

# **Wirkungen von Schienen- und Straßenverkehrslärm**

**herausgegeben von:**

**Rudolf Schuemer, Dirk Schreckenbergr & Ute Felscher-Suhr**

**ZEUS GmbH, Bochum**

**September 2003**

© 2003 ZEUS GmbH

Geringfügig geänderte Fassung vom 05.12.2003:  
Korrektur von zwei Abbildungen auf S. 60

**Kontaktanschrift:**

Dirk Schreckenber  
ZEUS GmbH  
Zentrum für angewandte Psychologie,  
Umwelt- und Sozialforschung  
Universitätsstr. 142  
D-44799 Bochum

Tel +49 (0) 234 7099 2330 (Sekretariat)  
Tel +49 (0) 234 7099 2335 (Durchwahl)  
Fax +49 (0) 234 7099 2331  
email: [schreckenber@zeusgmbh.de](mailto:schreckenber@zeusgmbh.de)

## Vorwort

Die Sammlung der vorliegenden Texte zur Wirkung von Straßen- und Schienenverkehrslärm entstand im Rahmen eines umfassenderen Publikationsprojektes (Jäger et al (Hrsg.), in Vorb.), in dem neben Wirkungsaspekten auch Aspekte der physikalisch-akustischen Charakterisierung der Verkehrslärmbelastung (durch Messungen und Berechnungen) behandelt werden sollten.

Die umfassendere Publikation konnte nicht innerhalb des geplanten Zeitraums fertig gestellt werden, so dass aus Aktualitätsgründen entschieden wurde, die bereits vorhandenen Beiträge zur Verkehrslärmwirkung den Interessent/inn/en in Form eines Web-Angebots zur Verfügung zu stellen.

Hier einige kurze Hinweise zu den vorliegenden Beiträgen:

*Kapitel 1 (Rainer Guski)* beschreibt die grundlegenden Konzepte und Methoden der Verkehrslärm-Wirkungsforschung. Der Autor stellt u.a. unterschiedliche Wirkungsmodelle unter Berücksichtigung von Moderatoren und Mediatoren dar, behandelt Probleme der Messung (wie Zuverlässigkeit und Gültigkeit) und skizziert die Vielfalt möglicher Lärmwirkungen, wobei Konzepte und Methoden der psychologischen, medizinisch-physiologischen oder auch sozial-ökonomischen Lärmwirkungsforschung berücksichtigt werden.

*Kapitel 2 (Rudolf Schuemer)* und *Kapitel 3 (Dirk Schreckenber & Ute Felscher-Suhr)* befassen sich mit den Ergebnissen von Feldstudien, in denen Verkehrswege-Anwohner hinsichtlich der Belästigungs- und Störwirkung von Schienen- bzw. Straßenverkehrslärm befragt worden waren. In dem Kapitel über Bahnlärm (Kap. 2) werden die unterschiedlichen Wirkungen (neben Belästigung vor allem unterschiedliche Aktivitätenstörungen) in ihrer Beziehung zur Verkehrslärmbelastung dargestellt; zudem wird auch eingegangen auf die Belästigungswirkung je nach Zug-Antriebsart (Diesel vs. Elektrik) oder nach Zugart (Güter- / Reisezug; Hochgeschwindigkeitszug) sowie auf weitere Belästigungsaspekte des Bahnverkehrs (wie Erschütterungen; Wartungsarbeiten; Rangierbetrieb). In dem Straßenverkehrslärmkapitel (Kap. 3) werden ebenfalls die Beziehungen zwischen der Belästigungs- und Störwirkung und Verkehrslärmbelastung dargestellt; es wird zudem auf die relative Belästigung durch LKW- und PKW-Verkehr sowie auf die Belästigung an innerstädtischen vs. Fernstraßen eingegangen. In beiden Kapiteln (Kap. 2 und 3) wird zudem der Einfluss außer-akustischer Faktoren (wie u.a. Einstellung der Betroffenen zur Lärmquelle; Lärmbewältigungsvermögen bzw. Lärmempfindlichkeit der Betroffenen) behandelt.

*Kapitel 4 (Rudolf Schuemer & Ulrich Möhler)* beschreibt die Ergebnisse von Feldstudien, die die relative Lästigkeit von Schienen- und Straßenverkehrslärm zum Gegenstand hatten. Die Lästigkeitsdifferenz wird dabei sowohl hinsichtlich der Gesamtbelästigung als auch hinsichtlich verschiedener spezifischer Störungsaspekte betrachtet, wobei unterschiedliche Tendenzen erkennbar sind: Hinsichtlich der Gesamtbelästigung erweist sich Schienenverkehrslärm bei gleichen Mittelungspegeln als weniger lästig als Straßenverkehrslärm; eine ähnliche Lästigkeitsrelation zwischen den Verkehrslärmarten zeigt sich zwar auch bei einzelnen Störungsaspekten wie insbesondere den erfragten nächtlichen Störungen (u.a. erfragte Einschlafstörungen infolge Lärms), keineswegs aber bei allen Störungsaspekten: So findet sich bei Schienenverkehrslärm ein höheres Ausmaß an Kommunikationsstörungen (z.B. Störung bei Unterhaltungen, beim Telefonieren) als beim Straßenverkehrslärm bei gleichen Mittelungspegeln. Es werden verschiedene Erklärungsansätze für solche Lästigkeitsdifferenzen skizziert und Faktoren genannt, die die relative Lästigkeit der beiden Quellen beeinflussen können.

*Kapitel 5 (Rudolf Schuemer)* beinhaltet Überlegungen zur Lästigkeitswirkung von Magnetschwebebahngeräuschen. Der Magnetschwebebahn wurde aus zwei Gründen ein gesondertes Kapitel gewidmet: Zum einen impliziert diese Verkehrsart eine andere Antriebsart als herkömmliche Bahnen (bzw. Rad-Schiene-Systeme); zum anderen existiert in Europa (abgesehen von der Teststrecke im Emstland) keine in Betrieb genommene Magnetschwebebahn-Strecke, so dass keine Felduntersuchungen bei betroffenen Anwohnern durchgeführt werden konnten. Zur

Abschätzung der Belästigungswirkung der Magnetschwebebahn-Verkehrsgläusche ist man daher auf theoretische Überlegungen sowie auf die Ergebnisse von Laborversuchen angewiesen.

*Kapitel 6 (Barbara Griefahn)* behandelt aurale und extraaurale physiologische Wirkungen von Verkehrslärm. (Auf eine nach Quellen bzw. Verkehrslärmarten getrennte Darstellung der physiologischen Wirkungen – analog zur getrennten Darstellung bei der Belästigungswirkung – wurde u.a. deswegen verzichtet, weil für die einzelnen Quellen bei den physiologischen Wirkungen weniger Untersuchungen als bei den Belästigungswirkungen vorliegen.) Da aurale Wirkungen im Sinne einer Gehörschädigung durch Schienen- oder Straßenverkehrslärm bei Anwohnern weitgehend auszuschließen sind, werden diese nur knapp behandelt; ausführlicher behandelt die Autorin hingegen die extraauralen Wirkungen und befasst sich hier insbesondere mit verkehrslärm-bedingten Schlafstörungen sowie mit autonomen Reaktionen (wie kardiovaskuläre Reaktionen); dargestellt werden dabei auch Modellvorstellungen, die die Beziehungen zwischen der chronischen Einwirkung von Lärm und der Manifestation von Herz-Kreislaufkrankungen beschreiben.

Da die in den verschiedenen Kapiteln zitierte Literatur mehr oder weniger große Überschneidungen aufwies, wurden die Literaturangaben zu den einzelnen Beiträgen in einem integrierten Verzeichnis zusammengefasst, das sich am Schluss der Beiträge befindet.

Kurzhinweise zu den Autor/inn/en der Beiträge finden sich im Anschluss an dieses Vorwort und vor dem Inhaltsverzeichnis.

Abschließend sei darauf hingewiesen, dass bei vorliegender Publikation – wie bei anderen Sammelpublikationen auch – jeder Autor bzw. jede Autorin nur für seinen / ihren eigenen Beitrag und die darin zum Ausdruck kommenden Ansichten und Wertungen verantwortlich zeichnet.

*Hagen / Bochum, im September 2003*

*Rudolf Schuemer, Dirk Schreckenbergr & Ute Felscher-Suhr*

## Über die Autor/inn/en

### *Ute Felscher-Suhr*

Dipl.-Psych.; studierte Psychologie und Arbeitswissenschaft an der Ruhr-Universität Bochum. Wissenschaftliche Mitarbeiterin am Lehrstuhl für Kognitions- und Umweltpsychologie von 1994 – 1999. Dort Koordination des interdisziplinären Arbeitskreises für ökologische Lärmwirkungsforschung. Seit 1999 bei dem Institut ZEUS GmbH, Zentrum für angewandte Psychologie, Umwelt- und Sozialforschung als wissenschaftliche Mitarbeiterin tätig. Zu den inhaltlichen Arbeitsfeldern zählt u.a. die sozialwissenschaftlich-psychologische Lärmwirkungsforschung. Mehrjährige Erfahrung in interdisziplinären Forschungs- und Beratungsprojekten insbesondere zum Straßen- und Fluglärm.

### *Barbara Griefahn*

Dr. med., Univ.-Professorin für Umweltphysiologie und Arbeitsmedizin und Stellvertretende Institutsdirektorin des Instituts für Arbeitsphysiologie an der Universität Dortmund (IfADo). *Funktionen* - u.a.: Past-President of the International Commission on Biological Effects of Noise, Sprecherin der Arbeitsgruppe 'Lärmwirkungen' im Forschungsverbund 'Leiser Verkehr', Mitglied der Programmleitung der WHO-Collaborating Centers on Occupational Health, Mitglied verschiedener Arbeitsgruppen (DIN, CEN, ISO). *Forschungen im Bereich des Lärms*: Experimentelle Untersuchungen über primäre und sekundäre physiologisch und psychologische Lärmwirkungen, insbesondere auf den Schlaf unter Berücksichtigung individueller Merkmale und situativer Einwirkungen. Feldstudien zur Wirkung von Verkehrslärm. Modellierung von Grenzwerten für intermittierte Verkehrsgeräusche.

### *Rainer Guski*

ist seit 1979 Psychologie-Professor und beschäftigt sich seit 1966 mit der Erforschung der Wirkung von Umweltlärm auf Menschen. Daneben spielen Fragen der visuellen und auditiven Wahrnehmung von Kausalität, Synchronität und Kinetik sowie der Wohn- und Lebenszufriedenheit eine große Rolle in seiner Forschung und Lehre. Er arbeitet heute an der Ruhr-Universität Bochum.

### *Ulrich Möhler*

Dipl.-Ing., studierte Bauingenieurwesen an der TU München. Nach dem Studium zwischen 1977 und 1987 befasste er sich beim Planungsbüro Obermeyer mit Untersuchungen zur unterschiedlichen Lästigkeit von Schienen- und Straßenverkehr. Seit 1987 selbständig als Teilhaber des Ingenieurbüros Möhler + Partner. Dieses beschäftigt sich mit Verkehrslärmschutz, Erschütterungsschutz, Bau- und Raumakustik und Immissionsschutz sowie mit Lärmwirkungsstudien. Das Büro erarbeitete in Zusammenarbeit mit der ZEUS GmbH zahlreiche Untersuchungen zur Lärmwirkung von Schienen- und Straßenverkehrslärm.

### *Dirk Schreckenberg*

Dipl.-Psych.; studierte Psychologie und Arbeitswissenschaft an der Ruhr-Universität Bochum. Er ist seit 1996 bei dem Institut ZEUS GmbH, Zentrum für angewandte Psychologie, Umwelt- und Sozialforschung tätig, zunächst als wissenschaftlicher Mitarbeiter und seit 1998 als Geschäftsführer. Zu seinen inhaltlichen Arbeitsfeldern zählen die sozialwissenschaftlich-psychologische Lärmwirkungsforschung und Verkehrsforschung. Schreckenberg verfügt über mehrjährige Erfahrung in interdisziplinären Forschungs- und Beratungsprojekten insbesondere zum Schienen-, Straßen- und Fluglärm.

### *Rudolf Schuemer*

Dipl.-Psych., Dr. phil.; studierte Psychologie und Soziologie und ist derzeit in der Forschung an der FernUniversität in Hagen tätig. Zu seinen Arbeitsfeldern zählen Evaluation und Umweltpsychologie. Schuemer war seit 1970 an mehreren interdisziplinären Feldstudien zur Wirkung von Verkehrslärm (Fluglärm, Straßen- und Schienenverkehrslärm) beteiligt. Schuemer ist zudem Gesellschafter der ZEUS GmbH, Zentrum für angewandte Psychologie, Umwelt- und Sozialforschung.

## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Konzepte und Methoden der Lärmwirkungsforschung .....</b>	<b>1</b>
	<i>Rainer Guski</i>	
1.1	Einführung.....	1
1.2	Ursachen und Wirkungen in der Lärmwirkungsforschung .....	2
1.2.1	Kausalbeziehungen.....	2
1.2.2	Messbarkeit, Zuverlässigkeit und Gültigkeit der Variablen.....	5
1.3	Konzepte und Methoden der psychologischen Lärmwirkungsforschung .....	7
1.3.1	Das Konzept der systematischen Bevölkerungsuntersuchung .....	7
1.3.2	Konzepte der psychologischen Lärmwirkungsforschung.....	8
1.3.2.1	Der Begriff „Störung“ .....	8
1.3.2.2	Der Begriff „Belästigung“ .....	10
1.3.2.3	Spontane Beschwerden.....	12
1.4	Konzepte und Methoden der medizinischen Lärmwirkungsforschung.....	13
1.4.1	Konzepte der medizinischen Lärmwirkungsforschung .....	13
1.4.2	Methoden der medizinischen Lärmwirkungsforschung .....	14
1.4.3	Methoden der Schlafforschung .....	14
1.5	Konzepte und Methoden der sozial-ökonomischen Lärmwirkungsforschung .....	15
<b>2</b>	<b>Belästigungswirkung von Schienenverkehrslärm .....</b>	<b>17</b>
	<i>Rudolf Schuemer</i>	
2.1	Ausmaß der Betroffenheit der Bevölkerung von Bahnlärm.....	17
2.2	Bahnlärm-Wirkungen .....	18
2.3	Beziehungen zwischen der Belastung durch Bahnverkehrsgeräusche und den Belästigungs- und Gestörtheitsreaktionen .....	20
2.4	Distanz und Sichtverbindung zur Bahnstrecke.....	28
2.5	Zuganzahl .....	29
2.6	Antriebsart: Diesel vs. Elektrik .....	30
2.7	Zugarten .....	30
2.7.1	Güter- vs. Reisezüge.....	30
2.7.2	Hochgeschwindigkeitszüge .....	33
2.8	Schienenzustand (Verriffelungen) und Schienenschleifen.....	37
2.9	Tageszeiten und Jahreszeiten besonderer Empfindlichkeit.....	38
2.10	Weitere störende Aspekte von Bahnverkehr .....	39
2.10.1	Erschütterungen .....	39
2.10.2	Wartungs-/Bauarbeiten und weitere mit Bahnverkehr verbundene Beeinträchtigungen .....	42
2.10.3	Rangieranlagen / Rangiergeräusche .....	43
2.11	Beziehungen außer-akustischen Variablen zu den Belästigungs- und Gestörtheitsreaktionen .....	44
<b>3</b>	<b>Belästigungswirkung von Straßenverkehrslärm .....</b>	<b>49</b>
	<i>Dirk Schreckenberger &amp; Ute Felscher-Suhr</i>	
3.1	Belastung der Bevölkerung durch Straßenverkehrslärm .....	49
3.2	Ausmaß der subjektiven Beeinträchtigung der Bevölkerung von Straßenverkehrslärm.....	50
3.3	Straßenverkehrslärm-Wirkungen .....	52
3.4	Beziehungen zwischen der Belastung durch Straßenverkehrsgeräusche und den Belästigungs- und Gestörtheitsreaktionen .....	52
3.5	LKW- vs. PKW-Verkehr.....	61
3.6	Innerstädtische Straßen vs. Fernstraßen/Autobahnen.....	65
3.7	Einflüsse außer-akustischer Faktoren.....	66

<b>4</b>	<b>Lästigkeitsvergleich zwischen Schienen- und Straßenverkehrslärm .....</b>	<b>73</b>
	<i>Rudolf Schuemer &amp; Ulrich Möhler</i>	
4.1	Überblick über europäische Felduntersuchungen zur Lästigkeitsdifferenz zwischen Schienen- und Straßenverkehrslärm .....	73
4.2	Hinweise zur Methodik der Bestimmung von Lästigkeitsdifferenzen .....	77
4.3	Schienen-Straßen-Vergleich hinsichtlich der Gesamtbelästigung .....	79
4.4	Schienen-Straßen-Vergleich hinsichtlich spezifischer Störungsaspekte und hinsichtlich von Störungsindices.....	84
4.5	Zur Diskrepanz der Schienen-Straßen-Lästigkeitsdifferenzen bezüglich Gesamt-Belästigung vs. Störungsindikatoren .....	89
4.6	Vergleich der Dosis-Wirkungskurven für verschiedene Verkehrslärmarten auf der Basis von Sekundäranalysen .....	91
4.7	Erklärungsansätze für die gefundenen Lästigkeitsdifferenzen .....	93
4.8	Zu Faktoren, die die Anwendbarkeit des „Schienenbonus“ potentiell einschränken .....	96
<b>5</b>	<b>Überlegungen zur Lästigkeitswirkung der Magnetschwebbahn-Geräusche</b>	<b>103</b>
	<i>Rudolf Schuemer</i>	
<b>6</b>	<b>Physiologische Lärmwirkungen .....</b>	<b>111</b>
	<i>Barbara Griefahn</i>	
6.1	Aurale Wirkungen .....	111
6.2	Extraaurale physiologische Lärmwirkungen .....	111
6.2.1	Lärmbedingte Schlafstörungen.....	112
6.2.2	Akute extraaurale autonome Reaktionen .....	116
6.3	Klinisch relevante Gesundheitsschäden .....	119
	<b>Literaturverzeichnis .....</b>	<b>125</b>

# 1 Konzepte und Methoden der Lärmwirkungsforschung

*Rainer Guski*

## 1.1 Einführung

Der Begriff „Lärm“ wird allgemein als „unerwünschter Schall“ definiert, d.h. die von einem Geräusch betroffenen Menschen entscheiden, ob dieses Geräusch Lärm ist oder nicht. Beispielsweise wird ein Mensch, der mit Hilfe eines Elektro-Bohrers ein Loch in die Wand bohrt, das dabei entstehende Geräusch kaum als „Lärm“ bezeichnen, sondern als eine hilfreiche Information über seine Tätigkeit. Dagegen wird der Nachbar auf der anderen Seite der Wand dasselbe Geräusch eher negativ bewerten – er wird gleichzeitig (für ihn oft unmerklich) körperlich reagieren, und es stört ihn bei seinen eigentlich beabsichtigten Tätigkeiten (z.B. Lesen oder Telefonieren). Hält diese Situation eine Zeit an oder wird wiederholt, kommt es beim Nachbarn wahrscheinlich zu einer längerfristigen Belästigungs-Wirkung – insbesondere dann, wenn er das Gefühl hat, gegen dieses Geräusch und die damit verbundene Störung wenig Effektives unternehmen zu können. Der Nachbar wird Gegenmaßnahmen erwägen – eventuell innerhalb seiner Wohnung einen anderen Raum aufsuchen oder mit dem Verursacher sprechen und versuchen, ihn zur Beendigung der Störung zu bewegen. Art und Umfang eventueller Gegenmaßnahmen hängen stark von den Möglichkeiten ab, die der Betroffene sieht, gegen den Lärm vorzugehen sowie von der Erwartung ihrer jeweiligen Wirksamkeit. Im Fall nachbarschaftlichen Lärms sind die Möglichkeiten für direkte Gegenmaßnahmen größer als im Fall „öffentlichen“ Lärms, d.h. des Lärms von Verkehrswegen oder Wirtschaftsbetrieben: im ersten Fall reicht meist ein Gespräch mit dem Verursacher, im zweiten Fall ist der Verursacher eher anonym und wird durch Juristen vertreten. Bei längere Zeit anhaltenden Belästigungen und Störungen ohne Aussicht auf erfolgreiche Gegenmaßnahmen kann es zu gesundheitlichen Befürchtungen oder tatsächlichen Schäden, zur Minderung der Wohn- und Lebenszufriedenheit und Umzugs-Erwägungen kommen. Sind viele Anwohnerinnen und Anwohner der Lärmquelle in dieser unbefriedigenden Lage, werden diejenigen Personen, die sich einen Fortzug finanziell leisten können, allmählich aus dem Gebiet fortziehen, und es kommt zu einer Minderung des durchschnittlichen sozialen Status im Wohngebiet, begleitet durch den Wertverlust der betroffenen Immobilien.

Diese Situation wird in der Psychologie und in der neueren Medizin „Stress“ genannt (vgl. Lazarus & Launier 1978; Maschke 2000) und ist in Abbildung 1.1-1 schematisch dargestellt. Es sei darauf hingewiesen, dass Betroffene in diesem Modell nicht einfach passive „Empfänger“ einer Geräusch-Belastung sind, sondern mit der Belastung interagieren, d.h. direkte oder indirekte Gegenmaßnahmen zumindest mental „durchspielen“, diverse Bewältigungs-Versuche unternehmen, sich teilweise an die Situation anpassen (z.B. dauerhaft die Fenster geschlossen halten) und erst dann weitere Bewältigungs-Versuche aufgeben, wenn sie die Situation für nicht bewältigbar halten. Stress ist also nicht das zwangsläufige Ergebnis der Belastung durch laute Geräusche – es kann durchaus sein, dass ein Mensch Mittel und Wege gefunden hat, diese Belastung erfolgreich zu bewältigen. Sehr wahrscheinlich ist aber, dass die erfolgreiche Bewältigung des Lärms subjektive oder objektive Kosten mit sich bringt. Beispielsweise fühlen sich viele Menschen nicht wohl, wenn sie bei geschlossenen Fenstern schlafen müssen. Wenn die akustische Nachtruhe durch unbefriedigende Belüftung erkaufte werden muss, ist zwar der Lärm bewältigt, aber die Lebensqualität dennoch gemindert. Diese interaktive Situation trägt dazu bei, dass die physikalischen Eigenschaften des Schalls (z.B. die Schallenergie) nur zu einem Teil die Varianz der Bevölkerungs-Reaktionen auf Lärm determinieren. Wenn beispielsweise jemand nicht besonders stark darunter leidet, ständig bei geschlossenen Fenstern schlafen zu müssen, wird er sich bei derselben Innen-Belastung nachts weniger durch Lärm gestört fühlen als sein Nachbar, der große Schwierigkeiten damit hat, bei geschlossenen Fenstern schlafen zu müssen. Hinzu kommt, dass personale und soziale Variablen die Beziehungen zwischen Geräusch und möglichen Wirkungen moderieren (vgl. den unteren Kasten in Abb. 1.1-1). Beispielsweise füh-

len sich Menschen mit hoher persönlicher Lärmempfindlichkeit durch dieselbe physikalische Lärmbelastung stärker gestört und belästigt als Menschen mit mittlerer oder niedriger Lärmempfindlichkeit.

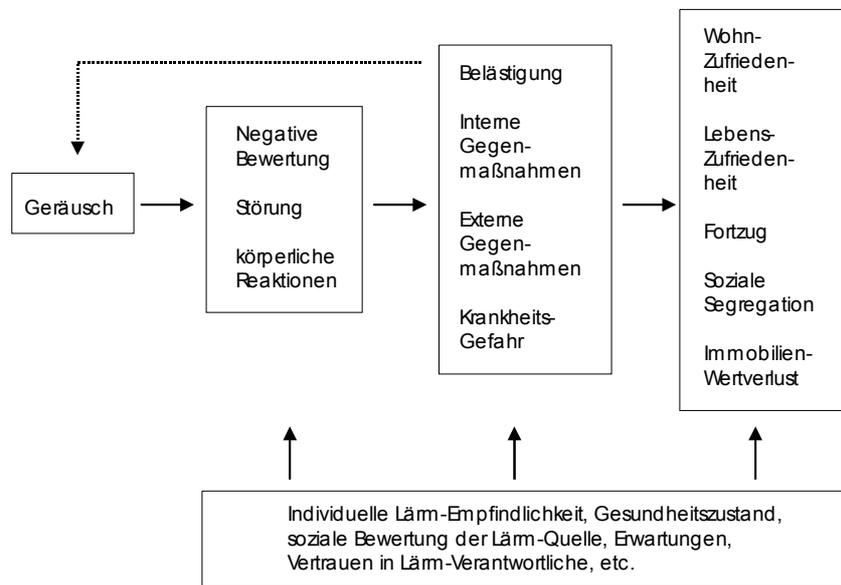


Abbildung 1.1-1: Allgemeines Modell der Lärmwirkungen

## 1.2 Ursachen und Wirkungen in der Lärmwirkungsforschung

### 1.2.1 Kausalbeziehungen

Alle wissenschaftlichen Disziplinen der Lärmwirkungsforschung gehen davon aus, dass akustische Belastungen Wirkungen auf die betroffenen Personen ausüben und jene damit zumindest temporär verändern. Erkenntnistheoretisch gesprochen, wird damit (mindestens) eine Kausalbeziehung angenommen: Die akustische Belastung ändert betroffene Menschen, und diese Änderung wäre ohne die akustische Belastung nicht zustande gekommen. Eine einfache und eindeutige Kausalbeziehung kann z.B. darin gesehen werden, dass ein einzelnes Vorbeifahrt-Geräusch eines Zuges die verbale Information maskiert, die wir gerade per Telefon von unserer Gesprächspartnerin erhalten möchten. Diese Kausalbeziehung ist so einfach, dass sie schon die Kriterien der empiristischen Kausaltheorie nach David Hume oder Stuart Mill erfüllt: Erstens folgen akustische Belastung und auditive Maskierung zeitlich unmittelbar aufeinander, zweitens ist die Maskierung (zumindest nach unserem derzeitigen Wissensstand) unabhängig von situativen oder personalen Einflüssen, zumindest primär durch das Verhältnis zwischen dem Pegel des Vorbeifahrtgeräusches und dem Pegel der verbalen Kommunikation am Ohr des Betroffenen determiniert. Zum empirischen Nachweis dieser Kausalbeziehung brauchen wir Daten über Frequenzspektrum, Dauer und Maximalpegel des Maskier-Geräusches, vergleichbare Daten über das verbale „Nutzgeräusch“ und Daten über die Sprachverständlichkeit – sowohl in Ruhe als auch unter der momentanen akustischen Belastung.

Die auditive Maskierung ist aber nicht die einzige Wirkung, die wir erwarten: Vermutlich treten gleichzeitig (oder in enger zeitlicher Nachbarschaft) weitere Wirkungen auf (z.B. negative Bewertung des aktuellen Schalls, temporäre Belästigung, hormonale und vaskuläre Veränderungen). Diese vermuteten Wirkungen sind schon nicht mehr so einfach kausal zu interpretieren

wie die Maskierung: sie treten nicht bei allen Betroffenen in derselben Stärke und zeitlichen Abfolge auf, weil z.B. situative, personale und soziale Faktoren moderierend in die Beziehung zwischen akustischer Belastung und Wirkung eingreifen. Beispielsweise ist zu erwarten, dass lärmempfindliche Personen das aktuelle Geräusch negativer bewerten als weniger lärmempfindliche Personen. Dennoch werden wir auch hier von Kausalbeziehungen zwischen dem Geräusch und seinen Folgen sprechen, wengleich die Art der Kausalbeziehung etwas komplexer ist: Neben der noch relativ engen zeitlichen Aufeinanderfolge von Ursache und Wirkung ist sie weniger durch „notwendige“ Verknüpfung, sondern eher durch „hoch wahrscheinliche“ Verknüpfung gekennzeichnet – beispielsweise wird die momentane Belästigung nicht ohne das aktuelle Geräusch auftreten, und mit zunehmender Stärke des Geräuschs wird die Belästigung stärker (zu modernen Kausaltheorien vgl. Buehner 2001). Die Lärmempfindlichkeit der betroffenen Person wird hier als Moderator verstanden: Ein Moderator ist nach Baron & Kenny (1986) eine „dritte“ Variable, die weder als Ursache, noch als Wirkung angesehen werden kann, jedoch die Beziehung zwischen Ursache und Wirkung modifiziert (beispielsweise verstärkt oder abschwächt). Abb. 1.2.1-1 stellt die Beziehungen zwischen Ursache (Stimulus), Wirkung (Reaktion) und Moderator schematisch dar. Zum empirischen Nachweis der „statistischen“ Kausalbeziehung werden üblicherweise Unterschiedstests der Reaktionsvariablen zwischen momentan unterschiedlich akustisch belasteten Personen durchgeführt, oder Regressionsanalysen mit der momentanen akustischen Belastung und Moderatorvariablen als Prädiktoren und Reaktionsvariablen als Kriterien. Entscheidende Voraussetzung für den Einsatz von „Drittvariablen“ als Moderatoren ist der statistische Nachweis, dass die Drittvariable mit der Reaktionsvariable korreliert, ohne selbst durch den Stimulus beeinflusst zu sein.

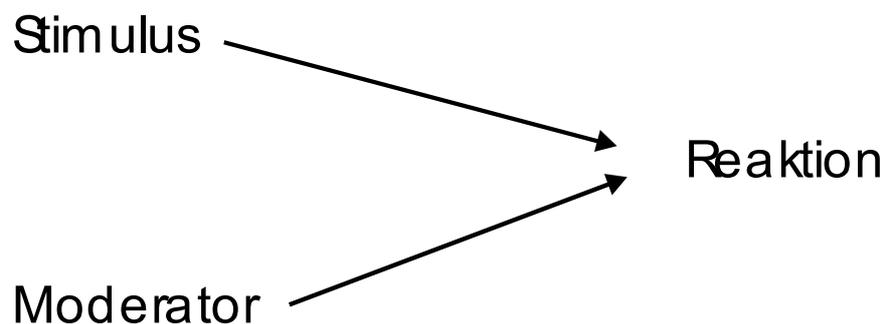


Abbildung 1.2.1-1: Schema des Zusammenhangs zwischen Stimulus (Ursache) und Reaktion (Wirkung) im Moderatormodell.

Ein anderes Kausalkonzept geht von einer indirekten Wirkung der akustischen Belastung aus, bei dem die beobachtete Lärmwirkung nur dann auftritt, wenn vorher eine andere Lärmwirkung stattfand: Beispielsweise ist denkbar, dass eine bestimmte Lärmwirkung Y (z.B. übermäßige Ausschüttung von Stresshormonen) nur bei solchen Menschen auftritt, die habituell die Lärmwirkung X zeigen (z.B. sich durch Lärm generell belästigt fühlen). In diesem Fall wird es einen statistischen Zusammenhang zwischen Stimulus und Reaktion Y geben, der jedoch zusammenbricht, sobald die Mediatorvariable X aus der Stimulus/Reaktions-Beziehung herauspartialisiert wird.



Abbildung 1.2.1-2: Schema des Zusammenhangs zwischen Stimulus (Ursache) und Reaktion (Wirkung) im Mediatormodell.

Die Wiederholung der momentanen Verdeckungs-Wirkung kann eine Reihe weiterer Wirkungen erzeugen, z.B. eine generelle negative Bewertung der Schallquelle, generelle Lärmbe-lästigung, Minderung der Wohnzufriedenheit, aktive Gegenmaßnahmen der Betroffenen (z.B. häufiges Fensterschließen, Proteste), bis hin zur ökonomischen Abwertung der betroffenen Im-mobilie. Solche Kausalbeziehungen sind noch schwerer nachzuweisen, weil der zeitliche Zu-sammenhang nicht so unmittelbar ist (z.B. die Wirkung erst nach längerer Einwirkungszeit bzw. mehrfacher Wiederholung auftritt) und die Wirkung in noch stärkerem Maße personalen und sozialen bzw. ökonomischen Moderatoren unterliegt. Im Gegensatz zu den oben dargestellten kurzfristigen Lärmwirkungen brauchen wir zum Nachweis der Kausalität eher längere Zeiträu-me übergreifende Stimulus- und Reaktionsvariablen (z.B. Mittelungspegel oder Ereignismengen einerseits und zusammenfassende Urteile von Betroffenen andererseits).

In diesem Zusammenhang ist ein besonderes Problem zu erwähnen, das viele Lärmwirkungen betrifft: Da Lärm negativ bewerteter Schall ist, werden Betroffene ihr Verhalten so zu ändern suchen, dass die negativen Auswirkungen möglichst gering bleiben. Beispielsweise heben Spre-cher die Stimme, wenn sie durch Lärm gestört werden, und Hörer hören aufmerksamer zu (vgl. Lazarus-Mainka et al. 1983). Das bedeutet, dass sich die Menschen zwar in Bezug auf eine be-stimmte mögliche Lärmwirkung (hier z.B. Sprachverstehen) so adaptiv verhalten, dass diese Wirkung nicht auftritt, mithin keine Kausalität vorliegt, jedoch können nun andere Wirkungen auftreten: Beide Personen fühlen sich belästigt, werden hinterher stärker erschöpft sein, unter Umständen die Kommunikation früher beenden oder gar langfristig einstellen bzw. Wiederho-lungsversuche meiden. Mit anderen Worten: Die erfolgreiche Bewältigung der unmittelbar be-lastenden Situation kann „Kosten“ mit sich bringen (vgl. Glass & Singer 1972), die nicht immer entdeckt werden.

Die postulierten Kausalbeziehungen zwischen akustischer Belastung und Wirkungen auf die Betroffenen haben weitere Eigenschaften, die hier wenigstens kurz erwähnt werden sollen:

1. Im Fall des Umweltlärms ist die akustische Belastung eindeutig *exogen*, d.h. die Betroffenen sind nicht direkt selbst für die Entstehung oder die Stärke der akustischen Belastung verantwortlich; Lärm und Betroffene sind auf einer logischen Ebene unabhängig voneinander. Dies betrifft v.a. den „öffentlichen“ Lärm durch Straßen-, Schienen- und Luftverkehr im Wohngebiet der Betroffenen. Selbst dann, wenn die Betroffenen täglich Auto fahren – und damit zur Lärmbelastung ihres Wohngebiets beitragen, geht die Lärmwirkungsforschung davon aus, dass der Lärm, den die Betroffenen erleiden, von anderen Personen stammt, bzw. die Betroffenen keinen wesentlichen Einfluss auf die Stärke der akustischen Belastung in ihrem Wohngebiet haben – zumindest dann, wenn sie selbst nicht im Auto, sondern in ihrer Wohnung sitzen. (In anderen Fällen, wie z.B. beim Besuch von Diskotheken, ist diese Lage nicht ganz so eindeutig).
2. Die postulierten Wirkungen werden als unerwünscht bewertet. Diese Feststellung klingt trivial, wenn wir an die Definition des Lärms als „unerwünschtem Schall“ denken, jedoch

hat sie Konsequenzen für die gesellschaftliche Bewertung auch schwacher statistischer Zusammenhänge zwischen Ursache und Wirkung: Wenn beispielsweise auch nur eine schwache, statistisch insignifikante Tendenz für einen Gesundheitsschaden durch Lärm besteht, werden die Betroffenen auch dann einen Schutz vor möglichen Schäden fordern, wenn die Lärmquelle nachweisbar auch positive Folgen für die Gesellschaft hat. Diese Forderung hängt z.T. mit dem eben angedeuteten Aspekt der Unfreiwilligkeit der Lärm-Exposition zusammen.

### 1.2.2 Messbarkeit, Zuverlässigkeit und Gültigkeit der Variablen

Wenn die Beziehungen zwischen akustischen Belastungen und ihren Wirkungen wissenschaftlich nachvollziehbar untersucht werden sollen, müssen Belastungen und Wirkungen so definiert werden, dass sie objektiv messbar sind und zuverlässig gültige Kausalbeziehungen zeigen.

Nicht alles, was Gegenstand der Lärmwirkungsforschung sein könnte, ist direkt messbar. Beispielsweise wäre es interessant, zu wissen, ob und wie sich der Erholungswert des Schlafs durch Lärm ändert, ob und welche Belästigungen Menschen erleben, die momentan telefonieren und die dabei durch Lärm erlebten Störungen ausgleichen wollen, oder ob und wie sich die soziale Zusammensetzung eines Wohngebiets durch Lärm verändert wird. Solche Fragen sind der direkten Messung aus verschiedenen Gründen kaum zugänglich: ein Grund dafür kann in der konzeptuellen Unschärfe liegen, die eine Operationalisierung (Umsetzung in Messwerte) erschwert, wie z.B. beim Begriff „Erholungswert“, ein anderer in der Kurzfristigkeit momentaner Erlebnisse (wie bei der momentanen Belästigung), ein dritter in der Langfristigkeit der Prozesse (wie beim sozialen Wandel im Wohngebiet). Wir werden uns oft damit abfinden müssen, Lärmwirkungen eher indirekt erfassen zu müssen, etwa durch Umsetzung der eigentlichen globalen Frage in spezifische Teilaspekte, die auch nur Teilantworten geben, etwa durch Messung der durchschnittlichen Schlaftiefe statt des Erholungswertes, oder durch Befragung von Betroffenen über ihre erinnerte Belästigung statt über ihre momentane Belästigung, oder durch Vergleich der Immobilienpreise in Wohngebieten statt der Ausbildungs- und Einkommensklassen ihrer Bewohner.

*Objektivität* ist eine Forderung, die alle an der Lärmforschung beteiligten Wissenschafts-Disziplinen reklamieren. Sie wird dabei verstanden als intersubjektive Nachprüfbarkeit, nicht als Unabhängigkeit der Daten von ihrer Erhebungsmethode – diese könnte es nicht geben. Objektivität im Sinne der Nachprüfbarkeit setzt eine Standardisierung des methodischen Vorgehens durch Regeln (Erhebungsverfahren, statistische Verfahren) und die vollständige Dokumentation der Untersuchungsschritte (Transparenz) voraus. In diesem Sinne können auch sog. „subjektive“ Daten, z.B. Aussagen von Untersuchungspersonen, objektiv sein, wenn sie in standardisierter Weise erhoben und ausgewertet werden.

Eine weitere Forderung an wissenschaftliche Daten ist deren *Zuverlässigkeit* (Reliabilität). Damit ist gemeint, dass eine erneute Untersuchung unter denselben Umständen zu denselben Ergebnissen führen muss. Diese Forderung ist dann schwer zu erfüllen, wenn die Messung den Gegenstand der Messung so verändert, dass er bei der zweiten Messung nicht mehr im früheren Zustand angetroffen werden kann (z.B. im Fall der Sensibilisierung der Untersuchungspersonen), oder wenn sich der Untersuchungsgegenstand selbst im Lauf der Zeit verändert (z.B. durch interne Reifung oder äußere Anlässe). Im sozialwissenschaftlichen Bereich sind spezielle Methoden entwickelt worden, um die Zuverlässigkeit der Daten zu prüfen, z.B. durch Retests an kleinen oder Paralleltests an großen Stichproben. Bei Retests haben sich für sozialwissenschaftliche Daten Test/Retest-Korrelationen im Bereich  $0,60 \leq r_{tt} \leq 0,85$  herausgestellt (vgl. u.a. Job et al 1996; Schuemer-Kohrs & Schuemer 1974), und für akustische Messungen auch nur um  $r_{tt}=0,70$  (vgl. Fields & Walker 1982b). Unter diesen Umständen ist es nicht erstaunlich, dass die Korrelationen zwischen akustischen und Wirkungs-Daten selten den Wert von  $r=0,6$  übersteigen.

Die dritte Forderung an wissenschaftliche Daten betrifft ihre *Gültigkeit* (Validität). Damit ist gemeint, dass die erhobenen Daten tatsächlich das repräsentieren, was sie messen sollen. Hier stellen sich oft Diskrepanzen zwischen den Auffassungen von Betroffenen, Politikern und Wissenschaftlern ein: Während beispielsweise Wissenschaftler durch die Forderung nach Objektivität und Zuverlässigkeit gezwungen sind, die Fragestellung und die Messmethoden stark einzuzugrenzen, haben Betroffene und Politiker durch ihr intuitives Problemverständnis meist eine sehr viel breitere Auffassung von dem, was gemessen werden soll oder gemessen wurde. So sind Betroffene und Politiker meist an den Auswirkungen des Lärms auf die Gesundheit interessiert, Wissenschaftler können jedoch aus methodischen und praktischen Gründen nie die ganze Gesundheit, sondern nur gesundheitsbezogene Variablen (z.B. den Ruheblutdruck oder Bewegungshäufigkeit im Schlaf) in einer bestimmten Stichprobe untersuchen. Die wissenschaftliche Aussage über die Ergebnisse der Untersuchung kann sich dann auch nur auf die erhobenen Daten in dieser Stichprobe beziehen, während Laien und Politiker dazu neigen, die Aussagen inhaltlich und über die untersuchte Stichprobe hinaus zu generalisieren. Das Validitätsproblem betrifft aber nicht nur die Kommunikation zwischen Laien und Wissenschaftlern, sondern betrifft auch die Wissenschaften selbst, denn es ist nicht immer eindeutig, ob eine in einer bestimmten Situation gemessene Variable (z.B. die Menge von Cortisol im Morgenurin von nächtlich lärmbelasteten Personen) tatsächlich, wie angenommen, die Auswirkungen von nächtlichem Stress indiziert, oder andere Regelungsprozesse, die nicht lärmrelevant sind. Es kann ja z.B. sein, dass diese Variable unter gut kontrollierten Laborbedingungen eindeutig Stress indiziert, unter den weniger gut kontrollierbaren Feldbedingungen (in Wohngebieten) jedoch nicht. Hier sind mindestens multiple, sich gegenseitig stützende bzw. kontrollierende Messungen verschiedener Variablen nötig, um die Validität des Konstrukts (hier Stress) zu prüfen.

Validitätsprobleme ergeben sich auch bei der Verknüpfung von akustischen und nicht-akustischen Variablen: In vielen Untersuchungen orientiert man sich bei der Gebietsauswahl und der Beschreibung der akustischen Belastung am Energie-äquivalenten Dauerschallpegel (Leq). Dafür gibt es gute Gründe – vor allem den der Vergleichbarkeit mit international publizierten Untersuchungen. Allerdings gibt es durch diese Orientierung auch inhaltliche Probleme, v.a. bei im Pegel stark schwankenden Schallquellen: Wenn wir z.B. die akustische Belastung durch den Schienenverkehr in der Nähe eines Wohngebiets messen und als Prädiktor für mögliche Lärmwirkungen verwenden wollen, müssen wir bedenken, dass hier oft auf kurze Zeiten mit hohen Spitzenpegeln längere Zeiten relativer Ruhe folgen. Wenn wir Kausalzusammenhänge zwischen akustischer Belastung und Veränderungen bei Betroffenen untersuchen, werden wir folglich darauf achten müssen, ob wir momentane Wirkungen der aktuellen Spitzenbelastung, kumulierte Wirkungen der Spitzenbelastung über einen bestimmten Zeitraum, kumulierte Wirkungen der Spitzenbelastung plus Pausen-Entlastung über einen bestimmten Zeitraum, oder globale Wirkungen des Lärmquellenbetriebs über einen bestimmten Zeitraum betrachten. Im letztgenannten Fall müssen wir damit rechnen, dass Betroffene Vor- und Nachteile der Quelle gegeneinander abwägen und somit kausale Zusammenhänge zwischen einzelnen Komponenten der akustischen Be- und Entlastung einerseits und zusammenfassenden Wirkungsvariablen andererseits schwer nachweisbar sind.

