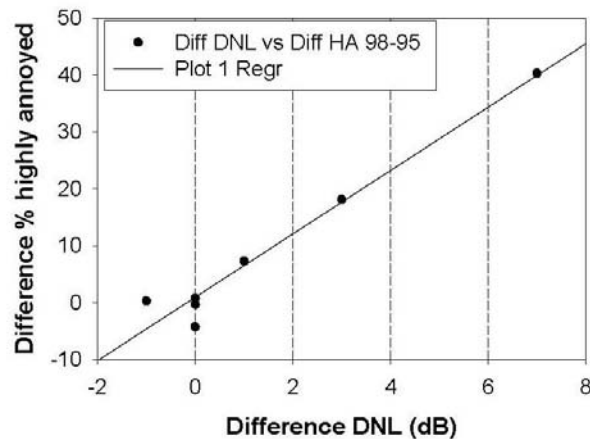


Abb. 3.2 Ausmaß der Überschuss-Reaktion in der globalen Belästigung nach Eröffnung einer neuen Startbahn am Flughafen Vancouver [nach Fidell & Silvati 1998]

Weiterhin wird angeführt, dass die Dosis-Wirkungskurven für Fluglärm einem mit der Zeit steigenden Trend unterliegen (vgl. auch Guski 2003⁶⁶ und 2004⁶⁷): So wird z.B. der Anteil von jeweils 25 % durch Fluglärm stark gestörten / belästigten Personen nach 30 Jahren (1995) bei einem Pegel erreicht, der um ca. 8 dB geringer ist als jener von 1965 (vgl. dazu die Abbildung 54).

Abbildung 54 Zeitliche Veränderung der Belästigungsreaktion, UBA Fluglärm 2004

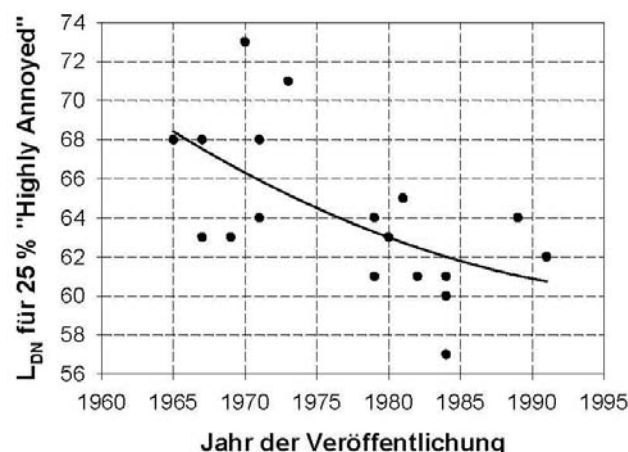


Abb. 6.2 Zeitlicher Trend des Fluglärm-Pegels (L_{DN} in dB(A)), der mit einem konstanten Anteil von 25 % stark gestörter/belästigter Personen verbunden ist. Daten nach Miedema & Vos [1998], Guski [2003, 2004]

Michaud et al 2005⁶⁸ untersuchten die Lärmbelastigung in Kanada mittels zweier Telefonumfragen (N = 2.565 und N = 2.667). Die Belastigung wurde entsprechend ISO 15666 erhoben; die Lärmexposition wurde nicht erfasst, so dass keine Dosis-Wirkungsrelationen angegeben werden können. Es zeigte sich, dass die Lärmbelastigung abhängig von Geschlecht, Alter, Einkommen und selbsteingeschätztem gesundheitlichen Zustand ist: Frauen zeigten eine stärkere Belastigungsreaktion als Männer. Während sich über 65-Jährige kaum belastigt fühlten, waren die Personen zwischen 25 und 44 am stärksten betroffen. Mittlere Einkommensschichten klagten über eine höhere Belastigung als Personen mit geringen oder hohen Einkommen. Personen, die ihren Gesundheitszustand als eher schlecht einschätzten, zeigten eine stärkere Betroffenheit.

Probst 2006⁶⁹ schlägt eine zweistufige exponentielle Lärmbewertungsfunktion (Lärmbewertungsmaß NS – Noise Score) für $L_{den} \leq 65 \text{ dB(A)}$ bzw. $> 65 \text{ dB(A)}$ auf der Grundlage eines Gedankenmodells vor, die, im Unterschied zu Miedema, alle Lärmbetroffenen (nicht nur % HA) berücksichtigen und bei der Planung von Lärmminderungsmaßnahmen Anwendung finden soll. Die Parameter, die in das Modell eingehen, finden keine Begründung; ein Zusammenhang zwischen Studien zu Belastigungsreaktionen wird nicht hergestellt. Es wird versucht, unterschiedliche Schalldämmungen der Wohnungen (dl) und unterschiedliche Quellen (dL_{Source}) über Korrekturfaktoren zu berücksichtigen (vgl. Gleichung 35).

Lärmbewertungsmaß NS, Probst 2006:

$$NS = \begin{cases} \sum_i n_i \cdot 10^{0,15 \cdot (L_{den,i} - 50 - dl + dL_{Source})} & \text{mit } L_{den,i} \leq 65 \text{ dB(A)} \\ \sum_i n_i \cdot 10^{0,30 \cdot (L_{den,i} - 57,5 + dl + dL_{Source})} & \text{mit } L_{den,i} > 65 \text{ dB(A)} \end{cases} \quad \text{Gleichung 35}$$

Der Einfluss von stufenartigen Veränderungen der Lärmexposition wurde bspw. durch **Lam und Au 2008**⁷⁰ untersucht. Beim Neubau einer Eisenbahnstrecke parallel zu einer Hauptstraße in Hong-Kong wurden 6 Monate vor sowie 3 Monate und 1 Jahr nach Eröffnung Erhebungen zur Lärmexposition und zur Belastigung durchgeführt. Obwohl die Lärmexposition dadurch um bis zu 4 dB(A) zunahm, ging die Belastigung signifikant zurück. Dies ist vor allem auf die Rolle nichtakustischer Parameter, die das Belastigungsurteil entscheidend mitprägen, zurückzuführen.

Eine ggf. über die Zeit mögliche Veränderung der Reaktionsintensität auf Fluglärm untersucht **Brooker 2008**⁷¹ und kommt zu dem Ergebnis, dass es Hinweise gibt, dass sich die Belastigung bei gleichem Pegel im Laufe der letzten 25 Jahre erhöht hat, wobei die statistische Evidenz dafür schwach ist.

Er betont andererseits auch, dass bei einer Reanalyse von Studien zum Fluglärm, insbesondere bei älteren, die vor 1980 erschienen sind, Probleme auftauchen können, die einerseits mit dem Standard der Projektdokumentation zum anderen aber mit der Präzision der Angabe zur Lärmexposition zusammenhängen (bspw. keine flächenhaften Berechnungen, genäherte Angaben

zu den Flugbahnen). Auch die Umrechnung von L_{Aeq} (24h) auf L_{dn} (bzw. L_{den}) kann bei Nachtflugbeschränkungen problematisch sein.

Stassen et al 2008⁷² berechnen mit der DALY-Methode (disability adjusted life year) die durch Verkehrslärm (Straße, Schiene, Flug) verursachten gesundheitlichen Auswirkungen für den Bereich Flandern. Grundlagen bilden dafür eine Berechnung der Lärmbelastung und die daraus mit Hilfe der Miedema-Kurven abgeleiteten Anteile highly annoyed bzw. highly sleep disturbed. Mit relativen Risikofaktoren und Gewichtungen für die Schwere der Erkrankung bzw. Beeinflussung werden DALY für Bluthochdruck, Ischämische Herzkrankheit, schwere Schlafstörung und starke Belästigung berechnet.

3.2 Disturbance (L_{den})

In der psychologischen Lärmwirkungsforschung spielen die Begriffe „Störung“ und „Belästigung“ eine herausragende Rolle. Unter Störung wird dabei (vgl. Guski in: Wirkungen von Schienen- und Straßenverkehrslärm, ZEUS GmbH 2003)³¹ die „Unterbrechung oder mindestens Behinderung einer intendierten Tätigkeit (z.B. Unterhalten, Telefonieren, Arbeiten, Schlafen)“ verstanden. Die Belästigung hingegen spiegelt das Gefühl wider, „durch Ereignisse gestört zu werden, ohne sie wirksam bewältigen zu können“. Beide Begriffe weisen eine gewisse Verwandtschaft auf und werden bspw. in Fragebögen zur Erhebung der Beeinträchtigung durch Lärm auch meist gemeinsam erfragt. So empfiehlt die ICBEN (International Commission on the Biological Effects of Noise) folgende Fragestellung: „Wenn Sie einmal an die letzten (...12 Monate...) hier bei Ihnen denken, wie stark haben Sie sich durch Lärm von (...Quelle...) insgesamt gestört oder belästigt gefühlt: Äußerst, stark, mittelmäßig, etwas oder überhaupt nicht?“ (vgl. Fields et al. 2001⁷³). Demzufolge wird in der Literatur die Störwirkung selten separat beschrieben, wenn, werden im wesentlichen Schlaf- und Kommunikationsstörungen betrachtet.

3.2.1 Feldstudien

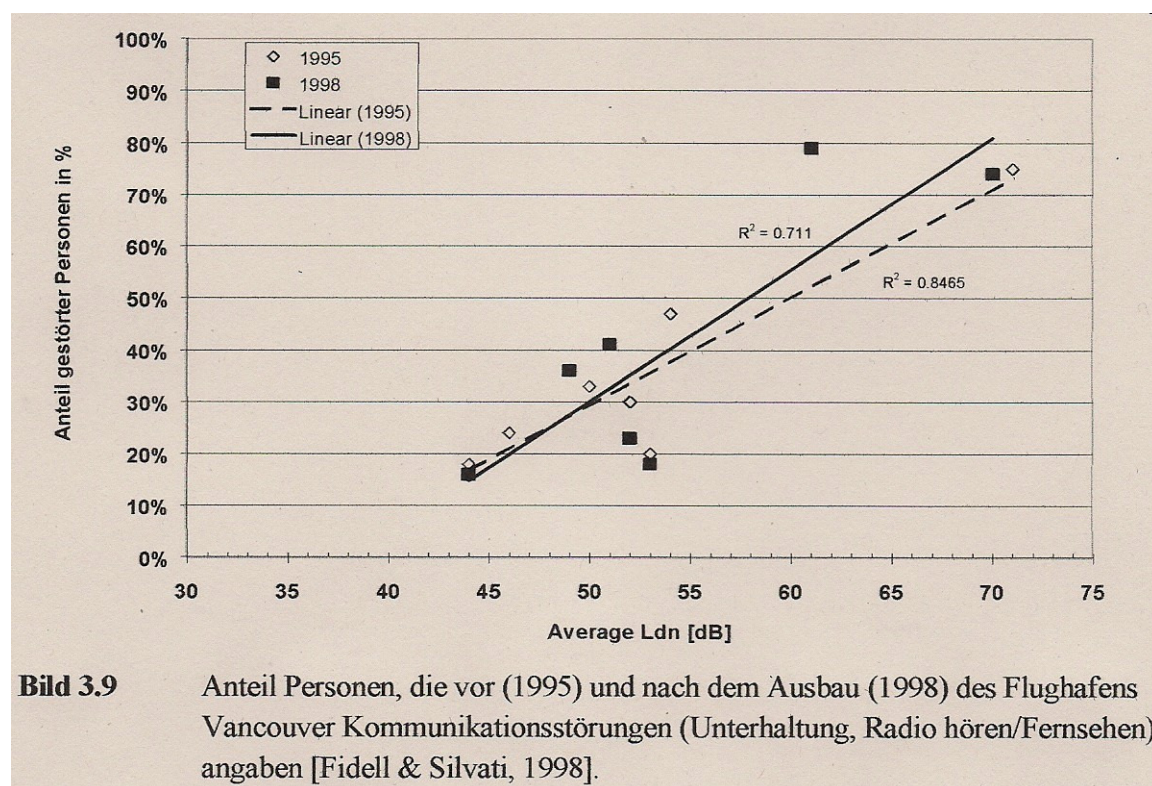
In dem lärmmedizinischen Gutachten zur Verlängerung der Start- und Landebahn des Flughafens Frankfurt-Hahn, **2003** beschreibt **Spreng**⁷⁴ zusammenfassend die in verschiedenen Studien durch Lärm hervorgerufenen Kommunikationsstörungen: „So geben in den USA 39 % der befragten Personen in Großstädten mit gemischten Geräuschemissionen an, sich durch die Beeinträchtigung der Sprachverständlichkeit gestört zu fühlen. Wird nur die Störung durch den Straßenverkehrslärm betrachtet, dann wird bei einem Außenmittlungspegel (6 – 22 Uhr) zwischen $L_m = 50$ und 75 dB(A) ein Anteil wesentlich Gestörter ermittelt, welcher von 20 – 75 % der Bevölkerung reicht. Während im oberen Intensitätsbereich bei Einwirkung von Straßenverkehrslärm die allgemeine Gestörtheit und die vegetativen Auswirkungen beachtlicher sind als die Kommunikationsstörung, überwiegt diese bei Schienenverkehrslärm in diesem Intensitätsbereich {um $L_m = 70$ dB(A)}. Im unteren Intensitätsbereich wirken Schienen- und Straßenverkehrslärm hinsichtlich der Kommunikationsstörung praktisch gleich, während Autobahnverkehrs- und Fluglärm in diesem Pegelbereich { $L_m = 55 – 60$ dB(A)} die Angaben für starke Belästigung auf das Doppelte gegenüber Schienen- und Straßenverkehrslärm ansteigen lassen.“

Unabhängig von der Lärmquelle kann man davon ausgehen, dass der Schwellenwert für eine Kommunikationsstörung wesentlich Gestörter (10 % der Befragten) bei Außenpegeln von etwa 50 – 55 dB(A) liegt.

Neuere Studien zeigen insbesondere die stärkere Störwirkung von Schienenverkehrslärm; so sind hier beispielsweise bei einem $L_{Aeq,24h}$ 30 bis 40 % wesentlich Gestörte mehr zu verzeichnen als bei Straßenverkehrslärm.

Beim Ausbau des Flughafens Vancouver wurden Untersuchungen zu Kommunikationsstörungen vor und nach dem Ausbau gemacht. Es ergab sich eine geringfügig erhöhte Störwirkung nach dem Ausbau, auf insgesamt hohem Niveau: So betrug der Anteil Gestörter bei 45 dB(A) (L_{dn}) ca. 15 %, bei 65 dB(A) lag er über 60 % (s. Abbildung 55).

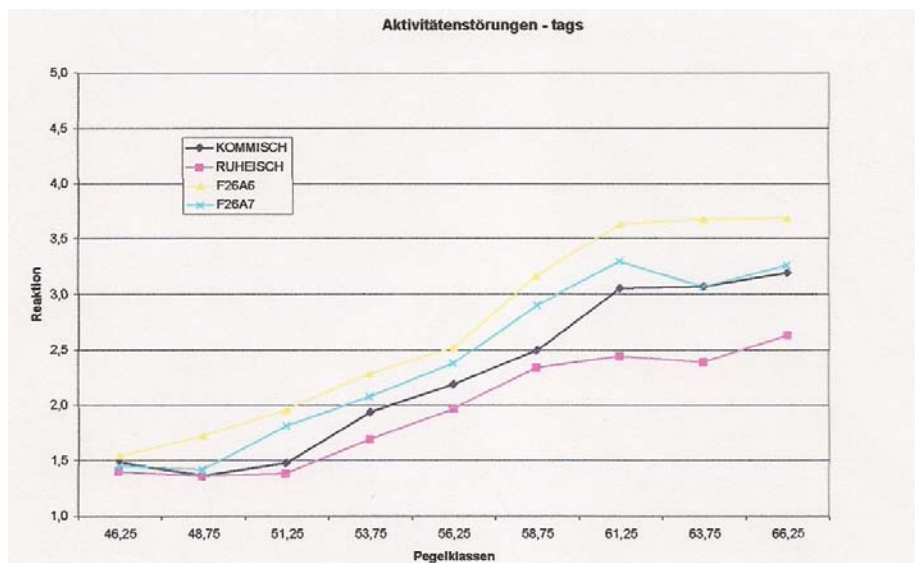
Abbildung 55 Kommunikationsstörungen Fluglärm Vancouver, Spreng 2003



Als oberer kritischer Toleranzwert für eine noch akzeptable Kommunikation im Außenbereich wird ein Wert (Störpegel) von 62 dB(A) angegeben. Er bezieht sich auf eine Kommunikation über eine mittlere Entfernung (> 0,5 m, < 4 m), für den Innenraumbereich liegt dieser Wert bei 45 dB(A) (entspricht etwa der Berücksichtigung der Wirkung gekippter Fenster).

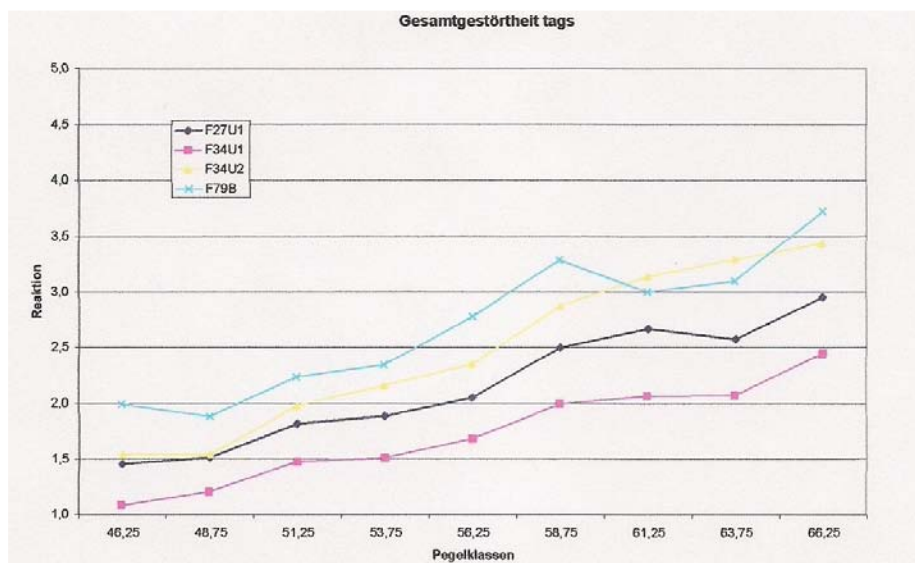
In der **ZEUS-Studie 2003**³¹ zu Wirkungen von Schienen- und Straßenverkehrslärm werden Angaben zur Gestörtheit durch Schienenverkehrslärm aus einer zusammenfassenden Arbeit von Griefahn et al. 1999³⁷ gemacht. Angegeben ist die Reaktion (Grad der Gestörtheit) auf einer Skala von 1 bis 5; die nachfolgenden Abbildungen 56 bis 59 geben die Gestörtheit für verschiedene Tageszeiten und Tätigkeiten wieder.

Abbildung 56 Aktivitätsstörung tags, Schiene, ZEUS 2003

Abbildung 2.3-1: Aktivitätenstörungen am Tage pro Pegelklasse ($L_{m, tags}$ à 2,5 dB(A)).

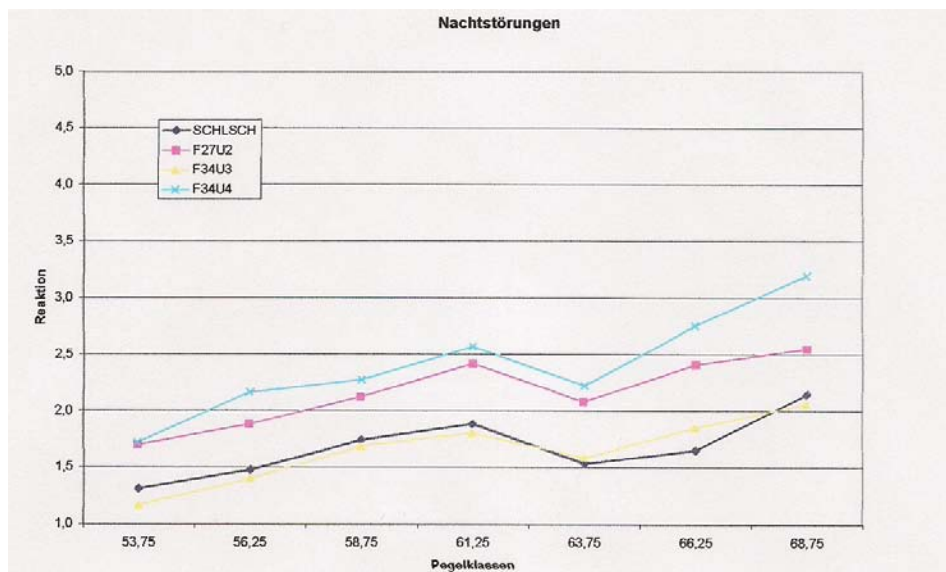
KOMMISCH: Störung der Kommunikation im Innenraum; RUHEISCH: Störung der Ruhe und Erholung im Innenraum; F26a6: Störung von Unterhaltungen draußen; F26a7: Störung der Erholung draußen. (Daten aus Griefahn et al 1999)

Abbildung 57 Gesamtgestörtheit tags, Schiene, ZEUS 2003

Abbildung 2.3-2: Gesamtgestörtheit tags pro Pegelklasse ($L_{m, tags}$ à 2,5 dB(A)).

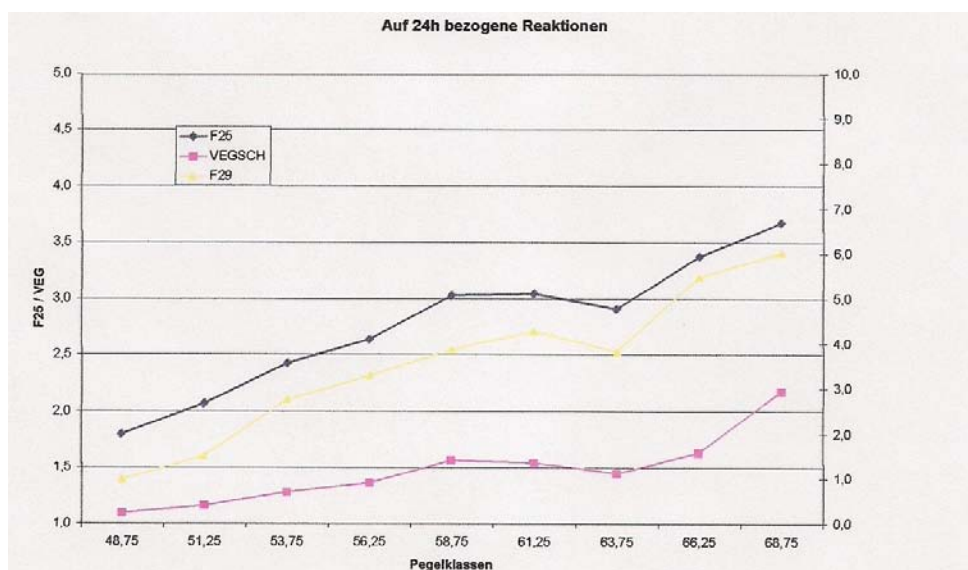
F27u1: Gesamtgestörtheit tags; F34u1: Gesamtgestörtheit tags im Innenraum bei geschlossenen Fenstern; F34u2: Gesamtgestörtheit tags im Innenraum bei gekippten Fenstern; F79b: Gesamtgestörtheit tags draußen. (Daten aus Griefahn et al 1999)

Abbildung 58 Nachtstörung Schiene, ZEUS 2003

Abbildung 2.3-3: Nachtstörungen pro Pegelklasse ($L_{m,nachts}$ à 2,5 dB(A)).

SCHLSCH: erfragte Schlafstörungen; F27u2: Gesamtgestörtheit nachts; F34u3: Gesamtgestörtheit nachts bei geschlossenen Fenstern; F34u4: Gesamtgestörtheit nachts bei gekippten Fenstern. (Daten aus Griefahn et al 1999)

Abbildung 59 Störwirkung Schiene, 24 h, ZEUS 2004

Abbildung 2.3-4: Auf 24 h bezogenen Reaktionen pro Pegelklasse ($L_{m,24h}$ à 2,5 dB(A)).

VEGSCH: vegetative Störungen; F25: Gesamtbelästigung; F29: Gesamtgestörtheit tags und nachts (Skala rechts von 0 bis 10). (Daten aus Griefahn et al 1999)

Die auf den Außenraum bezogene Gesamtgestörtheit weist einen ähnlichen Verlauf wie die Gesamtgestörtheit auf, was darauf hindeutet, dass sich die Gesamtbelästigung eher an Erfahrungen im Außen- als im Innenbereich orientiert. Für die Belästigung spielt ferner die Lärmempfindlichkeit der Befragten eine Rolle: So liegt das Belästigungsmaß lärmempfindlicher Personen um 0,3 bis 0,8 höher als das lärmunempfindlicher.

Auch für Straßenverkehrslärm werden Angaben zur Störungswirkung, die im Wesentlichen auf Griefahn et al. 1999³⁷ zurückgehen, gemacht. Die Abbildung 60 zeigt die Störwirkungen tags.

Abbildung 60 Störwirkung tags, Straße, ZEUS 2003

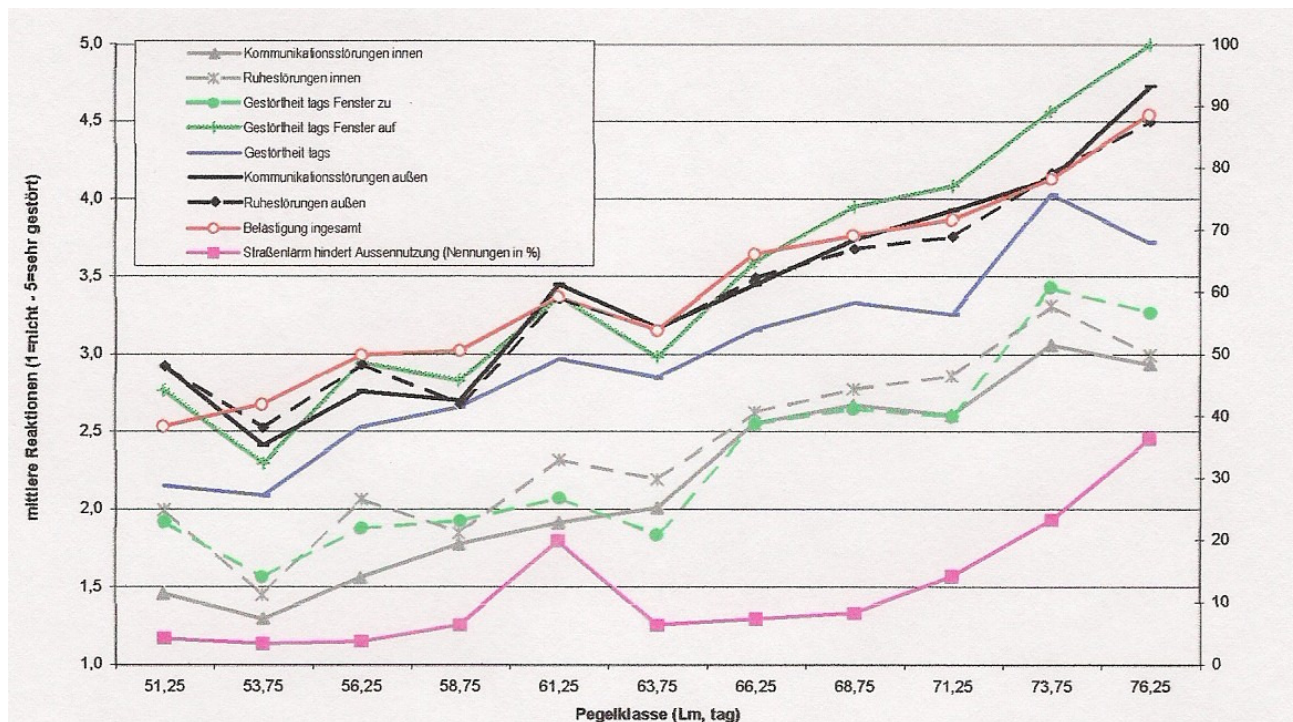


Abbildung 3.4-1: Aktivitätenstörungen innen und außen durch Straßenverkehrslärm, Gestörtheit tags insgesamt bzw. bei offenem vs. geschlossenem Fenster, Häufigkeit der Nennung von Straßenlärm als Hindernis für Aussenutzung (Datenquelle: Griefahn et al 1999)

Auch hier zeigt sich, dass die Belästigung eher mit der Ruhestörung außen assoziiert wird. Die angegebenen Kurven sind nicht geglättet; ein linearer Fit erscheint möglich.

Die Störwirkung nächtlichen Straßenverkehrslärms ist in der Abbildung 61 dargestellt. Hierbei wird deutlich, dass die Störwirkung wesentlich durch die Stellung der Fenster beeinflusst wird; die Belästigung liegt deutlich über der Schlafstörung, die eher mit der Gestörtheit in Verbindung gebracht werden kann.

Abbildung 61 Störwirkung nachts, Straße, ZEUS 2004

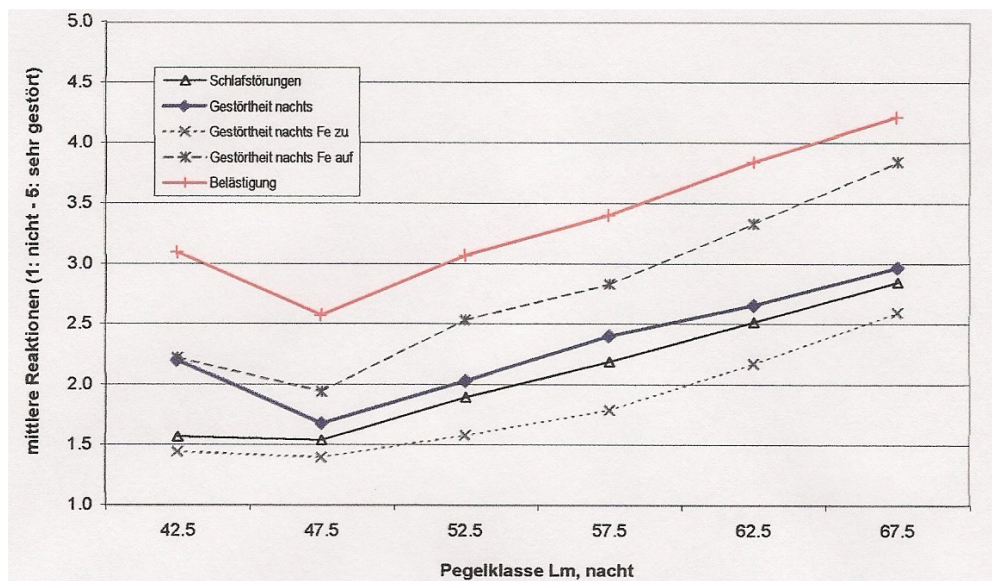


Abbildung 3.4-2: Schlafstörungen, Gestörtheit nachts und Belästigung insgesamt durch Straßenverkehrslärm (Datenquelle: Griefahn et al 1999)

Insgesamt fallen in der Arbeit von Griefahn et al. 1999³⁷ die Reaktionen auf Straßenverkehrslärm stärker aus als auf Schienenverkehrslärm. In anderen in ZEUS³¹ erwähnten Studien wird allerdings eine höhere Lästigkeitswirkung von Schienenverkehrslärm gefunden.

In der Stellungnahme des Interdisziplinären Arbeitskreises für Lärmwirkungsfragen beim **Umweltbundesamt** zum Fluglärm **2004**⁶⁵ wird ergänzend zu Spreng⁷⁴ festgestellt, dass eine Auswertung von in verschiedenen Ländern zwischen 1980 und 1998 durchgeführten Studien ergibt, dass bei einem Pegel tags ($L_{Aeq,16h}$) von ca. 60 dB(A) etwa 30 % der Betroffenen stark gestört bzw. 50 % gestört sind. Dem entsprechen Maximalpegel L_{Amax} von 75 dB(A) und mehr.

Ferner wird die Störwirkung bei Erholung betrachtet: In einer Studie von **Gjestland et al. 1990**⁷⁵ wurde für die Umgebung des Osloer Flughafens festgestellt, dass im Bereich von 38 – 50 dB(A) der Anteil der in ihrer Erholung gestörter Personen unter 10 % lag. Bei Pegeln zwischen 50 und 57 dB(A) betrug der Anteil zwischen 10 % und 15 % und stieg ab 58 dB(A) überproportional auf 42 % bei 67 dB(A) an.

3.2.2 Laborstudien

In einer zusammenfassenden Darstellung der gesundheitlichen Auswirkungen von Lärm betonen **Lee und Fleming 2002**⁴ die Bedeutung der Unkontrollierbarkeit und nicht die Intensität des Lärms, die für die Störwirkung ausschlaggebend ist.

Im Rahmen des Projekts „silence“ untersuchten **Griefahn et al. 2007**⁷⁶ u.a. die belästigenden Auswirkungen von Straßenverkehrslärm mit unterschiedlichen Anteilen des Schwerverkehrs und unterschiedlicher Stetigkeit (frei fließend und „geclustert“) auf die Bearbeitung unterschiedlich

schwerer Aufgaben. Obwohl eine Belästigung angegeben ist, dürfte es sich um eine Störwirkung handeln (ICBEN-Skala zugrundeliegend). Es konnte gezeigt werden, dass die Störwirkung mit der Schwere der zu bewältigenden Aufgaben zunimmt.

