

Aus dem Institut für Sozialmedizin, Epidemiologie und Gesundheitsökonomie
der Medizinischen Fakultät Charité – Universitätsmedizin Berlin

DISSERTATION

**Vergleich der subjektiven Umweltlärmexpositionserhebung mit
den Schallpegeln der Berliner Straßenlärmkarte im Rahmen der
epidemiologischen Lärmstudie Berlin**

zur Erlangung des akademischen Grades
Doctor medicinae (Dr. med.)

vorgelegt der Medizinischen Fakultät
Charité – Universitätsmedizin Berlin

von

Sabrina Stock

aus Friedrichshafen

Gutachter/in: 1. Priv.-Doz. Dr. med. T. Keil
 2. Prof. Dr. J. Müller-Nordhorn
 3. Prof. Dr. S. Schwarze

Datum der Promotion: 18.11.2011

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	5
1.1	Definition von Lärm	5
1.2	Umweltlärm	5
1.3	Lärmwirkungen.....	7
1.3.1	Arterielle Hypertonie und ischämische Herzerkrankungen.....	8
1.3.2	Stresshormone.....	9
1.3.3	Schlafstörungen	10
1.3.4	Belästigung	10
1.4	Lärmmessung.....	12
1.4.1	Subjektiv (Belästigung)	12
1.4.2	Objektiv (Lärmpegel)	12
1.5	Zusammenhang zwischen Belästigung und Lärmpegel.....	14
1.5.1	Einfluss durch soziodemographische Faktoren	15
1.6	Fragestellung.....	16
2	Methoden	17
2.1	Studiendesign und -population	17
2.2	Erfassung der subjektiven Angaben	18
2.3	Die Berliner Verkehrslärmkarte.....	19
2.3.1	Umfang der Lärmkarte.....	20
2.3.2	Schallpegelzuordnung zu den Probandenadressen	21
2.4	Statistische Auswertung.....	23
3	Ergebnisse.....	25
3.1	Soziodemographie	25
3.1.1	Altersverteilung der Studienpopulation	25
3.1.2	Erwerbstätigkeit	26
3.1.3	Schulabschluss	27
3.1.4	Haushalts-Nettoeinkommen.....	28
3.2	Lärmbelästigung	29
3.2.1	Belästigung durch Straßenlärm am Tag.....	29
3.2.2	Belästigung durch Straßenlärm in der Nacht	30
3.2.3	Vergleich Belästigung Tag und Nacht: Korrelationsanalyse.....	30
3.2.4	Lärmbelästigung und Geschlecht.....	31
3.2.5	Lärmbelästigung und Erwerbstätigkeit	32
3.2.6	Lärmbelästigung und Schulabschluss	33
3.2.7	Lärmbelästigung und andere Faktoren	34
3.3	Straßenlärmpegel	35
3.3.1	Straßenlärmpegel am Tag	35
3.3.2	Straßenlärmpegel in der Nacht	36
3.3.3	Vergleich Pegel Tag und Nacht: Korrelationsanalyse	36
3.4	Vergleich von subjektiver Belästigung und Lärmpegel	37

3.5	Ergebnisse der multivariablen Analyse.....	39
3.5.1	Einflussfaktoren auf die Lärmbelästigung am Tag	40
3.5.2	Einflussfaktoren auf die Lärmbelästigung in der Nacht.....	42
4	Diskussion	44
4.1	Lärmbelästigung.....	44
4.2	Straßenlärmpegel.....	49
4.3	Zusammenhang zwischen Lärmbelästigung und Lärmpegel	53
4.4	Multivariable Analyse	55
4.5	Limitationen	57
4.6	Schlussfolgerungen	61
5	Zusammenfassung.....	63
6	Literaturverzeichnis	66

1 Einleitung

1.1 Definition von Lärm

Lärm ist der Definition nach „unerwünschter, belästigender und gegebenenfalls schädigender Schall“ (Pschyrembel 1994).

Die Begriffe Geräusch und Lärm bedeuten vom physikalischen Standpunkt aus betrachtet das Gleiche. Ein Geräusch wird vom Menschen jedoch dann als Lärm bezeichnet, wenn er es negativ bewertet: „Der eigene Hund macht keinen Lärm- er bellt nur“ (Tucholsky 1930).

Den Umstand, dass Lärm negative Auswirkungen auf die Gesundheit haben kann, greift der englische Begriff „noise“ auf, der von dem lateinischen Wort „noxia“ abgeleitet ist, welches bekanntlich Verletzung oder Schaden meint (King, Davis 2003). In der Lärmwirkungsforschung hat sich aus dem Gesundheitsverständnis der Weltgesundheitsorganisation folgende Definition des Lärms durchgesetzt: „Als Lärm wird akustische Energie bezeichnet, die die Gesundheit des Menschen oder sein physisches, psychisches oder soziales Wohlbefinden beeinträchtigt oder beeinträchtigen kann“ (Klein 2001).

1.2 Umweltlärm

Der Begriff Umweltlärm umfasst Geräusche aus unterschiedlichsten Lärmquellen. Zu den sog. „öffentlichen“ Lärmquellen zählen zum Beispiel Autos, Flugzeuge, Schienenfahrzeuge, Industrie- oder Handwerksbetriebe sowie Baustellen und Sportanlagen. Ebenso können jedoch Geräusche aus „privaten“ Quellen wie der Nachbarschaftslärm von den Betroffenen als störend oder lästig bewertet werden. „Der Lärm aus den öffentlichen Lärmquellen steht jedoch vom Ausmaß der physischen Belastung und von der Menge der Betroffenen her im Vordergrund“ (Guski 1995).

Wie aus einer repräsentativen Befragung von 2000 Erwachsenen zur Lärmbelästigung in Deutschland durch das Umweltbundesamt hervorging, war die herausragende Lärmquelle in Wohngebieten der Straßenverkehr (Ortscheid, Wende 2002).

Ursächlich hierfür war unter anderem der in den letzten Jahren stetig zunehmende Kraftfahrzeugbestand. Im Jahr 2007 gab es in Deutschland ca. 46,5 Mio. PKW, das bedeutete eine Zunahme um 26,6% im Vergleich zu dem PKW Bestand im Jahr 1991. So wuchs der Motorisierungsgrad in Deutschland von 460 Personenkraftwagen je 1000 Einwohner im Jahr 1991 auf 566 Personenkraftwagen je 1000 Einwohner im Jahr 2007 und wies damit einen der höchsten Motorisierungsgrade in der Welt auf. Der LKW Bestand nahm im gleichen Zeitraum um 59% zu (Umweltbundesamt 2009).

Da dem Straßenverkehr folglich eine immense Bedeutung zukommt, wurden in der vorliegenden Arbeit nur Belästigungsurteile der Probanden in Bezug auf diese Art von Umweltlärm ausgewählt.

Nach dem Straßenverkehr ist der Nachbarschaftslärm als zweitwichtigste Belästigungsursache anzusehen: 40% der deutschen Bevölkerung nannten ihre Nachbarn als Ursache für Belästigungen, 6,5% der Deutschen fühlten sich durch ihre Nachbarn hochgradig belästigt. Als weitere Lärmquellen wurden Flug-, und Schienenverkehrs- sowie Industrie- und Gewerbelärm genannt (Ortscheid, Wende 2002). Ähnliche Ergebnisse wurden aus einer Übersicht von Stansfeld et al. in Großbritannien berichtet. Die Beschwerden über Nachbarschaftslärm, die an Behörden gerichtet wurden, verdreifachten sich dort in den Jahren 1986 bis 1996/97 (Stansfeld et al. 2000).

Eine Bevölkerungsbefragung zur Umweltbelästigung in China kam zu folgendem Schluss. Die Befragten wählten als verursachenden Faktor für Umweltbelästigung in Hongkong an erster Stelle die Luftverschmutzung, dann folgte die Sicherheit gefolgt von der Lärmbelästigung an dritter Stelle. Auch hier wurde der Straßenverkehrslärm als am meisten störend eingeschätzt gefolgt von Baulärm, Fluglärm, Nachbarschaftslärm und Industrielärm (Wong et al. 2002).

Babisch streicht die möglichen gesundheitlichen Auswirkungen durch Umweltlärm klar heraus: „obwohl Umweltlärmpegel sehr viel niedriger sind als im Arbeitslärmbereich, könnte der Verkehrslärm eine ätiologische Rolle spielen, weil er weit verbreitet ist und mit den rekreativen Aktivitäten des Individuums interferiert (Babisch et al. 1992).“

1.3 Lärmwirkungen

Hohe Schallpegel können bei direkter Wirkung zum Hörverlust führen. Die Auswirkung des Lärms auf das Ohrorgan wird mit dem Begriff aurale Lärmwirkung umschrieben. Jene Lärmwirkungen, die ihren Effekt außerhalb des Hörorgans haben, werden als extraaurale Lärmwirkungen bezeichnet.

Bei den gesundheitlichen Auswirkungen durch Lärm können physische Antworten wie Hörverlust, arterielle Hypertonie und ischämische Herzerkrankungen sowie psychosoziale Antworten wie Belästigung, Schlafstörung, Störung der täglichen Aktivitäten sowie der Leistung unterschieden werden.

Doch wie entsteht die gesundheitsschädigende Wirkung des Lärms? Chronisch starke Lärmbelästigung kann einen Circulus vitiosus auslösen: Die Belästigung führt über eine negativ emotionale Reaktion zu neuro-vegetativ-hormonellen Regulationsstörungen und diese wiederum verursachen am Ende die Krankheit. Mit der Krankheit ist jedoch häufig eine Erhöhung der Lärmbelästigung verbunden (Niemann et al. 2005).

Die nachfolgenden Ausführungen beziehen sich im Wesentlichen auf ein Wirkungsschema zum lärmbedingten Herz-Kreislauf-Risiko, das von Babisch entwickelt wurde (Babisch 2000b).

Die Schallexposition kann direkte oder indirekte Auswirkungen auf den menschlichen Organismus haben. Moderate Pegel stören in erster Linie Aktivitäten wie Kommunikation und Konzentration sowie die Schlafphase, wodurch kognitive und emotionale Reaktionen wie die Lärmbelästigung ausgelöst werden. Hieraus kann eine Erhöhung der Stresshormone Adrenalin, Noradrenalin und Cortisol im Blut resultieren. Die hohe Schallexposition kann neben dem Hörverlust ebenso erhöhte Stresshormone zur Folge haben. Diese beeinflussen ihrerseits verschiedene Stoffwechselforgänge und die Regelung lebenswichtiger Körperfunktionen wie Blutdruck, Herzfähigkeit, Fettstoffwechsel, Blutzuckerspiegel, Blutviskosität und Blutgerinnung. Diese Faktoren sind aus der medizinischen Forschung als Risikofaktoren für Herz-Kreislauferkrankungen bekannt (Elisaf 2001), was wiederum zu der Hypothese führte, dass chronische Lärmbelastung das Risiko für arterielle Hypertonie und ischämische Herzkrankheiten (Myokardinfarkt) erhöht.

1.3.1 Arterielle Hypertonie und ischämische Herzerkrankungen

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass der epidemiologische Nachweis für die Hypothese eines erhöhten Risikos für Bluthochdruck und Herz-Kreislaufkrankungen bei Personen mit chronisch starker Lärmbelastung durch Straßenverkehrslärm schwierig zu führen ist und sich daher von nur begrenzter Natur darstellt (Thompson 1992, Stansfeld et al. 2000, Babisch 2001a, Kempen van et al. 2002). Zum einen können methodische Probleme dafür verantwortlich gemacht werden, zum anderen standen bei den zu vergleichenden Studien unterschiedliche Aspekte im Mittelpunkt des Interesses.

Im Bereich des Arbeitslärms wurden gesundheitliche Auswirkungen häufiger untersucht als im Umweltlärmbereich. Bei den meisten Studien, die die Auswirkungen des Arbeitslärms auf das kardiovaskuläre System untersuchten, stand der arterielle Blutdruck im Vordergrund. Es besteht Grund zu der Annahme, dass chronische Arbeitslärmbelastung das Risiko für arterielle Hypertonie erhöht (Babisch 1998). In einer Meta-Analyse aus 43 epidemiologischen Studien, die das Verhältnis zwischen Lärmexposition (Umwelt- und Arbeitslärm) und Blutdruck und/oder ischämische Herzerkrankungen untersuchte, wurde ein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen Arbeitslärmbelastung und arterieller Hypertonie gefunden (Kempen van et al. 2002). Die Ergebnisse aus den Arbeitslärmstudien können jedoch nicht in den Umweltlärmbereich übertragen werden, weil jede Lärmquelle ihre spezifische Lärmwirkung auslöst und diese Wirkung weiterhin von den Aktivitäten des Individuums abhängt (Babisch 2000a).

Verglichen mit anderen Umweltthemen gibt es bisher nur wenige epidemiologische Studien, die die Auswirkungen von Verkehrslärm auf das kardiovaskuläre System untersuchten. Für den Zusammenhang zwischen Verkehrslärm und ischämischen Herzerkrankungen lässt sich in der Literatur ein erhöhtes Risiko für Personen, die in lauten Gegenden (Lärmpegel von mehr als 65-70 dB(A) außerhalb der Wohnung) leben, nachweisen. Bei Betrachtung des Zusammenhanges zwischen Verkehrslärm und arterieller Hypertonie gibt es in der Literatur nur wenige Nachweise eines erhöhten Risikos für arterielle Hypertonie bei chronischer Verkehrslärmbelastung mit hohen Lärmpegeln (Babisch 2000a). Die objektive Lärmbelastung (Lärmpegel) und die subjektive Belästigung waren beide mit einem erhöhten Risiko für ischämische Herzerkrankungen verbunden, wobei sich die Ergebnisse in Bezug auf die arterielle

Hypertonie weniger konsistent zeigten als für ischämische Herzerkrankungen (Babisch 2008).

In den von Kempen van et al. untersuchten Querschnittsstudien fand sich bei Verkehrslärmexposition ein erhöhtes Risiko für Myokardinfarkt und ischämische Herzerkrankungen. Obwohl die Autoren der Hypothese zustimmten, dass chronische Lärmbelastung zur Prävalenz der kardiovaskulären Erkrankungen beiträgt, hielten sie deren epidemiologischen Nachweis aufgrund von methodischen Schwierigkeiten immer noch nicht für überzeugend (Kempen van et al. 2002).

1.3.2 Stresshormone

Lärm wirkt als unspezifischer Stressfaktor und löst die Freisetzung verschiedener Stresshormone aus. Die meisten Nachweise für den Zusammenhang zwischen chronischer Lärmexposition und erhöhter Hormonsekretion wurden für die Stresshormone Adrenalin und Noradrenalin gefunden (Stansfeld et al. 2000).

In Anlehnung an das bisherige Verständnis des Stresserlebens entwickelte Ising ein Lärm-Stress-Modell, in dem er drei verschiedene Typen von Stressreaktionen bei starker Lärmbelastung wacher Personen beschrieb: Bei gewohnter Lärmbelastung (zum Beispiel Arbeitslärm) mit Pegeln über 90 dB (A) kommt es zur Freisetzung von Noradrenalin aus den Synapsen des sympathischen Nervensystems. Bei ungewohnter Lärmbelastung mit Pegeln über 90 dB (A) wird Adrenalin aus dem Nebennierenmark freigesetzt, während bei extremer Lärmbelastung mit Pegeln über 120 dB (A) die Freisetzung von Cortisol aus der Nebennierenrinde ausgelöst wird. Erwähnenswert ist auch die folgende Erkenntnis dieser Veröffentlichung: Die Stresshormonerhöhungen stehen in einem engeren Zusammenhang mit den subjektiv erhobenen Lärmstörungen als mit den objektiv erhobenen Schallpegeln der verschiedenen Umweltlärmtypen. In Bezug auf die Gewöhnung bzw. Anpassung ist anzumerken, dass chronische Lärmbelastung zu keiner vollständigen Gewöhnung, sondern in vielen Fällen zu einer chronischen Erhöhung verschiedener Stresshormone führt (Ising 2000). Die jetzige Studienlage zeigt, dass über Jahre bestehende chronische Lärmbelastung bei einem bestimmten Prozentsatz exponierter Personen zu einer dauerhaften Veränderung der Stresshormonregulation mit daraus resultierenden Gesundheitsschäden wie kardiovaskuläre Erkrankungen, Insulinresistenz und Stressulzera führen kann. Es gibt ausreichende Nachweise der biochemischen Lärmeffekte, so konnte in einer Übersicht

zum Zusammenhang zwischen Verkehrslärmpegeln und Stresshormonerhöhungen nur in zwei von zehn Studien keine Stresshormonerhöhung unter Verkehrslärmbedingungen gefunden werden (Ising et Kruppa 2004).

1.3.3 Schlafstörungen

Lärm kann den Schlaf stören. Dabei werden Schlafstörungen als „jede messbare oder subjektiv erfahrene Unterbrechung des gewohnten (und auch erwünschten) Schlafverhaltens definiert“ (Griefahn et al. 2000).

Das Ausmaß der Störung ist abhängig von der Intensität (Pegel), dem Spektrum, der Expositionsdauer und –struktur, dem Zeitpunkt der Einwirkung und dem Informationsgehalt des Lärms sowie von vielen endogenen (Hörfähigkeit, Alter, Lärmempfindlichkeit) und exogenen Faktoren (Tagesszeit). Die nächtliche Lärmexposition führt neben der Reduzierung der Tief- und REM-Schlafphasen zur Zerstörung des Schlafzyklus (Maschke et al. 1997a).

Während des Schlafs konnten schon bei erheblich geringeren Lärmpegeln als im wachen Zustand akute und chronische Stresshormonerhöhungen nachgewiesen werden. Nach Berücksichtigung mehrerer Forschungsergebnisse zu diesem Thema kamen Maschke et al. zu der Ansicht, dass nächtlicher Lärm als Stressor wirken muss, da in verschiedenen experimentellen Studien eine erhöhte renale Adrenalin- und Cortisolausscheidung gefunden wurde (Maschke et al. 1997b). Auch neuere epidemiologische Untersuchungen bestätigen diese Annahme: In der Berlin-Studie wurde die nächtliche Katecholaminausscheidung 35-40-jähriger Frauen gemessen, die unterschiedlich lärmexponiert waren. Die Frauen mit höherer Verkehrslärmbelastung im Schlafzimmer hatten eine signifikant höhere Noradrenalin-Ausscheidung als die vergleichsweise leiser wohnenden (Babisch et al. 2001b).

1.3.4 Belästigung

„Die wichtigste und die Bevölkerung am stärksten belastende Wirkung von Lärm ist die Belästigung“ (Jansen 1986).

Die Untersuchung der Belästigung im Sinne einer negativen subjektiven Bewertung des Schalls ist Aufgabe der psychologisch orientierten Lärmwirkungsforschung. So kann man den Begriff „Belastung“ so verstehen, dass er sich auf den physikalischen Sachverhalt des Ausmaßes einer Beschallung bezieht, während bei Gebrauch des

Ausdrucks „Belästigung“ die subjektiv erlebte Beeinträchtigung von Personen im Vordergrund steht (Höger 1999). Definitionsgemäß versteht man unter Belästigung (im anglo-amerikanischen Sprachgebrauch als annoyance bezeichnet) „die unerwünschte Beeinflussung menschlichen Erlebens und Verhaltens, die sich in psychischen und körperlichen Folgen niederschlägt“ (Interdisziplinärer Arbeitskreis 1990). Guski beschrieb die Belästigung als „eine Mischung aus leichtem Ärger darüber, dass man etwas hören muss, was man gar nicht hören will, dass man bei einer Tätigkeit gestört wird und man gegen die Quelle relativ machtlos ist“ (Guski 2002). Das Konzept der Belästigung ist mit Assoziationen wie Störung, Ärger, Unzufriedenheit, Bedenken, Qual und Hass verknüpft (Guski 1999).