Zudem ist zu erwarten, dass die Art der Wirkung des Lärms teilweise vom betrachteten Zeitraum abhängt: Beispielsweise möchten wir eher nachts als am Tage schlafen, nachts telefonieren wir seltener als am Tage, und im Garten möchten wir uns eher während der wärmeren als der kälteren Jahreszeit aufhalten. Andererseits wird die Störung, die wir beim Telefonieren momentan erleben, von der Dauer und Stärke der akustischen Belastung abhängen, unabhängig davon, ob wir morgens, mittags, abends oder nachts telefonieren. Mithin werden manche Lärmwirkungen eher mit der akustischen Belastung unabhängig vom Zeitraum ihres Auftretens kovariieren, viele aber mit der Belastung in spezifischen Zeiträumen. Insofern erscheint die internationale Tendenz zur einheitlichen Beschreibung der Lärmbelastung in spezifischen Zeiträumen (z.B. getrennt für den Tag und die Nacht) für viele Wirkungen angemessen, jedoch nicht für alle.

Auf ein weiteres Problem haben Fleischer (1978, 1979), Krause (1978) und Finke (1980) hingewiesen: Die übliche Beschreibung der akustischen Belastung in der Form von Energie-äquivalenten Dauerschallpegeln für bestimmte Zeiträume berücksichtigt nicht, dass die Wirkung eines ununterbrochenen Dauerschalls bei gleicher Gesamt-Energie anders ausfallen kann als die Wirkung eines Schalls, der zwischendurch Pausen einlegt. In der Untersuchung von Finke, Guski & Rohrmann (1980) zeigte sich u.a., dass zwar die generelle Einschätzung der Störung durch eine Lärmquelle recht gut mit dem jeweiligen Energie-äquivalenten Dauerschallpegel korreliert, aber die Einschätzung des Erholungswertes und der Ruheigkeit der Wohngegend korrelierten stärker mit sog. „Ruheigkeitsmaßen“.

### 1.3 Konzepte und Methoden der psychologischen Lärmwirkungsforschung

Die psychologische Lärmwirkungsforschung beschäftigt sich v.a. mit Störungen intendierter Tätigkeiten, Belästigungen, spontanen Beschwerden, Gegenmaßnahmen gegen Beeinträchtigungen, mit kognitiven Prozessen während akustischer Belastung sowie mit Erwartungen und Befürchtungen der langfristig durch Lärm betroffenen Personen. Dabei werden die meisten Wirkungen in systematischen Bevölkerungsuntersuchungen retrospektiv und verbal erfasst; Ausnahmen hinsichtlich der Zeitdimension stellen Versuche dar, aktuelle Lärmstörungen momentan „per Knopfdruck“ auf tragbaren Kleincomputern (vgl. Kastka & Faust 1998) oder per Telefon (vgl. Felscher-Suhr et al. 1996) in sehr kleinen Stichproben zu untersuchen. Ausnahmen hinsichtlich des Untersuchungsdesigns bilden Untersuchungen von spontanen Beschwerden (vgl. Abschn. 1.3.2.3) und spezielle Untersuchungen an ausgewählten Personengruppen (z.B. Kindern oder Kranken).

#### 1.3.1 Das Konzept der systematischen Bevölkerungsuntersuchung

Bei systematischen Bevölkerungsuntersuchungen zum Thema Lärm werden viele Personen, die sich möglichst nur hinsichtlich der akustischen Belastung in ihrem Wohngebiet unterscheiden, ausgesucht und um ihre Teilnahme gebeten. Die Auswahl orientiert sich im einfachsten Fall zunächst an der berechneten akustischen Belastung für jedes Wohnhaus und ordnet die Wohnhäuser nach Gruppen (Wohngebieten) mit gleicher akustischer Belastung. Die hier notwendige Genauigkeit bei der Belastungsberechnung bzw. Auswahl der Häuser richtet sich nach der Fragestellung, wird aber selten 2 dB unterschreiten. Richtet sich die Fragestellung auf Dosis/Wirkungsbeziehungen, muss es möglichst viele Wohngebiete geben, die sich hinsichtlich ihrer akustischen Belastung unterscheiden. Diese Forderung ist nicht leicht zu erfüllen, weil beispielsweise die Baustruktur der Häuser und/oder die soziale Zusammensetzung der Bewohnerinnen und Bewohner teilweise mit der akustischen Belastung konfundiert sind, d.h. unlösbar miteinander verknüpft sind. Beispielsweise finden wir in der Einflugschneise eines Flughafens mit zunehmender Nähe zum Landepunkt (d.h. zunehmender akustischer Belastung) zunehmend flachere Wohnbauten (Einfamilienhäuser, meist im Eigentum der Bewohner) und weniger Infrastruktur (z.B. Läden). Das bedeutet, dass der Anteil an Einfamilienhäusern (Eigentümern) mit zunehmender Fluglärmbelastung steigt, wenn wir diesen Faktor nicht bei der Auswahl der Wohngebiete für die Untersuchung korrigieren, weil sonst die Faktoren „akustische Belastung“ und „Einfamilienhaus bzw. Eigentümer“ konfundiert sind. Ein analoges Problem könnte bei hohen Straßen- und Schienenlärmpegeln entstehen, falls z.B. Ausbildung und Einkommen der Betroffenen hier niedriger sind als in weniger stark belasteten Wohngebieten. Allerdings scheint diese Konfundierungs-Möglichkeit bei Schienenlärm geringer zu sein als bei Straßenlärm (Scharnberg et al. 1982).

Eine für die Auswahl der Wohngebiete ebenfalls wichtige Frage betrifft das Vorhandensein einer oder mehrerer Schallquellen. Üblicherweise werden Wohngebiete so ausgewählt, dass nur eine Schallquelle dominant ist, d.h. eine zweite Quelle deutlich niedrigere Pegel aufweist als die zu untersuchende Quelle. Dies kann v.a. für alle Nicht-Straßenlärmquellen ein Problem darstellen, weil Autos die dominante Lärmquelle in den allermeisten Wohngebieten sein dürfte.

Aus den Untersuchungsgebieten müssen Personen ausgewählt werden, die an der systematischen Untersuchung teilnehmen könnten, d.h. „wählbar“ sind. Hierbei muss entschieden werden, welcher Altersbereich in Frage kommt, ob es eine Zufalls-Auswahl aus allen in Frage kommenden Personen oder eine nach bestimmten Kriterien „geschichtete“ Stichprobe sein soll, usw.. Je nach spezieller Untersuchungsfrage finden mit diesen Personen dann Interviews oder Tests statt – meist in der Wohnung der Untersuchungspersonen, teilweise auch in Klassenräumen oder anderen halb öffentlich Einrichtungen. Hauptmethode ist das Interview, das mündlich (telefonisch oder persönlich) oder schriftlich stattfinden kann, wobei meist weitgehend standardisierte (d.h. vorher geprüfte und anschließend festgelegte) Befragungsinstrumente benutzt werden. Die erhaltenen Daten werden anonymisiert und mit den haus- oder gebietsbezogen berechneten (oder gemessenen) akustischen Daten zusammengeführt und statistisch analysiert.

### 1.3.2 Konzepte der psychologischen Lärmwirkungsforschung

In der psychologischen Lärmwirkungsforschung spielen die Begriffe „Störung“, „Belästigung“ und „spontane Beschwerde“ eine herausragende Rolle. Dabei handelt es sich jeweils um verbale Reaktionen, d.h. Angaben von Personen über ihre eigene Befindlichkeit. Während die ersten beiden Angaben in der Regel in systematischen Bevölkerungsbefragungen erhoben, d.h. durch entsprechende Fragen angeregt werden, handelt es sich bei „spontanen Beschwerden“ um Angaben, die Betroffene von sich aus machen.

Verbal erhobene Lärmwirkungen unterliegen der kognitiven Verarbeitung, zumal sie meist retrospektiv erfasst werden: Die Betroffenen berichten über bereits vergangene Erfahrungen. Diese Berichte können mehr oder weniger starken Verzerrungen unterliegen – abhängig von der Art der Frage, mit der die Berichte eliziert werden, aber auch abhängig von der kognitiven Verfügbarkeit und verbalen Umsetzbarkeit der Erfahrungen. Wie wichtig der Faktor „kognitive Verfügbarkeit“ ist, zeigen beispielsweise Vergleiche der Belästigungs- und Störungsangaben im Sommer und im Winter: üblicherweise sind die entsprechenden Werte im Sommer (u.a. wegen der Tendenz, die Fenster offen zu halten) höher als im Winter – selbst dann, wenn die Frage auf Störungen oder Belästigungen „im allgemeinen“ gerichtet ist (vgl. z.B. Ortscheid 2003).

#### 1.3.2.1 Der Begriff „Störung“

Dieser Begriff beschreibt die Unterbrechung oder mindestens Behinderung einer intendierten Tätigkeit (z.B. Unterhalten, Telefonieren, Arbeiten, Schlafen). Diese Störungen werden jedoch selten direkt erfasst, sondern eher indirekt als retrospektive (meist zusammenfassende) Aussagen von Betroffenen über erlebte Störungen – z.B. in systematischen Befragungen.

Eine typische, im persönlichen Interview gestellte Störungs-Frage lautet: „Bitte sagen Sie mir, wie stark Sie hier im allgemeinen in Ihrer Wohnung durch Lärm vom Schienenverkehr beim Fernsehen gestört werden. Werden Sie nicht, wenig, mittelmäßig, ziemlich oder sehr gestört?“ (Die hier benutzte Antwortskala ist eine Intensitätsskala, die nach Untersuchungen von Rohrman (1978) zumindest damals nahezu äquidistant war, d.h. parametrische statistische Operationen zuließ).

Naturgemäß können nur solche Störungen berichtet werden, die bewusst geworden sind. Zwar ist nicht immer klar, auf welche Weise die zusammenfassenden Störungsurteile zustande gekommen sind (ob z.B. als Summe aller Störungen über eine bestimmte Zeit oder als eher an einem maximal störenden Ereignis), jedoch zeigen die retrospektiven zusammenfassenden Störungsurteile meist recht hohe Korrelationen mit zusammenfassenden Maßen der akustischen Belastung (z.B. Mittelungspegeln).

Die absolute Höhe der Störungsangaben auf Intensitäts- oder Häufigkeits-Skalen hängt (neben dem Grad der erlebten Störung durch Lärm) von verschiedenen Faktoren ab, darunter vor

allem dem Bezug zu den Innen- oder Außenbereichen der Wohnung. Beispielsweise sind die Mittelwerte für Kommunikationsstörungen außerhalb der Wohnung meist höher als die Mittelwerte für Kommunikationsstörungen innerhalb der Wohnung. Das ist auf den ersten Blick plausibel, weil die akustische Belastung im Außenraum meist höher ist als im Innenraum. Allerdings ist die Datenlage nicht immer so einfach: Wären die Störungs-Mittelwerte lediglich vom Grad der akustischen Belastung am Ort der Unterhaltung abhängig, müssten wir parallele Dosis/Wirkungs-Kurven für Störungsangaben innen und außen erhalten, die etwa 15 dB getrennt verlaufen – 15 dB werden üblicherweise für die Dämmung der Außengeräusche bei gekippten Fenstern angenommen. Diese Parallelität ist jedoch nicht immer gegeben; so finden wir z.B. bei Fluglärm im unteren Pegelbereich oft 20 dB Unterschied zwischen innen und außen, im oberen Pegelbereich zum Teil weniger als 5 dB (vgl. z.B. Gjestland et al. 1990). Schreckenberget al. (2001) berichten, dass die Anwohnerinnen und Anwohner von Straßenlärmgebieten ihre Fenster meist ganz geschlossen halten, ohne dass dies zu einer Reduktion der Gestörtheit bei Kommunikation oder Ruhe und Entspannung im Innenraum führt, während die durch Schienenlärm Betroffenen ihre Fenster meist offen halten, dann aber auch im Innenraum deutlich stärker bei der Kommunikation gestört sind als Straßenlärm-Betroffene bei vergleichbaren Außenpegeln.

Weiterhin ist bemerkenswert, dass die absolute Höhe der Gestörtheitsangaben für „Rekreation“ bzw. „Entspannung“ und für „Schlaf“ oft deutlich niedriger ist als die für Kommunikationsstörungen. Während z.B. in der Fluglärm-Untersuchung von Gjestland et al. (1990) bei 65 dB(A) Tages-Mittelungspegel etwa 60 Prozent der Betroffenen angeben, bei Unterhaltungen gestört zu sein, geben „nur“ 30 Prozent der Betroffenen an, bei der Erholung gestört zu sein. Diesen Unterschied zeigen die Daten von Griefahn et al. (1999, Kap. 8) nicht – jedenfalls nicht beim Vergleich der Mittelwerte für Kommunikationsstörungen im Freien mit denen der Ruhe- und Erholungswerte im Freien. Andererseits zeigte sich in dieser Untersuchung, dass die Mittelwerte der Tagstörungen (gesamt) bei 60 dB Tages-Mittelungspegel etwa bei 2,5 (auf einer 5-Punkte-Skala) liegen, während die Mittelwerte der Nachtstörungen (gesamt) bei einem vergleichbaren Nachtpegel etwa um einen halben Punkt tiefer liegen. Wenn wir berücksichtigen, dass die Nachtpegel in vielen durch Straßenlärm betroffenen Wohngebieten um 7-10 dB(A) gegenüber dem Tag sinken, während sie in durch Schienenlärm betroffenen Wohngebieten ebenso hoch sind wie die Tagespegel, dann gibt dieses Ergebnis doch einige Rätsel auf, zumal viele Betroffene spontan angeben, dass eine ungestörte Nachtruhe zu den wesentlichen Qualitäten der Wohn- und Lebenszufriedenheit gehört.

Vermutlich sind Unterschiede in der Ausprägung berichteter Kommunikations-, Erholungs- und Schlafstörungen durch eine Vielzahl von Einflüssen bedingt, unter denen v.a. die Häufigkeit der verschiedenen Tätigkeiten, ihre Abrufbarkeit während des Interviews und persönliche Schutzmaßnahmen gegen Störungen zu nennen sind. Beispielsweise treten Kommunikationstätigkeiten (Unterhalten, Radiohören, Telefonieren, Fernsehen usw.) zu Hause relativ häufig auf, die Störungen werden oft bewusst und können im Interview gut erinnert werden. Entspannungstätigkeiten, die keine Kommunikation enthalten, sind etwas seltener und werden teilweise gezielt gegen Störungen geschützt. Störungen während des Schlafs werden nur dann bewusst (und damit im Interview abrufbar), wenn sie zum Aufwachen führen, was zum Glück selten der Fall ist. Die im Interview angegebenen Schlafstörungen beziehen sich v.a. auf Schwierigkeiten beim Einschlafen und zu frühes Erwachen, d.h. auf die Grenzzeiten zwischen Tag und Nacht. Zur Sicherung des Nachtschlafs werden darüber hinaus oft gezielte Maßnahmen ergriffen (z.B. Fensterschließen, vgl. Meyer-Baron 2000, Scharnberg et al. 1982), und im Fall des Eisenbahnlärms kommt hinzu, dass die Regelmäßigkeit der Geräusche und ihre relativ geringe Pegel-Anstiegszeit weniger aktivierend wirken als Geräusche von anderen Verkehrslärm-Quellen.

## 1.3.2.2 Der Begriff „Belästigung“

Dieser Begriff beschreibt nach Einschätzung vieler Lärm-Experten das Gefühl, durch Ereignisse gestört zu werden, ohne sie wirksam bewältigen zu können. Die erlebten Störungen und ihre emotionale Bewertung gehen zu etwa gleichen Anteilen in die Belästigungsurteile ein (Guski, Schuemer & Felscher-Suhr 1999). Belästigungsurteile werden – ähnlich wie Störungsurteile – in systematischen Befragungen meist zusammenfassend retrospektiv erfasst und zeigen relativ hohe Korrelationen mit zusammenfassenden Maßen der akustischen Belastung. Im Gegensatz zu vielen Störungsurteilen reflektieren Belästigungsurteile aber auch das Ergebnis des Interaktionsprozesses zwischen Lärm und betroffenen Menschen, d.h. sie enthalten z.T. auch Einschätzungen der Vermeidbarkeit des Lärms, Bewertungen von eventuell notwendig gewordenen Anpassungs- oder Bewältigungsprozessen, Vergleiche mit früheren Belastungssituationen und Erwartungen für die Zukunft (Fidell 1987).

Seit vielen Jahren zeigen systematische Felduntersuchungen zu den Auswirkungen von Straßen-, Flug- und Schienenlärm systematische Unterschiede zwischen den Lärmquellen hinsichtlich zusammenfassender Belästigung-Urteile, zumindest im oberen Pegelbereich. Abbildung 1.3.2.2-1 zeigt Daten von Miedema & Vos (1998), die 20 Fluglärm-, 26 Straßenlärm- und 9 Schienenlärm-Untersuchungen zusammengefasst haben. Aus dieser zusammenfassenden Darstellung geht eindeutig hervor, dass die globale (meist auf den Tag bezogene) Belästigung der betroffenen Wohnbevölkerung systematisch monoton ohne „Knick“ mit zunehmender Schallbelastung steigt, und dass es dabei einen systematischen Unterschied zwischen den drei Verkehrslärm-Quellen gibt, der mit zunehmender Belastung größer wird: Fluglärm wird bei gleicher energetischer Belastung am negativsten, Schienenlärm am wenigsten negativ beurteilt.

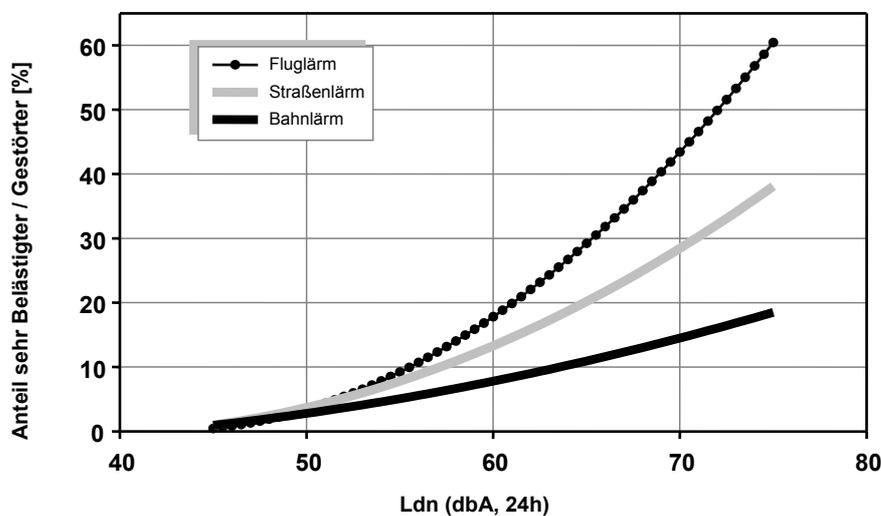


Abb. 1.3.2.2-1: Prozentsatz erheblich belästigter / gestörter Personen in Abhängigkeit von Lärmquellen und Pegeln (day-night level, Ldn) nach Miedema & Vos (1998).

Der nichtlineare Verlauf der Kurven in Abb. 1.3.2.2-1 könnte zu der Vermutung beitragen, dass die Beziehung zwischen akustischer Belastung und Belästigung generell nichtlinear sei, d.h. der Zuwachs der Belästigung mit zunehmender akustischer Belastung immer größer werde. Das ist aber nicht der Fall, sondern liegt an den hier dargestellten Daten, die Prozentsätze „sehr“ oder „erheblich“ belästigter Personen zeigen. Als individuell „sehr“ oder „erheblich“ belästigt werden dabei nach einer auf Schultz (1978) zurückgehenden Konvention nur diejenigen Perso-

nen gezählt, die im Interview auf einer Belästigungs-Skala eine derjenigen Skalen-Stufen wählen, die innerhalb der oberen 28 % der Skalenlänge liegen. Die Begrenzung auf relativ extreme Antworten begünstigt das Auftreten nichtlinearer Beziehungen – würden wir Mittelwerte oder alle Personen mit Antworten ab 50 % der Skalenlänge verwenden, so ergäben sich meist lineare Beziehungen zwischen akustischer Belastung und Belästigung. Die Angabe des Prozentsatzes individuell erheblich belästigter Personen ist international weit verbreitet, weil sie von politischen Entscheidungsträgern oft gefordert wird. Sie ist ja auch nützlich, um einen schnellen Überblick über die dringendsten Lärmprobleme bei bereits länger unverändert bestehenden Lärmquellen zu bekommen. Allerdings sind Extremwerte wenig sensibel für Änderungen, d.h. die Wirkung von Lärmschutzmaßnahmen oder neuen Lärmbelastungen lassen sich mit solchen Daten kaum prüfen.

Die Abb. 1.3.2.2-1 birgt jedoch auch Probleme, die nicht verschwiegen werden dürfen und die daher rühren, dass es sich um eine Zusammenfassung vieler verschiedener Untersuchungen aus verschiedenen Staaten und Zeiten handelt: Erstens wurde hier nicht zwischen „Belästigung und „Störung“ getrennt („reine“ Störungs-Angaben können je nach Art und Raum-Bezug beim selben Pegel höher oder tiefer liegen), zweitens wurde in den Untersuchungen selten der Zeitraum spezifiziert, für den die Belästigungs- bzw. Störungs-Angaben gelten sollten, und drittens sind die Daten heute im Durchschnitt zwanzig Jahre alt; das heißt, sie stammen meist aus einer Zeit mit wesentlich geringeren Verkehrsmengen und meist lauterem Einzelereignissen. Hinsichtlich der ersten beiden Punkte können wir nur hoffen, dass künftige Forscher-Generationen dem Vorschlag des Teams 6 der International Commission for the Biological Effects of Noise (IC-BEN) folgen, zumindest die Belästigungs-Frage bei künftigen Untersuchungen zu standardisieren (vgl. Fields et al. 2001). Der dritte Punkt, das Daten-Alter, ist insbesondere hinsichtlich der Prognose zukünftiger Belästigungs-Wirkungen aus bestehenden oder neuen bzw. geänderten Lärmquellen zu beachten: Es ist jeweils zu prüfen, ob es zeitliche Trends der Bevölkerungs-Reaktionen bei vergleichbaren Beurteilungspegeln gibt, und ob dieser Trend ggf. fortgeschrieben werden muss. Zumindest bei Fluglärm haben wir Hinweise darauf, dass die Betroffenen heute bei vergleichbaren Dauerschallpegeln stärker belästigt sind als vor zwanzig Jahren (Guski 2003).

Die „glatten“ Kurven von Abb. 1.3.2.2-1 legen nahe, dass sich alle von einer bestimmten Quellen-Art mit bestimmten Pegeln betroffenen Menschen im selben Ausmaß erheblich gestört fühlen. Dies ist jedoch – ebenso wie bei anderen Umwelt-Belastungen - nicht der Fall: Der Beurteilungspegel determiniert nur etwa 33 Prozent der Varianz des zusammenfassenden Belästigungs-Urteils, situative und personale Faktoren beeinflussen es ebenfalls. Zu den situativen Faktoren gehört u.a. die Art und Weise, wie die für die Lärmquelle Verantwortlichen mit den Betroffenen umgehen, und zu den personalen Faktoren gehören v.a. die individuelle Lärm-Empfindlichkeit und das Lärm-Bewältigungsvermögen (vgl. Job 1988a; Guski 1999).

Ein spezielles Problem stellen zusammenfassende Störungs- und Belästigungs-Urteile dar, die sich auf die Nacht beziehen. Die hier berichteten Werte korrelieren zumindest bei Straßen- und Schienenlärm etwa gleich hoch mit dem Tages-Pegel (bei der Schiene sogar etwas höher). Dies ist nicht verwunderlich, da die Tages- und Nachtpegel meist um  $r=0,95$  miteinander korrelieren, was bedeutet, dass tagsüber hoch belastete Wohngebiete hier meist auch nachts höher belastet sind. Dies dürfte bei Straßenlärm generell der Fall sein; bei Schienen- und Fluglärm kann das unterschiedlich sein. Höger et al. (2002) interpretieren den Befund, dass berichtete Schlafstörungen und auf die Nacht bezogene Belästigungsurteile teilweise besser mit dem Tages- als dem Nacht-Pegel korrelieren, als Hinweis darauf, dass die Betroffenen – zumindest bei Straßenlärm – weniger auf erlebte nächtliche Störungen reagieren, als auf das „kognitive Konzept“ von der Lärmquelle, und dieses wird primär in der Wachzeit gebildet. Für diese Interpretation spricht zumindest der Umstand, dass der Schlaf selbst nicht bewusst erlebt und entsprechend im späteren Interview bewertet werden kann – bewusst werden allenfalls Störungen vor und nach dem Schlaf sowie massive Störungen, die zum Aufwachen führen. Leider lässt sich die Hypothese der kognitiven Steuerung der berichteten Schlafstörungen nur mit Hilfe von Wohngebieten prüfen, in denen die Nacht-Belastung unabhängig von der Tages-Belastung vari-

iert – solche Gebiete dürften gerade bei Straßenlärm schwer zu finden sein. Gegen die genannte Interpretation sprechen allerdings zwei Befunde: Erstens, folgen die auf verschiedene Zeitabschnitte des Tages bezogenen Einschätzungen der „Lautheit“ in der Untersuchung von Griefahn et al. (1999) beim Straßen- und zum Teil auch beim Schienenverkehr durchaus dem Tagesgang der Lärmquelle und unterscheiden sich somit von den Gestörtheits-Urteilen. Auch wenn wir nicht genau wissen, in welchem Ausmaß die erlebte Belästigung in Lautheits-Urteile aus Feld-Untersuchungen eingeht, bedeutet dieser Unterschied zwischen Lautheits- und Störungs-Urteilen, dass die Betroffenen zwischen verschiedenen Tageszeiten differenzieren können. Zweitens haben die Untersuchungspersonen in der experimentellen Schlafstudie des DLR (Basner et al. 2002) am Morgen nach Fluglärm-Nächten Befindlichkeits-Einschätzungen abgegeben, die schwach, aber statistisch signifikant sowohl vom Energie-äquivalenten Dauerschallpegel als auch der Anzahl der Fluglärm-Ereignisse während der vergangenen Nacht abhängen – obwohl sie die jeweilige experimentelle akustische Belastung entweder gar nicht oder nur sehr begrenzt bewusst wahrnehmen konnten. Insofern erscheint es doch gerechtfertigt, die berichteten Schlafstörungen und Befindlichkeits-Minderungen als Indikatoren der auf die reale nächtliche Situation bezogene erlebte Schlafqualität zu interpretieren - auch wenn sie vielleicht primär durch die spät-abendlichen und früh-morgendlichen Belastungen zustande kamen.

### *1.3.2.3 Spontane Beschwerden*

Beschwerden, die lärmbeeinträchtigte Bürgerinnen und Bürger schriftlich oder telefonisch bei Umweltbehörden, Stadtverwaltungen, Lärmquellen-Betreibern, Bürgerinitiativen oder anderen Institutionen vorbringen, gelten im politischen Rahmen oft als „Gradmesser“ für die Dringlichkeit eines Lärmproblems. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass die durch ein solches Problem betroffenen Personen erstens wissen müssen, an welche Adresse sie ihre Beschwerde richten können, zweitens die kognitive Kompetenz haben, ihr Problem so zu artikulieren, dass die angesprochene Institution zum Handeln angeregt wird, und drittens erwarten, dass ihre Beschwerde zu einem Erfolg führt. Es ist insbesondere die letztgenannte Bedingung, die viele Betroffene davon abhält, sich trotz starker Störung oder Belästigung beim Lärmquellen-Betreiber oder einer Institution zu beschweren. Hinzu kommt, dass Beschwerden Reaktionen auf ungewöhnliche Ereignisse sind, d.h. bei einem andauernden Problem nicht immer wieder ausgelöst werden. Dies alles führt dazu, dass erstens sich relativ wenige durch starken Lärm betroffene Personen beschweren, zweitens bestimmte Lärmquellen häufiger mit Beschwerden verbunden sind als andere und drittens selten ein überzufälliger Zusammenhang zwischen der Anzahl von spontanen Beschwerden aus einem bestimmten Wohngebiet und der dort herrschenden akustischen Belastung entsteht.

Auch wenn die Bürgerinitiative Luftverkehr Offenbach nach eigenen Angaben im Jahre 2002 monatlich ca. 80.000 (netzgestützte) Beschwerden gegen Fluglärm aus dem Rhein/Main-Gebiet registrierte, haben sich durchschnittlich nur 10-26 % der lärmbeeinträchtigten Bürgerinnen und Bürger einmal beim Verursacher oder einer Behörde beschwert (Finke et al. 1980), wobei im Vergleich zur riesigen Anzahl von durch Straßenlärm Betroffenen deren Anteil an den spontanen Beschwerden mit 21% relativ gering, während der Anteil der spontanen Beschwerden gegenüber Handwerkslärm (mit 26 % der Betroffenen) im Vergleich zur relativ geringen absoluten Zahl der Betroffenen recht hoch erscheint. Plausibel wird ein solches Ergebnis, wenn wir berücksichtigen, dass es sehr viel schwieriger ist, sich gegen eine anonyme Lärmquelle zu wehren als gegen eine, die stationär und bekannt ist.

## 1.4 Konzepte und Methoden der medizinischen Lärmwirkungsforschung

Während die psychologische Lärmwirkungsforschung schon weitgehend nach Dosis / Wirkungsbeziehungen sucht, ist die medizinische Lärmwirkungsforschung vielfach noch damit beschäftigt, Lärmwirkungen grundsätzlich zu prüfen, d.h. die Frage zu beantworten, ob eine bestimmte physiologische oder medizinische Größe überhaupt durch Lärm beeinflusst wird. Daraus ergibt sich ein grundsätzlich anderes Vorgehen als bei den meisten psychologischen Untersuchungen: Man prüft zunächst an Extremgruppen, die sich hinsichtlich der akustischen Belastung stark unterscheiden, ob ein signifikanter Einfluss des Lärms vorliegt. Die nächste Frage ist dann, wie stark der Einfluss der akustischen Belastung ist, und weiterhin, ob Dosis/Wirkungs-Beziehungen angegeben werden können. Diese Frage kann zur Zeit erst in wenigen Bereichen beantwortet werden.

### 1.4.1 Konzepte der medizinischen Lärmwirkungsforschung

Bei der Untersuchung physiologischer bzw. medizinischer Größen herrscht das Konzept der physiologischen *Regelung* vor: Man geht davon aus, dass alle physiologischen Vorgänge durch eine Vielzahl physiologischer Einflussgrößen beeinflusst und möglichst im Gleichgewicht gehalten werden. Das bekannteste Beispiel ist der Blutdruck, der u.a. von der Leistungsfähigkeit des Herzens, der Weite und Elastizität der Blutgefäße und der Viskosität des Blutes abhängig ist. Der Blutdruck schwankt auch bei Gesunden je nach Tätigkeit und körperlichem Training. Wenn Einflüsse des Lärms auf physiologisch/medizinische Größen nachgewiesen werden sollen, so müssen diese Größen nicht nur unter vergleichbaren Bedingungen erhoben, sondern auch mit sog. „Normalwerten“ verglichen werden, um zu sehen, ob die unter Lärm gemessenen Werte im normalen Schwankungsbereich liegen oder nicht.

In diesem Zusammenhang ist das Konzept der vegetativen *Übersteuerung* zu erwähnen: In einer Untersuchungsreihe mit Registrierungen von Durchblutungsstörungen (Pulsamplitude) bei Einwirkung von Breitbandgeräuschen hat Jansen (1967) festgestellt, dass bei Zunahme der Maximalpegel zunächst die Pulsamplitude als Lärmreaktion immer weiter sinkt, dann bei weiterer Zunahme kaum weiter sinkt, um dann bei weiterer Zunahme wieder stärker zu sinken. Das Plateau im oberen Pegelbereich wurde als Umschlagpunkt von einer gesunden Reizverarbeitung zu einer nicht mehr gesunden Reaktion gedeutet. Auch wenn der von Jansen (1967) angegebene Umschlagpunkt heute etwa 10 dB niedriger angesetzt wird (vgl. Maschke et al. 2001; Spreng 2001), wird doch der Grundgedanke weiter akzeptiert, dass Schallreize mit hohen Pegeln grundsätzlich in der Lage sind, normale physiologische Regelungsgrenzen zu überschreiten, und die häufige Übersteuerung eine Gesundheitsgefährdung darstellt, weil sie zu chronischen pathologischen Veränderungen führen kann.

Das pathogenetische Stress-Konzept des Lärms wurde insbesondere von Maschke (2000) herausgearbeitet: Von zentraler Bedeutung ist dabei die Ausschüttung von Stresshormonen in Nebennierenmark. Dabei wird die akute Belastung des Organismus durch die Veränderung der Hormonkonzentration im Blut, Urin oder Speichel beschrieben, und unphysiologisch hohe (d.h. die Normalwerte übersteigende) Konzentrationen werden als schädliche Stressreaktion klassifiziert. Diese Konzentrationen werden von Veränderungen vieler anderer vegetativer Funktionen begleitet (z.B. Schweiß-Absonderung, Atmung, Herzfrequenz), die v.a. durch das Sympathikus-System gesteuert sind.

Schließlich soll noch ein Begriff erläutert werden, der in der Bewertung einer Veränderung physiologischer Variablen durch externe Einflüsse (z.B. Lärm) eine große Rolle spielt: „odds ratios“ (OR) sind Verhältniszahlen, die das Auftreten einer als Alternativgröße klassierten pathologischen Erscheinung (z.B. Bluthochdruck) in einer exponierten Gruppe von Personen im Verhältnis zu einer nicht (oder zumindest geringer) exponierten Gruppe angibt. Dabei bedeutet der Wert Eins gleiche Auftretenswahrscheinlichkeit in beiden verglichenen Gruppen; Werte

unter Eins bedeuten entsprechend geringere Auftretenswahrscheinlichkeit, Werte über Eins höhere Wahrscheinlichkeit. Die Abweichung von Eins kann statistisch geprüft werden.

### 1.4.2 Methoden der medizinischen Lärmwirkungsforschung

Im Bereich der medizinischen Lärmwirkungsforschung werden v.a. drei Untersuchungsansätze genutzt: Labor-Untersuchungen mit Experimental- und Kontrollgruppen, Feld-Untersuchungen mit mehreren unterschiedlich belasteten Personengruppen und Sekundäranalysen mit statistischen Gesundheitsdaten.

In Labor-Untersuchungen werden Versuchspersonen oder Versuchstiere ausgewählt und nach einem Zufallsprinzip unterschiedlichen Gruppen zugeordnet, die für die (kurze) Zeit des Experiments in unterschiedlichem Ausmaß durch Lärm aus Lautsprechern belastet werden. Meist wird dabei eine Kontrollgruppe verwendet, d.h. eine Gruppe, die während des Experiments keine akustische Belastung erfährt. Die physiologischen Reaktionsvariablen werden während des oder nach dem Experiment registriert und v.a. hinsichtlich ihrer Unterschiede zwischen den Gruppen statistisch ausgewertet.

In Feld-Untersuchungen werden (ähnlich wie bei sozialpsychologischen Untersuchungen) zunächst mehrere Wohngebiete definiert, die sich hinsichtlich der alltäglichen (chronischen) Belastung durch Umweltlärm unterscheiden. Aus der Gesamtzahl der betroffenen Bewohnerinnen und Bewohner wird eine Stichprobe nach bestimmten Kriterien (z.B. Alter, Geschlecht und An- oder Abwesenheit bestimmter Erkrankungen) gezogen und um Mitarbeit bei der Untersuchung gebeten. Die eigentliche Untersuchung findet dann entweder in den Wohnungen der Untersuchungspersonen oder in einem speziellen Labor statt. Dabei können die Untersuchungspersonen auch bestimmten kurzfristigen Belastungen ausgesetzt werden.

Bei Sekundäranalysen werden zunächst ebenfalls Wohngebiete oder größere Bezirke nach dem Ausmaß der chronischen Lärmbelastung ausgesucht und mit regionalen medizinischen Daten statistisch verknüpft, die in der Regel nicht eigens für die Lärm-Untersuchung erstellt wurden – z.B. mit Erkrankungs- und Morbiditätsdaten aus regionalen Krankenhäusern oder Statistiken niedergelassener Ärzte. Die so erhaltenen Daten sind anonym, können also in der Regel nicht auf eine spezielle Wohnadresse bezogen werden, so dass das Ausmaß der akustischen Belastung nur grob und eventuelle Störvariablen (Confounder, wie z.B. demographische Daten) meist gar nicht bestimmt werden können. Auch ist die Vergleichbarkeit der medizinischen Daten nicht immer gewährleistet. Dennoch sind solche Daten eine wertvolle Hilfe, v.a. beim langfristigen Vergleich des allgemeinen Gesundheitszustands der Bevölkerung in bestimmten Regionen.

### 1.4.3 Methoden der Schlafforschung

Es wäre interessant, zu wissen, ob und wie sich der Erholungswert des Schlafs ändert, wenn in einer ansonsten ruhigen Gegend um 2 Uhr nachts ein Güterzug mit 60 dB(A) Maximalpegel am Ohr des Schlafers zu hören ist. Wir müssten dazu zunächst den „Erholungswert des Schlafs“ in eine messbare Größe übersetzen (operationalisieren) und die Veränderung dieser Größe während der Vorbeifahrt beobachten, ohne selbst durch unsere Messmethode den Schlaf zu beeinträchtigen. Dieses Unternehmen ist schon dadurch erschwert, dass es keine direkte Möglichkeit zur Messung des Erholungswertes gibt, geschweige denn eine, die ohne technischen Eingriff gelingt.

Die medizinische Schlafforschung hat sich den Umstand zu Nutze gemacht, dass die elektrische Aktivität der Hirnrinde systematisch mit dem Aktivationsgrad des Körpers variiert. Während des Schlafs durchläuft die elektrische Aktivität der Hirnrinde mehrere Zyklen, die mit unterschiedlicher Schlafentiefe verbunden sind. Man unterscheidet fünf Stadien: den REM-Schlaf (Rapid Eye Movements), der durch schnelle Augenbewegungen, erhöhte Herz- und Atmungsfrequenz gekennzeichnet ist, sowie die Non-REM-Stadien 1 bis 4, die zunehmende Schlafentiefe

bedeuten – validiert an erhöhten Weckschwellen. Werden experimentell während des Schlafs Geräusche appliziert, steigt die Wahrscheinlichkeit, aus einem tiefen Schlafstadium in ein flacheres zu wechseln. Die elektrophysiologische Registrierung der Hirnaktivität ist technisch recht aufwändig und geschieht meist im Labor; in neuerer Zeit können solche Registrierungen jedoch auch in gewohnter heimischer Umgebung vorgenommen werden.

Um den hohen Aufwand der elektrophysiologischen Registrierung zu vermeiden, sind verschiedene Verfahren geprüft worden, Schlaftiefen-Messungen mit technisch weniger komplizierten Verfahren durchzuführen. Dabei nutzt man den Umstand, dass geringe Schlaftiefen mit größerer Bewegungsaktivität des Körpers korrelieren. Entsprechend kann man versuchen, automatische Bewegungsmessungen mit kleinen Aktimetern am Handgelenk oder durch Sensoren am Bettgestell durchzuführen. Allerdings sind solche Messungen weniger sensibel als elektrophysiologische Registrierungen.

Eine Standard-Methode kann sowohl bei elektrophysiologischen als auch Bewegungs-Registrierungen zusätzlich benutzt werden: Man installiert am Bett eine Taste, die eine Untersuchungsperson dann drücken soll, wenn sie aufwacht. Die so registrierte Aufweckreaktion stellt das Maximum der Schlafbeeinträchtigung dar und korreliert systematisch mit den Maximalpegeln der experimentell applizierten Geräusche. Allerdings ist hier – wie auch bei der Schlaftiefen-Registrierung -- zu beobachten, dass nicht jeder Mensch beim selben Maximalpegel aufwacht, sondern große interindividuelle Unterschiede bestehen.

## **1.5 Konzepte und Methoden der sozial-ökonomischen Lärmwirkungsforschung**

Viele Umweltbelastungen haben soziale Folgen – dies betrifft nicht nur Verkehrslärm, sondern auch Luft- und Bodenschadstoffe sowie Abfälle. Dieses Problem ist etwa so alt wie die Industrialisierung, abzulesen an den „besseren Wohnvierteln“, die seit Mitte des 19. Jahrhunderts im Südwesten westeuropäischer Städte liegen, weil diese Wohngebiete nicht so stark durch die per Westwind übertragenen Luftschadstoffe aus den Industriebetrieben der Stadt belastet sind. Da unbelastete Wohngebiete knapp sind, hat der gesellschaftliche Konkurrenzkampf um diese Ressource zu erheblichen Grundstückskosten geführt, die nur von einem kleinen einkommensstarken Segment der Bevölkerung aufgebracht werden können. Umgekehrt wird die einkommensschwache Bevölkerung eher in Wohngebiete gedrängt, die stärkeren Umweltbelastungen ausgesetzt sind. Die soziale Schieflage in Bezug auf Umweltbelastungen wird in der anglo-amerikanischen Fachliteratur „environmental injustice“ oder „environmental inequality“ genannt (vgl. Waller et al. 1999; Evans & Kantrowitz 2002). Soziologen sprechen von „sozialer Segregation“ und meinen damit die räumliche Trennung zwischen den Wohnstandorten unterschiedlicher sozialer Gruppen. Diese Trennung hat gewiss nicht nur Umweltgründe, jedoch werden Umweltgründe als Ausgangspunkte einer Kette von Faktoren angesehen, die in der Geschichte der Wohnstandort-Wahl europäischer Städte seit Mitte des 19. Jahrhunderts eine Rolle spielten (vgl. Benevolo 1997/2000): Nachdem sich die ersten einkommensstarken Familien in den wenig umweltbelasteten Gebieten angesiedelt hatten, zogen andere nach, um ihre Zugehörigkeit zur Gruppe der Einkommensstarken zu demonstrieren. Am Ende mögen Umweltgründe bei der Wahl des Wohnungsstandortes keine direkte Rolle mehr spielen – die Konsequenz ist dennoch, dass einkommensstarke Familien in den weniger belasteten Wohngebieten anzutreffen sind.

Seit etwa 20 Jahren ist bekannt, dass auch Verkehrslärm, zumindest Straßenverkehrslärm, zu den Umweltfaktoren gehört, die soziale Segregation fördern. So hat z.B. eine Untersuchung von Kistler (1983) gezeigt, dass der Wert einer Immobilie (Wohnung, Wohnhaus oder Wohngrundstück) mit zunehmendem Mittelungspegel sinkt, und inzwischen rechnet das Umweltbundesamt mit einem Wertverlust von 0,5 Prozent pro Jahr und Dezibel, und Banken warnen Immobilien-Kapitalanleger vor dem Faktor Verkehrslärm, der beim Erzielen einer guten Rendite aus einer Immobilie ebenso stört wie unbewohnte Häuser in der Nachbarschaft.