In einer Studie mit 24 Teilnehmern konnte **Zimmer et al. 2008**⁷⁷ zeigen, dass das Ausmaß der Störung einer Tätigkeit unter Geräuscheinwirkung (Art und Einwirkungsdauer des Geräusches, Art der Tätigkeit) die Belästigungswirkung bestimmt.

4 Schlafstörungen nach 2000

4.1 Feldstudien

In der o.a. Studie des UBA kommen **Ortscheid und Wende 2000**³⁵ zu dem Ergebnis, dass

- bei einem $L_{Aeq} > 36$ dB(A) innen mit nächtlichem lärmbedingten Aufwachen zu rechnen ist,
- bei Spitzenpegeln (L_{Amax}) unter 40 bis 45 dB(A) innen nur im geringen Maße mit Schlafstörungen zu rechnen ist,
- Spitzenpegel (L_{Amax}) > 50 dB(A) innen zu Veränderungen des Schlafablaufs bzw. zum Aufwachen führen.

Mohler et al. 2000⁷⁸ fassen die Ergebnisse einer Feldstudie, die zwischen 1994 und 1998 mit ca. 1.600 Personen durchgeführt wurde, zusammen. Die Lärmbelastung für die Zeitbereiche Tag (06 – 22 Uhr) und Nacht (22 – 06 Uhr) wurde berechnet, zusätzlich wurde sie für die etwa 400 Personen, bei denen physiologische Schlafparameter erhoben wurden, durch umfangreiche Außen- und Innenpegelmessungen ermittelt. In einem Fragebogen wurde die Belästigung tags, nachts und insgesamt, auftretende Schlafstörungen sowie ein Vergleich der Lästigkeit zwischen Schienen- und Straßenverkehrslärm angestellt.

Es zeigte sich eine hohe Korrelation³⁰ zwischen den im Fragebogen angegebenen Störungen infolge des Straßen- bzw. Schienenverkehrslärms und den Pegeln. Die durch Messungen physiologischer Parameter (bspw. durch aktimetrische) zutage tretenden Störungen zeigten jedoch keine Korrelation mit dem Pegel. Dies ist möglicherweise auf die, im Vergleich zu anderen Studien, die die Wirkungen von Fluglärm untersuchen, insgesamt niedrigeren Pegel zurückzuführen.

Eine erhöhte Lästigkeitswirkung von Straßen- gegenüber Schienenverkehrslärm konnte nachgewiesen werden. Dies zeigt bspw. die Abbildung 62 für Schlafstörungen.

³⁰ Diese ist allerdings für den Nachtzeitraum schwächer ausgeprägt.

Abbildung 62 Schlafstörungen, Straße und Schiene, Moehler et al. 2000

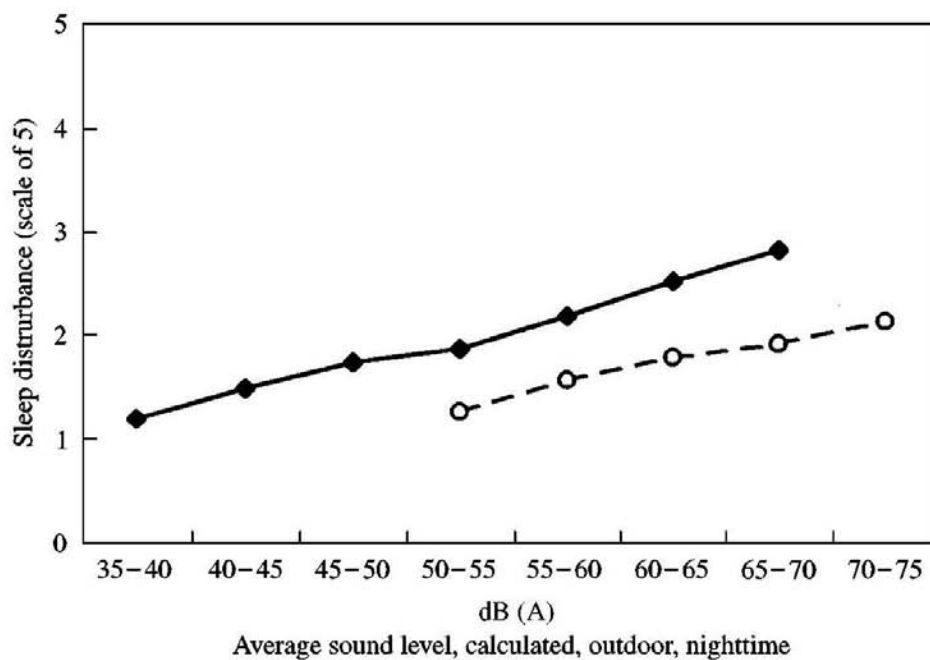


Figure 5. Source-specific sleep disturbance determined by interview, depending on the sound level: ◆—, sleep disturbance from road; --○--, sleep disturbance from rail.

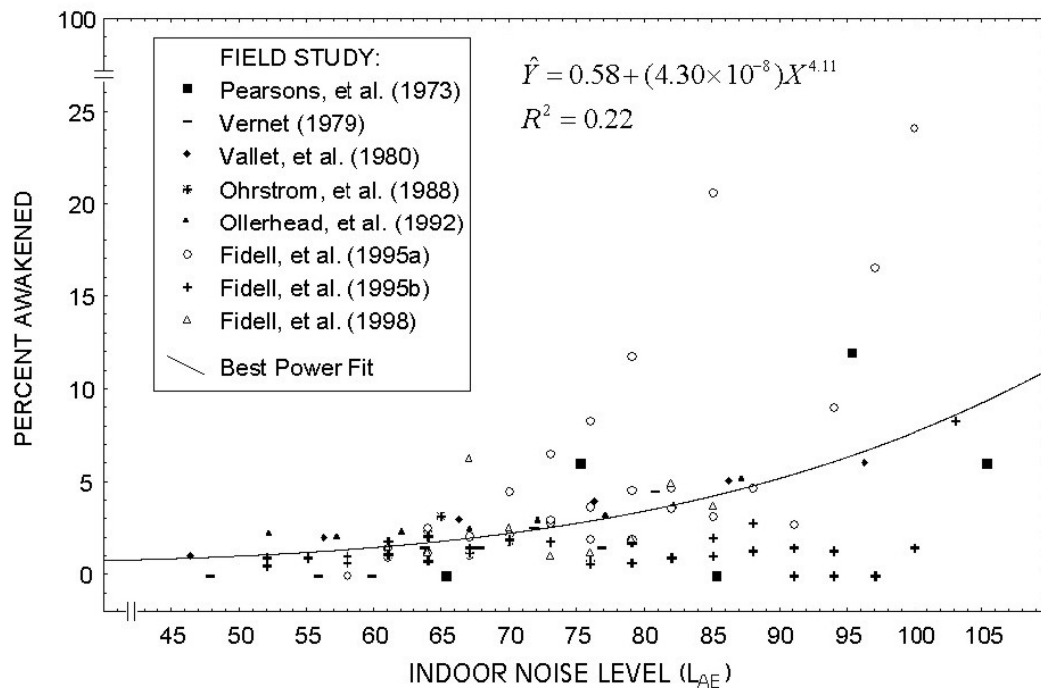
Weitere Ergebnisse, die auf die o.a. Studie zurückgehen, werden durch **Griefahn et al. 2000**⁷⁹ vorgestellt: Die meisten Daten (aktimetrische Messungen, subjektive Bewertung der qualitativen und quantitativen Schlafparameter, qualitative und quantitative Tests der Leistungsfähigkeit) die während der Schlafbeobachtung erhoben wurden, zeigen keinen Bezug zum Pegel. Nur das Fensteröffnungsverhalten zeigte eine Pegelabhängigkeit: Die Fenster wurden bei Straßenverkehrslärm auch bei geringeren Pegeln geschlossen gehalten als bei Schienenverkehrslärm. Es wurden allerdings Unterschiede bei den Schlafstörungen zwischen Schienen- und Straßenverkehrslärm von ~ 14dB gefunden, da diese jedoch nicht pegelabhängig sind (gleiche Werte bei 50 und 70 dB) kann daraus keine Aussage über die größere Störwirkung des Straßen- gegenüber dem Schienenverkehrslärm abgeleitet werden.

Finegold und Bartholomew 2001⁸⁰ leiten aus einer Meta-Analyse verschiedener Studien einen linearen Zusammenhang zwischen Aufwachwahrscheinlichkeit und Einzel-Ereignis-Pegel innen (L_{AE}) für Fluglärm her (s. Abbildung 63):

$$\% \text{Aufwach} = 0,58 + (4,30 \cdot 10^{-8}) \cdot L_{AE}^{4,11}$$

Gleichung 36

Abbildung 63 Aufwachreaktionen, Finegold and Bartolomew 2001



De Kluizenaar et al. 2001⁸¹ geben in einer zusammenfassenden Analyse zu den Lärmwirkungen auf die Gesundheit vorläufige lineare Zusammenhänge für den Anteil stark Schlafgestörter (%HS) in Abhängigkeit von der Lärmquelle an. Die Exposition wird durch den L_{Aeq} nachts an der am stärksten betroffenen Fassade beschrieben:

- Straßenverkehrslärm: $\%HS = (0,62 \cdot L_{Aeq, 23-07h} - 43,2)$ Gleichung 37
- Schienenverkehrslärm: $\%HS = (0,32 \cdot L_{Aeq, 23-07h} - 40,0)$ Gleichung 38
- Fluglärm: $\%HS = (0,48 \cdot L_{Aeq, 23-07h} - 32,6)$ Gleichung 39

In der o.a. Arbeit von **Hoeger et al. 2002**³⁶ werden auch Ergebnisse zu Schlafstörungen vorgestellt. Diese sind bei Straßenverkehrslärm deutlicher ausgeprägt als bei Schienenverkehrslärm (s. Abbildung 64). Hierfür werden linearere Zusammenhänge angegeben.

Abbildung 64 Schlafstörungen, Straße und Schiene, Hoeger et al. 2002

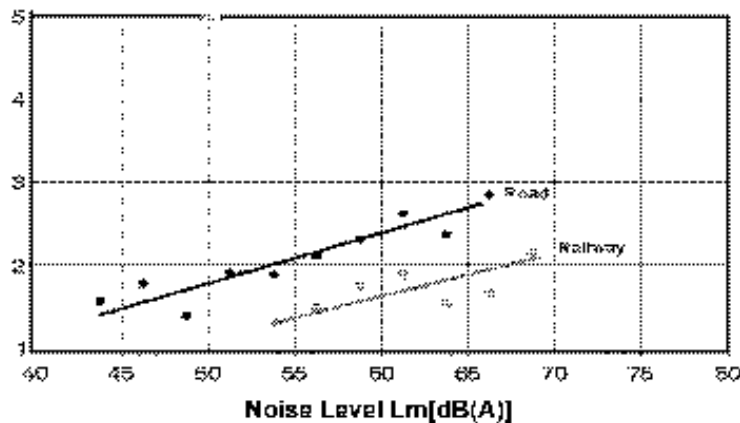
Sleeping Disturbances

Figure 4 Self-reported sleeping disturbances for road and railway traffic noise (from Griefahn et al. 1999)

In der o.a. Stellungnahme des Interdisziplinären Arbeitskreises für Lärmwirkungsfragen beim **Umweltbundesamt** zum Fluglärm **2004**³¹ finden sich auch Aussagen zu lärminduzierten Schlafstörungen. So liegt die Schwelle für eine Verkürzung der Gesamt- und Tiefschlafdauer sowie für Arousalreaktionen durch Verkehrslärm bei einem Maximalpegel von etwa 45 dB(A) (50 Ereignisse). Die Dauer des REM-Schlafs wird bei Maximalpegeln von 55 dB(A) (50 Ereignisse) verkürzt³¹. Der Zusammenhang zwischen der Aufwachreaktion und Exposition ist in der Abbildung 65 dargestellt (Zwischenergebnisse einer umfangreichen laborexperimentellen Untersuchungen von Basner et al. 2001⁸² sowie Ergebnisse von Metaanalysen von Griefahn 1990⁸³ und Maschke et al. 2001⁸⁴).

Abbildung 65 Aufwachwahrscheinlichkeiten, Flug, UBA 2004

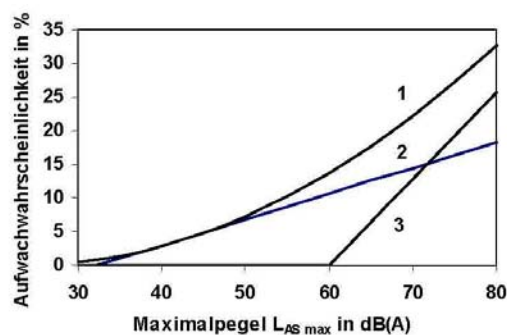


Abb.8.2 Lärminduzierte Aufwachwahrscheinlichkeit im Labor in Abhängigkeit vom Maximalpegel eines Überflugeräusches nach der logistischen Regressionsanalyse der Ergebnisse von Basner et al. [2001] (1), nach Metaanalysen von Maschke et al. [2001] (2) und Griefahn [1990] (3)

³¹ In Feldversuchen ergeben sich im Vergleich zu Laborversuchen i.a. flachere Dosis-Wirkungszusammenhänge.

In einer zusammenfassenden Betrachtung zu den gesundheitlichen Auswirkungen der Lärmbelastung stellen **Ising und Kruppa 2004**³² fest, dass als Folge von Lärmbelastung endokrine Reaktionen, wie eine Erhöhung der Adrenalin- und Noradrenalinausschüttung sowie eine erhöhte Konzentration von Cortisol auftreten. Dieser Effekt konnte auch bei Kindern nachgewiesen werden und trat bspw. bei Fluglärm schon bei 16 nächtlichen Überflügen mit $L_{\max} = 55 \text{ dB(A)}$ ($L_{\text{Aeq}} = 30 \text{ dB(A)}$) auf.

Bluhm et al. 2004⁴¹ untersuchten an 760 Teilnehmern in Stockholm die Belästigungswirkungen von Straßenverkehrslärm. Über eine häufige Belästigung klagten 13 % der Befragten bei Pegeln (L_{Aeq}) über 50 dB(A); öfters oder häufig unter Schlafstörungen litten 23 % der Befragten bei Pegeln (L_{Aeq}) über 50 dB(A).

In einer Studie in Göteborg, die die Auswirkungen des Lärms auf die Schlafqualität untersucht, konnte **Öhrström 2004**⁸⁵ zeigen, dass negative Auswirkungen auf die Schlafqualität (Einschlafstörungen, Aufwachreaktionen) bei Außenpegeln nachts von mehr als 60 dB(A) auftreten. Die Schlafqualität konnte durch eine mit der Eintunnelung der Straße einhergehende Lärmreduktion deutlich verbessert werden.

Miedema und Vos 2007⁸⁶ haben eine Analyse der Daten von 24 Studien zu lärminduzierten Schlafstörungen³² durchgeführt. Die Studien umfassen Schienen-, Straßen- und Flugverkehr (5 zum Schienenverkehrslärm für den Zeitraum von 1982 bis 2001, 15 zum Straßenverkehrslärm für den Zeitraum von 1977 bis 2004 und 8 zum Fluglärm für den Zeitraum von 1971 bis 2004)³³. Es wurden etwa 24.000 Personen befragt; die Nachtpegel lagen zwischen 45 und 65 dB(A).

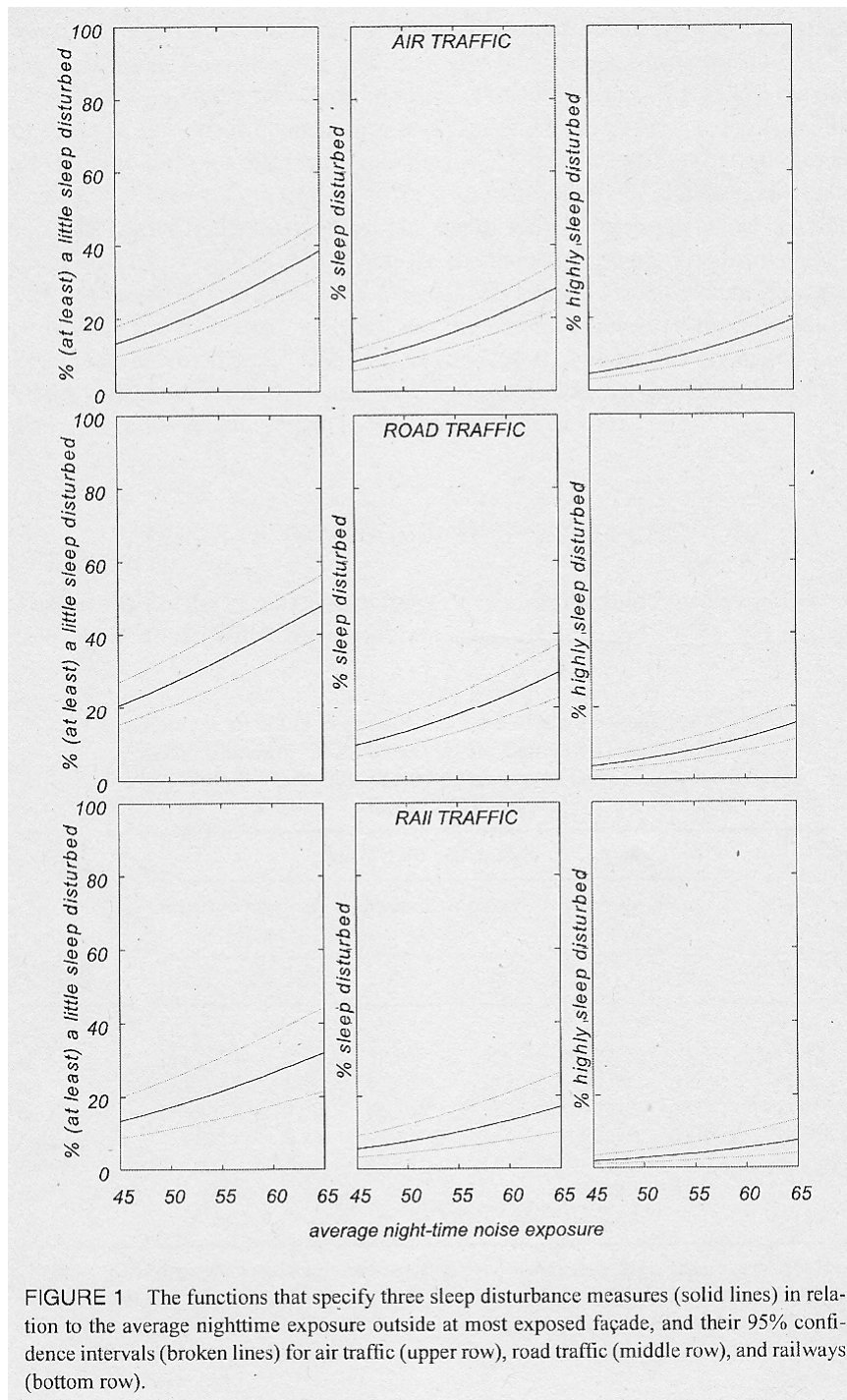
Die Vorgehensweise der Datenanalyse orientiert sich an der Arbeit von Miedema und Oudshoorn¹⁸. Die Größe zur Kennzeichnung der Beeinträchtigung des Schlafes ist die selbstberichtete Schlafstörung, die durch die Kategorien „percentage highly sleep disturbed“ (Prozentsatz stark Schlafgestörter), „percentage sleep disturbed“ (Prozentsatz Schlafgestörter) bzw. „percentage little sleep disturbed“ (Prozentsatz schwach Schlafgestörter) für jede Lärmart angegeben werden kann. Auf einer Skala von 0 bis 100 sind die Cut-Off-Punkte dafür 72, 50 bzw. 28, ohne dass dafür eine Erklärung angeführt werden kann³⁴. Die nachfolgende Abbildung zeigt die Kurven für Schienen-, Straßen- und Flugverkehr. Eine Beschreibung der Kurven durch approximierende Gleichungen ist in der Arbeit nicht gegeben; die Kurven stimmen in der Größenordnung mit denen des EU-Position-Papers²⁴ überein. Es wird betont, dass die Abweichungen von der Linearität für die angegebenen Dosis-Wirkungskurven gering sind.

³² Für die Auswertung wurden nur Fragen zu selbstberichteten Aufwachreaktionen, aber nicht zu Einschlafstörungen herangezogen.

³³ In vier Studien wurden zwei Lärmquellen berücksichtigt.

³⁴ „Unfortunately, we do not know of a clear argument for a particular choice of cut-off.“

Abbildung 66 Dosis-Wirkungskurven für Schlafstörungen, Miedema 2007



Es wird eine Abhängigkeit der Dosis-Wirkungskurven aufgezeigt: Die stärksten lärminduzierten Schlafstörungen treten bei Personen im Alter von ca. 51 Jahren auf; Personen im Alter von 18 bzw. 80 Jahren sind etwa gleich gestört.

In den Night **Noise Guidelines (NNGL) der WHO 2007**⁸⁷, einem umfangreichen Bericht, der den Wissenstand bezüglich lärminduzierter Gesundheitsbeeinträchtigungen³⁵ in einer ausführlichen Darstellung zusammenfasst, um daraus Schutzziele abzuleiten und Dosis-Wirkungsbeziehungen anzugeben, werden die in den Tabellen 4 (ausreichende Evidenz) und 5 (begrenzte Evidenz) zusammengestellten Schwellenwerte für gesundheitliche Beeinträchtigung durch nächtlichen Lärm angegeben.

Tabelle 4 Schwellenwerte für Gesundheitsbeeinträchtigung durch nächtlichen Lärm (ausreichende Evidenz), WHO 2007

Table 1. Summary of effects and threshold levels for effects where **sufficient** evidence is available¹

	Effect	Indicator	Threshold, dB
Biological effects	Change in cardiovascular activity	*	*
	EEG awakening	$L_{Amax,inside}$	35
	Motility, onset of motility	$L_{Amax,inside}$	32
	Changes in duration of various stages of sleep, in sleep structure and fragmentation of sleep	$L_{Amax,inside}$	35
Sleep quality	Waking up in the night and/or too early in the morning	$L_{Amax,inside}$	42
	Prolongation of the sleep inception period, difficulty getting to sleep	*	*
	Sleep fragmentation, reduced sleeping time	*	*
	Increased average motility when sleeping	$L_{night,outside}$	42
Well-being	Self-reported sleep disturbance	$L_{night,outside}$	42
	Use of somnifacient drugs and sedatives	$L_{night,outside}$	40
Medical conditions	Environmental insomnia ¹	$L_{night,outside}$	42

* Although the effect has been shown to occur or a plausible biological pathway could be constructed, indicators or threshold levels could not be determined.

¹ Please note that “environmental insomnia” is the result of diagnosis by a medical professional whilst “self-reported sleep disturbance” is essentially the same, but reported in the context of a social survey. Number of questions and exact wording may differ.

³⁵ Auf Studien, die Aussagen zu den Risiken für Bluthochdruck und Ischämische Herzkrankheit treffen, wird unter 5. eingegangen; die in den NNGL dazu getroffenen umfangreichen Aussagen werden deshalb hier nicht dargestellt.

Tabelle 5 Schwellenwerte für Gesundheitsbeeinträchtigung durch nächtlichen Lärm (begrenzte Evidenz), WHO 2007

Table 2. Summary of effects and threshold levels for effects where limited evidence is available¹

	Effect	Indicator	Estimated threshold, dB
Biological effects	Changes in (stress) hormone levels	*	*
Well-being	Drowsiness/tiredness during the day and evening	*	*
	Increased daytime irritability	*	*
	Impaired social contacts	*	*
	Complaints	$L_{\text{night, outside}}$	35
	Impaired cognitive performance	*	*
Medical conditions	Insomnia	*	*
	Hypertension	$L_{\text{night, outside}}$ (probably depending on daytime exposure as well)	50
	Obesity	*	*
	Depression (in women)	*	*
	Myocardial infarction	$L_{\text{night, outside}}$ (probably depending on daytime exposure as well)	50
	Reduction in life expectancy (premature mortality)	*	*
	Psychic disorders	$L_{\text{night, outside}}$	60
	(Occupational) accidents	*	*

* Although the effect has been shown to occur or a plausible biological pathway could be constructed, indicators or threshold levels could not be determined.

¹ Please note that as the evidence for the effects in this table is limited, the threshold levels also have a limited weight. In general they are based on expert judgement of the evidence.

Bereits ab ca. 40 dB(A) außen sind hiernach Lärmauswirkungen zu erwarten (Einnahme von Schlafmitteln).

Verschiedene Reaktionen auf nächtlichen Straßenverkehrs- bzw. Fluglärm (vgl. die Abbildungen 67 und 68) zeigen eine Zunahme mit steigendem Pegel, für einige Reaktionen (Aufwachreaktionen,

Infarktrisiko) scheinen die Daten auf die Existenz von Schwellenwerten hinzudeuten. Andererseits zeigt sich aber auch ein nichtverschwindender Anteil stark Schlafgestörter, obwohl der Quellenpegel sicher unter dem Umgebungsgeräusch liegt. Das steht in Übereinstimmung mit den Feststellungen von Wirth⁴³.

Abbildung 67 Reaktionen auf nächtlichen Straßenverkehrslärm, WHO 2007

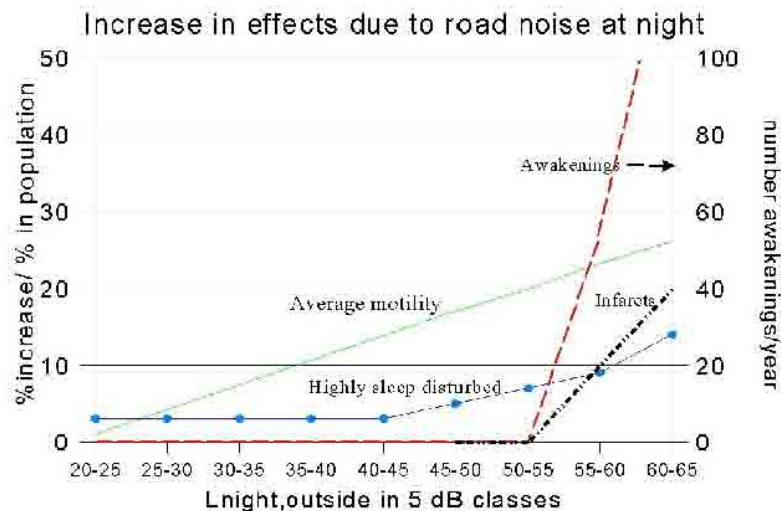


Figure 24. Relation of effects with L_{night} for an urban road

Abbildung 68 Reaktionen auf nächtlichen Fluglärm, WHO 2007

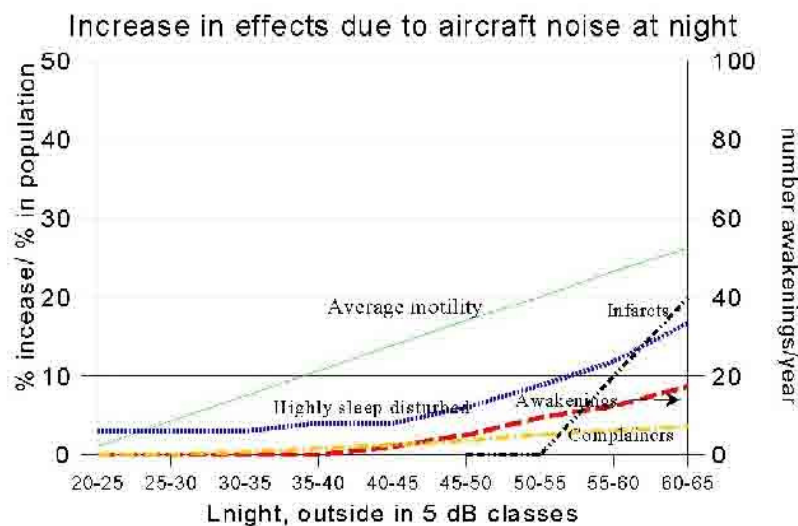


Figure 25. Relation of effects with L_{night} for a typical airport situation.

Um den Zusammenhang zwischen der Exposition durch Schienenverkehrslärm und selbstberichteter Schlafstörung zu untersuchen, führten **Aasvang et al. 2008**⁸⁸ im Herbst 2000 in und um Oslo (Norwegen) eine Studie mit 1.349 Teilnehmern durch. Diese beantworteten einen

Fragebogen zu Schlafqualität, Schlafstörungen, lärminduzierten Schlafproblemen, Lärmbelästigung, Eigenschaften der Wohnung (Fenster, Art der Fassade) und persönlichen Charakteristika. Die den Schlaf betreffenden Fragen wurden dem Basic Nordic Sleep Questionnaire entnommen und bezogen sich auf den Zeitraum der zurückliegenden drei Monate. Die Lärmexposition ($L_{p,A,eq,night}$ und $L_{p,A,max}$) wurde für die am stärksten belastete Fassade sowie die Schlafzimmerfassade berechnet. Daraus wurde mit den erfragten Angaben zu Fassade und Fenstern die Dämmung abgeschätzt und ein Innenpegel berechnet.

82 Personen (6,1 %) gaben an, lärmbedingt an Einschlafstörungen zu leiden, 111 (8,2 %) zeigten Aufwachreaktionen. Folgende signifikanten OR zwischen Schlafstörungen und äquivalenten Dauerschallpegeln unter Berücksichtigung der Confounderparameter nachts wurden gefunden:

- Einschlafstörungen für $L_{p,A,eq,night} > 65$ dB(A) an der Schlafzimmeraußenfassade (OR = 13,75 (1,60-118,10))
- Einschlafstörungen für $L_{p,A,eq,night} \geq 25 - 29$ dB(A) im Schlafzimmer (OR = 3,49 (1,11-11,00) bei 25 – 29 dB(A); OR = 5,79 (1,87-17,92) bei ≥ 30 dB(A))
- Lärminduziertes Aufwachen für $L_{p,A,eq,night} \geq 60 - 64$ dB(A) an der Schlafzimmeraußenfassade (OR = 3,60 (1,69-7,63) bei 60 – 64 dB(A); OR = 7,13 (3,10-16,37) bei ≥ 65 dB(A))
- Lärminduziertes Aufwachen für $L_{p,A,eq,night} \geq 25 - 29$ dB(A) im Schlafzimmer (OR = 3,68 (1,32-10,24) bei 25 – 29 dB(A); OR = 7,50 (2,75-20,48) bei ≥ 30 dB(A))

Folgende signifikanten OR zwischen Schlafstörungen und Maximalpegeln unter Berücksichtigung der Confounderparameter nachts wurden gefunden:

- Einschlafstörungen für $L_{p,A,max} \geq 85 - 89$ dB(A) an der Schlafzimmeraußenfassade (OR = 4,35 (1,54-12,27) bei 85 – 89 dB(A); OR = 7,48 (2,23-25,03) bei ≥ 90 dB(A))
- Einschlafstörungen für $L_{p,A,max} \geq 50 - 54$ dB(A) im Schlafzimmer (OR = 9,82 (1,27-76,16) bei 50 – 54 dB(A); OR = 9,53 (1,19-76,41) bei ≥ 55 dB(A))
- Lärminduziertes Aufwachen für $L_{p,A,max} \geq 80 - 84$ dB(A) an der Schlafzimmeraußenfassade (OR = 2,91 (1,12-7,58) bei 85 – 89 dB(A); OR = 5,36 (2,11-13,65) bei 85 – 89 dB(A); OR = 9,81 (3,42-28,18) bei ≥ 90 dB(A))
- Lärminduziertes Aufwachen für $L_{p,A,max} \geq 50 - 54$ dB(A) im Schlafzimmer (OR = 14,08 (1,85-106,96) bei 50 – 54 dB(A); OR = 14,97 (1,93-116,04) bei ≥ 55 dB(A))

Auffällig sind insgesamt die sehr breiten Konfidenzintervalle, insbesondere bei den Maximalpegeln. Deshalb sollten die Ergebnisse dieser Arbeit als tendenzielle Aussagen interpretiert werden.

Die in der Arbeit angegebenen Dosis-Wirkungskurven sind in den nachfolgenden Abbildungen 69 und 70 dargestellt.