Bezeichnend ist, dass als zweithäufigste Ursache für Lärmbelästigung in den letzten Jahren zunehmend der Nachbarschaftslärm genannt wurde (Niemann et al. 2005, Stansfeld et al. 2000), obwohl es sich hierbei um relativ niedrige Lärmpegel handelt. Zu den Einflussfaktoren, die für das Ausmaß einer erlebten Störwirkung verantwortlich sind, gehören sensorisch-akustische Faktoren, Bewertungs- und Einstellungsfaktoren und soziale Faktoren (Guski 1999, Höger 1999, Interdisziplinärer Arbeitskreis 1990). Zu den sensorisch-akustischen Faktoren zählen neben der Lautstärke eines Geräusches auch dessen Dauer, Häufigkeit, zeitlicher Verlauf, Frequenzzusammensetzung und Impulshaltigkeit. Guski und Höger untersuchten insbesondere die psychologischen Faktoren, die auf die negative Bewertung eines Geräusches Einfluss nehmen: Darunter spielen individuelle Voraussetzungen wie die Lärmempfindlichkeit eine wichtige Rolle, worunter man eine generelle, zeitlich überdauernde, persönliche Voreingenommenheit gegenüber Lärm versteht, die unabhängig von der jeweiligen Lärmquelle ist. Als weiterer psychologischer Faktor, der die Belästigung beeinflusst, sind die Einstellungen der Betroffenen gegenüber dem Geräusch selbst, der Geräuschquelle und dem Verursacher anzuführen. Die Bewertung eines Schallereignisses ist unter anderem abhängig vom Lärmbewältigungsvermögen einer Person, worunter man die Möglichkeiten einer Person versteht, sich gegen die Auswirkungen von Geräuschen schützen zu können. An sozialen Faktoren erwähnten Guski und Höger mitunter das Vertrauen der Betroffenen in die Behörden sowie die historisch gewachsene Verteilung von Lärmbelastungen innerhalb eines Wohnviertels oder einer Wohngegend. (Guski 1999, Höger 1999).

Abschließend sei erwähnt, dass das Urteil über die Lästigkeit eines Umweltsachverhaltes die persönliche Interpretation des Befindens bzw. des Ausmaßes der Beeinträchtigung einer Person wiedergibt. Das Lästigkeitsgefühl hat sogar die Funktion, eine Person vor Überlastung zu warnen. Daher betrachtet die Umweltmedizin die Lästigkeit als Hinweis auf Risiken für den Gesundheitszustand. (Interdisziplinärer Arbeitskreis 1990).

1.4 Lärmmessung

Die Lärmexposition kann anhand der Belästigungsreaktionen der Betroffenen (subjektiv) sowie durch Erfassung gemessener bzw. berechneter Lärmpegel (objektiv) erhoben werden.

1.4.1 Subjektiv (Belästigung)

Die Belästigung stellt in einer Vielzahl sozialwissenschaftlicher Lärmwirkungsstudien den gemessenen Indikator für die von Personen erlebte Beeinträchtigung durch Lärm dar (Höger 1999). Sie wird in systematischen Bevölkerungsbefragungen meist als zusammenfassendes Urteil (über verschiedene Situationen und Zeiträume) erhoben und ist zu trennen von spontanen Beschwerden über Lärm (Guski 2002). Um die Belästigungsreaktionen zu messen, wurden verschiedene Skalen entwickelt. Die globale Belästigungsreaktion kann verbal oder mit Hilfe einer numerischen Skala erfasst werden. Über die Frageformulierung und Frageexposition sowie die Antwortskalierung diskutieren Lärmexperten im Rahmen von Standardisierungsbestrebungen international. Eine empirische Untersuchung in zehn Ländern zeigte auf, dass sich eine fünfstufige, annähernd äquidistante Antwortskala mit verbalen Markierungen besser als eine vierstufige realisieren lässt (Felscher-Suhr et al. 1999).

1.4.2 Objektiv (Lärmpegel)

Der Schall ist ein physikalisches Phänomen, das aus dem Wechsel von Kompression und Entspannung der Luft entsteht und deshalb als physikalisch definierter Schalldruck gemessen wird. Die Frequenz der Schallwellen bestimmt den Ton des Schalls. In der Akustik wird der Logarithmus des Schalldrucks bezogen auf einen Referenzschalldruck als Basis für die Schall- bzw. Lärmmessung verwendet. Diese Größe wird mit der

Einheit Dezibel (dB) bezeichnet. Die Einführung des Logarithmus trägt der Tatsache Rechnung, dass Schalldruck und die daraus resultierende subjektiv wahrgenommene Lautheit nichtlinear zusammenhängen. Das menschliche Ohr ist außerdem für verschiedene Frequenzen unterschiedlich empfindlich, was durch einen speziellen Faktor (A-Bewertungsfaktor) berücksichtigt wird. Angaben über die Höhe von Schallpegeln werden daher häufig in dB(A) angegeben. Umweltgeräusche wie der Straßenverkehrslärm dauern über längere Zeiträume an und sind durch Pausen und Pegelspitzen charakterisiert. Die auftretenden Pegel werden meist über den Messzeitraum gemittelt und daraus der energieäquivalente Dauerschallpegel (in einigen Regelwerken auch als Mittelungspegel bezeichnet) berechnet. Der energieäquivalente Dauerschallpegel (L_{eq}) ist definiert als der Schallpegel eines fiktiven Dauergeräusches, welches die gleiche Schallenergie hat wie ein zeitlich schwankendes Geräusch. Es handelt sich folglich zusammen mit der Dauer des Zeitintervalls um ein Maß für die Schalldosis (Maschke et al. 2001, Passchier-Vermeer et Passchier 2000).

Die Ermittlung der objektiven Straßenverkehrslärmbelastung (Lärmpegel) der Probanden der Lärmstudie basierte auf der Grundlage der Lärmkarte der Berliner Senatsverwaltung für Stadtentwicklung. In der Lärmkarte wurden die Straßenverkehrslärm-Immissionspegel als mittlere A-bewertete, äquivalente Schalldruckpegel am Tag und in der Nacht ausgewiesen.

Von behördlicher Seite ist der energieäquivalente Dauerschallpegel als primäre Beschreibungsvariable vorgeschrieben. Schlafforscher halten den nächtlichen Mittelungspegel jedoch für kaum geeignet, Aufwachreaktionen darzustellen, während Belästigungsforscher gezeigt haben, dass dieselbe Schallenergie bei unterschiedlichen Schallquellen und vermutlich auch zu verschiedenen Tageszeiten sehr differente Störwirkungen haben kann (Guski 2002).

Die komplexe Lärminformation kann mittels einer Karte oder einer Datenbank klar und einfach dargestellt werden. Die Karteninformation kann auf der Grundlage von Verkehrsdaten (Anzahl der Fahrzeuge, Geschwindigkeit, etc.) durch verschiedene Methoden und Techniken kalkuliert oder gemessen werden. Die Präsentation der Ergebnisse ist vielfältig und dient verschiedensten Zwecken (Hinton 2002). Meistens werden den einzelnen Lärmpegel-Niveaus Farben zugeordnet, um sie im Anschluss in einer geographischen Karte abzubilden. Lärmkarten sind hilfreich zur Reduzierung der

Lärmpegel von Verkehrsströmen sowie zur Erstellung von Lärminderungsmaßnahmen und deren Kostenberechnung. Das Prinzip der Lärmkarte dient auch der Untersuchung des Ausmaßes der Belästigung in der Bevölkerung. So lässt sich auf der Grundlage empirischer Daten zur Beziehung zwischen Belästigung und Lärmpegeln berechnen, wie viele Personen durch verschiedene Lärmquellen belästigt sind. Mit diesen Informationen kann die Verteilung der Belästigung mittels einer „Belästigungskarte“ dargestellt werden. Dadurch können Gesundheitsbeeinträchtigungen untersucht und die Korrelation zwischen Belästigung und Lärmpegeln überprüft werden (Knauss 2002).

1.5 Zusammenhang zwischen Belästigung und Lärmpegel

Die berichtete Lärmbelästigung scheint durch die Höhe des Lärmpegels beeinflusst zu werden (Stansfeld et al. 1992, Ouis 2002).

Die Korrelation zwischen Tag- Nachtpegel und dem Prozentsatz an hoch belästigten Personen durch jegliche Umweltlärmquelle wurde erstmals von Schultz 1978 in Form einer Dosis-Wirkungskurve beschrieben, nachdem er mehrere Befragungen unter verschiedensten Gesichtspunkten analysiert hatte. Das Ziel seiner Untersuchung war, einen Zusammenhang in Form einer Kurve für die Lärmpegel und die Belästigung darzustellen, die für jegliche Lärmquelle gültig sein würde. Dabei wurden jene Personen als hoch belästigt eingeordnet, die sich auf die Belästigungsfrage in den jeweiligen Umfragen im oberen Teil (27-29%) einer numerischen Skala wieder fanden. Wenn es sich um eine fünfstufige Belästigungsskala mit verbalen Bezeichnungen handelte, wurden jene Probanden als hoch belästigt eingestuft, die sich in der obersten oder je nach Form der Belästigungsskala in den oberen beiden Kategorien einordneten (Schultz 1978). Seither wurde die „Schultzkurve“ mehrfach überarbeitet (Fidell et al. 1991) und separate Dosis-Wirkungsbeziehungen für Flug-, Straßen- und Schienenverkehrslärm entwickelt (Miedema et Oudshoorn 2001). Von Miedema und Oudshoorn wurde der Tag-Nachtpegel (Day-night level; DNL) und Tag-Abend-Nachtpegel (Day-evening-night level; DENL) zur Beschreibung der Lärmexposition herangezogen. Die Verteilung der Belästigungsangaben wurde in Gruppen von hoch belästigten, belästigten und wenig belästigten Personen beschrieben.

1.5.1 Einfluss durch soziodemographische Faktoren

In der Literatur finden sich einige Hinweise darauf, dass Frauen und Männer in unterschiedlicher Weise auf Lärm reagieren. So wurde in einer Untersuchung zur Anpassung an nächtlichen Fluglärm festgestellt, dass die Gewöhnung bei beiden Geschlechtern unterschiedlich verläuft. Die Männer reagierten eher mit steigenden oder fallenden Cortisolspiegeln, während die Frauen stabile Spiegel zeigten. Das durch nächtlichen Fluglärm induzierte Gesundheitsrisiko wäre somit für Männer höher als für Frauen (Maschke et al. 2002). Für Frauen, die durch Umweltlärm belästigt waren, zeigte sich ein geringfügig erhöhtes Risiko einen Myokardinfarkt zu erleiden. Für Männer konnte jedoch im Zusammenhang mit der Umweltlärmbelastigung kein signifikantes Krankheitsrisiko gefunden werden (Willich et al. 2006). In der vorliegenden Arbeit wurde daher die Belästigung der Probanden für beide Geschlechter separat ausgewertet.

1.6 Fragestellung

Die Erkrankungen des Herzkreislaufsystems unterliegen einer weiten Verbreitung in der Bevölkerung. Diese Tatsache rechtfertigt die forcierte Untersuchung umweltbedingter Risikofaktoren. In bisherigen epidemiologischen Herzkreislaufstudien, die die chronische Lärmbelastung als Risikofaktor für die Entstehung von Krankheit untersuchten, wurde die Lärmexposition nur subjektiv anhand der Belästigung oder nur objektiv aufgrund von Lärmpegeln erfasst. In der vorliegenden Dissertation sollte daher im Rahmen der epidemiologischen Lärmstudie der Zusammenhang zwischen den Belästigungsangaben zum Straßenverkehrslärm und den Lärmpegeln aus der Lärmkarte der Berliner Senatsverwaltung untersucht werden. Dabei stand folgende Arbeitshypothese im Vordergrund: „Je höher der vorherrschende Lärmpegel ist, desto höher ist die Belästigung der Probanden“. Es wurde von einer positiven Assoziation zwischen der subjektiven Belästigung und der objektiven Lärmbelastung ausgegangen. Weiterhin sollte untersucht werden, ob die Parameter Geschlecht, Alter und soziodemographische Faktoren wie Erwerbstätigkeit und Schulbildung einen Einfluss auf die Beziehung zwischen Lärmbelästigung und Lärmpegel haben.

2 Methoden

2.1 Studiendesign und -population

Die vorliegende Arbeit basiert auf den Daten zum Umweltlärm der epidemiologischen Lärmstudie Berlin aus den Jahren 1998 und 1999 und stellt somit eine Teiluntersuchung der Umweltlärmexposition der Probanden der Lärmstudie dar.

Die epidemiologische Lärmstudie Berlin wurde vom Institut für Sozialmedizin, Epidemiologie und Gesundheitsökonomie an der Charite von 04/1998 bis 03/2001 mit der Förderung des Umweltbundesamts sowie der Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin durchgeführt (Umweltbundesamt 2004). Zielsetzung der Hauptstudie war die Untersuchung eines Zusammenhanges zwischen chronischer Lärmbelastung und dem Risiko einen Myokardinfarkt zu erleiden, entsprechend erhielt sie später den Titel NaRoMI (Noise and Risk of Myocardial Infarction) -Studie. Dabei wurden subjektive und objektive Daten zur Umwelt- und Arbeitslärmexposition sowie die individuelle Lärmempfindlichkeit erfasst.

In 32 Berliner Krankenhäusern (mit mindestens 200 Betten und einer Intensivstation) wurden Probanden nach folgenden Einschlusskriterien rekrutiert:

- Alter unter 70 Jahren
- Ein seit mindestens fünf Jahren bestehender Berliner Wohnsitz
- Deutsche Nationalität
- Patienten auf einer Normalstation
- Einverständnis des Patienten
- Patienten mit akutem Myokardinfarkt (in ICD 10 kodiert als I21.9) und unfallchirurgische sowie allgemeinchirurgische Patienten mit den Diagnosen Kolonkarzinom (C18.9), Divertikulitis (K57.9), Appendizitis (K37) sowie Hernien (K46.9), Struma (E04.9) ferner auch proktologische Patienten

Für die vorliegende Arbeit wurden alle Patienten zusammengefasst, die in den Jahren 1998 und 1999 befragt wurden und in Bezug auf ihre Umweltlärmbelastung ausgewertet.

2.2 Erfassung der subjektiven Angaben

Die Interviewer fragten die Probanden nach der subjektiven Einschätzung der Lärmbelastung bzw. nach der „Gestörtheit“ in ihrer Wohnung durch verschiedene Lärmquellen. Dabei wurde die Belästigung am Tage von der nächtlichen Lärmbelastung unterschieden. Es galt für tagsüber ein Zeitfenster von 6 bis 22 Uhr und entsprechend für die Nachtzeit von 22 bis 6 Uhr (hier sollten die Probanden insbesondere die Störung des Einschlafens, Durchschlafens, und des erholsamen Schlafes berücksichtigen). Diese Einteilung entsprach den Tages- bzw. Nachtpegeln der Verkehrslärmkarte.

Falls der Proband kürzer als fünf Jahre in der angegebenen Wohnung lebte, wurden auch die Daten zur vorherigen Adresse aufgenommen.

Die Belästigungsfrage lautete:

„Wie stark fühlten Sie sich tagsüber in den letzten Jahren in Ihrer Wohnung durch Straßenlärm gestört?“

„Wie stark fühlten Sie sich nachts in den letzten Jahren in Ihrer Wohnung durch Straßenlärm gestört?“

Die Befragten mussten ihre Antwort auf einer Likert-Skala einordnen, einer fünfpoligen verbalen Ratingskala, die gleichzeitig auch als numerische 5-Punkte-Skala fungierte. Die Skala war in fünf gleich große Abschnitte gegliedert und mit den Zahlen Eins bis Fünf beziffert. Die Zahl Eins symbolisierte die Einstellung „überhaupt nicht gestört“, die Fünf stand für „äußerst gestört“. Die Zahlen Zwei, Drei und Vier sollten die entsprechenden Ausprägungen der Beeinträchtigung zwischen den beiden Extremen ausdrücken (Zwei = wenig gestört, Drei = mittelmäßig gestört, Vier = stark gestört), waren jedoch nicht semantisch differenziert.

Schallimmission im Abstand von der Verkehrsstraße. Die Berechnungen der Berliner Verkehrslärmkarte basierten auf der Richtlinie für den Lärmschutz an Straßen (RLS-90) und der Richtlinie zur Berechnung der Schallimmissionen von Schienenwegen (SCHALL 03).

Die Karte unterschied einen Immissionspegel für die Tages- (6-22 Uhr) sowie für die Nachtzeit (22-6 Uhr). Daneben konnte der Benutzer zahlreiche andere Informationen zum Beispiel über die Beschaffenheit der Straße, die zulässige Fahrgeschwindigkeit oder den LKW- Anteil erfragen.

Die Lärmkarte unterschied zwischen dem übergeordneten Straßennetz (Hauptstraßen) mit Tagesemissionspegeln (Bezugsentfernung 25 m) über ca. 60 dB(A) und dem untergeordneten Straßennetz (Nebenstraßen). Zum Zeitpunkt der Erhebung waren jedoch nur die Straßen im übergeordneten Berliner Straßennetz erfasst. Unterhalb dieser Messgrenze erfolgten für die Bewohner an Nebenstraßen bislang keine differenzierten Expositionserhebungen. Da nach dem Stand der Lärmwirkungsforschung ein Beurteilungspegel von tags 65dB(A) (gemessen an den Häuserfronten) eine mögliche Schwelle für ein erhöhtes Herzinfarkttrisiko darstellte (Babisch 2000b), entsprach die untere Erhebungsgrenze der Lärmkarte (60 dB(A) Tagesimmissionspegel) den Untersuchungszielen der epidemiologischen Lärmstudie.

2.3.1 Umfang der Lärmkarte

Die Berliner Verkehrslärmkarte enthielt Angaben zu dem Lärm der verschiedenen Verkehrsträger, des Straßen-, Schienen- und Flugverkehrs. Unter Straßenverkehr wurde die Kraftfahrzeugflotte zusammengefasst, bestehend aus PKW, LKW, Bussen sowie Straßenbahnen. Nah- und Fernzüge der Deutschen Bahn, S-Bahnen und oberirdisch verlaufende U- Bahnen wurden zum Schienenverkehr gerechnet. Für den Flughafen Tegel wies die Verkehrslärmkarte einen nach dem Fluglärmgesetz berechneten Lärmschutzbereich aus.

Die Lärmkarte beruhte im Wesentlichen auf Zählraten des Verkehrsaufkommens der Senatsverwaltung für Bauen, Wohnen und Verkehr. Zusätzlich zum Hauptstraßennetz waren teilweise auch Straßen des untergeordneten Netzes (Nebenstraßen) in der Lärmkarte enthalten. Die Senatsverwaltung für Stadtentwicklung erfasste für dieses Projekt nahezu alle Straßen mit einem täglichen Verkehrsaufkommen von über 6000 Kraftfahrzeugen. Das entsprach einem Immissionspegel von ca. 60 dB(A), gemessen an

den Wohngebäuden bei einem Abstand von 25 Metern zu den Straßenmitten. Vereinzelt fiel jedoch ein geringeres Verkehrsaufkommen an als ursprünglich angenommen. In diesen Fällen wies die Lärmkarte auch Tages-Emissionspegel unter 60 dB(A) aus, obwohl diese Straßen dem Grundansatz nach zähltechnisch nicht erfasst wurden. Die durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke variierte in dem Datensatz der Lärmstudie bei den zähltechnisch erfassten Straßenabschnitten zwischen 2.000 und 175.000 Kraftfahrzeugen/Tag (weniger als 6.000 Kfz/Tag lagen bei 0,8% der Probandenadressen vor).