Neuere Untersuchungen benutzen meist das Konzept der „willingness to pay“ (WTP), d.h. die Frage, wie viel Geld Einzelpersonen oder Kommunen auszugeben bereit sind, um die Belästigung durch Verkehrslärm zu verringern. Dabei überwiegen zwei Methoden: „Hedonic Price“ (HP) und „Contingent Valuation“ (CV). Die erste Methode beobachtet v.a. den Zusammenhang zwischen akustischen Maßen der Verkehrslärm-Belastung und Immobilienpreisen; die zweite Methode befragt Betroffene, wie viel Geld sie in bestimmten hypothetischen Szenarien für weniger Lärm ausgeben würden (vgl. Lambert et al. 1998). Die beiden Methoden sind kaum miteinander zu vergleichen, jedoch hat Vainio (2001) versucht, vergleichbare Daten von unterschiedlich lärmbelasteten Wohnanlagen mit insgesamt 1522 Eigentumswohnungen in Helsinki zu bekommen. Da alle Wohnungen vom selben Verkäufer stammten, ist die HP-Datenqualität vergleichbar. Eine Stichprobe von 420 Eigentümern wurde schriftlich mit CV-Methoden über mögliche eigene Ausgaben zum Schallschutz befragt. Es zeigte sich, dass die Eigentümer hypothetisch (und zusätzlich) sehr viel weniger Geld auszugeben bereit waren (ca. 125 Euro pro Dezibel oberhalb von  $L_{eq} = 55$  dB(A)), als sie beim Wohnungskauf ausgegeben hatten (ca. 365 Euro pro Dezibel). Die Gründe für derart krasse Unterschiede sind derzeit noch unklar; jedoch wird deutlich, dass zumindest solche Personen, die finanziell in der Lage sind, sich Wohneigentum zu kaufen, für mehr Ruhe auch mehr Geld ausgeben – und zwar auch nach Bezug der Wohnung. Dabei muss allerdings die sozialpolitische Frage erlaubt sein, ob und wie diejenigen Personen, die sich Ruhe finanziell nicht leisten können, für ihr Verbleiben in lauten Wohngebieten entschädigt werden können (vgl. Knetsch 1994).

## 2 Belästigungswirkung von Schienenverkehrslärm

Rudolf Schuemer

Zwar liegen eine Reihe von zusammenfassenden (zumeist kürzeren) Darstellungen von Untersuchungsbefunden zum Bahnlärm und seinen Wirkungen vor (u.a.: de Jong 1983; Fields 1979; Haider, Koller & Stidl 1992; Hauck 1991; Höger & Felscher-Suhr 1997; Lambert, Champelovier & Vernet 1998a; Möhler & Schuemer-Kohrs 1985; Moehler 1988a, 1998; Schuemer & Schuemer-Kohrs 1991); da jedoch vor kürzerer Zeit eine Reihe Untersuchungen abgeschlossen worden sind, erscheint eine aktualisierte Darstellung angemessen.

### 2.1 Ausmaß der Betroffenheit der Bevölkerung von Bahnlärm

In Deutschland (wie auch in anderen westeuropäischen Ländern) fühlen sich weitaus mehr Einwohner von Straßen- als durch Schienenverkehrslärm betroffen.

Zunächst aber zum Ausmaß der *objektiven Geräuschbelastung* der Bevölkerung aus Schienenverkehr: Lambert et al (1998a) schätzten, dass ca. 6 Millionen Einwohner bzw. 1,7% der Bevölkerung in den EU-Staaten<sup>1</sup> einer Belastung ( $L_{eq, tags}$ ) durch Bahnverkehrsgeräuschen von > 65 dB(A) und ca. 34 Millionen (9,8%) einer Belastung von > 55 dB(A) ausgesetzt sind. Fields & Walker (1982a, S. 192) bezifferten die Anzahl derer, die Ende der 70er in Großbritannien einem Bahnlärm von 65 dB(A) ausgesetzt waren, auf ca. 170.000 (bzw. 0,5% der Bevölkerung); die Zahl derer, die einer Belastung von 60 dB(A) und mehr ausgesetzt waren, betrug knapp 500.000. Nach Öhrström & Skånberg (1996, S. 39) waren ca. 350.000 Einwohner Schwedens einer Geräuschbelastung ( $L_{eq}$ ) aus Schienenverkehr von 55 dB(A) oder mehr ausgesetzt, hingegen ca. 1,6 Millionen einer vergleichbaren Straßenverkehrsbelastung.

Nun zur *subjektiven Betroffenheit*: In den seit 1984 im Auftrag des Umweltbundesamts wiederholt durchgeführten Repräsentativbefragungen betrug der Anteil derer, die sich durch Straßenverkehrslärm „stark belästigt“ fühlen, immer ein Mehrfaches des Anteils der durch Schienenverkehrslärm „stark belästigten“ Einwohner (Ortscheid 1996; Ortscheid & Wende 2002). Beispielsweise bezeichneten sich in den letzten beiden Studien zum „Umweltbewusstsein“ (Kuckartz 2000; Kuckartz & Grunenberg 2002) jeweils 17% durch Straßenverkehrslärm, hingegen nur jeweils 5% durch Schienenverkehrslärm „stark“ bzw. „äußerst stark belästigt und gestört“. Ähnliche Relationen ergaben sich auch bei einer Repräsentativbefragung in Baden-Württemberg (Schreckenber, Felscher-Suhr & Lass 1999, S. 25) sowie in einer online-Lärmumfrage des Umweltbundesamtes (Ortscheid 2002). Noch deutlicher fallen die Unterschiede zwischen den Quellen aus, wenn nicht nach dem Grad der Belästigung für die verschiedenen Quellen, sondern danach gefragt wird, welche der Lärmquellen am stärksten stört bzw. belästigt; in der Erhebung in Baden-Württemberg nannten hier fast 50% Straßen-, hingegen nur knapp 4% Schienenverkehrslärm (Schreckenber, Felscher-Suhr & Lass 1999; s. Tabelle 4.3-1, S. 29).

Auch in den Niederlanden war der Anteil der „highly annoyed“ mit 25% für Straßenverkehrslärm deutlich höher als für Schienenverkehrslärm (2% „highly annoyed“; de Jong, Opmeer & Miedema 1995). Eine ähnliche Schätzung liegt aus einer früheren Erhebung aus England vor (23% vs. ca. 2% durch Straßen- bzw. durch Schienenverkehrslärm Belästigter; Fields & Walker 1982a, S. 192).

---

<sup>1</sup> Für Deutschland liegt dabei die Schätzung (für Belastungen mit „> 65 dB“) mit 3,2% höher als für Frankreich (0,4%) oder die Niederlande (0,6%). – Etwas andere Schätzwerte auf der Basis von Daten des Umweltbundesamtes finden sich in Tabelle 3.1-1 in Abschnitt 3.1.

Lambert, Champelovier & Vernet (1998a, S. 584) verweisen zwar darauf, dass Daten über Lärmbelastigung in den verschiedenen europäischen Ländern oft nicht in vergleichbarer Weise erhoben worden sind; sie schätzen jedoch, dass zwischen 2 und 4 % der Bevölkerung durch Bahnlärm, hingegen der 6- bis 13-fache Anteil durch Straßenverkehrslärm belastigt ist.

Korrespondierend zur geringeren Betroffenheit durch Schienen- im Vergleich zum Straßenverkehrslärm liegen deutlich weniger Bahnlärm- als Straßenverkehrslärmuntersuchungen vor; in dem umfassenden „Katalog“ von Verkehrslärmwirkungen-Untersuchungen (Fields 2001) werden 204 Untersuchungen für Straßenverkehrslärm, 184 Fluglärmuntersuchungen und nur 58 Bahnlärmstudien aufgeführt.

## 2.2 Bahnlärm-Wirkungen

Die Folgen von Bahnlärm für die Betroffenen, wie sie üblicherweise in Feldstudien mit sozialwissenschaftlichen Befragungsmethoden erfasst werden, lassen sich grob in vier Gruppen unterteilen:

- (1) Gefühle der Belästigung, Beeinträchtigung und Verärgerung wegen des Bahnlärms
- (2) Störungen und Beeinträchtigungen bei der Ausführung bestimmter Tätigkeiten bzw. bei der Umsetzung / Realisierung bestimmter Handlungsintentionen
- (3) psycho-vegetative Reaktionen (z.B. gesundheitliche Beeinträchtigungen, die von den Betroffenen dem Bahnlärm zugeschrieben werden bzw. auf ihn zurückgeführt werden)
- (4) Erzwingung von Verhaltensänderungen oder von Maßnahmen, um sich gegen den Lärm besser zu schützen.

Ähnlich unterscheiden etwa Fields & Walker (1982a) zwischen ‚annoyance‘, ‚activity disturbances‘ und ‚behavioural reactions‘.

zu (1): Die *Gesamtlärmbelastigung* („general annoyance“) gilt als zentraler Indikator für das Ausmaß der Beeinträchtigung von Bevölkerungsgruppen durch die jeweilige Lärmart und wird bevorzugt bei der Bestimmung von Dosis-Wirkungs-Kurven, der Festlegung von kritischen Grenzen oder beim Vergleich der Lästigkeitswirkung verschiedener Quellen verwendet. In bisherigen Untersuchungen wurden sehr unterschiedliche Fragen und Antwortformate für die Erfassung der Gesamtbelastigung bzw. ‚annoyance‘ verwendet; erst in den letzten Jahren ist es gelungen, sich in Team 6 („community response“) der *International Commission on the Biological Effects of Noise* (ICBEN) auf einen Standard länderübergreifend zu einigen (s. Felscher-Suhr et al 1998a,b, 1999, 2000; Fields et al 2001).

zu (2): Die „Aktivitätenstörungen“ umfassen unterschiedliche Bereiche – u.a.:

- kommunikativer Bereich: z.B. Störungen bei Unterhaltungen oder beim Telefonieren, beim Radio- oder Musikhören, beim Fernsehen.
- Konzentration: z.B. Störungen bei konzentrierter geistiger Arbeit
- Erholung / Entspannung: z.B. Störungen beim Ausruhen
- Schlaf: Störungen beim Einschlafen; nächtliches oder frühmorgendliches Aufwecken.

*Anm:* Es erscheint problematisch, im Interview – retrospektiv für längere Zeiträume, z.B. für die letzten Monate – erfragte Angaben zu Schlafstörungen als valide Indikatoren der Beeinträchtigung der Schlafgüte i.e.S. zu interpretieren; angemessener erscheint es, diese Angaben als Ausdruck der in den Wachzeiten während der Nachtrandstunden empfundenen Belästigungen und Störungen zu interpretieren (vgl. Griefahn, Möhler & Schuemer 1999, S. 111f; zur Interpretation erfragter Schlafstörungen s. auch Guski 2002, S. 222).

Bei der Erfassung solcher Störungen kann nach der Intensität oder der Auftretenshäufigkeit solcher Störungen gefragt werden. Zudem kann nach dem Aufenthaltsort differenziert werden: in der Wohnung oder im Außenbereich (auf der Terrasse, im Garten). Die auf den Außenraum bezogenen Störungen fallen i.d.R. deutlich größer als die auf den Innenraum bezogenen Störungen.

gen aus. Bei den Störungen in der Wohnung kann zudem weiter nach der Fensterstellung (Fenster geschlossen, gekippt, geöffnet) differenziert werden. Die Gestörtheit im Innenraum bei geöffneten Fenstern liegt in der Regel bei gleichen Pegeln erwartungsgemäß jeweils oberhalb der Gestörtheit bei geschlossenen Fenstern. Fragt man nach der Gestörtheit im Innenraum ohne Spezifikation der Fensterstellung, so liegt das Urteil i.a. jeweils zwischen der Gestörtheit bei geöffneten Fenstern und jener bei geschlossenen Fenstern.

zu (3): Zum Bereich der *psycho-vegetativen Reaktionen* auf Bahnlärm lassen sich solche Reaktionen wie Erschrecken, Nervosität oder auch Kopfschmerzen zählen, die von manchen Befragten dem Bahnlärm zugeschrieben werden.

zu (4): *Verhaltensänderungen und Maßnahmen gegen den Lärm*: Eine Lärmbelastung kann die Betroffenen zu vielfältigen Änderungen im Verhalten oder zum Ergreifen von Gegenmaßnahmen führen – wie z.B.:

- Einschränkung der Nutzung der Außenbereiche des Wohnumfelds (z.B. Garten, Terrasse)
- Änderung der Raumaufteilung und -nutzung in der Wohnung
- Schallschutzmaßnahmen: Einbau von Isolierfenstern; Abdichtung / Schalldämmung an Wänden und Türen
- Schließen der Fenster für die Dauer von Störungen oder generelles Geschlossenhalten der Fenster am Tag oder in der Nacht
- Unterbrechung von Tätigkeiten oder deren zeitliche Verschiebung in ruhigere Zeiten
- Einschränkung von kommunikativen Aktivitäten; durch den Lärm erzwungenes lauterer Sprechen oder Erhöhung der Lautstärke des Fernsehers oder Radios
- Nutzung von Gehörschutzmitteln („Ohropax“) und Einnahme von Medikamenten (Beruhigungsmittel, Schlafmittel)
- individuelle Beschwerden; Beteiligung an Protestaktion, Mitwirkung in Bürgerinitiativen gegen Lärm
- Umzug in eine ruhigere Gegend.

Bei der Erfassung der Störungen und Verhaltensänderungen kann in den Fragen der Bezug auf den Lärm aus der jeweiligen Quelle in unterschiedlichem Maße betont werden. Beispielsweise kann allgemein – d.h. ohne Bezug auf den Lärm – nach Schlafstörungen oder nach Medikamenteneinnahme gefragt werden, oder es kann in der Frage jeweils der Bezug zum Lärm (z.B. Einnahme von Schlafmitteln wegen des Lärms) explizit hergestellt sein. Im letzteren Fall ist der Zusammenhang mit Belastungskenngrößen (z.B.  $L_{eq}$ ) in der Regel enger.

Bezogen auf jeweils dieselbe Lärmquelle korrelieren diese Reaktionen untereinander mehr oder weniger hoch. Diese Zusammenhänge spiegeln zum einen wider, dass diese Reaktionen auf eine gemeinsame Ursache – die Geräuschbelastung – bezogen sind; zum anderen sind diese Zusammenhänge aber auch ein Resultat der Erfassungsmethodik: Die Abfrage einer Vielzahl von Reaktionen zum gleichen Zeitpunkt mit zumeist sehr ähnlichen Frage- und Antwortformaten kann zu einer durch Antworttendenzen und ‚halo‘-Effekte bedingten Überschätzung der Zusammenhänge führen. Unterzieht man die auf dieselbe Quelle bezogenen Reaktionsvariablen einer Faktorenanalyse, „erklärt“ der erste unrotierte Faktor in der Regel einen Großteil der gemeinsamen Varianz. Beispielsweise ergaben Faktorenanalysen von je 16 Schienen- bzw. Straßenlärm-Reaktionsvariablen für Daten aus der Studie von Griefahn, Möhler & Schuemer (1999) für jede der Quellen jeweils einen unrotierten ersten Faktor, der für die Schienenverkehrslärmreaktionen 70% und für die Straßenverkehrslärmreaktionen 68% der Gesamtvarianz „aufklärte“.

Die Zusammenfassung der verschiedenen Belästigungs- und Störungsvariablen in ein Reaktions-Gesamtmaß (etwa einen Faktor- oder Summenscore) liegt daher nahe, zumal ein solches Maß eine höhere Reliabilität als die einzelnen Reaktionsvariablen aufweist. Bei der Bildung eines solchen Gesamtmaßes geht aber verloren, dass das Ausmaß der Störung für unterschiedli-

che Störungsbereiche sehr unterschiedlich sein kann. Denn aus den engen Korrelationen zwischen den verschiedenen Reaktionen folgt nicht, dass die Höhe der durchschnittlichen Reaktionen für die unterschiedlichen Störungsbereiche von ähnlicher Höhe sind. So korrelieren beispielsweise in Bahnlärmuntersuchungen die Störungen im kommunikativen Bereich (etwa beim Telefonieren) mit den Schlafstörungen; erstere weisen aber in der Regel im Vergleich zu letzteren einen viel größeren Mittelwert auf. Zudem kann sich die Rangfolge der Reaktionen für die verschiedenen Störungsbereiche beim Vergleich zwischen verschiedenen Quellen (z.B. Schienen- vs. Straßenverkehrslärm) mehr oder deutlich unterscheiden. (Näheres zu zusammenfassenden Störungsindices und komplexeren Indices s.u.: Abschn. 4.4 und 4.5.)

Bahnverkehr kann neben den Geräuschen von vorbeifahrenden Zügen eine Reihe anderer Auswirkungen (u.a. durch Erschütterungen oder Wartungsarbeiten) haben, die von Anwohnern von Bahnstrecken als belästigend und störend empfunden werden können (Näheres s.u.: Abschn. 2.10).

### **2.3 Beziehungen zwischen der Belastung durch Bahnverkehrsgeräusche und den Belästigungs- und Gestörtheitsreaktionen**

Wenn die auf Bahnlärm bezogenen Belästigungs- und Gestörtheitsvariablen als Reaktionen auf die Belastung durch Bahnverkehrsgeräusche interpretiert werden sollen, so ist zu erwarten, dass diese Reaktionsvariablen mit zunehmendem Pegel ansteigen. In den Abbildungen 2.3-1 bis -4 sind für Pegelklassen zu je 2,5 dB(A) Durchschnittswerte für verschiedene Gestörtheits- und Belästigungsreaktionen wiedergegeben. Tabelle 2.3-1 enthält ergänzend für eine der in den Abbildungen dargestellten Variablen Angaben zur Anzahl der Messwerte pro Pegelklasse, deren Mittelwerte und Streuungen sowie zum Anteil der Befragten, die sich „ziemlich“ oder „sehr gestört/belästigt“ fühlen. Pegelklassen, für die jeweils weniger als 10 Reaktionswerte vorlagen, wurden fortgelassen. Für alle Reaktionen (mit Ausnahme der numerischen Lärm-„Thermometer“-Skala bei der Gesamtgestörtheit für Tag und Nacht, F29) wurden 5-stufige verbale Antwortskalen nach Rohrmann (1978) verwendet, wobei 1 „nicht gestört/belästigt“ und 5 „sehr gestört/belästigt“ entspricht. (Die Erhebung fand vor der Verabschiedung der IC BEN-Vereinbarung (s.o.) statt.)

Die Daten entstammen einer Untersuchung von Griefahn, Möhler & Schuemer (1999; vgl. auch Möhler et al 2000). In dieser Untersuchung wurden ca. 600 Anwohner von Bahnstrecken in vier Gebieten befragt; bei einem Teil der Befragten (ca. 200) wurde eine Zweitbefragung zur Erfassung weiterer Variablen vorgenommen. In jedem der Gebiete wurden an bestimmten Referenzpunkten akustische Messungen (24h-Dauermessung) durchgeführt; zudem wurden Berechnungen auf der Basis von Verkehrsdaten der Deutsche Bahn AG durchgeführt und für jede Wohnanschrift der Befragten Außenpegel für die lauteste Fassade bestimmt.

Wie aus den Abbildungen ersichtlich ist, steigt für alle betrachteten Variablen die durchschnittliche Reaktion mit steigendem Pegel an. Das Reaktionsniveau ist insgesamt relativ niedrig; selbst in den oberen Pegelklassen liegen die Durchschnittswerte unterhalb von 4, also zwischen den Antwortkategorien für „mittelmäßig“ und „ziemlich gestört/belästigt“. Dementsprechend halten jeweils über 80% der Befragten in der obersten Pegelklasse den Bahnlärm am Tag bzw. in der Nacht für „insgesamt erträglich“.

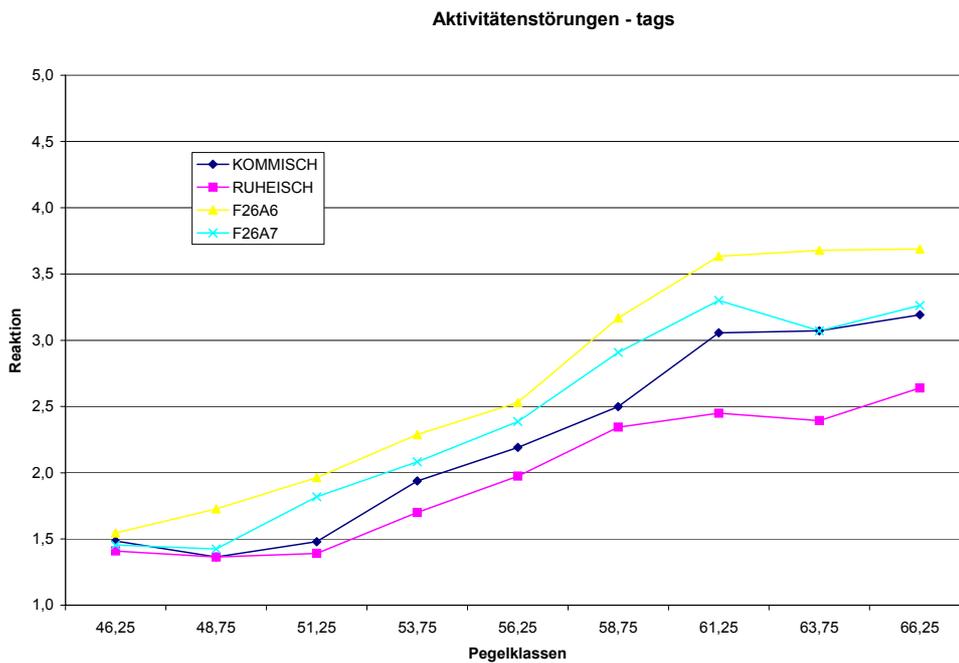


Abbildung 2.3-1: Aktivitätenstörungen am Tage pro Pegelklasse ( $L_{m,tags}$  à 2,5 dB(A)).  
 KOMMISCH: Störung der Kommunikation im Innenraum; RUHEISCH: Störung der Ruhe und Erholung im Innenraum; F26a6: Störung von Unterhaltungen draußen; F26a7: Störung der Erholung draußen. (Daten aus Griefahn et al 1999)

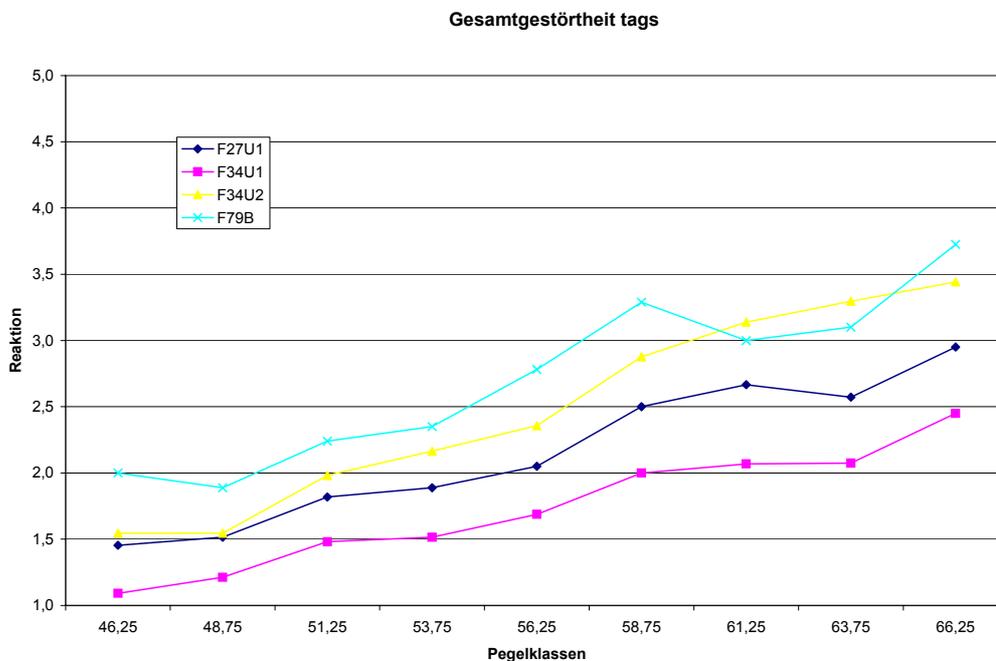


Abbildung 2.3-2: Gesamtgestörtheit tags pro Pegelklasse ( $L_{m,tags}$  à 2,5 dB(A)).  
 F27u1: Gesamtgestörtheit tags; F34u1: Gesamtgestörtheit tags im Innenraum bei geschlossenen Fenstern;  
 F34u2: Gesamtgestörtheit tags im Innenraum bei gekippten Fenstern; F79b: Gesamtgestörtheit tags draußen. (Daten aus Griefahn et al 1999)

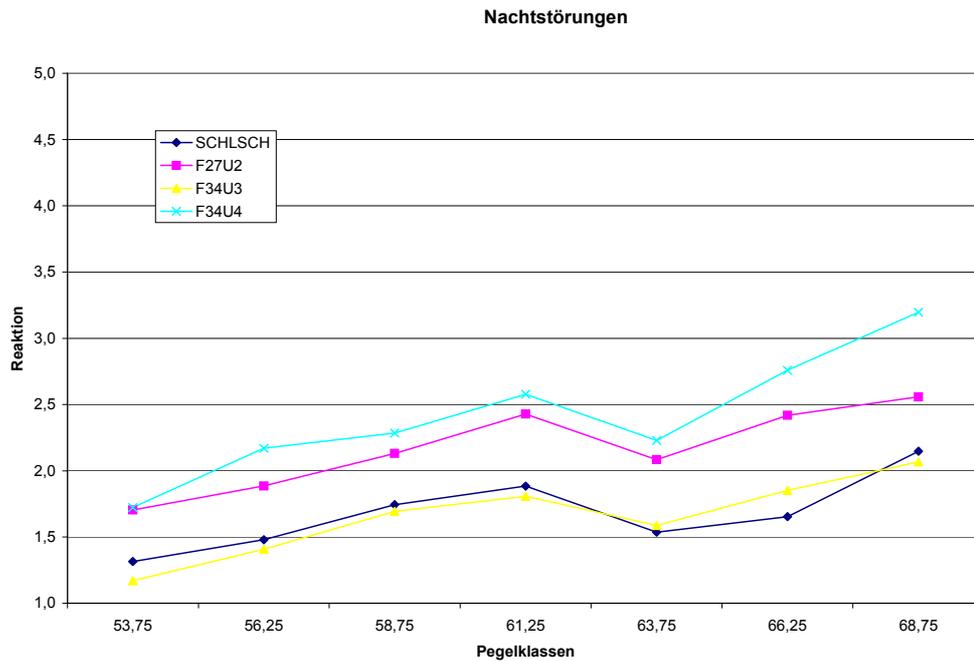


Abbildung 2.3-3: Nachtstörungen pro Pegelklasse ( $L_{m,nachts}$  à 2,5 dB(A)).  
 SCHLSCH: erfragte Schlafstörungen; F27u2: Gesamtgestörtheit nachts; F34u3: Gesamtgestörtheit nachts bei geschlossenen Fenstern; F34u4: Gesamtgestörtheit nachts bei gekippten Fenstern. (Daten aus Griefahn et al 1999)

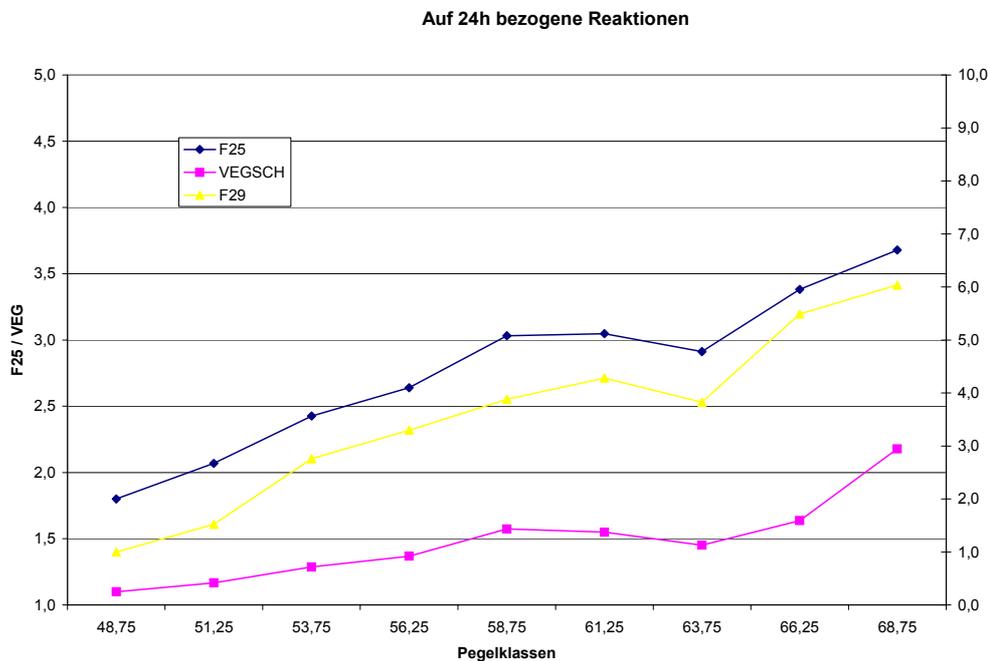


Abbildung 2.3-4: Auf 24 h bezogenen Reaktionen pro Pegelklasse ( $L_{m,24h}$  à 2,5 dB(A)).  
 VEGSCH: vegetative Störungen; F25: Gesamtbelästigung; F29: Gesamtgestörtheit tags und nachts (Skala rechts von 0 bis 10). (Daten aus Griefahn et al 1999)

Tabelle 2.3-1: Gesamtbelästigung tags und nachts (F25) pro Pegelklasse (à 2,5 dB(A) für  $L_{m,24h}$ ).

M: Mittelwert; Std.: Streuung; HA%: Anteil der Befragten, die sich „ziemlich“ oder „sehr gestört“ fühlen. Lc: Pegelklassenmittelpunkt. m: Anzahl der Messwertpaare - Klassen mit einer Besetzung unter 10 wurden fortgelassen. (Daten aus Griefahn et al 1999)

		Lm,24h		F25		HA%
		M	Std.	M	Std.	
Gesamt	605	58,461	4,720	2,813	1,263	0,281
Lc						
48,75	10	49,736	0,413	1,800	0,632	0,000
51,25	44	51,352	0,700	2,068	0,925	0,091
53,75	87	54,075	0,807	2,425	1,148	0,149
56,25	155	56,274	0,692	2,639	1,167	0,194
58,75	126	58,756	0,765	3,032	1,314	0,397
61,25	64	61,488	0,827	3,047	1,350	0,344
63,75	34	63,218	0,845	2,912	1,138	0,265
66,25	55	66,400	0,519	3,382	1,284	0,455
68,75	28	68,021	0,256	3,679	1,124	0,536

Zunächst zu den *Aktivitätenstörungen am Tage* (vgl. Abbildung 2.3-1): In allen Pegelklassen liegen die durchschnittlichen Reaktionen im kommunikativen Bereich (bei Unterhaltungen, beim Telefonieren oder Radiohören und Fernsehen) deutlich über den Störungen der Erholung; dies gilt gleichermaßen für den Aufenthalt in der Wohnung wie beim Aufenthalt im Freien (Garten, Terrasse).

Zur *Gesamtgestörtheit am Tage* (vgl. Abbildung 2.3-2): Die Einschätzung der Gesamtgestörtheit am Tage draußen vor der Haustür im Freien<sup>2</sup> ist bei gleichen Pegeln jeweils größer als die Gesamtgestörtheit beim Aufenthalt tagsüber in der Wohnung bei gekippten Fenstern; und letztere ist größer als die Gesamtgestörtheit beim Aufenthalt in der Wohnung bei geschlossenen Fenstern. Die Einschätzung der Gesamtgestörtheit tagsüber ohne Spezifikation des Aufenthaltsorts liegt zwischen jener beim Aufenthalt in der Wohnung bei gekippten und jener bei geschlossenen Fenstern. Dies gilt gleichermaßen, ob man durchschnittliche Reaktionen oder Anteile von „ziemlich“ bzw. „sehr gestörten“ betrachtet. Ähnliche Relation in Hinblick auf Störungen im Außen- und Innenraum bei geöffneten bzw. geschlossenen Fenstern berichtet auch de Jong (1983, S. 303ff) aus einer niederländischen Bahnlärm-Untersuchung.

Auch bei der *Gesamtgestörtheit in der Nacht* (vgl. Abbildung 2.3-3) ist die Gesamtgestörtheit bei gekippten Fenstern (F34u4) größer als die Gesamtgestörtheit bei geschlossenen Fenstern (F34u3). Die Einschätzung der Gesamtgestörtheit nachts ohne Spezifikation des Aufenthaltsorts (F27u2) liegt wieder zwischen jener bei gekippten und jener bei geschlossenen Fenstern. Die erfragten Schlafstörungen (SCHLSCH) weisen einen flacheren Anstieg mit steigendem Pegel als die übrigen Variablen auf.

Zu den *auf Tag und Nacht bezogenen Reaktionen* bzw. zu Reaktionen ohne tageszeitlichen Bezug (vgl. Abbildung 2.3-4): Die *Gesamtbelästigung* (F25) weist einen ähnlichen Verlauf und ein ähnliches Reaktionsniveau auf wie die auf den Außenraum bezogene Gesamtgestörtheit (Schuemer 2000, in einer Zusatzauswertung zur Studie von Griefahn et al 1999). Dies kann als ein weiteres Indiz dafür gewertet werden, dass sich die Gesamtbelästigung (bzw. „annoyance“) eher an den Lärmerfahrungen im Außenraum (vor der Haustür, im Garten usw.) als im Innenraum bei geschlossenen Fenstern orientiert. Die auf Tag und Nacht bezogene *Gesamtgestörtheit* (F29) weist einen ähnlichen Verlauf wie die Gesamtbelästigung auf; auch das Reaktionsniveau ist von ähnlicher Größenordnung, wenn man die unterschiedlichen Skalen berücksichtigt. (Bei entsprechender linearer Transformation entspricht ein Skalenwert von 3.5 auf der 5er Skala von 1 bis 5 einem Wert von 6.25 auf der 11-stufigen Lärm-„Thermometer“-Skala von 0 bis 10.)

<sup>2</sup> Für die im Zweitinterview erhobene „Gesamtgestörtheit draußen vor dem Haus“, F79b, liegen weniger Meßwerte als für die übrigen Variablen wurde.

Die ohne tageszeitlichen Bezug erhobenen *psycho-vegetativen Reaktionen* (VEGSCH; Erschrecken, Nervosität, Kopfschmerzen, die dem Bahnlärm zugeschrieben werden) haben einen ähnlich flachen Verlauf wie die (erfragten) Schlafstörungen.

*Zur Enge des Zusammenhangs zwischen Belästigungsreaktionen und Belastungskennwerten:*

Die Enge des Zusammenhangs zwischen zwei Variablen wird üblicherweise durch den Korrelationskoeffizienten  $r$  ausgedrückt; diese Koeffizienten variieren zwischen  $-1$  (gegenläufige Beziehung) und  $+1$  (gleichsinnige Beziehung); bei Werten um  $0$  besteht kein Zusammenhang.

Die Enge des Zusammenhangs zwischen Belästigungsreaktionen und Belastungskennwerten wird wesentlich durch die Wahl des Datenniveaus beeinflusst: Es resultieren weniger enge Zusammenhänge bzw. niedrige Korrelationskoeffizienten, wenn individuelle Reaktionen (*Individualdatenniveau*) mit der Belastungskenngröße in Beziehung gesetzt werden; hingegen sind die Zusammenhänge deutlich enger und die Koeffizienten im Betrag größer, wenn man jeweils die Reaktionen aller Personen, die einer annähernd gleichen Belastung ausgesetzt sind, zusammenfasst und die Beziehung auf der Ebene so gruppierter bzw. über Individuen „aggregierter“ Daten betrachtet (*Aggregatdatenniveau*). Die Gruppierung nach annähernd gleicher Belastung kann dabei durch Bildung von Pegelklassen vorgenommen werden; entstammen die Daten einer Untersuchung, in der die Erhebungen jeweils in eng umrissenen Untersuchungsgebieten mit annähernd gleicher Belastung durchgeführt worden sind, können auch die Untersuchungsgebiete zur Gruppierung verwendet werden. Die Aggregation der Individualwerte innerhalb einer Gruppe mit annähernd gleicher Belastung kann durch Bildung von Durchschnittswerten oder durch die Bestimmung von Anteilen von Personen erfolgen, die eine Reaktion bestimmten Ausmaßes zeigen (z.B. %stark belästigt bzw. %highly annoyed, zumeist abgekürzt als %HA).

Trägt man die *individuellen* Reaktionen gegen eine Kenngröße für die Belastung ab – also beispielsweise die Bahnlärm-Gesamtbelästigungs-Urteile gegen den auf 24h bezogenen Mittelungspegel für die lauteste Fassade –, so wird man feststellen, dass die Reaktionen für ein und denselben Pegelwert eine erhebliche Streuung aufweisen; d.h. verschiedene Personen reagieren auf dieselbe Belastung sehr unterschiedlich (vgl. die Standardabweichungen der Reaktion innerhalb jeder der Pegelklassen in Tabelle 2.3-1). Dementsprechend ist der Zusammenhang zwischen den individuellen Belästigungsreaktion und den Belastungskenngrößen nicht sehr eng.<sup>3</sup> Abstrahiert man von der interindividuellen Streuung bei gleicher Belastung, indem man etwa aus den Reaktionen jeweils aller Personen, die einer annähernd gleichen Belastung ausgesetzt sind (z.B. pro Pegelklasse wie in den Abb. 2.3-1 bis -4), *Durchschnittswerte* berechnet und diese gegen den Pegel abträgt, zeigt sich ein deutlich engerer Zusammenhang.

In der Tabelle 2.3-2 sind (Produktmoment-) Korrelationen zwischen einigen Belästigungs-/Gestörtheitsvariablen und Belastungskenngrößen auf Individual- und Aggregatdatenniveau zusammengefasst. Die Daten im linken Drittel der Tabelle entstammen wieder der Untersuchung von Griefahn et al (1999); für einige Variablen sind zusätzlich Korrelationen aus zwei anderen Untersuchungen angegeben: aus der IF-Studie (1983) sowie der Güter-/Reisezugstudie (Zeichart et al 2001), in der diese Variablen in vergleichbarer Weise (zumeist mit den 5-stufigen, als gleichabständig konzipierten Skalen nach Rohrman 1978) erfasst worden sind. Die Aggregation erfolgte für die Studie von Griefahn et al über Pegelklassen zu je 2,5 dB(A) und in der IF-Studie auf Gebietsebene ( $m=13$  Untersuchungsgebiete mit insgesamt  $N=1002$  Befragten); für die Studie von Zeichart et al (mit  $N=1174$  Befragten) liegen keine Angaben für Korrelationen auf Aggregatenebene vor. Bei den Korrelationen wurden die Tagstörungen jeweils zu Tages- und die Nachtstörungen zu Nacht-Mittelungspegeln in Beziehung gesetzt. Die auf 24h bezogenen Reaktionen bzw. die Reaktionen ohne Tag-/Nacht-Bezug wurden mit 24h-Mittelungspegeln korreliert.

---

<sup>3</sup> Zu den relativ geringen Korrelationen trägt zudem auch die mangelnde Reliabilität der Reaktions- und Pegelmessungen bei (vgl. u.a. Fields & Walker 1982a, S. 183f).

Tabelle 2.3-2: Korrelationen von Bahnlärm-Reaktionen mit Bahnlärm-Pegeln (Lm für tags, nachts oder 24h) oder Abstand auf Individual- und Aggregatdatenebene in drei Untersuchungen.

N: Anzahl der Befragten; k: Anzahl von Pegelklassen à 2,5 dB(A); m: Anzahl der Untersuchungsgebiete; cs: zusammenfassender Index (mit nachgestellter Itemanzahl). Variablenbezeichnung nach der Studie von Griefahn et al (1999)

		Griefahn et al 1999		IF-Studie 1983		Zeichart et al 2001	
		indiv.	aggr.	indiv.	aggr.	indiv.	indiv.
Variable		N=605	k=9	N=1002	m=13	N=1174	N=1174
	<i>Tag-Reaktionen</i>	Lm	Lm	Lm	Lm	Lm	Abstand
F27U1	Gestörtheit tags	0,33	0,98	0,37	0,83		
F34U1	Gestörtheit tags, Fenster zu	0,34	0,98				
F34U2	Gestörtheit tags, Fenster auf	0,39	0,99				
F28U1	Erträglichkeit, tags (0/1)	-0,18	-0,75	-0,13	-0,61		
KOMMISCH	Kommunik., Innenraum (cs3)	0,41	0,97	0,45	0,84	0,37	-0,38
RUHEISCH	Erholung, Innenraum (cs2)	0,30	0,96	0,29	0,73	0,28	-0,29
F26A6	Unterhaltung draußen	0,40	0,98			0,31	-0,36
F26A7	Erholung draußen	0,35	0,97			0,26	-0,26
FREI	Unterhaltung und Erholung im Außenraum			0,46	0,90		
RT3SCH	Tagstörungen gesamt (cs8)	0,40	0,98	0,46	0,88	0,35	-0,36
		N=605	k=7	N=1002	m=13	N=1174	
	<i>Nacht-Reaktionen</i>	Lm	Lm	Lm	Lm	Lm	Abstand
F27U2	Gestörtheit nachts	0,19	0,88	0,29	0,70		
F34U3	Gestörtheit nachts, Fenster zu	0,27	0,90				
F34U4	Gestörtheit nachts, Fenster auf	0,27	0,90				
F28U2	Erträglichkeit, nachts (0/1)	-0,17	-0,74	-0,14	-0,48		
SCHLSCH	Schlafstörung (cs3)	0,18	0,74	0,21	0,63	0,28	-0,22
RN3SCH	Nachstörungen gesamt (cs4)	0,20	0,81	0,28	0,68		
		N=605	k=9	N=1002	m=13	N=1174	
	<i>Reaktionen für tags und nachts bzw. ohne tageszeitlichen Bezug</i>	Lm	Lm	Lm	Lm	Lm	Abstand
F25	Belästigung	0,31	0,97	0,40	0,81		
F29	Gesamtstörung, im Haus, 24h; "Thermometer"(0-10)	0,37	0,97			0,31	-0,31
VEGSCH	vegetative Störungen (cs3)	0,26	0,89				

Die Koeffizienten für *Korrelationen auf Individualdatenebene* sind zwar (bei einem N von 600 und mehr) signifikant ( $p < 0.001$ ), fallen aber mit Werten zwischen 0.2 und 0.5 insgesamt relativ niedrig aus, wobei die Koeffizienten für die Nachtstörungen insgesamt etwas geringer als jene für die Tagstörungen sind. Eine Korrelation von 0.3 bedeutet, dass weniger als 10% der interindividuellen Variation in den Reaktionen durch die Belastungskenngröße „erklärt“ werden kann; und selbst bei einer der höchsten Korrelationen (0.45 für Kommunikationsstörungen in der IF-Studie) werden nur etwas über 20% der Reaktionsvarianz durch den Pegel determiniert. Aus manchen Bahnlärmstudien wurden auch einzelne höhere Koeffizienten berichtet; so fand Peeters (1981, S. 822) eine Korrelation von 0.56 zwischen dem  $L_{eq,24h}$  und ‚communication disturbances‘. Auch Heintz, Meyer & Ortega (1980a; S. 33) berichteten aus einer Schweizer Bahnlärmuntersuchung Koeffizienten von etwas über 0.6 für die lineare Beziehung zwischen einem zusammenfassenden Reaktionsmaß und dem  $L_{eq}$ . Bei Verwendung eines Polynoms zweiter Ordnung stieg diese Korrelation noch leicht an (s.u.).