Abbildung 69 Selbstberichtete Schlafstörung in Abhängigkeit vom äquivalenten Dauerschallpegel außen, Aasvang et al. 2008

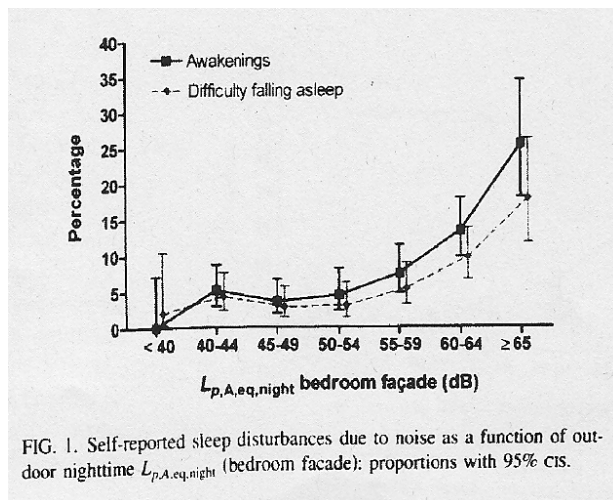
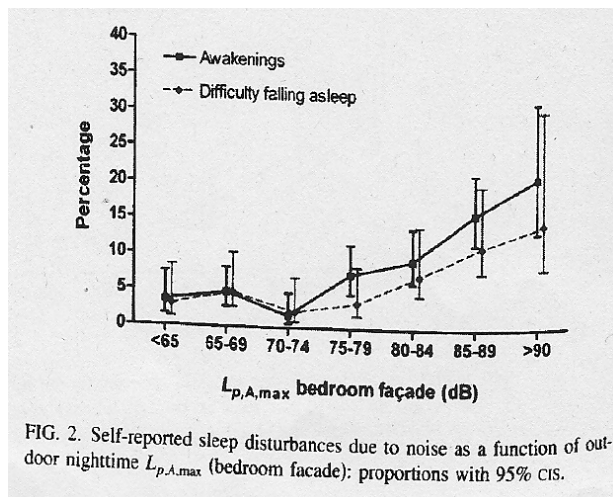


Abbildung 70 Selbstberichtete Schlafstörung in Abhängigkeit vom Maximalpegel außen, Aasvang et al. 2008



Neben der Lärmexposition waren Lärmempfindlichkeit, Art des Schlafzimmerfensters und Häufigkeit der Zugvorbeifahrten wesentliche Faktoren, die das Schlafverhalten beeinflussten. Bei etwa der Hälfte der Studienteilnehmer war das Schlafzimmer nicht der Raum mit der am stärksten belasteten Fassade, so dass auf diese Fassade bezogene Dosis-Wirkungskurven die lärminduzierten Schlafstörungen unterschätzen³⁶.

4.2 Laborstudien

Öhrström und Skånberg 2004⁸⁹ untersuchten in einer kombinierten Labor- und Feldstudie den Einfluss von Straßenverkehrslärm auf die Schlafqualität. 18 Probanden, die in einem relativ ruhigen Gebiet wohnten, wurden mit einem $L_{Aeq,23-07h}$ von 39 dB(A) an 6 aufeinanderfolgenden Tagen im

³⁶ Bei 65 dB(A) Außenpegel lag der Unterschied des Prozentsatzes der berichteten Schlafstörungen zwischen Schlafzimmerfassade und am stärksten belasteter Fassade bei ca. 10 %.

Labor und zu Hause beschallt. Es ergaben sich keine signifikanten Unterschiede der Schlafqualität und den aktimetrisch ermittelten Schlafparametern unter Labor- bzw. Feldbedingungen. Letztere unterschieden sich auch nicht von denen im unbeschallten Zustand ermittelten. Das deutet darauf hin (s. auch Moehler et al.⁷⁸), dass Schlafstörungen für relativ niedrige Pegel nur in geringem Maß mit Körperbewegungen korrelieren. Die subjektiv ermittelte Schlafqualität (auf einer Skala von 0-100) sank von 74,6 (ohne Beschallung, Standardabweichung SD = 17,0) auf 58,4 (SD = 23,0) im Labor sowie von 77,6 (ohne Beschallung, SD = 19,8) auf 61,7 (SD = 17,5) zu Hause.

Um den Einfluss einer Laborumgebung auf das Schlafverhalten bei Lärm zu untersuchen, beschallten **Kaku et al. 2004**⁹⁰ 12 Probanden in 10 Nächten mit Geräuschen von Straßen- und Schienenverkehr. Die Schwelle für Aufwachreaktionen lag für Straßenverkehrslärm bei $L_{Aeq,1h} = 40 - 45 \text{ dB(A)}$ und bei Schienenverkehrslärm bei ca. 35 dB(A) (entsprechend einem $L_{max} \sim 50 - 55 \text{ dB(A)}$).

Quehl untersuchte **2005**⁹¹ an 128 Probanden die Wirkung von Nachtfluglärm auf Schlafqualität und -quantität. Die Verdopplung der Anzahl der Lärmereignisse führte dabei zu signifikanten Einbußen des Schlafenerlebens, was zu der Schlussfolgerung führt, dass nicht nur der äquivalente Dauerschallpegel und der Maximalpegel sondern auch die Ereignishäufigkeit zur Beurteilung der Wirkungen von Fluglärm herangezogen werden sollten.

In einer Fortführung der Arbeit von 2004 untersuchten **Skånberg und Öhrström 2006**⁹² mit 14 Probanden, die in ihrer Wohnumgebung starkem Straßenverkehrslärm ausgesetzt waren, die Auswirkungen von Straßenverkehrslärm mit $L_{Aeq,23-07h} = 33 \text{ dB(A)}$ ³⁷. Auch hier wurden zwischen Labor- und Feldstudie keine signifikanten Unterschiede festgestellt; die aktimetrischen Parameter waren nicht aussagekräftig. Die subjektiv ermittelte Schlafqualität (auf einer Skala von 0-100) sank von 67,4 (ohne Beschallung, Standardabweichung SD = 20,30) auf 58,5 (SD = 16,1) im Labor sowie auf 62,2 (SD = 10,9) zu Hause. Vergleicht man die Werte mit denen der Studie von 2004, scheinen keine signifikanten Aussagen ableitbar; dies dürfte auch mit dem geringen Stichprobenumfang beider Studien zusammenhängen.

In einer Studie mit 16 Teilnehmern zur Untersuchung der Auswirkungen von Straßen- und Schienenverkehrslärm sowie Fluglärm auf den Schlaf kommen **Griefahn et al. 2006**⁹³ zu dem Ergebnis, dass die subjektiv erlebte Schlafqualität mit zunehmendem Pegel (L_{Aeq} von 39, 44 bzw. 50 dB(A)) sinkt, unabhängig von der Art der Quelle. Damit ist der äquivalente Dauerschallpegel eine geeignete Größe zur Beschreibung der subjektiv empfundenen Schlafqualität. Die physiologischen Reaktionen, wie bspw. SWS (slow wave sleep) und REM-Schlaf unterschieden sich nur unwesentlich bei 39 bzw. 44 dB(A), sind jedoch bei 50 dB(A) deutlich stärker ausgeprägt, was auf einen Schwelleneffekt für diese hindeutet. Zudem fallen die physiologischen Reaktionen auf Schienenverkehrslärm am stärksten aus.

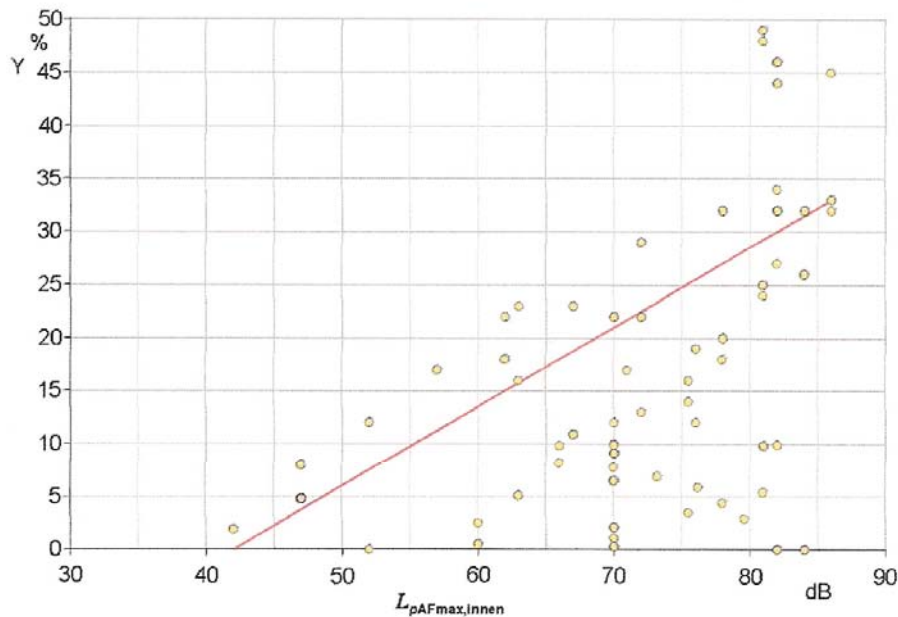
³⁷ Warum Probanden, die in ihrem Wohnumfeld regelmäßig stärkerem Lärm ausgesetzt waren, hier, im Vergleich zur Vorgängerstudie, mit geringeren Pegeln beschallt wurden, wird nicht erläutert.

In der **VDI 3377 Teil 2 2007**⁹⁴ wird ein Verfahren angegeben, um die Lärmwirkung mehrerer Quellen zu ermitteln. Für die nächtliche Beeinträchtigung werden Aufweckwahrscheinlichkeiten A_{WP} betrachtet, die durch Maximalpegelereignisse bedingt sind. Hierfür wird, aus der Analyse der Literatur, ein linearer Dosis-Wirkungszusammenhang angegeben (s. auch Abbildung 71).

$$A_{WP} = 0,75 L_{pAF \max} - 31,5 \text{ dB}$$

Gleichung 40

Abbildung 71 Aufwachreaktionen , VDI 3377_2, 2007

**Legende / Key**

- Y Aufweckwahrscheinlichkeit* im Labor in Prozent (%); *awakening probability* in the laboratory as percentage (%)*
- $A_{WP} = 0,75 L_{pAF \max} - 31,5 \text{ dB}$
- Aufweckhäufigkeit* in Laborstudien* nach [9], [10], [12] und [13]; *awakening frequency* in laboratory studies* according to [9], [10], [12] and [13].*

Basner et al. 2008⁹⁵ untersuchten die Auswirkungen nächtlichen Fluglärms auf die Makro- und Mikrostruktur des Schlafs. 10 Probanden wurden 13 Nächte lang Maximalpegeln von 45 bzw. 65 dB(A) ausgesetzt. Das führte für die makroskopischen Schlafvariablen Häufigkeit des Aufwachen (AWR), Anzahl des Aufwachens und Änderung des Schlafzustands (Übergang in Phase S 1) (AS1), Veränderungen des Schlafzustands (CSS) sowie Anzahl der Weckreaktionen (arousal, ARS) zu deutlichen Veränderungen: Bereits bei 45 dB(A) betrug das Odds Ratio für diese Reaktionen zwischen 1,24 und 1,85; bei 65 dB(A) lag es zwischen 4,65 und 5,10.

5 Gesundheitliche Beeinträchtigungen

In der Literatur werden verschiedene Auswirkungen des Verkehrslärms auf die Gesundheit betrachtet, wie bspw. Zunahme Ischämischer Herzkrankheiten (inkl. Myokardinfarkt), Erhöhung des Blutdrucks und der Blutfettwerte, erhöhtes Risiko für Bluthochdruck, Zunahme der Herzrate, erhöhtes Erkrankungsrisiko für Atemwegserkrankungen (inkl. Asthma), Depressionen, Allergien, Migräne, Tumore, Magengeschwüre sowie eine verstärkte Einnahme verschiedener Medikamente. In den folgenden Abschnitten soll insbesondere auf die Ischämischen Herzkrankheiten, den Bluthochdruck und die Medikamenteneinnahme (Vertiefung, wenn Studie des MUFV von RLP vorliegt) eingegangen werden, da dazu relativ belastbare Zahlen erhoben werden konnten.

5.1 Ischämische Herzkrankheiten

In einer zusammenfassenden Arbeit führen **Passchier-Vermeer und Passchier 2000**⁹⁶ die verschiedenen gesundheitlichen Auswirkungen von Umgebungslärm und Arbeitslärm auf. Dabei geben sie für Ischämische Herzkrankheiten und Bluthochdruck ein Relatives Risiko (Odds Ratio) von 1,5 für $L_{dn} > 70\text{dB(A)}$ (Schwellenwert) an.

In der o.a. Arbeit zu den Lärmwirkungen auf die Gesundheit geben **De Kluizenaar et al. 2001**⁸¹ auch Dosis-Wirkungsbeziehungen für das relative Risiko Ischämischer Herzkrankheiten an, die ab einem Schwellenwert von 70 dB(A) (L_{den}) bei der Einwirkung von Straßenverkehrs- bzw. Fluglärm³⁸ auftreten:

$$OR = 0,5 + 0,008 \cdot L_{den} \quad L_{den} > 70\text{dB(A)} \quad \text{Gleichung 41}$$

Lee und Fleming 2002⁴ ziehen in ihrer zusammenfassenden Darstellung zu den gesundheitlichen Auswirkungen des Lärms den Schluss, dass durch Studien belegt ist, dass eine langanhaltende Exposition mit mehr als 65 dB(A) (L_{day}) kardiovaskuläre Krankheitseffekte verursacht.

Im Rahmen des „Spandauer Gesundheits-Survey“ (SGS), einer Langzeituntersuchung, in der periodisch (alle 2 Jahre) der Gesundheitszustand der Teilnehmer erhoben wird, wurde im 9. Durchgang auch die Geräuschbelastung außen an der Wohnung durch Straßenverkehrs- und Fluglärm sowie die Lärmbelästigung der Bewohner erfasst. Dieser Durchgang umfasste 2.015 Personen, von denen 1.714 mindestens zum fünften Mal an der Untersuchung teilnahmen. **Maschke et al. 2003**⁹⁷ werten die Ergebnisse in einer umfangreichen Studie aus, um u.a. einen Zusammenhang zwischen Lärmbelastung und Ischämischen Herzkrankheiten (Angina pectoris,

³⁸ Für Schienenverkehrslärm sind keine Daten verfügbar.

Myokardinfarkt) aufzufinden³⁹. Angegeben werden die Perioden-Prävalenz (ärztliche Behandlung seit der letzten Untersuchung, d.h. in den letzten 2 Jahren) sowie die Lebenszeit-Prävalenz (wurde jemals eine Erkrankung festgestellt).

Für die Belastung durch Straßenverkehrslärm tags wurde in der Pegelklasse zwischen 60 und 65 dB(A) ein deutlich erhöhtes Risiko ($OR = 4$) für Angina pectoris nachgewiesen, dieses beträgt bei Pegeln über 65 dB(A) jedoch nur $OR = 2$, so dass kein klarer Dosis-Wirkungszusammenhang aufgestellt werden kann (s. Abbildung 72).

Abbildung 72 OR für Angina pectoris tags, Perioden-Prävalenz, Straße, Maschke 2003

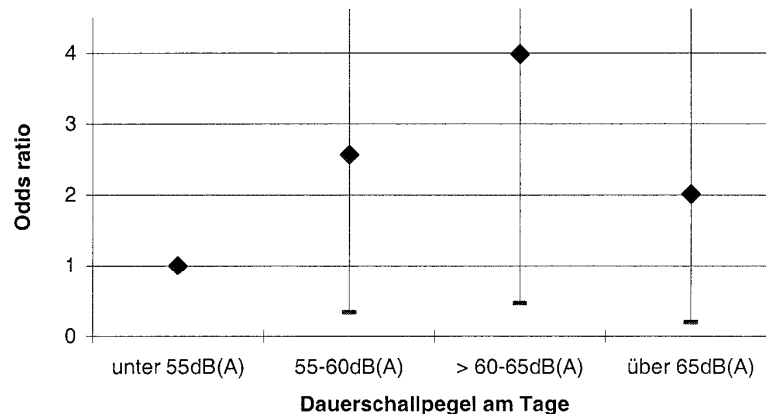


Abb. 9.19 Odds-Ratios und 95%-Konfidenzintervalle für die Perioden-Prävalenz von Angina pectoris-Behandlungen in Abhängigkeit vom äquivalenten Dauerschallpegel durch Straßenverkehr am Tag (Gesamtstichprobe)

Für die Belastung durch Straßenverkehrslärm nachts wurden in den Pegelklasse zwischen 60 und 65 dB(A) sowie > 65 dB(A) deutlich erhöhte Risiken ($OR = 3,1$ bzw. $OR = 3,2$) für Angina pectoris gefunden (s. Abbildung 73). Allerdings ist nicht klar ersichtlich, ob ein monotoner Dosis-Wirkungszusammenhang oder ein Schwelleneffekt vorliegt; ein linearer Fit liefert einen Anstieg des Odds Ratios von 22 % pro dB.

³⁹ In der Arbeit von Maschke et al. werden ferner durch nächtliche Straßenverkehrslärmbelastungen ein statistisch signifikantes erhöhtes Risiko mit einem linearen Anstieg für erhöhte Blutfettwerte sowie ein nicht signifikant erhöhtes Risiko mit einem linearen Anstieg für psychische Erkrankungen aufgezeigt.

Abbildung 73 OR für Angina pectoris nachts, Perioden-Prävalenz, Straße, Maschke 2003

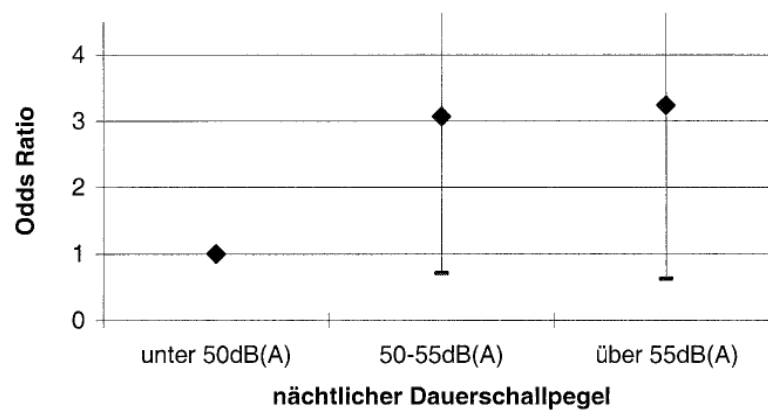


Abb. 9.21 Odds-Ratios und 95%-Konfidenzintervalle für die Perioden-Prävalenz von Angina pectoris-Behandlungen in Abhängigkeit vom äquivalenten Dauerschallpegel durch Straßenverkehr in der Nacht (Gesamtstichprobe)

Wurden nur Probanden betrachtet, die in den letzten 2 Jahren nicht umgezogen waren und an einer verkehrsgezählten Straße lebten, ergab sich für den Dosis-Wirkungszusammenhang ein linearer Trend mit einer Zunahme des OR von 25 % pro dB. Wurde das Fensteröffnungsverhalten mit berücksichtigt, lagen nicht mehr genügend gültige Fälle für die statistische Auswertung vor.

Das Risiko für eine Erkrankung an Angina pectoris war auch bezüglich der Lebenszeit-Prävalenz bei Probanden, die nachts einer Lärmbelastung von mehr als 55 dB(A) ausgesetzt sind, deutlich erhöht. Der lineare Fit ergab eine Zunahme des OR um 7 % pro dB.

Für die Belastung durch Fluglärm ergab sich kein signifikanter Zusammenhang, ebenso wenig wie zwischen der subjektiv empfundenen Störwirkung durch Straßenverkehrslärm tags oder nachts und einer Erhöhung des Erkrankungsrisiko für Angina pectoris.

Für das Risiko eines Myokardinfarkts bezüglich der Perioden-Prävalenz lässt sich tags eine leichte (nicht signifikante) Erhöhung des OR auf 1,4 feststellen, wenn die Probanden Pegeln zwischen 60 – 65 dB(A) ausgesetzt waren, nachts war eine Erhöhung auf 2,3 zu verzeichnen, wenn der Pegel Werte zwischen 50 – 55 dB(A) erreichte. Bezüglich der Lebenszeit-Prävalenz ergab sich tags bei einem linearen Fit für den Dosis-Wirkungszusammenhang ein Anstieg des Odds Ratio von 10 % pro dB (vgl. Abbildung 74).

Abbildung 74 OR für Myokardinfarkt nachts, Lebenszeit-Prävalenz, Straße, Maschke 2003

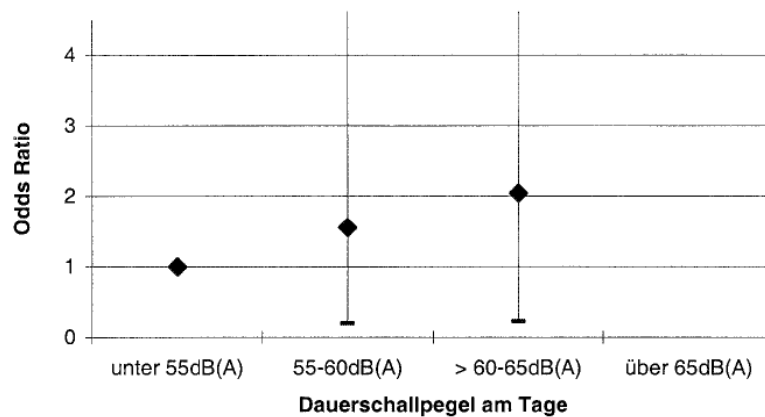


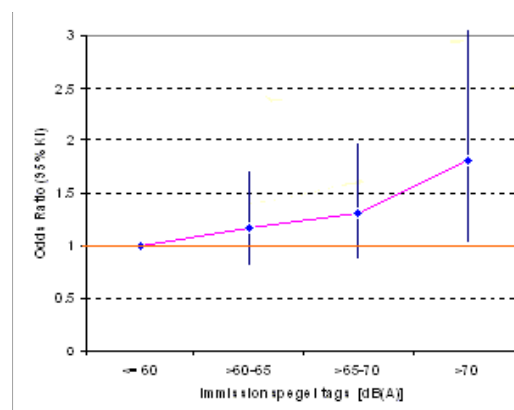
Abb. 9.42 Odds-Ratios und 95%-Konfidenzintervalle für die Lebenszeit-Prävalenz von Herzinfarkt-Behandlungen in Abhängigkeit vom äquivalenten Dauerschallpegel durch Straßenverkehr am Tag (Gesamtstichprobe)

Es konnte gezeigt werden, dass sich das OR bei Probanden erhöht, die sich tags durch Flug- und Straßenverkehrslärm stark gestört fühlten ($OR = 2,7$), bei einer starken Störung durch Straßenverkehrslärm allein lag das OR bei 1,8, für Fluglärm allein bei 1,2.

In der sog. NaRoMi-Studie (Noise and Risk of Myocardial Infarction) wird der Zusammenhang zwischen Umwelt- und Arbeitslärm und der Inzidenz von Herzinfarkten an 4.115 Probanden untersucht. Bei der Auswertung und Interpretation dieser Studie kommt **Babisch 2004**⁹⁸ bezüglich der Auswirkungen von Straßenverkehrs- und Fluglärm zu den nachfolgenden Ergebnissen.

Mit steigendem Lärmpegel tags ist bei Männern ein stetiger leichter Anstieg des Odds Ratios für Myokardinfarkt zu beobachten, der allerdings nicht signifikant ist (vgl. Abbildung 75 und die Tabelle 6).

Abbildung 75 OR für Myokardinfarkt tags, NaRoMi, Straße, Babisch 2004



Werden nur Probanden, die eine Wohndauer von mehr als 10 Jahren aufweisen, betrachtet, so ergibt sich in dieser Teilstichprobe bei Pegeln > 70 dB(A) tags ein signifikant erhöhtes

Erkrankungsrisiko von 1,81. Für Frauen konnte kein Zusammenhang zwischen Lärmbelastung und Myokardinzidenz nachgewiesen werden.

Tabelle 6 OR für Myokardinzidenz, NaRoMi, Babisch 2004

Relatives Myokardrisiko OR mit 95 % -KI	$L_{Aeq, tags} \leq 60 \text{ dB(A)}$	$L_{Aeq, tags} > 60 - 65 \text{ dB(A)}$	$L_{Aeq, tags} > 65 - 70 \text{ dB(A)}$	$L_{Aeq, tags} > 70 \text{ dB(A)}$
Männer, Gesamtstichprobe	1	1,01 (0,77-1,31)	1,13 (0,86-1,49)	1,27 (0,88-1,84)
Männer, Teilstichprobe Wohndauer > 10 Jahre	1	1,17 (0,81-1,69)	1,31 (0,88-1,97)	1,81 (1,02-3,21)
Frauen, Gesamtstichprobe	1	1,14 (0,70-1,85)	0,93 (0,57-1,52)	0,66 (0,32-1,35)

Es werden Zusammenhänge zwischen Straßenverkehrspegel und Belästigungsreaktion angegeben. Die Belästigung wurde dabei mit einer Skala von 1 bis 5 („überhaupt nicht gestört“, ..., „sehr gestört“) erhoben. Im Pegelbereich zwischen ≤ 60 und $> 70 \text{ dB(A)}$ tags ist Schienenverkehrslärm weniger belästigend (mittlerer Belästigungswert zwischen 1,25 und 1,5) als Fluglärm (unter 1,75). Straßenverkehrslärm hingegen weist Belästigungswerte zwischen 1,75 bei $\leq 60 \text{ dB(A)}$ bis zu ca. 2,75 bei 70 dB(A) auf. Ähnliche Aussagen lassen sich auch für die nächtliche Belästigung durch Verkehrslärm (Pegel zwischen ≤ 50 und $> 60 \text{ dB(A)}$) treffen: Die Unterschiede zwischen Flug- und Schienenverkehrslärm fallen noch geringer aus: Der mittlere Belästigungswert liegt unter 1,25. Straßenverkehrslärm dagegen weist eine monotone Zunahme der Belästigung von ca. 1,38 bis zu 2,0 auf.

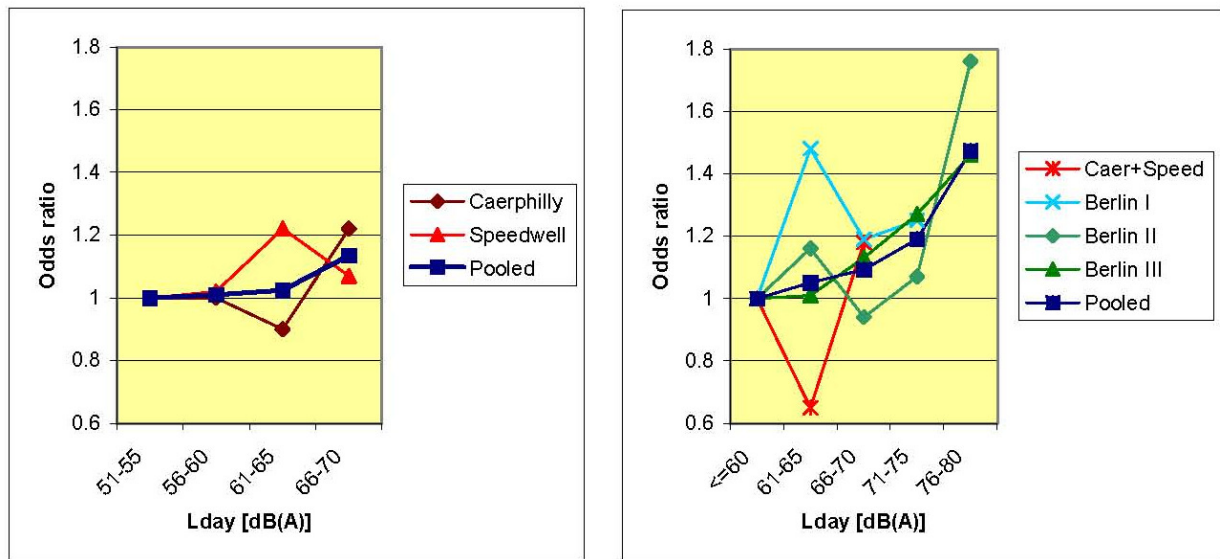
Damit kann ein Zusammenhang zwischen Lärmbelästigung und Herzinfarktrisiko aufgestellt werden (vgl. Tabelle 7), der für Männer nachts für Straßenverkehrslärm sowie für Frauen tags für Fluglärm signifikant ist.

Tabelle 7 Zusammenhang zwischen Lärmbelästigung und Myokardrisiko, NaRoMi, Straße, Babisch 2004

Lärmquelle	OR mit 95 % -KI Frauen tags	OR mit 95 % -KI Frauen nachts	OR mit 95 % -KI Männer tags	OR mit 95 % -KI Männer nachts
Straße	1,03 (0,90-1,18)	0,98 (0,84-1,14)	1,04 (0,97-1,12)	1,10 (1,01-1,20)
Flug	1,13 (0,97-1,32)	1,28 (1,01-1,63)	1,01 (0,93-1,10)	1,05 (0,93-1,19)
Schiene	0,96 (0,78-1,18)	0,94 (0,71-1,24)	0,92 (0,82-1,04)	0,99 (0,85-1,15)

Babisch 2006⁹⁹ stellt in einer Meta-Analyse von insgesamt 61 epidemiologischen Lärmstudien u.a. einen Dosis-Wirkungszusammenhang zwischen Straßenverkehrslärm und Myokardinfarkt auf. Die Grundlage hierfür bilden fünf analytische und zwei deskriptive Studien aus den Jahren 1990 bis 2004. Die nachfolgende Abbildung 76 zeigt die OR der einzelnen Studien.

Abbildung 76 OR für Myokardinfarkt deskriptive und analytische Studien, Straße, Babisch 2006



Figures 7 and 8. Single and pooled effect estimates (odds ratios) for the descriptive and analytic studies of the association between road traffic noise level and the prevalence (left graph) and incidence (right graph), respectively, of myocardial infarction

Die gepoolten Daten wurden einem polynomialen Kurvenfit unterworfen (s. Abbildung 77).

Abbildung 77 OR für Myokardinfarkt, polynomialer Kurvenfit, Straße, Babisch 2006

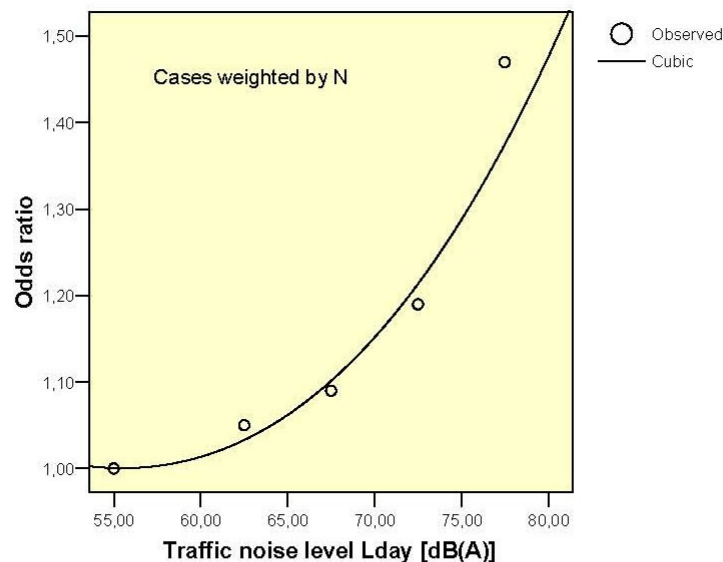


Figure 10. Polynomial curve fit (N-weighted data points) of the association between road traffic noise and incidence of myocardial infarction.

$$OR = 1.629657 - 0.000613 \cdot \text{Noise}^2 + 0.000007356734623455 \cdot \text{Noise}^3 ; R^2 = 0.96$$

(no significant linear term in the equation)

Der Kurvenverlauf wird durch den Dosis-Wirkungszusammenhang (Polynom 3. Grades)

$$OR = 1,629657 - 0,000613 \cdot L_{day}^2 + 0,7356735 \cdot 10^{-6} L_{day}^3$$

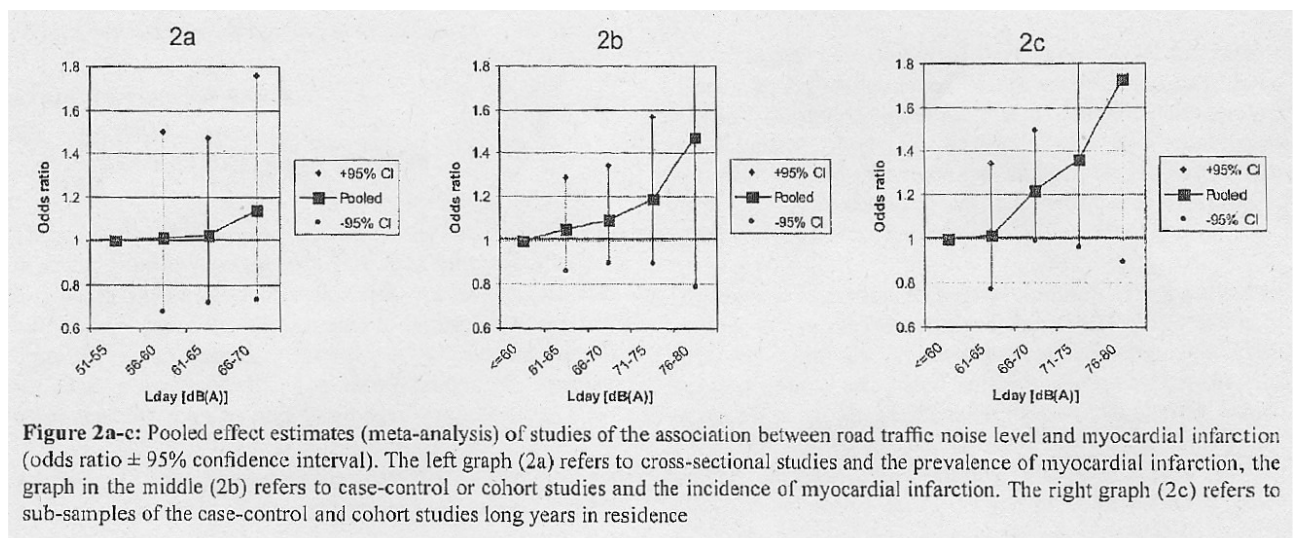
Gleichung 42

beschrieben.