Nach Berücksichtigung von individuellen Gebäudeabständen von den Straßen ergab sich ein Anteil von ca. 13% von Probandenadressen mit genau berechneten Immissionspegeln unter 60 dB(A) tagsüber. Der Anteil der Adressen mit Immissionspegeln unter 50 dB(A) nachts lag bei sechs Prozent. Dabei handelte es sich überwiegend (ca. zwei Drittel) um Probanden, die ohnehin schon in Nebenstraßen wohnten, für die aber anstelle der Pegelinformation unter 60/50 dB(A) der nach Abstandskorrektur entstandene Immissionspegel nahe gelegener Hauptstraßen dokumentiert wurde (der allerdings ebenfalls unter 60 dB(A) lag). Bei den Übrigen (ca. ein Drittel der Probanden) handelte es sich um Probanden, die von der Adresse her an Straßen mit Immissionspegel über 60/50 dB(A) wohnten, aufgrund großer Abstände der Gebäude von den Straßen aber in die Kategorie unter 60 dB(A) entfielen.

Für den großen Anteil der zähltechnisch nicht explizit erfassten Straßen lagen keine Informationen vor, aufgrund derer differenzierte Angaben über die Immissionsbelastung unterhalb von Pegeln von 60 dB(A) gemacht werden konnten.

2.3.2 Schallpegelzuordnung zu den Probandenadressen

Um die langfristige Verkehrslärmbelastung der Studienteilnehmer berücksichtigen zu können, hatten die Interviewer die Aufgabe, zwei potentielle Probandenadressen (Erst- und Zweitadresse) aufzunehmen. Wenn der Proband bei der Einlieferung in die Klinik mindestens ein Jahr an seiner derzeitigen Anschrift wohnte, stellte diese laut Definition die Erstadresse dar. Sollte er hingegen weniger als ein Jahr an der aktuellen Anschrift wohnen, wurde der vorherige Wohnsitz als Erstadresse vermerkt. Wenn der Proband weniger als fünf Jahre an der so ermittelten Erstadresse wohnte, dokumentierten die Interviewer den vorherigen Wohnsitz als Zweitadresse und nahmen die Angaben zu dieser Wohnung gleichfalls in die Erhebungen mit auf.

Zur weiteren Vorgehensweise der Verkehrslärmermittlung gehörte die Messung der Entfernung des jeweiligen Hauses zur betreffenden Straße, um bei Abweichung von den Entfernungsangaben der Lärmkarte die Geräuschpegel entsprechend zu korrigieren. Probandenadressen, die von weiteren potentiellen Störlärmquellen beeinflusst sein könnten (Flugverkehr, Bahntrasse) oder an denen die Bestimmung der Immissionsbelastung ungenau sein könnte (Kleingartenkolonie), wurden markiert und gesondert behandelt, da deren Verkehrslärmbelastung mit den oben genannten Mitteln nicht zu bestimmen war. Die mit der Lärmpegelbestimmung beauftragten Mitarbeiter suchten diese Plätze gesondert auf und klärten die Situation vor Ort.

Zusätzlich zur ermittelten Straßenverkehrsbelastung wurde –wenn erforderlich- die Lärmbelastung durch Schienen- und Flugverkehr für jeden Probanden ermittelt und in den statistischen Auswertungen der Lärmstudie als potenzielle Confounder betrachtet.

Die Ergebnisse in der vorliegenden Dissertation bezogen sich daher auf die maximal an dem Wohngebäude eines Probanden einwirkende Schallimmission. Diese war unabhängig von der Gebäudeseite und der Wohnraumnutzung.

2.4 Statistische Auswertung

Die statistische Auswertung der Ergebnisse für die vorliegende Dissertation erfolgte mit der Statistik-Software SPSS für Windows Version 17.0 (München: SPSS GmbH Software).

Zunächst wurden die soziodemographischen Faktoren Geschlecht, Alter, Erwerbstätigkeit, Schulabschluss und Haushalts-Nettoeinkommen deskriptiv ausgewertet und die prozentuale Verteilung der Studienteilnehmer auf die einzelnen Kategorien anhand von Abbildungen und Tabellen gezeigt. Das monatliche Haushalts-Nettoeinkommen errechnete sich aus Lohn, Gehalt, bzw. Einkommen aus selbständiger Tätigkeit, sowie Rente oder Pension jeweils nach Abzug der Steuern und Sozialversicherungsbeiträge. Dabei sollten von den Probanden auch Einkünfte aus öffentlichen Beihilfen, Vermietung und Verpachtung oder sonstige Einkünfte wie Wohn- und Kindergeld berücksichtigt werden. Die Angaben wurden zwar in DM erhoben, aber für die vorliegende Arbeit in Euro umgerechnet (Umrechnungsfaktor 2).

Unterschiede zwischen Variablen, die kategorial erfasst wurden (Schulabschluss, Einkommen und Erwerbstätigkeit) wurden mit dem Chi-Quadrat-Test untersucht.

Weiterhin wurde die prozentuale Verteilung der Probanden über die fünf Kategorien der Belästigungsfrage durch Straßenlärm für den Tag und die Nacht berechnet und in einem Balkendiagramm dargestellt. Ebenso wurde die Verteilung der Teilnehmer über die vier Gruppen der Lärmpegel für den Tag und die Nacht gezeigt.

Zum Vergleich zweier unabhängiger Stichproben mit nichtparametrischer Verteilung bezüglich stetiger bzw. ordinaler Merkmale (z.B. Vergleiche zwischen der Belästigung und Geschlecht, Erwerbstätigkeit und Schulabschluss) wurde der Mann-Whitney-U-Test verwandt und Mittelwert, Standardabweichung und gruppierter Median dargestellt. Korrelationen wurden mit Hilfe des Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman berechnet (z.B. für den Vergleich zwischen Belästigung am Tag und Belästigung in der Nacht).

Die prozentuale Verteilung der Belästigung in den jeweiligen Pegelkategorien zur Tag- und Nachtzeit wurde zunächst mit Hilfe einer Kreuztabelle veranschaulicht. Die Höhe der Korrelation zwischen den Parametern Belästigung (hier in 5 Kategorien) und Pegel

(in 4 Kategorien) wurde mit Hilfe des Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman für den Tag und die Nacht getrennt berechnet.

Abschließend wurde für die Zielgröße Lärmbelästigung am Tag und in der Nacht und den potentiellen Einflussgrößen Alter, Erwerbstätigkeit, Schulabschluss sowie Lärmpegel eine multiple logistische Regressionsanalyse durchgeführt. Die Lärmbelästigung wurde hierbei in zwei Gruppen unterteilt. Die unterste Pegelkategorie (tags bis 60dB(A) bzw. nachts bis 50dB(A)) diente als Vergleichsgruppe. Die Ergebnisse wurden anhand der Odds Ratios (OR) geschätzt und jeweils mit 95%-Konfidenzintervall in Tabellen für Männer und Frauen getrennt dargestellt.

3 Ergebnisse

Die vorliegende Arbeit bezog sich auf die Analyse aller 2122 Probanden, die im Zeitraum der Jahre 1998 und 1999 im Rahmen der Epidemiologischen Lärmstudie Berlin rekrutiert wurden, darunter waren 1597 Männer (75,3%) und 525 Frauen (24,7%). Es handelte sich um 1074 Patienten, die einen Myokardinfarkt erlitten hatten (50,6%) und 1048 Patienten mit Unfallanamnese bzw. allgemein chirurgischer Diagnose (49,4%).

3.1 Soziodemographie

3.1.1 Altersverteilung der Studienpopulation

Die männlichen Studienteilnehmer waren im Mittel $55,8 \pm 8,4$ Jahre alt (Median 57, Range 20-69). Die Frauen hatten ein mittleres Alter von $57,3 \pm 8,9$ Jahre (Median 58, Range 27-69) (Abb. 3-1).

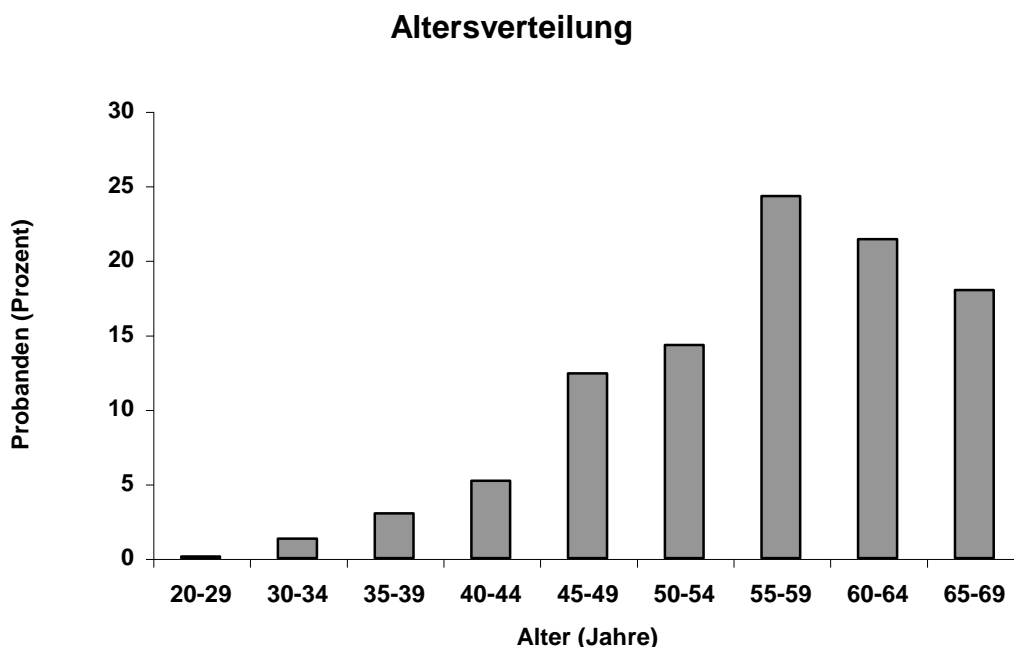


Abbildung 3-1: Altersverteilung aller Probanden (n=2122)

3.1.2 Erwerbstätigkeit

57% der Studienpopulation waren zum Zeitpunkt der Befragung nicht erwerbstätig, während 43% der Probanden einer Arbeit nachgingen. Die Erwerbstätigkeit umfasste hierbei eine Mindeststundenanzahl von zehn Stunden pro Woche. Bei Betrachtung der Erwerbstätigkeit gab es statistisch signifikante ($p < 0,001$) geschlechtsspezifische Unterschiede: Zwei Drittel der Frauen waren aus unterschiedlichen Gründen nicht erwerbstätig, während ein Drittel der weiblichen Studienpopulation einer regelmäßigen Arbeit nachging. Bei den Männern lag der Prozentsatz der Nicht-Erwerbstätigen jedoch bei 54%, wohingegen die Gruppe der männlichen Erwerbstätigen 46% aufwies. Die Hintergründe bei fehlender Erwerbstätigkeit der Probanden sind in Tabelle 3-1 dargestellt.

Tabelle 3-1: Situation der nicht erwerbstätigen Probanden (Gesamt n=1209)

Situation	Prozent		
	Gesamt (n=1209)	Männer (n=856)	Frauen (n=353)
Arbeitslos	20,6	23,2	14,2
Hausfrau/-mann	2,6	0,5	7,6
Rentner/Pensionär > 60 Jahre	47,5	44,6	54,4
Frührentner/-pensionär	23,7	26,2	17,6
Andere/keine Angabe	5,7	5,5	6,2
Gesamt	100%	100%	100%

3.1.3 Schulabschluss

23,6% der Probanden wiesen als Schulabschluss ein Abitur oder die Fachhochschulreife auf, wohingegen sich 76,1% der Studienteilnehmer über die restlichen Kategorien (ohne Abschluss, Volks-/Hauptschule, Realschule, Polytechnische Oberschule) verteilten. 7 Probanden wollten keine Aussage über ihren Ausbildungsgrad machen und sind nicht im folgenden Diagramm dargestellt. Frauen waren im Vergleich statistisch signifikant schlechter ausgebildet als Männer ($p < 0,001$) (Abb. 3-2).

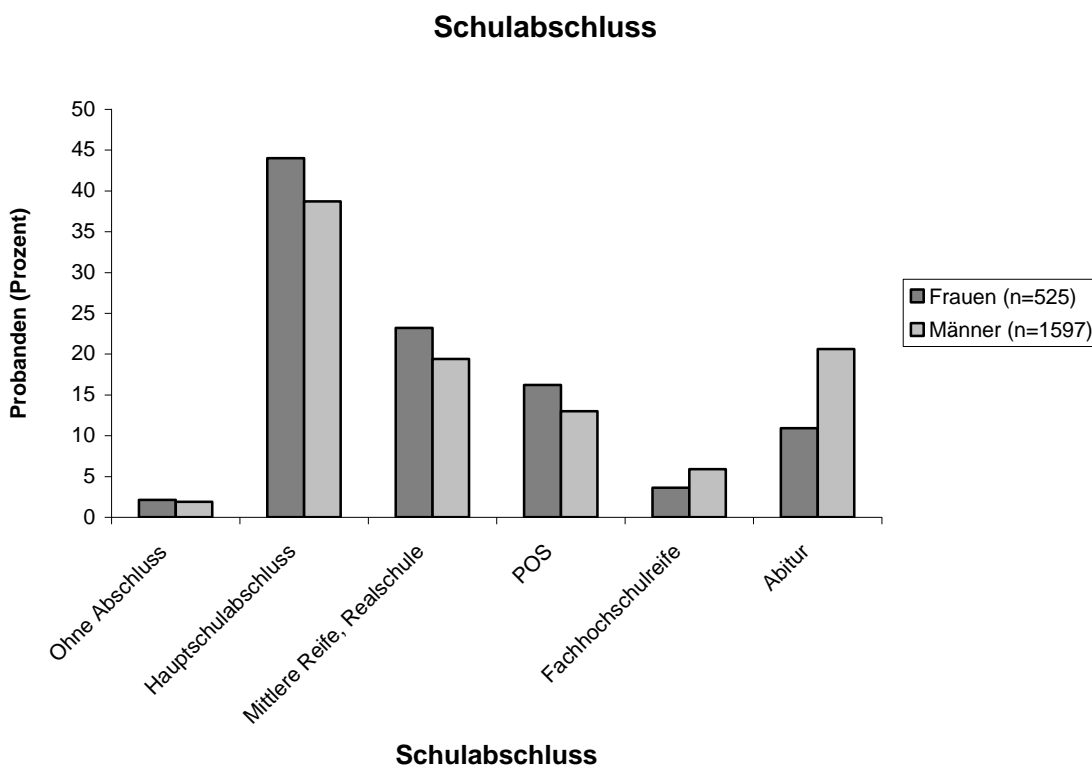


Abbildung 3-2: Höchster allgemeinbildender Schulabschluss (n=2115)

3.1.4 Haushalts-Nettoeinkommen

15,6% der Probanden gaben auf die Frage nach dem Einkommen keine Antwort. Ein Drittel der Probanden lag bei einem monatlichen Haushalts-Nettoeinkommen von unter 1250 EUR. Demgegenüber konnte die Hälfte der Studienteilnehmer über ein Haushalts-Nettoeinkommen von über 1250 EUR verfügen. Frauen wohnten statistisch signifikant häufiger in Haushalten mit niedrigerem (<1250 EUR) Einkommen ($p < 0,001$).

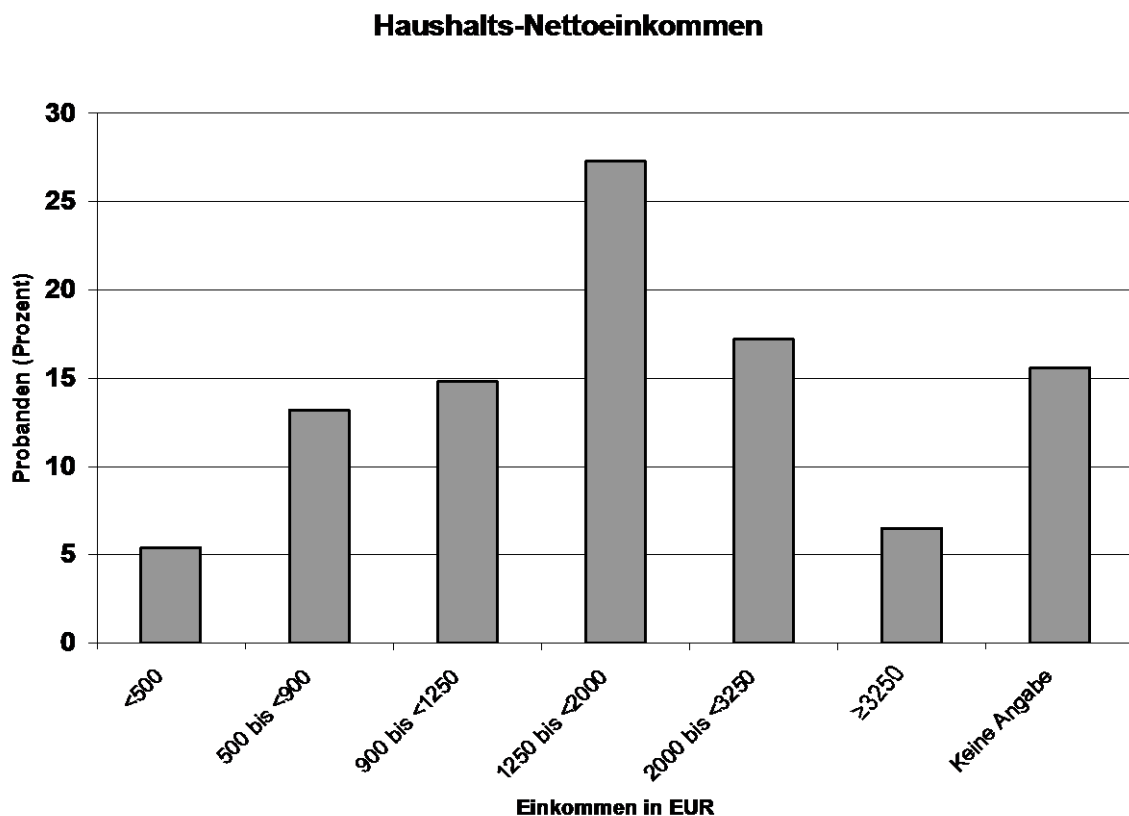


Abbildung 3-3: Haushalts-Nettoeinkommen in EUR. Umrechnungsfaktor 2, da die Nettoeinkommen in DM erhoben wurden.

3.2 Lärmbelästigung

3.2.1 Belästigung durch Straßenlärm am Tag

Abbildung 3-4 veranschaulicht die Belästigung der Studienteilnehmer durch Straßenlärm am Tag (6-22 Uhr) anhand der Verteilung über die fünf Kategorien der Belästigung von „überhaupt nicht gestört“ bis „sehr gestört“.

Der Mittelwert \pm SD lag bei $2,1 \pm 1,2$ (Median 2). Vier Probanden (0,2% der Gesamtpopulation) machten keine Angabe.