Die Korrelationen auf dem Individualdatenniveau für die erfragten Belästigungen und Störungen sind also zwar insgesamt eher niedrig, jedoch immer noch höher als für Wirkungsvariablen anderer Reaktionsbereiche (wie insbesondere für physiologische Lärmreaktionen, einschließlich physiologischer Schlafreaktionen; zu physiologischen Lärmwirkungen s. Kapitel 6).

Die entsprechenden Korrelationskoeffizienten für *Korrelationen auf Aggregatdatenebene* fallen mit Werten zwischen 0.7 und 1.0 insgesamt deutlich höher aus (dies gilt sowohl für die Studie von Griefahn et al, in der Aggregation über Pegelklassen erfolgte, als auch für die IF-

Studie bei Aggregation auf Untersuchungsgebietsebene; vgl. auch Job 1988a, S. 993, sowie Fields & Hall 1987, S. 3/10).

*Zur (Nicht-) Linearität der Pegel-Reaktions-Beziehungen*

Alle Koeffizienten in Tabelle 2.3-2 beziehen sich auf Produktmoment-Korrelationen und beschreiben somit *lineare* Beziehungen und Zusammenhänge. Aus einigen anderen Untersuchungen wurde berichtet, dass nicht-lineare Gleichungen die Beziehungen zwischen den Reaktionen und der Belastung besser beschreiben; so wurde beispielsweise in der Schweizer Bahnlärmstudie von Heintz et al (1980a) eine quadratische Gleichung verwendet. Auch in Sekundäranalysen zur Bestimmung von Dosis-Wirkungs-Kurven, wobei Daten aus möglichst vielen Untersuchungen in einer Analyse zusammengeführt werden (vgl. u.a. Schultz 1978, Fidell, Barber & Schultz 1991, Miedema & Vos 1998; Näheres s.u.: Abschn. 4.6), werden zumeist nicht-lineare Beziehungen verwendet, wobei dort als Reaktion in der Regel eine dichotomisierte Variable im Sinne des Prozentsatzes „stark Belästigter“ (HA%) verrechnet wird.

Für eine Reihe von Reaktionsvariablen aus der Studie von Griefahn et al wurde daher geprüft, inwieweit sich der Zusammenhang bei Berücksichtigung nicht-linearer Komponenten (im Sinne eines höheren Bestimmtheitsmaßes  $R^2$ ) ändert. Die Unterschiede waren jedoch nur gering, wie Tabelle 2.3-3 zu entnehmen ist, in der dies für die Gesamtbelastigung, F25, sowie die Gesamtgestörtheit, F29, demonstriert wird. Für beide Variablen fällt das  $R^2$  für polynomische Beziehungen vom Typ „ $Y=b_1X + b_2X^2 + c$ “ oder „ $Y=b_1X + b_2X^2 + b_3X^3 + c$ “ jeweils nur wenig höher als für das einfache lineare Modell aus. Dies gilt auch, wenn man anstelle der mehrstufigen Reaktionsvariablen von dichotomisierten Reaktionen (z.B. für F25 bei Zusammenfassung der Skalenwerte 1 bis 3 zu „0=nicht belästigt“ und der Werte 4 und 5 zu „1=stark belästigt“) ausgeht. (Auch bei Analysen auf Aggregatdatenebene erbrachten Polynome 2. oder 3. Ordnung jeweils ein nur wenig höheres  $R^2$  als das einfache lineare Modell; so z.B. für die Gesamtgestörtheit, F29:  $R^2=0.9408$  für das Polynom 2. Ordnung vs.  $r^2=0.9380$  für das lineare Modell).

Tabelle 2.3-3: Bestimmtheitsmaße ( $R^2$ ) für lineare und nicht-lineare Modelle.

F25: Gesamtbelastigung; F25d4: F25 mit Dichotomisierung (1,2,3 vs. 4,5); F29: Gesamtgestörtheit tags und nachts; F29d5: F29 mit Dichotomisierung (0 bis 4 vs. 5 bis 10); F29d8: F29 mit Dichotomisierung (0 bis 7 vs. 8 bis 10); R: Reaktion;  
L:  $L_{m,24h}$ . (Daten aus Griefahn et al 1999)

	Beziehungs-Typ	f25	f25d4	f29	f29d5	f29d8
Modell 1	linear: $R=bL + c$	0,0977	0,0710	0,1392	0,1016	0,0569
Modell 2	quadratisch: $R= b_1L + b_2 L^2 + c$	0,0986	0,0713	0,1398	0,1019	0,0571
Modell 3	kubisch: $R= b_1L + b_2 L^2 + b_3 L^3 + c$	0,1000	0,0726	0,1409	0,1019	0,0571

Auch in der Schweizer Untersuchung von Heintz et al (1980a), in der eine polynomische Beziehung mit einer linearen und einer quadratischen Komponente zur Beschreibung der Pegel-Reaktions-Beziehung verwendet wurde, ist das Bestimmtheitsmaß für das Modell unter Einschluss der quadratischen Komponente nicht sehr viel höher als für das einfache lineare Modell (z.B. für das Lärm-„Thermometer“ 0,2894 vs. 0,2694 und für das zusammenfassende Maß ESKALA bei Gleichgewichtung der Items 0,4303 vs. 3660; vgl. Heintz et al 1980a, S. 33).

*Beziehungen weiterer Variablen zum Pegel*

Mit steigenden Pegeln erhöht sich nicht nur die Belästigung, sondern auch die Tendenz, Maßnahmen gegen die Lärmstörungen zu ergreifen. In der Zweitbefragung der Studie von Griefahn

et al (1999) sollten die Befragten (N=213) auf einer 5-stufigen Skala nach Rohrman (1978) von „1=nie“ bis „5=sehr oft“ angeben, wie oft sie jede von 12 vorgegebenen Maßnahmen gegen (Bahn-) Lärm ergreifen. Der Anteil derer unter den Befragten, die eine Maßnahme „gelegentlich“ oder öfter (Skalenwerte ab 3) ergreifen, war mit jeweils rund 40% am höchsten für „lauter sprechen“ und für „Fernseher / Radio lauter stellen“ und am niedrigsten (mit 5% oder weniger) für solche Maßnahmen wie die Verwendung von Ohrstöpseln („Ohropax“) oder die Einnahme von Schlafmitteln wegen des Bahnlärms. Höhere Anteile ergaben sich auch für das Schließen der Fenster während der Störung (also etwa einer Zugvorbeifahrt; 28%), oder für das Fenster-Geschlossenhalten (tags: 14%; nachts: 28%). Die Korrelationen dieser Maßnahmen mit den Pegeln sind – mit zwei Ausnahmen – von ähnlicher Größenordnung wie jene zwischen den Belästigungs- / Gestörtheitsvariablen und den Pegeln (s. Tabelle 2.3-4).<sup>4</sup> Die Ausnahmen betreffen die Verwendung von Ohrstöpseln (F78u11) und von Schlafmitteln (F78u12): beide Maßnahmen wurden jeweils nur von sehr wenigen Befragten (jeweils unter 6%) ergriffen; die Mittelwerte liegen jeweils nur knapp über der untersten Skalenstufe und die Streuung ist sehr gering.

Tabelle 2.3-4: Korrelationen von Maßnahmen gegen Schienenlärm auf Individual- und Aggregatdatenniveau.

Daten aus Zweitbefragung in der Untersuchung von Griefahn et al (1999)  
 N: Anzahl der Befragten; k: Anzahl von Pegelklassen à 2,5 dB(A)

Variable	Tag	Indiv. N=213	aggr. k=9
F78U1	lauter sprechen	0,49	0,95
F78U2	TV / Radio lauter stellen	0,43	0,90
F78U3	sich weniger unterhalten	0,29	0,90
F78U4	Tätigk. unterbrechen	0,30	0,84
F78U5	Tätigk. verlegen in ruhigere Zeit	0,24	0,83
F78U8	Fenster tags zu	0,29	0,66
	<i>Nacht</i>	N=213	k=7
F78U9	Fenster nachts zu	0,26	0,88
F78U11	Ohropax	0,11	-0,02
F78U12	Schlafmittel	0,03	-0,09
	<i>24h</i>	N=213	k=9
F78U6	abschalten, weghören	0,34	0,92
F78U7	Fenster zu während Störung	0,28	0,95
F78U10	in ruhigeren Raum	0,18	0,76
F78U11	Ohropax	0,11	0,36
MASS3SCH	Anzahl d. Maßn., die gelegentlich oder öfter ergriffen werden	0,42	0,97

Die vorstehenden Maßnahmen wurden jeweils mit Bezug zur Lärmquelle (hier also Schienenverkehr) abgefragt. Zusätzlich war im Erstinterview ohne Bezug auf eine bestimmte Lärmart nach einer Reihe weiterer Maßnahmen gefragt worden (wie Einbau von Isolierfenstern; Anbringung von Schallschutz; Veränderung der Raumaufteilung in der Wohnung wie Verlegung des Schlafzimmers; Protestaktivitäten: von telefonischer Beschwerde bis Mitarbeit in Bürgerinitiativen gegen Lärm; Umzugsplanung wegen Lärms). Die meisten dieser Variablen weisen keine Beziehung zum Schienenpegel auf; lediglich bei den Beschwerdeanrufen findet sich eine schwache Beziehung ( $r=0,16$ ). Auch die Zusammenhänge mit der Schienenlärm-Belästigung und -Gestörtheit sind zumeist sehr gering. Lediglich bei den Umzugsgedanken findet sich ein engerer Zusammenhang: jene, die wegen Lärms an Umzug gedacht haben, fühlen sich stärker belästigt ( $r=0,44$ ); Näheres s. Griefahn et al 1999, Abschnitt 8.2.3.5.) Die meisten der lärmart-unspezifisch erfragten Maßnahmen wurden auch nur von wenigen (zumeist unter 10%) der Befragten angegeben; lediglich der Einbau von Doppelfenstern wegen Lärms wird von ca. 20% der

<sup>4</sup> Wegen der Schiefe der Verteilung der Maßnahmevariablen wurden ergänzend Rangkorrelationen bestimmt, die sich aber nur wenig von den in Tabelle 2.3-4 dargestellten Produktmoment-Korrelationen unterscheiden.

Befragten in Schienengebieten, hingegen von über 40% der Befragten in Gebieten mit dominantem Straßenlärm angegeben. Insgesamt ist die relative Nennhäufigkeit für die Maßnahmen in Straßengebieten jeweils höher als in Schienengebieten.

Auch Fields & Walker (1982a, S. 186) berichteten, dass nur wenige (unter 1%) ihrer Befragten, Umzugspläne wegen des Bahnlärms hatten; auch Beschwerdeaktivitäten waren eher selten: Selbst bei einer hohen Belastung ( $L_{eq}$  über 70 dB(A)) haben weniger als 8% Beschwerdeaktivitäten wegen Bahnlärms ergriffen

### 2.4 Distanz und Sichtverbindung zur Bahnstrecke

Aus mehreren Untersuchungen (u.a.: Fields & Walker 1982a, S. 207; Lang 1989, S. 23; Peeters 1981; Zeichart et al 2001; S. 79ff) wird berichtet, dass Personen im Nahbereich einer Strecke sich besonders stark durch Bahnlärm belästigt fühlen (vgl. auch de Jong 1983, S. 299f). Dies gilt insbesondere auch bei Vorhandensein einer Sichtverbindung zur Bahnstrecke (Näheres zur Sichtverbindung: s.u.). Diese größere Belästigung bei geringer Distanz zur Strecke spiegelt zumindest teilweise wider, dass das Ausmaß der Schallimmissionen durch Bahnverkehr in starkem Maße von der Entfernung zwischen Emissions- und Immissionsort beeinflusst wird. (Bei fehlenden Hindernissen zwischen Emissions- und Immissionsort lässt sich der Immissionspegel direkt aus dem Emissionspegel und der Entfernung berechnen; sind Hindernisse vorhanden, müssen diese durch entsprechende Korrekturen berücksichtigt werden.) Dementsprechend findet sich in der Literatur gelegentlich der Hinweis, dass die Distanz zwischen Bahnstrecke und Immissionsort (u.a.: Zeichart et al 2001; S. 79ff; vgl. Tabelle 2.3-2, rechte Spalte) bzw. eine Kombination aus Distanz und Zuganzahl (Peeters 1981 S. 825) kaum schlechtere Prädiktoren der Bahnlärmbelästigung als die viel aufwendiger zu bestimmenden Pegelmaße sind. Es lassen sich aber eine Reihe von plausiblen Argumenten dafür anführen, dass eine geringe Distanz zur Strecke – unabhängig von ihrer Beziehung zum Immissionspegel – zu einer stärkeren Beeinträchtigung durch Bahnverkehr beitragen kann; so beispielsweise:

- Im Nahbereich der Strecke können (neben Schallimmissionen) Erschütterungen durch Bahnverkehr und dadurch bewirkte Belästigungen auftreten (vgl. u.a. Lang 1989; Zeichart et al 1993, 1994a,b; Näheres s. Abschn. 2.10.1);
- Vorbeifahrende Züge können im Streckennahbereich zu Staubaufwirbelungen führen; dies kann dazu führen, dass die Fenster nahestehender Häuser geschlossen werden müssen. In Gärten unmittelbar an der Strecke kann es zu Verunreinigungen kommen, sei es durch Abfälle, die Zugreisende aus den Fenstern werfen (etwa aus Nahverkehrszügen, in denen sich die Fenster öffnen lassen) oder sei es durch Rückstände aus den (unten offenen) Toiletten in älteren Zügen.
- Anwohner im Nahbereich werden eher durch Instandsetzungsarbeiten an den Bahnanlagen beeinträchtigt, die von Personen in größerer Entfernung und bei fehlender Sichtverbindung u.U. gar nicht oder kaum bemerkt werden.
- Anwohner im Nahbereich der Strecke erfahren eine Beeinträchtigung ihrer Privatsphäre, wenn Zugreisende ungehinderten Einblick in die Freiflächen (Garten, Terrasse) oder gar die Wohnräume von Anwohnern nehmen können.
- Streckenanwohner mögen zudem Befürchtungen haben, sei es wegen möglicher Unfälle oder sei es wegen Gefahren, die mit dem Transport gefährlicher Güter auf der jeweiligen Strecke in Verbindung gebracht werden. Eltern mögen zudem befürchten, dass ihre Kinder – etwa beim Spielen – auf die Gleise geraten.

Fields & Walker (1982a, S. 207) konnten denn auch zeigen, dass die Distanz zur Strecke – über ihren Einfluss auf die Immissionspegel hinaus – einen Beitrag zur Erklärung der Beeinträchtigung durch Bahnverkehr leistet: Selbst nach Kontrolle des Pegels ( $L_{eq}$ ) in einer Regression erwies sich die Distanz als bedeutsamer Prädiktor der Belästigung. (Bei Kontrolle weiterer Variablen in der Regression nahm das relative Gewicht der Distanz allerdings wieder ab.)

*Sichtverbindung zur Bahn:* Andersen et al (1983, S. 314) berichteten, dass Personen in Häusern, deren Fenster zur Bahn gehen, mehr belästigt waren als Personen in Häusern ohne Sichtverbindung. Die Autoren schätzen die Größe dieses Sichtverbindungs-Effekt als äquivalent zu einer 5 dB-Differenz. Ähnlich berichten Öhrström & Skånberg (1996, S. 45), dass Betroffene, deren Schlafzimmerfenster zur Bahn gehen, sich stärker belästigt fühlten. Auch bei Fields & Walker (1982a, S. 207) sowie in der IF-Studie (1983, S. 181ff) und in der Studie von Griefahn et al (1999, S. 117) fand sich eine höhere Belästigung bei Vorhandensein einer Sichtverbindung (etwa vom Wohnzimmerfenster aus) zur Bahn. In letzterer Studie betrug die Korrelation zwischen Sichtverbindung und Belästigung  $r=0,31$ ; diese Beziehung spiegelt nur teilweise die bei Vorhandensein einer Sichtverbindung anzunehmende geringere Distanz zur Quelle oder den höheren Pegel wider: Selbst bei Konstanthaltung des Pegels ( $L_{eq,24h}$ ) sinkt die Korrelation zwischen Sichtverbindung und Belästigung nur wenig (von  $r=0,31$  auf  $r=0,26$ ).

### 2.5 Zuganzahl

Es erscheint unmittelbar plausibel, dass die Anzahl der Zugvorbeifahrten pro Tag bzw. pro Nacht Einfluss auf die Bahnlärmbelästigung hat. Demnach wäre zu erwarten, dass die Belästigung bei etwa 12 Zügen pro Stunde höher als bei nur 6 Zügen ist; die durchschnittliche Länge der (Ruhe-) Pausen zwischen zwei Vorbeifahrten beträgt in einem Fall durchschnittlich 5, im anderen hingegen 10 Minuten (wenn man einmal von der Vorbeifahrtdauer absieht). Dementsprechend wird aus einigen Untersuchungen (u.a. Fields & Walker 1982a; Öhrström & Skånberg 1996) berichtet, dass die Bahnlärmbelästigung mit zunehmender Anzahl von Zügen steigt (vgl. u.a. auch Yoshida & Nakamura 1989).

In der schwedischen Untersuchung von Öhrström & Skånberg (1996) fand sich ein Anzahleffekt (mit steigender Zugzahl zunehmende Störung der Kommunikation im Außenraum; beim Fernsehen oder Radiohören; beim Einschlafen) allerdings nur in Gebieten, in denen nicht gleichzeitig Erschütterungen aus dem Bahnverkehr auftraten. Lang (1989, S. 23) fand in ihrer Untersuchung zwar keine Abhängigkeit der Störung durch Bahnlärm von der *Gesamtanzahl* der Züge (Güter- und Reisezüge), wohl aber eine (wenn auch eher schwache) Abhängigkeit von der Anzahl der *Güterzüge*.

Fields & Walker (1982a, S. 193ff) prüften den Anzahleffekt in der britischen Bahnlärmstudie u.a. durch eine multiple Regression, in der sie die ‚annoyance‘ als Kriteriumsvariable und den mittleren Maximalpegel (‚average peak level‘) der Vorbeifahrten und deren Anzahl als Prädiktoren verwendeten (vgl. auch die Analyse in Fields & Walker 1978, S. 585f). Der Effekt der Anzahl erwies sich zwar als eher schwach, aber als signifikant. Zudem zeigte sich eine Tendenz zu einer Interaktion in der Weise, dass der Anzahleffekt bei höheren Pegelstufen stärker als bei niedrigen Pegelstufen war.

In Belastungskenngrößen wie dem  $L_{eq}$  wird die Anzahl der Ereignisse zwar berücksichtigt; sie hat jedoch ein vergleichsweise geringes Gewicht; beispielsweise führt eine Verdoppelung der Verkehrsmenge nur zu einer Anhebung des  $L_{eq}$  um 3 dB(A). Rylander, Björkman, Sörensen & Öhrström (1993) haben vorgeschlagen, die Lärmbelastung durch verschiedene Verkehrslärmarten nicht mehr durch den  $L_{eq}$ , sondern durch die Anzahl der Lärm-Ereignisse sowie den Maximalpegel (‚maximum noise level‘) zu charakterisieren; beim Bahnlärm sei die Reaktion bis zu einer Grenze von 60 Zügen / 24h abhängig von der Anzahl der Zugvorbeifahrten und dem Maximalpegel, bei mehr Zügen hingegen vornehmlich nur vom Maximalpegel. (Ähnliche Überlegungen liegen einem Vorschlag von Kastka & Faust 1998 in Hinblick auf die Charakterisierung der Fluglärmbelastung zugrunde; der von ihnen vorgeschlagene Kennwert NAT70 beinhaltet die Anzahl der Flugereignisse, bei denen ein  $L_{max}$ -Wert von 70 dB(A) überschritten wird.) Peeters (1981, S. 825) konnte zudem zeigen, dass sich die Belästigung ebenso gut wie aus dem  $L_{eq}$  aus einer Kombination von Zuganzahl und Entfernung zwischen Bahnstrecke und Immissionsort vorhersagen lässt. Zum Effekt der Anzahl der Lärmereignisse s. auch die Diskussion in Berglund & Lindvall (1995, S. 102f) sowie die Analyse von Fields (1984). Die Ereignisanzahl

spielt auch in der Diskussion um den „Schienenbonus“ eine größere Rolle (Näheres s.u. Abschn. 4.8).

### 2.6 Antriebsart: Diesel vs. Elektrik

Manche Anwohner von Bahnstrecken fühlen sich durch Diesel-angetriebene Züge besonders belästigt. Dies erscheint schon deswegen verständlich, weil Züge mit Diesellok zumindest bei niedrigen Geschwindigkeiten einen Maximalpegel für die Lokomotive aufweisen, der deutlich über dem Pegel für die Gesamtvorbeifahrt liegt (vgl. Fields & Walker 1982a, S. 207ff; vgl. auch Andersen et al 1983, die die Differenz im  $L_{\max}$  zwischen Diesel- und elektrisch-angetriebenen Zügen mit bis zu 15 dB(A) beziffern); Dieselgeräusche sind zudem mehr impulshaltig und weisen tiefere Frequenzen auf (vgl. Fields & Walker 1982a, S. 207ff).

Fields & Walker haben sich intensiv mit der Frage nach Störungsunterschieden in Abhängigkeit von der Antriebsart beschäftigt (Fields & Walker 1982a, S. 207ff; 1982b; vgl. auch Fields & Walker 1980b, S. 874). Zum Zeitpunkt ihrer Untersuchung gab es Diesel-betriebene Züge auf allen Strecken; sie hatten einen Anteil von 10% bis 60% am Gesamtzugverkehr. Nur 20% der Strecken, an denen aber über die Hälfte der von Bahnlärm betroffenen Anwohner wohnten, waren elektrifiziert. (Bei den elektrifizierten Strecken gab es zudem zwei Arten von Energiezufuhr: Stromzufuhr über Oberleitungen oder – ähnlich wie bei manchen S-Bahnen – über eine dritte Schiene; auf letztere Antriebsart wird hier nicht eingegangen.) Beim Vergleich der Lästigkeit von Zügen mit Dieselantrieb und von solchen mit Elektroantrieb und Oberleitungsstromzufuhr erwiesen sich die Züge mit Diesellok als erheblich belästigender; die Lästigkeitsdifferenz war äquivalent einer Pegeldifferenz von ca. 10 dB, bei höheren Gesamtpegeln sogar von bis zu 14 dB. Dieser Antriebsart-Effekt blieb i.w. auch nach Kontrolle weiterer Variablen – u.a.: Güterzuganteil, Distanz zur Strecke – erhalten.

In Deutschland spielen Diesel-betriebene Züge heute auf den meisten Strecken nur noch eine untergeordnete Rolle.

### 2.7 Zugarten

#### 2.7.1 Güter- vs. Reisezüge

Güterzüge sind in der Regel länger (bis ca. 500m) als Fernreisezüge (zwischen ca. 200 und 370m) oder Regionalzüge (zwischen ca. 100m und 200m) und fahren langsamer (zwischen 90 und 120 km/h; Fernreiseverkehr, ohne ICE: zwischen 120 und 160 km/h; Regionalverkehr: 120 bis 140 km/h), woraus längere Vorbeifahrzeiten resultieren. Während zudem Fernreisezüge einen Scheibenbremsanteil zwischen 90% und 98% und Regionalverkehrszüge von immerhin zwischen 25% und über 50% aufweisen, liegt der Scheibenbremsanteil bei Güterzügen bei 0%. (Die vorstehenden Angaben entstammen der Güter-/ Reisezug-Studie von Zeichart et al 2001, S. 36ff). Der Güterzugverkehr findet zudem zumeist in den Abend- und Nachtstunden statt: in der Bundesrepublik werden fast alle Bahnstrecken für gemischten Reisezug- und Güterverkehr genutzt; in der Regel überwiegt dabei am Tage der Reisezugverkehr, nachts hingegen deutlich der Güterzugverkehr. Güterzüge können zudem vergleichsweise hohe Maximalpegel aufweisen und auch eher Vibrationen auslösen (de Jong 1979, S. 500; vgl. auch Lang 1989, S. 28). Dementsprechend wird aus mehreren Untersuchungen berichtet, dass Bahnanwohner den Lärm von Güterzügen als belästigender als den Lärm von Reisezügen einschätzen (u.a.: Andersen et al 1983; de Jong 1979, S. 501; Fields & Walker 1982a, S. 201ff; Heimerl & Holzmann 1978, S. 45 und 64; Lang 1989, S. 19ff; Liepert et al 1999, S. 40ff; Peeters 1981, S. 824f; Peeters et al 1984; Zeichart et al 1999, S. 53; Zeichart et al 2001).

In einer kritischen Sichtung bisheriger Untersuchung weisen de Jong & Miedema (1996; vgl. Miedema & de Jong 1993) aber auf einige Interpretationsunsicherheiten und Widersprüche hin: So sei bei den Güterzug-Reisezug-Vergleichen in Andersen et al (1982), Heimerl & Holzmann

(1978) und Peeters et al (1984) das Ausmaß der Geräuschbelastung durch die jeweilige Zugart nicht berücksichtigt worden; daher sei nicht auszuschließen, dass die größere Lästigkeit der Güterzüge einfach deren höheren Pegel widerspiegeln. Fields & Walker (1982a) hätten zwar die Belästigung durch Güter- und Reisezüge bei jeweils gleichen Pegeln untersucht; de Jong & Miedema (1996, S. 36) weisen jedoch darauf hin, dass das Ergebnis der Zugartvergleiche bei Fields & Walker anscheinend vom Analysetyp abhängig war; zudem hätte sich die größere Güterzug-Lästigkeit nur beim Übergang von sehr kleinem zu moderaten Güterzuganteilen, nicht hingegen beim Übergang von moderaten zu größeren Güterzuganteilen gezeigt. Schließlich hätten Vernet et al (1978) in einer Laborstudie keinen Lästigkeitsunterschied zwischen den Zugarten bei Konstanzhaltung des Pegels gefunden. De Jong & Miedema haben daher eine Reanalyse von Daten aus dem TNO-Archiv für drei Studien (Fields & Walker 1982a; IF-Studie 1983; Peeters et al 1984) durchgeführt. Für die Analyse wurden die Pegel aus diesen Untersuchungen in  $L_{etm}$  umgerechnet.  $L_{etm}$  ist ein Beurteilungspegel und basiert auf dem  $L_{Aeq}$  mit Pegelaufschlägen von 5 bzw. 10 dB(A) für den Abend (19 bis 23 Uhr) bzw. für die Nacht (23 bis 7 Uhr; vgl. de Jong & Miedema 1996, S. 36). Die Belästigungsskalen aus den drei Untersuchungen wurden durch Transformation auf eine 100-Punktskala umgerechnet. Es wurden dann Regressionen von der Belästigung auf den Pegel ( $L_{etm}$ ) sowohl für den Gesamtdatensatz (ohne Differenzierung nach Güterzuganteilen;  $N=2777$ ) als auch getrennt für Teildatensätze mit unterschiedlichen Güterzuganzahlen bzw. -anteilen bestimmt (jeweils 4 Klassen von Güterzuganzahlen bzw. -anteilen). Die getrennten Kurven für die 4 Klassen von Güterzuganzahlen bzw. -anteilen unterschieden sich nicht systematisch; de Jong & Miedema (1996, S. 37f) kamen daher zu dem Schluss, „that, given the noise exposure, expressed in  $L_{etm}$ , the proportion of freight trains in the total traffic mix does not influence annoyance.“

Während in den oben angeführten Studien (einschl. der von de Jong & Miedema in ihrer Reanalyse berücksichtigten Studien) die Frage der relativen Lästigkeit von Güter- und Reisezügen nicht Hauptgegenstand der Untersuchung war, ist die Studie von Zeichart et al (2001) gezielt dieser Frage nachgegangen. Es wurden insgesamt 16 Untersuchungsgebiete an Bahnstrecken ausgesucht, die sich hinsichtlich der Gesamtanzahl der Züge in 24h (zwei Klassen: a) niedrig: zwischen ca. 110 und 170; b) hoch: zwischen ca. 230 und 300) wie auch hinsichtlich des Güterzuganteils (ebenfalls zwei Klassen: a) unter 40%; b) über 40%) unterschieden. In den Gebieten wurden bei insgesamt 1174 Anwohnern Befragungen durchgeführt, wobei u.a. nach der Belästigung und Störung durch Bahnverkehr insgesamt wie auch getrennt nach Störungen durch Reise- bzw. Güterzüge gefragt wurde. Für jede der 1174 Wohnanschriften wurden für die Außenfassade vor den Wohn- und Schlafräumen Mittelungspegel ( $L_{eq}$ ) berechnet für den Bahnverkehr insgesamt wie auch getrennt für den Reisezug- und den Güterzugverkehr. Die erhobenen Daten erlauben es also, a) zum einen Dosis-Wirkungs-Kurven zu erstellen, in denen die auf Güterzug- bzw. Reisezug bezogenen Gestörtheits-Reaktionen gegen die entsprechenden zugart-spezifischen Pegel abgetragen sind, und b) zum anderen die Erstellung von Dosis-Wirkungs-Kurven, in denen die auf den Bahnlärm insgesamt bezogenen Gestörtheits-Reaktionen gegen Pegel für den Bahnlärm insgesamt abgetragen sind, wobei diese Kurven jeweils getrennt für Gebiete mit unterschiedlich starker Güterzugbelastung bestimmt werden.

Vor der Darstellung dieser Dosis-Wirkungs-Kurven sei aber zunächst auf einige Ergebnisse zur Einschätzung des Güterzugverkehrs eingegangen.

- *Allgemeine Bewertung des Bahnverkehrs* (Zeichart et al 2001, S. 81ff): Bahnverkehr wird zwar generell als eher nützlich, notwendig, umweltfreundlich und eher ungefährlich angesehen (vgl. ähnliche Ergebnisse bei Griefahn et al 1999, S. 143ff, und in Zeichart et al 1999, S. 45ff); bei hohem Güterzuganteil wird der Bahnverkehr aber als etwas weniger nützlich und notwendig und als etwas ungesünder angesehen.
- *Nennung bestimmter Zugarten, die besonders stören* (Zeichart et al 2001, S. 86f, Tab 6.5-1, S. 87): In einer offenen Frage wurden die Befragten gefragt, ob es bei ihnen bestimmte Zugarten gäbe, die sie besonders störten. 673 bzw. 57% der Befragten machten dazu 695 Angaben; von diesen Nennungen entfallen 90% auf Güterzüge. Bei der offenen Nachfrage, was an den Zügen stört, entfielen von den 714 Nennungen derer, die zuvor Güterzüge genannt

hatten, ca. 39% auf „Lärm“; 16% auf „Rattern, Scheppern, Klappern, Poltern, Quietschen“; je ca. 11% auf „Abend/Nachtverkehr“ und „Vorbeifahrdauer“, 8% auf „Erschütterungen“ und ca. 5% auf „Bremsen“.

- *Geräuschbewertung von Güter- und Reisezügen* (Zeichart et al 2001, S. 88ff): Die Befragten wurden zudem gefragt, wie sehr bestimmte vorgegebene Geräuschmerkmale zum Geräusch von Güter- bzw. Reisezügen passen. Die folgenden Merkmale werden als in stärkerem Maße zu Güterzügen im Vergleich zu Reisezügen passend empfunden: dumpf, andauernd, dröhnend, durchdringend schlagartig und schrill. Hingegen wird das Merkmal „gleichförmig“ als eher zu Reisezügen passend empfunden.
- *Besonders lästige Aspekte der Geräusch von Güter-/Reisezügen* (Zeichart et al 2001, S. 90f): Auf die offene Frage nach als besonders lästig empfundenen Aspekten der Geräusche von Güter- bzw. Reisezügen werden bei den Reisezügen insbesondere die „Geräuschstärke“ und die „Zahl der Vorbeifahrten“ genannt, bei den Güterzügen (neben der Geräuschstärke) insbesondere das „Klappern“, das „Rad-/Schiene-Geräusch“ und die „Erschütterungen“.
- *Direkter Lästigkeitsvergleich zwischen den Zugarten* (Zeichart et al 2001, S. 91ff): Die Befragten sollten ferner angeben, wie sie die Lästigkeit von Güterzügen im Vergleich zu anderen Geräuschquellen (darunter Reisezüge) einschätzen. 66% der Befragten halten Güterzüge im Vergleich zu Reisezügen für lästiger, 26% für ebenso lästig und nur 7% für weniger lästig. Bei Differenzierung nach 5 Pegelklassen zeigt sich, dass in den Klassen bis 65 dB jeweils über 60% Güterzüge für lästiger halten; in der höchsten Klasse steigt der Prozentsatz auf ca. 75%.

*Dosis-Wirkungs-Kurven für zugart-spezifische Reaktionen und Pegel* (Zeichart et al 2001, S. 97ff, Abb. 6.9-1, S. 99): Da die Befragten getrennt nach Störungen durch Reisezüge bzw. durch Güterzüge gefragt wurden, konnten getrennte zugart-spezifische Dosis-Wirkungs-Kurven erstellt werden. Dazu wurden Pegelklassen gebildet, und für jede dieser Klassen die mittleren Reaktionen bestimmt. Für 5 von 6 betrachteten Gestörtheitsbereiche (Kommunikationsstörungen und Störungen der Ruhe und Erholung, jeweils im Innenraum wie im Freiraum, sowie für ein Gesamtgestörtheitsmaß) liegt bei vergleichbaren Pegeln die Kurve für Güterzüge – zumindest in den oberen Pegelbereichen – deutlich über jener für Reisezüge. Lediglich bei den erfragten Schlafstörungen sind keine wesentlichen Unterschiede zwischen den auf Güterzug bzw. Reisezug bezogenen Kurven festzustellen. Ein ähnliches Bild ergibt sich, wenn man anstelle durchschnittlicher Reaktionen die Anteile „stark (durch Güter- bzw. durch Reisezüge) gestört“ betrachtet (Zeichart et al 2001, S. 131ff, Abb. 6.10-1, S. 132): Bei gleicher Lärmbelastung ist der Anteil derer, die sich Güterzüge „stark gestört“ fühlen, jeweils um ca. 10% höher als der Anteil derer, die sich durch Reisezüge „stark gestört“ fühlen. („Stark gestört“ war definiert durch die oberen 28% des Skalenbereiches einer 11-stufigen grafischen Skala von 0 bis 10). Demnach ist also von einer deutlich größeren Störwirkung von Güterzügen im Vergleich zu Reisezügen auszugehen.

*Dosis-Wirkungs-Kurven für Störungen durch Bahnlärm insgesamt in Gebieten mit unterschiedlicher Güterzugbelastung* (Zeichart et al 2001, S. 102ff, Abb. 6.9-3, S. 104): Gegen die Interpretierbarkeit der zuvor dargestellten Befunde kann eingewandt werden, dass solche getrennten, nach Zugarten differenzierende Urteile dem eher ganzheitlichen Eindruck von der Lärmbelastung durch die Betroffenen widersprechen oder dass diese Urteilsunterschiede weniger Unterschiede in der Lästigkeitsempfindung als vielmehr zumindest teilweise Unterschiede in den semantischen Konnotationen der Begriffe „Güterzug“ bzw. „Reisezug“ widerspiegeln. Um diesem Einwand zu begegnen, lassen sich auf den Bahnlärm insgesamt bezogene Dosis-Wirkungs-Kurven in Gebieten mit unterschiedlichem Güterzuganteil vergleichen: Wenn der Güterzugverkehr lästiger als der Reisezugverkehr ist, müsste die Dosis-Wirkungs-Kurve für die Gestörtheit durch Bahnlärm insgesamt in Gebieten mit höherem Güterzuganteil über der entsprechenden Kurve für Gebiete mit niedrigerem Güterzuganteil liegen. Dies war für die Mehrzahl der Gestörtheitsbereiche der Fall; d.h. die durchschnittliche Gestörtheitsreaktion ist bei vergleichbaren Pegeln jeweils in den Gebieten mit höherem Güterzuganteil größer als in Gebie-

ten mit niedrigerem Güterzuganteil. Ergänzende statistische Analysen (Kovarianzanalysen) wiesen diese Unterschiede als statistisch bedeutsam aus.

Betrachtet man die Ergebnisse der zitierten Studien insgesamt, so spricht einiges dafür, dass von einer insgesamt größeren Störwirkung / Lästigkeit von Güterzügen im Vergleich zu Reisezügen auszugehen ist.

### 2.7.2 Hochgeschwindigkeitszüge

Hochgeschwindigkeitszüge (mit > 200 km/h) sind in Europa später als in Japan in Betrieb genommen worden. In Europa sind u.a. zwei Systeme im Einsatz: der TGV in Frankreich und der ICE in Deutschland. (Die Magnetschwebebahn, Transrapid, wird gesondert in Kapitel 5 behandelt.) Dabei unterscheiden sich nicht nur die beiden Zugarten (TGV, ICE); Unterschiede bestehen auch in der Trassierung bzw. der Verkehrsart: Während der TGV (ähnlich wie der japanische Shinkansen) auf gesonderten eigenen Trassen fährt, verkehrt der ICE überwiegend auf Trassen, auf denen auch herkömmliche Züge fahren (Mischverkehr). Es gibt in der Bundesrepublik bisher nur wenige Strecken, auf denen überwiegend der ICE-Verkehr abgewickelt wird (so jeweils Abschnitte der Strecken Mannheim – Stuttgart und Hannover – Würzburg; seit kürzerem auch die rechts-rheinische Strecke Köln – Frankfurt/Main); aber auch auf diesen Strecken wird zumindest teilweise nächtlicher Güterverkehr abgewickelt (z.B. auf der Strecke Hannover – Würzburg). Dementsprechend gibt es auf den Trassen, auf denen der ICE verkehrt, in der Regel nur geringe Tag-Nacht-Pegelunterschiede, während auf den TGV-Trassen während der Nacht kaum Züge fahren und dementsprechend der Pegel nachts deutlich geringer ist.

Es liegen bisher nur wenige Untersuchungen zur Belästigungswirkung des Hochgeschwindigkeitszugverkehrs (HGV) in Europa vor. Zunächst zu den *Untersuchungen zum TGV*: Lambert et al (1994, 1995 und 1996) haben 1993 – 3 bis 4 Jahre nach Eröffnung der Linie – eine Untersuchung an der TGV-Atlantique-Linie durchgeführt. Es wurden in 25 Untersuchungsgebieten insgesamt 260 Anwohner der Trasse befragt. In jedem der Gebiete wurden zudem akustische Messungen durchgeführt. Je nach Gebiet waren die Befragten Vorbeifahrten von 65 bis 140 Zügen in 24h (mit einer Maximalgeschwindigkeit bis zu 300 km/h) ausgesetzt. Die Trasse war so geplant worden, dass – ggf. durch entsprechende Schallschutzmaßnahmen – ein Immissionsgrenzwert von 65 dB für den Tagzeitraum (8 bis 20 Uhr) nicht überschritten werden sollte.

Die TGV-Geräusche wurden von den Befragten am häufigsten beschrieben als „pfeifend“ (33%) oder „grollend“ (28%); von einigen (15%) wurden sie auch mit Flugzeug-Geräuschen verglichen. Als besonders belästigende Geräuschaspekte nannten die Befragten (insbes. bei höherer Belastung) die Anzahl der Zugvorbeifahrten (39%), Erschütterungen (34%) und die Geräuschintensität (27%).

Die Belästigung wurde durch eine 4-stufige Skala (pas / peu / assez / très gênés) erfasst. Die TGV-Geräusche wurden besonders am Abend (9% sehr belästigt) und frühen Morgen (8%) als belästigend empfunden, zudem im Sommer mehr als im Winter (17% vs. 5% sehr belästigt). Von den Aktivitätenstörungen waren die Kommunikationsstörungen (Radiohören, Fernsehen, Unterhaltungen) am stärksten ausgeprägt. Aber selbst bei geöffneten Fenstern waren 46% der Befragten in keiner der Aktivitäten gestört. Als häufigste Maßnahme gegen den Lärm wurde von den Befragten das Schließen der Fenster (35%) genannt; als weitere ergriffene Maßnahmen wurden genannt: Schallisolierung der lautesten Fassade (11%), Änderung der Raumnutzung (4%) und Umzugspläne (7%). Ferner gaben 83% der Befragten an, sich an den Lärm gewöhnt zu haben. Diejenigen, die angaben, sich nicht an den Lärm gewöhnt zu haben, waren zumeist einer höheren Belastung (>55 dB(A)) ausgesetzt.

Die Beziehungen zwischen den Belästigungsreaktionen und den Pegeln waren nicht sehr eng (max.  $r=0.36$ ). Die Belästigung stand zudem zu einigen außer-akustischen Variablen in Beziehung – so zur Einstellung der Befragten zum TGV als neuem Transportsystem oder zu der neuen Bahnlinie: Zwar hatten 30% der Befragten eine sehr positive Einstellung zum TGV (vs. 16% sehr negativ); eine deutliche Mehrheit war jedoch mit der neuen Bahnlinie unzufrieden. Mit den

Schallschutzmaßnahmen waren zwar eine Mehrheit (ca. 67%) zufrieden; es wurde aber auch Kritik geübt (u.a. zu geringe Effektivität oder Aussehen der Wände).

De Jong & Eisses (1996) haben – in Hinblick auf die geplante Einführung einer TGV- und ICE-Strecke in den Niederlanden – eine Reanalyse der Daten von Lambert et al sowie einen Vergleich mit Daten aus älteren Untersuchungen zu herkömmlichen Zügen (u.a. von Peeters et al 1984, Fields & Walker 1980a, Finke et al 1980, de Jong, Opmeer & Miedema 1994, de Jong et al 1996, Miedema & van den Berg 1985) durchgeführt. De Jong & Eisses haben zunächst beide Zug- und Verkehrsarten hinsichtlich akustischer Merkmale ( $L_{eq}$  und Maximalpegel, Anzahl der Vorbeifahrten, Vorbeifahrzeiten, Frequenzspektrum und Pegelanstiegsgeschwindigkeiten) verglichen und kommen zu dem Schluss (S. 13), dass die Belastungsdaten insgesamt eigentlich erwarten lassen, dass es keine Belästigungsunterschiede zwischen HGV und herkömmlichen Zügen geben wird.

Sodann haben die Autoren die Dosis-Wirkungs-Kurve aus der TGV-Studie mit der Dosis-Wirkungs-Kurve auf der Basis von Daten aus den o.g. Untersuchungen zum herkömmlichen Bahnverkehr verglichen. Dazu wurden die Reaktionsvariablen für alle Untersuchungen auf ein einheitliches Skalenformat (0 bis 100) transformiert und eine Dreiteilung der Skala vorgenommen: „highly annoyed“ (Skalenwerte von 72 oder höher; A72), „annoyed“ (Skalenwerte von 50 oder höher; A50), „at least a little bit annoyed“ (Skalenwerte von 28 oder höher; A28); daraus wurden dann die Prozentwerte für „%highly annoyed“ (%HA), „%annoyed“ (%A) und „%at least a little bit annoyed“ (%LA) pro Pegelstufe (u.a. für den  $L_{eq,24h}$  und den  $L_{dn}$ ) bestimmt. Vergleicht man die TGV-Kurven mit jenen für die anderen Untersuchungen, lässt sich das Ergebnis vereinfachend dahingehend zusammenfassen, dass sich zwar die Anteile „stark Belästigter“ beim TGV wie bei den traditionellen Zügen nicht wesentlich unterscheiden, dass aber beim TGV der Anteil der weniger bis mittelmäßig Belästigten bei gleichen Pegeln deutlich höher als bei den konventionellen Zügen ausfällt. Auch bei den Maßnahmen gegen Lärm zeigen sich einige Unterschiede: So ist der Anteil derer, die die Fenster schließen, beim TGV mit 35% deutlich höher als bei den konventionellen Zügen (17%); Ähnliches gilt für das Anbringen von Schallisierungen (11% vs. 1%) oder für Pläne zum Fortzug aus der Gegend (7% vs. 1%).