Neben der Angabe der Dosis-Wirkungsrelation für Myokardinfarkt werden auch die Lärmauswirkungen auf Ischämische Herzkrankheiten i.a. betrachtet: Es kann davon ausgegangen werden, dass bei einer Lärmexposition von weniger als 60 dB(A) tags wahrscheinlich nicht mit einem erhöhten Risiko für diese Erkrankungen zu rechnen ist. Die relativen Risiken liegen für Pegelwerte über 65 dB(A) zwischen 1,1 und 1,5. Die Effekte fallen höher aus, wenn Faktoren wie Wohndauer, Raumorientierung und Fensteröffnungsverhalten berücksichtigt werden.

Babisch 2008²⁹ fasst die oben aufgeführten Ergebnisse zusammen und zeigt Dosis-Wirkungszusammenhang für das Myokardrisiko (Prävalenz und Inzidenz) auf. Das OR erhöht sich insbesondere für Personen, die eine lange Wohndauer am Expositionsort aufweisen (s. Abbildung 78).

Abbildung 78 OR für Myokardinfarkt, Straße, Babisch 2008



Es wurde eine Zunahme des OR von 1,17 (0,87-1,57) für Pegelerhöhungen um jeweils 10 dB (bei $L_{day} > 60$ dB(A)) gefunden.

Die Ergebnisse einer 1992-1994 durchgeführten Studie zur Untersuchung der Langzeitauswirkungen (Zeitraum von 1970 bis 1992-1994) von Straßenverkehrslärm auf das Myokardrisiko fassen **Selander et al. 2009**¹⁰⁰ zusammen. Die Lärmexposition (und die Luftverschmutzung) wurden für 3.666 Studienteilnehmer ermittelt; davon erlitten 1.571 einen Myokardinfarkt. Es zeigte sich eine Korrelation ($r = 0,6$) zwischen langjähriger individueller Lärmexposition und Luftverschmutzung (NO_2); ein Zusammenhang zwischen NO_2 -Belastung und Myokardrisiko konnte nicht aufgezeigt werden. Eine Zunahme des Myokardrisikos wurde bereits bei einer Exposition von > 50 dB(A) ($L_{Aeq,24h}$) gefunden, das Odds Ratio betrug hierfür

1,12 (KI = 0,95-1,33). Bei einer Zunahme der Exposition wurde ein linearer Trend zur Zunahme des OR von 1,06 je 5dB (KI = 0,95-1,33) gefunden. In einer Teilgruppe, die ausschließlich Straßenverkehrslärm ausgesetzt war, konnte ein erheblich höheres Risiko für Myokardinfarkt nachgewiesen werden: OR = 1,38 (KI = 1,11-1,71) für $L_{Aeq,24h} > 50dB(A)$ sowie ein linearer Trend zur Zunahme des OR von 1,18 je 5dB (KI = 1,03-1,36). Die Abbildung 79 zeigt die OR für die gesamte Gruppe sowie verschiedene Teilgruppen.

Abbildung 79 OR für Myokardinfarkt, Straße, Selander et al. 2009

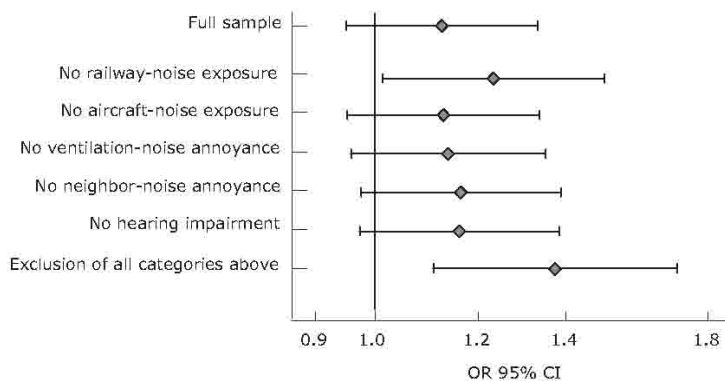


FIGURE 2. Associations (OR, 95% CI) between road traffic noise exposure (cut-off ≥ 50 dB $L_{Aeq,24h}$) and MI for subgroups defined by excluding persons with noise exposure from other sources or reported hearing loss in a case-control study from Stockholm. All models were adjusted for matching variables (age, sex, and catchment area) and for diabetes, physical inactivity, smoking, air pollution, and occupational noise exposure.

5.2 Bluthochdruck (BHD)

In ihrer zusammenfassenden Analyse zu den Lärmwirkungen auf die Gesundheit geben **De Kluizenaar et al. 2001**⁸¹ auch Dosis-Wirkungsbeziehungen für das relative Risiko von Bluthochdruckerkrankungen an, die ab einem Schwellenwert von 70 dB(A) (L_{den}) bei der Einwirkung von Straßenverkehrs- bzw. Fluglärm⁴⁰ auftreten:

$$OR = 0,5 + 0,007 \cdot L_{den} \quad L_{den} > 70dB(A) \quad \text{Gleichung 43}$$

In einer Metaanalyse von insgesamt 43 zwischen 1970 und 1999 erschienen epidemiologischen Studien stellen **van Kempen et al. 2002**¹⁰¹ die Auswirkungen von Arbeitsplatz- und Umgebungslärm auf Bluthochdruck und Ischämische Herzerkrankungen dar. Obwohl es Hinweise darauf gibt, dass eine Lärmexposition die Ausbildung von Ischämischen Herzkrankheiten begünstigt, kann aus den Studien kein definitiver Zusammenhang abgeleitet werden⁴¹; Anhaltspunkte für die Existenz eines Schwellenwertes lagen nicht vor. Für die Ausbildung von Bluthochdruck unter der Einwirkung von Fluglärm wurde ein statistisches signifikantes relatives Risiko von 1,26 (1,14-1,39) bei Pegelerhöhung (L_{Aeq}) tags von jeweils 5 dB gefunden⁴².

⁴⁰ Für Schienenverkehrslärm sind keine Daten verfügbar.

⁴¹ Für Straßenverkehrslärm wurde ein Odds Ratio von 1,09 (1,05-1,13) bei Pegelerhöhung von jeweils 5 dB für die Prävalenz gefunden.

⁴² Diese Ergebnisse stützen sich allerdings nur auf eine Studie von 1976.

Maschke et al. 2003⁹⁷ werten die Ergebnisse des „Spandauer Gesundheits-Survey“ (s.o.) aus, um u.a. einen Zusammenhang zwischen Lärmbelastung und Bluthochdruckerkrankungen aufzufinden. Angegeben werden die Perioden-Prävalenz (ärztliche Behandlung seit der letzten Untersuchung, d.h. in den letzten 2 Jahren) sowie die Lebenszeit-Prävalenz (wurde jemals Bluthochdruck festgestellt).

In der Gesamtstichprobe war eine auffällige Erhöhung des relativen Risikos (OR) für Personen, die tags Pegeln von mehr als 65 dB(A) ausgesetzt sind, zu verzeichnen (s. die nachfolgende Abbildung 80). Das OR zeigte einen linearen Anstieg von ca. 3 % pro dB (Dosis-Wirkungsbeziehung).

Abbildung 80 OR für BHD tags, Perioden-Prävalenz, Straße, Maschke 2003

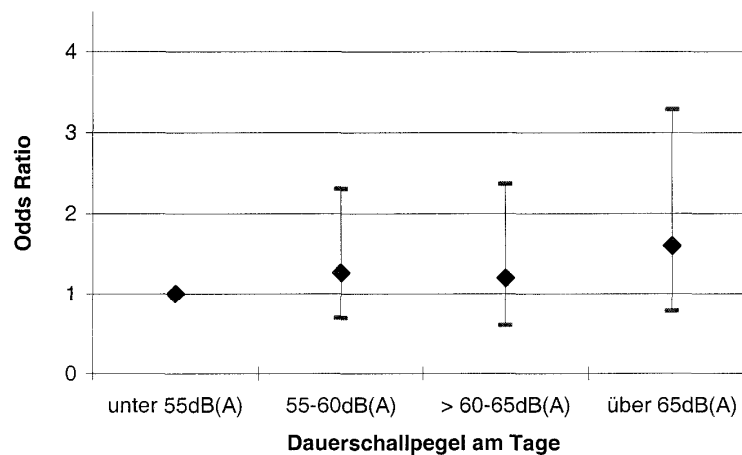


Abb. 9.1 Odds-Ratios und 95%-Konfidenzintervalle für die Perioden-Prävalenz von Bluthochdruckbehandlungen in Abhängigkeit vom äquivalenten Dauerschallpegel durch Straßenverkehr am Tag (Gesamtstichprobe)

Bei einer nächtlichen Straßenverkehrslärmbelastung von 50 - 55 dB(A) wurde ein signifikantes Risiko von 1,6 ($p = 0,021$) und bei Pegeln > 55 dB(A) von 1,9 ($p = 0,019$) und ein linearer Anstieg des OR von ca. 9 % pro dB gefunden (s. Abbildung 81).

Abbildung 81 OR für BHD nachts, Perioden-Prävalenz, Straße, Maschke 2003

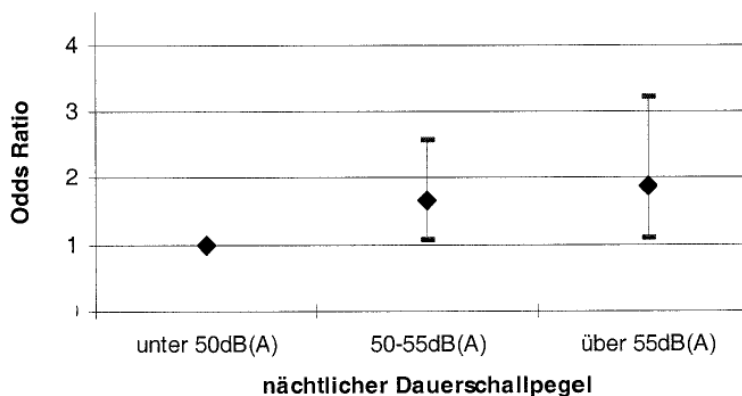


Abb. 9.3 Odds-Ratios und 95%-Konfidenzintervalle für die Perioden-Prävalenz von Bluthochdruckbehandlungen in Abhängigkeit vom äquivalenten Dauerschallpegel durch Straßenverkehr in der Nacht (Gesamtstichprobe)

Werden nur Personen betrachtet, die angaben, nachts bei geöffnetem Fenster zu schlafen, so erhöhen sich diese Werte erheblich (s. Abbildung 82): Bei Pegeln von 50 - 55 dB(A) wurde ein signifikantes Risiko von ca. 4,5 ($p = 0,048$) und bei Pegeln > 55 dB(A) von 6,2 ($p = 0,023$) sowie ein linearer Anstieg des OR von ca. 46 % pro dB ermittelt.

Abbildung 82 OR für BHD Straßenverkehrslärm nachts, Perioden-Prävalenz, geöffnete Fenster, Maschke 2003

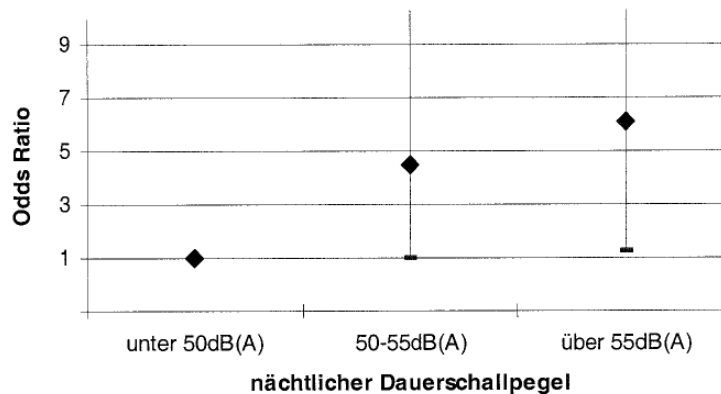


Abb. 9.7 Odds-Ratios und 95%-Konfidenzintervalle für die Perioden-Prävalenz von Bluthochdruckbehandlungen in Abhängigkeit vom äquivalenten Dauerschallpegel durch Straßenverkehr in der Nacht (Probanden, die angaben, überwiegend mit geöffnetem Fenster zu schlafen)

Das Risiko für eine BHD-Behandlung war auch bzgl. der Lebenszeit-Prävalenz bei Probanden, die nachts einer Lärmbelastung von mehr als 55 dB(A) ausgesetzt sind, mit einem Odds Ratio von 1,8 deutlich und signifikant erhöht.

Für die Belastung durch Fluglärm ergaben sich keine signifikanten Zusammenhänge, was damit erklärt werden kann, dass zur Ausbildung von BHD die nächtliche Lärmbelastung entscheidend beiträgt, für den Flughafen Tegel jedoch eine Nachtflugregelung besteht, die von 22.00 bis 05.00 Uhr keine planmäßigen Starts und Landungen zulässt.

Es konnte kein signifikanter Zusammenhang zwischen der Störwirkung durch Straßenverkehrslärm tags oder nachts und einem Erkrankungsrisiko für BHD hergestellt werden.

Niemann et al. 2004a¹⁰² geben in einer Zusammenfassung der Ergebnisse der LARES-Studie, die 2002 / 2003 in acht europäischen Staaten (insgesamt $N = 8.519$) durchgeführt wurde, um u.a. auch die Auswirkungen der Wohnumfeldbedingungen auf die Gesundheit zu eruieren, einen Überblick über durch Fluglärm induzierte Erkrankungsrisiken. Die Belästigung wurde auf einer 5-stufigen Skala erfasst; die gesundheitlichen Beeinträchtigungen wurden anhand von Aussagen zu ärztlich diagnostizierten Erkrankungen erhoben (Perioden-Prävalenz, letzte 12 Monate). Die Lärmexposition wurde nicht ermittelt. Die Abbildungen 83 und 84 zeigen die relativen Erkrankungsrisiken (Odds Ratio) für mäßig und stark Belästigte.

Abbildung 83 OR für mittlere Belästigung, Perioden-Prävalenz, Flug, Niemann et al. 2004a

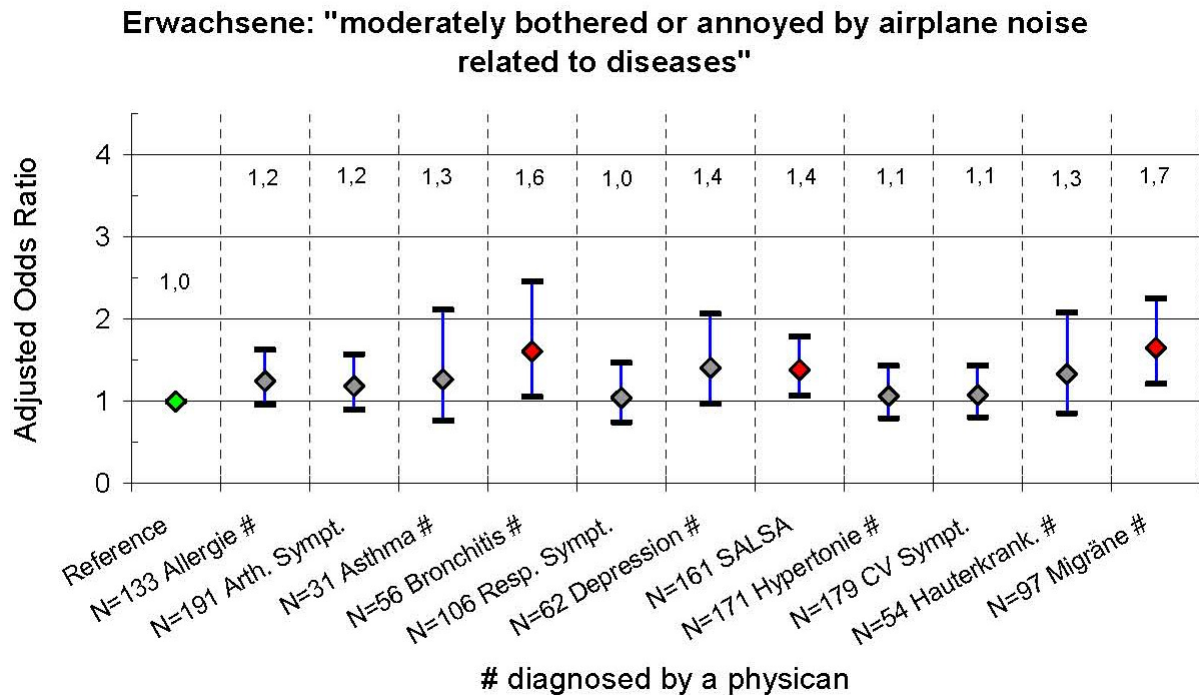
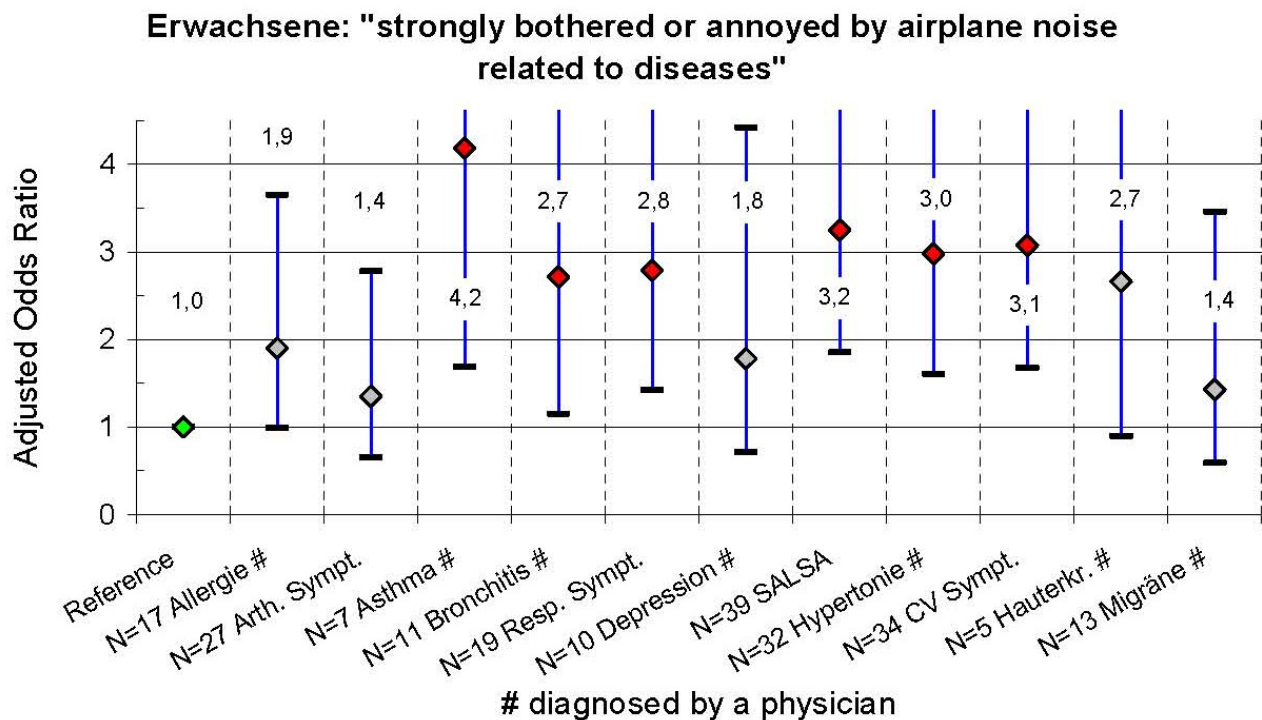


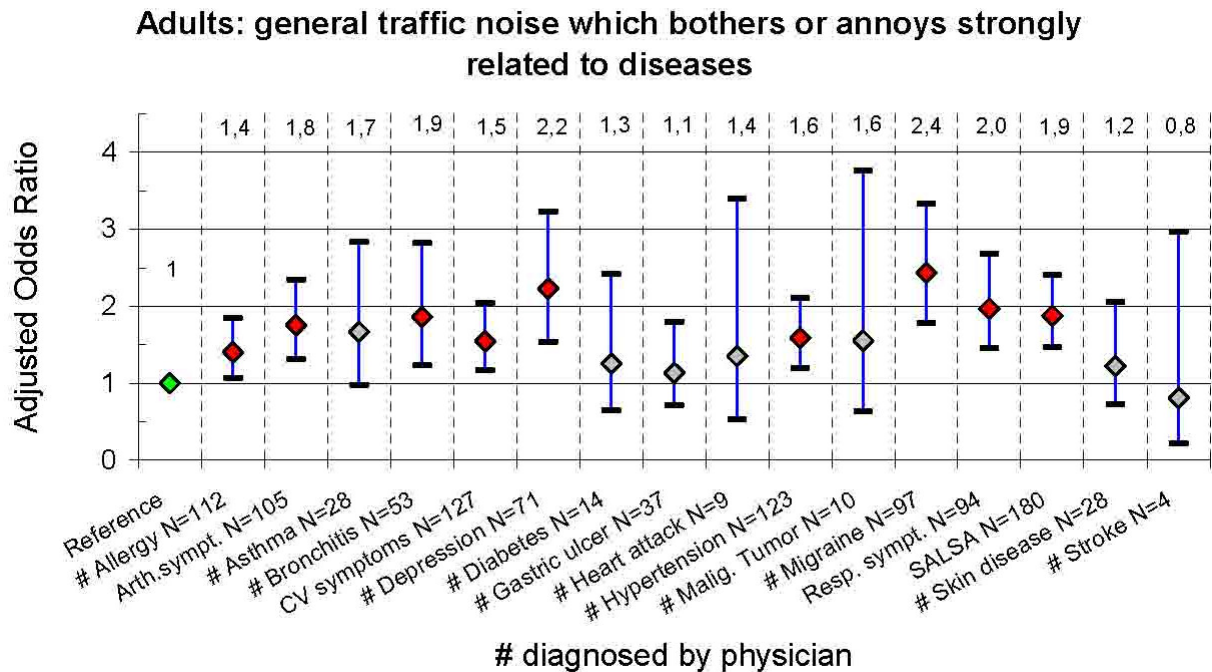
Abbildung 84 OR für hohe Belästigung, Perioden-Prävalenz, Flug, Niemann et al. 2004a



Bereits bei einer mäßigen Belästigung wird ein signifikant erhöhtes OR (> 1) für Bronchitis, Depressionen (SALSA) und Migräne festgestellt. Bei einer starken Belästigung ist auch das Risiko für Asthma, respiratorische und kardiovaskuläre Symptome sowie Bluthochdruck signifikant erhöht, das OR für Migräne jedoch nicht. Das OR für BHD beträgt 3,0. Es zeigt sich (bis auf Migräne) ein deutlicher Dosis-Wirkungszusammenhang.

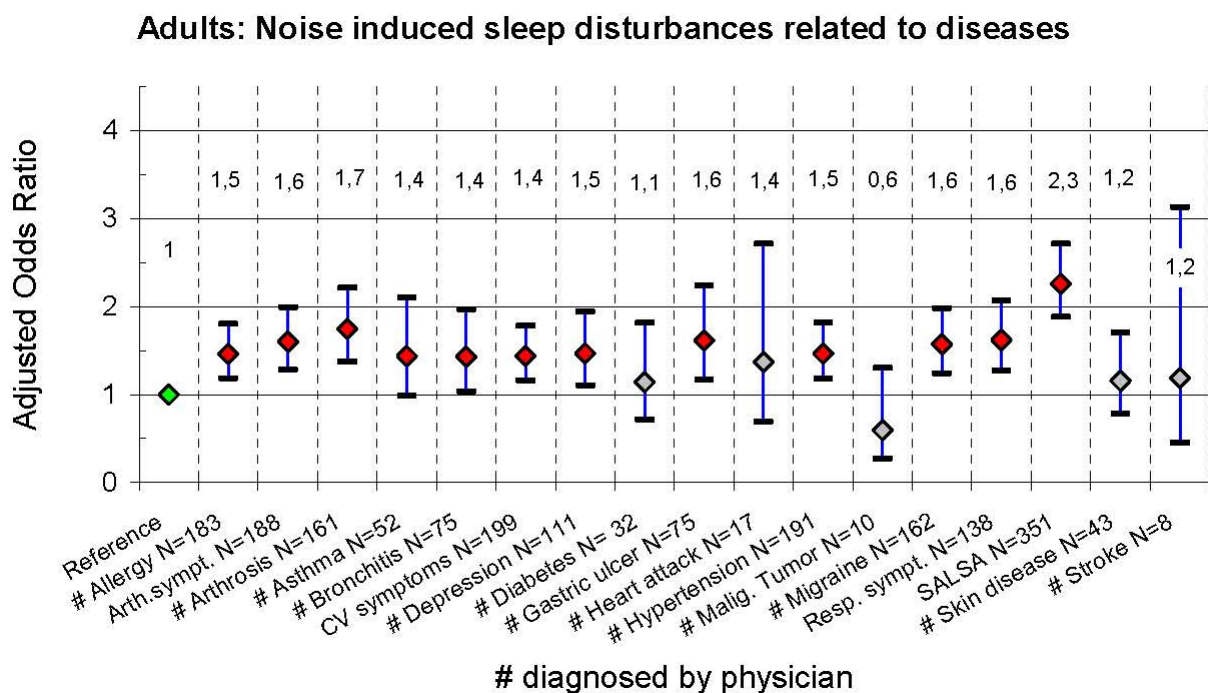
Niemann und Maschke 2004b¹⁰³ zeigen die Auswirkungen allgemeinen Verkehrslärms auf die Gesundheit auf. Die OR sind nicht so hoch wie bei Fluglärm (s.o.), dafür sind mehr lärmbeeinflusste Krankheiten aufgezeigt (s. Abbildung 85).

Abbildung 85 OR für Verkehrslärm starke Belästigung, Perioden-Prävalenz, Niemann et al. 2004b



Auch die gesundheitlichen Auswirkungen von lärminduzierten Schlafstörungen werden betrachtet, allerdings wird hier nicht die Schwere der Störung angegeben.

Abbildung 86 OR für Schlafstörungen, Perioden-Prävalenz, Niemann et al. 2004b



Die angegebenen OR sind für viele Effekte signifikant und liegen i.d.R. zwischen 1,5 und 2 (BHD: 1,5).⁴³

In einer zusammenfassenden Arbeit untersucht **Rylander 2004**¹⁰⁴ lärminduzierte physiologische Veränderungen. Für Fluglärm konnte demnach durch Rosenlund et al. 2001¹⁰⁵ ein Dosis-Wirkungszusammenhang für Bluthochdruck nachgewiesen werden, der bereits ab 50 dB(A) ein OR > 1 aufweist.

In der Analyse von insgesamt 61 epidemiologischen Lärmstudien geht **Babisch 2006**⁹⁹ auch auf den Zusammenhang zwischen Bluthochdruck und Lärmexposition ein. Für Fluglärm ergeben sich signifikante Odds Ratios zwischen 1,4 und 2,1 (Auswertung von vier Studien) für Probanden, die tags Lärmpegeln von 60 – 70 dB(A) oder mehr ausgesetzt sind. Höhere Expositionen führen zu höheren Risiken für BHD.

Für Straßenverkehrslärm bietet sich kein einheitliches Bild: Obwohl neuere Studien Hinweise dafür liefern, dass bei Probanden, die hohen Lärmpegeln ausgesetzt sind, ein erhöhtes OR vorliegt, ergibt sich unter Einbeziehung älterer Studien kein konsistenter Dosis-Wirkungszusammenhang zwischen Exposition und BHD. Allerdings gibt es Hinweise auf einen Zusammenhang zwischen subjektiver Störwirkung und dem Auftreten von BHD (OR zwischen 0,8 und 2,3).

Um den Zusammenhang zwischen der Exposition durch Straßenverkehrslärm und Bluthochdruck (BHD) zu untersuchen, führten **de Kluizenaar et al. 2007**³⁰ in Groningen (Niederlande) eine Studie mit 40.856 Teilnehmern durch.

Die Teilnehmer beantworteten einen einseitigen Fragebogen zu demographischen und medizinischen Aspekten, Rauchverhalten, familiärem kardiovaskulären Krankheitsrisiko und Schwangerschaft. Die selbstberichtete Einnahme blutdrucksenkender Mittel bzw. gemessene Werte des Blutdrucks von ≥ 140 mm Hg systolisch, ≥ 90 mm Hg diastolisch (entsprechend der WHO-Definition) wurden als Indiz für das Auftreten von BHD angesehen. Die Befragten gaben zudem eine Morgenurinprobe ab, um die Konzentration von Albuminen zu erfassen. Teilnehmer mit einer Konzentration von mehr als 10 mg / l sowie eine Kontrollgruppe (insgesamt 8.592 Personen) wurden in ein Screeningprogramm (PREVEND) aufgenommen.

Die Lärmexposition (L_{den} mit $L_{den} \geq 45$ dB(A)), der die Probanden zu Hause ausgesetzt waren, wurde für die am stärksten belastete Fassade berechnet.

In einer logistischen Regressionsanalyse fanden verschiedene Parameter (Confounder, wie bspw. Alter, Geschlecht, aber auch PM 10-Belastung) Eingang.

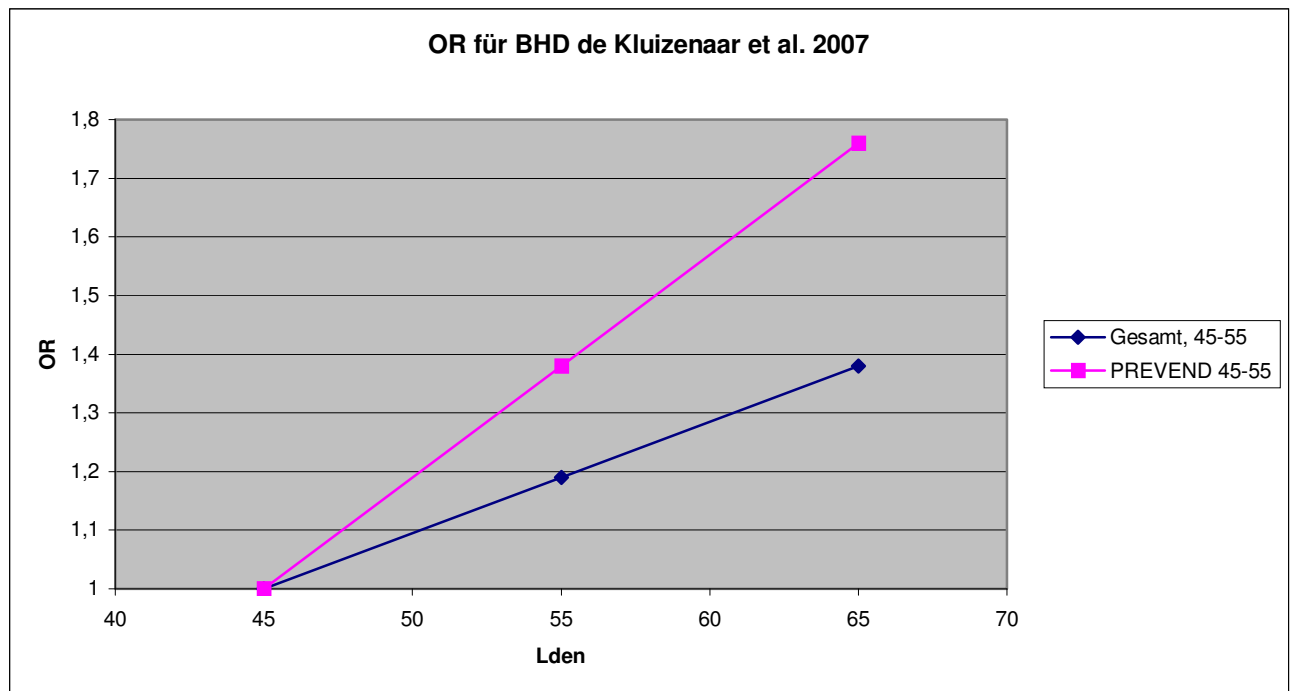
Ohne die Berücksichtigung von Confoundern konnte in der Gesamtpopulation ein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen einer Erhöhung des L_{den} um 10 dB und der selbstberichteten Einnahme blutdrucksenkender Mittel nachgewiesen werden. Das Odds Ratio (OR) betrug 1,31 (Konfidenzintervall KI: 1,25 – 1,37). Unter Berücksichtigung aller Confounder konnte ein statistisch signifikanter Zusammenhang für die Altersklasse zwischen 45 und 55 (OR = 1,19 mit

⁴³ Speziell für Kinder liegen sie allerdings für Bronchitis mit 3,7 und SALSA mit 3,5 deutlich höher.

KI = 1,02...1,40) sowie für eine Lärmexposition mit $L_{den} \geq 45$ dB(A) (OR = 1,31 mit KI = 1,08...1,59) nachgewiesen werden.

Für die PREVENT-Kohorte ergab sich ohne die Berücksichtigung der Confounder ein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen einer Erhöhung des L_{den} um 10 dB und BHD mit OR = 1,35 mit KI = 1,27...1,45; bei der Berücksichtigung der Confounder konnte ein statistisch signifikanter Zusammenhang für die Altersklasse zwischen 45 und 55 (OR = 1,39 mit KI = 1,08...1,77) nachgewiesen werden.