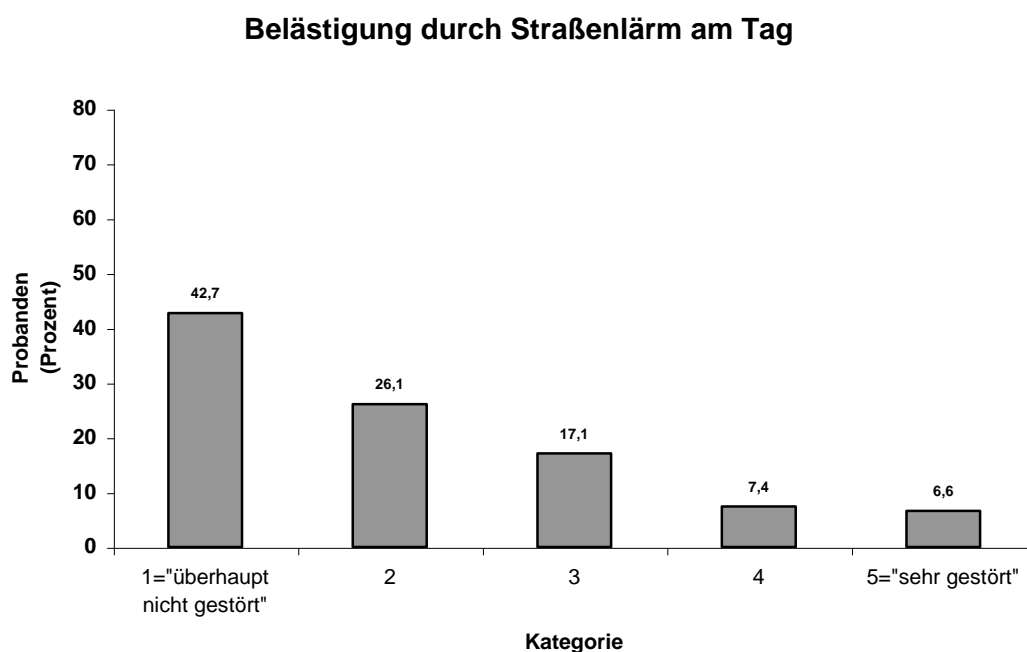


Abbildung 3-4: Belästigung durch Straßenlärm am Tag (n=2122)

3.2.2 Belästigung durch Straßenlärm in der Nacht

Bei Betrachtung der Belästigung durch Straßenlärm in der Nacht (22-6 Uhr) entstand ein anderes Bild (Abb.3-5). Im Vergleich mit den Belästigungsangaben am Tag war in der Kategorie Eins („überhaupt nicht gestört“) ein deutlicher Zuwachs zu verzeichnen. Der Mittelwert \pm SD lag bei $1,6 \pm 1,1$ (Median 1). Fünf Probanden (0,2%) machten keine Angabe.

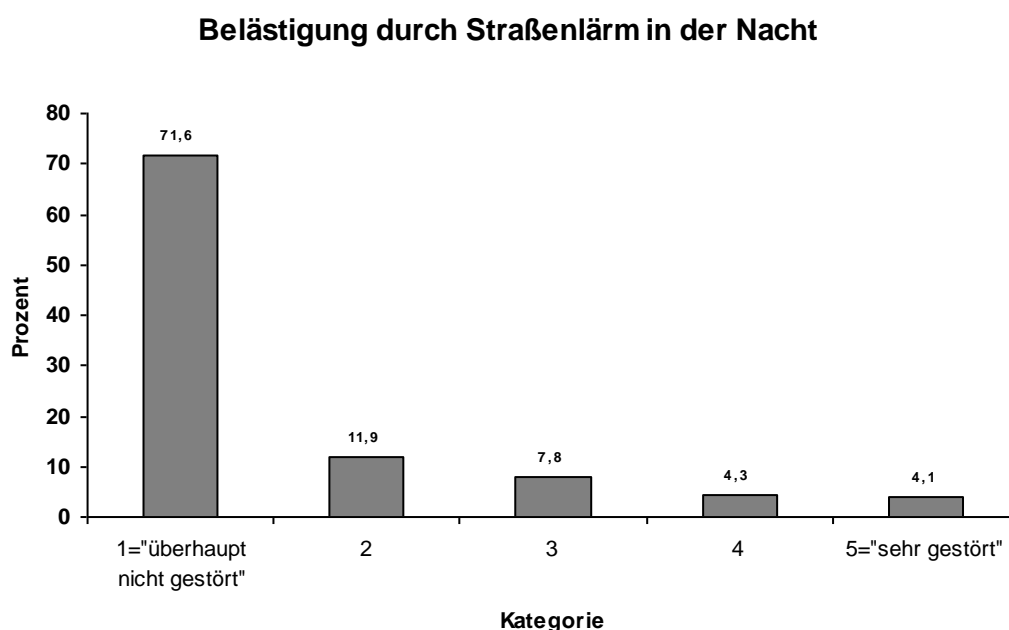


Abbildung 3-5: Belästigung durch Straßenlärm in der Nacht(n=2122)

3.2.3 Vergleich Belästigung Tag und Nacht: Korrelationsanalyse

1076 Probanden gaben für die Belästigung am Tag und die Belästigung in der Nacht den gleichen Wert an. Für 865 Probanden ist die Belästigung am Tag größer als die nächtliche Belästigung, während 181 Patienten die nächtliche sogar größer als die Tagesbelästigung empfanden. Als Maß für die Stärke dieses Zusammenhanges diente der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman. Es bestand eine mittlere Korrelation zwischen den beiden Variablen, die statistisch signifikant war ($r=0,49$; $p<0,001$).

3.2.4 Lärmbelästigung und Geschlecht

Bei getrennter Betrachtung der Geschlechter zeigte sich, dass Frauen prozentual häufiger als Männer die drei höheren Belästigungskategorien wählten, während in den Kategorien Eins („überhaupt nicht gestört“) und Zwei die Anzahl der Männer überwog. Dieser Unterschied war statistisch signifikant ($p=0,019$). Vier Probanden machten keine Angabe über ihre Belästigung und wurden in Tab.3-2 nicht berücksichtigt.

Tabelle 3-2: Belästigung durch Straßenlärm **am Tag** nach Geschlechtern (1=überhaupt nicht gestört; 5=sehr gestört)

Geschlecht	N	Mittelwert	SD	Gruppiertes Median	p-Wert
Weiblich	524	2,23	1,31	1,93	0,019
Männlich	1594	2,04	1,18	1,80	
Gesamt	2118	2,09	1,22	1,83	

Bei der nächtlichen Belästigung durch Straßenlärm stellte sich heraus, dass Männer im Vergleich zu Frauen einen höheren Mittelwert (siehe Tab. 3-3) für die nächtliche Belästigung aufwiesen, jedoch war der Unterschied statistisch nicht signifikant ($p=0,196$). Fünf Probanden machten keine Aussage über ihre nächtliche Lärmbelästigung.

Tabelle 3-3: Belästigung durch Straßenlärm **in der Nacht** nach Geschlechtern (1=überhaupt nicht gestört; 5=sehr gestört)

Geschlecht	N	Mittelwert	SD	Gruppiertes Median	p-Wert
Weiblich	525	1,53	1,06	1,31	0,196
Männlich	1592	1,59	1,09	1,35	
Gesamt	2117	1,57	1,08	1,34	

3.2.5 Lärmbelastigung und Erwerbstätigkeit

Die Nicht-Erwerbstätigen fühlten sich im Mittel geringfügig stärker durch Straßenlärm am Tage belästigt. Dieser Unterschied war jedoch statistisch nicht signifikant ($p=0,162$) (siehe auch Tab. 3-4).

Tabelle 3-4: Belästigung durch Straßenlärm am Tag nach Erwerbstätigkeit (1=überhaupt nicht gestört; 5=sehr gestört)

Aktuelle Erwerbstätigkeit	N	Mittelwert	SD	Gruppiertes Median	p-Wert
Nein	1207	2,13	1,25	1,86	0,162
Ja	911	2,03	1,18	1,79	
Gesamt	2118	2,09	1,22	1,83	

Für die nächtliche Belästigung gab es keine Unterschiede zwischen der Gruppe der erwerbstätigen und nicht erwerbstätigen Probanden ($p=0,345$, Tab. 3-5).

Tabelle 3-5: Belästigung durch Straßenlärm in der Nacht nach Erwerbstätigkeit (1=überhaupt nicht gestört; 5=sehr gestört)

Aktuelle Erwerbstätigkeit	N	Mittelwert	SD	Gruppiertes Median	p-Wert
Nein	1206	1,57	1,09	1,33	0,345
Ja	911	1,58	1,07	1,35	
Gesamt	2117	1,57	1,08	1,34	

3.2.6 Lärmbelästigung und Schulabschluss

Unter der Bezeichnung „hoher Ausbildungsgrad“ wurden die Probanden mit Abitur oder Fachhochschulreife zusammengefasst. Alle anderen Abstufungen (ohne Abschluss, Volks-, Hauptschule, Realschule, Polytechnische Oberschule) wurden unter dem Oberbegriff „mittlerer und niedriger Ausbildungsgrad“ eingeteilt (siehe auch 3.1.3). Für die Belästigung am Tag ergaben sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den Gruppen ($p=0,745$). Personen mit mittlerem und niedrigerem Ausbildungsgrad zeigten einen geringfügig höheren Mittelwert als die besser Ausgebildeten. In Tabelle 3-6 wurden 10 Probanden, die keine Belästigung oder Ausbildungsgrad angeben konnten, nicht berücksichtigt.

Tabelle 3-6: Belästigung durch Straßenlärm **am Tag** nach Schulabschluss (1=überhaupt nicht gestört; 5=sehr gestört)

Schulabschluss	N	Mittelwert	SD	Gruppiertes Median	p-Wert
Mittel/Niedrig	1614	2,10	1,23	1,83	0,745
Hoch	498	2,05	1,17	1,82	
Gesamt	2112	2,09	1,22	1,83	

Für die Belästigung durch Straßenlärm in der Nacht ergaben sich für die Gesamtpopulation statistisch signifikante Unterschiede. Die Gruppe der „besser Ausgebildeten“ war hier im Mittel belästigter als die Gruppe der „mittel und niedrig Ausgebildeten“ ($p<0,001$) (Tab. 3-7). Für die Männer war dieser Unterschied statistisch signifikant ($p=0,002$), nicht jedoch für die Frauen ($p=0,195$). 11 Probanden wurden aufgrund fehlender Angaben nicht eingeschlossen.

Tabelle 3-7: Belästigung durch Straßenlärm in der Nacht nach Schulabschluss (1=überhaupt nicht gestört; 5=sehr gestört)

Ausbildungsgrad	N	Mittelwert	SD	Gruppiertes Median	p-Wert
Mittel/Niedrig	1612	1,54	1,06	1,31	<0,001
Hoch	499	1,68	1,12	1,43	
Gesamt	2111	1,57	1,08	1,34	

3.2.7 Lärmbelästigung und andere Faktoren

Zwischen dem monatlichen Haushalts-Einkommen und der Straßenlärmbelästigung am Tag zeigten sich keine signifikanten Unterschiede (geringes Einkommen MW 2,10; SD 1,29; hohes Einkommen MW 2,07; SD 1,15; $p=0,453$). In Bezug auf die nächtliche Belästigung zeigten die Probanden mit höherem Einkommen einen geringfügig höheren Mittelwert (MW 1,59; SD 1,06) als die geringeren Einkommen (MW 1,56; SD 1,11), jedoch wurde das Signifikanzniveau knapp nicht erreicht ($p=0,058$).

Zwischen Lärmbelästigung und Alter ergab sich für die Gesamtpopulation kein relevanter Zusammenhang ($r=0,025$ nach Spearman; $p=0,246$ für die Lärmbelästigung am Tag und $r=-0,025$; $p=0,252$ für die Lärmbelästigung in der Nacht). Bei den Frauen ergab sich für die nächtliche Belästigung eine statistisch signifikante negative Korrelation. Mit zunehmendem Alter nahm die Belästigung in der Nacht leicht ab ($r=-0,131$; $p=0,003$).

Zwischen Fällen (Patienten mit Herzinfarkt) und Kontrollpersonen (unfall- und allgemeinchirurgische Patienten) der epidemiologischen Lärmstudie konnte weder für die Lärmbelästigung am Tag ($p=0,708$) noch für die nächtliche Belästigung ($p=0,527$) ein statistisch signifikanter Unterschied nachgewiesen werden.

3.3 Straßenlärmpegel

3.3.1 Straßenlärmpegel am Tag

Die Tagespegel (6-22Uhr) wurden in folgende vier Kategorien eingeteilt: bis 60 dB(A), über 60 bis 65 dB(A), über 65 bis 70 dB(A) und über 70 dB(A). Weniger als ein Drittel der Studienteilnehmer wohnten an Straßen mit Tagespegeln >60 dB(A) (Abb. 3-6). Für zwei der 2122 Datensätze lagen keine Lärmpegel vor.

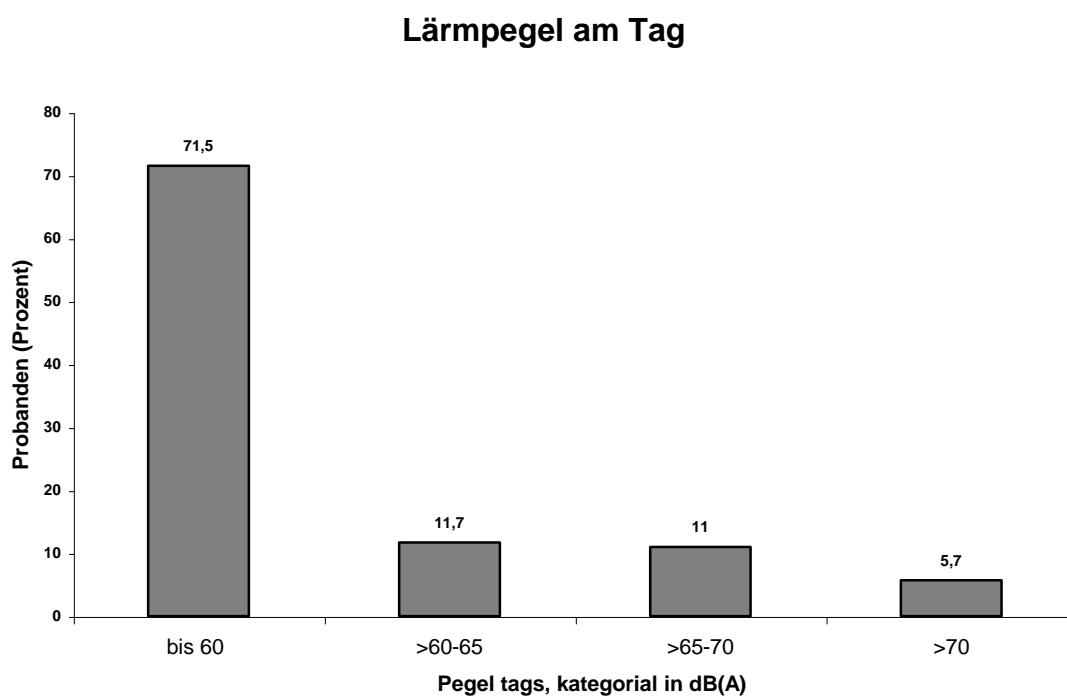


Abbildung 3-6: Lärmpegel am Tag (n=2120)

3.3.2 Straßenlärmpegel in der Nacht

Aus der Überlegung heraus, dass nachts geringere Lärmpegel als tagsüber Stress-/Belastungsreaktionen auslösen können, wurde hier eine andere Einteilung der vier Pegelkategorien gewählt: bis 50 dB(A), über 50 bis 55 dB(A), über 55 bis 60 dB(A) und über 60 dB(A).

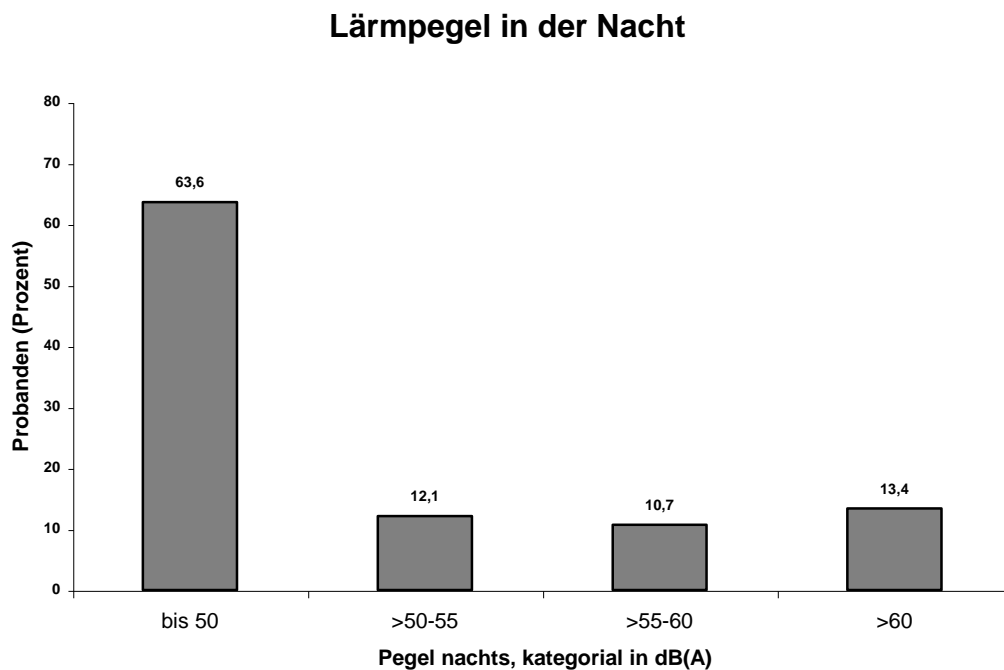


Abbildung 3-7: Lärmpegel in der Nacht (n=2120)

3.3.3 Vergleich Pegel Tag und Nacht: Korrelationsanalyse

An 1350 Probandenadressen (64%) ist der höchste Pegel am Tag gleich dem höchsten Pegel in der Nacht. An 603 Adressen (28%) ist der Tagespegel größer als der Nachtpegel, während an 167 Adressen (8%) der Pegel in der Nacht sogar größer als der Tagespegel ist.

Die Korrelationsanalyse zeigte eine sehr hohe und statistisch signifikante Korrelation zwischen Tag- und Nachtpegeln ($r=0,91$ nach Spearman; $p<0,001$).

3.4 Vergleich von subjektiver Belästigung und Lärmpegel

Die Korrelation zwischen der Belästigung (in 5 Kategorien) am Tag und den kategorialen Tageslärmpegeln ($r=0,28$ nach Spearman; $p<0,001$) und die Korrelation zwischen der nächtlichen Belästigung und den nächtlichen Lärmpegeln war gering ($r=0,21$ nach Spearman; $p<0,001$). Die Verteilung der unterschiedlich belästigten Probanden über die verschiedenen Pegelkategorien am Tag zeigt Tabelle 3-8 bzw. Tabelle 3-9 für die Nachtwerte. Die Rubrik „keine Angabe“ wurde auf Grund niedriger Fallzahlen nicht berücksichtigt.

Tabelle 3-8: Kreuztabelle Belästigung (1=überhaupt nicht; 5=sehr gestört)/ Lärmpegel in dB(A) am Tag

Belästigung durch Straßenlärm am Tag	Lärmpegel i. dB(A)				Gesamt
	Bis 60	60-65	65-70	Über 70	
1 (überhaupt nicht gestört)					
Anzahl Probanden	741	78	49	38	906
% innerhalb der Belästigung	81,8%	8,6%	5,4%	4,2%	100%
2					
Anzahl Probanden	423	64	43	23	553
% innerhalb der Belästigung	76,5%	11,6%	7,8%	4,2%	100%
3					
Anzahl Probanden	217	60	63	21	361
% innerhalb der Belästigung	60,1%	16,6%	17,5%	5,8%	100%
4					
Anzahl Probanden	79	25	38	14	156
% innerhalb der Belästigung	50,6%	16,0%	24,4%	9,0%	100%
5 (sehr gestört)					
Anzahl Probanden	55	20	39	26	140
% innerhalb der Belästigung	39,3%	14,3%	27,9%	18,6%	100%
Gesamt					
Anzahl Probanden	1515	247	232	122	2116
% innerhalb der Belästigung	71,6%	11,7%	11,0%	5,8%	100%

Tabelle 3-9: Kreuztabelle Belästigung (1=überhaupt nicht; 5=sehr gestört)/ Lärmpegel in dB(A) in der Nacht

Belästigung durch Straßenlärm in der Nacht	Lärmpegel i. dB(A)				Gesamt
	Bis 50	50-55	55-60	Über 60	
1 (überhaupt nicht gestört)					
Anzahl Probanden	1050	174	140	154	1518
% innerhalb der Belästigung	69,2%	11,5%	9,2%	10,1%	100%
2					
Anzahl Probanden	140	36	39	37	252
% innerhalb der Belästigung	55,6%	14,3%	15,5%	14,7%	100%
3					
Anzahl Probanden	89	19	24	33	165
% innerhalb der Belästigung	53,9%	11,5%	14,5%	20,0%	100%
4					
Anzahl Probanden	41	14	13	24	92
% innerhalb der Belästigung	44,6%	15,2%	14,1%	26,1%	100%
5 (sehr gestört)					
Anzahl Probanden	27	13	11	37	88
% innerhalb der Belästigung	30,7%	14,8%	12,5%	42,0%	100%
Gesamt					
Anzahl Probanden	1347	256	227	285	2115
% innerhalb der Belästigung	63,7%	12,1%	10,7%	13,5%	100%

3.5 Ergebnisse der multivariablen Analyse

Mit Hilfe einer logistischen Regressionsanalyse wurde der potenzielle Einfluss des Pegels und soziodemographischer Faktoren auf die Lärmbelästigung untersucht.