De Jong & Eisses (1996) diskutieren den Einfluss einiger Faktoren, die zu den unterschiedlichen Reaktionen beim TGV und den herkömmlichen Zügen beigetragen haben mögen (u.a.: den zeitliche Abstand von ca. 15 Jahren zwischen den Studien; das Fehlen von Güterzugverkehr und das etwas wärmere Klima in den Untersuchungsgebieten der TGV-Studie). Sie gehen zudem auf die Frage ein, ob die Untersuchungssituationen der TGV-Studie im Sinne einer Bestandssituation („steady state“) interpretiert werden kann: Entgegen ihrer ursprünglichen Annahme, dass bei den Befragten in der TGV-Studie (3-4 J. nach Eröffnung der Linie) bereits eine Gewöhnung eingesetzt haben müsste, halten es die Autoren für möglich, dass die Untersuchungssituation der TGV-Studie nicht mit der „steady state“-Situation in den Studien für die herkömmlichen Züge verglichen werden kann; d.h. die höhere Belästigung in der TGV-Studie mag zumindest teilweise Ausdruck eines Änderungs- oder Überschuss-Effektes (vgl. Schuemer & Schreckenberg 2000) bzw. eines „new infrastructure“-Effektes (Lambert et al 1998a,b) sein.

*Zum ICE:* Zeichart, Kilcher, Herrmann, Hils & Gawlik (1999) haben eine Untersuchung zur Lästigkeit von ICE-Hochgeschwindigkeitszügen durchgeführt. Zum Zeitpunkt der Erhebung (Okt./Nov. 1997) gab es nur zwei Strecken für Hochgeschwindigkeitszugverkehr (HGV): Mannheim-Stuttgart sowie Hannover-Würzburg. An den Neubauabschnitten beider Strecken liegen jeweils nur wenige Siedlungsgebiete mit Wohnbebauung. Für die Untersuchung ausgewählt wurden zwei Arten von Streckenabschnitten der Neu- und Ausbaustrecke zwischen Hannover und Göttingen: ein viergleisiger Bündelungsabschnitt, in dem die ICE-Gleise parallel zu einer bereits existierenden Hauptstrecke verlaufen, und ein Abschnitt mit einer neu errichteten zweigleisigen Trasse. In die Erhebung einbezogen wurden alle Siedlungsgebiete an den Neubau- und Bündelungsabschnitten. In dem Neubauabschnitt ist der Abstand der Wohnbebauung zur Strecke in der Regel sehr viel größer als im Bündelungsabschnitt (Mediane der Distanzen: 420m vs. 150m). Zudem unterschied sich die Streckenbelastung in den Abschnitten: 148 Züge/24h in dem Neubauabschnitt vs. 378 Züge/24h im Bündelungsabschnitt. Im Neubauabschnitt

verkehrten neben den ICEs (überwiegend am Tag; Geschwindigkeit ca. 250 km/h) auch Güterzüge (überwiegend nachts; 140 km/h); im Bündelungsabschnitt verkehrten neben dem ICE sonstige Reisezüge (IC mit ca. 200 km/h sowie IR, RE, RB mit 120 bis 160 km/h) sowie Güterzüge (mit 100 bis 110 km/h).

Für die Befragungen wurde eine Vollerhebung der Haushalte in den Ortschaften an der Strecke vorgenommen. Pro Haushalt wurde ein Erwachsener zufällig ausgewählt. Gefragt wurde sowohl nach den Reaktionen auf Bahnlärm insgesamt als auch bezogen auf den Lärm des ICE-Verkehrs. Es wurden insgesamt 315 Personen befragt (169 am Bündelungsabschnitt und 146 am Neubauabschnitt). Für jede der Wohnadressen der Befragten wurden – auf der Basis von betrieblichen Daten der Deutschen Bahn – Mittelungspegel (tags, nachts und 24h) sowohl für den Bahnlärm insgesamt als auch für den Lärm des ICE-Verkehrs berechnet. Der über die Wohnadressen gemittelte 24h-Immissionspegel ( $L_{eq}$ ) für die lauteste Fassade betrug im Bündelungsabschnitt 60.7 dB(A) und im Neubauabschnitt 51 dB. Die Pegelanstiegsrate beim ICE betrug in den Untersuchungsgebieten maximal 10 dB(A) / s und lag damit nicht sehr viel höher als bei anderen Zügen.

In den Untersuchungsgebieten gab es zudem Schallschutzwände. Bei ICE-Vorbeifahrten hinter der Wand lag der Pegel des Triebwagens des ICE bis zu 10 dB über den Pegeln der Wagen. Bei schnelleren ICE-Vorbeifahrten waren im Nahbereich der Schallschutzwand (bis zu 50 m) die Geräusche der Stromabnehmer als Pfeifen wahrnehmbar. Die Schallschutzwände wurden von den Befragten unterschiedlich bewertet. Immerhin ca. 45% der Befragten stimmten „ziemlich“ oder „sehr“ der Aussage zu, dass durch die Wände die Lärmbelastigung auf niedrigem Niveau gehalten wird; den Aussagen, dass man sich durch die Wände eingeeengt fühlt oder einem die freie Sicht genommen wird, stimmten jeweils nur eine Minderheit zu (jeweils unter 15% „stimme ziemlich / sehr zu“); ähnliches gilt auch für die Aussage, die Schallschutzwände verschandelten die Landschaft (22% Zustimmung; Zeichart et al 1999, S. 73f).

Der ICE wurde von den Befragten in beiden Abschnitten insgesamt eher positiv bewertet: jeweils über 75% hielten ihn für komfortabler als herkömmliche Züge und für fortschrittliches Verkehrsmittel; über 65% verneinten, dass der ICE eine Belästigung darstelle. Allerdings stimmte ca. die Hälfte der Befragten der Aussage (ziemlich oder völlig) zu, dass der ICE nur wenigen nütze.

Bei der offenen Frage nach als besonders unangenehm empfundenen Bahngeräuschen, wurden Güterzuggeräusche in beiden Abschnitten am häufigsten genannt (41% im Bündelungsabschnitt und 63% im Neubauabschnitt); auf Geräusche des ICE entfallen jeweils deutlich weniger Nennungen (Bündelung: 14%; Neubau: 13%). In einer weiteren offenen Frage wurde danach gefragt, an welche Geräusche man beim Hören eines vorbeifahrenden ICE denkt. Die häufigsten Nennungen waren in beiden Abschnitten „Windgeräusche“ (Bündelung: 31%; Neubau: 32%) oder „Zug“ (Bündelung: 31%; Neubau: 33%). „Pfeifen“ wurde im Bündelungsabschnitt mit 23% häufiger als im Neubauabschnitt (14%) angeführt; umgekehrt wird „Grollen“ im Bündelungsabschnitt mit 7% seltener als im Neubauabschnitt (14%) genannt. Assoziationen zu Düsenflugzeuggeräuschen sind eher selten (Bündelung: 8%; Neubau: 6%; Zeichart et al 1999, S. 53f).

Zum Vergleich der Lästigkeit von ICE- und übrigen Bahnlärm wurden Regressionen (auf Aggregatebene: durchschnittliche Reaktion bzw. Anteil „stark gestörter“ pro Pegelklasse) bestimmt (Zeichart et al 1999, S. 64ff): Die für den ICE erfragten Gestörtheitsreaktionen wurden zu den für den ICE bestimmten  $L_{eq}$ -Werten und die auf Bahnlärm insgesamt erfragten Reaktionen zu den für den Bahnlärm insgesamt bestimmten Pegeln in Beziehung gesetzt. Der Verlauf der beiden Regressionsgeraden für den ICE und den Bahnverkehr insgesamt war bei jeweils korrespondierenden Reaktionen jeweils sehr ähnlich, wenn auch die ICE-Kurve zumeist etwas unter jener für den Bahnverkehr insgesamt verlief. Insgesamt liefern die Ergebnisse also keine Hinweise darauf, dass die ICE-Geräusche als störender als die Geräusche aus dem Bahnverkehr insgesamt empfunden werden.

Vorstehende Vergleiche basieren auf den getrennt erhobenen Belästigungsurteilen zum Bahnlärm insgesamt sowie zum ICE-Lärm. Da nicht auszuschließen ist, dass die Belästigung bezüg-

lich einer bestimmten Zugart durch die Belästigung durch die anderen Zugarten oder durch die Bahnverkehrslärm-Gesamtbelästigung beeinflusst wird, wäre es an sich wünschenswert gewesen, die Gesamtbelästigung durch Bahnverkehrslärm insgesamt in Gebieten mit vergleichbaren Mittelungspegeln und Zuganzahlen (in 24h), aber mit unterschiedlichen Anteilen von ICE-Verkehr am Gesamtzugverkehr zu untersuchen (im Extremfall: Strecke mit reinem ICE-Verkehr vs. Strecke ohne ICE-Verkehr). Dies war aber – wegen nicht zur Verfügung stehender passender Gebiete – im Rahmen der Studie nicht möglich. Denn zwar weisen der Bündelungsabschnitt und der Neubauabschnitt unterschiedliche Anteile von ICE- am Gesamtverkehr auf; die Mittelungspegel und die Zuganzahlen sind aber in beiden Abschnitten sehr unterschiedlich (s.o.).

Zum japanischen Hochgeschwindigkeitszug, dem *Shinkansen*: Igarashi (1992) berichtete zusammenfassend über einige japanische Untersuchungen zu verschiedenen Verkehrslärmarten – darunter auch drei Studien zum Shinkansen – und verglich die für diese Studien bestimmten Dosis-Response-Kurven u.a. mit jener von Schultz (1978) – u.a. in Hinblick auf das „decibel unit criterion D\*“ nach Green & Fidell (1991), einem Reaktions-Index in  $L_{dn}$ -Einheiten. Die Befragten in den drei Shinkansen-Studien zeigten sich – sowohl im Vergleich zu entsprechenden Kurven für Straßenverkehrslärm als auch zur Shultz-Kurve – wesentlich sensitiver; d.h. ein ähnliches Reaktionsniveau wurde beim Shinkansen bereits bei deutlich niedrigeren Pegeln erreicht. Ein solch erhöhtes Reaktionsniveau ist keineswegs auf den Shinkansen beschränkt; denn auch aus japanischen Untersuchungen zum herkömmlichen Zugverkehr wurde berichtet, dass der Schienenlärm bei vergleichbaren Pegeln als lästiger als Straßenverkehrslärm empfunden wird: Kaku (1994) und Kaku & Yamada (1996) verglichen Dosis-Response-Kurven aus japanischen Untersuchungen zum Shinkansen, zu konventionellem Zugverkehr sowie zum Straßenverkehr; die Dosis-Response-Kurven zu den beiden Zugarten lagen nahe beieinander und deutlich höher als jene für Straßenverkehr und auch über den Kurven für Bahnlärm aus drei europäischen Studien für konventionellen Zugverkehr. (Hingegen berichtete Tamura 1994 eine deutlich größere Unzufriedenheit mit dem Lärm bei Anwohnern einer Shinkansen-Linie.) Kaku & Yamada (1996, S. 448) schätzen die Lästigkeitsdifferenz zwischen Schienen- und Straßenverkehrslärm (ausgedrückt in Pegelheiten bei gleicher Geräuschbelastung) in den japanischen Untersuchungen auf ca. 10 dB *zuungunsten* der Schiene. Diese Ergebnisse stehen in deutlichem Gegensatz zu Untersuchungsergebnissen europäischer Studien, in denen sich der Schienenlärm als weniger belästigend als Straßenverkehrslärm erwies (s.u.: Abschn. 4.3f). Auf mögliche Ursachen der unterschiedlichen Ergebnisse in Japan und Europa wird in Abschn. 4.8 näher eingegangen.

*Fazit:* Wegen der Unterschiedlichkeit der Systeme (TGV, ICE und Shinkansen) sind generalisierende Aussagen zur Lästigkeit des Hochgeschwindigkeitszugverkehrs erschwert. Die Ergebnisse zum ICE wie auch – mit Einschränkungen – zum Shinkansen liefern aber kaum Hinweise, dass diese beiden Hochgeschwindigkeitszugarten bei vergleichbarer Geräuschbelastung wesentlich lästiger wirken als der Bahnlärm, der im jeweils gleichen Land durch den Verkehr mit herkömmlichen Zügen bewirkt wird. Das Belästigungsniveau bezüglich des TGV (in der Studie von Lambert et al) erwies sich zwar bei vergleichbaren Pegeln als höher als das Niveau bezüglich herkömmlicher Züge (de Jong & Eisses); wegen der nicht auszuschließenden Konfundierung mit einem „new infrastructure“-Effekt ist dieses Ergebnis jedoch nicht eindeutig interpretierbar.

## **2.8 Schienenzustand (Verriffelungen) und Schienenschleifen**

Die Schienen viel befahrener Strecken sind nicht immer in einem optimal-glattem Zustand, sondern können mehr oder weniger starke Verriffelungen aufweisen, wodurch sich die Zugvorbeifahrtpegel um bis zu 15 dB(A) erhöhen können. Zur Minderung der Verriffelungen können die Schienenlaufflächen geschliffen werden. Die Deutsche Bahn hat ein Konzept für ein Überwachungsverfahren für den Schienenzustand, das „Besonders überwachte Gleis“ (BüG), entwickelt; danach prüft die DB durch speziell ausgerüstete Messwagen den Zustand der Schienen und veranlasst dann je nach Grad der Verriffelung das Schleifen der verriffelten Gleisabschnitte. (Das Schleifen selbst kann allerdings zu Belästigungen von Anwohnern im Nahbereich der Bahnstrecke führen; s.u.) Dieses Schleifen wirkt sich auf Reisezüge mit Scheibenbremsen (ICE, IC, IR) in stärkerem Maße pegelmindernd aus als bei den überwiegend klotzgebremsten Nahverkehrs- und Güterzügen. In zwei Untersuchungen wurde geprüft, inwieweit sich das Schienenschleifen auch in einer entsprechenden Minderung der Bahnlärmelastung auswirkt.

In einer der Studien (Hegner et al 1997; vgl. auch Möhler et al 1997) wurden u.a. in einem Streckenabschnitt mit besonders starker Verriffelung Messungen und Befragungen jeweils einmal vor und zweimal nach dem Schienenschleifen durchgeführt. Die Vorher-Messungen fanden im Sommer 1995, die erste Nachmessung wenige Tage nach dem Schleifen im Herbst 1995 und die zweite Nachmessung ein Jahr nach dem Schleifen statt. Ein Vergleich der  $L_{eq}$ -Werte vor und unmittelbar nach dem Schleifen zeigte eine Abnahme um ca. 8 (tags) bzw. um ca. 7 dB(A) (nachts), wobei die Pegelabnahme für die Personenzüge erwartungsgemäß größer als für die Güterzüge ausfiel. Die zweite Nachmessung ergab nur geringe Pegelunterschiede zu der ersten Nachmessung; der Schleifeffekt war also nicht nur kurzfristig wirksam. Trotz der nicht unerheblichen Pegelminderung fiel die Minderung der Belästigung und Störungen durch Bahnlärm bei den befragten Anwohner eher gering aus: Lediglich bei der Gesamtelastung zeigte sich eine statistisch signifikante Abnahme; hingegen waren die Effekte bei spezifischen Störungskomponenten (wie Kommunikation, Erholung) eher gering und zumeist nicht signifikant.

In der zweiten Studie (Liepert et al 1999) sollte neben dem Effekt des Schleifens auch der Effekt von zusätzlicher Information über die Maßnahme auf die Belästigung der Anwohner untersucht werden. In zwei räumlich getrennten Streckenabschnitten wurden jeweils Messungen und Befragungen vor und nach dem Schienenschleifen durchgeführt, wobei in dem einen Abschnitt die Befragten kurz vor und nach dem Schleifen ergänzende Informationen (Informationsbrief, Faltblatt, Pressekonferenz) erhielten. (Die Erhebungen fanden im Spätherbst 1997 und im Frühjahr 1998 statt; die Belästigung wurde jeweils für die vorausgegangenen letzten Wochen erfragt.) Wegen partiellen Ausfalls des Schleifgeräts (Ausfall des Geräts für das Schleifen der Weichen) fiel die Pegelminderung insgesamt mit 1 bis 2 dB(A) sehr gering aus. Trotz der insgesamt geringen Pegelminderung reduzierte sich die Gesamtelastung der Anwohner in dem Gebiet, in dem ergänzende Informationen gegeben worden waren, signifikant, nicht hingegen bei den Anwohnern in dem Gebiet ohne ergänzende Information. Dies weist auf die Bedeutung ausreichender Information über Maßnahmen für die Betroffenen hin.

Das Schleifverfahren bzw. das BüG sind nicht unumstritten:

- Lenders & Hecq (2002) haben verschiedene Strategien und Maßnahmen zur Lärmreduzierung einer vergleichenden Kosten-Effektivitätsanalyse unterzogen; dabei schneidet das Schienenschleifen im Vergleich zu anderen Lärminderungsmaßnahmen (u.a. Verbesserungen an Bremsen, Radoptimierung, Lärmschutzwände) sehr schlecht ab.
- In einer Stellungnahme zum BüG forderte die Vorsitzende der Bundesvereinigung gegen Schienenlärm e.V. eine von der DB unabhängige Kontrolle der Mess- und Schleifvorgänge (Windelberg 2001).

## 2.9 Tageszeiten und Jahreszeiten besonderer Empfindlichkeit

Für die meisten Menschen in den westlichen Ländern stehen die Abende der Werktage sowie das Wochenende für die Erholung von sonstigen Tätigkeiten (Beruf, Haushalt) und die Nächte als Schlafzeit zur Verfügung. Es erscheint daher plausibel, dass Menschen gerade zu diesen Zeiten ein besonderes Bedürfnis nach Ruhe haben und auf die Einwirkung von störenden Geräuschen besonders ablehnend reagieren. Diesem erhöhten Ruhebedürfnis in Abhängigkeit von der Tageszeit (vgl. Guski 1991) suchen Beurteilungspegelmaße wie der  $L_{dn}$  (10 dB-Aufschlag für die Nacht) oder der niederländische  $L_{etmal}$  (5 dB-Aufschlag für den Abend; 10 dB-Aufschlag für die Nacht) Rechnung zu tragen. Die Festlegung der dabei implizierten Pegelaufschläge basiert allerdings eher auf einer normativen Setzung als auf empirischen Untersuchungsergebnissen.

Aus einigen Untersuchungen (u.a. Andersen et al 1983; Öhrström & Skånberg 1996; Zeichart et al 2001) wird berichtet, dass Betroffene sich durch Bahnlärm am Abend besonders belästigt fühlen. Zeichart et al (2001, S. 111ff) gingen der Frage einer unterschiedlichen Störwirkung zu unterschiedlichen Tageszeiten dadurch nach, dass sie – getrennt für Güter- und Reisezüge – die Gestörtheit für verschiedene Tageszeiten („am frühen Morgen“, „nach dem Aufstehen bis zum Mittag“, „am Nachmittag“, „abends“ und „nachts“) bei Anwohnern von Bahnstrecken abfragten. Erwartungsgemäß war die durchschnittliche Gestörtheit für Güter- wie für Reisezüge insbes. für „abends“, aber etwas schwächer auch für „nachmittags oder „nachts“ höher als für Zeitabschnitte von früh morgens bis mittags.<sup>5</sup>

Bezüglich der Interpretierbarkeit dieser Ergebnisse ist allerdings zu fragen, ob und inwieweit die relativ höheren Gestörtheitsurteile für bestimmte Zeitabschnitte bei dieser Art der Abfrage eher Ausdruck eines (eher grundsätzlich-abstrakten) Ruheanspruchs in Hinblick auf den entsprechende Zeitabschnitt als Ausdruck erlebter stärkerer konkreter Störungen im betreffenden Zeitabschnitt sind. Fields & Walker (1982a, S. 195) wenden daher gegen solche auf bestimmte Tageszeiten (etwa auf die Nacht) bezogene Gestörtheitsurteile ein: „People may rate night-time annoyance as a problem almost irrespective of level.“ Sie fahren fort: „What is needed is evidence that people’s reactions are very different in high and low night-time noise environments.“ Dementsprechend haben sie in ihrer Untersuchung Analysen durchgeführt, in denen sie u.a. die Gesamtbelästigung in Abhängigkeit von dem Anteil des Nacht-Zugverkehrs am Gesamt-Zugverkehrs oder von der Anzahl der nächtlichen Zugvorbeifahrten untersucht haben. In einer dieser Analysen wurde eine multiple Regression mit der Gesamtbelästigung als Kriteriumsvariablen und dem  $L_{eq}$  sowie der (logarithmierten) Anzahl der nächtlichen Zugvorbeifahrten als Prädiktoren durchgeführt; lediglich der  $L_{eq}$  war signifikant. Aus diesen und anderen Analysen schließen Fields & Walker (1982a, S. 195): „There is no evidence that these variations in night-time traffic affect overall annoyance [...] any more than do day-time noise events.“ (Ähnlich auch Fields & Walker 1980b, S. 874, und 1982b, S. 586f.) In einem späteren Bericht hat sich Fields (1986) quellen-übergreifend mit der Frage von Tageszeiteffekten auseinandergesetzt. Er weist auf gravierende methodische Probleme bei der Bestimmung solcher Effekte hin und gelangt zu dem Schluss, dass die gegenwärtige Befundlage es nicht erlaubt, empirisch begründbare Pegelaufschläge – etwa im Sinne einer Belastungskenngröße wie des  $L_{dn}$  – festzulegen (vgl. auch Berglund & Lindvall 1995, S. 101f, section 7.9.6.7). Gegenwärtig wird im Rahmen des Forschungsprogramms „Leiser Verkehr“ eine Studie vorbereitet (Guski et al), in der Tageszeiteffekte für Schiene und Straße untersucht werden sollen.

Aber nicht nur die Tageszeit des Auftretens von Lärm, sondern auch die *Jahreszeit* kann u.U. die Belästigungswirkung von Bahnlärm beeinflussen. Sowohl Andersen et al (1983) als auch Öhrström & Skånberg (1996) weisen daraufhin, dass sich ein größerer Anteil der Befragten im Sommer stärker als im Winter durch Bahnlärm belästigt fühlt. Ein solcher Effekt dürfte zumin-

<sup>5</sup> In der gleichen Studie wurde von den Befragten auf eine offene Frage nach störenden Aspekten von Reise- und Güterzügen als eines der störenden Merkmale der Güterzugverkehr am Abend und in den Nachtstunden genannt (Zeichart et al 2001, S. 87)

dest teilweise auf den im Sommer häufigeren Aufenthalt im Freien (z.B. Garten) als auch auf die im Sommer zumeist geöffneten Fenster zurückzuführen sein.

## **2.10 Weitere störende Aspekte von Bahnverkehr**

Bahnverkehr bedingt nicht nur Belästigungen und Störungen durch die Geräusche vorbeifahrender Züge. Der Zugverkehr kann auch – zumindest im Streckennahbereich – zu Erschütterungen führen. Ferner können Belästigungen durch Wartungs- und Gleisbauarbeiten auftreten. In der Nähe von Rangieranlagen können zudem besondere Beeinträchtigungen auftreten.

### **2.10.1 Erschütterungen**

Aus mehreren Untersuchungen wird berichtet, dass sich Anwohner von Bahnstrecken nicht nur durch den Bahnlärm, sondern auch durch Erschütterungen infolge des Bahnverkehrs belästigt fühlen (Andersen et al 1983, S. 312; Fields & Walker 1982a, S. 241ff; IF-Studie 1983; Lang 1989, S. 27ff; Lercher, Brauchle & Widmann 1999; Öhrström & Skånberg 1996; Peeters 1981; Sato 1994; Schuemer-Kohrs et al 1993; Zeichart et al 1993, 1994a,b; Zeichart 1995, 1998; vgl. auch Fields & Walker 1980b, S. 874; Passchier-Vermeer & Zeichart 1998).

Bahnverkehr kann neben Luftschallschwingungen auch mechanische Schwingungen im Boden auslösen, die sich über das Fundament von Häusern in der Nähe der Strecke in die Wohnräume fortsetzen und dort ein Vibrieren, Zittern oder Wackeln der Fußböden, Wände oder von Einrichtungsgegenständen bewirken können (zu Erschütterungen an Bahnanlagen s. auch Töpfer & Fürst 1986). Von Betroffenen können solche Erschütterungen als spürbares Zittern oder Vibrieren der Böden unter den Fußsohlen beim Stehen und Gehen oder als Vibrieren der Sitz- oder Liegeflächen im Sitzen oder Liegen wahrgenommen werden. Neben diesen Erschütterungsfolgen im engeren Sinne können sekundäre Erscheinungen auftreten, die von Betroffenen mit den Erschütterungen im engeren Sinne in Beziehung gebracht werden – wie beispielsweise klappernde Gegenstände, Fensterklirren, dumpfes Grollen und Rumoren oder dröhnendes Brummen; teilweise handelt es sich dabei um durch die Erschütterungen im engeren Sinne ausgelöste sekundäre Luftschallphänomene.

Die physikalisch-akustischen Messungen der Erschütterungen erfolgen über Schwingungsaufnehmer und sind im Vergleich zu Luftschallmessungen mit erheblich mehr Aufwand verbunden. Zur Beschreibung von Erschütterungen und der der Erschütterungsintensität werden unterschiedliche Kenngrößen verwendet. In Deutschland werden als Kenngrößen für die Erschütterungsintensität bzw. Schwingstärke sog. KB-Maße verwendet – so u.a.:

- Maximaler Wert, den die bewertete Schwingstärke  $KB_{F(t)}$  während eines Einzelereignisses bzw. einer Zugvorbeifahrt einnimmt:  $KB_{Fmax}$ -Wert des Einzelereignisses. Zur Kennzeichnung der Belastung durch mehrere Ereignisse kann aus den Werten der Einzelereignisse ein über alle Ereignisse energetisch gemittelter  $KB_{Fmax}$ -Wert gebildet werden.
- Energieäquivalenter Mittelwert  $KB_{eq}$
- Beurteilungsschwingstärke  $KB_{FTr}$  nach DIN 4150 Teil 2 für die Beurteilungszeiträume Tag und Nacht bzw. Beurteilungsschwingstärke nach VDI 2057.

Ob und inwieweit durch Bahnverkehr ausgelöste Erschütterungen entsprechende Immissionen bei den Anwohnern der Bahnstrecke auslösen, hängt von einer Vielzahl von Faktoren ab – so u.a. von der Art der Züge, den geologischen Eigenschaften der Böden, der Distanz zwischen Strecke und Immissionsort sowie von der Art der Gebäude und ihrer Bauweise (insbes. Beton- oder Holzdecken). Wegen der Vielzahl der Einflussfaktoren können Erschütterungsmissionen im Vergleich etwa zu Luftschallimmissionen nur mit wesentlich größerer Ungenauigkeit (etwa aus Verkehrsdaten und der Entfernung zwischen Emissions- und Immissionsort) geschätzt werden.

Trägt man eine größere Anzahl von Messungen die Erschütterungsbelastung (etwa für eine der KB-Größen) gegen die Entfernung zwischen Emissions- und Immissionsort ab, so zeigt sich – bei erheblicher Streuung der einzelnen Messpunkte um die Belastungs-Abstands-Kurve – sowohl für Holz- als auch für Betondecken im Abstandsbereich von 0 bis etwa 50m ein steiler Abfall; danach verläuft die Kurve sehr viel flacher (vgl. Zeichart et al 1993, S. 16 u. 59). Geht man von einem Wahrnehmungsschwellenwert von  $KB=0.1$  aus, so sind bei Gebäuden mit Betondecken bereits bei Entfernungen von 70m kaum noch nennenswerte Erschütterungswirkungen zu erwarten. Auch Lang (1989, S. 27) berichtete, dass Störungen durch Erschütterungen in ihrer Untersuchung i.w. nur in Gebäuden mit einem Abstand von der Strecke bis zu 50m aufgetreten sind.

Die Erfassung der Erschütterungswirkungen mittels Fragebogen ist u.a. dadurch erschwert, dass die Betroffenen in der Regel in ihrem Erleben nicht zwischen Erschütterungen im engeren Sinne und Sekundärfolgen unterscheiden. Oft wird auch in den auf Vibrationen bezogenen Fragen im Fragebogen nicht hinreichend zwischen primären und sekundären Erschütterungsfolgen differenziert. In der IF-Studie (1983) wurden Erschütterungsfolgen beispielsweise nur durch ein einzelnes Item und in der britischen Bahnstudie ebenfalls nur durch wenige Items zu erfassen gesucht (vgl. von Fields & Walker 1982a, S. 241). In der Studie zu „Erschütterungswirkungen aus dem Schienenverkehr“ (Zeichart et al 1993) wurde hingegen eine größere Fragen-Batterie verwendet. Neben Fragen zur Wahrnehmung und Störung durch die primären Folgen (wie Vibrieren des ganzen Hauses, der Fußböden oder der Wände; spürbares Vibrieren in den Fußsohlen, den Sitz- oder Liegeflächen; Vibrationen am ganzen Körper) waren auch Fragen zu Sekundärfolgen (wie Fensterklirren; Bewegung von Vorhängen; dumpfes Grollen; dröhnendes Brummen) im Fragebogen enthalten.

Nicht zuletzt wegen des großen Aufwandes wurde in vielen Bahnstudien auf die Durchführung von physikalisch-akustischen Erschütterungsmessungen im Feld verzichtet; d.h. es wurden lediglich die durch Erschütterungen bewirkten Störungen und Belästigungen erfasst. Neben einigen Laborstudien zur kombinierten Wirkung von Lärm und Erschütterung (u.a. Meloni & Krüger 1990, Kastka & Paulsen 1991, Howarth & Griffin 1987) liegen aber auch einige Feldstudien vor, in denen die Erschütterungsbelastung durch Schienenverkehr gemessen und zu auf Erschütterung bezogenen Reaktionen in Beziehung gesetzt wurden (u.a. Woodroof & Griffin 1987; Zeichart et al 1993, 1994a,b; Zeichart 1995, 1998; sowie Eickschen & Brandenburg 1984, bezogen auf U-Bahnen) oder in denen die Erschütterungsbelastung zumindest grob abgeschätzt wurde (Öhrström & Skånberg 1996). Hier sei nur auf die schwedische Studie von Öhrström & Skånberg sowie auf die deutsche Studie von Zeichart et al etwas näher eingegangen:

Öhrström & Skånberg (1996) untersuchten, inwieweit die Lärmbelästigung durch Schienenverkehr durch das gleichzeitige Auftreten von bahnverkehr-bedingten Erschütterungen beeinflusst wird. Die Auswahl der 15 Untersuchungsgebiete erfolgte nach der Streckenauslastung (in Zügen / 24h) sowie nach dem Ausmaß der Erschütterungen, abgeschätzt auf der Basis früher vorgenommener Messungen in einigen Wohneinheiten des jeweiligen Gebietes (zwei Stufen: schwach mit „ $< 1\text{ mm/s}^2$ “ und stark: „ $> 2\text{ mm/s}^2$ “). Die Befragung von Betroffenen in den jeweiligen Gebieten erfolgte zweistufig: postalische Befragung u.a. zur Erfassung der Gesamtbelästigung durch Schienenverkehr bei 2883 Anwohnern; ergänzende Nachbefragung bei jenen 333 Befragten, die angegeben hatten, ziemlich oder sehr belästigt zu sein.

Zur Lärmbelästigung: Erwartungsgemäß war – bei jeweils vergleichbaren Pegelstufen – die Lärmbelästigung jener Befragten aus Gebieten mit gleichzeitig auftretenden Vibrationen deutlich größer als die Lärmbelästigung der Befragten aus Gebieten ohne Vibration. (Zudem zeigte sich für die Gruppe mit stärkerer Vibrationsbelastung ein wesentlich steilerer Anstieg der Lärmbelästigung mit zunehmendem Pegel als für die Gruppe mit geringer Vibrationsbelastung.) Der Unterschied in der Lärmbelästigung zwischen den beiden Vibrationsgruppen entsprach in etwa einer Pegeldifferenz von 10 dB(A); d.h. bei einem gegebenen Schallpegel werden bei gleichzeitig vorhandener Vibration Belästigungsgrade erreicht, die im Falle nicht vorhandener Vibration erst bei 10 dB höheren Pegeln erreicht würden. Dieser Unterschied in der Lärmbelästigung je nach Erschütterungsbelastung dürfte dabei zumindest teilweise auch dadurch bedingt sein, dass

die Befragten Probleme haben, zwischen Lärm und Erschütterungen zu differenzieren, was nach Ansicht von Öhrström & Skånberg (1996, S. 47) zu einer Erhöhung der Lärmbelastigungs-Urteile beigetragen haben mag (ähnlich auch Fields & Walker 1982a, S. 244).

Zur *Erschütterungs*belästigung: In Gebieten mit geringen Vibrationen lagen erwartungsgemäß die durchschnittlichen Erschütterungs-Reaktionen bei vergleichbaren Skalen unterhalb der auf Lärm bezogenen Reaktionen; hingegen war in den Gebieten mit stärkeren Vibrationen – bis zu einer Entfernung von 200 m zwischen Strecke und Immissionsort – die durchschnittliche Erschütterungsbelästigung mindestens ebenso groß wie die Lärmbelästigung. Erwartungsgemäß war zudem die Erschütterungsbelästigung von Streckenanwohnern in Holzhäusern größer als jene von Anwohnern in Häusern in Betonbauweise.

Die Untersuchung von Zeichart et al (1993) zielte auf die Erfassung der kombinierten Belästigungswirkung von Luftschall- und Erschütterungsimmissionen. Das Untersuchungsdesign sah eine Variation der Erschütterungsbelastung in mindestens drei Stufen, der Schallbelastung in zwei Stufen und der Zughäufigkeit (Züge / 24h) in drei Stufen vor. In der Ausgangsstudie (Zeichart et al 1993) wurde die Schallbelastung über mittlere Innen-Maximalpegel für das Wohnzimmer bei geschlossenen Fenstern definiert; in einer ergänzenden Erhebung wurden später Außen-Mittelungspegel für die lauteste Fassade für jede der Wohneinheiten hinzugefügt; Zeichart 1995, 1998). Die Suche nach Wohneinheiten wurde von vorneherein auf Gebäude mit geringem Abstand (bis zu 60m) von der Bahnstrecke beschränkt. In 284 Wohneinheiten in Gebäuden an Fernbahnstrecken wurden akustische Messungen der Erschütterungs- und Geräuschbelastung jeweils im Wohn- und Schlafräum vorgenommen. (Auf zusätzliche Erhebungen an S-Bahnstrecken wird hier nicht eingegangen.) Aus Gründen der Erhebungsökonomie wurden soweit möglich in jedem Haushalt der untersuchten Wohneinheiten jeweils zwei Personen unabhängig voneinander befragt (N=417 Befragte). Die Analysen ergaben, dass die jeweils auf einen der beiden Stressoren (Erschütterungen bzw. Geräusche) bezogenen stressor-spezifischen Belästigungs- und Gestörtheitsreaktionen nicht nur vom Ausmaß der Belastung durch den jeweils entsprechenden Stressor, sondern auch vom Ausmaß der Belastung durch den jeweils anderen Stressor beeinflusst werden:

- *Lärmbelästigung*: Ähnlich wie bei Öhrström & Skånberg nimmt die auf Lärm bezogene Belästigung und Störung nicht nur mit zunehmendem Pegel, sondern - insbesondere bei geringerer Lärmbelastung – auch mit zunehmender Erschütterungsbelastung zu. Dies gilt gleichermaßen, ob man die Geräuschbelastung über mittlere Maximalpegel für den Innenraum (vgl. Zeichart et al 1993, S. 147ff) oder über Mittelungspegel für die Außenfassade (vgl. Zeichart 1998, S. 13ff) definiert. Zur Beschreibung des Effekts der Erschütterungsbelastung auf die Lärm-Reaktionen hat Zeichart (1998) „erschütterungsäquivalente Schallpegel“ definiert, die die durch die Erschütterung bewirkte Erhöhung der Lärmbelästigung in Schallpegelheiten ausdrücken. Dabei ist der durch die Erschütterungsbelastung bewirkte „Pegelaufschlag“ bei relativ geringer Geräuschbelastung (Außen-Mittelungspegel) deutlich größer als bei höherer Geräuschbelastung; so bewirkt eine zusammen mit den Geräuschen auftretende Erschütterungsbelastung von  $KB=0,1$  bei einer Geräuschbelastung von 50 dB(A) einen Pegelaufschlag von ca. 10 dB(A), hingegen bei einer Geräuschbelastung von 70 dB(A) einen wesentlich geringeren Pegelaufschlag (nahe 0 dB(A)). Bei einem gegebenen Schallpegel von 50 dB(A) ist demnach bei gleichzeitig vorhandener Vibration (mit  $KB=0,1$ ) ein Ausmaß an Lärmbelästigung zu erwarten, das im Falle nicht vorhandener Vibration erst bei 10 dB höheren Schallpegeln erreicht würde.
- *Erschütterungsbelästigung*: Auch die auf Erschütterungen bezogene Belästigung wird nicht nur vom Ausmaß der Erschütterungsbelastung, sondern auch vom Ausmaß der gleichzeitig auftretenden Geräuschbelastung beeinflusst: die Erschütterungsbelästigung fällt bei gleicher Erschütterungsbelastung tendenziell höher aus, wenn die gleichzeitig auftretende Geräuschbelastung zunimmt. Zudem verändert sich die Beziehung zwischen Erschütterungsreaktionen und -belastung je nach dem Grad der gleichzeitig auftretenden Lärmbelastung: beispielsweise fallen – getrennt für Gruppen mit unterschiedlicher Geräuschbelastung berechnete – Korrelationen zwischen Erschütterungsreaktionen und Erschütterungsbelastungskennwerten in der

Gruppe mit geringer Geräuschbelastung wesentlich höher als in der Gruppe mit höherer Geräuschbelastung aus.

- *Gesamtbelästigung und -störung durch Bahnverkehr:* Auch die stressor-unspezifische Gesamtbelästigung nimmt – ähnlich wie die Lärmbelästigung – mit steigender Geräusch- wie Erschütterungsbelastung zu.

Die Ergebnisse von Öhrström & Skånberg wie auch von Zeichart et al legen es nahe, bei Untersuchungen zum Bahnlärm möglichst auch die Belastung durch gleichzeitig auftretende Erschütterungen mit zu berücksichtigen.

### 2.10.2 *Wartungs-/Bauarbeiten und weitere mit Bahnverkehr verbundene Beeinträchtigungen*

Zu dem Bahnverkehr verursachten Unannehmlichkeiten für die Anwohner gehören auch die Belästigungen durch Wartung der Bahnanlagen i.w.S. wie u.a.: Gleisbauarbeiten, Einsatz von Baumaschinen und -fahrzeugen, Warnsignale; Schienenschleifen (s.o.) oder Arbeiten an den Oberleitungen. Über Belästigungen durch Arbeiten dieser Art berichten u.a. de Jong (1979), Fields (1977, unter Verweis auf eine Studie von Walters 1969), Fields & Walker (1982a) und Zeichart et al (1999).

De Jong (1979) berichtet aus einer niederländischen Untersuchung, dass sich 38% der Befragten durch Wartungsarbeiten „belästigt“ und immerhin noch 21% „deutlich belästigt“ fühlten. (Diese Prozentwerte lagen über jenen für Brems- oder Signalgeräusche). Zeichart et al (1999, S. 52f) befragten Anwohner eines stark befahrenen Bündelungsstreckenabschnitts (mit ICE- sowie Fern- und Nahverkehr); von den Antworten auf die Frage nach bestimmten Geräuschen aus dem Bahnverkehr, die als besonders unangenehm empfunden werden, entfielen knapp ein Drittel (30%) auf die Kategorie für „Bauarbeiten, Gleisbau, Schienenschleifen und Baustellenfahrzeuge“; dies war nach der Kategorie „Güterzüge“ (40%) die am zweitstärksten besetzte Kategorie. Auch Fields & Walker (1982a) berichten aus der Vorstudie zu der britischen Bahnlärmstudie, dass Wartungsarbeiten an der Strecke mit zu den am häufigsten genannten Belästigungsaspekten von Bahnverkehr gehören. 34% der Befragten hielten „men or machines working on the line“ für zumindest „etwas belästigend“.

Bei der Belästigung durch Wartungs- und Instandsetzungsarbeiten ist zu berücksichtigen, dass diese oft während betriebsruhigerer Zeiten (am Abend, in der Nacht oder an Wochenenden) durchgeführt werden; zudem sind diese Störungen – anders als beim Lärm von regelmäßig verkehrenden Zügen – für die betroffenen Anwohner hinsichtlich des Zeitpunktes des Auftretens nicht vorhersehbar.

*Weitere belästigende Aspekte:* Als weitere Aspekte (außer den Zugvorbeifahrtgeräuschen), die von mindestens 10% der Befragten als zumindest „etwas belästigend“ empfunden wurden, erwiesen sich nach Fields & Walker (1982a, S. 236ff) ferner: Zugsignalgeräusche (21%), Geräusche von stehenden Zügen (bei laufendem Lokmotor; 18%) sowie Rangier- und Waggonkuppelgeräusche (14%); bei den Nennungen für letztere beiden Kategorien ist zu berücksichtigen, dass die Befragungen in größerer Entfernung von Bahnhöfen oder Rangieranlagen durchgeführt wurden. Fields & Walker weisen zudem darauf hin (S. 239), dass es auf allen Pegelstufen höhere Anteile von Befragten gibt, die wenigsten einen Bahnverkehrsaspekt außer den Zugvorbeifahrten für belästigender (ab 60 dB: jeweils über 50%) als den Lärm vorbeifahrender Züge empfinden; hingegen sagen selbst bei Pegeln über 60dB nur 7% bis 19% dass der Lärm vorbeifahrender Züge das Belästigendste ist.

Die Vorsitzende der *Bundesvereinigung gegen Schienenlärm* schilderte aus Sicht einer Betroffenen die Beeinträchtigungen, die daraus entstehen, dass nach Installation einer Signalanlage Güterzüge neben Häusern an der Strecke zum Halt kommen – mit der Folge vielfältiger Brems- und z.T. lang anhaltender Lüftergeräusche (Windelberg 2001, S. 2/8). Auch Andersen et al (1983, S. 312) berichteten, dass befragte Betroffene auf die Fragen nach den Gründen ihrer Be-

lästigung durch die Bahn (neben Lärm und Erschütterungen durch Zugvorbeifahrten und nächtlichen Wartungsarbeiten) Brems- und Beschleunigungsgeräusche genannt hatten.

### 2.10.3 Rangieranlagen / Rangiergeräusche

Zu dem Bahnverkehr verursachten Geräuschen gehören neben den Zugvorbeifahrtgeräuschen auch die Geräusche, die durch das Rangieren und Zusammenstellen von Zügen entstehen und die sich u.a. in der Klangfarbe und wegen ihrer möglichen Impulshaltigkeit und größeren Heterogenität wesentlich von den Zugvorbeifahrtgeräuschen unterscheiden. Wegen der Andersartigkeit der Rangiergeräusche wurde in manchen Bahnlärmstudien (u.a. Fields & Walker 1982a; Griefahn, Möhler & Schuemer 1999; Heimerl & Holzmann 1978; IF-Studie 1983) der Rangierlärm dadurch ausgeblendet, dass die Untersuchungsgebiete explizit nur in größeren Abständen von Rangieranlagen gesucht wurden (vgl. de Jong 1983, S. 303). Aus mehreren Untersuchungen wird aber berichtet, dass Rangiergeräusche von betroffenen Anwohnern als besonders unangenehm empfunden werden (de Jong 1979, S. 501; Dixit & Reburn 1980; Hall, Dixit & Taylor 1980; Groeneveld & Verboom 1981, zit.n. de Jong 1983; S. 303f; Heintz et al 1980a).