Abbildung 87 OR für BHD, Straße, de Kluizenaar et al. 2007



Aydin und Kaltenbach 2007¹⁰⁶ untersuchten die Fluglärmwirkungen auf Probanden in der Nähe des Flughafens Frankfurt / Main. Eine signifikante Erhöhung des morgendlichen systolischen Blutdrucks um 10 mmHG sowie des diastolischen Blutdrucks um 8 mmHG konnte in der „Westgruppe“ gegenüber der „Ostgruppe“ nachgewiesen werden. Die Nachtpegel lagen für die Westgruppe (N = 31) in 75 % der Nächte bei 50 dB(A) und in 25 % bei 40 dB(A); für die Ostgruppe (N = 22) war es umgekehrt. Tags zeigten die Pegel die gleiche Häufigkeitsverteilung, lagen aber um ca. 5 dB höher. Veränderungen in der Lärmbelastung zeigten sich in der Ostgruppe deutlicher als in der Westgruppe in Veränderungen des Blutdrucks. Die Lärmempfindlichkeit in der Westgruppe lag bei 65 % gegenüber 36 % in der Ostgruppe.

Die Auswirkungen des Fluglärms auf die Ausbildung von Bluthochdruck (BHD) untersuchten **Eriksson et al. 2007**¹⁰⁷ in der Umgebung des Stockholmer Flughafens. Zwischen 1992-1994 und 2002-2004 wurden 2.037 männlicher Teilnehmer eines Diabetes-Präventionsprogramms untersucht. Die Inzidenz von BHD innerhalb dieses Zeitraums wurde mittels Fragebogen (diagnostizierter Bluthochdruck) oder Blutdruckmessungen ermittelt (≥ 140 mm Hg systolisch, ≥ 90 mm Hg diastolisch). Die Lärmexposition wurde auf der Grundlage der Flugbewegungsdaten

1997 berechnet und als $L_{Aeq,24h}$ und L_{Amax} dargestellt. Für den $L_{Aeq,24h}$ erfolgte eine Berücksichtigung der Abendzeit (19.00 bis 22.00 Uhr) durch einen Zuschlag von 3 dB und der Nachtzeit (22.00 bis 06.00 Uhr) von 10 dB. Die Exposition wurde in 5 dB-Intervallen zwischen 50 und 65 dB(A) ermittelt und den Adressen der Probanden zugeordnet. Probanden, die weniger als 50 dB(A) ausgesetzt waren, bildeten die Kontrollgruppe ($n = 1.616$). Die Lärmbelastung durch andere Verkehrslärmquellen wurde anhand der Häufigkeit des Auftretens bewertet.

Nach Berücksichtigung der Einflussfaktoren Alter und BMI ergab sich ein erhöhtes relatives Risiko (RR) von 1,19 (1,03-1,37) bei einer Exposition von mehr als 50 dB(A)⁴⁴; bei einer Pegelerhöhung um 5 dB nahm das RR jeweils um 10 % zu. Wurden Probanden ausgeschlossen, die vor der Untersuchung geraucht hatten, lag das RR mit 1,29 (1,11-1,50) höher. In der Abbildung 88 ist die Zunahme des RR mit dem Dauerschallpegel dargestellt.

Abbildung 88 RR für BHD, Flug, Eriksson et al. 2007

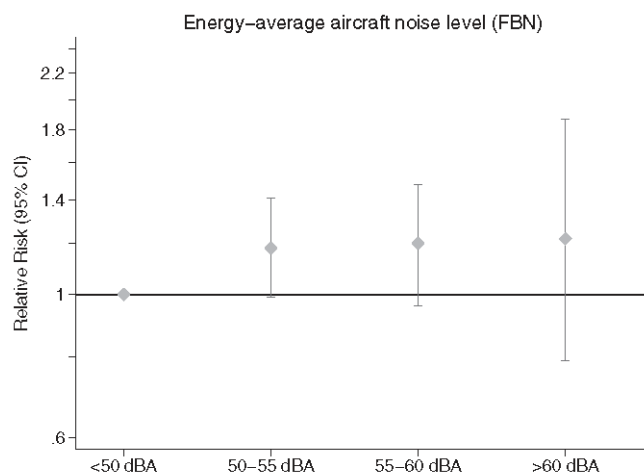


FIGURE 1. Relative risk for hypertension among men in Stockholm according to different levels of energy-averaged aircraft noise exposure (bars indicating 95% CI), adjusted for age and BMI.

Den Einfluss von Straßenverkehrslärm auf den BHD untersuchten **Bluhm et al. 2007**¹⁰⁸ in einer Stadt 15 km nördlich von Stockholm. 667 Personen nahmen an der Studie teil. Die Lärmbelastung ($L_{Aeq,24h}$ in 5-dB(A)-Schritten) wurde durch Berechnungen oder anhand von Fachwissen abschätzend erfasst. Da in den oberen Pegelklassen wenig Betroffene zu verzeichnen waren, wurden die Klassen von 60-65 dB(A) und > 65 dB(A) mit den Betroffenen der Pegelklasse 55-60 dB(A) zusammengefasst. Es wurde eine Erhöhung des OR auf 1,38 (1,06-1,80) bei einer Pegelzunahme um 5 dB(A) gefunden. Ein erhöhtes OR für die Ausbildung von BHD wurde bereits ab 45 dB(A) festgestellt (s. Tabelle 8). Es erfolgte eine Berücksichtigung des Einflusses von Alter, Art der Wohnung, Art der Beschäftigung, Rauchverhalten.

⁴⁴ Maximalpegel größer 70 dB(A) führten zu einer Erhöhung des relativen Risikos auf 1,20 (1,11-1,50).

Tabelle 8 OR für BHD, Bluhm et al. 2007

Table 3 Association between exposure to road traffic noise and hypertension (n = 608)			
	n	Number with hypertension (%)	OR (95% CI)*
Continuous (per 5 dB(A) increase)			1.38 (1.06 to 1.80)
Category (dB(A))			
≤ 45	115	6 (5)	1.00 (reference)
45–50	105	13 (12)	1.74 (0.60 to 5.01)
50–55	281	39 (14)	2.07 (0.82 to 5.24)
> 55	107	22 (21)	3.47 (1.27 to 9.43)

Adjusted for age, type of residence, occupational status, smoking status and number of cigarettes.

Wenn insbesondere die Wohnungsbedingungen nicht optimal waren (Zweifachverglasung statt Dreifachverglasung, altes Gebäude, kein Zugang zu einer ruhigen Fassade) betrug die Erhöhung des OR 2,47 (1,38-4,43) bei einer Pegelzunahme um 5 dB(A).

Im Rahmen der HYENA-Studie (Hypertension and Exposure to Noise near Airports) **Jarup et al. 2008**¹⁰⁹ wurden über einen Zeitraum von mindestens fünf Jahren die Auswirkungen des Fluglärms, aber auch des Straßenverkehrslärms in der Umgebung der Flughäfen London Heathrow, Berlin Tegel, Amsterdam Schiphol, Stockholm Arlanda, Mailand Malpensa und Athens Elephtheros Venizelos auf die dort wohnende Bevölkerung untersucht. Die Expositionen wurden berechnet (für die Straße $L_{Aeq,24h}$, für Fluglärm L_{night} und L_{day}). Als Confounder wurden bspw. Geschlecht, Alter, Herkunftsland, BMI berücksichtigt.

In der Tabelle 9 sind die OR für BHD bei Pegelerhöhung um 10 dB mit dem 95 % - igen Konfidenzintervall und der statistischen Irrtumswahrscheinlichkeit p angegeben. Die Werte für Straßenverkehrslärm und Fluglärm unterscheiden sich nicht signifikant.

Tabelle 9 OR für BHD, Jarup et al. 2008

Lärmart	OR	p
Straße, $L_{Aeq, 24h}$	0,928 (0,829-1,038)	0,190
Flug L_{night}	1,141 (1,012-1,286)	0,031
Flug L_{day}	1,097 (1,003-1,201)	0,044

Die Abbildung 89 zeigt die OR für den Fluglärm in Abhängigkeit von L_{night} bzw. L_{day} . Insbesondere für die Nachtbelastung zeigt sich der pegelabhängige Anstieg des OR. Ein Unterschied zwischen den Reaktionen von Männern und Frauen wurde nicht gefunden.

Abbildung 89 OR für BHD, Flug, Jarup et al. 2008

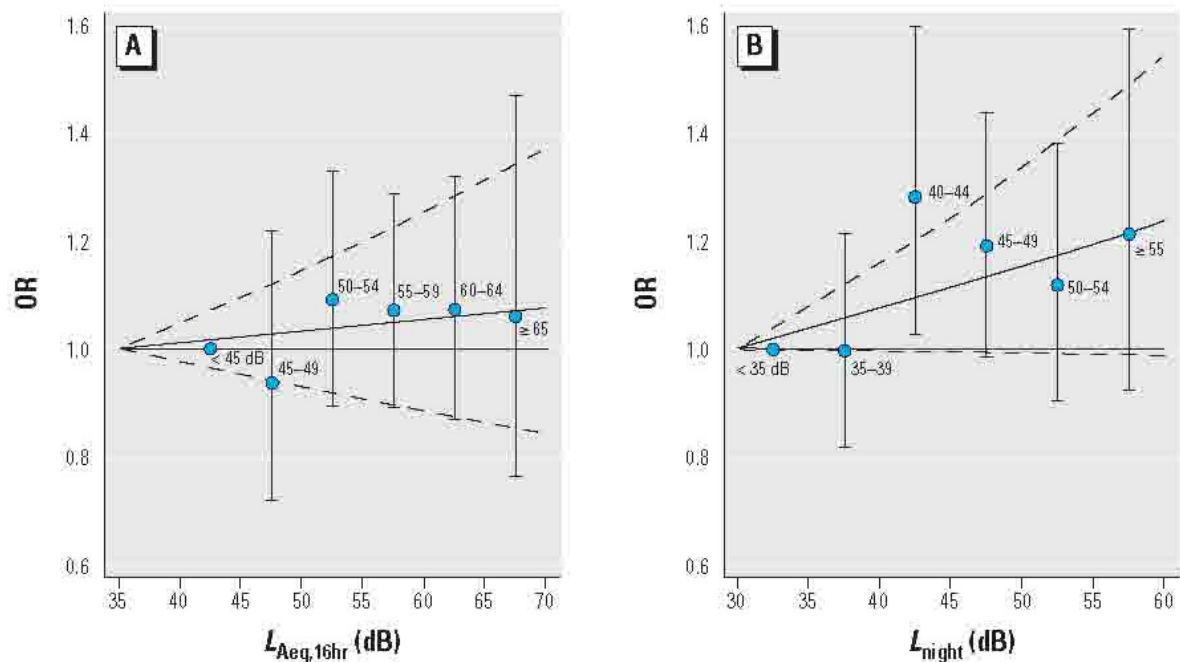


Figure 1. ORs of hypertension in relation to aircraft noise (5-dB categories). $L_{Aeq,16hr}$ (A) and L_{night} (B) separately included in the model. Adjusted for country, age, sex, BMI, alcohol intake, education, and exercise. The error bars denote 95% CIs for the categorical (5-dB) analysis. The unbroken and broken curves show the ORs and corresponding 95% CIs for the continuous analysis.

Dieses stellt sich für Straßenverkehrslärm anders da (siehe Abbildung 90): Hier ist ein statistisch signifikanter Trend für die Zunahme des Risikos für BHD ab ca. 60 dB(A) für Männer festzustellen, jedoch nicht für Frauen.

Abbildung 90 OR für BHD Flug, Jarup et al. 2008

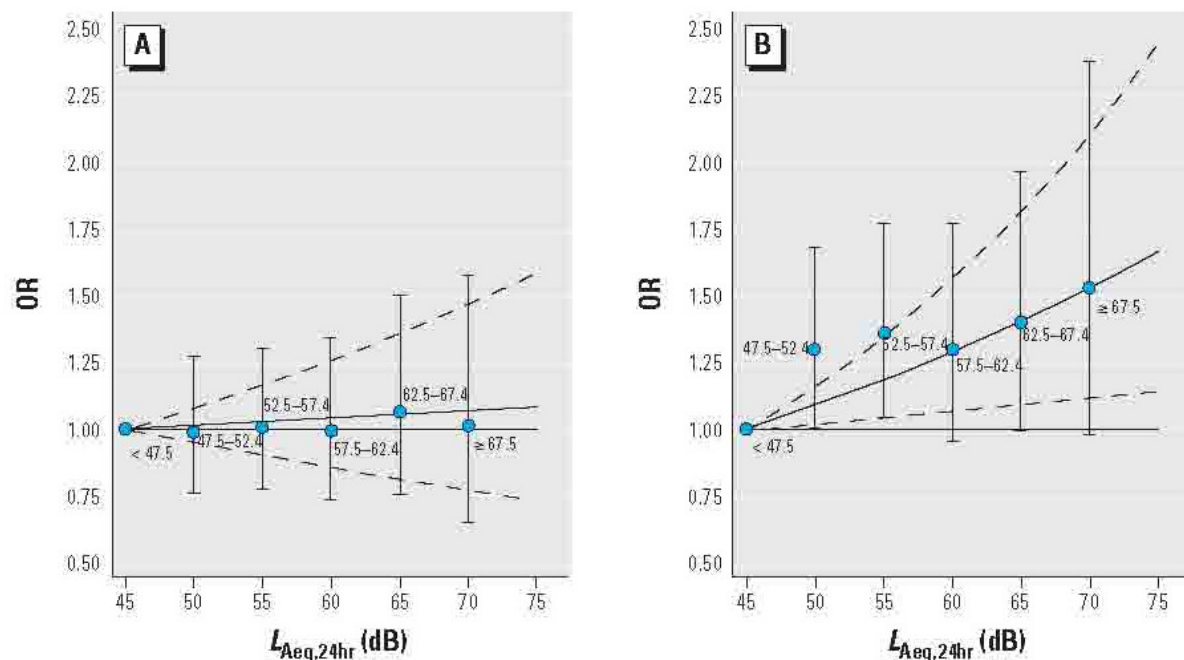


Figure 2. ORs of hypertension in women (A) and men (B) in relation to road traffic noise ($L_{Aeq,24hr}$, 5-dB categories) separately included in the model. Adjusted for country, age, BMI, alcohol intake, education, and exercise. The error bars denote 95% CIs for the categorical (5-dB) analysis. The unbroken and broken curves show the ORs and corresponding 95% CIs for the continuous analysis.

Mit einer Untergruppe von 140 Probanden der HYENA-Studie wurden durch **Haralabidis et al. 2008**¹¹⁰ vor Ort (d.h. im Schlafzimmer des Probanden) Pegel- und Blutdruckmessungen während der Nachtzeit durchgeführt. Als Lärmquellen wurden Straßenverkehr, Flugereignis sowie Geräusche innen und außen betrachtet, die einen Maximalpegel (innen) von mehr als 35 dB(A) aufwiesen. Eine Erhöhung des systolischen Blutdrucks um 6,20 mm Hg (0,63-11,77) und des diastolischen Blutdrucks um 7,39 mm Hg (3,09-11,69), hervorgerufen durch Überflugeignisse, konnten nachgewiesen werden.

Fyhri und Klæboe 2009¹¹¹ untersuchen auf der Basis von zwei 1987 bzw. 1996 in Oslo durchgeführten Studien mit 1.842 Teilnehmern, ob es einen Zusammenhang von Straßenverkehrslärmexposition und Lärmbelästigung auf den Gesundheitszustand (allgemeine Beschwerden, Bluthochdruck, Herzprobleme) gibt. Die Lärmexposition wird dabei durch Berechnungen an der am stärksten belasteten Fassade ermittelt. Anstelle der multiplen Regression wird das sog. SEM (Structural Equation Model) in Verbindung mit einer Pfadanalyse verwendet.

Damit kann weder ein direkter signifikanter Zusammenhang zwischen der Lärmbelästigung und den allgemeinen Gesundheitsbeschwerden, noch zwischen Lärmexposition / Lärmbelästigung und Bluthochdruck und Herzbeschwerden hergestellt werden. Die Korrelation jedoch zwischen Lärmempfindlichkeit und gesundheitlichen Problemen war viel stärker als zwischen der Belästigung und gesundheitlichen Problemen, was auf einen anderen als den bisher angenommenen

Wirkungszusammenhang zwischen dem Lärm und seinen Auswirkungen hindeutet. Die Notwendigkeit, die Lärmempfindlichkeit als eine wesentliche Variable in den Wirkungszusammenhängen zu betrachten, wird betont.

5.3 Medikamentengebrauch

Franssen et al. 2004¹¹² untersuchen in einer Feldstudie (11.812 Teilnehmer) die Auswirkungen des Fluglärms des Flughafens Schiphol auf den selbst eingeschätzten Gesundheitszustand sowie den durch die Befragten angegebenen Medikamentengebrauch. Es zeigte sich, dass bei einer Erhöhung des L_{den} um 10 dB(A) (ab 50 dB(A)) das Odds Ratio für die Einnahme von Medikamenten gegen Bluthochdruck sowie Herzkrankheiten auf 1,30 (1,06-1,60) ansteigt (OR ($L_{den} = 50$ dB(A)) = 1, OR ($L_{den} = 50 - 55$ dB(A)) = 1,18, OR ($L_{den} = 55 - 60$ dB(A)) = 1,26, OR ($L_{den} \geq 60$ dB(A)) = 1,22); für die Einnahme von Schlafmitteln auf 1,25 (OR ($L_{den} = 50$ dB(A)) = 1, OR ($L_{den} = 50 - 55$ dB(A)) = 1,15, OR ($L_{den} = 55 - 60$ dB(A)) = 1,13, OR ($L_{den} \geq 60$ dB(A)) = 1,52). Allerdings ist das Verfahren der Zuweisung der auf Berechnung beruhenden Pegel zu den Befragten nicht ohne Pauschalisierungen möglich gewesen.

Babisch 2006⁹⁹ gibt auch Odds Ratios für den Gebrauch von Medikamenten unter Fluglärmeinwirkung an. So wurde in einer Studie bei Probanden in der Umgebung des Amsterdamer Flughafens 1977 ein signifikantes OR = 1,39 (1,12-1,72) bei ca. 65 dB(A) (OR = 1 bei 55 dB(A)) für die Einnahme von Medikamenten gegen kardiovaskuläre Erkrankungen gefunden. In Bonn ergab sich 1980 ein OR = 1,26 (0,79-2,00) bei ca. 70 dB(A) (OR = 1 bei 55 dB(A)) für kardiovaskuläre Medikamente, in Erfurt 1983 ein OR von 5,0 bei ca. 73 dB(A) (OR = 1 bei ca. 63 dB(A)). Für die Einnahme blutdrucksenkender Mittel bei männlichen Probanden wurde in Stockholm ein signifikantes OR = 1,61 (1,15-2,25) bei ca. 63 dB(A) (FBM, schwedischer Berechnungsstandard) (OR = 1 bei 50 dB(A) (FBM)) gefunden.

In den **Night Noise Guidelines der WHO 2007**⁸⁷ finden sich weitere Aussagen zum Medikamentengebrauch unter Lärmbelastung. So fanden Bluhm et al. 2004¹¹³ ein signifikant erhöhtes Odds Ratio von 1,6 bei Pegeln (FBM) von > 55 dB(A). Lercher¹¹⁴ veröffentlichte 1996 die Ergebnisse einer in Österreich durchgeführten Untersuchung; es zeigte sich ein erhöhtes OR von 2,22 (1,13-4,38) für die Einnahme von Schlafmitteln, wenn der Pegel, hervorgerufen durch Straßenverkehrslärm, 55 dB(A) überschritt. Insgesamt ergab sich für die Verschreibung von Medikamenten ein OR von 3,65 (2,13-6,26).

In einer Studie für das Umweltbundesamt untersuchten **Greiser et al. 2007**¹¹⁵ die Auswirkungen nächtlichen Fluglärms des Flughafens Köln-Bonn auf die Medikamentenverordnung. Daten von mehr als 809.000 Versicherten (42 % der Gesamtbevölkerung des Gebietes) von sieben gesetzlichen Krankenkassen über Verordnungen von Arzneimitteln durch niedergelassene Ärzte wurden betrachtet. Der Fluglärm (äquivalenter Dauerschallpegel für verschiedene Zeitfenster am Tage (06.00-22.00 Uhr) und in der Nacht (22.00-06.00 Uhr, 23.00-01.00 Uhr, 03.00-05.00 Uhr)) wurde auf der Basis von Daten aller Flugbewegungen des Flughafens Köln-Bonn für alle Adressen mit $L_{Aeq} > 39$ dB(A) im Umfeld des Flughafens berechnet. Straßen- und

Schienenverkehrslärm wurden adressgenau aus dem Lärm-Screening-Projekt NRW übernommen. Als Kontrollgruppe dienten die Personen, die keinerlei Lärm ausgesetzt waren (Pegel < 35 dB(A)). Die Auswertungen erfolgten für verschiedene Gruppen von Arzneimitteln: Bluthochdruckmittel, Herz-Kreislaufmittel, Antidepressiva, Tranquillizer, Schlaf- und Beruhigungsmittel, Arzneimittel zur Behandlung von Erkrankungen der Verdauungsorgane, sonstige Medikamente.

Die Verordnungshäufigkeit von Medikamenten ist insgesamt bei Frauen höher als bei Männern⁴⁵. Insbesondere nächtlicher Fluglärm zwischen 03.00 und 05.00 Uhr hat einen Einfluss auf die Häufigkeit und die Menge der verordneten Medikamente. Die Ergebnisse für die verschiedenen Medikamentengruppen zeigt die Tabelle 10.

Tabelle 10 Zunahme des Medikamentenverbrauchs durch nächtlichen Fluglärm, Greiser et al. 2007

Tabelle 4. Nächtlicher Fluglärm (3-5 Uhr) nach Median (adjustiert Variable: Fluglärm (3-5 Uhr), Strassenlärm (22-6 Uhr), Schienenlärm (22-6 Uhr), Sozialhilfe- und Altenheimplatz-Dichte, Alter (Referenz: 80+), Interaktion Fluglärm*Sozialhilfe, Interaktion Alter*Fluglärm, Lärmschutz-Möglichkeit (binär))

Geschlecht	Arzneimittelgruppe	dB(A)	Odds Ratio (95% CI)	Chi ²	p
männlich	Antihypertensiva	40-<46	1.054 (0.961 - 1.156)	1.258	0.262
		46-61	1.242 (1.081 - 1.428)	9.383	0.002
	Cardiaca	40-<46	1.136 (1.001 - 1.289)	3.887	0.049
		46-61	1.267 (1.030 - 1.558)	5.022	0.025
	Tranquillizer, Sedativa, Hypnotika	40-<46	1.063 (0.879 - 1.286)	0.401	0.527
		46-61	0.956 (0.715 - 1.279)	0.090	0.764
	Antidepressiva	40-<46	1.016 (0.844 - 1.224)	0.029	0.865
		46-61	0.784 (0.586 - 1.050)	2.659	0.103
	Gastro-Intestinalia	40-<46	1.037 (0.946 - 1.138)	0.606	0.436
		46-61	1.021 (0.879 - 1.185)	0.073	0.787
	Antihypertensiva + Cardiaca	40-<46	1.171 (1.017 - 1.350)	4.795	0.029
		46-61	1.435 (1.142 - 1.804)	9.599	0.002
	Antihypertensiva + Cardiaca+ Tranquillizer etc.	40-<46	1.361 (0.958 - 1.934)	2.960	0.085
		46-61	1.090 (0.618 - 1.922)	0.088	0.766
	"Restliche" Arzneimittel (ohne Antihypertensiva, Cardiaca, Tranquillizer, Antidepressiva)	40-<46	1.043 (0.986 - 1.104)	2.166	0.141
		46-61	1.155 (1.056 - 1.263)	9.963	0.002
	Antihypertensiva + Cardiaca+ "Restliche" Arzneimittel	40-<46	1.180 (1.016 - 1.371)	4.701	0.030
		46-61	1.658 (1.289 - 2.131)	15.55	0.000
weiblich	Antihypertensiva	40-<46	1.268 (1.173 - 1.370)	35.96	0.000
		46-61	1.663 (1.480 - 1.867)	73.60	0.000
	Cardiaca	40-<46	1.215 (1.081 - 1.366)	10.61	0.001
		46-61	2.157 (1.794 - 2.594)	66.77	0.000
	Tranquillizer, Sedativa, Hypnotika	40-<46	1.287 (1.124 - 1.474)	13.30	0.000
		46-61	1.353 (1.095 - 1.670)	7.884	0.005
	Antidepressiva	40-<46	1.252 (1.104 - 1.420)	12.22	0.000
		46-61	1.174 (0.970 - 1.421)	2.700	0.100
	Gastro-Intestinalia	40-<46	1.040 (0.957 - 1.130)	0.864	0.353
		46-61	1.104 (0.971 - 1.256)	2.286	0.131
	Antihypertensiva + Cardiaca	40-<46	1.373 (1.205 - 1.564)	22.65	0.000
		46-61	2.838 (2.307 - 3.491)	97.48	0.000
	Antihypertensiva + Cardiaca+ Tranquillizer etc.	40-<46	1.786 (1.383 - 2.307)	19.74	0.000
		46-61	3.114 (2.020 - 4.801)	26.47	0.000
	"Restliche" Arzneimittel (ohne Antihypertensiva, Cardiaca, Tranquillizer, Antidepressiva)	40-<46	0.987 (0.939 - 1.037)	0.273	0.601
		46-61	1.202 (1.117 - 1.293)	24.41	0.000
	Antihypertensiva + Cardiaca+ "Restliche" Arzneimittel	40-<46	1.348 (1.175 - 1.547)	18.11	0.000
		46-61	3.272 (2.615 - 4.096)	107.2	0.000

⁴⁵ Frauen konsultieren in der Regel häufiger einen Arzt und bekommen somit auch häufiger Medikamente verschrieben.

Blutdrucksenkende Arzneimittel wurden für Männer mit stärkerer Lärmbelastung ($> 46 \text{ dB(A)}$) um 24% häufiger verordnet als ohne Lärmbelastung. Bei Frauen lag bereits bei Pegeln ab 40 dB(A) eine Erhöhung der Verordnungshäufigkeit um 27 %, bei Pegeln $> 46 \text{ dB(A)}$ um 66 %, vor.

Die Odds Ratios sind insbesondere bei einer Kombination verschiedener Medikamente (Blutdrucksenker, kardiovaskulär wirksame Arzneimittel und sonstige Arzneimittel), d.h. bei i.a. schwer erkrankten Personen, deutlich erhöht: So betrug die Erhöhung bei Frauen bei geringeren Pegeln 35 %, bei Pegeln $> 46 \text{ dB(A)}$ 227 %; bei Männern fallen die Werte etwas geringer aus (18 % bzw. 66 %).

Die Verordnungshäufigkeit ist für Personen, die nächtlichem Fluglärm zu anderen Zeiten ausgesetzt sind (bspw. von 23.00 bis 01.00 Uhr) geringer.

Über den gesamten Nachtzeitraum (22.00 bis 06.00 Uhr) zeigt sich bei Männern, die Fluglärm ausgesetzt sind, eine Zunahme der Häufigkeit der Verordnung von Blutdrucksenkern um 16 % (OR: 1,162 (1,102-1,226)), bei Frauen um 39 % (OR: 1,394 (1,331-1,461)). Bei kardiovaskulär wirksamen Medikamenten betragen diese Werte 27 % für Männer (OR: 1,268 (1,177-1,365)) bzw. 521 % für Frauen (OR: 1,509 (1,408-1,617)).

Auch für Straßenverkehrslärm konnte eine Zunahme der Verordnungshäufigkeit von Medikamenten bei Lärmeinwirkung nachgewiesen werden. Hier ist der Effekt am Tag stärker ausgeprägt.

6 Schlussfolgerungen

6.1 Zugrundeliegende Metrik

Viele Autoren (bspw. Ising und Kruppa 2004, UBA Fluglärm 2004) betonen die Rolle der Einzelereignisse und ihrer Maximalpegel für die Störwirkung. Dieses gilt für alle Lärmarten; für Schienenverkehrs- und Fluglärm ist das aufgrund der Ereignisstruktur sofort einleuchtend, aber auch bei Straßenverkehrslärm, insbesondere nachts, treten laute Einzelereignisse bei vorüberfahrenden schweren Lkw deutlich in Erscheinung. Ein Abstellen von Dosis-Wirkungszusammenhängen auf den Äquivalenten Dauerschallpegel allein (bzw. den daraus ableitbaren L_{den}) erscheint nicht gerechtfertigt.

Eine eindeutige Umrechnung des insbesondere in älteren Studien häufig verwendeten (weil gemessenen) L_{Aeq} auf den L_{den} ist nur bei Kenntnis der Verkehrszusammensetzung möglich. Insbesondere bei Fluglärm mit Nachtflugbeschränkungen können nicht die gleichen Umrechnungen wie für Schienen- oder Straßenverkehrslärm zur Anwendung kommen.

Der Lärminidikator L_{den} ist mittlerweile europaweit (insbesondere EU) etabliert; die Begründung, mit der dieses erfolgte, erscheint zumindest fraglich. In außereuropäischen Staaten findet er allerdings weniger Anwendung. Im L_{den} werden Tageszeiten, zu denen ebenfalls ein erhöhtes Ruhebedürfnis besteht (12 bis 15 Uhr), nicht berücksichtigt.

6.2 Bestimmung der Exposition

Die exakte Bestimmung der Exposition erweist sich, insbesondere bei großen Stichproben, als aufwändig und schwierig. Auch in neueren Studien werden deshalb Vereinfachungen angenommen: So werden bspw. in Franssen et al.¹¹² für die in der Umgebung des Flughafens Schiphol berechnete Lärmbelastung, da die x-y-Koordinaten der Gebäude der Befragten nicht bekannt sind, die x-y-Koordinaten des geometrischen Zentrums des entsprechenden Postleitzahlbereichs herangezogen. Insbesondere bei den in der Auswertung von Miedema betrachteten älteren Studien dürften die Probleme noch größer sein, weil damals weder leistungsfähige Computer noch Programme zur Verfügung standen, um die Lärmbelastung zu berechnen. Auch wenn dieses heute der Fall ist, unterscheiden sich die einzelnen nationalen Berechnungsmethoden und die Vorgehensweisen in den Studien (unterschiedliche Metriken, z.T. Messungen). Durch die in 2007 erfolgte Strategische Lärmkartierung liegt mittlerweile eine breite, aber, auch infolge der noch unterschiedlichen nationalen Berechnungsmethoden und Datenstrukturen, keine wirklich einheitliche Aussage über die Exposition der Bevölkerung vor.

Einen entscheidenden Einfluss auf die Pegelhöhe außen hat auch die Lage der Wohnung (Stockwerk). Stockwerksgenaue Berechnungen (und Befragungen) wurden i.d.R. nicht durchgeführt.

Für die Bestimmung der Exposition im Inneren sind die Fassaden- und Fensterdämmung, das Fensteröffnungsverhalten und damit auch jahreszeitliche und lokale Unterschiede zu berücksichtigen.

6.3 Parameter, die die Belästigung beeinflussen

Nur ca. 15-30 % des Belästigungsurteils ist akustischen Parametern zuzurechnen. Die Rolle von Moderatoren ist entscheidend und mit den bisherigen Ansätzen der Lärmwirkungsforschung noch nicht vollständig verstanden.

Wesentliche Bedeutung kommen dabei der Lärmempfindlichkeit und dem Zugang zu einer ruhigen Fassade zu. Zur Wirkungsrichtung vieler anderer Parameter (bspw. Alter, Geschlecht, Beziehung zur Quelle, Bildungs- und Einkommensstatus, Besitzverhältnis, Erwartungshaltungen, Vertrauen in Behörden, umweltpolitische Einstellung) geben die Studien, wenn sie berücksichtigt wurden, keine einheitlichen Aussagen.

Es scheint Entfernungseffekte zu geben, weiterhin scheint die Sichtbarkeit der Quelle einen Einfluss auf die Belästigung zu haben. Die Belästigung ist kontextabhängig, d.h. sie ist umso höher, je stärker der Fokus auf einen anderen Gegenstand zu legen versucht wird.

6.4 Dosis-Wirkungsbeziehungen

Mit der Angabe der von der EU angestrebten Dosis-Wirkungsbeziehungen sollen die wesentlichen Auswirkungen des Lärms gekennzeichnet werden. Die Kurven gelten allerdings nur für

Belästigungen und Schlafstörungen und berücksichtigen keine gesundheitlichen Beeinträchtigungen: Es kann nicht davon ausgegangen werden, dass bei Angaben zur Belästigung die gesundheitliche Gefährdung durch die Betroffenen berücksichtigt wurde⁴⁶.

In vielen Studien scheinen sich lineare Dosis-Wirkungsbeziehungen sowohl für die Belästigung, die Schlafstörung als auch gesundheitliche Auswirkungen zu zeigen⁴⁷. Große Unterschiede werden allerdings im Anstieg dieser Funktionen als auch in der Existenz oder Nichtexistenz von Schwellenwerten deutlich. Innerhalb der einzelnen Studien werden oft hochsignifikante Ergebnisse erhalten, die aber im Vergleich mit anderen Studien nicht konsistent sind. Dieses ist möglicherweise auf ein nichteinheitliches Studiendesign in Verbindung mit den o.a. Problemen bei der Bestimmung der Exposition und der Berücksichtigung moderierender Parameter zurückzuführen. Wenn angegeben, differieren die Angaben zu %HA in hohem Maße untereinander und in Bezug auf die von der EU (bzw. Miedema) vorgeschlagenen Kurven.