Im Folgenden wurden die Einflussgrößen auf die **Lärmbelästigung am Tag** bzw. **in der Nacht** für Frauen und Männer getrennt betrachtet. Dabei galt als Zielgröße für alle Auswertungen die „Lärmbelästigung“ mit 0=„nicht/wenig belästigt“ (Kategorie 1-3 der Belästigungsfrage) und 1=„stark belästigt“ (Kategorie 4+5). Die Odds Ratios schätzten also für die jeweilige Einflussvariable die Wahrscheinlichkeit „stark belästigt“ zu sein, im Vergleich zu „nicht/wenig belästigt“ zu sein. Die potenzielle Einflussvariable Erwerbstätigkeit lag dichotom vor, die Variable Schulabschluss wurde in die beiden Kategorien „niedrige“ versus „hohe“ Schulbildung („ohne Abschluss, Volks-, Hauptschule, Realschule, Polytechnische Oberschule“ versus „Abitur und Fachhochschulreife“) unterteilt. Dabei wurden die „hohe“ Schulbildung sowie die „Nicht-Erwerbstätigkeit“ als jeweilige Vergleichskategorie definiert. Die Lärmpegel wurden in vier Kategorien eingeteilt, wobei die unterste Kategorie (bis 60 dB(A) für die Tageswerte bzw. bis 50 dB(A) für die Nachtwerte) als Vergleichskategorie für die restlichen Kategorien diente.

Die multivariablen Analysen wurden geschlechtsspezifisch stratifiziert ausgewertet, da sich in den deskriptiven Auswertungen zum Teil signifikante Unterschiede zwischen den Geschlechtern abzeichneten. Signifikante Ergebnisse sind zur Veranschaulichung in den Tabellen fett hervorgehoben.

3.5.1 Einflussfaktoren auf die Lärmbelästigung am Tag

Für Frauen in der Pegelkategorie >65-70 dB(A) zeigte sich eine 3,7-fach und in der Kategorie >70dB(A) eine nahezu 6,5-fach erhöhte Chance am Tag lärmbeeinträchtigt zu sein im Vergleich zu Frauen in der Pegelkategorie bis 60 dB(A). Diese Ergebnisse waren statistisch signifikant (Tab. 3-10).

Die Chance für Frauen sich tagsüber lärmbeeinträchtigt zu fühlen, nahm mit steigendem Alter um 1% pro Jahr ab, erwerbstätige Frauen und Frauen mit niedrigem Schulabschluss zeigten tendenziell niedrigere Risiken für eine Lärmbelästigung am Tag im Vergleich zu den nichterwerbstätigen Frauen und den Frauen mit hoher Schulbildung. Diese Effekte waren jedoch nicht statistisch signifikant.

Frauen:

Tabelle 3-10: Ergebnisse der logistischen Regressionsanalyse (univariat/adjustiert) für die Lärmbelästigung am Tag bei Frauen (n=525); OR= Odds Ratio; 95%KI= 95%Konfidenz

Einflussvariable	univariat		adjustiert	
	OR	95%-KI	OR	95%-KI
Alter (pro Jahr)	0,99	0,97-1,02	0,99	0,96-1,02
Erwerbstätigkeit (ja vs. nein)	0,86	0,53-1,40	0,69	0,39-1,22
Schulabschluss (niedrig vs. hoch)	0,93	0,50-1,75	0,94	0,48-1,84
Pegel Tag bis 60 dB(A)	1	-	1	-
Pegel Tag>60-65 dB(A)	1,78	0,88-3,59	1,77	0,87-3,60
Pegel Tag>65-70 dB(A)	3,64	2,02-6,56	3,68	2,04-6,66
Pegel Tag>70 dB(A)	6,38	2,66-15,28	6,48	2,68-15,64

Tabelle 3-11 zeigt die potentiellen Einflussfaktoren auf die Lärmbelastigung am Tag unter den männlichen Studienteilnehmern. Für die Männer ergaben sich ab 60 dB(A) für die einzelnen Pegelkategorien erhöhte, statistisch signifikante Effektschätzer für die Lärmbelastigung am Tag. Die Männer, die in der höchsten Pegelkategorie zusammengefasst wurden, zeigten im Verhältnis zur Vergleichskategorie ein 5-fach erhöhtes Risiko für Lärmbelastigung am Tag. Die demographischen Faktoren wiesen keine statistisch signifikanten Ergebnisse auf.

Männer:

Tabelle 3-11: Ergebnisse der logistischen Regressionsanalyse (univariat/adjustiert) für die Lärmbelastigung am Tag bei Männern (n=1597); OR= Odds Ratio; 95%KI= 95%Konfidenz

Einflussvariable	univariat		adjustiert	
	OR	95%-KI	OR	95%-KI
Alter (pro Jahr)	1,01	0,99-1,03	1,01	0,99-1,03
Erwerbstätigkeit (ja vs. nein)	0,79	0,59-1,07	0,84	0,59-1,19
Schulabschluss (niedrig vs. hoch)	1,12	0,80-1,57	1,16	0,81-1,66
Pegel Tag bis 60 dB(A)	1	-	1	-
Pegel Tag>60-65 dB(A)	2,58	1,67-3,98	2,55	1,64-3,96
Pegel Tag>65-70 dB(A)	5,89	3,98-8,72	5,98	4,03-8,87
Pegel Tag>70 dB(A)	5,02	3,09-8,15	5,06	3,11-8,23

Die Männer zeigten schon ab einer Schwelle von 60 dB(A) signifikant erhöhte Risiken, die Frauen erst ab der Kategorie mehr als 65 dB(A). Mit Ausnahme der höchsten Kategorie waren die Effektschätzer in den Pegelklassen der Männer höher als die der Frauen. In der Pegelklasse >70 dB(A) war es umgekehrt, so dass die Frauen dieser Gruppe eine höhere Chance hatten, am Tag lärm-belastigt zu sein.

3.5.2 Einflussfaktoren auf die Lärmbelastigung in der Nacht

Frauen, die einem Straßenverkehrslärmpegel in der Größenordnung >50-55 dB(A) in der Nacht ausgesetzt waren, hatten eine ca. fünffach erhöhte Chance gegenüber den Frauen bis 50 dB(A), nachts durch Lärm belästigt zu sein (Tab. 3-12). Auch für die Männer war die Schwelle für signifikant erhöhte Effekte die 50 dB(A) Marke, jedoch waren die Risiken hier kleiner als die der Frauen. Für die höchste Kategorie mit Pegeln über 60 dB(A) ergab sich für die Frauen ein sehr hohes Risiko (13,42). Bei den Männern zeigte sich demgegenüber eine fast vierfach erhöhte Chance in dieser Pegelklasse.

Alter und Erwerbstätigkeit hatten bei beiden Geschlechtern keinen statistisch signifikanten Einfluss auf die Lärmbelastigung in der Nacht. Für Frauen mit höherer Schulbildung war die Wahrscheinlichkeit sich nachts lärmelästigt zu fühlen fast doppelt so hoch als für Frauen mit niedrigerer Schulbildung. Dieser Unterschied erreichte jedoch nicht statistische Signifikanz ($p=0,143$).

Frauen:

Tabelle 3-12: Ergebnisse der logistischen Regressionsanalyse (univariat/adjustiert) für die Lärmbelastigung in der Nacht bei Frauen (n=525); OR= Odds Ratio; 95%KI= 95%Konfidenz

Einflussvariable	univariat		adjustiert	
	OR	95%-KI	OR	95%-KI
Alter (pro Jahr)	0,99	0,96-1,02	1,00	0,96-1,05
Erwerbstätigkeit (ja vs. nein)	1,35	0,70-2,59	1,02	0,45-2,33
Schulabschluss (niedrig vs. hoch)	0,57	0,26-1,25	0,52	0,22-1,25
Pegel Nacht bis 50 dB(A)	1	-	1	-
Pegel Nacht>50-55 dB(A)	4,89	1,75-13,70	5,27	1,86-14,97
Pegel Nacht>55-60 dB(A)	4,19	1,43-12,27	4,30	1,45-12,74
Pegel Nacht>60 dB(A)	13,28	5,70-30,92	13,42	5,71-31,56

Wenn man die Lärmbelastigung am Tag und in der Nacht bei Frauen vergleicht, zeigten die Frauen in der höchsten Pegelkategorie der Nacht ein mehr als doppelt so großes Risiko als die Frauen in der Gruppe mit dem höchsten Lärmpegel am Tag. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Kategorien für die verschiedenen Tageszeiten anders definiert wurden. Bei den Männern eröffnete sich im Vergleich der Tages- und Nachtwerte jedoch eine gegenläufige Tendenz (Tab. 3-13). Das Risiko für nächtliche Lärmbelastigung der Männer dieser Studie, die in der Nacht die höchsten Pegel erfuhren, ist in der Größenordnung geringer als das Risiko der Männer für Lärmbelastigung am Tag in der höchsten Pegelstufe.

Männer:

Tabelle 3-13: Ergebnisse der logistischen Regressionsanalyse (univariat/adjustiert) für die Lärmbelastigung in der Nacht bei Männern (n=1597); OR= Odds Ratio; 95%KI= 95%Konfidenz

Einflussvariable	univariat		adjustiert	
	OR	95%-KI	OR	95%-KI
Alter (pro Jahr)	1,00	0,98-1,02	1,00	0,98-1,02
Erwerbstätigkeit (ja vs. nein)	0,84	0,59-1,19	0,84	0,57-1,26
Schulabschluss (niedrig vs. hoch)	1,05	0,70-1,55	1,05	0,70-1,58
Pegel Nacht bis 50 dB (A)	1	-	1	-
Pegel Nacht>50-55 dB(A)	1,82	1,07-3,10	1,85	1,08-3,15
Pegel Nacht>55-60 dB(A)	1,92	1,10-3,35	1,94	1,11-3,39
Pegel Nacht>60 dB(A)	3,94	2,57-6,04	3,92	2,55-6,01

4 Diskussion

4.1 Lärmbelästigung

Über die Hälfte der Probanden fühlten sich durch Straßenlärm am Tag in ihrer Wohnung in unterschiedlicher Ausprägung gestört. Zwar nahm der prozentuale Anteil der Personen in den Kategorien mit höherer Belästigung ab, dennoch fühlten sich immerhin 14% der Probanden durch Straßenlärm am Tag stark gestört. In der 2005 veröffentlichten paneuropäischen LARES-Studie wurde für Erwachsene mit chronisch starker Belästigung durch Verkehrslärm ein erhöhtes Erkrankungsrisiko für das Herz-Kreislauf-System, den Bewegungsapparat, das Atmungssystem sowie für die Entstehung von Depressionen und Migräne festgestellt (Niemann et al. 2005). Folglich ist der Anteil der hoch belästigten Personen der vorliegenden Arbeit aus Public Health Sicht als bedenklich einzustufen.

Für die nächtliche Lärmbelästigung konnte im Vergleich mit der Beeinträchtigung durch Straßenlärm am Tag eine Abnahme der belästigten Personen verzeichnet werden: Nichtsdestotrotz gaben ca. ein Drittel eine Belästigung unterschiedlichen Ausmaßes an. Dabei ist zu berücksichtigen, dass eine andauernde Störung der Schlafstruktur durch Lärm schon bei niedrigen Pegeln über eine Stressreaktion des Organismus langfristig zu Gesundheitsschäden führen kann (Maschke et al. 1997). Ca. ein Zehntel der Befragten erlebte die Straßenlärmelastigung in der Nacht sogar als sehr oder äußerst störend, demgegenüber fühlten sich knapp drei Viertel der Teilnehmer überhaupt nicht gestört. Die Befragten, die in der Nacht überhaupt keine Belästigung erfuhren, begründeten diese Einstellung im Interview häufig damit, dass während des Schlafes keine bewusste Registrierung der Belästigung stattfinden könne, wodurch es zu einer Verzerrung der eigentlichen Ergebnisse zur Nachtsituation gekommen sein könnte.

Die Studien zum Thema Lärmbelästigung lassen sich aufgrund der unterschiedlichen Methodik nur bedingt miteinander vergleichen. Nur wenige Studien erfassten die Lärmbelästigung zu unterschiedlichen Tageszeiten und es wurden meist keine einheitlichen Skalen verwandt. So kann die nächtliche Belästigung anhand einer globalen Skala wie hier gemessen werden, oft wurden aber auch Schlafstörungen und

verschiedene Aspekte der Schlafqualität zur Beschreibung der nächtlichen Lärmbelastigung herangezogen. Die Lärmbelastigung am Tag wurde häufig auch durch Fragen nach der spezifischen Störung von Aktivitäten (Störung der Konzentration, Konversation, Entspannung) erfasst. In einer Kohortenstudie (Caerphilly and Speedwell Collaborative Heart Disease Studies), die diese Form von Befragung verwendete, fühlten sich nur ca. 2-3% (je nach Item) der Probanden durch den Verkehrslärm oft und ca. 0,5-1,5% immer gestört (Babisch et al. 1995).

In der epidemiologischen Lärmstudie Berlin wurde die Belästigung für die Tag- und Nachtzeit getrennt erhoben. Dabei zeigte sich für die Variablen Belästigung am Tag und Belästigung in der Nacht der vorliegenden Arbeit eine mittlere, statistisch signifikante Korrelation ($r=0,49$). Auch Hoeger und Mitarbeiter beschäftigten sich 2002 mit der Frage, ob die Dosis-Wirkungsbeziehungen für die Tages- und Nachtzeit in einer Reihe von aktuellen, deutschen Lärmstudien unterschiedlich waren. Für den Straßenverkehrslärm konnte kein substantieller Unterschied für die Lärmbelastigung zur Tag- und Nachtperiode gefunden werden, jedoch zeigten sich für Schienen- und Flugverkehrslärm Unterschiede in den jeweiligen Belästigungsreaktionen. Es wurde vermutet, dass der unterschiedliche Charakter der Lärmquelle einen Einfluss auf die Belästigungsreaktion haben könnte: So zeichnet sich Straßenverkehrslärm durch kontinuierliche Geräusche aus, während Schienen- und Flugverkehrslärm eher durch Einzelereignisse gekennzeichnet sind (Hoeger et al. 2002).

Da im Tagesverlauf die Tätigkeiten variieren, ist anzunehmen, dass sich das Ruhebedürfnis und damit die Lärmbelastigung im Tagesverlauf ändern. Schreckenbergs und Guski fanden für den Straßenverkehr am Nachmittag und am frühen Abend (16-19 Uhr) eine erhöhte Lärmbelastigung bei vergleichbarem Mittelungspegel (die Nachtzeit ausgenommen). Für den Schienenverkehrslärm fand sich bei vergleichbarem Pegel vor allem zur Abendzeit (18-22Uhr) erhöhte Lärmbelastigung gegenüber den davor liegenden Tagesstunden. Die tageszeitlichen Unterschiede in der Belästigung waren umso größer, je höher die Geräuschbelastung war (Schreckenbergs, Guski 2005).

Bei einer Umfrage des Umweltbundesamtes im Jahr 2000 zur erlebten Lärmbelastigung durch Straßenlärm gaben 18% der deutschen Bevölkerung an, durch Straßenlärm hochgradig belästigt zu sein. Der Grad der Belästigung wurde hierbei in fünf Stufen

erfasst. Die Skala reichte von äußerst gestört und belästigt bis überhaupt nicht gestört und belästigt. Die oben angeführten 18% kamen durch Zusammenfassung der beiden höchsten Belästigungskategorien zustande. Die Lärmbelastung wurde nicht nach Tageszeiten unterteilt und nur subjektiv durch die Belästigungsurteile erfasst, es fanden keine Pegelmessungen statt. Quasi als semiobjektive Ergänzung der Daten schätzten die Interviewer den Typ der Straße sowie die Qualität der Wohngegend ein. Der vom Interviewer eingeschätzte Typ der Straße erklärte fast 27% der Varianz des Belästigungsurteils der Befragten. Die erlebte Belästigung nahm mit besserer Qualität der Wohngegend ab ($r=-0,29$), was knapp 9% der Varianz des Belästigungsurteils bedeutete (Ortscheid, Wende 2002). Ein Grund für die höhere Prozentzahl der stark belästigten Personen dieser Studie im Vergleich mit den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit könnte sein, dass bei den Befragten der Studie des Umweltbundesamts das Augenmerk auf den Lärm und seine gesundheitlichen Auswirkungen gelenkt wurde, weil die Lärmbelastung neben der Zufriedenheit mit der Umweltpolitik und dem Grad des Umweltbewusstseins erfragt wurde.

In einer Studie aus Kanada mit einem Stichprobenumfang von über 5.000 Teilnehmern fühlten sich annähernd 7% der Befragten durch Straßenverkehrslärm sehr und extrem belästigt, während nahezu 63% überhaupt nicht gestört waren (Michaud et al. 2005). Die Belästigung wurde unter anderem mit einer fünfstufigen, verbalen Skala erfasst. Jedoch wurden die Daten zur Tages- und Nachtzeit nicht getrennt voneinander erhoben. Unter der Vorstellung, dass die Belästigung unter anderem durch den vorherrschenden Lärmpegel bestimmt wird, könnten die im Vergleich mit unseren Daten niedrigeren Prozentsätze dieser Studie durch regionale Unterschiede entstanden sein, da die Bevölkerungsdichte in Kanada (3,2 Einwohner pro km^2 ; <http://de.wikipedia.org/wiki/Kanada>) im Vergleich zu Deutschland (231 Einwohner pro km^2 ; <http://de.wikipedia.org/wiki/Deutschland>) geringer ist und vergleichsweise mehr „ruhigere Gegenden“ vorkommen.

Die LARES-Studie wurde von 2002-2003 in acht europäischen Städten durchgeführt und die Ergebnisse zur Belästigung zeigten, dass hier 39% der Befragten in der Wohnung durch Straßenlärm belästigt waren. Neun Prozent davon gaben sogar starken bis äußerst starken Straßenverkehrslärm an. Die Formulierung der Belästigungsfrage im Interview, und damit ist insbesondere die zeitliche Eingrenzung der Lärmbelastigung

auf die letzten 12 Monate gemeint, sowie das Verkehrsaufkommen einer Großstadt kommen den Studienbedingungen der epidemiologischen Lärmstudie Berlin sehr nahe, jedoch wurde die Belästigung nicht zu unterschiedlichen Tageszeiten erfasst, was einen Vergleich der quantitativen Belästigungswerte der beiden Studien untereinander ausschließt. Für Erwachsene wurden in der LARES-Studie erhöhte Erkrankungsrisiken aufgrund einer starken Belästigung durch Verkehrslärm gefunden, jedoch galt dies nicht für ältere Menschen. Kinder waren hinsichtlich einer starken Belästigung durch Verkehrslärm als Risikogruppe anzusehen. Es zeigten sich durch Verkehrs- als auch durch Nachbarschaftslärm erhöhte Risiken für Erkrankungen des Atmungssystems bei Kindern (Niemann et. al 2005).

In einer Studie mit 13557 Teilnehmern zum Thema Belästigung durch Straßenverkehrslärm in Südschweden wurde ziemlich viel und viel Belästigung nur von 4,7% der Teilnehmer beschrieben (Björk et. al 2006). Inwieweit hier regionale Unterschiede, die fehlende Eingrenzung des Zeitraumes, auf den sich die Belästigung beziehen sollte, eine Antwortkategorisierung in nur vier statt fünf Schritten sowie die fehlende Unterteilung der Belästigung zu unterschiedlichen Tageszeiten einen Einfluss auf die Ergebnisse genommen haben, lässt sich schwerlich abschätzen.