Dixit & Reburn (1980) führten an 5 Rangieranlagen in Kanada akustische Messungen sowie Befragungen bei über 600 Anwohnern durch. Aus den Messungen wurden auf den Außenraum und auf 24h bezogene  $L_{eq}$ - sowie  $L_{dn}$ -Werte bestimmt. In den Befragungen wurde nach Belästigung durch Rangierlärm gefragt – mit Differenzierung nach dem Aufenthaltsort. Die auf den Außenraum bezogene Belästigung korrelierte besser mit den Pegelwerten als die Belästigung für den Innenraum. Zudem fielen die Korrelationen für  $L_{dn}$  besser als für  $L_{eq}$  aus (.71 vs. .43), wobei auf Reaktionsseite jeweils der Prozentsatz jener verwendet wurde, die eine der drei oberen Skalenpunkte auf der 7-stufigen Skala von „not at all“ bis „tremendously“ benutzt hatten. Im Fragebogen war zudem nach der Belästigung und Störung durch bestimmte Geräuscharten gefragt worden. Für Abbrems-, Kupplungs- und Lokomotivgeräusche erwies sich der Anstieg der Belästigung mit steigendem Pegel wesentlich steiler als für Schiene-Rad-Geräusche. Ferner wurden Betroffene, die Einschlafschwierigkeiten oder Aufwachreaktionen angegeben hatten, danach gefragt, inwieweit der Rangierlärm zu diesen Störungen habe. Der aus diesen Angaben bestimmte Prozentsatz von Betroffenen mit Schlafstörungen korrelierte höher mit  $L_{dn}$  als mit  $L_{eq,24h}$ , am besten jedoch mit dem auf die Nacht bezogenen  $L_{eq}$ .

Hall, Dixit & Taylor (1980) haben die von Dixit & Reburn ermittelte Dosis-Wirkungs-Kurve für die allgemeine Belästigung im Außenraum durch Rangierlärm mit entsprechenden Kurven für Straßenverkehrslärm und für Fluglärm – ermittelt aus Untersuchungen in der gleichen Region – verglichen: Die auf Rangierlärm bezogene Kurve lag deutlich über jener für Fluglärm und diese wiederum deutlich über jener für Straßenverkehrslärm; bei gleichen Pegeln ( $L_{eq,24h}$  in dB(A)) ist also demnach Rangierlärm sehr viel lästiger als Fluglärm oder Straßenverkehrslärm. Die Interpretation des vorstehenden Vergleichs wird allerdings dadurch erschwert, dass die für den Vergleich herangezogenen Studien sich in mehrfacher Hinsicht unterscheiden: Verwendung unterschiedlicher „annoyance“-Skalen; unterschiedliche Spezifikation des Aufenthaltsortes in den Fragen; unterschiedliche Klassenbildung für  $L_{eq}$  (Näheres dazu s. de Jong 1983, S. 303).

Die vergleichsweise hohe Belästigung durch Rangierlärm im Vergleich zu anderen Verkehrslärmarten wurde aber durch weitere Studien bestätigt: So berichtet de Jong (1983, S. 303ff) von einer Untersuchung von Groeneveld & Verboom (1981), in der 155 Anwohner in der Nähe von 5 Rangieranlagen nach ihrer Belästigung befragt wurden; auch hier begann die Dosis-Wirkungs-Kurve für Rangierlärm bei wesentlich geringeren Pegeln als bei der entsprechenden Kurve für Straßenlärm zu steigen (vgl. de Jong 1983, Figure 4, S. 304). Auch aus der Schweizer Untersuchung (Heintz et al 1980a) an drei Rangieranlagen wird berichtet, dass der Prozentsatz derer, die sich durch Rangierlärm gestört fühlen, bereits bei vergleichsweise geringen Pegeln (ab 38 dB(A) für  $L_{eq}$ ) steil anzusteigen beginnt, während dies bei entsprechenden Kurven für Straßen- oder Schienenverkehrslärm aus derselben Untersuchung erst bei Pegelwerten über 50 dB(A) der Fall ist.

Fasst man die Ergebnisse der verschiedenen Studien zusammen, ist also von einer stärkeren Belästigungs- und Störwirkung von Rangierlärm im Vergleich zum Lärm infolge vorbeifahrender Züge oder infolge Straßenverkehrs auszugehen.

De Jong (1979, S. 502) weist auf einen weiteren Aspekt der Wirkung von Rangiergeräuschen hin: In einer Pilotstudie hatten befragte Anwohner von Rangieranlagen bei einer qualitativen Befragung Befürchtungen erkennen lassen, die mit den Geräuschen des Zusammenstoßen der Wagenpuffer beim Rangieren verbunden waren. De Jong sieht die Hauptursache für diese Befürchtungen in dem Wissen der Anwohner, dass die Waggons mit Gefahrstoffen (explosives, leicht entzündliches oder giftiges Material) beladen sein können.

### **2.11 Beziehungen außer-akustischen Variablen zu den Belästigungs- und Gestörtheitsreaktionen**

Belästigungsreaktionen auf Verkehrslärm stehen nicht nur zum Ausmaß der Geräuschbelastung, sondern auch zu einer Reihe weiterer außer-akustischer Variablen in Beziehung. Neben situativen Faktoren zählen zu diesen potentiell die Reaktionen mit-beeinflussenden bzw. „moderierenden“ Variablen insbesondere eine Reihe von personen-bezogenen Merkmalen. Zum generellen Einfluss solcher Moderatoren auf Lärmreaktionen liegen einige zusammenfassende Artikel (u.a. Guski 1987, S. 105ff; Guski 1999; Job 1988a), Meta-Analysen (Fields 1992, 1993) sowie Sekundäranalysen (Miedema & Vos 1999) vor. Im folgenden werden einige Befunde zu solchen Variablen aus Bahnlärmstudien dargestellt.

*Soziodemografische Variablen:* Nach den Analysen von Fields (1993) oder Miedema & Voss (1999) weisen soziodemografische Merkmale in der Regel nur schwache Beziehungen zu Lärmbelastungsreaktionen auf. Dementsprechend fanden sich in der Studie von Griefahn et al (1999) nur sehr schwache Zusammenhänge zwischen soziodemografischen Merkmalen wie Lebensalter, Geschlecht, Haushalteinkommen oder Wohneigentum und der Gesamtbelästigung. Ähnliches galt für die Anzahl der Personen im Haushalt oder für die Wohndauer. Auch Fields & Walker (1982a, S. 230ff) berichteten aus der britischen Bahnlärmstudie, dass die meisten der üblichen soziodemographischen Variablen kaum einen Effekt auf die Bahnlärm-Belästigung hatten; auch die Berufstätigkeit (und die dadurch bedingte geringere Dauer der Bahnlärmexposition) hatte keinen Effekt auf die Belästigung. Ähnlich zeigte sich in der Studie von Griefahn et al keine Beziehung zwischen der Anzahl der außer Haus (z.B. wegen Berufstätigkeit) verbrachten Stunden und der Belästigung.

Widersprüchliche Ergebnisse liegen allerdings hinsichtlich des Lebensalters und der Wohndauer vor: Miedema & Vos (1999, S. 3339) fanden in ihrer Sekundäranalyse eine Beziehung zwischen Lebensalter und Belästigung in der Weise, dass sich jüngere und ältere Betroffene weniger als mittel-alte durch Lärm belästigt fühlen. Hingegen berichteten Fields & Walker (1982a, S. 230ff), dass Ältere bzw. Personen mit längerer Wohndauer bei gleichem Pegel weniger belästigt waren (ähnlich Andersen et al 1983 in Hinblick auf die Wohndauer). Anders als in diesen Studien fanden sich in der Studie von Griefahn et al keinerlei signifikante Unterschiede zwischen Altersgruppen in den Belästigungsreaktionen, und in der IF-Studie (1983, S. 178ff) fand sich kein Zusammenhang zwischen Wohndauer und Belästigung.

*Bahnnutzung und Beschäftigung bei der Bahn:* Entgegen der Vermutung, dass Personen, die bei der Bahn beschäftigt sind oder die die Bahn häufiger nutzen, sich als betroffene Anwohner von Bahnstrecken weniger durch Bahnlärm belästigt fühlen, konnten in der Studie von Griefahn et al keine Beziehungen zwischen Häufigkeit der Bahnnutzung, dem Besitz einer BahnCard oder der Beschäftigung bei der Bahn einerseits und der Belästigung andererseits festgestellt werden. Ähnliches berichteten Fields & Walker (1982a, S. 234; vgl. auch Fields & Walker 1980b, S. 874) für die Bahnnutzung und für die Beschäftigung eines Haushaltsmitglieds bei der Bahn. Allerdings fanden Hegner et al. (1995) in einer Pilotuntersuchung über Erwartungen bei Neu- oder Ausbau von Bahnstrecken, dass Personen mit häufigerer Bahnnutzung weniger Be-

fürchtungen wegen erwarteter Lärmbeeinträchtigung nach Inbetriebnahme der neu bzw. ausgebauten Bahnstrecke hatten.

*Auf Lärm bezogene Einstellungen und weitere Personenmerkmale:* Aus mehreren Untersuchungen werden Beziehungen zwischen auf Lärm im allgemeinen bezogenen Einstellungen und den Bahnlärmreaktionen berichtet.

Griefahn et al (1999, S. 116ff) fanden eine deutliche Korrelation ( $r=0,28$ ) zwischen der Selbsteinschätzung der Empfindlichkeit gegenüber Lärm im allgemeinen und der Bahnlärm-Belästigung; Ähnliches zeigte sich für die Einschätzung, sich generell schlecht an Lärm gewöhnen zu können. Fasst man beide Variablen in einem Indikator zusammen und nutzt diesen zusammen mit dem  $L_{eq,24h}$  als Prädiktoren zur Vorhersage der Reaktionen, so steigt der Anteil der erklärten Varianz ( $r^2$ ) gegenüber einem einfachem Modell mit nur dem Pegel als Prädiktor von 0,10 auf 0,17 bei der Gesamtbelästigung (F25) und von 0,14 auf 0,22 bei der Gesamtgestörtheit (F29).

Ähnliches zeigte sich in der IF-Studie (1983). Dort wurde aus folgenden Variablen eine Faktorscorevariable („Lärmempfindlichkeitsfaktor“, M1) gebildet: Lärmempfindlichkeit; Glaube, sich schlecht an Lärm gewöhnen zu können; Glaube, dass Lärm gesundheitsschädlich ist. Unterteilt man die Betroffenen nach dieser Variablen in „Lärmempfindliche“ und „Lärmunempfindliche“, so fallen (auch bei Kontrolle des Pegels) die Belästigungsreaktionen der Empfindlichen jeweils größer als die der Unempfindlichen aus (vgl. Schuemer 1983 und Schuemer & Schuemer-Kohrs 1984, S. 95). Auch für die Daten der Studie von Griefahn et al (1999) läßt sich ein ähnlicher Effekt nachweisen, obwohl dort die Lärmempfindlichkeit wesentlich weniger aufwendig durch nur ein Item (Selbsteinschätzung auf einer Skala von „1=nicht“ bis „5=sehr empfindlich“) erfasst worden war; die Abbildung 2.11-1 zeigt für zwei Gruppen der Lärmempfindlichkeit (nicht und wenig empfindlich vs. mittelmäßig bis sehr empfindlich) die durchschnittliche Belästigung für Pegelklassen à 5 dB(A); in jeder Pegelklasse fällt die Reaktion der Lärmempfindlichen jeweils deutlich höher als die der Lärmunempfindlichen aus.

Auch Fields & Walker (1982a, S. 234f) fanden eine positive Beziehung zwischen der Bahnlärm-Belästigung einerseits und der Lärmempfindlichkeit oder dem Glauben an die gesundheitsschädliche Wirkung von Lärm andererseits. Sie fanden zudem eine positive Beziehung zwischen der „preventability“ (Glaube, dass Lärm vermeidbar ist und dass die Verantwortlichen etwas dagegen tun könnten) und der Belästigung. Ähnlich waren in der IF-Studie (1983, S. 170ff) jene Befragte weniger belästigt, die der Ansicht waren, dass die Verantwortlichen alles ihnen mögliche zur Lärminderung unternähmen.

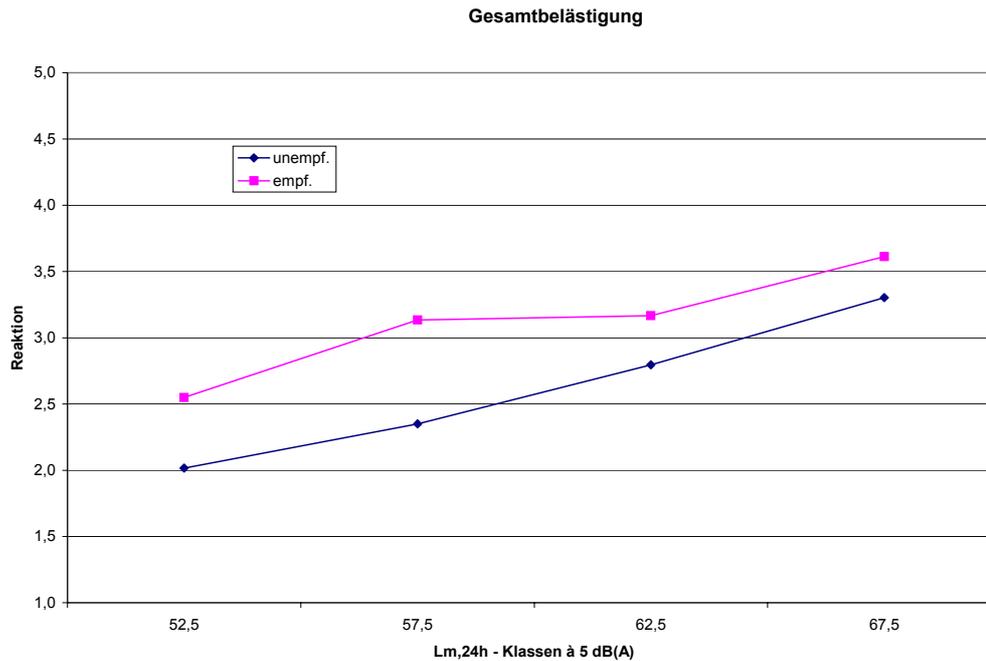


Abbildung 2.11-1: Gesamtbelästigung (F25) für lärm-empfindliche und lärm-unempfindliche Befragte. (Daten aus Griefahn et al 1999).

*Weitere Personenmerkmale:* Auch nicht auf Lärm bezogene Einstellungen und weitere Personenmerkmale stehen in Beziehung zur Belästigung. So berichten Fields & Walker (1982a, S. 235) von einer positiven Beziehung der Belästigung zur Furcht vor Gefahren durch die Bahn (etwa Gefahr durch Unfälle).

In der Studie von Griefahn et al (1999) fand sich eine engere Beziehung ( $r=0,28$ ) zwischen der Belästigung und einem Maß für psychovegetative Labilität. Auch in der IF-Studie (1983, S. 176ff) zeigte sich ein Zusammenhang zwischen einem Labilitätsfaktorscore (M4) und einigen Bahnlärmreaktionen, insbesondere den vegetativen Reaktionen (wie z.B. Erschrecken) und den Schlafstörungen, die die Befragten dem Bahnlärm zuschrieben. Fields & Walker (1982a, S. 235) fanden eine negative Beziehung zwischen Lärmbelästigung und Lebenszufriedenheit („life satisfaction“), wobei sie für letztere Bezüge zur „critical – uncritical“-Dimension bei Weinstein (1980) herstellten; man könnte aber auch Bezüge dieser Variablen wie auch der Labilität zum umfassenderen Konstrukt der „negativen Affektivität“ (Watson & Clark 1984; Watson & Pennebaker 1989) sehen.

*Zur Kausalität in den Beziehungen zwischen den außer-akustischen Moderator- und den Reaktionsvariablen:* Bei den vorstehend beschriebenen Beziehungen von Variablen zu den Belästigungsreaktionen ist die Wirkungsrichtung unklar. Beispielsweise erscheint es denkbar, dass eine Variable wie der Glaube an die Gesundheitsschädlichkeit von Lärm die Belästigungsreaktionen beeinflusst wie dass umgekehrt die Belästigung den Glauben an die Gesundheitsschädlichkeit beeinflusst (vgl. dazu z.B. Fields & Walker 1982a, S. 235). Verschiedentlich ist versucht worden, durch pfadanalytische Methoden zur Klärung der Wirkungsrichtungen beizutragen. So hat Richardson (1976) ein Kausalmodell vorgeschlagen, in dem die Bahnlärmbelästigung als u.a. von folgenden Variablen beeinflusst beschrieben wird: Bahnlärmpegel, Lärmempfindlichkeit, Glaube an die Vermeidbarkeit von Lärm und Furcht vor Bahngefahren; in dem Modell wird ferner angenommen, dass die Belästigung ihrerseits die Zufriedenheit mit der Wohnumgebung beeinflusst. Ähnlich haben Schuemer & Zeichart (1987; 1989a,b; 1992) ein pfadanalytisches Modell konzipiert, in dem die Belästigung und Störung durch Bahnlärm als abhängig u.a. vom Bahnlärm-Mittelungspegel, der Lärmempfindlichkeit (M1) und der Labilität (M4) betrachtet wird; auch in diesem Modell wird angenommen, dass die Bahnlärmbelästigung

ihrerseits (zusammen mit der Straßenlärmelastigung) die Zufriedenheit mit der Wohngegend beeinflusst. Nach diesen Modellen erscheint es also plausibler, dass etwa die Lärmempfindlichkeit die Belästigung beeinflusst als dass umgekehrt die Belästigung die Lärmempfindlichkeit beeinflusst. (Zu weiteren Pfadmodellen s. Yano et al 1998 sowie Sato 1994.) Es sei aber angemerkt, dass Daten aus Querschnittsuntersuchungen im Feld wenig geeignet sind, zur Klärung von Kausalbeziehungen beizutragen; dafür bieten Längsschnittsuntersuchungen oder experimentelle Untersuchungsansätze bessere Voraussetzungen.



### 3 Belästigungswirkung von Straßenverkehrslärm

Dirk Schreckenbergr & Ute Felscher-Suhr

#### 3.1 Belastung der Bevölkerung durch Straßenverkehrslärm

Daten über die Lärmbelastung der Bevölkerung im europäischen Vergleich sind aufgrund der unterschiedlichen Mess-, Ermittlungs- und Bewertungsverfahren oft schwer vergleichbar. Schätzungen zufolge sind rund 20 % der Bevölkerung in der Europäischen Union (annähernd 80 Millionen Menschen) Lärmpegeln ausgesetzt, die von Wissenschaftlern und Medizinern als untragbar angesehen werden. Weitere 170 Millionen Bürger leben in sogenannten "grauen Zonen", in denen die Lärmbelastung tagsüber zu starken Belästigungen führt (Grünbuch der Europäischen Union zur künftigen Lärmschutzpolitik 1996).

Betrachtet man der Einfachheit halber nur die Datenlage in Deutschland, ist Straßenverkehr die dominierende Geräuschquelle. Mit Schallpegeln von über 65 dB(A) sind tags 15,6 % der Bevölkerung (der alten Länder) und mit Pegeln über 55 dB(A) knapp die Hälfte der Bevölkerung belastet. Auch nachts ist die Geräuschbelastung an vielen Stellen hoch. So sind etwa 17 % der Bevölkerung Pegeln über 55 dB(A) und 31 % Pegeln über 50 dB(A) ausgesetzt (Daten: Umweltbundesamt 2003).

Tabelle 3.1-1: Geräuschbelastung der deutschen Bevölkerung durch Straßen- und Schienenverkehrslärm. Quelle: Umweltbundesamt 2003, „Umweltdaten Deutschland 2002“

Geräuschbelastung der Bevölkerung				
Mittelungspegel (L)	Anteile der Bevölkerung in %, belastet durch			
	Straßenverkehr		Schienenverkehr	
	1999		1997	
dB(A)	tags	nachts	tags	nachts
45 < L ≤ 50	16,4	17,6	12,4	15,5
50 < L ≤ 55	15,8	14,3	14,9	10,8
55 < L ≤ 60	18,0	9,3	10,4	6,2
60 < L ≤ 65	15,3	4,2	6,2	2,7
65 < L ≤ 70	9,0	2,9	2,3	0,9
70 < L ≤ 75	5,1	0,2	0,7	0,4
L > 75	1,5	0,0	0,1	0,1

Die Entwicklung der letzten Jahre hat gezeigt, dass trotz technischer Fortschritte und herabgesetzter Lärmgrenzwerte für einzelne Fahrzeugtypen das Lärmaufkommen gestiegen ist. So ist in Deutschland allein aufgrund gesteigener Durchschnittsgeschwindigkeiten und Verkehrsbewegungen insgesamt der Lärmpegel zwischen 1975 und 1992 auf Landstraßen und Autobahnen um 2,5 dB gestiegen (Ullrich 1994). Für den innerstädtischen Verkehr ist dieser Zuwachs mit 2 bis 4 dB in den Jahren 1975 – 2000 sogar noch höher (Steven 2001). Tabelle 3.1-2 zeigt die Entwicklung der Verkehrskennzahlen von 1991-2000. Es zeigt sich eine stetige Zunahme des Kraftfahrzeugbestands, des Kraftstoffverbrauchs und der erbrachten Fahrleistungen. Hier ist besonders der sprunghafte Anstieg der LKW-Fahrleistung mit 55% im betrachteten Zeitraum als problematisch zu nennen, da mit ihm nicht nur höhere Emissionen einhergehen, sondern der Lärm durch LKW auch zu mehr Belästigung in der Bevölkerung führt (vgl. Abschn. 3.5).

Tabelle 3.1-2: Kennzahlen des Straßenverkehrs in Deutschland. Quelle: Umweltbundesamt 2003, „Umweltdaten Deutschland 2002“

Kennzahlen des Straßenverkehrs							
Straßenpersonenverkehr		1991	1993	1995	1997	1999	2000
Bestand PKW und Motorräder	Mio.	40,5	42,8	44,3	45,8	47,2	48,0
Fahrleistung	Mrd.km	542,7	555,5	535,4	539,2	550,8	539,8
Bestand Busse	Tsd.	90	89	86	84	85	86
Fahrleistung	Mrd.km	3,9	3,8	3,7	3,7	3,7	3,7
Kraftstoffverbrauch (Personenverkehr)	Mio. l	47407	49337	48151	48143	48317	46403
Straßengüterverkehr							
Bestand LKW	Mio.	1,8	2,1	2,3	2,5	2,6	2,7
Fahrleistung	Mrd.km	60,5	64,3	75,2	78,7	89,2	93,7
Kraftstoffverbrauch (Güterverkehr)	Mio.l	15927	17864	19057	19450	22676	23137

### 3.2 Ausmaß der subjektiven Beeinträchtigung der Bevölkerung von Straßenverkehrslärm

Über die Hälfte der Bevölkerung fühlt sich durch Straßenverkehrslärm gestört bzw. belästigt. So geben etwa in der repräsentativen bundesweiten Befragung von Kuckartz und Grunenberg (2002) im Auftrag des Umweltbundesamtes 65% der Befragten an, sich durch Straßenlärm belästigt zu fühlen (37% durch Fluglärm, 23% durch Schienenlärm)<sup>6</sup>. Der Straßenlärm zählt damit zu der am häufigsten genannten Lärmquelle, noch vor Fluglärm und – wie im Abschn. 2.1 dargestellt – dem Schienenverkehrslärm.

Die Dominanz des Straßenverkehrslärms hinsichtlich seiner Lästigkeit vor allen anderen Verkehrslärmarten sowie weiteren Lärmquellen (Industrie, Freizeit, Nachbarschaft) zeigt sich auch bei Betrachtung der Entwicklung der Lärmbelastigung in der Bundesrepublik in den letzten 10 Jahren (s. Abbildung 3.2-1). Auch wenn insgesamt ein Rückgang in der Lärmbelastigung von 1991 bis 2002 festzustellen ist, so bleibt der Straßenverkehrslärm die lästigste Lärmquelle. Der tendenzielle Rückgang bezieht sich nach Ortscheid (1996) in erster Linie auf eine Abnahme des Anteils an „sehr“ Belästigten, wohin gegen eine Zunahme an mittlerer Belästigung zu verzeichnen ist.

<sup>6</sup> Erhoben mittels der 5-stufigen ICBEN-Antwortskala (von „1= überhaupt nicht gestört und belästigt“ bis „5=äußerst gestört und belästigt“); dargestellt ist die prozentuale Häufigkeit derjenigen, die eine der Kategorien oberhalb von „1= überhaupt nicht gestört und belästigt“ angegeben haben.

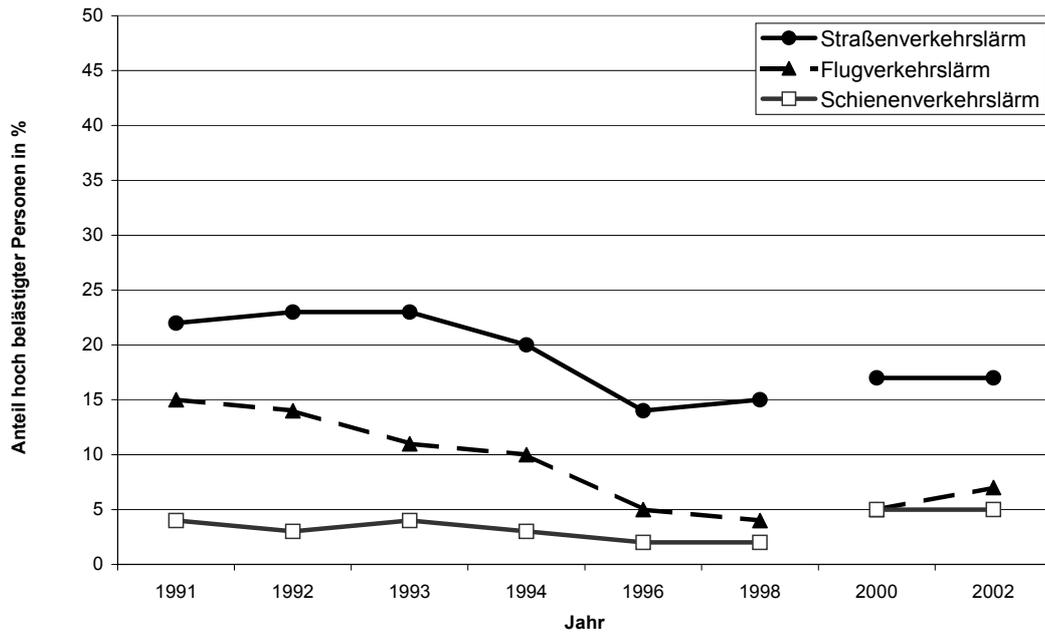


Abbildung 3.2-1: Belästigung durch Verkehrslärm in der Bundesrepublik Deutschland 1992 – 2002 (Datenquelle: Umweltbundesamt)

*Hinweis:* Bis 1998 wurde eine 3-stufige Antwortskala ("stark", "nicht so stark", "gar nicht") verwendet. Seit 2000 wird in Anlehnung an internationale Standards die Frageformulierung sowie die psychometrisch geprüfte 5-stufige Antwortskala nach den Vereinbarungen des Team #6 der ICMBEN verwendet (vgl. Felscher-Suhr et al. 2000; Fields et al. 1998, 2001).

In einer neuen bundesweiten Repräsentativumfrage (n=1770 Personen) des Allensbacher Instituts für Demoskopie (IfD) in 2002 (Institut für Demoskopie Allensbach 2002), wird mit einer Nennung von 68% (gegenüber 63% in 1960) der Straßenverkehr als Hauptlärmquelle in Wohnnähe angegeben. Ein Vergleich mit Allensbacher Umfragedaten aus 1960 ergab einen Rückgang in der Lärmbelastigung im Wohnbereich (s. Tabelle 3.2-1).

Tabelle 3.2-1: Lärmbelastigung im Wohnbereich – Ergebnisse von Umfragen des Instituts für Demoskopie Allensbach (IfD) in den Jahren 1960 und 2002 (Datenquelle: Allensbacher Archiv, IfD-Umfragen 1039 und 7025, zit. nach Institut für Demoskopie Allensbach 2002) Angegeben sind die Prozentangaben der Nennungen. Angaben gelten für Befragte aus West-Deutschland.

Frage: „Wohnen Sie ruhig, oder ist es manchmal im Haus oder draußen sehr laut?“		
	1960	2002
„Wohne ruhig“	65%	72%
„Manchmal laut“	27%	24%
„Oft/immer laut“	8%	4%

Ortscheid (2003) verweist darauf, dass dieses Ergebnis im Gegensatz zu Umfrageergebnissen von Emnid und Infratest zur Lärmbelastigung steht, welche im Anteil der durch Lärm Gestörten in Deutschland einen Zuwachs um 16% von 1960 (44%) bis 1988 (60%) aufweisen. Auch die seit 1984 im Auftrag des Umweltbundesamtes alle zwei Jahre erhobenen Lärmbelastigungsdaten würden insgesamt keinen Rücklauf im Anteil Lärmbelästigter zeigen. Dies gilt auch, wenn man die jeweilige Jahreszeit zum Befragungszeitpunkt (bis 1994 im Sommer, 1996 bis 2002 im Winter), die z.B. aufgrund unterschiedlicher Fensterstellungen die Lärmbelastigung stark beeinflusst, mit berücksichtigt.

Einen möglichen Grund für das abweichende Ergebnis der Allensbacher Studie sieht Ortscheid in der Frageformulierung (Ortscheid 2003). In der Tat ist die vom Institut für Demoskopie gewählte Form der Lärmbelastigungsabfrage mehrdeutig und lässt dem Befragten viel Interpretationsspielraum. So finden in der Frage Vermischungen verschiedener Inhalts-Konzepte wie „Ruhigkeit“ und „Lautheit“ sowie unterschiedlicher akustischer und in ihrer Lästigkeit sehr verschiedener Situationen („im Haus“, „draußen“) statt. Weiterhin wird ein Mix aus Intensitäts- und Häufigkeitsabfrage der Lautheit („manchmal..laut“, „sehr laut“) durchgeführt; die Antwortkategorie „wohne ruhig“ kann als Häufigkeitsaussage (= seltener als „manchmal laut“) oder als Intensitätsaussage (= weniger als „sehr laut“) verstanden werden. Generell gilt, dass „oder“-Fragen problematisch sein können, da es nicht immer eindeutig ist, ob eine befragte Person sich bei ihrer Antwort auf den Fragenteil vor oder nach dem „oder“ bezieht.

Mit Ortscheid (2003) kann geschlussfolgert werden, dass die Einhaltung internationaler Standards bei der Erfassung der Lärmbelastigung wie der Vereinbarung des Teams 6 der International Commission for the Biological Effects of Noise (ICBEN) (vgl. Fields et al. 2001) eine Möglichkeit wäre, beim Vergleich von Befragungsergebnissen Interpretationsprobleme, die durch die Verwendung ungleicher Frageformulierungen unterschiedlicher Messgüte entstehen, zu vermindern.

### **3.3 Straßenverkehrslärm-Wirkungen**

Wirkungen, die durch den Straßenverkehrslärm (wie auch durch andere Lärmquellen) entstehen können, lassen sich grob in drei Hauptkategorien aufteilen: (1) physiologische, (2) psychische und (3) sozio-ökonomische Effekte (vgl. auch Abschnitte 1.3 bis 1.5). Über Forschungsergebnisse zur zweiten Wirkungskategorie wird in diesem Abschnitt berichtet, zu physiologischen Reaktionen auf Straßenverkehrslärm siehe Kapitel 6.

Psychische Wirkungen von Straßenverkehrslärm beziehen sich zum einen auf die berichtete Belästigung und Gestörtheit durch Lärm, auf die Störung einzelner Aktivitäten (Störung der Kommunikation, Ruhe, Konzentration, des Schlafes) im Innen- und Außenbereich der Wohnung der Betroffenen sowie auf weitergehende Maßnahmen und Aktivitäten, die von den Betroffenen zum Schutz vor dem Lärm ergriffen werden (u.a. Maßnahmen bei konkreten Lärmstörungen wie Fenster schließen oder politische Aktivitäten wie Mitgliedschaft in Bürgerinitiativen bis hin zum Umzug wegen des Lärms). Diese Variablen sind in den Abschnitten 1.3 und 2.2 ausführlicher beschrieben worden.

### **3.4 Beziehungen zwischen der Belastung durch Straßenverkehrsgeräusche und den Belästigungs- und Gestörtheitsreaktionen**

Die Beeinträchtigung (Belästigung, Gestörtheit) durch Straßenverkehrslärm steigt mit zunehmender Geräuschbelastung. Exemplarisch zeigen dies die in den nachfolgenden Abbildungen aufgeführten Daten aus der Untersuchung von Griefahn et al (1999). In den Abbildungen 3.4-1 bis 3.4-3 sind die mittleren Reaktionen auf Straßenverkehrslärm in Abhängigkeit von Immissionsmittelungspegelklassen außen (lauteste Fassade) für Tag und Nacht dargestellt.

*Zu den Aktivitätenstörungen am Tage:*

Erwartungsgemäß sind die am Tage auftretenden Aktivitätenstörungen im Außenraum höher als die Innenraumstörungen (s. Abbildung 3.4-1). Dabei ist das Ausmaß der Gestörtheit tagsüber bei geöffnetem Fenster ähnlich dem Ausmaß der Außenstörungen. Die berichtete Gestörtheit tagsüber bei geschlossenem Fenster korrespondiert im Verlauf und Ausmaß mit den auf den Innenraum bezogenen Aktivitätenstörungen. Wie auch die Befunde zum Schienenlärm aus der gleichen Studie zeigen (vgl. Abschn. 2.3), orientiert sich die allgemeine Belästigungsreaktion auf Straßenverkehrslärm im Verlauf und Reaktionsniveau an den auf den Außenbereich bezogenen Aktivitätenstörungen (s. Abbildung 3.4-1). Somit scheint auch für den Straßenverkehr zu

gelten, dass in das Belästigungsurteil der betroffenen Anwohner die im Außenraum gewonnenen Lärmerfahrungen stärker einfließen, als erlebte Störungen in den Wohnräumen.

Dagegen liegt das Ausmaß der berichteten „Gestörtheit tagsüber insgesamt“ zwischen den Innen- und Außenbereichstörungen, wobei der Verlauf der Gestörtheit tagsüber eher dem der Störungen im Innenraum ähnlich ist. Bezogen auf das Reaktionsniveau der Gestörtheitsurteile scheinen die Befragten sich weniger an den Außenstörungen zu orientieren, als vielmehr eine Mittelung ihrer Lärmerfahrungen vorzunehmen.

Aus der Abbildung wird weiterhin deutlich, dass mit zunehmendem Pegel eine straßenlärmbedingte Einschränkung der Nutzung des Außenbereichs (Balkon, Terasse, Garten) berichtet wird. Hierbei handelt es sich um spontane Angaben zu einer offenen Frage nach potenziellen Hindernissen der Außenbereichsnutzung zu einem Zeitpunkt im Interview, zu dem Lärm noch nicht thematisiert wurde.

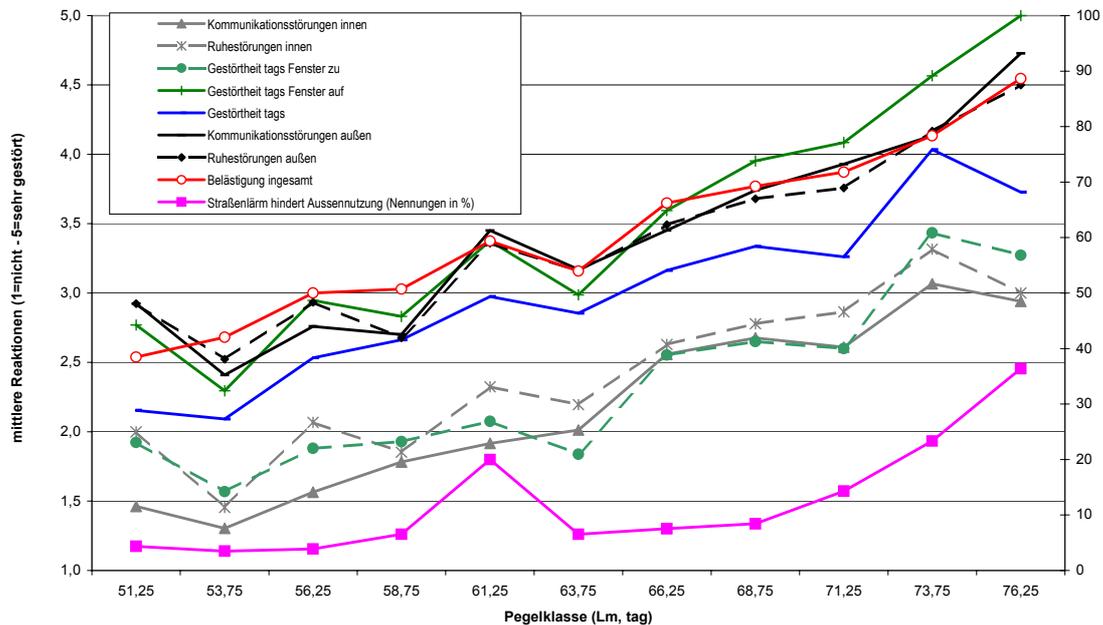


Abbildung 3.4-1: Aktivitätenstörungen innen und außen durch Straßenverkehrslärm, Gestörtheit tags insgesamt bzw. bei offenem vs. geschlossenem Fenster, Häufigkeit der Nennung von Straßenlärm als Hindernis für Außennutzung (Datenquelle: Griefahn et al 1999)

*Zu den Aktivitätenstörungen nachts:*

Die berichtete Gestörtheit nachts (insgesamt) liegt im Ausmaß zwischen der nächtlichen Gestörtheit bei geöffnetem und geschlossenem Fenster, im Reaktionsniveau nahe den berichteten Schlafstörungen (s. Abbildung 3.4-2).

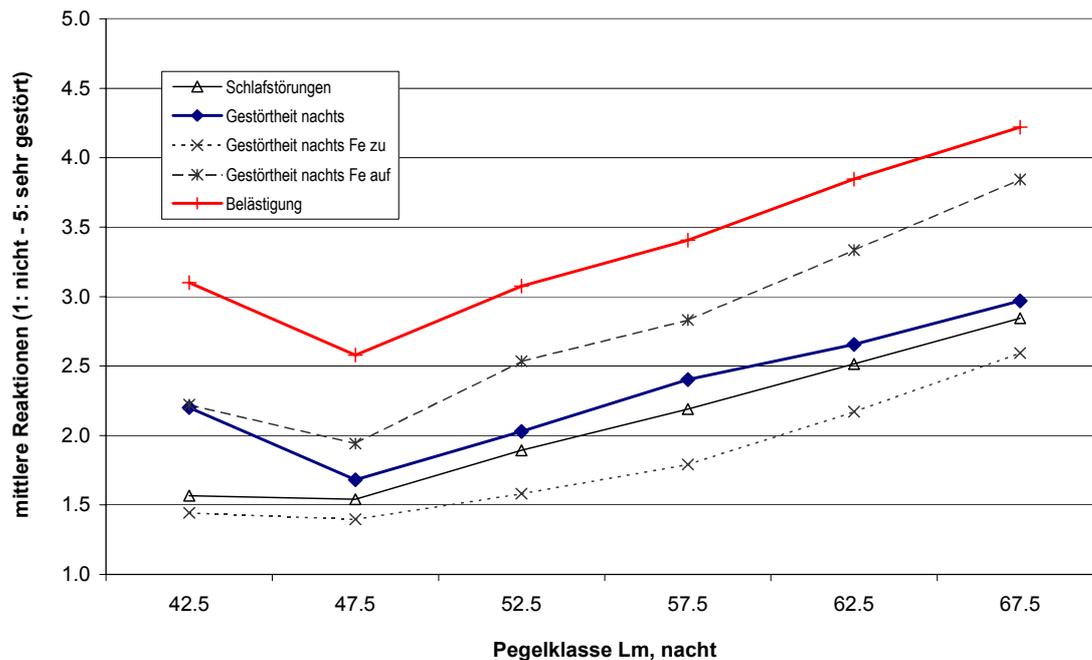


Abbildung 3.4-2: Schlafstörungen, Gestörtheit nachts und Belästigung insgesamt durch Straßenverkehrslärm (Datenquelle: Griefahn et al 1999)

Auch aus den Ergebnissen zur nächtlichen Gestörtheit lässt sich ableiten, dass bei der Beurteilung der Gestörtheit die Betroffenen – anders als beim tageszeitübergreifendem Belästigungsurteil – eine Art Mittelung ihrer Lärmerfahrungen vornehmen.

#### *Beeinträchtigungsangaben ohne Tageszeitbezug:*

Zu den Belästigungs- bzw. Gestörtheitsurteilen ohne konkreten Tageszeitbezug bzw. auf 24h bezogen zählen die quellspezifische Gesamtblästigung, die Gestörtheit tag und nacht insgesamt (Lärm-, „Thermometer“) sowie die vegetativen Störungen. Die Gesamtgestörtheit wurde bei Griefahn et al. (1999) mittels einer 11-stufigen „Thermometer“-Skala erfasst, während alle übrigen Störungsurteile auf einer 5-stufigen Skala erhoben wurden. Berücksichtigt man die unterschiedlichen Skalenformate, so zeigt sich bei linearer Transformation der Gestörtheitsskala ein ähnliches Reaktionsniveau und ein ähnlicher Verlauf der Gesamtblästigung und –gestörtheit (vgl. Abbildung 3.4-3). Auch hierbei liegt die Gesamtblästigung ein wenig höher als die Gestörtheit. Die vegetativen Störungen liegen im Reaktionsniveau im unteren Skalenbereich und ähneln in Höhe und Verlauf den berichteten Schlafstörungen.