Insbesondere für die Dosis-Wirkungsbeziehungen zu Belästigung und Schlafstörungen kann aus der vorangegangenen Analyse nicht geschlussfolgert werden, dass dieser durch Studien abgesichert ist. Es erscheint auch zweifelhaft, ob die Etablierung europaweit einheitlicher Dosis-Wirkungsbeziehungen sinnvoll ist, da kulturelle, regionale, saisonale, klimatische, bauliche Unterschiede darin nicht widerspiegelt würden. Allenfalls ließen sich Worst-Case-Kurven angeben, deren Sinnhaftigkeit allerdings zweifelhaft wäre.

Die in der EU-Umgebungslärmrichtlinie geforderten Dosis-Wirkungskurven sollen insbesondere auch zur Vorhersage der Veränderung der Belästigung in der Bevölkerung nach der Durchführung von Lärminderungsmaßnahmen dienen. Dies scheint auf Grund des „Überschusseffekts“ gerade nicht sinnvoll zu sein.

Auch bei der Betrachtung zu den gesundheitlichen Auswirkungen der Lärmbelastung ist festzustellen (bspw. Ising und Kruppa 2004³²), dass insbesondere bei Pegeln im moderaten Bereich (keine extremen Lärmbelastungen) die gesundheitlichen Auswirkungen des Lärms nicht ausreichend nur durch eine Berücksichtigung der Exposition erfasst werden, sondern durch moderierende Effekte beeinflusst werden.

Es scheint aber Hinweise zu geben, dass ab ca. 45 - 50 dB(A) nachts und 55 - 60 dB(A) tags die gesundheitlichen Risiken für Bluthochdruck und ab ca. 60 – 65 dB(A) für Ischämische Herzkrankheiten ansteigen (linear, Schwellenwerte).

Es ist zweifellos notwendig, die Auswirkungen von Lärm auf die Bevölkerung zu kennen und zu bewerten. Beim momentanen Stand des Wissens erscheint es allerdings ein fragwürdiges Unterfangen, EU-weit einheitliche Dosis-Wirkungskurven festzuschreiben zu wollen, zumal

⁴⁶ Das ist i.a. auf den zu geringen Kenntnisstand, Lärmwirkungen betreffend, zurückzuführen; das verdeutlichen bspw. Untersuchungen zur willingness to pay (s.u.).

⁴⁷ Würde man neben der Belästigung auch gesundheitliche Risiken berücksichtigen, würden sich ab einem bestimmten Schwellenwert bilineare Funktionen ergeben, wie sie bspw. auch bei der Abschätzung der Lärmkosten betrachtet werden (s.u.).

gesundheitliche Risiken bisher überhaupt nicht berücksichtigt wurden. Es wird deutlich, dass auf dem Gebiet der Dosis-Wirkungszusammenhänge noch erheblicher Forschungsbedarf besteht. Falls künftige Studie(n) durchgeführt werden, sollte es sich dabei jedoch um sehr breite EU-weite Feldstudien mit gleichen Kriterien zur Erfassung der Exposition, der Belästigung und gesundheitlicher Wirkungen sowie moderierender Parameter handeln. Vor Beginn einer solchen Studie sollte klar sein, welches Modell zur Datenauswertung herangezogen werden soll. Ein solches Unterfangen erfordert ein interdisziplinäres Zusammenwirken von Akustikern (Exposition), Soziologen, Psychologen (Fragebogendesign), Schlafwissenschaftlern und Medizinern (gesundheitliche Beeinträchtigungen) sowie Statistikern (Datenauswertung).

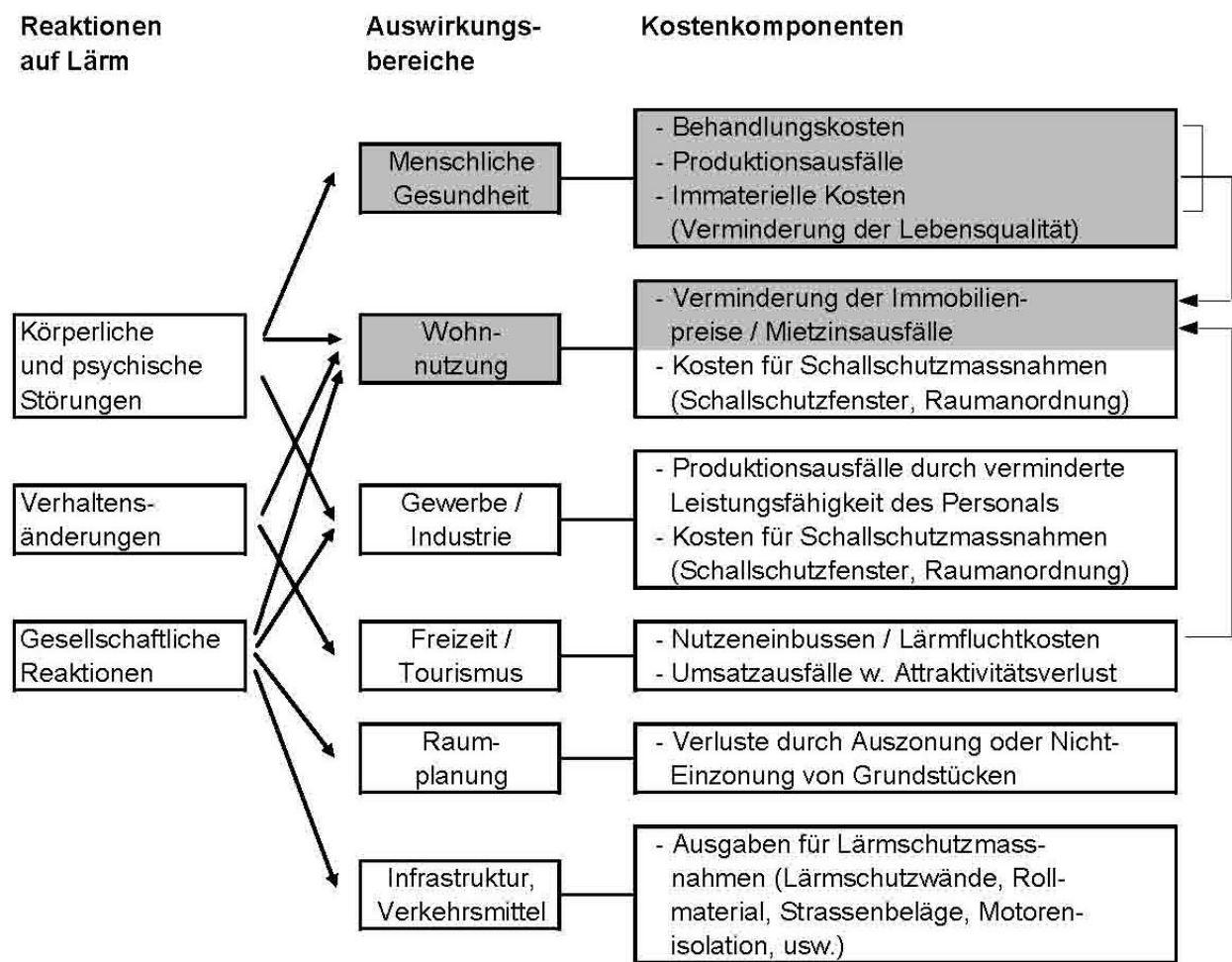
7 Kostenfunktionen

Um im Rahmen von Lärminderungsszenarien die Auswirkungen der Maßnahmen auch ökonomisch bewerten zu können (bspw. durch Kosten-Nutzen-Analysen), wird es als erforderlich angesehen, die mit dem Lärm einhergehenden erheblichen Beeinträchtigungen (Belästigungen, Störungen, gesundheitliche Schädigungen) (monetär) zu bewerten. Ohne näher auf die Bewertungsproblematik einzugehen (s. dazu bspw. Löhr 2008¹¹⁶), soll zumindest erwähnt werden, dass eine Monetarisierung des Gutes „Gesundheit“ bzw. seiner Beeinträchtigungen aus ethischen Gesichtspunkten nicht unumstritten ist (s. Kant: „Im Reiche der Zwecke hat alles entweder einen Preis oder eine Würde.“¹¹⁷).

In der Abbildung 91 sind Lärmwirkungen und die durch sie hervorgerufenen Kosten dargestellt⁴⁸.

⁴⁸ Die graue Hinterlegung von Feldern bezieht sich auf Kostenbereiche, die in ARE 2004 monetarisiert wurden.

Abbildung 91 Auswirkungen des Lärms und ausgewählte Kostenbereiche, ARE 2004



Die meisten Untersuchungen zur Monetarisierung der Lärmwirkungen berücksichtigen den Wertverlust von Immobilien und gesundheitliche Auswirkungen (insbesondere Herzinfarkt, Bluthochdruck, Angina pectoris).

Die Gesamtkosten des Lärms werden in der Regel auf der Grundlage von Zahlungsbereitschaften für die Lärmreduktion, Mietzinsausfällen sowie Gesundheitsschädigungen quantifiziert. In den meisten Studien dominieren dabei Zahlungsbereitschaften bzw. Mietzinsausfälle, die i.d.R. über 80 % der gesamten Lärmkosten ausmachen (vgl. Schreyer 2007¹¹⁸). Die Zahlungsbereitschaft für eine Reduktion der Lärmbelastung unter einem vorzugebenden Zielpegel wird pro Person und Jahr bestimmt. Sie steigt mit zunehmendem Lärmniveau und variiert je nach Studie erheblich. Für die Mietzinsausfälle werden die Gesamtkosten normalerweise, basierend auf der prozentualen Mietpreisreduktion pro dB(A)⁴⁹, über einem bestimmten minimalen Lärmniveau abgeschätzt. Auch diese Angaben - und damit die Resultate der Lärmkostenberechnung - schwanken je nach Untersuchung beträchtlich (zwischen 0,5 % und über 2 %). Bei den Kosten durch gesundheitliche Schädigungen sind insbesondere die vorzeitigen Todesfälle relevant, für deren Bewertung die sog.

⁴⁹ NSDI (Noise Sensitivity Depreciation Index)

VLYL (Value of Life Year Lost, Wert eines verlorenen Lebensjahres) herangezogen werden können; allerdings gibt es hier auch andere Ansätze (s.u.).

Es kann davon ausgegangen werden, dass der Wertverlust von Immobilien bzw. Mietmindereinnahmen infolge der Verlärmung dadurch bedingt sind, dass dem Eigentümer (Käufer) bzw. Mieter die durch den Lärm verursachten Störungen und Belästigungen (insbesondere der Kommunikation und des Schlafes) bewusst sind. M.a.W.: Die Störungs- und Belästigungsreaktionen werden über Immobilienpreisverluste und Mietmindereinnahmen monetarisiert. Eine Doppelzählungen bei der separaten Betrachtungen der o.a. Erkrankungen kann ausgeschlossen werden, da, außer bei „Experten“, diese gesundheitlichen Auswirkungen des Lärms i.a. nicht bekannt sind (s. dazu auch ARE 2004¹¹⁹).

7.1 Immobilienwertverluste

Die Erfassung von Immobilienwertverlusten kann prinzipiell durch Zahlungsbereitschaftsansätze erfolgen. Dabei werden im wesentlichen zwei Methoden unterschieden:

- Ermittlung der offenbarten Präferenzen (revealed preferences, RP) durch direkte oder indirekte Ableitung aus tatsächlichen, beobachteten Marktinformationen
- Ermittlung von geäußerten Präferenzen (stated preferences, SP) mittels Befragungen.

Die hedonische Preisbildung (hedonic pricing, HP), die in der Vergangenheit sehr häufig zur Bewertung von Verkehrslärm verwendet wurde, zählt zu den Methoden der revealed preferences. Die wichtigste Methode zur Ermittlung der stated preferences ist die Kontingente Bewertung (contingent valuation, CV). Hier werden Probanden durch Schilderung einer möglichen, aber hypothetischen Umweltsituation direkt zu ihrer Zahlungs- oder Akzeptanzbereitschaft für eine betrachtete Änderung derselben befragt.

Auf die Vor- und Nachteile der einzelnen Methoden soll hier nicht eingegangen werden, dieses ist bspw. in Navrud¹²⁰, Schmid 2005¹²¹ oder im ExternE-Projekt 2005¹²² zusammenfassend erfolgt. Empirische Studien für die Schweiz zeigen, dass beide Ansätze zu sehr ähnlichen Ergebnissen führen (vgl.¹⁴¹).

Navrud 2002¹²⁰ untersucht in einem Bericht für die Europäische Kommission, welche Studien zur Monetarisierung von Verkehrslärm mit welchen Ergebnissen vorliegen und versucht, die Ergebnisse, die z.T. mit unterschiedlichen Befragungsmethodiken erhoben wurden, anzupassen, um Zahlungsbereitschaften in € pro dB / Haushalt / Jahr angeben zu können. Einen Überblick über die in die Auswertung eingegangenen Studien und die erhaltenen Zahlungsbereitschaften zum Straßenverkehrslärm gibt die Tabelle 10, zum Fluglärm die Tabelle 11. Zum Schienenverkehrslärm lagen nur 2 Studien vor. Als Cut-Off (Schwellenwert) wird 50 dB(A) empfohlen, da bereits bei diesem Wert Belästigungsreaktionen einsetzen, wobei berücksichtigt werden muss, dass die meisten Studien Aussagen zu Zahlungsbereitschaften erst für Pegel > 55 dB(A) machen.

Tabelle 10 Zahlungsbereitschaften, Straße, Navrud 2002⁵⁰

Study (Valuation Method)	Site (Scenario description) / Year of study	WTP /dB/hh/year (Original estimate in national currency in year of study)	WTP /dB/hh/year in euros (in 2001 price level)
Pommerehne 1988 (CV)	Basel, Switzerland (50 % reduction in experienced noise level) / 1988	112 CHF (= 75 CHF/month for 8dB)	99
Soguel 1994a (CV)	Neuchatel, Switzerland (50 % reduction in experienced noise level) / 1993	84 – 100 CHF (= 56-67 CHF/month for 8 dB)	60 - 71
Sælensminde & Hammer 1994, Sælensminde 1999 (CV and CE)	Oslo and Akershus counties, Norway (50 % reduction in experienced noise level) / 1993	281 – 562 NOK (=2250-4500 NOK/year for 8 dB)	47 – 97
Wibe 1995 (CV)	Sweden – national study (Elimination of noise annoyance) / 1995	240 SEK (= 200 SEK/month for 10 dB)	28
Vainio 1995, 2001 (CV)	Helsinki, Finland (Elimination of noise annoyance) / 1993	33 - 48 FIM	6 - 9
Thune–Larsen 1995 (CV and CE)	Oslo and Ullensaker, Norway (50 % reduction in experienced noise level) / 1994	117 NOK (= 78 NOK/month for 8 dB)	19
Navrud 1997 (CV)	Norway – national study (Elimination of noise annoyance) / 1996	11 NOK (= 115 NOK/year for 10 dB)	2
Navrud 2000b (CV)	Oslo, Norway (only hh exposed to > 55 dB) (Elimination of noise annoyance) / 1999	152 – 220 NOK (= 1520 – 2200 NOK / year for 10 db)	23 - 32
Arsenio et al 2000 (CE)	Lisbon, Portugal (Avoiding a doubling of the noise level) /1999	9,480 PTE (= 7900 PTE / month for 10 – 15 dB)	50
Barreiro et al 2000 (CV)	Pamplona, Spain (Elimination of noise annoyance) / 1999	476 ESP (= 4765 ESP / year for 10 db)	2 - 3
Lambert et al 2001 (CV)	Rhones - Alpes Region, France (Elimination of noise annoyance) / 2000	7 euros (= 73 euros /year for 10 dB)	7

Als „Interimbereich“ werden 2 bis 32 € pro Haushalt und Jahr empfohlen.

⁵⁰

CE: Choice Experiments

Tabelle 11 Zahlungsbereitschaften, Flug, Navrud 2002⁵¹

Study (Valuation Method)	Site (Scenario description) / Year of study	WTP /dB/hh/year (Original estimate in national currency in year of study)	WTP /dB/hh/year in euros (in 2001 price level)
Pommerehne 1988 (CV)	Basel, Switzerland (50 % reduction in experienced noise level) / 1988	48 CHF (= 32 CHF/month for 8dB)	43
Thune-Larsen 1995 (CV and CA)	Residents around Oslo Airport Fornebu, Norway (50 % reduction in experienced noise level) / 1994	NOK 1.092 - 5.520 NOK (=91-460 NOK/month and 104-353 NOK/month for 8 dB; from CV and CE, respectively)	190 - 959
Faburel 2001 (CV)	Residents around the Paris- Orly airport (Elimination of noise annoyance) / 1999	8 euro (84 euro/year for 10 dB)	8

Aufgrund der großen Spannweite der Werte und der geringen Anzahl der Studien wird kein „Interimbereich“ für die Zahlungsbereitschaft angegeben.

In der Arbeit von Navrud wird auch DETR 1999¹²³ zitiert, hier kommt man auf der Grundlage von 43 Studien zu der Aussage, dass mit einer Pegelerhöhung um 1 dB ein Immobilienwertverlust von 0,08—2,30 % verbunden ist, Bateman 2000¹²⁴ beziffert den prozentualen Verlust auf 0,08-2,22 %.

In einem **Position Paper der EU 2003**¹²⁵ wird auf die Analyse von Navrud 2002 zurückgegriffen. Aus den Angaben zur Zahlungsbereitschaft in europäischen Studien wird ein Wert von 25 € pro Haushalt und dB und Jahr als ein repräsentativer Interimswert für alle europäischen Länder empfohlen.

7.2 Kombinierte Ansätze (Immobilien und Gesundheit)

Für das UNITE-Projekt (UNification of accounts and marginal costs for Transport Efficiency) stellen **Bickel und Schmid 2002**¹²⁶ die mit Hilfe eines bottom-up-approaches erhaltenen, marginalen externen Kosten des urbanen Straßen- und Schienenverkehrs für Deutschland zusammen. Die Berechnungen erfolgen auf der Basis der RLS-90 bzw. der Schall 03 unter Berücksichtigung der Zeitbereichsaufteilung in day, evening und night für ein Referenzszenario und ein marginales Szenario mit einer im Vergleich zum Referenzszenario um ein Fahrzeug erhöhten Verkehrsmenge.

Zur Berücksichtigung der gesundheitlichen Effekte wird auf die in de Kluizenaar et al. 2001⁸¹ angegebenen Dosis-Wirkungsbeziehungen zurückgegriffen (vgl. Tabelle 12).

⁵¹ CA: Conjoint Analysis

Tabelle 12 Berücksichtigte gesundheitliche Auswirkungen, Bickel und Schmid 2002 (UNITE)

Category	Measure given	Impacts
Stress related health effects	RR	Hypertension and ischaemic heart disease
Psychosocial effects	AR	Annoyance
Sleep disturbance	AR	Awakenings and subjective sleep quality
RR = relative risk; AR = absolute risk		

Daraus werden für acht unterschiedliche gesundheitliche Schädigungen die zu erwartenden Häufigkeiten des Auftretens pro 1000 Einwohner berechnet (s. Tabelle 13).

Tabelle 13 Häufigkeiten der gesundheitlichen Beeinträchtigungen, Bickel und Schmid 2002 (UNITE)

Endpoint	Expectancy value ^{a)} (per 1000 adults exposed)
Myocard infarction (MI), fatal, Years of life lost (YOLL)	0.084 $L_{DEN} - 5.25$
Myocard infarction (non-fatal), days in hospital	0.504 $L_{DEN} - 31.5$
Myocard infarction (non-fatal), days absent from work	8.960 $L_{DEN} - 56$
Myocard infarction, expected cases of morbidity	0.028 $L_{DEN} - 1.75$
Angina pectoris, days in hospital	0.168 $L_{DEN} - 10.5$
Angina pectoris, days absent from work	0.684 $L_{DEN} - 42.75$
Angina pectoris, expected no. of morbidity days	0.240 $L_{DEN} - 15$
Hypertension, days in hospital	0.063 $L_{DEN} - 4.5$
Sleep disturbance, road traffic	0.62 ($L_{Aeq,23-07h} - 43.2$) ^{b)}
Sleep disturbance, rail traffic	0.32 ($L_{Aeq,23-07h} - 40.0$) ^{c)}
^{a)} Threshold is 70 dB(A) L_{DEN} except for ^{b)} 43.2 dB(A) and ^{c)} 40 dB(A); Other assumptions: MI, 7 years of life lost per fatal heart attack in average; base risk of MI: 0.005; survival probability of MI: 0.7; MI, morbidity: 18 days in hospital per MI, 32 days absent from work; Angina pectoris, base risk: 0.0015; days in hosp.: 14 / severe episode; 20 days of morbidity per episode; $L_{Aeq,23-07h}$ as assessed outside at the most exposed façade.	

Die mit den Krankheiten verbundenen Kosten werden direkt ermittelt, die Kosten, die durch die Belästigungsreaktionen bedingt sind, werden über Mietpreisreduktionen (hedonic pricing) erfasst. Dabei wird ein Wert von 16 € pro dB für den mit dem Lärm einhergehenden Diskomfort angesetzt (gründend auf einem NSDI von 0,9 % und einer Nettomiete von 1791 € pro Person und Jahr). Die nachfolgende Tabelle 14 gibt eine Übersicht über die verwendeten Kostenansätze.

Tabelle 14 Kostensätze, Bickel und Schmid 2002 (UNITE)

Monetary values (factor costs, rounded) for impacts due to noise in Germany (€₁₉₉₈)

Impact	
Myocardial infarction (fatal, 7 YOLL)	
Total per case	564 000
Myocardial infarction (non-fatal, 8 days in hospital, 24 days at home)	
Medical costs	4 700
Absentee costs	3 500
WTP	16 300
Total per case	24 500
Angina pectoris (severe, non-fatal, 5 days in hospital, 15 days at home)	
Medical costs	2 900
Absentee costs	2 200
WTP	10 200
Total per case	15 300
Hypertension (hospital treatment, 6 days in hospital, 12 days at home)	
Medical costs	1 800
Absentee costs	2 000
WTP	600
Total per case	4 400
Medical costs due to sleep disturbance (per year)	210
WTP (per year)	425
WTP for avoiding amenity losses (€/dB/person/year)	16
<i>Source: Own calculations based on Metroeconomica (2001); country-specific valuation based on Nellthorp et al. (2001), WTP for avoiding amenity losses see text</i>	

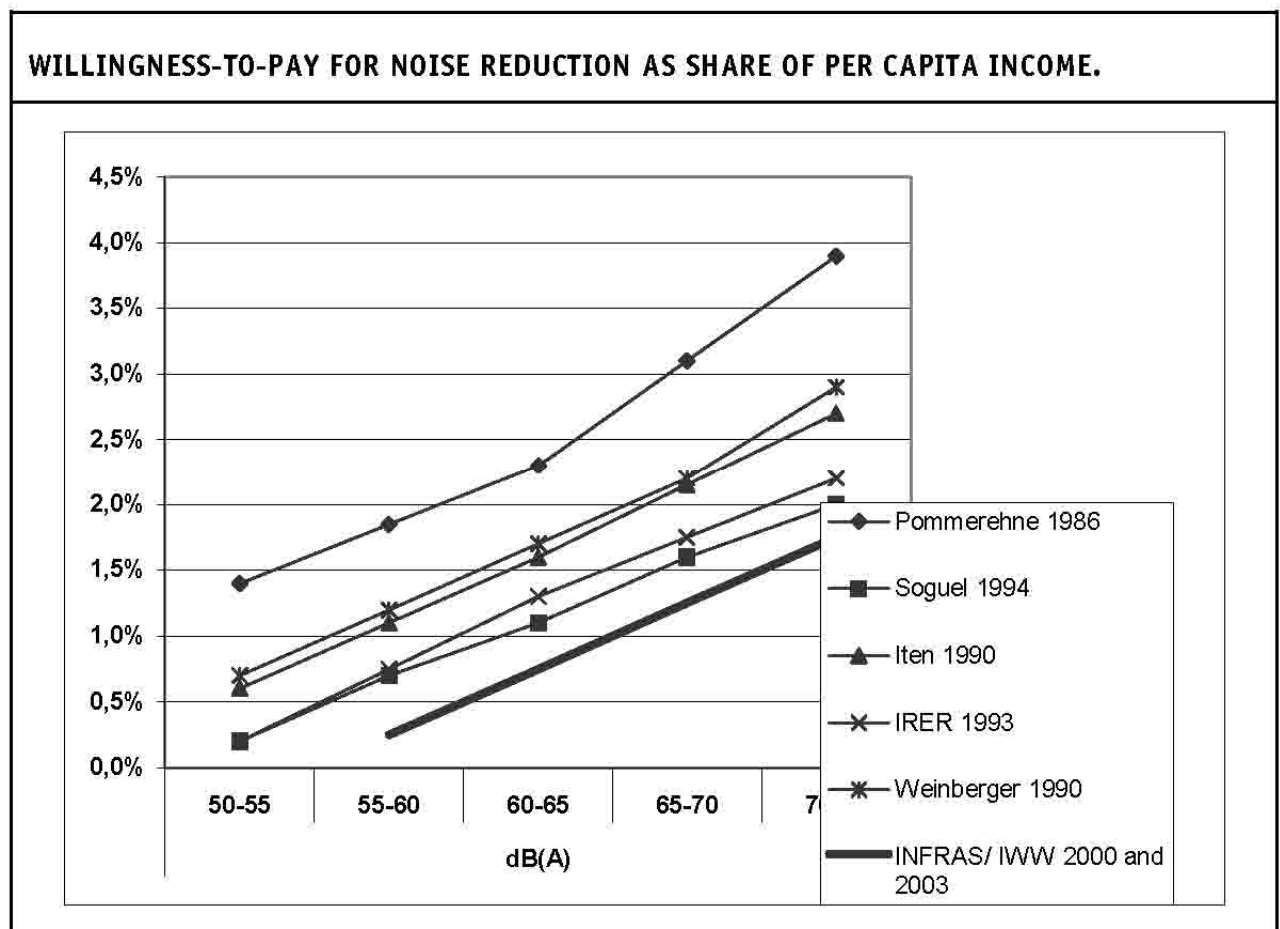
Im Rahmen der Bestimmung der externen Kosten des Transports für Deutschland wird von **INFRAS / IWW 2004**¹²⁷ ein linearer Ansatz zur Ermittlung der WTP zur Lärmreduktion in Abhängigkeit vom Pegel (NL, noise level, NL > 55 dB(A)) angegeben:

$$WTP = 21,23 \cdot NL - 1168$$

Gleichung 44

Dieser Zusammenhang ist aus Studien abgeleitet, wobei die Zahlungsbereitschaft an die landesspezifische Zahlungsbereitschaft angepasst wurde. Im Vergleich zu anderen Studien ist die WTP deutlich geringer (vgl. Abbildung 92); es wird auch angegeben, dass bspw. im Rahmen des Bundesverkehrswegeplans der auf Weinberger zurückgehende Ansatz von $WTP = 25 \cdot NL - 125$ verwendet wird.

Abbildung 92 WTP, Straße, INFRAS / IWW 2004



Unter Berücksichtigung eines Schienenbonus von 5 dB wird der Ansatz gemäß Gleichung 44 auch auf Schienenverkehrslärm übertragbar.

Die gesundheitlichen Auswirkungen des (Straßen-) Verkehrslärms werden durch ein erhöhtes Risiko für Myokardinfarkte von 20 % bei Pegeln im Bereich von 65-70 dB(A) und von 30 % bei Pegeln zwischen 70 und 80 dB(A) angenommen. Die daraus resultierenden Kosten betragen für jede über 65 dB(A) exponierte Person 130 € (medizinische Kosten pro Jahr).

Auch in **INFRAS 2007**¹¹⁸ werden diese Werte, inflationsbereinigt, beibehalten (vgl. für eine Zusammenfassung die Tabelle 15).

Tabelle 15 Studien zur Erhöhung des Herzinfarkttrisikos, INFRAS 2005

Studie	Gebiet	65 - 70 dB(A)	70 - 75 dB(A)	75 - 80 dB(A)
Babisch et al 1993	Caerphilly, Speedwell	20%	-	-
Babisch et al. 1994	Berlin	-	20 %	70 %
In dieser Studie verwendete Werte		20 %	30 %	30 %

Zurückgreifend auf INFRAS / IWW 2004 werden folgende inflationsbereinigten Zahlungsbereitschaften, nach Verkehrsarten getrennt, verwendet (vgl. die Tabelle 16).

Tabelle 16 Zahlungsbereitschaften, INFRAS 2005

dB(A)	Jahr	55 - 60	60 - 65	65 - 70	70 - 75	>75
Strasse, Luftfahrt	2005	55.7	167.0	278.3	389.6	500.9
Schienenverkehr	2005	0.0	55.7	167.0	278.3	389.6

Tabelle 41 Zahlungsbereitschaft (in € pro betroffene Person und Jahr) für die Reduktion der Lärmbelästigung unter einen Zielpegel von 55 dB(A). Quelle: Fraunhofer-ISI auf der Basis von INFRAS/IWW (2004)

In der Dissertation von **Schmid 2005**¹²¹ (und im ExterneE-Projekt) werden gesundheitliche Beeinträchtigungen durch Verkehrslärm monetarisiert. Dazu werden aus den relativen Risiken für Myokardinfarkt, Angina pectoris und Bluthochdruck Expositions-Wirkungsbeziehungen aufgestellt. Diese können mittels eines Ansatzes, der Ressourcenkosten für die medizinische Versorgung, Opportunitätskosten und Zahlungsbereitschaften für den individuellen Nutzenverlust berücksichtigt, monetarisiert werden (nach Hunt 2001¹²⁸, UNITE-Projekt, s. Tabelle 14).

Tabelle 17 Monetäre Werte für Gesundheitseffekte, Schmid 2005

Endpunkt	Wert	€ ₂₀₀₀
Herzinfarkt (MI), tödlich, 7 Jahre Lebenszeitverlust	96.500	€ pro verlorenes Lebensjahr
Herzinfarkt (nicht tödlich), Krankenhauskosten	680	€ pro Krankenhaustag
Herzinfarkt (nicht tödlich), Arbeitsausfall	100	€ pro Krankentag
Herzinfarkt, Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung der Krankheit	14.360	€ pro Fall
Angina pectoris, Krankenhauskosten	680	€ pro Krankenhaustag
Angina pectoris, Arbeitsausfall	100	€ pro Krankentag
Angina pectoris, Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung der Krankheit	230	€ pro Tag
Bluthochdruck, Krankenhauskosten	350	€ pro Tag

Im Rahmen des **ExterneE-Projekts 2005**¹²² werden auf der Grundlage vorhandener Studien Angaben zu Zahlungsbereitschaften gemacht. Für Straßenverkehrslärm werden Werte des NSDI zwischen 0,08 und 2,22 % (nach Bateman et al. 2000), sowie mit einer Studie in Paris ermittelte

0,20-0,33 % angegeben. Der „mittlere“ Wert sollte etwas unter dem arithmetischen Mittelwert von ~0,55 % liegen. Aus SP-Studien wird eine Zahlungsbereitschaft von 1-27 € pro Haushalt und Jahr abgeleitet⁵². Für Fluglärm liegt nach Bateman der NSDI zwischen 0,29 und 2,3 %.

Im Rahmen des HEATCO-Projekts führten **Navrud et al. 2006**¹²⁹ in sechs europäischen Ländern (Deutschland, Norwegen, Spanien, Ungarn, Schweden und Großbritannien) CV-Befragungen zur Erhebung der WTP für Lärmreduktion für Straßen- und Schienenverkehrslärm sowie für Fluglärm (nur in Ungarn) durch. Insgesamt wurden etwa 5.500 Personen⁵³ befragt. Die jährliche Zahlungsbereitschaft (über einen Zeitraum von 5 Jahren) für die vollständige Beseitigung des Lärms wurde für die 5 Belästigungskategorien „not annoyed“, „slightly annoyed“, „moderately annoyed“, „very annoyed“ und „extremely annoyed“ erhoben. Die WTP für Straßen- und Schienenverkehr unterscheiden sich deutlich (höhere WTP zur Reduktion von Straßenverkehrslärm); sie sind in den nachfolgenden Tabellen 18 und 19 zusammengestellt.

Tabelle 18 Zahlungsbereitschaften HEATCO, Straße, Navrud et al.2006

Table 1.1. Mean WTP per person per year to eliminate road noise annoyance at each noise annoyance level, and separate for urban and rural locations; pooled/averaged over all six countries.

Annoyance level	Mean WTP per person per year (PPP-converted 2005-euro)
Not annoyed	8.12
Slightly annoyed	37.08
Moderately annoyed	84.93
Very annoyed	84.30
Extremely annoyed	80.51
Urban-Rural	
Urban – all annoyance levels	48.21
Rural – all annoyance levels	48.80
Total number of observations (excluding protest zero responses)	2709

⁵² Dabei werden Studien vor 1995 nicht berücksichtigt.

⁵³ Die Zahl von Personen, die eine positive WTP (> 0) angab, ist allerdings erheblich geringer.