Eine Studie aus Bratislava mit dem Ziel zwei Belästigungsuntersuchungen und zwei Lärmbelästigungsskalen über eine Periode von 15 Jahren zu vergleichen, zeigte für das Jahr 2004 einen Prozentsatz von 18% stark belästigter Personen, der mit den Tageswerten der vorliegenden Arbeit durchaus vergleichbar ist. Von Interesse war ein Anstieg der subjektiven Umweltlärmbelastungsrisiken nach 15 Jahren: Die Stichprobe aus dem Jahr 2004 wies eine höhere Belästigung durch Straßenverkehr, Nachbarschaftslärm, Lärm aus Freizeitanlagen, Industrie- und Schienenverkehrslärm auf (Sobotova et al. 2006).

Zusammenfassend zeigt sich in der Literatur zum Thema Belästigung ein heterogenes Bild. Daher sind für zukünftige Studien standardisierte Skalen und Frageformulierungen zur Erhebung der Belästigung zu fordern, um belastbare Vergleiche zwischen den verschiedenen Umfragen anstellen zu können (Ortscheid 2003). Die Aufteilung der Belästigung zu unterschiedlichen Tageszeiten erscheint sinnvoll, da sich daraus unterschiedliche Tendenzen ergeben.

Der Einfluss soziodemographischer Faktoren (Geschlecht, Alter, Erwerbstätigkeit, Schulabschluss und Haushalts-Nettoeinkommen) auf die Lärmbelästigung wurde bivariat und mit Hilfe multivariabler Modelle untersucht, wobei sich in der zweiseitigen Darstellung nur wenige signifikante Zusammenhänge zeigten. Die Frauen wiesen eine statistisch signifikant höhere Lärmbelästigung am Tag als die Männer auf. Da die Zahl der nicht erwerbstätigen Frauen (67%) höher als die der Männer (54%) war, könnte die höhere Lärmbelästigung bei Frauen dadurch zustande gekommen sein, dass sie mehr Zeit in ihrer Wohnung verbrachten und deshalb den Lärm als störender empfanden. Jedoch konnte zwischen Erwerbstätigen und Erwerbslosen kein signifikanter Unterschied der Lärmbelästigung nachgewiesen werden. Folglich könnte es sich bei der höheren weiblichen Lärmbelästigung am Tag um eine geschlechtsspezifische Reaktion handeln, die es in weiteren Studien näher zu untersuchen gilt. Bei der nächtlichen Belästigung fiel kein signifikanter Unterschied zwischen Frauen und Männern auf. Die Lärmbelästigung wurde daher in den multivariablen Modellen für Frauen und Männer getrennt berechnet. Die Gruppe der besser ausgebildeten Probanden zeigte eine statistisch signifikant höhere, mittlere Belästigungsreaktion in der Nacht als die Probanden mit mittlerem und niedrigem Ausbildungsgrad, da vermutlich die höher Ausgebildeten einen höheren Anspruch an ihre Nachtruhe stellten als die Anderen. Für die Belästigung am Tag zeigte sich kein signifikanter Unterschied zwischen den Gruppen.

Der Vergleich mit anderen Studien zeigt differente Ergebnisse. In einer schwedischen Studie von Bluhm und Mitarbeitern konnte für die Belästigung kein Einfluss durch Geschlecht, Alter, Ausbildung und dem Zeitraum, den der Proband bis zum Befragungszeitpunkt in seiner derzeitigen Wohnung verbracht hatte, nachgewiesen werden (Bluhm et al. 2004).

In einer anderen schwedischen Studie von Björk und Kollegen wiederum waren die Faktoren Geschlecht und Erwerbstätigkeit, neben anderen wie Geburtsland, Sportverhalten und finanziellen Problemen mit dem Auftreten von hoher und ziemlich hoher Belästigung durch Verkehrslärm assoziiert ($p \leq 0,005$ für alle Beziehungen außer dem Geschlecht $p=0,036$) (Björk et al. 2006).

Die Autoren Miedema und Vos konnten zeigen, dass demographische Faktoren weniger Einfluss auf die Belästigung hatten als die Lärmempfindlichkeit sowie die

Angst, die mit der jeweiligen Lärmquelle assoziiert war. Dabei ergab sich für die Lärmbelästigung keine Relation mit dem Geschlecht. Für andere demographische Variablen wie Alter, Ausbildung oder Beschäftigung konnte ein schwacher, aber signifikanter, Zusammenhang nachgewiesen werden, wobei die Variable Alter die stärkste Assoziation aufwies (Miedema et Vos 1999).

Auch in einer Übersicht von Stansfeld ergaben sich für die soziodemographischen Faktoren Geschlecht, Alter und die soziale Klasse nur schwache Zusammenhänge mit der Belästigung. Allenfalls für den höheren Sozialstatus ließ sich ein nicht konsistenter Zusammenhang mit der höheren Belästigung beschreiben, den die Autoren darauf zurückführten, dass diese Personen möglicherweise höhere Erwartungen an ihre Umwelt stellten und sich daher eher über den Lärm beschwerten (Stansfeld 2000).

4.2 Straßenlärmpegel

In der Vergangenheit wurde von der epidemiologischen Lärmwirkungsforschung eine Überschreitung der Grenzwerte für Straßenverkehrslärm von 65 dB(A) tags und 55 dB(A) nachts als gesundheitlich bedenklich eingestuft (Babisch 2000b). So zeigte sich, dass Umweltlärmpegel mit einem äquivalenten Dauerschallpegel über 60 dB(A) zu einer Erhöhung der Katecholamine führten, wenn Aktivitäten wie Konversation, Konzentration und Erholung durch den Lärm gestört wurden (Ising et Braun 2000).

Damit konnte für eine relativ hohe Zahl an Probanden dieser Studie ein Gesundheitsrisiko durch Lärm definiert werden, denn nahezu 17% der Probandenadressen dieser Untersuchung wiesen einen Schallpegel von über 65 dB(A) am Tag auf. Davon lagen ca. 6% sogar bei einem Pegel von über 70 dB(A) am Tag. Das Geräusch eines Haushaltsstaubsaugers zum Vergleich entspricht einem Geräuschpegel von 55 bis 65 dB(A) (Passchier-Vermeer und Passchier 2000) und liegt somit noch unterhalb der definierten Grenzwerte für eine potentielle Gesundheitsschädigung. Auch in der Nacht unterlag nahezu ein Viertel der Probanden bei Immissionspegeln über 55 dB(A), über 13% befanden sich sogar in der Kategorie von über 60 dB(A). Dabei ist zu beachten, dass sich die Auswertungen zur Schallpegelbelastung tags und nachts auf dieselben Straßen- und Gebäudeseiten bezogen, was bedeutet, dass die Nachtpegel nicht die Lärmsituation der Schlafräume darstellten. Die Ergebnisse zum nächtlichen

Immissionspegel der Berliner Lärmstudie sollten daher nicht im Zusammenhang mit möglichen Schlafbeeinträchtigungen durch nächtlichen Verkehrslärm diskutiert werden. Der Vergleich der Pegeldata mit anderen Studien ist nur begrenzt möglich. Zum einen wird der Charakter eines Geräusches durch die Frequenz, die Intensität und die Dauer (kontinuierlich oder intermittierend) sowie die Bedeutung des Lärms bestimmt. Die Studien zur Lärmwirkungsforschung unterscheiden sich folglich dadurch, wie sehr die einzelnen Aspekte berücksichtigt wurden (Stansfeld et al. 2000). Zum anderen zeigte die Erfassung der Lärmexposition in den einzelnen Studien auch differente, methodische Ansätze. Die Schallpegel wurden anhand von vorhandenem Lärmkartenmaterial, der durchschnittlichen, täglichen Verkehrsmenge und der daraus berechneten Lärmpegel sowie durch Pegelmessungen ermittelt.

Daten zum Straßenverkehrslärm 1999 in Deutschland (alte Bundesländer) wurden vom Umweltbundesamt veröffentlicht: 15,6% der Bevölkerung waren nach dieser Erhebung einem Mittelungspegel (L_m) von mehr als 65 dB(A) am Tag ausgesetzt, in der Nacht befanden sich 16,6% der Deutschen bei einem Pegel von mehr als 55 dB(A) (UBA, Geräuschbelastung im Straßen- und Schienenverkehr, <http://www.umweltbundesamt.de/verkehr/laerm/strassen-und-schienen-verkehr.htm>).

Für den Tageszeitraum fand sich bei der Veröffentlichung des Umweltbundesamts somit ein Prozentsatz in der Größenordnung der vorliegenden Studie. Da die Lärmstudie in der Großstadt Berlin durchgeführt wurde, konnte man von einem hohen Lärmaufkommen ausgehen, weshalb die höhere Probandenanzahl in der Nacht mit einem Pegel von mehr als 55 dB(A) möglicherweise diesem Tatbestand geschuldet war. In einer epidemiologischen Kohortenstudie aus Großbritannien wurde die Verkehrslärmbelastung messtechnisch ermittelt und Lärmkarten der Untersuchungsgebiete angelegt. Dabei wurde der Mittelungspegel von 6 bis 22 Uhr berücksichtigt. Demnach lebten zu Studienbeginn ca. 8% der Probanden an Straßen mit Tagesmittelungspegeln über 65 dB(A). Der Forschungsgegenstand Lärm wurde erst nachträglich in die Studie eingebracht, so dass die Auswahl der Untersuchungsgebiete nicht nach Lärmgesichtspunkten erfolgt war. Diese wiesen daher keine sehr hohe Verkehrslärmbelastung auf (Babisch et al. 1995).

Die Ergebnisse der Tiroler Verkehrslärmstudie lassen sich mit den vorliegenden Daten in Bezug auf die Pegelverteilung kaum vergleichen, da die Ergebnisse der objektiven Lärmbelastung in der Studie aus Österreich nicht nach Tages- und Nachtzeiten unterteilt wurden: 31,4% der Tiroler Probanden waren mit Pegeln über 55 dB(A) belastet und 5,4% der Untersuchten lagen bei einem Pegelwert von 65 dB(A) (Lercher et Kofler 1995).

Bisher konnte von Seiten der Lärmwirkungsforschung nicht abschließend geklärt werden, ob die Lärmbelastung am Tag und den Abendstunden oder die in der Nacht für die beobachteten Lärmwirkungen von größerer Bedeutung ist (Guski 2002, Babisch 2000b). Eine getrennte Erfassung der Pegel- sowie der Belästigungsdaten für die jeweiligen Tageszeiten bzw. die Verwendung von Lärmindizes, die diese Unterschiede berücksichtigen, sind daher für zukünftige Lärmstudien erforderlich. Diesem Umstand wurde von behördlicher Seite in der EU-Richtlinie 2002/49/EG über die Bewertung und Bekämpfung von Umgebungslärm, worunter neben anderen Lärmquellen auch Lärm durch Straßenverkehr zusammengefasst wurde, mit der Einführung der kennzeichnenden Größen L_{day} , $L_{evening}$ und L_{night} , Rechnung getragen. Die Indizes entsprechen den energieäquivalenten Dauerschallpegeln für den Tag-, Abend- und Nachtzeitraum. Die genaue Festlegung der Zeiträume erfolgt innerhalb des in der Richtlinie vorgegebenen Rahmens durch den jeweiligen EU Mitgliedsstaat. Weiterhin wurde ein Tag-Abend-Nacht-Lärmindex (L_{den}) benannt. Der L_{den} ist ein Mittelungspegel aus den Lärmindizes für den Tag-, Abend- und Nachtzeitraum, in dem die Dauer der Zeiträume berücksichtigt wurden. Für den Abend- bzw. den Nachtzeitraum werden 5 bzw. 10 dB dazugerechnet (Irmer, Popp 2003; Umweltbundesamt Österreich 2009).

In den EU Ländern waren nach einer Untersuchung der WHO 40% der Bevölkerung einem Straßenverkehrslärmpegel von mindestens 55 dB(A) ausgesetzt. Am Tag erfuhren 20% der Bevölkerung Außenschallpegel durch Straßenverkehr von mindestens 65 dB(A), in der Nacht unterlagen 30% der Bewohner der EU Länder Straßenlärmpegeln von mindestens 55 dB(A) (WHO). In der Veröffentlichung der WHO wurde zur Beschreibung der Lärmbelastung eine andere Einteilung der Außenschallpegel durch Straßenlärm gewählt, so dass ein Vergleich mit den Daten der vorliegenden Arbeit entfällt. Die Richtlinien der WHO für nächtlichen Lärm zur

Vermeidung gesundheitlicher Effekte beschreiben für Pegel außerhalb des Schlafzimmers während der Nacht eine Obergrenze von 40 dB(A) im jährlichen Durchschnitt (WHO 2009a). Bei den Innenschallpegeln ist nach den Richtlinien für Lärm aus öffentlichen Quellen ein Pegel von weniger als 30 dB(A) in Schlafzimmern während der Nacht für eine gute Schlafqualität erforderlich. In Klassenzimmern wird ein Innenschallpegel von weniger als 35 dB(A) empfohlen, um gute Lehr- und Lernbedingungen zu schaffen (WHO 2009b).

In einer Studie mit einer sehr großen Teilnehmerzahl (N= 13.557) in einer Region in Südschweden unterlagen 29% der Studienpopulation einer hohen mittleren Lärmbelastung ($L_{Aeq24} \geq 55 \text{dB(A)}$) durch Straßenverkehrslärm. Zur Messung der Lärmexposition wurde anders als in der Berliner Lärmstudie auch der Maximalpegel erfasst: 37% der Probanden wiesen einen hohen maximalen Belastungspegel ($L_{Amax} \geq 70 \text{dB(A)}$) auf. Die Lärmbelastung unterschied sich nicht wesentlich in Bezug auf die möglichen Einflussfaktoren Alter, Geschlecht oder Ausbildungsgrad der Teilnehmer, jedoch konnte eine signifikante Assoziation zwischen den Lärmbelastungspegeln und dem Rauchverhalten, finanzieller Probleme der Probanden oder dem Land, in dem sie geboren wurden, nachgewiesen werden (Björk et al. 2006). In der vorliegenden Dissertation konnte zwischen den Pegelraten und den Faktoren Alter, Geschlecht, Erwerbstätigkeit und Ausbildung kein signifikanter Zusammenhang festgestellt werden. Künftige Studien sollten die bei Björk und Mitarbeitern gefundenen Beobachtungen weiter untersuchen.

Der Zusammenhang zwischen den höchsten Pegeln am Tag mit den höchsten Pegeln in der Nacht zeigte eine sehr hohe, statistisch signifikante Korrelation ($r=0,91$), was bedeutet, dass tagsüber hoch belastete Wohngebiete meist auch nachts eine höhere Belastung erfahren.

Eine Erfassung der Pegel zu unterschiedlichen Tageszeiten sowie ein einheitliches Messinstrument sind aufgrund der geringen Vergleichbarkeit der erwähnten Studien für weitere Forschungsvorhaben empfehlenswert.

4.3 Zusammenhang zwischen Lärmbelästigung und Lärmpegel

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigten einen positiven, statistisch signifikanten Zusammenhang zwischen subjektiver Belästigung durch Straßenverkehrslärm und objektiver Lärmbelastung. Jedoch war die Korrelation zwischen der Belästigung und den Belastungspegeln geringgradig ($r=0,28$ am Tag; $r=0,21$ für die Nachtwerte).

Ein Vergleich mit Ergebnissen anderer Studien wird dadurch erschwert, dass in der verfügbaren Literatur zum Thema Beziehung zwischen Pegel und Belästigung die Ergebnisse nicht immer in Form von Korrelationen bzw. Varianzverhältnissen benannt wurden. Deshalb sei auf die Arbeit von Job aus dem Jahr 1988 sowie auf Theodore J. Schultz Synthese von 11 Befragungen zur Lärmbelästigung (1978) verwiesen, da in beiden Untersuchungen die Ergebnisse mehrerer Lärmwirkungsstudien verglichen und zusammengefasst wurden. Job stellte fest, dass sich in einer Reihe von Studien ein deutlicher Zusammenhang beider Variablen über Gruppen von Personen zeigte, die jeweils demselben Pegel ausgesetzt waren, die Korrelation von 0,82 ergab sich aus der durchschnittlichen Belästigungsreaktion und der mittleren Lärmexposition für jedes Gebiet. Der individuelle Zusammenhang zwischen der Belästigung und der physikalischen Lärmbelastung war jedoch erheblich schwächer ausgeprägt. Im Mittel belief sich die Korrelation hier nur auf 0,42, so dass „nur ein kleiner Prozentsatz (typischerweise weniger als 20%) der Variation der individuellen Reaktion der Lärmexposition geschuldet war.“ Job konnte zeigen, dass selbst bei korrekten Messungen der Lärmexposition und der Belästigung sowie unter Einbeziehung des gesamten Lärmexpositionsbereiches nur eine geringe Verbesserung der Korrelation erreicht werden kann (Job 1988).

Auch Schultz kam schon zu ähnlichen Resultaten: Auf einer zu Gruppen mit gleicher Lärmbelastung zusammengefassten Datenebene zeigte sich eine hohe Korrelation in der Größenordnung von 0,8 für das Verhältnis zwischen dem Pegel und der Belästigung, jedoch belief sich der typische Korrelationskoeffizient unter Berücksichtigung der individuellen Belästigung zwischen 0,3 und 0,4 (Schultz 1978). Dabei ist zu beachten, dass die zugrunde liegenden Daten heute schon über 30 Jahre alt sind und die Verkehrsmengen seither stetig angestiegen sind.

In einer Studie zur Belästigung durch Straßen- und Schienenverkehrslärm im Tagesverlauf wurden bezogen auf die stündlichen Mittelungspegel und die in einem Interview erhobenen stündlichen Lärmbelastigungen statistisch signifikante Produkt-Moment-Korrelationskoeffizienten im Bereich von $0,11 \leq r \leq 0,22$ für den Straßenverkehrslärm bestimmt (Schreckenberget Guski 2005).

Schuemer et al. zeigten für zwei Vergleichsstudien zur Wirkung von Schienen- und Straßenverkehrslärm Korrelationswerte für unterschiedliche Belästigungs- bzw. Gestörtheitsreaktionen im Durchschnitt von $r \sim 0,30$ für die individuellen Korrelationen, für die Korrelationen auf aggregiertem Datenniveau (durchschnittliches Ausmaß an Beeinträchtigung pro Pegelstufe bzw. pro Gebietsmittelungspegel) waren die Beziehungen deutlich enger ($r \sim 0,9$ bzw. $0,8 < r \leq 0,9$) (Schuemer et al. 2003).