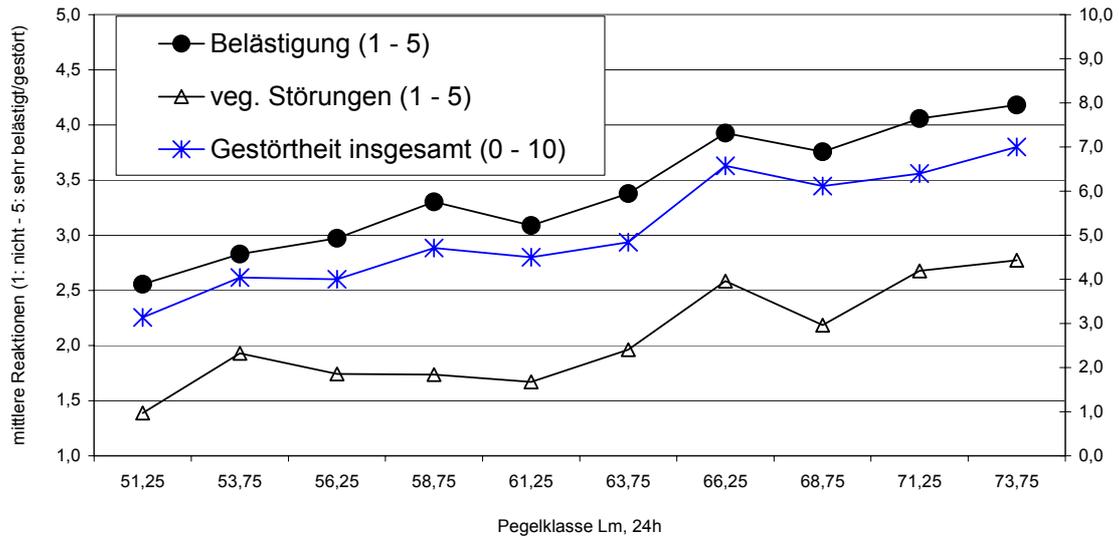


Abbildung 3.4-3: Reaktionen auf Straßenverkehrslärm ohne Tageszeitbezug bzw. auf 24h bezogen (Datenquelle: Griefahn et al 1999)

### Korrelationen

Betrachtet man die individuellen Belastungen und Reaktionen, so ist die Enge der Beziehungen zwischen den von Befragten berichteten Beeinträchtigungen und der physikalischen Straßenverkehrslärmbelastung im Allgemeinen gering. Höchstens etwa 33% der Reaktionsvarianz wird durch die Schallbelastung erklärt (vgl. Abschn. 1.3.2.2). Auf einer aggregierten Datenebene – durchschnittliches Ausmaß an Beeinträchtigung pro Pegelstufe (Griefahn et al. 1999) bzw. pro Gebietsmittlungspegel (IF-Studie 1983) – sind die Beziehungen deutlich enger. In der nachfolgenden Tabelle sind Korrelationswerte auf individueller Ebene aus zwei Vergleichsstudien zur Wirkung von Schienen- und Straßenverkehrslärm für unterschiedliche Belästigungs- bzw. Gestörtheitsreaktionen dargestellt:

Tabelle 3.4-1: Produkt-Moment-Korrelationen zwischen Lm und Reaktionen

N: Anzahl der Befragten; k: Anzahl von Pegelklassen à 2,5 dB(A); m: Anzahl der Untersuchungsgebiete; cs: zusammenfassender Index (mit nachgestellter Itemanzahl)

Lm, tag	Griefahn et al (1999)				IF-Studie (1983)			
	Straße		Schiene		Straße		Schiene	
	indiv.	aggr.	indiv.	aggr.	indiv.	aggr.	indiv.	aggr.
<b>Tag-Reaktionen</b>	622 < N ≤ 629	k=11	N=605	k=9	N=997	m=13	N=1002	m=13
Gestörtheit tags	0,34	0,96	0,33	0,98	0,50	0,89	0,37	0,83
Gestörtheit tags, Fenster zu	0,37	0,90	0,34	0,98				
Gestörtheit tags, Fenster auf	0,42	0,94	0,39	0,99				
Erträglichkeit, tags (0/1)	-0,26	-0,90	-0,18	-0,75	-0,33	-0,85	-0,13	-0,61
Kommunik., Innenraum (cs3)	0,41	0,97	0,41	0,97	0,43	0,80	0,45	0,84
Erholung, Innenraum (cs2)	0,35	0,92	0,30	0,96	0,43	0,86	0,29	0,73
Unterhaltung draußen	0,36	0,93	0,40	0,98				
Erholung draußen	0,30	0,93	0,35	0,97				
Unterhaltung und Erholung im Außenraum	0,34	0,93			0,45	0,81	0,46	0,90
Tagstörungen gesamt (cs8)	0,41	0,97	0,40	0,98	0,52	0,87	0,46	0,88
Lm, nacht								
<b>Nacht-Reaktionen</b>	620 < N ≤ 629	k=10	N=605	k=7	N=997	m=13	N=1002	m=13
Gestörtheit nachts	0,29	0,86	0,19	0,88	0,45	0,86	0,29	0,70
Gestörtheit nachts, Fenster zu	0,31	0,93	0,27	0,90				
Gestörtheit nachts, Fenster auf	0,33	0,93	0,27	0,90				
Erträglichkeit, nachts (0/1)	-0,15	-0,64	-0,17	-0,74	-0,29	-0,67	-0,14	-0,48
Schlafstörung (cs3)	0,28	0,92	0,18	0,74	0,37	0,85	0,21	0,63
Nachstörungen gesamt (cs4)	0,30	0,92	0,20	0,81	0,44	0,86	0,28	0,68
Lm, 24h								
<b>Reaktionen für tags und nachts bzw. ohne tageszeitlichen Bezug</b>	N= 628	k=10	N=605	k=9	N=997	m=13	N=1002	m=13
Belästigung	0,34	0,97	0,31	0,97	0,55	0,90	0,40	0,81
Gesamtstörung, im Haus, 24h; "Thermometer"(0-10)	0,36	0,96	0,37	0,97	0,33	0,87		
vegetative Störungen (cs3)	0,30	0,88	0,26	0,89	0,36	0,87		

Die Tabelle zeigt, dass mit Korrelationswerten im Durchschnitt um  $r \approx 0,30$  die individuellen Korrelationen geringer sind als auf aggregiertem Datenniveau ( $r \approx 0,90$  in der Griefahn et al.-Studie;  $0,80 < r \leq 0,90$  in der IF-Studie).

Weiterhin zeigt der Vergleich zwischen den Lärmquellen Schiene und Straße, dass die individuellen Korrelationen beim Straßenverkehr höher sind als beim Schienenverkehr. Die niedrigsten Korrelationen finden sich bei den Nachtstörungen, die höchsten Korrelationen bei den Tagstörungen.

Die im Vergleich zu den auf den Tag bezogenen Belastungen und Reaktionen niedrigeren Korrelationen zwischen dem nächtlichen Außenmittelungspegel und den Nachtstörungen finden sich auch in vielen anderen Studien. Dabei zeigt sich auch, dass die *berichteten* Nachtstörungen mit dem Tagespegel tendenziell etwas höher korrelieren als mit dem Nachtpegel (u.a. IF-Studie 1983; Griefahn et al. 1999; Höger et al. 2002). Dies ist plausibel, wenn man bedenkt, dass die Angaben zur nächtlichen Beeinträchtigung durch Lärm in Interviews am Tage erhoben wurden. Zumindest für den Straßenverkehr belegen dies auch neuere Daten von Liepert et al. (2003), wenn die Unterschiede auch sehr gering sind.

#### *Weitere Variablen und ihre Beziehungen zur Schallbelastung durch Straßenlärm*

Nimmt die Belastung durch Straßenverkehrslärm ein Ausmaß an, das zu Störungen und Belästigung führt, werden Betroffene bemüht sein, etwas dagegen zu unternehmen. Dies umso mehr, je höher die Belastung ist. Somit stellen Bemühungen zur Bewältigung des Lärms Reaktionen auf Lärm im weiteren Sinne dar. Dabei können Maßnahmen, die sich direkt auf die jeweilige Lärmquelle beziehen (z.B. Fenster während der Störungsdauer schließen), von quellen-spezifischen Maßnahmen unterschieden werden. Abbildung 3.4-4 zeigt die Produkt-

Moment-Korrelationen zwischen quellspezifischen Maßnahmen gegen Straßenverkehrslärm und dem auf 24h bezogenen Außenmittelungspegel aus der Untersuchung von Griefahn et al (1999).

Insgesamt beträgt die Korrelation zwischen der Anzahl, mit der Maßnahmen gegen Straßenverkehrslärm getroffen werden, und dem Außenmittelungspegel  $r=0,48$  ("Maßnahmen": Zusammenfassender Summenscore aus den Angaben zu den Einzelmaßnahmen: Anzahl der Maßnahmen, die die Befragten „gelegentlich“ oder öfter ergreifen). Auf der Ebene der einzelnen Maßnahmen bestehen die engsten Beziehungen zwischen dem Schließen von Fenstern und der Schallbelastung. Das Schließen der Fenster (während der Störungsdauer, tagsüber) stellt gleichzeitig die am häufigsten durchgeführte Maßnahme gegen Straßenverkehrslärm dar (s. Abbildung 3.4-5). Wie im nachfolgenden Abschnitt noch gezeigt wird, führt dies nicht zwangsläufig auch immer zu einer Reduktion der Gestörtheit im Inneren der Wohnung.

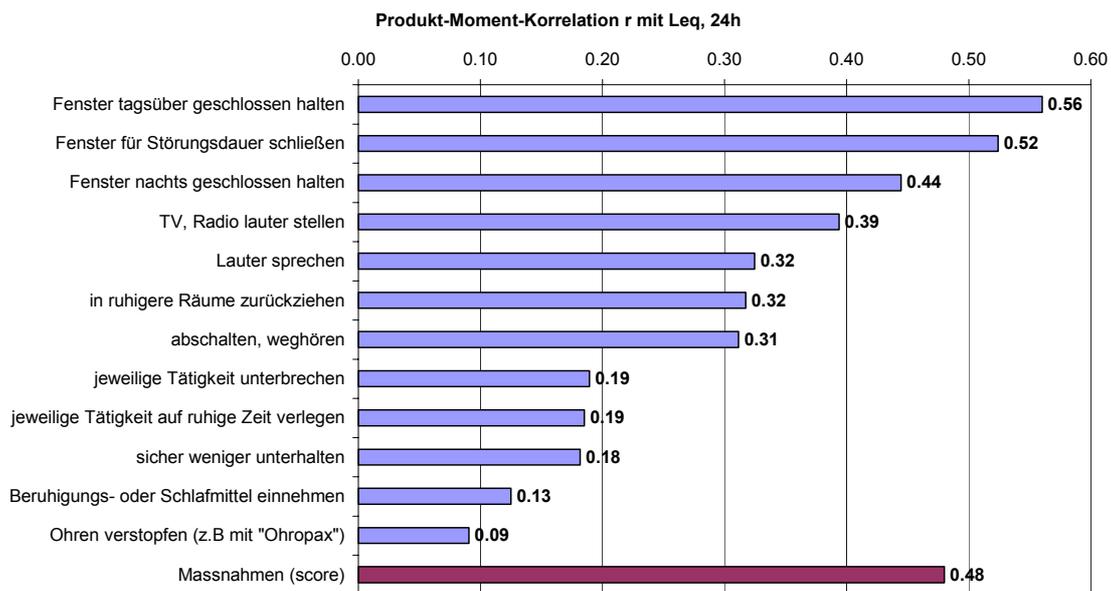


Abbildung 3.4-4: Produkt-Moment-Korrelation zwischen der Häufigkeit von Maßnahmen gegen Straßenverkehrslärm und der Straßenverkehrsgeräuschbelastung (Außenmittelungspegel  $L_{eq, 24h}$ ) - Datenquelle: Griefahn et al. 1999

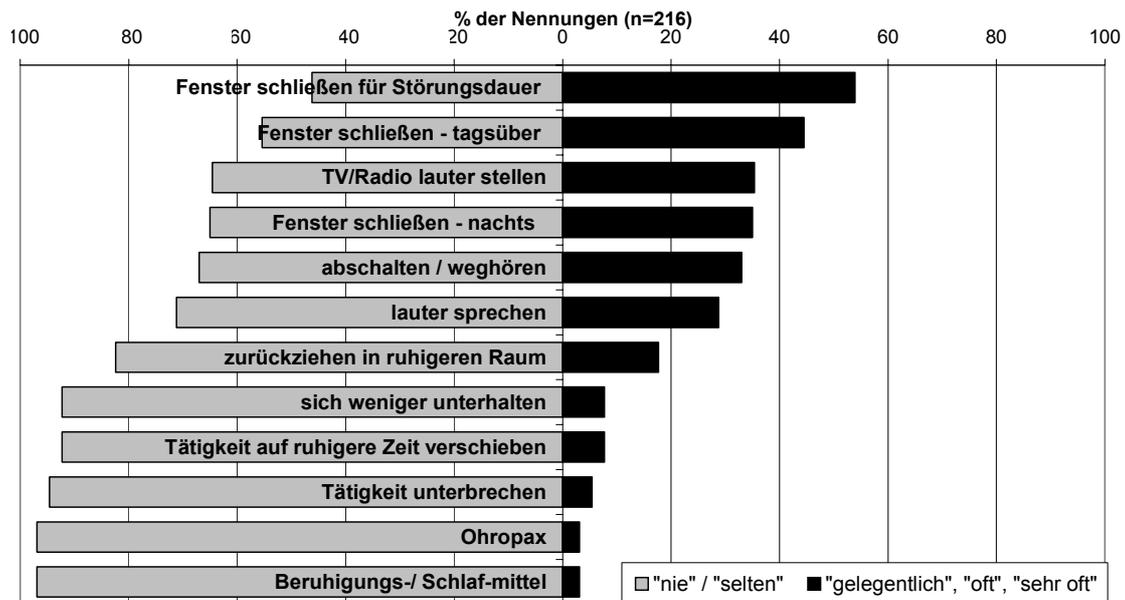


Abbildung 3.4-5: Häufigkeit von Maßnahmen gegen Straßenverkehrslärm in Prozent (Datenquelle: Griefahn et al 1999)

Nach dem Schließen der Fenster sind es Maßnahmen, die Anstrengungen zur Überwindung des Straßenverkehrslärms (z.B. TV/Radio lauter stellen, lauter sprechen) darstellen, die eine engere Beziehung zur Schallbelastung aufweisen und häufig genannt werden. Maßnahmen, mit denen ein Rückzug vor dem Lärm, eine Unterbrechung/Verschiebung von Tätigkeiten und schließlich die Verwendung von Hilfsmitteln (Ohropax, Beruhigung-/Schlafmittel) beinhalten, weisen geringere Zusammenhänge mit der Schallbelastung auf, werden in der Häufigkeit kaum und vermutlich nur bei hohen Schallbelastungen vorgenommen. Lärmempfindlichere Menschen scheinen dabei am ehesten dazu zu neigen, sich im Falle einer Störung vor dem Lärm zurückzuziehen. Die Daten der Griefahn-Studie zeigen: Je höher die Lärmempfindlichkeit ist, umso häufiger werden Tätigkeiten unterbrochen, sich weniger unterhalten oder das Fenster für die Dauer der Störung geschlossen (s. Tabelle 3.4-2).

Tabelle 3.4-2: Produkt-Moment-Korrelationen zwischen der Häufigkeit von Maßnahmen gegen Straßenverkehrslärm und der Lärmempfindlichkeit (Datenquelle: Griefahn et al 1999)  
 r= Produkt-Moment-Korrelation; p=Irrtumswahrscheinlichkeit; n= Stichprobengröße

Maßnahmen	r	p	N
Tätigkeit unterbrechen	0.19	<0.000	458
sich weniger unterhalten	0.15	0.001	458
Fenster schließen für Störungsdauer	0.15	0.001	457
lauter sprechen	0.14	0.003	458
Fenster schließen – nachts	0.14	0.002	459
zurückziehen in ruhigeren Raum	0.14	0.003	457
Tätigkeit auf ruhigere Zeiten verschieben	0.13	0.004	458
Fenster schließen - tagsüber	0.13	0.004	458
TV/Radio lauter	0.12	0.012	459
Ohropax	0.11	0.014	459
Beruhigungs-/Schlafmittel	0.09	0.066	458
abschalten/weghören	0.06	0.208	457

### *Störungen je nach Fensterstellung*

Wenn Menschen nach ihrer Gestörtheit durch Straßenverkehrslärm je nach geöffneter bzw. geschlossener Fensterstellung oder getrennt nach Störungen im Innen- und Außenraum gefragt werden, so berichten sie – wie oben gezeigt wurde – plausibel höhere Gestörtheitswerte für den Außenbereich und geöffnete Fenster.

Schreckenberget al. (1999) konnten allerdings anhand von Daten einer landesweiten repräsentativen Befragung in Baden-Württemberg in 1999 zeigen, dass die Tendenz, tagsüber im Sommer wegen des Lärms die Fenster zu schließen, positiv mit Belästigungs- und Gestörtheitsvariablen korreliert. Dieser Befund ergab sich nur für die Lärmquelle Straßenverkehr. Das heißt, die Befragten, die angaben, wegen des Straßenverkehrslärms häufiger das Fenster zu schließen, waren auch eher belästigt und gestört. Ähnliche Ergebnisse erbrachte eine ergänzende Analyse von Daten aus Griefahn et al (Schuemer 2000) sowie eine vergleichende Studie zur Lästigkeit von Schienen- und Straßenverkehrslärm im Innenraum (Liepert et al. 2001):

- Anwohner in Wohngebieten mit dominierendem Straßenverkehrslärm halten häufiger ihr Fenster geschlossen als Anwohner in Gebieten mit dominierendem Schienenlärm. (dies bestätigt frühere Befunde, u.a. IF-Studie 1983; Griefahn et al. 1999), s. Abbildung 3.4-6;
- Die überwiegende Fensterstellung korreliert mit Störungen im Innenraum durch Straßenverkehrslärm, dagegen ist ein Zusammenhang mit schienenverkehrslärm-bedingten Störungen nicht feststellbar. Die Richtung der Korrelationswerte beim Straßenverkehrslärm weist darauf hin, dass Personen, die tagsüber / nachts üblicherweise das Fenster geschlossen halten, eine stärkere Belästigung / Gestörtheit aufweisen, bzw. dass Personen, die sich stark lärmbelästigt fühlen, eher – im Sinne einer Lärmbewältigung (Coping) – dazu tendieren, das Fenster zu schließen.
- Entsprechend zeigen die mittleren Kommunikationsstörungen und Ruhestörungen im Innenraum durch Schienenverkehrslärm keine Veränderung in Abhängigkeit der überwiegenden Fensterstellung, wogegen beim Straßenverkehrslärm die durchschnittlichen Kommunikations- und Ruhestörungen im Innenraum bei überwiegend geschlossenem Fenster

höher sind als bei geöffnetem Fenster. Dieser Sachverhalt gilt unabhängig von der Höhe der Schallbelastung (s. Abbildung 3.4-7).

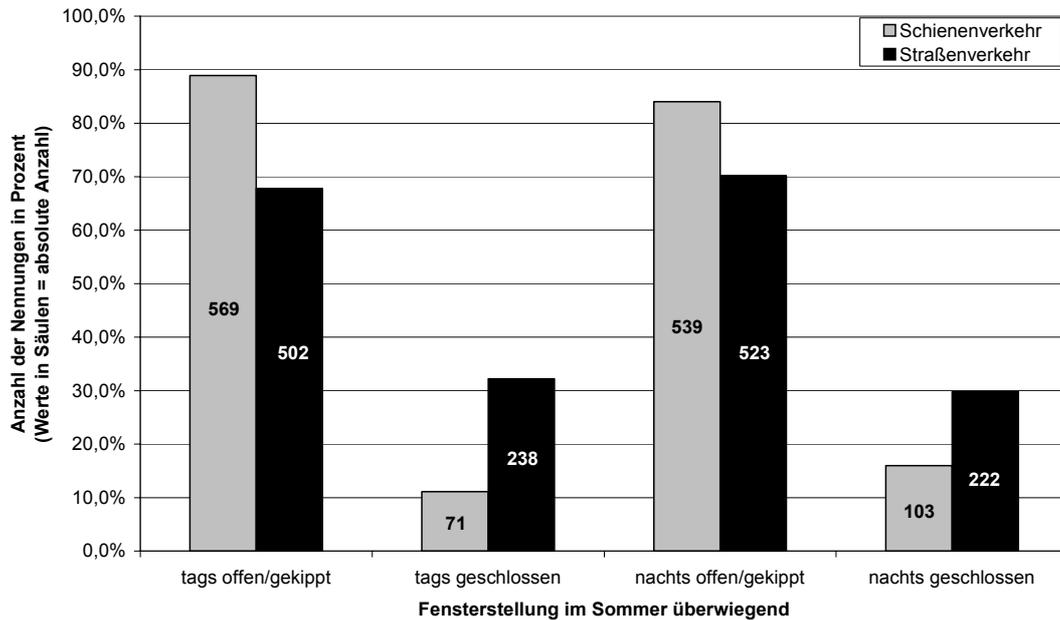


Abbildung 3.4-6: Häufigkeit der Fensterstellung im Sommer bei Anwohnern, die überwiegend durch Straßenverkehrs- bzw. Schienenverkehrslärm betroffen sind (Datenquelle: Liepert et al. 2001, vgl. auch Schreckenberget al. 2001)

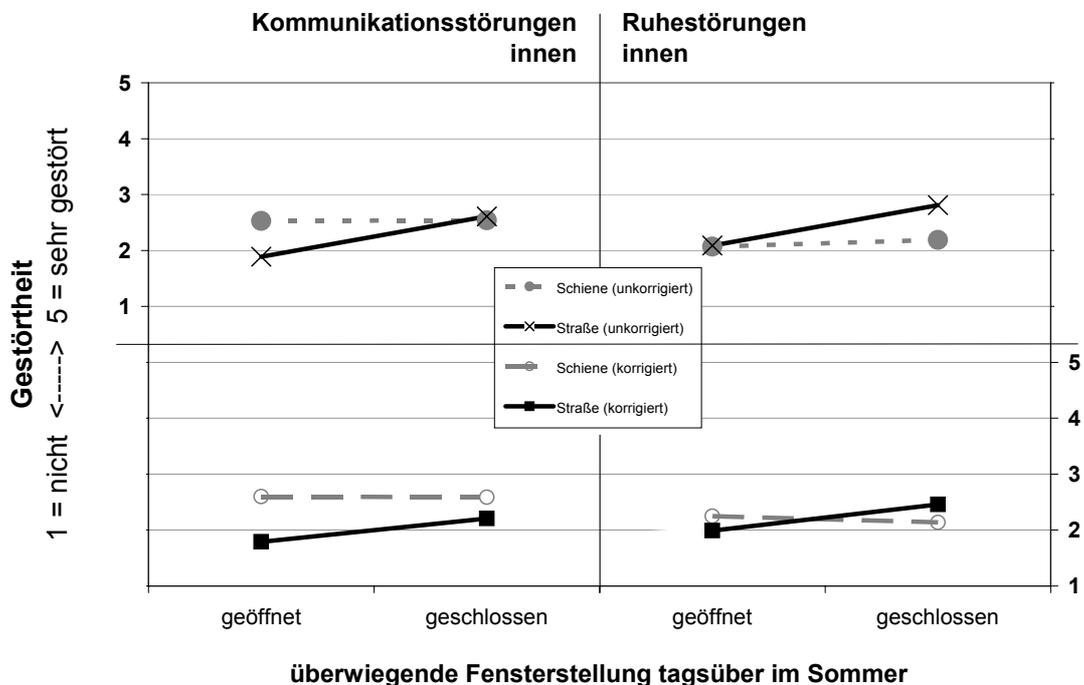


Abbildung 3.4-7: Mittlere Kommunikations- und Ruhestörungen im Innenraum in Abhängigkeit der überwiegenden Fensterstellung im Sommer tagsüber (Datenquelle: Liepert et al. 2001, vgl. auch Schreckenberget al. 2001)

Die obere Hälfte der Abbildung 3.4-7 zeigt die durchschnittlichen Störungen bei geöffnetem und geschlossenem Fenster ohne Berücksichtigung der jeweiligen individuellen Lärmbelastung. Die in der unteren Hälfte der Abbildung angegebenen Störungsmittelwerte sind "adjustierte" Mittelwerte, die in univariaten Analysen nach dem Allgemeinen Linearen Modell mit den Störungsvariablen als jeweils abhängige Variable und den unabhängigen Variablen "Pegel" und "Fensterstellung" berechnet wurden. Diese Mittelwerte sind um den Effekt des jeweiligen Schienen- bzw. Straßenverkehrspegels (Außenmittelungspegel  $L_{eq, tags}$ ) korrigiert.

Die Ergebnisse lassen vermuten, dass das – erzwungene – Fenster schließen wegen des Straßenverkehrslärm trotz der damit verbundenen Reduktion des Innenraumschallpegels selbst als Beeinträchtigung erlebt wird, die wiederum zu höheren Gestörtheitsurteilen führt. Es erscheint plausibel, dass hierbei auch die durch den Straßenverkehr verursachten Abgase eine Rolle spielen, zumal die Zusammenhänge mit der Fensterstellung bei anderen Lärmquellen nicht festzustellen sind. Allerdings ist es aufgrund der starken Konfundierung schwierig, im Rahmen von Felduntersuchungen die Wirkungen von Lärm und Abgasen getrennt voneinander zu identifizieren. Zumindest aber lassen die hier dargestellten Befunde bezweifeln, dass der Einbau von Schallschutzfenstern die Belästigungswirkung von Straßenverkehrslärm wesentlich reduziert. Bei den durch Schienenverkehrslärm betroffenen Anwohnern zeigen sich keinerlei Unterschiede in der Gestörtheit / Belästigung durch Lärm je nach Fensterstellung.

### 3.5 LKW- vs. PKW-Verkehr

Straßenverkehrslärm wurde in seinen Auswirkungen auf den Menschen in den bisherigen Ausführungen ohne Differenzierung nach Fahrzeugtyp behandelt; es gibt aber Hinweise auf Wirk-Unterschiede zwischen verschiedenen Fahrzeugtypen.

So wird der Lärm von LKWs und von Motorrädern häufig belästigender erlebt als der durch PKWs verursachte Straßenverkehrslärm. Abbildung 3.5-1 zeigt die Belästigung durch Motorräder, LKWs und Personenkraftwagen in der zeitlichen Entwicklung zwischen 1977 und 1993 in Deutschland.

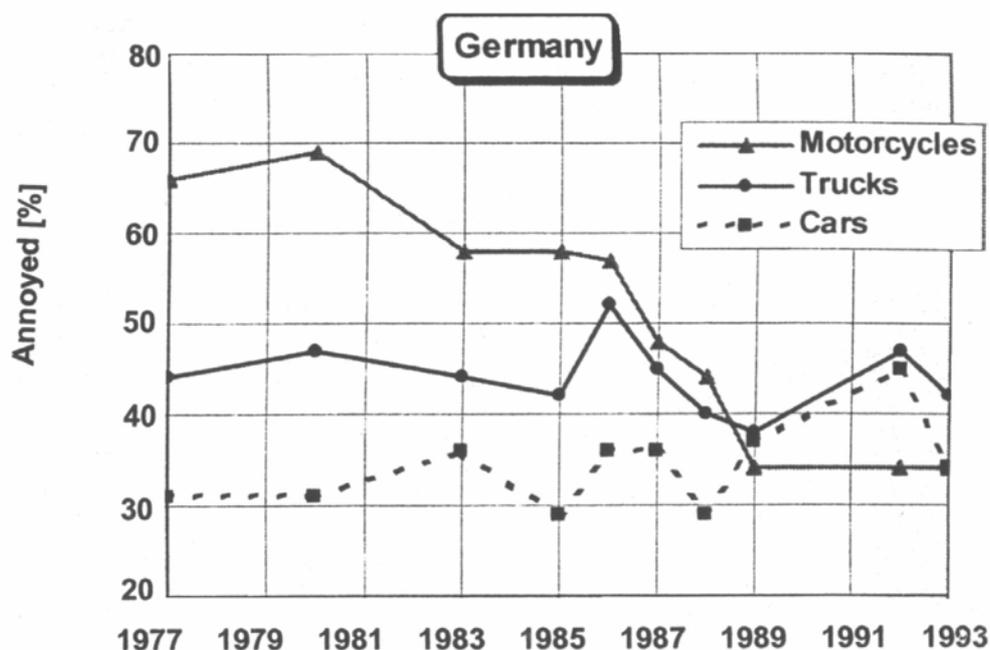


Abbildung 3.5-1: Entwicklung des Anteils der durch Motorräder, LKWs und Personenkraftwagen belästigten Personen im Zeitraum 1977 – 1993. Quelle: Infratest 1993 (zitiert nach WP-NERV 2001).

Aus der Abbildung werden zwei Aspekte deutlich: Zum einen ist der Anteil belästigter Personen - vor allem bezogen auf Motorräder - im betrachteten Zeitraum insgesamt zurückgegangen. Der Trend zum Rückgang (vor allem höher Belästigter) setzt sich auch bis 2002 weitgehend fort (vgl. Abbildung 3.2-1). Zum anderen ist zu erkennen, dass die Belästigung durch LKWs zu allen Zeitpunkten über den Belästigungswerten durch Personenkraftwagen liegt. Dieses Ergebnis wird durch andere Studien teilweise repliziert.

Öhrström, Björkman & Rylander (1980) fanden, dass Lärm durch LKWs und Motorräder, wie er in der häuslichen Umgebung erlebt wird, im Mittel um fast drei Skalenpunkte einer zehnstufigen Skala belästigender eingeschätzt wurde als der Lärm von Straßenbahnen und PKWs, siehe Abbildung 3.5-2.

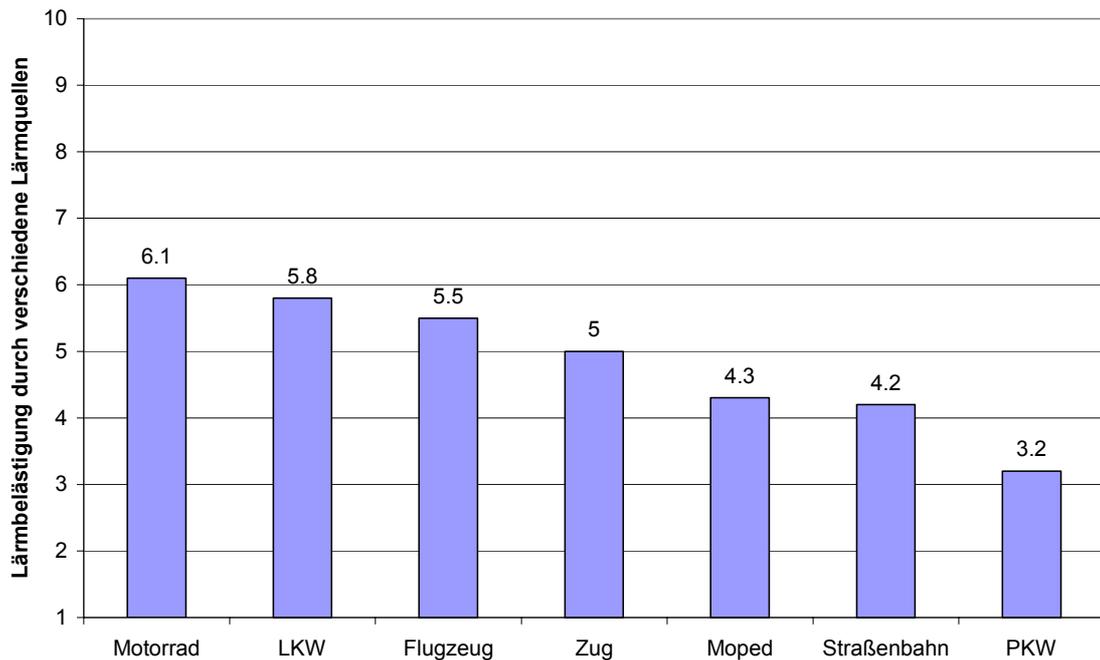


Abbildung 3.5-2: Ausmaß der Lärmbelästigung durch verschiedene Lärmquellen. in der häuslichen Umgebung. Daten aus: Öhrström, Björkman & Rylander, 1980

Wird der Lärm verschiedener Verkehrsmittel jedoch laborexperimentell in einheitlicher Schallintensität dargeboten, zeigt sich ein anderes Bild: In einem weiteren Teil der Studie von Öhrström, Björkman & Rylander (1980) wurden Geräusche verschiedener Lärmverursacher einmal bei 70 und einmal bei 80 db(A) Schallintensität eingespielt, und es wurde ein Lärmbelästigungsurteil eingeholt. Hier wurde der Lärm von LKWs in beiden Bedingungen als weniger belästigend beurteilt als der Lärm von Motorrädern, Zügen und Flugzeugen, wie Tabelle 3.5-1 zeigt.

Tabelle 3.5-1: Beziehung zwischen subjektiver Lärmbelastigung und Maximalpegeln in dB(A); Mittelwerte von 20 Personen pro Lärmquelle. Daten aus: Öhrström, Björkman & Rylander 1980

dB(A)	Lärmquelle	mittlere Lärmbelastigung (Skala: 1 – 10)
70	LKW	3.1
70	Motorrad	3.9
70	Zug	4.8
70	Flugzeug	5.1
80	LKW	4.2
80	Motorrad	5.2
80	Zug	6.4
80	Flugzeug	6.2

Gründe dafür können in der geringen ökologischen Validität des Experiments liegen, denn zum einen treten die dargebotenen Geräusche in natürlicher Umgebung nicht in der gleichen Lautstärke auf, und zum anderen können Zweifel angemeldet werden, inwiefern ein im Labor eingeholtes Urteil tatsächlich Belästigung und nicht eher die wahrgenommene Lautheit reflektiert (Guski & Bosshard 1992).

Grundsätzlich können Unterschiede im Belästigungspotenzial verschiedener Verkehrsmittel eher akustischer Natur sein oder aber in der Beziehung zum Lärmverursacher liegen. Für eine Kombination beider Annahmen sprechen Daten aus einer umfassenden deutschen Studie zum Lärmaufkommen in Städten („Betroffenheit einer Stadt durch Lärm“, BSL, Finke et al 1980). Dort berichten etwa 80% der Befragten, sie können die Geräusche von Autos in der Wohnung hören. Nach der Einschätzung der Lautstärke einzelner Geräuschquellen gefragt, geben 48% an, die Geräusche von LKWs ziemlich oder sehr laut in ihrem Wohngebiet zu hören, bei Motorrädern sind dies 45%. Die subjektive Bewertung der Lautstärke der einzelnen Fahrzeugtypen auf einer fünfstufigen Skala zeigt ebenfalls, dass LKWs (4,2) und Motorräder (4,5) lauter eingeschätzt werden als PKWs (3,9). Diese Fahrzeugtypen sind es auch, die bei den Lärmbetroffenen zu Verärgerung führen: Aus einer Liste von 20 Geräuschen geben 13% der Befragten an, sie würden sich am meisten über Motorräder oder Mopeds ärgern, gefolgt von LKWs, die von 12% der Befragten genannt wurden. Eine wahrnehmungspsychologische Untersuchung hat gezeigt, dass LKWs bereits aufgrund ihrer Größe lauter eingeschätzt werden: Höger & Greifenstein (1988) zeigten in einer laborexperimentellen Studie, dass bei gleichem Pegel größere Fahrzeuge subjektiv als lauter empfunden werden.

In einer frühen Studie von Langdon (1976b) zeigte sich, dass die Belästigung mit verschiedenen akustischen Parametern ebenso gut korrelierte wie mit dem Anteil an LKWs im fließenden Straßenverkehr. Auch Vallet, Maurin, Favre & Pachiaudi (1978) zeigten, dass die Beziehung zwischen der Lärmbelastigung und dem Anteil an LKWs im Straßenverkehr in den Abend- und Nachtstunden enger ist als tagsüber, wie Abbildung 3.5-3 verdeutlicht. Leider liegen für diese Zusammenhänge keine Pegeldata vor, so dass eine Konfundierung von LKW-Anteil mit der Höhe des Gesamtpegels nicht ausgeschlossen werden kann.

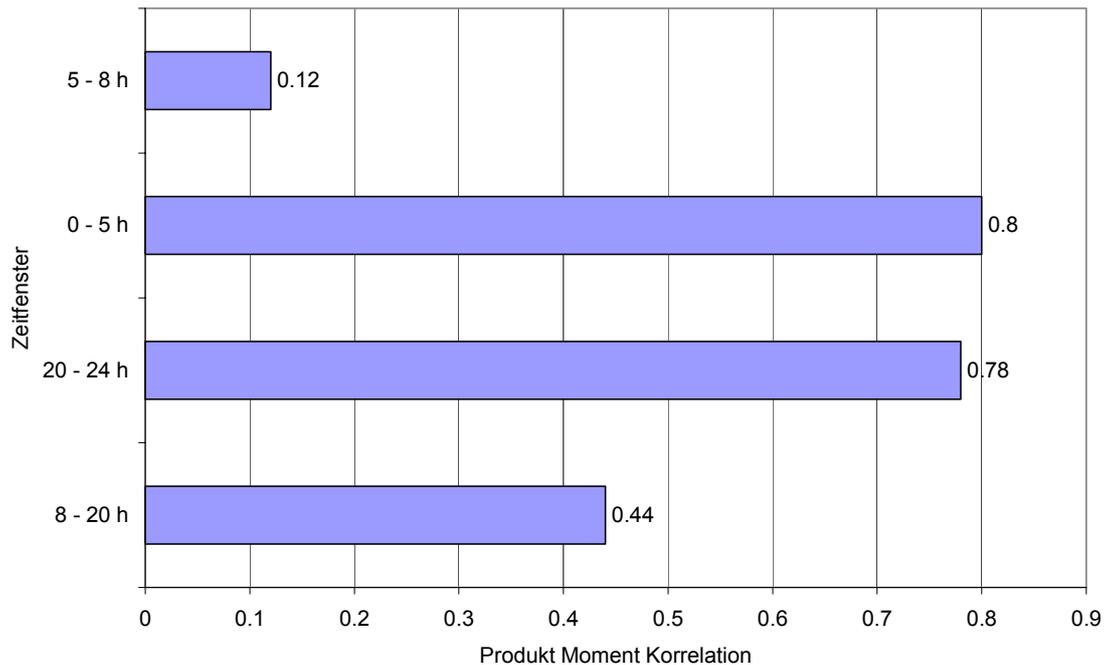


Abbildung 3.5-3: Stärke des Zusammenhangs zwischen Anteil an Schwerlastverkehr und Lärmbelastigung zu verschiedenen Tageszeiten, Daten aus: Vallet, Maurin, Favre & Pichiaudi 1978.

Aus neueren Daten einer repräsentativen Lärmumfrage in Baden-Württemberg zur Belästigung durch Lärm von verschiedenen Fahrzeugtypen (Schreckenberget al. 1999) geht hervor, dass die Belästigungsmittelwerte für die einzelnen Fahrzeugtypen sehr nahe beieinander liegen, die Lärmbelastigung durch PKWs liegt im Mittel mit 1,97 von fünf Skalenstufen leicht über den Werten von LKWs und Motorrädern (1,8 und 1,96) - s. Abbildung 3.5-4. Besonders in Städten mit einer Einwohnerzahl > 100.000 ist die Belästigung durch PKW im Vergleich zu den anderen Fahrzeugtypen größer – ein Befund, der zunächst im Widerspruch zu anderen Forschungsergebnissen steht. Der Vergleich mit diesen wird jedoch durch die unterschiedlichen Forschungsdesigns erschwert, denn während üblicherweise zur psychologisch-sozialwissenschaftlichen Erforschung von Lärmwirkungen Anwohner von lärmbelasteten Gebieten mittels Interview befragt werden, wurden in der hier zitierten Studie nicht explizit lärmexponierte Personen befragt, sondern es wurde eine landesweit-repräsentative Befragung durchgeführt. So bleibt unklar, welchen Lärmbelastungen die Auskunft gebenden Personen überhaupt ausgesetzt waren.

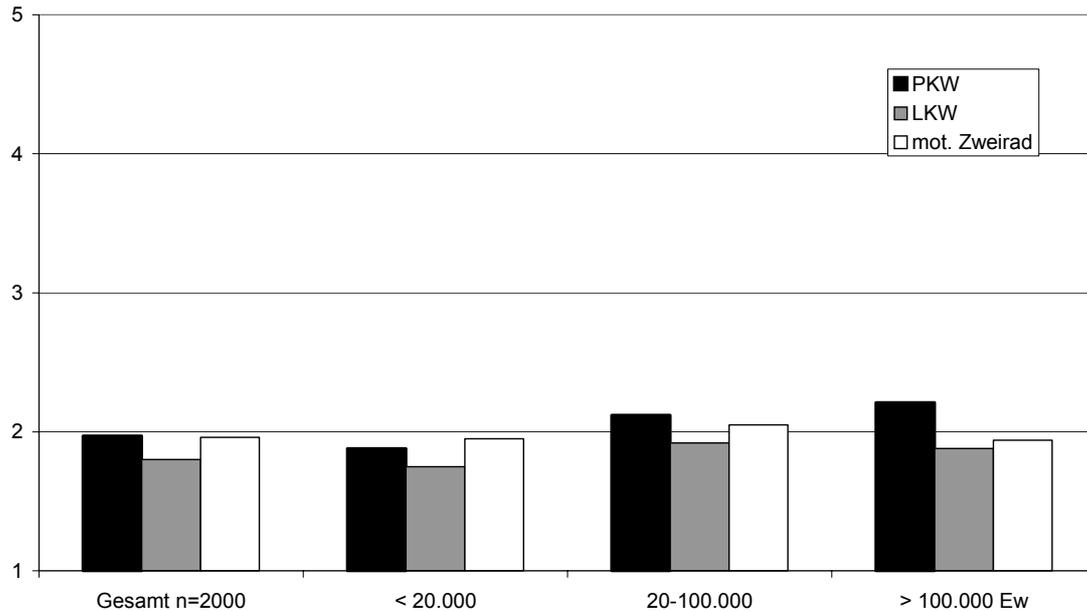


Abbildung 3.5-4: Ausmaß der Lärmbelastigung bei verschiedenen Straßenlärmquellen für Baden-Württemberg insgesamt und unterschieden nach Ortsgröße. Daten aus: Schreckenberg et al. (1999)

Ein weiterer Indikator zur Beurteilung der Schwere einer Umweltbelastung ist die Häufigkeit spontaner Beschwerden. Guski zeigte bereits 1976 in einer Inhaltsanalyse von 1400 Lärmbeschwerden, dass der Straßenverkehrslärm mit 37,5% aller Nennungen einen prominenten Platz innehält, wobei auch hier dem Lärm durch LKW die vorrangige Bedeutung zukommt (Guski 1976). Charakteristisch an den beschwerdeauslösenden Geräuschen ist das tägliche, aber intermittierende Auftreten. Als wesentliche Wirkung wird in diesem Zusammenhang auch die Störung des Schlafs genannt; ein Ergebnis, das auch von einer weiteren Analyse von Lärmanfragen (Schick 1986) gestützt wird.

### 3.6 Innerstädtische Straßen vs. Fernstraßen/Autobahnen

In einem Vergleich von Autobahnlärm mit dem Lärm von Stadtrandstraßen stellen Kastka, Buchta, Paulsen & Ritterstaedt (1984) fest, dass Autobahngeräusche von 50 –60 dB(A) in etwa gleich störend beurteilt werden wie Geräusche von Stadtrandstraßen mit einem um 10 – 14 dB(A) höher liegenden Pegel. Vor allem Bewohner von Einfamilienhäusern empfinden den Autobahnlärm lästiger als Bewohner von Mehrfamilienhäusern (zitiert nach BUWAL 2000, S. 27). Auch eine metaanalytische Betrachtung der Wirkung unterschiedlicher Verkehrsmittel kommt zu dem Ergebnis, dass Autobahnlärm bei gleichem Pegel stärker belästigt als der innerstädtische Straßenverkehrslärm (Miedema 1993)<sup>7</sup>. Abbildung 3.6-1 zeigt, dass die Dosis-Wirkungs-Beziehung für Autobahnlärm derjenigen für Fluglärm deutlich ähnlicher ist als der für den innerstädtischen Straßenverkehrslärm.

<sup>7</sup> In den neueren Analysen von Miedema (z.B. in Miedema & Oudshoorn 2001) wird die Trennung zwischen inner- und außerstädtischem Straßenverkehr leider aufgegeben.