Tabelle 19 Zahlungsbereitschaften HEATCO, Schiene, Navrud et al.2006

Table 1.2. Mean WTP per person per year to eliminate rail noise annoyance at each noise annoyance level, and separate for urban and rural areas; pooled/averaged over five countries

Annoyance level	Mean WTP per person per year (PPP-converted 2005-euro)
Not annoyed	15.08
Slightly annoyed	38.20
Moderately annoyed	59.17
Very annoyed	49.58
Extremely annoyed	68.28
Urban-Rural	
Urban – all annoyance levels	46.35
Rural – all annoyance levels	32.01
Total number of observations (excluding protest zero reponses)	1519

Da sich die Zahlungsbereitschaften in den 3 oberen Belästigungskategorien nicht wesentlich unterscheiden, wird empfohlen, diese zusammenzufassen (s. Tabellen 20 und 21), das führt zu gleichen Werten für die Belästigungskategorien „annoyed“ und „highly annoyed“ und wird zum einen mit der geringen Datenanzahl in diesen Belästigungsbereichen begründet, zum anderen ist davon auszugehen, dass vor allem Menschen mit geringem Einkommen - und damit auch geringen Zahlungsbereitschaften - in stark verlärmten Gegenden wohnen.

Tabelle 20 Empfohlene Zahlungsbereitschaften HEATCO, Straße, Navrud et al.2006

Table 1.5. Recommended values for annoyance categories for road (2005-€ pr. annoyed person pr. year)

Annoyance category	European values (2005-€ pr. annoyed person pr. year)
Highly annoyed	85 €
Annoyed	85 €
Little annoyed	37 €
Not annoyed	0 €

Tabelle 21 Empfohlene Zahlungsbereitschaften HEATCO, Schiene, Navrud et al.2006

Table 1.6. Recommended values for annoyance categories for rail (2005-€ pr. annoyed person pr. year)

Annoyance category	European values (2005-€ pr. annoyed person pr. year)
Highly annoyed	59 €
Annoyed	59 €
Little annoyed	38 €
Not annoyed	0 €

Die Ergebnisse dieser Studie sind mit jenen von Navrud 2002 angegebenen aufgrund der unterschiedlichen Befragungstechniken und Ziele (WTP pro Jahr vs. WTP pro dB pro Haushalt und Jahr) nicht direkt vergleichbar. Die hier erhaltenen Werte für Straßenverkehrslärm liegen im Bereich der von Lambert et al. 2001¹³⁰ erhobenen WTP; sie sind in Ländern mit hohen Einkommen (Schweden, Norwegen) höher als in Ländern mit geringeren Einkommen.

In einer Studie zur Anwendung der Methodenkonvention des Umweltbundesamtes werden durch **Maibach et al. 2007a**¹³¹ Lärmkosten pro belasteten Bürger für Straßenverkehrs-, Schienenverkehrs- und Fluglärm angegeben (vgl. Tabelle 22) und den in anderen Studien und Regelwerken aufgeführten Werten gegenübergestellt (vgl. Tabelle 23).

Tabelle 22 Lärmkosten pro Belasteten, Maibach et al. 2007a

Lärm	€ je exponierter Person ³² und Jahr		
L _{eq} [dB(A)]	Straße	Schiene	Flugverkehr
> 45	30	0	30
> 50	90	30	90
> 55	140	90	140
> 60	200	140	200
> 65	260	200	260
> 70	370	260	370
> 75	460	370	460
Quelle: IER (siehe Anhang)			

Tabelle 4 Lärmkosten durch Verkehr in Deutschland. Die Qualität kann als mittel bezeichnet werden.

Tabelle 23 Vergleich von Lärmkosten pro Belasteten, Straße, Maibach et al. 2007a

€/expo- nierte Person	Deutschland EWS 1997		Deutschland Standardisierte Bewertung 2001		Österreich RVS 2.22 2003		Deutsch- land BVWP 2003	INFRAS/ IWW 2000	IER 2006
dB(A)	Tag	Nacht	Tag	Nacht	Tag	Nacht	T+N	T+N	T+N
> 40		51		63		52	64		
> 45		72		89		74	91		30
> 50	51	102	63	126	52	105	128		90
> 55	72	145	89	178	74	148	182	47	140
> 60	102	205	126	252	105	209	257	142	200
> 65	145	289	178	357	148	296	363	236	260
> 70	205	409	252	504	209	419	514	331	370
> 75	289	579	357	713	296	592	727	425	460

Tabelle 12 Kosten je betroffenem Einwohner für Straßen- und Luftverkehr.

Die Ansätze differieren z.T. erheblich, sowohl in der Höhe der Werte, der Wahl der Schwellenwerte als auch in der Berücksichtigung der Lärmbelastung tags und nachts. So liefert die standardisierte

Bewertung für > 70 dB(A) (tags) mit 504 € einen etwa um den Faktor 1,5 höheren Wert als INFRAS / IWW.

In **Maibach et al. 2007b**¹³² wird eine WTP von 0,09-0,11 % des Einkommens angeführt (nach Aussage von Maibach et al. in Übereinstimmung mit Navrud 2002). Der Wert eines verlorenen Lebensjahres (VOLYL) wird mit 50.000-75.000 € angegeben. Dies korrespondiert mit dem Wert eines menschlichen Lebens (VOL) von 1.000.000 €. Zurückgreifend auf UNITE (fußend auf ExternE) werden die in der nachfolgenden Tabelle 24 dargestellten medizinischen Kosten aufgeführt, die Behandlungs- und Vermeidungskosten berücksichtigen.

Tabelle 24 Monetäre Werte für Gesundheitseffekte, Maibach et al. 2007b

Monetary values for impacts due to noise (€₂₀₀₀)

Myocardial infarction (non-fatal, 8 days in hospital, 24 days at home)	
Medical costs	4,700
Absentee costs	2,800
WTP	15,000
Total per case	22,500
Angina Pectoris (severe, non-fatal, 5 days in hospital, 15 days at home)	
Medical costs	2,950
Absentee costs	1,750
WTP	9,400
Total per case	14,100
Hypertension (hospital treatment, 6 days in hospital, 12 days at home)	
Medical costs	1,800
Absentee costs	1,575
WTP	550
Total per case	3,925
Medical costs due to sleep disturbances (per year)	200

Note: Corrected for GDP per capita development by CE Delft (GDP per capita in PPP consumer price index from <http://epp.eurostat.ec.europa.eu>).

Schließlich werden auch hier Lärmkosten, mit einer Auflösung von 1 dB, pro belasteten Bürger für Straßenverkehrs-, Schienenverkehrs- und Fluglärm angegeben (vgl. Tabelle 25). Obwohl die Studien vom selben Erstautor und aus dem gleichen Jahr stammen, differieren die Werte erheblich.

Tabelle 25 Lärmkosten pro Belasteten, Maibach et al. 2007b

Noise costs for Germany per person exposed per year (in €2002)

Lden (dB(A))	Road	Rail	Aviation
≥ 51	9	0	14
≥ 52	18	0	27
≥ 53	26	0	41
≥ 54	35	0	54
≥ 55	44	0	68
≥ 56	53	9	82
≥ 57	61	18	95
≥ 58	70	26	109
≥ 59	79	35	122
≥ 60	88	44	136
≥ 61	96	53	149
≥ 62	105	61	163
≥ 63	114	70	177
≥ 64	123	79	190
≥ 65	132	88	204
≥ 66	140	96	217
≥ 67	149	105	231
≥ 68	158	114	245
≥ 69	167	123	258
≥ 70	175	132	272
≥ 71	233	189	334
≥ 72	247	204	354
≥ 73	262	218	373
≥ 74	277	233	393
≥ 75	291	248	412
≥ 76	306	262	432
≥ 77	321	277	451
≥ 78	335	292	471
≥ 79	350	306	490
≥ 80	365	321	509
≥ 81	379	336	529

Source: HEATCO (2006a)

Weiterhin werden auch marginale Kosten für verschiedene Verkehrsträgertypen (€ ct pro Fahrzeug-km) angegeben. Auf das damit verbundene Konzept (marginale Kosten, bottom-up-approach) wird unten näher eingegangen.

7.3 Weinberger

In einem Bericht für das Umweltbundesamt geben **Weinberger et al. 1991**¹³³ die Kosten des Lärms für die Bundesrepublik an. Hierbei werden neben Straßenverkehrs-, Schienenverkehrs- und Fluglärm auch Gewerbelärm und Lärm am Arbeitsplatz berücksichtigt.

Für Straßenverkehrs- sowie Fluglärm wurden Angaben zu den Kosten durch lärmbedingte Herz-Kreislaufkrankungen gemacht. Dazu wurde zunächst ein Mengengerüst in Form einer Schadensfunktion aufgestellt, die dann mittels geeigneter Bewertungsverfahren monetarisiert wurde. Eingang gefunden haben dabei die Behandlungskosten (ambulant, stationär, Arzneimittel) sowie die Ressourcenausfallkosten (Mortalität und vorübergehende oder dauerhafte Morbidität).

Mit Hilfe von Zahlungsbereitschaftsanalysen wurde der lärmbedingte Wertverlust von Immobilien ermittelt, um damit auch immaterielle Schäden, wie die Belästigungs- und Störfunktion des Lärms zu erfassen. Dabei werden für Straßenverkehrslärm die Werte von zwei europäischen Studien für den prozentualen Rückgang der Immobilienpreise pro dB⁵⁴ von 0,5 % (Borjans 1983) sowie 1,26 % (Pommerehne 1986) und für Fluglärm von 0,3 % und 1,2 % (nichteuropäische Studien) zugrunde gelegt.

Durch eine eigene Befragung wurde die monetäre Wertschätzung für Ruhe erhoben werden. Es wurde ein linearer Zusammenhang zwischen Zahlungsbereitschaft (in DM) und Tagesmittelungspegel L für Straßenverkehrslärm angegeben:

$$ZB(L) = 1,97 \cdot L - 82,56$$

Gleichung 45

Die marginale Zahlungsbereitschaft pro Monat für die Verbesserung der Lärmsituation um 1 dB betrug damit 1,97 DM⁵⁵.

Es werden auch Kostensätze für Herz-Kreislauferkrankungen angegeben. Auf deren Wiedergabe sei hier verzichtet, da die Daten keine Aktualität mehr haben (1987) und unten nochmals auf das Verfahren von Weinberger zurückgegriffen wird, wobei aktuelle Daten zugrunde gelegt werden.

7.4 Kosten des Lärm entsprechend Bundesverkehrswegeplan, EWS-97 und LfU

Für Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen bei Maßnahmen im Rahmen des Bundesverkehrswegeplans (BVWP) werden die **EWS-97**¹³⁴ herangezogen. (Das Verfahren geht auf die RASW-86¹³⁵ zurück und orientiert sich mit dem exponentiellen Ansatz an dem logarithmischen Lärmempfinden. Ein exponentieller Zusammenhang zwischen Belästigung A und Pegel L_{Aeq} zurückgehend auf einen NASA-Bericht von Powell 1979¹³⁶, findet sich auch bei Miedema 1985¹³⁷ $A \sim 2^{0,1 \cdot L_{Aeq}}$.) Die Kostensätze zur Bewertung der Lärmbelastung werden getrennt nach Tag und Nacht ermittelt und beziehen sich auf die betroffenen Einwohnerzahl und sog. Lautheitsgewichte. Diese werden zu Lärmeinwohnergleichwerten ($LEG_{N/T}$) zusammengefasst, mit den folgendermaßen definierten Lautheitsgewichten g:

$$g(L_{Str(N/T)}) = \begin{cases} 2^{0,1 \cdot (L_{Str(N/T)} - ZP_{N/T})} & L_{Str(N/T)} \geq ZP_{N/T} \\ 0 & L_{Str(N/T)} < ZP_{N/T} \end{cases}$$

Gleichung 46

Dabei werden nur Überschreitungen des Zielpiegel (ZP) berücksichtigt; dieser beträgt nachts 40 dB(A) und tags 50 dB(A).

⁵⁴ Schwellenwert 45 dB(A)

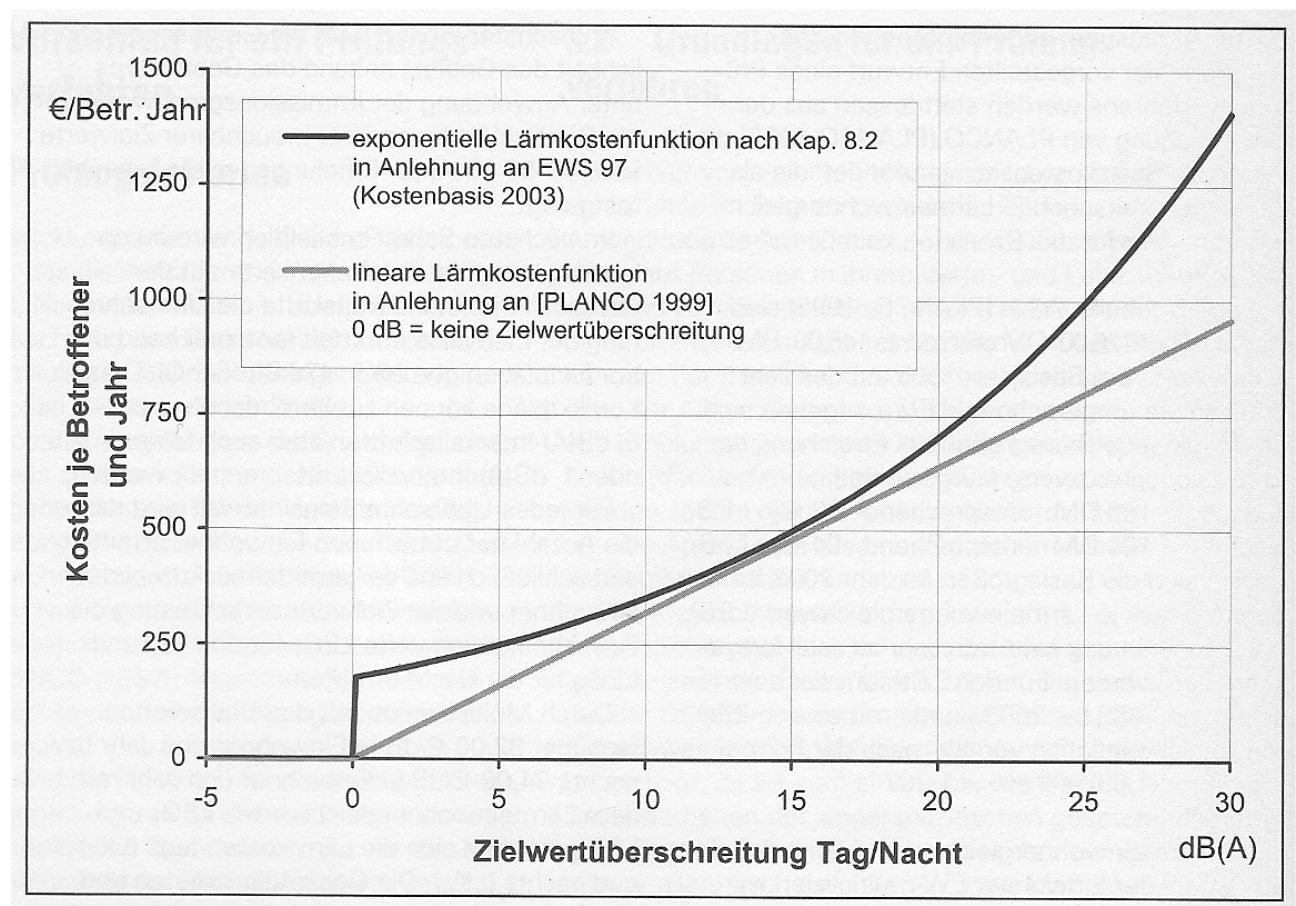
⁵⁵ Schwellenwert 42 dB(A)

Zielpegelüberschreitungen nachts werden durch einen Vermeidungskostenansatz (Kosten für Schallschutzfenster), tags durch einen Zahlungsbereitschaftsansatz erfasst. Es wird dabei ein Kostensatz von ~85 DM pro LEG und Jahr zugrunde gelegt (tags und nachts).

Das Bewertungsverfahren BVWP 2003¹³⁸ aktualisiert den zugrundeliegenden Kostensatz auf der Basis der Zahlungsbereitschaft auf 54,71 € pro LEG und Jahr. Der Zielpegel nachts wird für Innerortsstraßen auf 37 dB(A) festgesetzt.

Die Studie zur Kostenverhältnismäßigkeit von Schallschutzmaßnahmen des **LfU 2005**¹³⁹ verwendet ebenfalls Lärmeinwohnergleichwerte und orientiert sich damit an den EWS-97; nur die mit der zunehmenden Lärmbelastung steigende, erfragte Zahlungsbereitschaft ist aus PLANCO 1999¹⁴⁰ abgeleitet. Die Kostensätze sind für Tag und Nacht unterschiedlich und betragen pro Jahr 82 € je LEG tags und 94 € je LEG nachts; als Zielpegel wird 40 dB(A) nachts bzw. 50 dB(A) tags herangezogen. In der Abbildung 91 ist diese exponentielle Kostenfunktion dargestellt.

Abbildung 93 Kostenfunktion, LfU 2005



7.5 Schweiz (ARE)

Die externen Lärmkosten durch Straßen- und Schienenverkehrslärm in der Schweiz werden in einer Studie des **Bundesamts für Raumentwicklung (ARE) 2004**¹¹⁹ untersucht⁵⁶. Für die Bestimmung lärmbedingter Mietzinsausfälle wird der Hedonic-Pricing-Ansatz herangezogen. Dabei wird ein Schwellenwert von 55 dB(A) tags angenommen⁵⁷. Die angenommene Mietpreisreduktion beträgt 0,8 %.

An gesundheitlichen Auswirkungen werden lärminduzierte Ischämische Herzkrankheiten (IHK) und Bluthochdruckerkrankungen (BHK) berücksichtigt. Dabei wird bei den IHK von einem Schwellenwert von 65 dB(A) tags und einer linearen Zunahme (Inkrement) des Odds Ratio (OR) von 0,066 pro 5 dB-Pegelerhöhung und für BHK von einem Schwellenwert von 50 dB(A) nachts sowie einer linearen Zunahme von 0,415 pro 5 dB ausgegangen⁵⁸. Die monetäre Bewertung der Gesundheitsschäden erfolgt mit einem WTP-Ansatz auf der Basis des VLYL-Konzept (Value of Life Year Lost). Da diese VLYL in der Literatur nicht direkt angegeben sind, werden sie über die VOSL (Value Of Statistical Life) zu 85.000 CHF (Stand 2000) berechnet. Die nachfolgende Tabelle gibt eine Zusammenstellung der in der Literatur aufgeführten und verwendeten VOSL-Werte.

Tabelle 26 VOSL-Werte, ARE 2004

	Studienergebnis				Umrechnung in Mio. CHF 2000 ¹		
	VOSL	Einheit	von	bis	VOSL	von	bis
WTP-Studien							
Carthy et al. 1999	1.42	Mio. € 1996	0.7	2.3	2.79	1.37	4.52
Chanel et al. 2003b	0.8	Mio. € 2000			2.59 ²		
In Studien verwendeter VOSL							
Sommer et al. 1999	0.9	Mio. € 1996		1.4	2.97 ²		4.62 ²
DG Environment 2000	1.0	Mio. € 2000	0.65	2.5	3.21 ²	2.09 ²	8.03 ²
ExternE 2000	3.36	Mio. € 2000			6.42		
UNITE 2001	1.5	Mio. € 1998	0.75	2.5	2.91	1.46	4.85
Ecoplan 2002: Unfälle	2.87	Mio. CHF 1998			2.91		
Chanel et al. 2003a	1.4	Mio. € 1998			2.72		
Festlegung für diese Studie für einen Todesfall durch Unfall					2.91	1.46	5.83³
Todesfall durch ischämische Herzkrankheit					1.72⁴	0.86⁴	3.44⁴
Todesfall durch Bluthochdruck bedingte Krankheit					1.42⁴	0.71⁴	2.84⁴

Weitere Kosten (Produktionsausfälle, Behandlungskosten) wurden ebenso berücksichtigt; die Tabelle 27 stellt diese zusammen.

⁵⁶ Hauptauftragnehmer: Ecoplan

⁵⁷ Eine Senkung des Wertes auf 50 dB kann zu erheblich höheren Lärmkosten führen (ca. Faktor 3).

⁵⁸ Für Straßenverkehrslärm

Tabelle 27 Kostenansätze, ARE 2004

WTP-Ansatz	WTP	BHK	NPA	Total
verlorene Lebensjahre ³	85'473	-	-	85'473
verlorene Anzahl Erwerbsjahre ³	-	-	35'434	35'434
Ischämische Herzkrankheiten				
Todesfälle ³	1'719'301	-	-	1'719'301
Todesfälle bei den Erwerbstätigen ³	-	-	330'097	330'097
Hospitalisationen (stationär)	14'191	-	-	14'191
Hospitalisationen (teilstationär)	1'546	902	74 ^{1,2}	2'522
Anzahl Spaltage (stationär)	-	902	-	902
Anzahl verlorene Erwerbstage (nur stationäre Spaltage)	-	-	291 ²	291
Ambulante Behandlungen (nur Herzinfarkt)	-	-	12 ^{1,2}	12
Durch Bluthochdruck bedingte Krankheiten				
Todesfälle ³	1'419'243	-	-	1'419'243
Todesfälle bei den Erwerbstätigen ³	-	-	277'008	277'008
Hospitalisationen (stationär)	1'309	-	-	1'309
Hospitalisationen (teilstationär)	1'309	731	41 ^{1,2}	2'081
Anzahl Spaltage (stationär)	-	731	-	731
Anzahl verlorene Erwerbstage (nur stationäre Spaltage)	-	-	291 ²	291
Ambulante Behandlungen	1'309	-	7 ^{1,2}	1'316
Tagesdosen BH-Medikamente	-	2	-	2

WTP = willingness to pay, BHK = Behandlungskosten, NPA = Nettoproduktionsausfall.

Hauptanteil an den Kosten haben die Mietzinsausfälle.

Eine Weiterführung dieser Ansätze erfolgt durch **Ecoplan 2007**¹⁴¹: Es wird für Ischämische Herzkrankheiten ein Kostensatz von 16,87 CHF bei einer Lärmbelastung von mehr als 65 dB(A) tags und für Bluthochdruck bedingte Krankheiten ein Satz von 14,65 CHF bei einer Lärmbelastung von mehr als 50 dB(A) nachts pro Person und Jahr pro dB angegeben. Um eine einfachere Handhabung zu gewährleisten, wird dieser Wert auf einen Tagesschwellenwert von 57 dB(A) bezogen.

Die Mietzinsausfälle werden mit 106,25 CHF pro Wohnung und dB ab einem Tagespegel von 55 dB(A) beziffert.

Die mit diesen Kostensätzen berechneten Gesamtlärmkosten liegen deutlich über denen bspw. des HEATCO-Projekts.

7.6 Gesundheitsschädigungen

Der Ansatz zur Berücksichtigung der durch den Straßenverkehrslärm bedingten Gesundheitsschäden von **Müller-Wenk 2002**¹⁴² unterscheidet sich deutlich von den oben dargestellten Herangehensweisen. Der lärmbedingte Schaden an der menschlichen Gesundheit wird nicht monetarisiert, sondern durch die Anzahl der Fälle hervorgerufener wesentlicher Gesundheitsstörungen beschrieben. Dieses wird zum einen damit begründet, sich nicht dem allgemeinen Trend, den Wert aller Dinge in Geld ausdrücken zu wollen, zu unterwerfen, des weiteren mit der nicht ausreichenden Aussagekraft und Vergleichbarkeit der Studien zur Monetarisierung sowie mit dem Nachteil dieser Bewertungsverfahren, erst langfristig zutage tretende Schädigungen systematisch unterzugewichten.

Das Verfahren der Ökobilanzierung beruht auf einer „marginalen Schadensbetrachtung“: Es wird die Erhöhung der Exposition als Folge einer zusätzlichen Transportaktivität betrachtet (vgl. bottom-up-approach bei Externe und UNITE) und daraus die Zunahme der Zahl der Menschen pro Bereich des Schalldruckpegels ermittelt. Die Höhe der Exposition wird mit den Häufigkeiten verschiedener gesundheitlicher Beeinträchtigungen verknüpft und diese werden durch das Konzept der „Disability Weights“ bezüglich ihrer relativen Schwere gewichtet. Es ist damit ein Ursache-Wirkungsketten orientiertes Verfahren, „das unter Berücksichtigung der vorliegenden Lärm-Vorbelastung die Folgen von zusätzlichen Verkehrsaktivitäten auf den Gesundheitszustand der Bevölkerung quantitativ darstellt.“

Zunächst werden die Auswirkungen auf die Exposition infolge der zusätzlichen Transportleistung (zusätzlich gefahrene 1000 km pro Fahrzeugkategorie) im Gesamtstraßennetz untersucht (Schalldruckpegelerhöhung angegeben in µdB). Dazu wären alle Straßenabschnitte (nicht nur solche, die eine bestimmte Mindestverkehrsmenge aufweisen) zu berücksichtigen. Da der dazu erforderliche detaillierte Datenbestand auch in der Schweiz nicht vorliegt, setzt Müller-Wenk durchschnittliche Fahrzeugaufkommen für einzelne Straßentypen an (was lokal sicher zu erheblichen Abweichungen von der tatsächlichen Situation führt). Mit Kenntnis des Ist-Zustandes der Lärmbelastung (betroffene Menschen) lässt sich dann die Veränderung dieser durch die zusätzliche Transportleistung ermitteln.

Als Lärmwirkungen werden Schlafstörungen (hervorgerufen durch die Lärmbelastung nachts, Pegel > 46 dB(A)) und Kommunikationsstörungen (hervorgerufen durch die Lärmbelastung tags, Pegel > 55 dB(A)) betrachtet; für diese werden aus der Lärmstudie 90¹⁴³ als linear betrachtete Dosis-Wirkungsbeziehungen abgeleitet, aus denen die Zunahme der Fälle (pro Jahr) bei Pegelerhöhung berechnet werden kann. Diese sind allerdings, für sich betrachtet, sehr klein: „Dies entspricht 2,5 zusätzlichen Fällen von Kommunikationsstörungen pro 100 Mio. betroffene Personen bei einer Pegelerhöhung um 1 Micro-Dezibel TAGS.“ Für die lärmbedingte Zunahme der Herzinfarkterkrankungen wird ein linearer Zusammenhang zwischen Risiko und Pegel mit einem Schwellenwert von 65 dB(A) tags bzw. 55 dB(A) nachts angenommen, dabei ist Ausgangspunkt die Aussage von Ising¹⁴⁴, dass oberhalb dieser Schwellenwerte eine Zunahme des Herzinfarkttrisikos um ca. 20 % zu verzeichnen ist.

Für die Bewertung der Schäden am Gut „menschliche Gesundheit“ wird das von der WHO entwickelte Konzept der „Disability Weights“ herangezogen. Da für Schlaf- und

Kommunikationsstörungen diese Angaben noch nicht vorlagen, wurden sie im Rahmen der Studie erhoben. Es wurden Werte von $DW_{\text{Schlaf}} = 0,055$ und $DW_{\text{Komm}} = 0,033$ erhalten ($DW = 0$ entspricht voller Gesundheit). Durch Multiplikation dieser DW-Werte mit den durch die zusätzliche Transportleistung erhaltenen zusätzlichen Fällen für Schlaf- bzw. Kommunikationsstörungen und Herzinfarkte erhält Müller-Wenk DALY-Werte, getrennt nach Fahrzeugtypen pro 1000 km Fahrleistung (Disability Adjusted Live-Years, bspw. beträgt $DALY_{\text{Komm,Pkw}} = 0,00013$)⁵⁹. Die Gesundheitsschäden in Form von Herzinfarkten sind dabei erheblich kleiner als jene durch Schlaf- bzw. Kommunikationsstörungen.

Das Verfahren von Müller-Wenk⁶⁰ soll hier nicht berücksichtigt werden, da im Rahmen der EU-weiten Lärmkartierung bereits ein großer Datenbestand bezüglich der Lärmexposition der Bevölkerung vorhanden ist, detaillierte Daten über die Verkehre und deren Zusammensetzung auf allen Straßen aber nicht vorliegen dürften. Da das Konzept von Veränderungen der Fahrleistung ausgeht, ist es für die Untersuchung der Wirkungen von Lärmminderungsmaßnahmen (wie bspw. Lärmschutzwänden, lärmarmen Asphalten) ungeeignet. Auch können die gesundheitlichen Auswirkungen anderer Lärmquellen nicht berücksichtigt werden (eine Übertragung des Konzepts auf den Schienenverkehrslärm erscheint ggf. möglich).

⁵⁹ WHO-Konzept

⁶⁰ Aus diesem Grund wird auch nicht das Verfahren der marginalen Lärmkosten (ExternE, UNITE) angewendet.

8 Zusammenfassung

Lärm als ein erhebliches Umweltproblem im europäischen Maßstab wurde erstmals 1996 im Grünbuch der Europäischen Kommission über die künftige Lärmschutzpolitik der Europäischen Union thematisiert. Mit der Richtlinie 2002/49/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 25. Juni 2002 über die Bewertung und Bekämpfung von Umgebungslärm („Umgebungslärm-Richtlinie“) wird im europäischen Rahmen ein gemeinsames Konzept festgeschrieben, um schädliche Auswirkungen durch Umgebungslärm zu verhindern, ihnen vorzubeugen oder sie zu mindern. Nach einer Ermittlung der Belastung anhand von Lärmkarten und Betroffenheiten sowie einer Information der Öffentlichkeit sollen in Aktionsplänen auf lokaler Ebene Maßnahmen zur Verringerung der Lärmbelastung eingeleitet werden.

Zur Bewertung der Auswirkungen von Lärm auf die Bevölkerung sollen dabei Dosis-Wirkungs-Relationen verwendet werden, die einen Zusammenhang zwischen der Belästigung und dem Lärmindikator L_{den} sowie zwischen Schlafstörungen und dem Lärmindikator L_{Night} aufzeigen. Die Europäische Kommission veröffentlichte im Jahre 2002 ein „Position paper on dose response relationships between transportation noise and annoyance“ zur Ermittlung der Lärmbelästigung und 2004 ein „Position paper on dose-effect relations for night time noise“, das Dosis-Wirkungskurven für den Zusammenhang zwischen Lärmbelastung und nächtlicher Schlafstörung empfiehlt.

Die wirtschaftliche Bewertung der Lärminderungsmaßnahmen in den Aktionsplänen soll u.a. durch Kosten-Nutzen-Analysen erfolgen. Auch dazu wurden durch die Europäische Kommission 2002 mit „The State of the Art on Economic Valuation of Noise“ Empfehlungen gegeben.

Die 2002 angegebenen Dosis-Wirkungsbeziehungen gehen wesentlich auf Arbeiten von Miedema, Vos und Oudshoorn zwischen 1998 und 2001 zurück. Hier greifen die Autoren in Metaanalysen auf Studien zurück, die zwischen 1965 und 1993, ein Großteil davon vor 1990, erschienen sind. Neben dem durch Schultz 1978 eingeführten und gut begründeten Konzept der „highly annoyed“ Personen wird auch der Begriff „annoyed“ eingeführt. Aus dem Datenmaterial werden für Straßen-, Schienen- und Fluglärm unterschiedliche Dosis-Wirkungsbeziehungen abgeleitet.

Die 2004 angegebenen Dosis-Wirkungszusammenhänge für Schlafstörungen orientieren sich wesentlich an den Arbeiten von Miedema, Vos und Passchier-Vermeer, die, nicht öffentlich zugänglich, als TNO-Berichte erschienen sind.

Ausgehend von einer kritischen Auseinandersetzung mit diesen Arbeiten werden im vorliegenden Bericht seit 2000 erschienene Studien zu Belästigungswirkungen und Schlafstörungen aufgeführt und analysiert. Dabei werden sowohl Feldstudien- als auch Laborstudien ausgewertet. Es wird hierbei kein Wert auf eine vollständige Erfassung der Literatur gelegt, im Wesentlichen wurden Artikel aus dem europäischen Raum berücksichtigt. Wichtige Graphiken und Tabellen wurden direkt aus den Arbeiten in diesen Bericht übernommen.

Weiterhin werden Studien betrachtet, die die gesundheitlichen Auswirkungen des Verkehrslärms aufzeigen. Hier sind besonders die Zunahme des Risikos für Myokardinfarkt sowie für die Ausbildung einer Bluthochdruckerkrankung gut abgesichert.

Die in den untersuchten Studien angegebenen Dosis-Wirkungszusammenhänge unterscheiden sich teilweise erheblich von denen der position papers. In vielen Studien scheinen sich lineare Dosis-Wirkungsbeziehungen sowohl für die Belästigung, die Schlafstörung als auch gesundheitliche Auswirkungen zu zeigen. Große Unterschiede werden allerdings im Anstieg dieser Funktionen als auch in der Existenz oder Nichtexistenz von Schwellenwerten deutlich. Innerhalb der einzelnen Studien werden oft hochsignifikante Ergebnisse erhalten; die aber im Vergleich mit anderen Studien nicht konsistent sind. Dieses ist möglicherweise auf ein nichteinheitliches Studiendesign, die Berücksichtigung (bzw. Nichtberücksichtigung) moderierender Parameter, die einen erheblichen Einfluss insbesondere auf das Belästigungsurteil haben, zurückzuführen. Nur ca. 15-30 % des Belästigungsurteils ist akustischen Parametern zuzurechnen. Die Rolle von Moderatoren ist entscheidend und mit den bisherigen Ansätzen der Lärmwirkungsforschung noch nicht vollständig verstanden. Wesentliche Bedeutung kommen dabei der Lärmempfindlichkeit und dem Zugang zu einer ruhigen Fassade zu. Ferner sind die Verfahren zur Ermittlung der Exposition in den Studien nicht einheitlich.