Der Zusammenhang zwischen der individuellen Belastung und der Reaktion wurde in der Literatur folglich als gering beschrieben, die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit gehen damit konform. Eine Erklärung für die eher mäßige Korrelation könnte sein, dass die Lärmbelastigung neben dem Pegel von den so genannten nichtakustischen Faktoren mitbestimmt wird und damit multifaktoriell bedingt ist. Moderatoren der Lärmbelastigung wie die persönliche Einstellung zur Lärmquelle sind aus der Lärmwirkungsforschung bekannt. Personen, die über kein Auto im Haushalt verfügen, gaben auf der Belästigungsskala eine höhere Belästigung (im Mittel 2,48) durch Straßenverkehrslärm an als Besitzer eines Personenkraftwagens (im Mittel 2,20) (Ortscheid, Wende 2002). Nach Guski und Höger können bestenfalls ein Drittel der Varianz an Belästigungsreaktionen durch akustische Faktoren erklärt werden, wohingegen jeweils ein weiteres Drittel durch individuelle oder soziale Variablen bestimmt wird (Guski 1999, Höger 1999). In der Vergangenheit wurden viele moderierende Variablen untersucht und dabei stellten sich neben dem Lärmpegel, die Lärmempfindlichkeit sowie die Einstellung zur Lärmquelle am bedeutendsten in Bezug auf die Lärmbelastigungsreaktion dar (Job 1988). Die Lärmempfindlichkeit ist nach einer Definition von Zimmer und Ellermeier eine über die Zeit stabile Persönlichkeitseigenschaft, die Einstellungen gegenüber Geräuschen in unterschiedlichen Situationen erfassen soll. Sie ist in diesem Sinn als eine Moderatorvariable zu verstehen, was erklärt, weshalb Personen, die der gleichen Schalldosis ausgesetzt sind, unterschiedlich reagieren können. (Zimmer et Ellermeier

1997). In der Untersuchung von Job 1988 fand sich das Misstrauen in die öffentlichen Stellen als die in den verschiedenen Studien am meisten genutzte Messung, die die innere Einstellung zur Lärmquelle repräsentieren sollte. Dabei fiel eine mittelgradige Korrelation zwischen der Einstellung zur Lärmquelle und der Belästigung ($r=0,41$) auf, jedoch zeigte sich eine geringe Korrelation zwischen Einstellung und Lärmpegel ($r=0,15$), was dafür sprach, dass der Lärmpegel nicht die eigentliche Ursache für die höhere Korrelation zwischen Einstellung und Belästigung war. Auch zwischen der Lärmempfindlichkeit und der Belästigung zeigte sich eine positive Korrelation ($r=0,30$), doch konnte auch in dieser Beziehung der Lärmpegel nicht die zugrunde liegende Kausalität erklären (Job 1988).

In der vorliegenden Arbeit zeigte sich im Vergleich mit den Tageswerten eine niedrigere Korrelation zwischen dem nächtlichen Pegel und der Belästigung in der Nacht. Dieses Ergebnis findet sich auch in anderen Studien. (Schuemer et al. 2003, Höger et al. 2002).

Abschließend sei erwähnt, dass in der vorliegenden Arbeit bei Betrachtung des Zusammenhanges zwischen Belästigung und Pegel nicht der Einfluss einer weiteren Variablen mit untersucht werden konnte, weshalb die logistische Regressionsanalyse durchgeführt wurde.

4.4 Multivariable Analyse

Zunächst ließen sich aus der multivariablen Analyse Schwellenwerte von 65 dB(A) Lärmbelastung am Tag und 50 dB(A) in der Nacht ableiten, ab denen das Risiko für die Erfahrung einer Lärmbelästigung durch Straßenverkehr erhöht schien. Für die Männer konnte man für die Tageswerte sogar eine noch niedrigere Schwelle von 60 dB(A) definieren. Von der epidemiologischen Lärmwirkungsforschung wurde ein Tagesimmissionspegel von 65 dB(A) außen als Obergrenze der Verkehrslärmbelastung empfohlen (Babisch 2000b). Die oben definierte Schwelle, ab der eine Lärmbelästigung und in der Konsequenz eine Gesundheitsgefährdung gegeben ist, entspricht daher den von der Lärmwirkungsforschung empfohlenen Richtwerten.

In der multivariablen Analyse wurde die Lärmbelästigung für die beiden Geschlechter und den Tages- und Nachtzeitraum getrennt betrachtet. Daraus ergaben sich interessante

Beobachtungen. Frauen mit einem hohen Straßenverkehrslärmpegel in der Nacht (>60 dB(A)) hatten gegenüber den Frauen der Vergleichskategorie (≤ 50 dB(A)) eine dreizehnfach erhöhte Wahrscheinlichkeit starke nächtliche Lärmbelästigung zu erfahren. Das vorbenannte Risiko der nächtlichen Lärmbelästigung für die Frauen der höchsten Pegelgruppe war jedoch mehr als dreimal so hoch wie das Risiko für Männer mit gleicher objektiver Lärmbelastung. Eine mögliche Erklärung dafür könnte sein, dass die Lärmbelästigung durch weitere Faktoren wie die Lärmempfindlichkeit moderiert wird und es Hinweise darauf gibt, dass Frauen lärmempfindlicher sein könnten als Männer (Ellermeier et al. 2001). Ebenso ist vorstellbar, dass die Frauen in Bezug auf die Lärmbelästigung andere Reaktionsmuster aufweisen, die es weiter zu untersuchen gilt.

Weiterhin muss diskutiert werden, warum das Risiko der Frauen für die nächtliche Belästigung in der höchsten Pegelgruppe mehr als doppelt so hoch ($OR=13,4$) als für das Risiko einer Lärmbelästigung am Tag ($OR=6,5$) war und dass, obwohl nachts niedrigere Pegel vorherrschten. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Kategorien für die verschiedenen Tageszeiten auf Grund der niedrigeren Nachtpegel anders definiert wurden. Bei den Männern verhielt sich dieses Verhältnis umgekehrt: Das Risiko für Lärmbelästigung in der höchsten Pegelgruppe nachts war kleiner ($OR=3,9$) als das Risiko in der höchsten Pegelgruppe am Tag ($OR=5,0$). Es kommt hinzu, dass die Frauen dieser Studie tagsüber mehr Zeit zuhause verbrachten als die Männer, da sie im Vergleich mit den Männern häufiger nicht erwerbstätig waren. Vielleicht führte diese im Vergleich mit den männlichen Probanden verlängerte Expositionszeit dazu, auch die nächtliche Lärmbelastung als störender einzuschätzen. Es ist zu beachten, dass die Nachtpegel nicht die Situation der Schlafräume repräsentierte, weshalb hier keine geschlechtsspezifischen Schlafreaktionen diskutiert werden können. Wenn die Probanden am Tag einer Arbeit nachgingen, konnte sich ihre Einschätzung der täglichen Lärmsituation nur auf Erfahrungen aus Wochenenden und Urlaubstagen beziehen. Weiterhin steht auch der Arbeitslärm in engem Zusammenhang mit Umweltschall und besonders bei der Entwicklung von Wirkungsmodellen besteht eine wechselseitige Beeinflussung, so dass hier Verzerrungen der Ergebnisse möglich sein könnten. Genauso ist eine geschlechtsspezifische Belästigungsreaktion auch in Abhängigkeit von der Tageszeit vorstellbar. In der verfügbaren Literatur konnte auf diese spezielle Fragestellung keine Antwort gefunden werden. In Anbetracht des hier

gefundenen sehr hohen weiblichen Risikos für nächtliche Lärmbelästigung sollten besonders die Frauen, die in der Nacht einer hohen Lärmexposition unterliegen, in Zukunft identifiziert und in Bezug auf gesundheitliche Lärmwirkungen untersucht werden.

Die These „je höher der Lärmpegel desto höher ist auch die Belästigung“ wurde hier in dem Sinn bestätigt, dass die Effektschätzer mit höheren Pegeln anstiegen. Für die Einflussfaktoren auf die Lärmbelästigung wurden univariate und adjustierte Risiken berechnet, die keine wesentlichen Unterschiede zeigten. Die potentiellen, soziodemographischen Einflussgrößen Alter, Erwerbstätigkeit und Schulbildung schienen in Bezug auf die Lärmbelästigung keinen relevanten Einfluss zu haben, was schon die Auswertung der deskriptiven Ergebnisse vermuten ließ. Auffallend war ein fast doppelt so hohes, statistisch jedoch nicht signifikantes Risiko für Frauen mit hoher Schulbildung sich nachts lärmbelästigt zu fühlen gegenüber den Frauen mit niedriger Schulbildung, so dass die Rolle der soziodemographischen Einflussgrößen nicht abschließend geklärt werden konnte. Da es sich bei diesen Variablen auch um potenzielle Confounder handeln könnte, sollten sie in zukünftigen Studien miteingefasst werden.

4.5 Limitationen

In Bezug auf die epidemiologische Lärmstudie Berlin sind vor allem zwei limitierende Faktoren zu nennen. Die Lärmstudie wurde als Fall-Kontroll-Studie angelegt, daher erfolgte die Datenerhebung zur subjektiven Lärmbelastung retrospektiv. Verzerrungen im Sinne von „recall bias“ wären denkbar, wenn die Probanden in ihrer Erinnerung die tatsächliche Situation anders bewertet haben sollten. Dabei ist vorstellbar, da es sich bei den Probanden um Patienten mit schwerwiegenden, teils lebensbedrohlichen Erkrankungen (Herzinfarkt) aber auch weniger belastenden Diagnosen aus der Unfallchirurgie (z.B. Knochenbrüche) oder Allgemeinchirurgie (z.B. Leistenbruch) handelte, dass die Situation durch die momentane Gemütsverfassung der Patienten über- oder unterbewertet wurde. Beim Vergleich der Lärmbelästigung zeigte sich jedoch kein Unterschied zwischen Fällen und Kontrollen.

Ein weiterer Aspekt ist die möglicherweise eingeschränkte Repräsentativität der Ergebnisse, da durch die Auswahl von Krankenhauspatienten eine Selektion stattgefunden hat, die den Vergleich mit der Normalbevölkerung erschwert (Selektionsbias). Der akute Myokardinfarkt gehört zu den Krankheiten, die mit einer hohen Akutletalität belastet sind, was die Auswertung des Augsburger Herzinfarkt-Registers 1985 bis 1998 zeigte: Durch verbesserte Behandlungsmöglichkeiten konnte die Letalität bis 1996/1998 auf 8% bei Männern und 11% bei den Frauen gesenkt werden, jedoch verstarb ein Drittel der Erkrankten noch vor Erreichen eines Krankenhauses und zumeist zu Hause (Löwel et al. 2002). Die prähospital und nach der Krankenhausaufnahme Verstorbenen wurden in der Lärmstudie nicht erfasst.

Die Untersuchung fand in der Großstadt Berlin statt und es partizipierten daher keine Bewohner aus ländlichen Gegenden, die möglicherweise die gleiche Lärmbelastung höher als die an Umweltlärm gewöhnten Großstadtbewohner einschätzen könnten. Daher sind die vorliegenden Ergebnisse nicht auf eine ländliche Bevölkerung übertragbar. Ebenso ist auch vorstellbar, dass Personen, die an eine ruhige Umgebung gewohnt sind, eine höhere Toleranz gegenüber einer veränderten Lärmsituation zeigen. Abschließend sei erwähnt, dass auch Patienten über 70 Jahre nicht in die Untersuchung eingeschlossen wurden. Bedingt durch das Studiendesign der Hauptstudie, in der Herzinfarktpatienten als Fälle definiert wurden, wurden deutlich weniger Frauen als Männer eingeschlossen, wodurch die statistische Power in den Auswertungen für die weiblichen Studienteilnehmer geringer war als für männliche Probanden.

Für Straßen mit einem geringen Verkehrsaufkommen (Nebenstraßennetz) konnten im Rahmen der Lärmstudie keine exakt berechneten Schallpegelwerte angegeben werden, so dass diese als „ruhig“ eingestuft wurden. Diese Kategorie entsprach jedoch einem Immissionspegel von tags bis zu 60 dB(A) und nachts bis zu 50 dB(A). Aufgrund dieser methodischen Problematik konnten die deskriptiven Ergebnisse zur Pegelverteilung in Bezug auf die unterste Kategorie in der vorliegenden Arbeit nur eingeschränkt bewertet werden. In der multivariablen Analyse wurde diese Kategorie als Vergleichsgruppe für die restlichen Pegelklassen definiert.

Die Lärmpegeldata in dieser Dissertation basieren auf der Grundlage der maximalen Schallpegelbelastung unabhängig von der Gebäudeseite und der Wohnraumnutzung sowie des Fensteröffnungsverhalten der Probanden, was einen limitierenden Einfluss

auf die Ergebnisse gehabt haben könnte. Wie bereits erwähnt, könnte eine Unterscheidung zwischen der Lärmbelastung des Wohnraums am Tag sowie des Schlafrums nachts dazu beitragen, mögliche Schlafbeeinträchtigungen zu untersuchen. Schultz beschrieb den Einfluss der Jahreszeit bzw. des Fensteröffnungsverhaltens 1978 am Beispiel zweier Fluglärmstudien aus den USA. Die eine Untersuchung wurde in den Sommermonaten in großen Städten durchgeführt, während die andere in kleinen Gemeinden im Winter stattfand. Die Zahl der hochgradig Belästigten war im Sommer bei geöffneten Fenstern und in größeren Städten mit erhöhtem Verkehrsaufkommen höher als in der zu vergleichenden Studie (Schultz 1978). Auch Miedema und Andere fanden saisonale und meteorologische Einflüsse auf die Umweltlärmelastigung. Sie fanden für die Langzeitlärmelastigung im Sommer eine leichte, statistisch signifikante Erhöhung gegenüber der Belastigung im Winter und Hinweise darauf, dass die Lärmbelastigung durch Temperatur, mehr Sonnenschein, weniger Niederschlag und geringere Windgeschwindigkeiten ansteigt (Miedema et al. 2005). In zukünftigen Studien sollte daher die klimatischen Bedingungen sowie die „Fenstersituation“ ausreichend beachtet werden, womit hier die Dauer der Fensteröffnung in Stunden, das Vorhandensein moderner Schallschutzfenster sowie die Fensterausrichtung in Bezug auf die akustisch am stärksten einwirkende Straße gemeint ist.

Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass die alltägliche Geräuschkulisse der Probanden mancherorts auch durch die Kombination mehrerer Lärmquellen bestimmt wurde. Die Probanden wurden im Interview zwar einerseits darauf hingewiesen, allein die spezifische Belastigung durch Straßenlärm anzugeben, andererseits fiel ihnen genau diese Unterscheidung teilweise schwer, was in Anbetracht der Tatsache, dass die Belastigung durch mehrere Faktoren, die vielleicht auch nicht bewusst gesteuert sind, ausgelöst und beeinflusst wird, nachvollziehbar ist. Das Thema Quellenkombination wurde von der Lärmwirkungsforschung aus methodischen Gründen lange gemieden. Die in diesem Bereich durchgeführten Feld- und Laborstudien lieferten heterogene Befunde. Analysen repräsentativer Umfragen zur Belastigung durch Lärm aus dem Jahr 1998 belegten eine häufige Doppelbelastigung durch zwei Lärmquellen für einen großen Teil der deutschen Bevölkerung: So wurden von den rund 47 Mio. Einwohnern der Bundesrepublik Deutschland, die vom Straßenverkehrslärm belästigt wurden, rund 13 Mio. zusätzlich durch Fluglärm belästigt (Ortscheid, Wende 2001). In ihrer früher schon

erwähnten Befragung zur Lärmbelastigung in Deutschland machten Ortscheid und Wende die interessante Beobachtung, dass die jeweilige quellenspezifische Belästigung sogar höher ausfiel, je mehr zusätzliche weitere Lärmquellen einwirkten (Ortscheid, Wende 2002).

Neuere Untersuchungen zeigten, dass visuelle Einflüsse, Einflüsse durch Geruch sowie Vibration mit einer erhöhten Belästigung durch Straßenlärm einhergingen. Dieser Aspekt wurde in der vorliegenden Arbeit nicht berücksichtigt. In Bezug auf den visuellen Zusammenhang sei der Schattenwurf (sog. Disco-Effekt) der Windenergieanlagen erwähnt. Da erhöhter Straßenlärm meist mit einer erhöhten Abgasbelastung einhergeht, ist auch eine mögliche Verstärkung der Belästigung durch den Geruchssinn gut vorstellbar (Guski 2002). Bei den meisten Studien, bei denen der Einfluss von Vibration mit untersucht wurde, wurde festgestellt, dass Vibration die Belästigung durch Lärm verstärkte. Im Umkehrschluss konnte bei Verringerung der Vibration die Belästigung bedeutend gemindert werden, was wahrscheinlich damit zusammenhing, dass die Vibration im Vergleich zum Hören mit anderen Sinnesorganen wahrgenommen wurde (Stansfeld et al. 2000).

Zuletzt ist zu beachten, dass die Verkehrsmengen sich stetig erweitern und dass die Effekte der Änderung als Einfluss auf das Belästigungsurteil derzeit noch nicht ausreichend untersucht worden sind (Guski 2002). Nach Veränderung der Lärmsituation (zum Beispiel Eröffnung oder Schließung einer Verkehrsstraße) zeigten viele Studien eine „Überreaktion“ der Anwohner. So reagierten sie bei einem Ansteigen der Lärmpegel mit mehr Belästigung als statistische Berechnungen es vorhersagten, und umgekehrt bei einem Abfallen der Lärmpegel mit weniger Belästigung als erwartet (Guski 2004). Öhrström konnte durch den Vergleich zweier Belästigungsstudien vor und nach einer deutlichen Verminderung der Straßenverkehrslärmbelastung jedoch zeigen, dass sich bei den Probanden nicht nur weniger Belästigung sowie Störungen der Alltagsaktivitäten zeigte, sondern sich sogar besseres Allgemeinbefinden der Probanden einstellte (Öhrström 2004).

4.6 Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigten einen positiven Zusammenhang zwischen subjektiver Lärmbelästigung und objektiver Lärmbelastung. Die Arbeitshypothese wurde bestätigt, jedoch war die Stärke des untersuchten Zusammenhangs eher gering. Folglich wurde die Lärmbelästigung durch die Höhe des Lärmpegels beeinflusst, jedoch war der Lärmpegel nicht die alleinige Ursache für das Ausmaß der Lärmbelästigung. Auf Grund der in dieser Arbeit gefundenen eher geringen Assoziation ist für weitere Lärmwirkungsstudien daher die unabhängige Erhebung beider Faktoren zu empfehlen, der subjektiven Belästigung und der objektiven Lärmbelastung.

Der Vergleich mit früheren Studien ist aus methodischen Gründen schwierig, da sowohl der Pegel als auch die Belästigung auf unterschiedliche Weise erfasst wurden. Eine Standardisierung der Erhebungsmethoden in zukünftigen Studien ist dringend zu fordern.

Für die soziodemographischen Faktoren Alter, Erwerbstätigkeit und Ausbildungsstand zeigten sich keine wesentlichen Abhängigkeiten auf das Verhältnis zwischen Belästigung und Pegel. Dennoch sollten diese Variablen in Zukunft miterfasst werden, da frühere Studien durchaus Assoziationen aufzeigen konnten und es sich um potenzielle Confounder handeln könnte. Für die Variablen Geschlecht und die unterschiedlichen Tageszeiten konnte eine Beeinflussung der untersuchten Beziehung nachgewiesen werden. Die Probanden aus hoch lärmbelasteten Gegenden und darunter besonders die Frauen zeigten ein hohes Risiko für eine Lärmbelästigungsreaktion und schienen daher im Hinblick auf Gesundheitsstörungen gefährdet. Dieser Bevölkerungsgruppe sollte in weiteren Untersuchungen besonderes Augenmerk geschenkt werden.

Ab einer Schwelle von 50 dB(A) in der Nacht waren die Risiken einer Lärmbelästigung signifikant erhöht. Für die Tageswerte ergaben sich ab einem Pegel von mehr als 60 dB(A) (bei Frauen erst ab einer Schwelle von 65 dB(A)) signifikant erhöhte Risiken eine Lärmbelästigung zu erfahren. Die gefundenen Schwellenwerte bestätigen die Empfehlungen der epidemiologischen Lärmwirkungsforschung und sollten in der

Diskussion über Lärmschutz und Maßnahmen zur Lärminderung berücksichtigt werden.

Folgende Aspekte sollten in zukünftigen Studien gezielt untersucht werden:

1. Die Belästigungsreaktion sollte in Bezug auf Erleben und Verarbeitung der Lärmbelastung bei Frauen und Männern getrennt genauer untersucht werden, um ein potentiell geschlechtsspezifisches Reaktionsmuster der Belästigung näher einzugrenzen.
2. Die Belästigung zur Tages- und Nachtzeit (möglicherweise auch zur Abendzeit) sollte einzeln erfragt und bewertet werden, da die Lärmbelastung in Abhängigkeit von der Tageszeit unterschiedlich erlebt wird und sich auch hierbei deutliche geschlechtsspezifische Unterschiede zeigten.

5 Zusammenfassung

Hintergrund/Fragestellung

Lärm ist unerwünschter Schall, der die Gesundheit des Menschen beeinträchtigen kann. Hohe Schallpegel können im menschlichen Organismus direkt zum Hörverlust führen (aurale Wirkung). Extraaurale Lärmwirkungen beinhalten eine Erhöhung der Stresshormone, des Blutdrucks und der Blutfettwerte. Es gibt deutliche Hinweise aus epidemiologischen Studien für einen Zusammenhang zwischen chronischer Lärmbelastung und Erkrankungen des Herz-Kreislauf-Systems.

Unter den Umweltlärmquellen ist vor allem der Straßenverkehr von Bedeutung. Es ist jedoch unklar, ob die reale Belastung oder der Grad der Lärmbelästigung dabei die entscheidende Rolle spielt. Die vorliegende Arbeit sollte den Zusammenhang zwischen subjektiver Straßenlärmbelästigung und objektiver Straßenlärmbelastung untersuchen und dabei besonders den Einfluss soziodemographischer Faktoren berücksichtigen.

Methoden

2122 männliche und weibliche Probanden (Patienten mit kardiologischen und chirurgischen Diagnosen) aller 32 großen und mittleren Berliner Krankenhäusern der epidemiologischen Lärmstudie Berlin aus den Jahren 1998/99 wurden zum Ausmaß der Umweltlärmbelästigung durch unterschiedliche Quellen (tags und nachts) befragt und die Schallpegel aus der Berliner Straßenverkehrslärmkarte adressengenau erhoben. Außerdem wurden im Interview relevante soziodemografische Faktoren erhoben.

Ergebnisse

Über die Hälfte der Befragten (57%) fühlte sich in ihrer Wohnung am Tag in unterschiedlicher Ausprägung durch Straßenlärm belästigt, in der Nacht gaben 28% eine Belästigung an. 17% der Probandenadressen wiesen einen Dauerschallpegel von über 65 dB(A) am Tag auf, in der Nacht war bei nahezu ein Viertel der Probandenadressen der Pegel über 55 dB(A). Die Ergebnisse der Korrelationsanalyse ergaben einen geringen, statistisch signifikanten Zusammenhang zwischen der Belästigung und der Lärmbelastung (Tag: $r=0,28$; $p<0,001$; Nacht: $r=0,21$; $p<0,001$).

Aus der multivariablen Analyse ließen sich Schwellenwerte von 65 dB(A) tags und 50 dB(A) nachts ableiten, ab denen das Risiko für eine Lärmbelastigung durch Straßenverkehr signifikant erhöht schien. Adjustiert für Alter, Erwerbstätigkeit und Schulabschluss fielen vor allem die Frauen mit einem hohen Verkehrslärmpegel in der Nacht (>60 dB(A)) durch ein dreizehnfach erhöhtes Risiko (OR=13,4; 95%KI=5,7-31,6) gegenüber der Vergleichskategorie (\leq 50 dB(A)) auf. Das weibliche, nächtliche Risiko stellte sich damit mehr als dreimal so hoch wie das Risiko für Männer (OR=3,9; 95%KI=2,6-6,0) mit gleicher objektiver Lärmbelastigung dar, weshalb geschlechtsspezifische Belästigungsreaktionen zu vermuten waren. Demgegenüber zeigte sich, dass das Risiko für die Lärmbelastigung der Frauen in der höchsten Pegelgruppe am Tag (OR=6,5; KI=2,7-15,6) nur geringfügig höher war wie das Risiko für Männer der gleichen Pegelgruppe (OR=5,1; 95%KI=3,1-8,2), so dass mögliche Einflüsse der Tageszeit mit zu berücksichtigen waren.

Für die Variablen Alter, Erwerbstätigkeit und Schulbildung zeigten sich keine wesentlichen Abhängigkeiten mit der Lärmbelastigung in der multivariablen Analyse.

Schlussfolgerungen

Ab einer Schwelle von 50 dB(A) Dauerschallpegel in der Nacht waren die Risiken einer Lärmbelastigung signifikant erhöht. Während der Nacht fühlten sich die weiblichen Teilnehmer bei gleichen Lärmpegeln durch Umweltlärm deutlich stärker belästigt als Männer. Für die Tageswerte ergaben sich ab einem Pegel von mehr als 60 dB(A) (bei Frauen erst ab einer Schwelle von 65 dB(A)) signifikant erhöhte Risiken eine Lärmbelastigung zu erfahren. Am Tage fühlten sich Frauen mit hoher objektiver Lärmbelastigung nur geringfügig stärker durch Umweltlärm belästigt als Männer bei gleichen Pegeln. Die gefundenen Schwellenwerte bestätigen die Empfehlungen der epidemiologischen Lärmwirkungsforschung und sollten in der Diskussion über Lärmschutz und Maßnahmen zur Lärminderung berücksichtigt werden.

Einheitliche Standards bei der Erhebung der Belästigung und der Pegel sind für künftige Lärmwirkungsstudien zu empfehlen. Die Belästigungsreaktion sollte in Bezug auf Erleben und Verarbeitung der Lärmbelastigung bei Frauen und Männern getrennt genauer untersucht werden, um ein potentielles geschlechtsspezifisches Reaktionsmuster der Belästigung näher einzugrenzen. Die Belästigung zur Tages- und Nachtzeit

(möglicherweise auch zur Abendzeit) sollte einzeln erfragt und bewertet werden, da die Lärmbelästigung in Abhängigkeit von der Tageszeit unterschiedlich erlebt wird und sich auch hierbei geschlechtsspezifische Unterschiede zeigten.

6 Literaturverzeichnis

- Babisch W, Elwood PC, Ising H, Kruppa B. Verkehrslärm als Risikofaktor für Herzinfarkt. In: Ising H, Kruppa B, editors. Lärm und Krankheit. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-Boden-Lufthygiene 88, Stuttgart: Gustav Fischer Verlag, 1992; 135-157.
- Babisch W, Gallacher J, Ising H. Schallpegel oder subjektive Störung? Lärmexpositionsmaße in Wirkungsstudien am Beispiel einer Kohortenstudie. Bundesgesundheitsblatt 1995; 38 (4): 137-145.
- Babisch W. Epidemiological studies of the cardiovascular effects of occupational noise- a critical appraisal. Noise & Health 1998; 1: 24-39.
- Babisch W. Traffic noise and cardiovascular disease: Epidemiological review and synthesis. Noise & Health 2000a; 8: 9-32.
- Babisch W. Gesundheitliche Wirkungen von Umweltlärm. Zeitschrift für Lärmbekämpfung 2000b; 47 (3): 95-102.
- Babisch W. Gesundheitsbezogene Aspekte der extra-auralen Lärmwirkungsforschung. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene e.V. 2001a; Nr. 111: 115-131.
- Babisch W. Increased catecholamine levels in urine in subjects exposed to road traffic noise. Environment International 2001b; 26: 475-481.
- Babisch W. Road traffic noise and cardiovascular risk. Noise & Health 2008; 10: 38, 27-33.
- Björk J, Ardö J, Stroh E, Lökvist H, Östergren P-O, Albin M. Road traffic noise in southern Sweden and its relation to annoyance, disturbance of daily activities and health. Scand J Work Environ Health 2008; 32 (5): 392-401.
- Bluhm G, Nordling E, Berglind N. Road Traffic Noise and Annoyance – An increasing Environmental Health Problem. Noise & Health 2004; 6 (24): 43-49.
- Elisaf M. The treatment of coronary heart disease: an update. Current medical research and opinion 2001; 17: 18-26.
- Ellermeier W, Eigenstetter M, Zimmer K. Psychoacoustic correlates of individual noise sensitivity 2001; 109(4): 1464-1473.

-
- Felscher-Suhr U, Guski R, Schuemer R, Schulte-Pelkum J. Internationale Standardisierungsbestrebungen zur Erhebung von Lärmbelastigung- eine vorbereitende empirische Untersuchung in zehn Ländern. *Umweltpsychologie* 1999; 3: 34-45.
- Fidell S, Barber DS, Schultz TJ. Updating a dosage-effect relationship for the prevalence of annoyance due to general transportation noise. *Journal of the Acoustical Society of America* 1991; 89 (1): 221-233.
- 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* 2000; 3 (9): 59-71.
- Guski R. Psychische Auswirkungen von Umweltlärm: Aktuelle Fragen. *Bundesgesundheitsblatt* 1995; 38 (3): 89-94.
- Guski R. Personal and social variables as co-determinants of noise annoyance. *Noise & Health* 1999; 3: 45-56.
- Guski R. Status, Tendenzen und Desiderate der Lärmwirkungsforschung zu Beginn des 21. Jahrhunderts. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 2002; 49: 219-232.
- Guski R. How to Forecast Community Annoyance in Planning Noisy Facilities. *Noise & Health* 2004; 6 (22): 59-64.
- Hinton, J. How to map noise. *Noise & Health* 2002; 4 (15): 1-5.
- Höger R. Theoretische Ansätze und Ergebnisse der psychologisch orientierten Lärmwirkungsforschung. *Umweltpsychologie* 1999; 3: 6-20.
- Höger R, Schreckenber D, Felscher-Suhr U, Griefahn B. Night-time Noise Annoyance: State of the Art. *Noise & Health* 2002; 4 (15): 19-25.
- Interdisziplinärer Arbeitskreis für Lärmwirkungsfragen beim Umweltbundesamt, Berlin. Belästigung durch Lärm: Psychische und körperliche Reaktionen. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 1990; 37: 1-6.
- Irmer VKP, Popp C. Die neue EU-Richtlinie 2002/49/EG über die Bewertung und Bekämpfung von Umgebungslärm. 2003;
http://www.laermkontor.de/deutsch/PULS/PULS_downloads/ULR-Zusammenfassung.pdf
- Ising H. Akute und chronische Stresshormonerhöhungen bei Lärmbelastung. *Schriftenreihe des Vereins für Wasser, Boden- und Lufthygiene e.V.* 2000; Nr. 106: 169-177.

- Ising H, Braun C. Acute and chronic endocrine effects of noise: Review of the research conducted at the Institute for Water, Soil and Air Hygiene. *Noise & Health* 2000; 7:7-24.
- Ising H, Kruppa B. Health Effects caused by Noise: Evidence in the Literature from the Past 25 Years. *Noise & Health* 2004, 6; 22, 5-13.
- Jansen G. Zur „erheblichen Belästigung“ und „Gefährdung“ durch Lärm. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 1986; 33: 2-7.
- Job RFS. Community response to noise: A review of factors influencing the relationship between noise exposure and reaction. *Journal of the Acoustical Society of America* 1988; 83 (3): 991-1001.
- Kempen EMM van, Kruize H, Boshuizen HC, Ameling CB, Staatsen BAM, de Hollander AEM. The Association between Noise Exposure and Blood Pressure and Ischemic Heart Disease: A Meta-analysis. *Environmental Health Perspectives* 2002; 110 (3): 307-317.
- King RP, Davis JR. Community noise: Health effects and management. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 2003; 206: 123-131.
- Klein G. Lärmwirkungen: Gesundheitsbeeinträchtigungen und Belästigungen. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 2001; 48: 119-121.
- Knauss, D. Noise Mapping and Annoyance. *Noise & Health* 2002; 4 (15): 7-11.
- Lercher P, Kofler WW. Komplexe Antworten auf Umweltbelastungen am Beispiel der Österreichischen Transitverkehrsstudie. *Bundesgesundheitsblatt* 1995; 38 (3): 95-101.
- Löwel H, Meisinger C, Heier M et al. Geschlechtsspezifische Trends von plötzlichem Herztod und akutem Herzinfarkt. *Deutsche Medizinische Wochenschrift* 2002, 127: 2311-2316.
- Maschke C, Ising H, Hecht K. Schlaf- nächtlicher Verkehrslärm- Stress- Gesundheit: Grundlagen und aktuelle Forschungsergebnisse. *Bundesgesundheitsblatt* 1997a; 40 (1): 3-10.
- Maschke C, Ising H, Hecht K. Schlaf- nächtlicher Verkehrslärm- Stress- Gesundheit: Grundlagen und aktuelle Forschungsergebnisse. *Bundesgesundheitsblatt* 1997b; 40 (3): 86-95.
- Maschke C, Hecht K, Wolf U, Feldmann J. 19 x 99 Dezibel(A)- Ein gesicherter Befund der Lärmwirkungsforschung? *Bundesgesundheitsblatt- Gesundheitsforschung- Gesundheitsschutz* 2001; 44 (2):137-148.

-
- Maschke C, Harder J, Ising H, Hecht K, Thierfelder W. Noise & Health 2002; 5 (17): 35-45.
- Michaud DS, Keith SE, McMurchy D. Noise Annoyance in Canada. Noise & Health 2005; 7 (27): 39-47.
- Miedema H, Vos H. Demographic and attitudinal factors that modify annoyance from transportation noise. Journal of the Acoustical Society of America 1999; 105 (6): 3336-3344.
- Miedema H, Oudshoorn C. Annoyance from Transportation Noise: Relationship with Exposure Metrics DNL and DENL and Their Confidence Intervals. Environmental Health Perspectives 2001; 109 (4): 409-416.
- Miedema HM, Fields JM, Vos H. Effect of season and meteorological conditions on community noise annoyance. Journal of the Acoustical Society of America 2005; 117(5): 2853-65.
- Niemann H, Maschke C, Hecht K. Lärmbedingte Belästigung und Erkrankungsrisiko. Bundesgesundheitsblatt- Gesundheitsforschung- Gesundheitsschutz 2005; 48 (3): 315-328.
- Ortscheid J, Wende H. Lärmwirkungen und Lärmsummation. Zeitschrift für Lärmbekämpfung 2001; 48 (2): 75-76.
- Ortscheid J, Wende H. Lärmbelästigung in Deutschland. Zeitschrift für Lärmbekämpfung 2002; 49 (2): 41-45.
- Ortscheid J. Weniger Lärmbelästigung in der Wohnung und am Arbeitsplatz (?). Zeitschrift für Lärmbekämpfung 2003; 50 (1): 12-13.
- Ouis, D. Annoyance Caused by Exposure to Road Traffic Noise: An Update. Noise & Health 2002; 4 (15): 69-79.
- Öhrström E. Longitudinal surveys on effects of changes in road traffic noise-annoyance, activity disturbances, and psycho-social well-being. . Journal of the Acoustical Society of America 2004; 115 (2): 719-29.
- Passchier-Vermeer W, Passchier WF. Noise Exposure and Public Health. Environmental Health Perspectives 2000; 108 (Supplement 1): 123-131.
- Pschyrembel Klinisches Wörterbuch. Definition von Lärm. 1994; 257. Auflage: 839-840.
- Schreckenber D, Guski R. Lärmbelästigung durch Straßen- und Schienenverkehr zu unterschiedlichen Tageszeiten. Umweltmedizin Forschung Praxis 2005; 10 (2): 67-76.

- Schuemer R, Schreckenber D, Felscher-Suhr U. Wirkungen von Schienen- und Straßenverkehrslärm. Herausgabe Sept. 2003; <http://www.verkehrslaermwirkung.de/03schstr.pdf>
- Schultz TJ. Synthesis of social surveys on noise annoyance. *Journal of the Acoustical Society of America* 1978; 64 (2): 377-405.
- Sobotova L, Jurkovicova J, Stefanikova Z, Sevcikova L, Aghova L. Community noise annoyance assessment in an urban agglomeration. *Bratisl Lek Listy* 2006; 107(5): 214-6.
- Stansfeld SA, Sharp D, Gallacher J, Babisch W. Straßenverkehrslärm, Lärmempfindlichkeit und psychische Störungen. In: Ising H, Kruppa B, editors. *Lärm und Krankheit. Schriften-Reihe des Vereins für Wasser-, Boden-, Lufthygiene* 88, Stuttgart: Gustav Fischer Verlag 1992: 167-178.
- Stansfeld S, Haines M, Brown B. Noise and Health in the Urban Environment. *Reviews on environmental health* 2000; 15 (1-2): 43-82.
- Thompson SJ. Literaturübersicht: Extraaurale Gesundheitseffekte chronischer Lärmbelastung beim Menschen. In: Ising H, Kruppa B, editors. *Lärm und Krankheit. Schriften- Reihe des Vereins für Wasser-, Boden-, Lufthygiene* 88, Stuttgart: Gustav Fischer Verlag 1992; 91-105.
- Tucholsky K. Was machen die Leute da oben eigentlich? *Uhu* 1930: S. 89.
- Umweltbundesamt. Chronischer Lärm als Risikofaktor für den Myokardinfarkt-Ergebnisse der „NaRoMi“-Studie, Forschungsbericht 29761003 UBA-FB 000538, ISSN 0175-4211 WaBoLu-Hefte 2004; 02/04.
- Umweltbundesamt. Geräuschbelastung im Straßen- und Schienenverkehr Stand Juli 2007; <http://www.umweltbundesamt.de/verkehr/laerm/strassen-und-schiene-verkehr.htm>
- Umweltbundesamt. Motorisierter Straßenverkehr, Kraftfahrzeugbestand Stand Juni 2009; <http://www.umweltbundesamt-umwelt-deutschland.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeIdent=2332>
- Umweltbundesamt Österreich. Schalldruckpegel, energieäquivalenter Dauerschallpegel, Lärmindizes 2009; <http://www.umweltbundesamt.at/umweltschutz/laerm/schalldruckpegel/>
- Van Kempen EEMM, Kruize H, Boshuizen HC, Ameling CB, Staatsen BAM, De Hollander AEM. The Association between Noise Exposure and Blood Pressure and Ischemic Heart Disease: A Meta- analysis. *Environmental Health Perspectives* 2002; 110: 307-317.

- WHO. Noise/facts and figures; <http://www.euro.who.int/en/what-we-do/health-topics/environment-and-health/noise/facts-and-figures> (am 3.Oktober 2011 abgerufen)
- WHO. Night noise guidelines for Europe. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe 2009a; http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0017/43316/E92845.pdf
- WHO. Guidelines for community noise. Geneva, World Health Organization, 1999b; <http://www.who.int/docstore/peh/noise/guidelines2.html>
- Wikipedia. Bevölkerungsdichte Kanada 2009; <http://de.wikipedia.org/wiki/Kanada>. Bevölkerungsdichte Deutschland 2009; <http://de.wikipedia.org/wiki/Deutschland>
- Willich SN, Wegscheider K, Stallmann M, Keil T. Noise burden and the risk of myocardial infarction. *European Heart Journal* 2006; 27: 276-282.
- Wong CL, Chau W, Wong LW. Environmental Noise and Community in Hong Kong. *Noise & Health* 2002; 4 (16): 65-69.
- Zimmer K, Ellermeier W. Eine deutsche Version der Lärmempfindlichkeitsskala von Weinstein. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 1997; 44: 107-110.

Danksagung

Ich danke Herrn Prof. Dr. med. Willich für die Aufnahme als Doktorandin in das Institut für Sozialmedizin, Epidemiologie und Gesundheitsökonomie der Medizinischen Fakultät der Charité und für die Überlassung des Promotionsthemas.

Besonderer Dank gilt Herrn Priv.-Doz. Dr. med. Keil für die sehr gute Betreuung bei der Erstellung dieser Dissertation.

Weiterhin danke ich Frau Stephanie Roll für ihre Unterstützung in statistischen Fragen.

Der **Lebenslauf** ist in der Online-Version aus Gründen des Datenschutzes nicht enthalten.

Erklärung

„Ich, Sabrina Stock, erkläre, dass ich die vorgelegte Dissertation mit dem Thema Vergleich der subjektiven Umweltlärmexpositionserhebung mit den Schallpegeln der Berliner Straßenlärmkarte im Rahmen der epidemiologischen Lärmstudie Berlin selbst verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt, ohne die (unzulässige) Hilfe Dritter verfasst und auch in Teilen keine Kopien anderer Arbeiten dargestellt habe.“

31.05.2010