Für die durch die Europäische Kommission vorgeschlagenen Dosis-Wirkungsbeziehungen zu Belästigung und Schlafstörungen kann aus der hier vorgelegten Analyse nicht geschlussfolgert werden, dass diese durch Studien wirklich abgesichert sind. Es erscheint auch zweifelhaft, ob die Etablierung europaweit einheitlicher Dosis-Wirkungsbeziehungen sinnvoll ist, da kulturelle, regionale, saisonale, klimatische, bauliche Unterschiede darin nicht widerspiegelt würden.

Auch bei der Betrachtung zu den gesundheitlichen Auswirkungen der Lärmbelastung ist festzustellen, dass insbesondere bei Pegeln im moderaten Bereich (keine extremen Lärmbelastungen) die gesundheitlichen Auswirkungen des Lärms nicht ausreichend nur durch eine Berücksichtigung der Exposition erfasst werden; sondern durch moderierende Effekte beeinflusst werden.

Es scheint aber Hinweise zu geben, dass ab ca. 45 - 50 dB(A) nachts und 55 - 60 dB(A) tags die gesundheitlichen Risiken für Bluthochdruck und ab ca. 60 – 65 dB(A) für Ischämische Herzkrankheiten ansteigen (linear, Schwellenwerte).

Weiterhin wurden für die monetäre Bewertung der Lärmauswirkungen nach 2000 erschienene Studien und Berichte ausgewertet. Die monetären Schäden des Lärms spiegeln sich zum einen in Immobilienwertverlusten und zum anderen in den mit den gesundheitlichen Schädigungen einhergehenden Behandlungskosten und Verlusten an Arbeits- und Lebenszeit wider.

Man geht davon aus, dass der Wertverlust von Immobilien bzw. Mietmindereinnahmen infolge der Verlärmung dadurch bedingt sind, dass dem Eigentümer (Käufer) bzw. Mieter die durch den Lärm verursachten Störungen und Belästigungen bewusst sind. Dieses ist für die gesundheitlichen Auswirkungen i.a. nicht der Fall.

Zur Abschätzung der monetären Auswirkungen des Lärms auf Immobilienwerte werden, da es für den Lärm keine Marktpreise gibt, im Wesentlichen zwei Methoden, die auf Präferenzenermittlung beruhen, verwendet.

Bei der direkten Methode wird die Wertschätzung für bestimmte Güter bzw. Umwelt-niveaus durch Befragung ermittelt. Bei der indirekten Methode werden die Präferenzen für Umweltgüter aus dem beobachteten Verhalten der Individuen auf tatsächlich existierenden Märkten und daraus abgeleiteten Wertschätzungen ermittelt.

Auch bei der Analyse der auf diesem Gebiet erschienenen Studien zeigte sich eine große Bandbreite der eruierten Immobilienwertverluste und Gesundheitskosten.

Mit dieser Arbeit wird deutlich, dass sowohl auf dem Gebiet der Dosis-Wirkungszusammenhänge als auch bei der monetären Bewertung der Lärmauswirkungen noch ein erheblicher Forschungsbedarf besteht. Bei Studien, die dazu weitere Antworten liefern könnten, sollte es sich um breit angelegte Feldstudien mit gleichen Kriterien zur Erfassung von Exposition, Belästigung, gesundheitlichen Wirkungen und moderierenden Parametern sowie lokalen Miet- und Immobilienpreisen handeln.

Literaturverzeichnis

- ¹ Porter, N.D., Berry, B.F., Flindell, I.H.: Health Effect Based Noise Assessment Methods: A Review and Feasibility Study, Department for Environment, Food & Rural Affairs, (DEFRA), UK, 1998
- ² Griefahn, B.: Noise-induced extra aural effects, Journal of the Acoustical Society Japan (E)21(2000)307-317
- ³ Stansfeld, S.A., Haines, M.M., Bur, M. Berry, B., Lercher, P.: A Review of environmental noise and mental health, Noise & Health 2(2000)1-8
- ⁴ Lee, C.S.Y., Fleming, G.G.: General Health Effects of Transportation Noise, U.S. Department of Transportation, RR-297/R2059, 2002
- ⁵ Quantifying burden of disease from environmental noise: Second technical meeting report, Bern 15.-16.12.2005, WHO 2007
- ⁶ Brink, M., Wirth, K., Rometsch, R., Schierz, Ch.: Lärmstudie 2000 Zusammenfassung. ETH Zürich, Zentrum für Organisations- und Arbeitswissenschaften 2005
- ⁷ Guski, R.: Status, Tendenzen und Desiderate der Lärmwirkungsforschung zu Beginn des 21. Jahrhunderts, Zeitschrift für Lärmbekämpfung 49(2002)211-232
- ⁸ Finegold, L.S., Finegold, M.S.: Development of Exposure-Response Relationships between Transportation Noise and Community Annoyance, Japan Net-Symposium on "Annoyance, Stress and Health Effects of Environmental Noise" 2002
- ⁹ Schultz T.J.: Synthesis of Social Surveys on noise annoyance, Journal of the Acoustical Society of America 64(1978) 377-405
- ¹⁰ Schultz, T.J.: Erratum to: Synthesis of social surveys on noise annoyance, Journal of the Acoustical Society of America 65(1979)849
- ¹¹ Kryter, K.D.: Community annoyance from aircraft and ground vehicle noise, Journal of the Acoustical Society of America 72(1982)1222-1242
- ¹² Job, R.S.F.: Community response to noise: A review of factors influencing the relationship between noise exposure and reaction, Journal of the Acoustical Society of America 83(1988)991-1000
- ¹³ Schomer, P.: A White Paper: Assessment of Noise Annoyance, Schomer and Associates, 2001
- ¹⁴ Fidell, S.: The Schultz curve 25 years later: A research perspective, Journal of the Acoustical Society of America 114(2003)3008-3015
- ¹⁵ Fidell S., Barber, D.S., Schultz, T.J.: Updating a dosage-effect relationship for the prevalence of annoyance due to general transportation noise. Journal of the Acoustical Society of America 89(1991)221-233

- ¹⁶ Finegold, L.S., Harris, S., von Gierke, H.: Community annoyance and sleep disturbance: Updated criteria for assessing the impacts of general transportation noise on people, *Noise control Engineering Journal* 42(1994)25-30
- ¹⁷ Miedema, H.M.E., Vos, H.: Exposure-response relationships for transportation noise, *Journal of the Acoustical Society of America* 104(1998)3432–3445
- ¹⁸ Miedema, H.M.E., Oudshoorn, C.G.M.: Annoyance from Transportation Noise: Relationships with Exposure Metrics DNL and DENL and Their Confidence Intervals, *Environmental Health Perspectives*, 109(2001)409–416.
- ¹⁹ Miedema, H.M.E., Vos, H., de Jong, R.G.: Community reaction to aircraft noise: Time-of-day penalty and tradeoff between levels of overflights, *Journal of the Acoustical Society of America* 107(2000)3245-3253
- ²⁰ De Jong, R.G., Miedema, H.M.E.: Is freight noise more annoying than passenger traffic noise, *Journal of Sound and Vibration* 193(1996)35-38
- ²¹ Miedema, H.M.E.: Response functions for environmental noise in residential areas, Nederlands Instituut voor Praeventieve Gezondheidszorg TNO Leiden (NL), NIPG-Publikationsnummer 92.021, 1992
- ²² European Commission: Position paper on dose response relationships between transportation noise and annoyance, Luxembourg 2002
- ²³ Richtlinie 2002/49/EG Des Europäischen Parlaments und des Rates vom 25. Juni 2002 über die Bewertung und Bekämpfung von Umgebungslärm
- ²⁴ European Commission: Position paper on dose-effect relationships for night time noise, 2004
- ²⁵ Miedema, H.M.E., Passchier-Vermeer, W., Vos, H.: Elements for a position paper on night-time transportation noise and sleep disturbance, TNO-Inro, Delft 2002
- ²⁶ Miedema, H.M.E., Vos, H.: Self-reported sleep disturbance caused by aircraft noise, TNO-Inro, Delft 2004
- ²⁷ Passchier-Vermeer, W.: Night-time noise events and awakening, TNO-Inro, Delft 2003
- ²⁸ Passchier-Vermeer et. al.: Sleep disturbance and aircraft noise exposure, TNO-PG, Leiden 2002
- ²⁹ Babisch, W.: Road traffic noise and cardiovascular risk, *Noise & Health*, 38(2008)27–33.
- ³⁰ De Kluizenaar, Y., Gansevoort, R.T., Miedema, H.M.E.; de Jong, P.E.: Hypertension and Road Traffic Noise Exposure, *Occupational and Environmental Medicine* 49(2007)484–492.
- ³¹ Schuemer, R., Schreckenber, D., Felscher-Suhr, U. (Hrsg.): Wirkungen von Schienen- und Straßenverkehrslärm, ZEUS GmbH 2003
- ³² Ising, H., Kruppa, B.: Health Effects caused by Noise: Evidence in the Literature from the Past 25 Years, *Noise & Health* 22(2004)5-13
- ³³ Morihara, T., Sato, T., Yano, T.: Comparison of dose–response relationships between railway and road traffic noises: the moderating effect of distance, *Journal of Sound and Vibration* 277(2004)559-565
- ³⁴ Bangjun, Z., Lili, S., Guoqing, D.: The influence of the visibility of the source on the subjective annoyance due to its noise, *Applied Acoustics* 64(2003)1205-1215
- ³⁵ Ortscheid, J., Wende, H.: Fluglärmwirkungen, Umweltbundesamt, Berlin, 2000
- ³⁶ Hoeger, R., Schreckenber, D., Felscher-Suhr, U., Griefahn, B.: Night-time Noise Annoyance: State of the Art, *Noise & Health* 4(2002)19-25
- ³⁷ Griefahn, B., Möhler, U., Schuemer, R. (Hrsg.): Vergleichende Untersuchung über die Lärmwirkung bei Straßen- und Schienenverkehr, Abschlussbericht, München SGS 1999
- ³⁸ Sato, T., Yano, T., Björkman, M., Rylander, R.: Comparison of Community response to Road Traffic Noise in Japan and Schweden – Part I: Outline of Surveys and Dose-Response-relationships, *Journal of Sound and Vibration* 250(2002)161-167
- ³⁹ Miedema, H.M.E., Vos, H.: Relationship between exposure to multiple noise sources and noise annoyance, *Journal of the Acoustical Society of America* 116(2004)949-957
- ⁴⁰ Miedema, H.M.E., Vos, H.: Noise annoyance from stationary sources: Relationships with exposure metric day-evening-night level (DENL) and their confidence intervals, *Journal of the Acoustical Society of America* 116(2004)334–343
- ⁴¹ Bluhm, G., Nordling, E., Berglind, N.: Road Traffic Annoyance – An increasing Environmental Health problem, *Noise & Health* 6(2004)43-49
- ⁴² Klæboe, R., Amundsen, A.H., Fyhri, A., Solberg, S.: Road traffic noise – the relationship between noise exposure and noise annoyance in Norway, *Applied Acoustics* 65(2004)893–912
- ⁴³ Wirth, K.: Lärmstudie 2000. Die Belästigungssituation im Umfeld des Flughafens Zürich, Shaker Verlag Aachen 2004

- ⁴⁴ Forschungsverbund "Leiser Verkehr" Bereich 2000 „Lärmwirkungen“ Einzelvorhaben 2131: Lärmbelästigung durch Straßen- und Schienenverkehr in Abhängigkeit von der Tageszeit, Abschlussbericht 2005
- ⁴⁵ Öhrström, E., Skanberg, A., Svensson, H., Gidlöf-Gunnarsson, A.: Effects of road traffic noise and the benefit of access to quietness, *Journal of Sound and Vibration*, 295(2006)40–59
- ⁴⁶ Martin, M.A., Tarrero, A., Gonzalez, J., Machimbarrena, M.: Exposure-effect relationships between road traffic noise annoyance and noise cost valuations in Valladolid, Spain, *Applied Acoustics* 67(2006)945–958
- ⁴⁷ Gjestland, T.: The socio-economic impact of noise: A method for assessing noise annoyance, *Noise & Health* 9(2007)42–44
- ⁴⁸ Kryter, K.D.: Acoustical, sensory and psychological research data and procedures for their use in predicting effects of environmental noises, *Journal of the Acoustical Society of America* 122(2007)2601–2614
- ⁴⁹ Lim, C., Kim, J., Hong, J., Lee, S., Lee, S.: The relationship between civil aircraft noise and community annoyance in Korea, *Journal of Sound and Vibration* 299(2007) 75–586
- ⁵⁰ Jakovljevic, B., Paunovic, K., Belojevic, G.: Road-Traffic noise and factors influencing noise annoyance in an urban population, *Environment International* (2008), doi:10.1016/j.envint.2008.10.001
- ⁵¹ Scholz, A.B., Jebens, O.C.: Wirkungsbezogene Lärmuntersuchung des Stadtteil Stuttgart-Fasanenhof, *Lärmbekämpfung* 3(2008)114-120
- ⁵² Forschungsverbund "Leiser Verkehr" Bereich 2000 „Lärmwirkungen“ Einzelvorhaben 2121: Lästigkeit kombinierter Verkehrslärmquellen – laborexperimenteller Ringversuch, Abschlussbericht 2005
- ⁵³ De Coensel, B., Botteldooren, D., Berglund, B., Nilsson, M.E., de Muer, T., Lercher, P.: Experimental Investigation of Noise Annoyance Caused by High-speed Trains, *Acta Acustica united with Acustica* 93(2007)589–601
- ⁵⁴ Preis, A., Griefahn, B., Gjestland, T.: silence. Sub-project A "Annoyance" D 4, European Commission DG Research, 2007
- ⁵⁵ Kuhnt, S., Schürmann, C., Schütte, M., Wenning, E., Griefahn, B., Vormann, M., Hellbrück, J.: Modelling annoyance from combined traffic noise: An experimental study. *Acta Acustica united with Acustica*, 94(2008)393-400
- ⁵⁶ Schuemer, R.: Änderung der Lärmbelästigung bei maßnahme-bedingter, stufenweise veränderter Geräuschbelastung: Hinweise auf einige Befunde und Interpretationsansätze, *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 47(2000)134-143
- ⁵⁷ Ouis, D.: Annoyance from Road traffic Noise: A Review, *Journal of Environmental Psychology* 21 (2001)101-120
- ⁵⁸ Crocker, M.J. (Ed.): *Encyclopaedia of Acoustics*, John Wiley, New York 1997
- ⁵⁹ Ouis, D.: Annoyance Caused by Exposure to Road Traffic Noise: An Update, *Noise & Health* 4(2002)69-79
- ⁶⁰ Rylander, R., Björkman, M.: Road Traffic Noise Annoyance and Window Orientation in Dwellings, *Journal of Sound and Vibration* 249(2002)828-831
- ⁶¹ Miedema, H.M.E., Vos, H.: Noise sensitivity and reactions to noise and other environmental conditions, *Journal of the Acoustical Society of America* 113(2003)1492-1504
- ⁶² Huybregts, C.N.: Community Response to Changes in Railway Noise Exposure – a Review, The Eighth Western Pacific Acoustics Conference, Melbourne 2003
- ⁶³ Lärminderungsplanung Norderstedt, Informationen der Stadt Norderstedt zum Thema Lärminderungsplanung, Stadt Norderstedt 2004
- ⁶⁴ Bönninghausen, G., Popp, C.: Lärmkennziffer-Methode. Methode zu Beurteilung lärmbedingter Konfliktpotentiale in der städtebaulichen Planung, Baubehörde Hamburg, 1988
- ⁶⁵ Fluglärm 2004, Stellungnahme des Interdisziplinären Arbeitskreises für Lärmwirkungsfragen beim Umweltbundesamt, UBA; Berlin 2004
- ⁶⁶ Guski, R.: Neuer Fluglärm gleich alter Fluglärm? Kritische Anmerkungen zu einer Expertenmeinung und ein Vorschlag zur Prognose-Berechnung der erheblichen Belästigung bei wesentlich geänderter Fluglärm-Belastung, *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 50(2003)14-25
- ⁶⁷ Guski, R.: How to forecast community annoyance in planning noisy facilities?, *Noise & Health* 6(2004)59–64
- ⁶⁸ Michaud, D.S., Keith, S.E., McMurchy, D.: Noise Annoyance in Canada, *Noise & Health* 7(2005)39-47
- ⁶⁹ Probst, W.: Zur Bewertung von Umgebungslärm. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 53(2006)105-114
- ⁷⁰ Lam, K., Au, W.: Human Response to a Step Change in Noise Exposure Following the Opening of a New Railway Extension in Hong Kong, *Acta Acustica united with Acustica* 94 (2008)553–562
- ⁷¹ Brooker, P.: Do people react more strongly to aircraft noise today than in the past?, *Applied Acoustics* (2008), doi:10.1016/j.apacoust.2008.08.008

- ⁷² Stassen, K.R., Collier, P., Torfs, R.: Environmental burden of disease due to transportation noise in Flanders (Belgium), *Transportation Research Part D* 13(2008)355-358
- ⁷³ Fields, J.M. de Jong, R.G., Gjestland, T., Flindell, I.H., Job, R.F.S., Kurra, S., Lercher, P., Vallet, M., Yano, T., Guski, R., Felscher-Suhr, U., Schuemer, R.: Standardized General-Purpose Noise reaction Questions for Community Noise Surveys: Research and Recommendation, *Journal of Sound and Vibration*, 242(2001)641-679
- ⁷⁴ Spreng, M.: Lärmmedizinischen Gutachten C 8 zur Verlängerung der Start- und Landebahn des Flughafens Frankfurt-Hahn, Antrag auf Planfeststellung, 2003
- ⁷⁵ Gjestland, T., Ljasjo, K., Granoien, I., Fields J. M.: Response to noise around Oslo Airport Fornebu. ELAB-RUNIT Report No. STF40 A90189. Trondheim 1990
- ⁷⁶ Griefahn, B., Gjestland, T., Preis, A.: silence. Sub-project A "Annoyance" D 5, EUROPEAN COMMISSION DG RESEARCH, 2007
- ⁷⁷ Zimmer, K., Ghani, J., Ellermeier, W.: The role of task interference and exposure duration in judging noise annoyance, *Journal of Sound and Vibration* 311(2008)1039-1051
- ⁷⁸ Moehler, U., Lipert, M., Schuemer, R., Griefahn, B.: Differences between Railway and Road Traffic Noise, *Journal of Sound and Vibration* 231(2000)853-864
- ⁷⁹ Griefahn, B., Schuemer-Kohrs, A., Schuemer, R., Moehler, U., Mehnert, P.: Physiological, subjective and behavioural responses during sleep to noise from rail and road traffic, *Noise & Health* 3(2000)59-71
- ⁸⁰ Finegold, L.S., Bartholomew, E.: A Predictive Model of Noise Induced Awakenings from Transportation Noise Sources; *Noise Control Engineering Journal* 2001
- ⁸¹ De Kluizenaar, Y., Passchier-Vermeer, W., Miedema, H.M.E.: Adverse effects of noise exposure on health a state of the art summary, TNO report 2001.171, Leiden 2001
- ⁸² Basner, M., Buess, H., Luks, N., Maaß, H., Mawet, L., Müller, E.W., Muller, U., Piehler, C., Plath, G., Quehl, J., Rey, E., Samel, A., Schulze, M., Vejvoda, M., Wenzel J: Nachtfluglärmwirkungen - eine Teilauswertung von 64 Versuchspersonen in 832 Schlaflabornächten. Forschungsbericht 2001-26, Institut für Luft- und Raumfahrtmedizin, Köln 2001
- ⁸³ Griefahn, B.: Präventivmedizinische Vorschläge für den nächtlichen Schallschutz, *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 37(1990)7-14
- ⁸⁴ Maschke, C., Hecht, K., Wolff, U.: Nächtliches Erwachen durch Fluglärm, *Bundesgesundheitsblatt* 44(2001)1001-1010
- ⁸⁵ Öhrström, E.: Longitudinal surveys on effects of changes in road traffic noise: effects on sleep assessed by general questionnaires and 3-day sleep logs, *Journal of Sound and Vibration* 276(2004)713-727
- ⁸⁶ Miedema, H.M.E., Vos, H.: Associations Between Self-Reported Sleep Disturbance and Environmental Noise Based on Reanalyses of Pooled Data From 24 Studies, *Behavioral Sleep Medicine* 5(2007)1-20
- ⁸⁷ Night Noise Guidelines (NNGL) for Europe, Final implementation report, WHO 2007
- ⁸⁸ Aasvang, G. M., Moum, T.; Engdahl, B.: Self-reported sleep disturbances due to railway noise: Exposure-response relationship for nighttime equivalent and maximum noise levels, *Journal of the Acoustical Society of America* 124(2008)257-268
- ⁸⁹ Öhrström, E., Skånberg, A.: Sleep disturbances from road traffic and ventilation noise-laboratory and field experiments, *Journal of Sound and Vibration* 271(2004)279-296
- ⁹⁰ Kaku, J., Hiroe, M., Kuwano, S., Namba, S.: Sleep disturbance by traffic noise: an experimental study in subjects' own house using a portable CD player, *Journal of Sound and Vibration* 277(2004)459-464
- ⁹¹ Quehl, J.: Nachtfluglärm, Belästigung und Schlaferleben, *Somnologie* 9(2005)76-83
- ⁹² Skånberg, A., Öhrström, E.: Sleep disturbances from road traffic noise: A comparison between laboratory and field settings, *Journal of Sound and Vibration* 290(2006)3-16
- ⁹³ Griefahn, B., Marks, A., Robens, S.: Noise emitted from road, rail and air traffic and their effects on sleep, *Journal of Sound and Vibration* 295(2006)129-140
- ⁹⁴ VDI 3722 Blatt 2, Entwurf: Wirkung von Verkehrsgeräuschen – Kenngrößen beim Einwirken mehrerer Quellenarten, Verein Deutscher Ingenieure, 2002
- ⁹⁵ Basner, M., Glatz, C., Griefahn, B., Penzel, T., Samel, A.: Aircraft noise: Effects on macro- and microstructure of sleep, *Sleep Medicine* 9(2008)382-387
- ⁹⁶ Passchier-Vermeer, W., Passchier, W. F.: Noise Exposure and Public Health, *Environmental Health Perspectives* 1008 Suppl.1 (2000)123-131
- ⁹⁷ Maschke, C., Wolf, U., Leitmann, T.: Epidemiologische Untersuchungen zum Einfluss von Lärmstress auf das Immunsystem und die Entstehung von Arteriosklerose, *WaBoLu-Hefte* 01/03, UBA, Berlin 2003

- ⁹⁸ Babisch W.: Chronischer Lärm als Risikofaktor für den Myokardinfarkt. Ergebnisse der „NaRoMi“-Studie, S. I-1 bis I-59, WaBoLu-Hefte 02/04, UBA, Berlin 2004
- ⁹⁹ Babisch, W.: Transportation Noise and Cardiovascular Risk Review and Synthesis of Epidemiological Studies Dose-effect Curve and Risk Estimation WaBoLu-Hefte 01/06, UBA, Berlin 2006
- ¹⁰⁰ Selander, J., Nilsson, M. E., Bluhm, G., Rosenlund, M., Lindquist, M., Nise, G., Pershagen, G.: Long-Term Exposure to Road Traffic Noise and Myocardial Infarction, *Epidemiology* 20(2009)272-279
- ¹⁰¹ van Kempen, E. E. M. M., Kruize, H., Boshuizen, H. C., Ameling, C.B., Staatsen, B. A. M., de Hollander, A. E. M.: The Association between Noise Exposure and Blood Pressure and Ischemic Heart Disease: A Meta-analysis, *Environmental Health Perspectives* 110(2002)307-317
- ¹⁰² Niemann, H. Maschke, C., Hecht, K.: Belästigung und Erkrankungsrisiko – Ergebnisse des Pan Europäischen LARES-Survey zum Fluglärm, 2004
<http://www.tu-berlin.de/bzph/laerm-gesundheit/Veröffentlichungen.htm>
- ¹⁰³ Niemann, H. Maschke, C.: WHO LARES. Final report: Noise effects and morbidity, WHO 2004
- ¹⁰⁴ Rylander, R.: Physiological aspects of noise-induced stress and annoyance, *Journal of Sound and Vibration* 277(2004)471–478
- ¹⁰⁵ Rosenlund, M., Berglind, N., Pershagen, G., Jarup, L., Bluhm, G.: Increased prevalence of hypertension in a population exposed to aircraft noise, *Occupational and Environmental Medicine* 58(2001)769-773
- ¹⁰⁶ Aydin, Y., Kaltenbach, M.: Noise perception, heart rate and blood pressure in relation to aircraft noise in the vicinity of the Frankfurt airport, *Clinical Research in Cardiology* 96(2007)347-358)
- ¹⁰⁷ Eriksson, C., Rosenlund, M., Pershagen, G., Hilding, A., Östenson, C.G., Bluhm, G.: Aircraft Noise and Incidence of hypertension, *Epidemiology*(18)716-721
- ¹⁰⁸ Bluhm, G., Berglind, N., Nordling, E., Rosenlund, M.: Road traffic noise and hypertension, *Occupational Environmental Medicine* 2007(64)122-126
- ¹⁰⁹ Jarup, L., Babisch, W., Houthuijs, D., Pershagen, G., Katsouyanni, K., Cadum, E., Dudley, M.L., Savigny, P., Seiffert, I., Swart, W., Breugelmans, O., Bluhm, G., Selander, J., Haralabidis, A., Dimakopoulou, K., Sourtzi, P., Velonakis, M., Vigna-Taglianti, F.: Hypertension and Exposure to Noise Near Airports: the HYENA Study, *Environmental Health Perspectives* 116(2008)329-333
- ¹¹⁰ Haralabidis, A.S., Dimakopoulou, K., Vigna-Taglianti, F., Giampaolo, M., Borgini, A., Dudley, M.L., Pershagen, G., Bluhm, G., Houthuijs, D., Babisch, W., Velonakis, M., Katsouyanni, K., Jarup, L.: Acute effects of night-time exposure on blood pressure in populations living near airports, *European Heart Journal Advance Access published February 12, 2008*, doi:10.1093/eurheartj/ehn013
- ¹¹¹ Fyhri, A., Klæboe, R. Road traffic noise, sensitivity, annoyance and self-reported health – A structural equation model exercise, *Environmental International* 35(2009)91-97
- ¹¹² Franssen, E.A.M., van Wiechen, C. M. A. G., Nagelkerke, N. J. D., Lebre, E.: Aircraft noise around a large international airport and its impact on general health and medication use, *Occupational Environmental Medicine* 61(2004)405-413
- ¹¹³ Bluhm, G., Eriksson, C., Hilding, A., Östenson, C.: Aircraft noise exposure and cardiovascular risk among men - First results from a study around Stockholm Arlanda airport, in: Czech Acoustical Society (Ed.): Proceedings of the 33rd International Congress and Exhibition on Noise Control Engineering. Prague, The Czech Acoustical Society. 31 (2004)
- ¹¹⁴ Lercher, P.: Environmental noise and health: an integrated research perspective, *Environmental International* 22(1996)117-128
- ¹¹⁵ Greiser, E., Janhsen, K., Greiser, C.: Beeinträchtigung durch Fluglärm: Arzneimittelverbrauch als Indikator für gesundheitliche Beeinträchtigung, UBA FuE-Vorhaben Förderkennzeichen 20551100, Umweltbundesamt 2006/2007
- ¹¹⁶ Löhr, D.: Die Plünderung der Erde. Anatomie einer Ökonomie der Ausbeutung. Ein Beitrag zur Ökologischen Ökonomie, Kiel 2008
- ¹¹⁷ Kant, I.: Grundlegung zur Metaphysik der Sitten, Stuttgart 1961
- ¹¹⁸ Schreyer, C., Maibach, M., Sutter, D., Doll, C., Bickel, P.: Externe Kosten des Verkehrs in Deutschland Aufdatierung 2005, INFRAS, Schlussbericht, Zürich 2007
- ¹¹⁹ Bundesamt für Raumentwicklung (ARE): Externe Lärmkosten des Strassen- und Schienenverkehrs der Schweiz, Aktualisierung für das Jahr 2000, Bern 2004
- ¹²⁰ Navrud, S.: The State of the Art on Economic Valuation of Noise, Final Report to European Commission DG Environment, 2002

- ¹²¹ Schmid, S. A.: Externe Kosten des Verkehrs: Grenz- und Gesamtkosten durch Luftschadstoffe und Lärm in Deutschland, Dissertation, Universität Stuttgart, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER) 2005
- ¹²² Bickel, P., Friedrich, R. (Eds.): ExternE. Externalities of Energy, Methodology 2005 Update, European Commission Directorate-General for Research, Sustainable Energy Systems, EUR 21951, 2005
- ¹²³ DETR 1999: Review of Studies On External Costs of Noise, Environment Protection Economics Division, DETR (jetzt DEFRA) 1999
- ¹²⁴ Bateman, I., Day, B., Lake, I., Lovett, A.: The Effect of Road Traffic on Residential Property Values: A Literature Review and Hedonic Pricing Study, Edinburgh 2000
- ¹²⁵ Working Group on Health and Socio-Economic Aspects: Valuation of Noise, Position Paper, 2003
- ¹²⁶ Bickel, P., Schmid, S.: UNITE, Marginal Costs Case Study 9D: Urban Road and Rail Case Studies Germany, DRAFT, Version 02, 2002
- ¹²⁷ Schreyer, C., Schneider, C., Maibach, M., Rothengatter, W., Doll, C., Schmedding, D.: External costs of transport, Update Study, Final Report, INFRAS / IWW, Zürich / Karlsruhe 2004
- ¹²⁸ Hunt, A.: Monetary valuation of noise effects. Prepared for the EC UNITE Project (subcontracted to IER-University of Stuttgart). Metroeconomica Ltd., Draft final report, 2001
- ¹²⁹ Navrud, S., Trædal, Y., Hunt, A., Longo, A., Greßmann, A., Leon, C., Espino, R., Markovits-Somogyi, R., Meszaros, F.: Developing Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment (HEATCO), Deliverable four, Economic values for key impacts valued in the Stated Preference surveys, 2006
- ¹³⁰ Lambert, J., Poisson, F., Champlovier, P.: Valuing benefits of a road traffic noise abatement programme: a contingent valuation study. INRETS-LTE, Bron, France, Paper vorgestellt auf dem 17th International Congress on Acoustics, Rom, September 2001
- ¹³¹ Maibach, M., Sieber, N., Bertenrath, R., Ewringmann, D., Koch, L., Thöne, M., Bickel, P.: Praktische Anwendung der Methodenkonvention – Möglichkeiten der Berücksichtigung externer Umweltkosten bei Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen von öffentlichen Investitionen, Endbericht zum UFOPLAN-Vorhaben 203 14 127, Zürich / Köln 2007
- ¹³² Maibach, M., Schreyer, C., Sutter, D. van Essen, H.P., Boon, B.H., Smokers, R., Schroten, A., Doll, C., Pawlowska, B., Bak, M.: Handbook on estimation of external cost in the transport sector, Produced within the study Internalisation Measures and Policies for All external Cost of Transport (IMPACT), Delft 2007
- ¹³³ Weinberger, M., Thomassen, H.G., Willeke, R.: Kosten des Lärms in der Bundesrepublik Deutschland, Berichte 9/91, Umweltbundesamt, Berlin 1991
- ¹³⁴ Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (FGSV): Empfehlungen für Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen an Straßen (EWS-97), Köln 1997
- ¹³⁵ Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (FGSV): Richtlinie für die Anlage von Straßen, Teil: Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen (RAS-W), Köln 1986
- ¹³⁶ Powell, C. A.: A summation and inhibition model of annoyance response to multiple community noise sources, NASA Technical Paper 1479, 1999
- ¹³⁷ Miedema, H.M.E.: Annoyance caused by two Noise Sources Journal of Sound and Vibration 98(1985)592-595
- ¹³⁸ Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen (Hrsg.): Die gesamtwirtschaftliche Bewertungsmethodik, Bundesverkehrswegeplan 2003
- ¹³⁹ Bayrisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.): Studie zur Kostenverhältnismäßigkeit von Schallschutzmaßnahmen – Grundsätze für die Prüfung nach § 41 Abs. 2 BImSchG, Augsburg 2005
- ¹⁴⁰ PLANCO Consulting GmbH: Modernisierung der Verfahren zur Schätzung der volkswirtschaftlichen Rentabilität von Projekten der Bundesverkehrswegeplanung – FE-Vorhaben im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, Schlussbericht, 1999
- ¹⁴¹ Ecoplan: Externe Kosten im Straßenverkehr. Grundlagen für die Durchführung einer Kosten-Nutzen-Analyse, Schweizerischer Verband der Straßen- und Verkehrsfachleute, Bern 2007
- ¹⁴² Müller-Wenk, R.: Zurechnung von lärmbedingten Gesundheitsschäden auf den Straßenverkehr, Schriftenreihe Umwelt Nr. 339. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern 2002
- ¹⁴³ Oliva, C.: Belastungen der Bevölkerung durch Flug- und Straßenlärm, Berlin 1998
- ¹⁴⁴ Ising, H.: Das Herzinfarktrisiko aufgrund von Verkehrslärm im Vergleich zu Krankheitsrisiken durch Luftverschmutzung, Referattext, 9. Konferenz Verkehrslärm, 29.9.-1.10.2000, Dresden