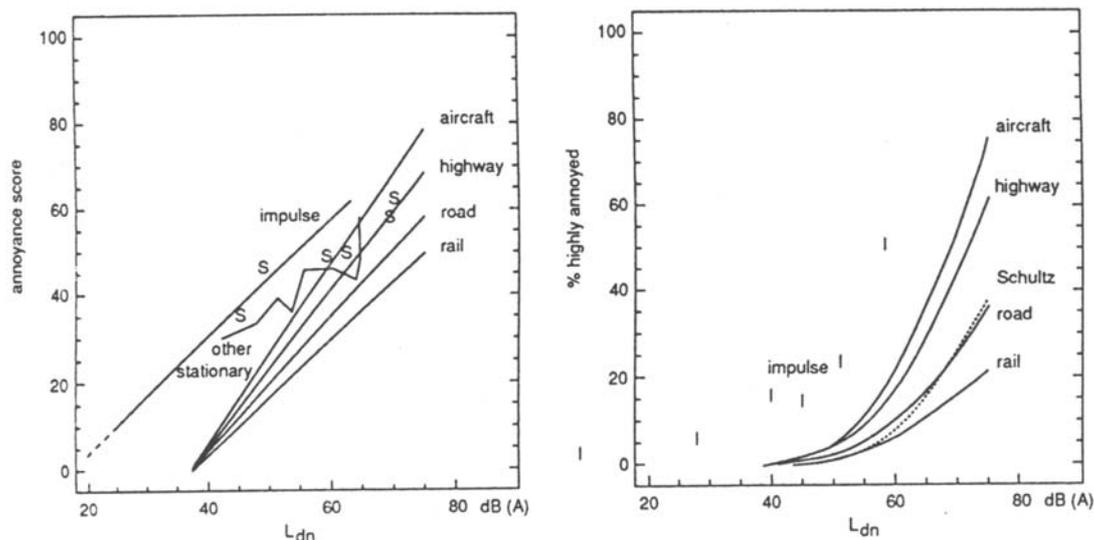


Abbildung 3.6-1: Annoyance score (links) und Anteil hoch belästigter Personen (rechts) als Funktion des  $L_{dn}$ . Quelle: Miedema 1993.

So liegt der Anteil hoch belästigter Personen (% highly annoyed) bei einem  $L_{dn}$  von 65 dB(A) für Straßenlärm bei etwa 25%, während bei dem selben Pegel durch Autobahnlärm etwa 40% der betroffenen Anwohner hoch belästigt sind.

### 3.7 Einflüsse außer-akustischer Faktoren

Eine Reihe von Faktoren beeinflussen neben der eigentlichen Schallbelastung die Belästigungsreaktionen auf Straßenverkehrslärm. Diese außer-akustischen Faktoren werden auch als Moderatoren bezeichnet; sie „moderieren“ die Wirkung der Schallbelastung auf die Belästigung bzw. Gestörtheit. Im Bereich der Lärmwirkungsforschung wird eine Wirkgröße dann als Moderator bezeichnet, wenn sie mit der Reaktion, nicht aber mit dem Lärmpegel korreliert. Annahmen über die Art der Beziehung zwischen Moderatoren, Wirkvariablen und Pegeln wurden in Abschnitt 1.2.1 dargestellt und diskutiert.

Eine Einordnung der Wirkung von Moderatoren in einem konzeptuellen Modell zur kurz- und langfristigen Wirkung von Umweltlärm nimmt u.a. Guski (1999) vor. Er unterscheidet personale (u.a. Lärmempfindlichkeit, Angst, Lärmbewältigungsvermögen) und soziale Faktoren (z.B. Bewertung der Quelle, Vertrauen/Misstrauen in Lärmverantwortliche, Lärmgeschichte und Erwartungen), die unabhängig von der physikalischen Schallbelastung (operationalisiert durch die Schallenergie, den Schallpegel, Anzahl lauter Ereignisse oder Anzahl ruhiger Perioden) auf die Lärmreaktionen einwirken. Die Reaktionen lassen sich unterteilen in kurzfristige Effekte wie akute Störungen von Aktivitäten und vegetativen Reaktionen (Blutdruck, physische Defensivreaktionen) und langfristige Effekte (Lärmbelästigung, Gestörtheit, somatische Langzeiteffekte). Während die personalen Moderatoren nach diesem Modell auf alle Lärmwirkungen (kurz-/langfristige, psychische/physisch-somatische Effekte) einwirken können, beeinflussen die sozialen Faktoren die langfristigen psychischen Lärmwirkungen (Belästigung, Gestörtheit).

Die von Guski (1999) betrachteten personalen und sozialen Moderatorvariablen betreffen Dispositionen und Einstellungen der betroffenen Person und werden im folgenden als *personenbezogene* Merkmale bezeichnet. Davon abzugrenzen sind *umgebungsbezogene* Merkmale, die sich auf Bedingungen in der Wohnung und Wohnumgebung beziehen bzw. darauf, wie diese von dem Betroffenen wahrgenommen werden.

*Personenbezogene Merkmale*

Als personenbezogene Merkmale gelten (neben soziodemografischen Variablen) insbesondere Variablen, die Einstellungen der Person zu lärmbezogenen Themen betreffen, sowie individuelle stress-, gesundheits- und lärmbezogene Dispositionen. Je nach Untersuchungsziel der Forscher werden i.d.R. zumindest einige der personenbezogenen Variablen im Fragebogen mit erfasst, wie beispielsweise:

- Lärmempfindlichkeit
- psycho-vegetative Labilität
- Resignation / Lärmbewältigung
- Zufriedenheit mit der eigenen Gesundheit
- Glaube an Lärmgewöhnbarkeit
- Einstellung zum Lärmverursacher
- Vertrauen / Misstrauen in die Lärmverantwortlichen
- Einstellung zur Lärmquelle
- Gesundheitsbedrohung
- Nützlichkeit der Lärmquelle
- Kontrolle über den Lärm
- Einstellung zu Technik und Umwelt
- *soziodemographische Faktoren.*

Im Rahmen einer Meta-Analyse (Fields 1992, 1993) bzw. Sekundäranalyse (Miedema und Voss 1999) mehrerer Lärmwirkungsstudien untersuchten Fields sowie Miedema und Voss die Qualifizierung solcher Größen im Sinne einer Moderatorwirkung. Die von den Autoren herangezogenen Studien bezogen sich insgesamt auf verschiedene Verkehrslärmarten, darunter auch Straßenverkehrslärm. Es ergab sich das folgende Bild:

Tabelle 3.7-1: Wirksamkeit personenbezogener Variablen als Moderator: Ergebnisse der Metaanalysen von Fields (1992, 1993) und Miedema & Voss (1999)  
Strich (-) bedeutet: nicht untersucht

Variable	Miedema & Voss 1999	Fields 1992, 1993
<i>Soziodemographische Variablen</i>		
Alter	nichtlinear: höhere Bel. im mittleren Alter (30-39)	mehrheitlich kein Einfluss
Geschlecht	kein Einfluss	kein Einfluss
Beruflicher Status	uneinheitliche Ergebnislage	-
Sozioökonomischer Status	-	mehrheitlich kein Einfluss
Einkommen	-	mehrheitlich kein Einfluss
Bildung	leichter positiver Einfluss: höhere Bildung korrespondiert mit höherer Belästigung	mehrheitlich kein Einfluss
Haushaltsgröße	leicht nichtlinear: Singles sind am geringsten, 2-Personenhaushalte mehr belästigt als andere Haushalte	mehrheitlich kein Einfluss
Hauseigentum	Eigentümer sind belästigter	mehrheitlich kein Einfluss
Art der Wohnbebauung	-	mehrheitlich kein Einfluss
Wohndauer	-	mehrheitlich kein Einfluss
(Ökonomische) Abhängigkeit von der Quelle; Nutzung der Quelle	Abhängige sind weniger belästigt	mehrheitlich kein Einfluss
<i>Einstellungen</i>		
Angst vor Lärmquelle	höhere Angst korrespondiert mit höherer Belästigung	höhere Angst korrespondiert mit höherer Belästigung
Vermeidbarkeit des Lärms	-	Je mehr der Lärm als vermeidbar beurteilt wird, umso höher ist die Belästigung
wahrgenommene nicht lärmbezogene Umweltprobleme (z.B. Geruchsbelästigung)		Die Wahrnehmung weiterer nicht lärmbezogener Umweltprobleme erhöht die Lärmbelästigung
Lärmempfindlichkeit	Höhere Lärmempfindlichkeit korrespondiert mit höherer Belästigung	Höhere Lärmempfindlichkeit korrespondiert mit höherer Belästigung
Bedeutung/Wichtigkeit der Lärmquelle	-	mehrheitlich korrespondiert eine höhere Einschätzung der Bedeutung mit geringerer Lärmbelästigung
Eigener Nutzen der / Vorteile durch die Lärmquelle	je höher eigener Nutzen, desto weniger belästigt	-

Auch wenn in den Meta- bzw. Sekundäranalysen bei der Betrachtung der Beziehungen zwischen Moderatorvariablen und Belästigungsreaktionen nicht nach Lärmquellen getrennt wurde, so können die dargestellten Ergebnisse auch auf die spezifische Lärmquelle Straßenverkehr bezogen werden. Exemplarisch für insbesondere auf Straßenverkehrslärm bezogene Analysen zur Wirkung außerakustischer, personenbezogener Moderatoren und Variablen zur Geräuschbeurteilung seien die in der Tabelle 3.7-2 aufgeführten Ergebnisse von Griefahn et al (1999) genannt.

Tabelle 3.7-2 Korrelationen von personenbezogenen Moderator- und Kontrollvariablen mit den quellenspezifischen Mittelungspegeln außen sowie der Belästigung und Gestörtheit durch Straßenverkehrslärm auf Individualdatenebene für Straßengebiet (Datenquelle: Griefahn et al. 1999)

*Auswahl:* Gebietstyp (Schienen- vs. Straßengebiet) sowie Mindestpegel von 40 dB(A) und Mindestpegeldifferenz zur sekundären Quelle von 5 dB(A) - Die Anzahl der Messwertpaare pro Korrelation (n) variiert zwischen 578 und 629; Ausnahme: Labilität, bei der  $115 \leq n \leq 127$ ; cs: composite score

	24h- Außen- pegel, $L_{eq}$ , 24h	Gestört- heit tags	Gestört- heit nachts	Beläs- tigung	Gestörtheit tags u. nachts
<b>Quellenspezifische Variablen</b>					
Lärmempfindlichkeit	0,05	0,36	0,31	0,38	0,33
Glaube an Lärmgewöhnung (1: sehr gut / 5: sehr schlecht)	-0,01	0,23	0,24	0,23	0,21
Lärmempfindlichkeit (cs)	0,02	0,35	0,32	0,36	0,32
Stressempfindlichkeit	-0,03	0,10	0,10	0,13	0,17
Zufriedenheit mit Gesundheit	-0,12	-0,17	-0,14	-0,18	-0,20
Labilität	0,10	0,38	0,33	0,37	0,43
<b>Quellenspezifische Variablen</b>					
Bewertung der Quelle Straßenverkehr als unge- sund	0,11	0,32	0,19	0,29	0,40
Wahrnehmung der Geräuscheigenschaften des Straßenverkehrs als...					
...durchdringend	0,23	0,43	0,29	0,49	0,44
...dröhnend	0,18	0,32	0,19	0,41	0,37
...andauernd	0,10	0,29	0,30	0,32	0,26
...unausweichlich	0,04	0,30	0,16	0,31	0,28

Alle in der Tabelle 3.7-2 aufgeführten quellenspezifischen und -unspezifischen Variablen stehen in einem korrelativen Zusammenhang zu den Lästigkeitsreaktionen, die Bewertung der Geräuscheigenschaften des Straßenverkehrs als „durchdringend“ und „dröhnend“ korrelieren zudem auch mit der Schallbelastung. Diese subjektiven Geräuschwahrnehmungen stellen somit keine Lärmwirkungs-Moderatoren im eigentlichen Sinne dar, sondern sind eher als Mediatoren zu verstehen, die zwischen der Belastung und den Lästigkeitsreaktionen „vermitteln“. Grundsätzlich ändern sich aber die Beziehungen zu den Reaktionsvariablen nicht wesentlich, wenn man den Schallpegel durch Berechnung von Partialkorrelationen „herauspartialisiert“ (vgl. Griefahn et al. 1999; Tabellen- und Abbildungsband, S. 169).

In der BSL-Studie (Studie „Betroffenheit einer Stadt durch Lärm“; Finke, Guski und Rohrmann 1980) wurden als Moderatoren der Wirkung von Straßenverkehrslärm (u.a. operationalisiert über „Gesamtgestörtheit“, „Gestörtheit drinnen“) insbesondere folgende Variablen identifiziert:

- Abneigung gegen Technik
- Labilität
- Lärmempfindlichkeit
- Lärmbewältigungsvermögen
- Umweltbewusstsein
- Bewertung des Straßenlärms als gesundheitsschädlich
- Allgemeine Alltagsbelastung
- Finanzielle Belastung.

Sowohl in der Griefahn et al-Studie als auch in der BSL-Studie ergaben sich analog zu den Ergebnissen der Metaanalyse von Fields (1992) keine Korrelationen zwischen soziodemographischen Faktoren und den Belästigungs- und Gestörtheitsreaktionen auf Straßenverkehrslärm.

### *Umgebungsbezogene Merkmale*

Verschiedene Studien haben umgebungsbezogene Merkmale hinsichtlich eines Zusammenhangs mit der Lärmbelästigung untersucht. Zu den wichtigsten der betrachteten Faktoren zählen

- die Zufriedenheit mit der Wohnung und Wohnumgebung
- Eingeschätzte Attraktivität des Wohngebiets
- Ausmaß der Begrünung des Wohngebiets
- Lage der Zimmer in der Wohnung (Ausrichtung zur Lärmquelle).

Mehrere Studien konnten einen Zusammenhang zwischen der Zufriedenheit mit der Wohnung bzw. Wohngegend und der Lärmbelästigung finden (u.a. Finke et al. 1980; Griefahn et al. 1999; Kastka et al. 1986; Lorenz 2000; Schreckenberget al 1999; Schuemer und Zeichart 1992). Mit Ausnahme der Studie von Kastka et al (1986), die keinen Zusammenhang zwischen der Zufriedenheit mit der Wohngegend und der Lärmbelästigung finden konnten, weisen die Befunde der übrigen Studien darauf hin, dass je zufriedener die Personen mit ihrer Wohnumgebung sind, desto geringer ist die berichtete Lärmbelästigung.<sup>8</sup> Den gleichen Zusammenhang, allerdings im geringeren Ausmaß, konnten die Autoren dieser Studien auch für die Zufriedenheit mit der Wohnung zeigen. In einer vergleichenden Studie zur Belästigung durch Straßenverkehrslärm in der Schweiz und Deutschland (Kastka et al. 1986) zeigte sich ein anderer Befund: Schweizer Anwohner sind bei gleichem Mittelungspegel weniger belästigt als Deutsche. Hinsichtlich der Wohnzufriedenheit ergaben sich keine signifikanten Unterschiede zwischen beiden Städten, der Befund der größeren Lärmbelästigung bei gleichem Pegel lässt sich hier also nicht auf die Zufriedenheit der Anwohner mit ihrem Wohngebiet zurückführen. Die Schweizer Straßen wurden allerdings attraktiver eingeschätzt als die deutschen. Daraus schließen die Autoren auf einen Kontexteffekt, der durch die Ästhetik der gebauten Umwelt auf das Belästigungsurteil ausgeübt wird. In einer Reihe von Labor- und Felduntersuchungen befasste sich Tamura (1997) mit den Effekten von visuell-ästhetischen und akustischen Faktoren auf das Lärmbelästigungsurteil. Die Modellvorstellung, dass visuell-ästhetische Faktoren bei gleichem Schallpegel einen moderierenden Einfluss auf das Belästigungsurteil ausüben, konnte sowohl im Feld als auch im Labor nachgewiesen werden; akustisch entsprach dieser Effekt 4 bis 6 dB(A). Watts et al. (1999) kamen zu dem gegenteiligen Befund, dass eine starke Begrünung die Sensibilität gegenüber Straßenverkehrslärm erhöht und somit eine höhere Lärmbelästigung hervorruft. Sowohl im Feld als auch im Labor beurteilten Versuchspersonen die Lautheit von Straßenverkehrslärm um so lauter, je mehr von der Lärmquelle, d. h. die Straße, durch Vegetation verdeckt war. Bei 90% Verdeckung lagen die Lärmurteile um ca. 6 dB(A) höher als ohne Verdeckung. Erklärt wird dies durch die falsche Ruherwartung, die aus der Verdeckung der Lärmquelle resultiert. Da die optische Verdeckung durch Vegetation kaum eine Minderung des Schallpegels bewirkt, wird so die Sensibilität gegenüber Lärm erhöht. Kritisch anzumerken ist zu dieser Untersuchung allerdings, dass die Darbietungsdauer des Lärms im Labor nur 10 sec. und im Feld 20 sec. betrug, was eine Bewertung des Straßenverkehrslärms erschwert. Die Autoren weisen ausdrücklich darauf hin, dass in dieser Untersuchung der allgemeine positive Effekt von Begrünung auf die Wohnqualität unberücksichtigt bleibt.

Ein weiterer wichtiger wohnungsbezogener Faktor, der die Lärmbelästigung beeinflusst, ist die Lage der Zimmer und ihre Ausrichtung zur Lärmquelle.

In Griefahn et al (1999) beispielsweise erreichen die punkt-biseriale Korrelationen zwischen der Sichtverbindung zur Straße aus dem Wohnzimmer (Antwortmöglichkeit: ja=1/nein=0) und

---

<sup>8</sup> Die Art der Kausalbeziehung zwischen Wohnzufriedenheit und Belästigung bzw. die Wirkungsrichtung zwischen beiden Variablen ist allerdings unklar (vgl. oben Abschn. 2.11).

der Lärmbelastung bzw. Gestörtheit durch Straßenverkehr insgesamt einen Wert in Höhe von  $r = 0,30$  bzw.  $r = 0,29$  (bei einem  $n = 977$ ). Das heißt: Je eher eine Sichtverbindung vorhanden ist, umso stärker ist die Belästigung bzw. Gestörtheit durch Straßenverkehrslärm. Variablen zu Sichtverbindungen zur Straße aus anderen Räumen (etwa dem Schlafzimmer) korrelierten in der Studie nicht signifikant mit den Belästigungsreaktionen. Allerdings ist davon auszugehen, dass die Frage nach der Sichtverbindung kein Moderator im eigentlichen Sinne darstellt, sondern neben den akustischen Parametern auch einen weiteren Indikator für die Schallbelastung darstellt. So korreliert die Variable "Sichtverbindung zur Straße aus dem Wohnzimmer" in gleicher Größenordnung wie bei den Belästigungsreaktionen auch mit dem Außenmittelungspegel. Ist also das Wohnzimmer der Straße zugewandt, ist die Schallbelastung größer und damit auch die Belästigung und Gestörtheit. Trotzdem übt die Sichtverbindung eine von der Schallbelastung unabhängige moderierende Wirkung auf die Lästigkeitsreaktionen aus: Die Partialkorrelation zwischen der Sichtverbindung aus dem Wohnzimmer und der Belästigung bzw. Gestörtheit durch Straßenverkehr (Schallpegel herauspartialisiert) beträgt in der Griefahn-Studie bei beiden Lästigkeitsvariablen  $\rho = 0,21$  bei einem  $n = 623$ .

Im Zusammenhang mit der Ausrichtung der Zimmer zur Lärmquelle wird seit 1999 in Skandinavien die Frage verfolgt, ob die Gesamtbelästigung durch Straßenverkehrslärm in Wohngebieten dadurch gemindert werden kann, dass wenigstens eine Seite der Wohnung nicht dem Verkehrslärm ausgesetzt ist (quiet façade). Hierzu wurden in Schweden und Norwegen verschiedene Feld-Untersuchungen in unterschiedlich lärmbelasteten Wohngebieten durchgeführt.

Es zeigte sich, dass das Vorhandensein einer ruhigen Wohnungsseite bei vergleichbarer Lärmbelastung an der Straßenseite eine etwas geringere Gesamt-Belästigung und weniger berichtete Schlafstörungen zur Folge hat. Darüber hinaus berichten die Personen mit entsprechendem Zugang zu einer ruhigen Seite, dass sie die Schlafzimmer-Fenster nachts eher offen lassen und die Balkone auf der ruhigen Seite öfter benutzen (Kihlman et al. 2002). Gjestland & Støfringsdal (2001) und Gjestland, Solberg & Støfringsdal (2002) stellten in einem Laborexperiment fest, dass das Ausmaß der akustischen Entlastung an der „ruhigen“ Fassade mit zunehmendem Schallpegel an der lauten Fassade zunehmen muss, wenn die Untersuchungspersonen die Gesamtsituation als gleich lästig bezeichnen sollen (s. Tabelle 3.7-3).

Tabelle 3.7-3 Erforderliche Entlastung an der ruhigen Fassade, damit Gesamtsituation als gleich lästig empfunden wird (Datenquelle: Gjestland, Solberg & Støfringsdal 2002)

Schallpegel an der lautesten Fassade	Ausmaß akustischer Entlastung an der ruhigen Fassade, damit Gesamtsituation als gleich lästig bezeichnet wird
59 dB(A)	18 dB(A)
65 dB(A)	19 dB(A)
71 dB(A)	21 dB(A)

Öhrström & Skånberg (2001) berichten, dass die Gesamt-Belästigung in der Feldsituation nicht signifikant verringert ist, wenn auf der „ruhigen“ Seite immer noch eine Autobahn zu hören ist. Berglund & Nilsson (2002) berichten über Diskrepanzen zwischen gemessenen Schallpegeln einerseits und Lautheits- oder Lästigkeits-Urteilen der Bewohner andererseits: Während die Schallpegel-Unterschiede zwischen den „lauten“ und „leisen“ Wohnungsseiten innerhalb der Wohnung relativ klein waren, waren die Unterschiede der Lautheits- und Lästigkeits-Urteile relativ groß. Die Autorinnen interpretieren diese Diskrepanz als Hinweis darauf, dass „Ruhigkeit“ nicht mit den üblichen Beurteilungspegeln beschrieben werden kann. Hier kristallisiert sich ein weiterer Forschungsbedarf heraus: Es wäre zu klären, wann bzw. unter welchen Bedingungen von Straßenverkehrslärm betroffene Anwohner die von der Lärmquelle abgewandten Wohnungsseite als ruhig bewerten. Damit verbunden ist die Frage, wie sich eine akustische Situation darstellt, die als ruhig eingeschätzt wird.



## 4 Lästigkeitsvergleich zwischen Schienen- und Straßenverkehrslärm

*Rudolf Schuemer & Ulrich Möhler*

Für den Vergleich der Lästigkeit von Schienen- bzw. Straßenverkehrslärm werden im Folgenden Ergebnisse von *Feld*-Untersuchungen (vornehmlich aus einigen europäischen Ländern) herangezogen; es werden also Ergebnisse aus Studien dargestellt, in denen Anwohner von Verkehrswegen zu ihrer *Belästigung und Störung* durch Schienen- bzw. Straßenverkehrslärm in ihrer Wohnsituation befragt worden sind.<sup>9</sup> (Auf Ergebnisse aus Laboruntersuchungen, in denen die Untersuchungspersonen die *Lautheit* von Schienen- bzw. Straßenverkehrsgeräuschen beurteilen sollten, wird hier nicht näher eingegangen; entsprechende Laborstudien wurden u.a. von Fastl und Mitarbeitern – teils in Deutschland und teils in Japan – durchgeführt; einige Kurz Hinweise dazu finden sich unten in Abschn. 4.8.)

### 4.1 Überblick über europäische Felduntersuchungen zur Lästigkeitsdifferenz zwischen Schienen- und Straßenverkehrslärm

Im Folgenden wird ein Überblick über einige Felduntersuchungen zum Vergleich der relativen Lästigkeit von Schienen- und Straßenverkehrslärm in einigen europäischen Ländern gegeben (vgl. Tabelle 4.1-1).

Die in Tabelle 4.1-1 genannten Studien befassen sich zwar alle mit möglichen Lästigkeitsdifferenzen zwischen Schienen- und Straßenverkehrslärm, unterscheiden sich jedoch untereinander in den Untersuchungsansätzen z.T. erheblich; einige dieser Unterschiede seien genannt:

- *Herkunft der Daten zu den Vergleichsquellen:* In der IF-Studie (1983) sowie in den Studien von Heimerl & Holzmann (1978), Heintz et al (1980a,b) und Griefahn et al (1999) entstammen die Daten zum Schienen- und Straßenverkehrslärm derselben Untersuchung und wurden zeitgleich mit jeweils direkt vergleichbaren Erhebungsinstrumenten und Variablendefinitionen erhoben. In den Studien von Fields & Walker (1980a, 1982a,b), Lang (1989) und Peeters et al (1984) entstammen die Daten zu den Vergleichsquellen jeweils früheren Untersuchungen, wobei zwar eine Vergleichbarkeit hinsichtlich der Erhebungsinstrumente mehr oder weniger, nicht jedoch hinsichtlich der Erhebungszeitpunkte gegeben war (variiert zeitliche Abstände zwischen den Erhebungszeiten für die verglichenen Quellen; s. Tabelle 4.1-1).
- *Anzahl der Untersuchungsgebiete:* Die Anzahl der in die Untersuchung einbezogenen Schienengebiete variiert beträchtlich: beispielsweise 75 eng umrissene Gebiete bei Fields & Walker vs. nur 4 Gebiete mit dominantem Schienenverkehr bei Griefahn et al. Unter methodischen Gesichtspunkten ist es wünschenswert (vgl. u.a. Fields 1998), die angestrebte Gesamtanzahl von zu Befragenden durch Erhebungen in möglichst vielen unterschiedlichen Gebieten (mit jeweils kleinerem N pro Gebiet) zu erreichen, da sich so u.a. gebietsspezifische Effekte (s. u.a. Fields, Ehrlich & Zador 2000, S. 119ff) besser kontrollieren lassen. Praktische Gründe stehen dem jedoch oft entgegen: Akustische Erhebungen in einer größeren Anzahl von Gebieten sind mit einem sehr hohen Aufwand (Logistik, Personal, Zeit, Kosten) verbunden. Zudem kann die beabsichtigte Erfassung zusätzlicher Variablenbereiche eine Begrenzung der Erhebungsorte erzwingen. So sollten in der Untersuchung von Griefahn et al bei einem Teil der Befragten zusätzliche Erhebungen mit Aktimetern über mehrere Nächte durchgeführt werden; allein schon die aufwendige Logistik (akustische Messungen sowie die Aktimetermessungen über mehrere Nächte pro Untersuchungsperson) machten eine Beschränkung auf einige wenige Untersuchungsgebiete erforderlich.

<sup>9</sup> Die Darstellung basiert auf einer unveröffentlichten Ausarbeitung von Schuemer (2003).

- *Methodische Aspekte:* Hier könnten eine Vielzahl von Aspekten aufgeführt werden; einige dieser Aspekte (wie u.a. Datenniveau, Schätzmethodik) werden in Abschnitt 4.2 angesprochen.

Tabelle 4.1-1: Europäische Studien zum Vergleich der relativen Lästigkeit von Schienen- und Straßenverkehrslärm

Studie	Kurzbeschreibung
Heimerl & Holzmann 1978, 1979	SCH/STR*: Erhebung im Großraum Stuttgart; 11 Gebiete: 5 Straßengebiete mit N=553, 4 Schienengebiete mit N=365 und 2 Mischgebiete mit N=207
Fields & Walker 1980a; 1982a,b	SCH: Bahnstudie in England 1975/76: 75 Cluster; N=1453 Befragte. STR: Vgl. mit 2 Straßenverkehrslärmstudien a) BRS road traffic 1972 im Großraum London: 53 locations; N=2922. b) England road traffic 1972; 50 Gebiete; N=1235. (Morton-Williams et al 1978; Langdon 1976a,b,c) FL*: Vgl. mit 3 (teils älteren) Studien am Flughafen Heathrow: a) 1961, innerhalb eines 10-Meilen-Radius, N=1731. b) 1967, N=4678; c) 1976/77, innerhalb eines 10-Meilen-Radius, N=2631. (McKinnell 1963, 1980; MIL Research Ltd. 1971)
Heintz, Meyer & Ortega 1980a,b	SCH/STR und Rangierlärm: Erhebung 1979 in insges. 30 Gebieten der dt.-sprachigen Schweiz; SCH: N=2473 u. 30 Gebiete; STR: N=539 u. 4 Gebiete (aus den 30 SCH-Gebieten); Rangier: N=308 für 3 Anlagen
IF-Studie 1983; Möhler et al 1986	SCH/STR: Erhebungen 1977 sowie 1980/81: insges. 22 Gebiete in Westdeutschland mit Gesamt-N=1651; davon je 7 Gebiete mit dominantem Schienen- bzw. Straßenverkehrslärm; 6 Misch- und 2 Kontrollgebiete.
Peeters et al 1984	SCH: Erhebung 1977 in 9 Gebieten in den Niederlanden (mit Variation der Güter-/Reisezug - Auslastung) mit N=671. STR: Vgl. mit 2 Straßenverkehrslärmstudien: a) in Amsterdam (Bitter et al 1982); b) in Dordrecht (Bitter et al 1978).
Lang 1989	SCH: Befragung in 5 Bundesländern in Österreich mit N=569. STR: Vgl. mit älterer Straßenlärmmuntersuchung (Lang 1980)
Griefahn, Möhler & Schuemer 1999; Möhler et al 2000	SCH/STR: Erhebung 1996 und 1997 in insgesamt 8 Gebieten in Westdeutschland (NRW u. Hessen), in denen jeweils beide Quellen vorhanden waren; je 4 Gebiete mit dominantem Schienen- bzw. Straßenverkehr; Gesamt-N=1600. Bei N=377 Pbn fand zusätzlich eine Registrierung der nächtlichen Körperbewegungen mittels Aktimeter über mehrere Nächte sowie eine weitere Befragung statt.
Liepert et al 2001	SCH/STR: Ergänzung zur Studie von Griefahn et al; Zusatzerhebung in je einem Straßen- und Schienengebiet mit hoher Verkehrsmenge; Analyse der Beziehungen zwischen Fensterstellung einerseits und Pegeln und Reaktionen andererseits.

\* SCH: Schienenverkehrslärm; STR: Straßenverkehrslärm; FL: Fluglärm

Hier einige ergänzende Hinweise zu den einzelnen Studien:

- Die Untersuchung von *Heimerl & Holzmann (1978)* war die erste empirische Untersuchung zur relativen Lästigkeit von Schienen- und Straßenverkehrslärm im deutschsprachigen Raum, wobei beide Quellen gleichgewichtig – wenn auch in einem begrenzten geographischen Raum (Stuttgart) – durch akustische Messungen und Befragungen im Feld untersucht worden sind.
- Die Schweizer Studie von *Heintz, Meyer & Ortega (1980a,b)* befasste sich vornehmlich mit Schienenverkehrslärm; die Daten zum Straßenverkehrslärm wurden in einer Teilmenge der für die Schienenverkehrslärm-Untersuchung ausgewählten Untersuchungsgebiete (4 von 30 Gebieten) erhoben. Als Besonderheit der Studie ist hervorzuheben, dass Rangierlärm in die Untersuchung mit einbezogen wurde.
- Die britische Studie von *Fields & Walker (1980a, 1982a,b)* befasste sich ebenfalls vornehmlich mit Schienenverkehrslärm; es wurden umfangreiche Messungen und Befragungen in 75 (in einer geschichteten Zufallsauswahl bestimmten) eng umrissenen Untersuchungsgebieten vorgenommen. Die Daten für die Vergleichsquellen (Straßenverkehrslärm und Fluglärm) entstammen mehreren anderen Studien. Als Besonderheit der Analysen zum Schienenverkehrslärm ist hervorzuheben, dass erhebliche Anstrengungen unternommen wurden, die Effekte verschiedener Einflussfaktoren unter Kontrolle anderer potentiell konfundierter Faktoren zu analysieren.

- In der niederländischen Studie von *Peeters et al (1984)* wurden Daten nur zum Schienenverkehrslärm erhoben; als Vergleichsdaten zum Straßenverkehrslärm wurden zwei Straßenverkehrslärmuntersuchungen herangezogen. Die Störungen durch Schienenverkehrslärm wurden sehr differenziert erfasst (unterschiedliche Störungsaspekte mit Berücksichtigung der jeweiligen Fensterstellung).
- In der *IF-Studie (1983; vgl. Möhler et al 1986)* wurden Erhebungen gleichgewichtig zu beiden Quellen (Schiene, Straße) in 22 Gebieten in Westdeutschland durchgeführt, wobei eine größere Anzahl von Wirkungsvariablen (Reaktionen) und außer-akustischen, potentiell moderierenden Variablen erfasst wurden.
- Die Studie von *Lang (1989)* in Österreich diente vornehmlich der Erarbeitung von Grundlagen in Hinblick auf die Festsetzung von Grenzwerten für Schallimmissionen aus Schienenverkehr. Die Vergleichsdaten für die Straße wurden einer vorausgegangenen Straßenverkehrslärmuntersuchung entnommen.
- In der Untersuchung von *Griefahn, Möhler & Schuemer (1999)* sollten neben der Belästigungswirkung von Schienen- und Straßenverkehrslärm insbesondere auch der Einfluss beider Quellen auf das Schlafverhalten untersucht werden, wobei letzteres mittels physiologischer Methoden (u.a. Aktimetermessungen) erfasst worden ist.
- In der Untersuchung von *Liepert et al (2001)*, die eine Weiterführung der Studie von Griefahn et al (1999) darstellt und die auf eine detailliertere Analyse des Einflusses der Fensterstellung abzielte, wurden Erhebungen in je einem hochbelasteten Schienen- und Straßenverkehrslärmgebiet durchgeführt.

Neben den genannten Studien sind vier weitere Untersuchungen zu nennen, in denen ebenfalls Befunde zur relativen Lästigkeit von Schienen- und Straßenverkehrslärm angefallen sind (s. Tabelle 4.1-2).

Tabelle 4.1-2: Weitere Studien mit Ergebnissen zur relativen Lästigkeit von Schienen- und Straßenverkehrslärm

Studie	Kurzbeschreibung
Finke et al 1980: BSL-Studie	STR (4 Gebiete mit stärkerem Straßenverkehrslärm sowie zwei ruhigere Gebiete N=207) im Vergleich zu anderen Quellen, darunter auch SCH (2 Gebiete, zus. N=71, mit höherem SCH- $L_{eq, tags}$ von 66 bzw. 73 dB sowie mit mittlerem bis hohem STR- $L_{eq, tags}$ von 54 bzw. 66 dB). In den Schienengebieten lagen Bahnhöfe und fuhren auch S-Bahnen. Erhebung Herbst 1976 in Hamburg.
Kastka et al 1983	Verschiedene Quellen mit unterschiedlicher Schwankungsbreite bei annähernd gleichem Pegel. Zwei Untersuchungsabschnitte: a) 4 Gebiete mit 4 Geräuschtypen: Schienenverkehr; Anliegerstraße; Autobahn; Gewerbelärm (Hochofen) bei Pegelrange ( $L_{eq}$ ) 54 – 58 dB(A); später erweitert um Situationen höherer Belastung bei der Bahn, niedriger Belastung beim Hochofen und stärkerer Abstandsvariation bei der Autobahn; Gesamt N=494
Kastka & Faust 1997	SCH: 1 Gebiet (Angermund an Strecke Düsseldorf-Duisburg; ICs, D-Züge, Regionalzüge und S-Bahnen; 399 Züge/24h; Bahnhof im Gebiet; 3 Meßpunkte: SCH- $L_{eq, 24h}$ zw. 69 und 72 dB; N=93 Befragungen); Vgl. mit Erhebungen an Straßen in Düsseldorf von 1996/97 (dazu keine näheren Angaben verfügbar).
Lercher & Kofler 1998/99	SCH/STR: Repräsentativbefragungen in 32 Gemeinden im Unterinntal in Tirol (N für SCH: ca. 2000) im Rahmen einer UVP bei anstehendem Ausbau einer bestehenden, bereits stark belasteten Bahnstrecke bzw. bei Neubau einer zusätzlichen Trasse. Besonderheit: Besondere immissionsklimatologische und Schallausbreitungsbedingungen im alpinen Raum (S. 4-93ff).

Diese in Tabelle 4.1-2 aufgeführten Studien sind aus verschiedenen Gründen in Hinblick auf die Fragestellung dieses Abschnitts mit den zuvor in Tabelle 4.1-1 genannten nicht vergleichbar. Dazu einige Anmerkungen:

- Die Studie von Finke et al (1980) befasste sich mit verschiedenen in einer Großstadt auftretenden Lärmarten und dabei vornehmlich mit Straßenverkehr als der in einer Großstadt dominanten Lärmquelle; die anderen betrachteten Lärmarten (u.a. Bahnverkehr und Gewerbe)

wurden demgegenüber bei jeweils geringerer quellen-spezifischer Pegelvariation untersucht. Jede der anderen Quellen außer Straßenverkehr wurde zudem jeweils in Gebieten betrachtet, in der diese Quelle in Kombination mit mehr oder weniger starkem Straßenverkehrslärm auftrat. Die Schienengebiete (mit zusammen nur 71 Befragten) umfassen auch S-Bahn-Verkehr und zudem Bahnhofsbereiche: S-Bahnverkehr weist i.a. zumindest tagsüber eine engere Zugfolge und dadurch bedingt kürzere Pausen zwischen den Zugvorbeifahrten auf als sonstiger Schienenverkehr. Wegen der Bahnhöfe in den Gebieten setzen sich die Schienenverkehrsgereusche nicht nur aus den Geräuschen durchfahrender Züge, sondern auch aus den Geräuschen aus Brems- und Beschleunigungsvorgängen zusammen. Zudem weichen beide Schienengebiete in sozialstruktureller Hinsicht und hinsichtlich des Zustands der Bausubstanz negativ von den übrigen untersuchten Gebieten ab (vgl. Finke et al 1980, S. 252).

- Die Studie von Kastka et al (1983) befasste sich hauptsächlich mit der Untersuchung, ob und inwieweit sich bei annähernd gleichem Mittelungspegel (54 bis 58 dB(A)) die Belästigungs- und Störf Wirkung von 4 Typen von Umweltgeräuschen in Abhängigkeit von ihrer unterschiedlichen Schwankungsbreite unterscheiden. Es wurde in der Kernstichprobe nur ein Schienengebiet untersucht. Auch nach Erweiterung der Kernstichprobe überschneiden sich die Pegelbereiche der verglichenen Quellen jeweils in einem nur begrenzten Pegelbereich.
- Die Untersuchung von Kastka & Faust (1997) wurde in nur einem Schienengebiet an einer stark belasteten Strecke durchgeführt. Das Gebiet umfasste neben anderen Zugarten auch S-Bahn-Verkehr und zudem Bahnhofsbereiche. Dem Bericht (Konferenzbeitrag) sind keine näheren Angaben zu weiteren Quellen in dem Schienengebiet (wie u.a. Straßenverkehrslärm) zu entnehmen; Angaben zu den zum Vergleich herangezogenen Straßengebieten fehlen fast ganz. Daher ist eine Interpretation der Ergebnisse nur bedingt möglich.
- Die Studie von Kofler & Lercher (1998/99) ist Teil einer umfassenden Umweltverträglichkeitsprüfung bei anstehenden Ausbau einer Schienenstrecke: Das alpine Unterinntal weist besondere immissionsklimatologische und Schallausbreitungsbedingungen auf; auch frühere Untersuchungen in diesem Raum (u.a. Lercher 1992) hatten eine erhöhte Reagibilität im Vergleich zu Daten aus anderen Gegenden ergeben (s. Kofler & Lercher, 1998/99, u.a. S. 4-93ff). Die Untersuchungen fanden zu einem Zeitpunkt statt, zu dem bekannt war, dass es künftig zu einer Erhöhung des Schienenverkehrsaufkommens kommen würde; diskutiert wurden i.w. zwei mögliche Szenarien: Ausbau einer bereits bestehenden und stark belasteten Bahnstrecke oder Neubau einer zusätzlichen Trasse, auf die ein Teil des Verkehrsaufkommens verlagert werden sollte. Bei Belastungsänderung sind aber Überschussreaktionen zu erwarten; bereits die Ankündigung einer anstehenden Belastungsänderung und die dadurch ausgelösten Diskussionen können zu negativen Erwartungen und Befürchtungen führen, die u.U. auch die auf die Ist-Situation bezogene Belästigung beeinflussen können (Schuemer & Schreckenber 2000; vgl. ferner Möhler & Schuemer 1999). Im Gegensatz dazu beziehen sich alle übrigen genannten Studien auf Untersuchungen an Bestandsstrecken. Die Belastung durch den Zugverkehr auf der bereits bestehenden Strecke ist durch einen relativ hohen Anteil an Güterzügen geprägt – mit prognostizierten weiteren Steigerungen. In den Untersuchungsgebieten waren neben Schienenverkehrsgeräuschen auch Erschütterungen zu verzeichnen (vgl. Lercher, Brauchle & Widmann 1999); beides – höhere Güterzuganteile und Erschütterungen – können aber einen die Lärmbelästigung verstärkenden Effekt haben (s.o.: Abschn. 2.7.1 und 2.10.1). Wegen des gleichzeitigen Wirksamwerdens mehrerer besonderer Einflussfaktoren ist es schwer abzuschätzen, welcher der Faktoren in welchem Maße die Ergebnisse zur relativen Lästigkeit von Schienen- und Straßenverkehrslärm beeinflusst hat.

Trotz der Besonderheiten der in Tabelle 4.1-2 genannten Studien werden im folgenden auch aus diesen einige Ergebnisse zu Lästigkeitsdifferenzen zwischen Schienen- und Straßenverkehrslärm punktuell herangezogen. Bei der Interpretation sollten jedoch jeweils die genannten Besonderheiten berücksichtigt werden.

## 4.2 Hinweise zur Methodik der Bestimmung von Lästigkeitsdifferenzen

Die folgenden Hinweise sind als eine nur grobe Orientierung über die in den verschiedenen Studien verwendete (sehr unterschiedliche) Methodik zu verstehen (zu Details des Vorgehens in den einzelnen Studien s. die angegebenen Quellen).

Am einfachsten kann der Lästigkeitsvergleich in der Weise vorgenommen werden, dass die Reaktionen auf Schienen- und Straßenverkehrslärm bei gleicher Geräuschbelastung (z.B. für dieselbe Klasse von Mittelungspegeln) direkt miteinander verglichen werden. In der Mehrzahl der Studien (so etwa bei Heimerl & Holzmann 1978; Heintz et al 1980a,b; Fields & Walker 1982b; IF-Studie 1983; Griefahn et al 1999), erfolgte die Bestimmung der Lästigkeitsdifferenzen aber auf der Basis von Vergleichen zwischen den getrennt für beide Quellen bestimmten Dosis-Wirkungskurven: Für jede der Quellen (Schienen- und Straßenverkehrslärm) wurde durch geeignete statistische Schätzverfahren (z.B. Regressionsrechnung) eine Kurve (im einfachsten Fall eine Gerade) bestimmt, die die Beziehung zwischen der Reaktion (z.B. Gesamtbelästigung) und einem Kennwert der Geräuschbelastung (z.B.  $L_{eq,24h}$ ) beschreibt (Dosis-Wirkungs-Kurve). Stellt man die Kurven für beide Quellen in einem gemeinsamen Koordinatensystem mit der Reaktion als Ordinate und dem Belastungskennwert als Abszisse dar, so lässt sich der Vergleich der beiden Quellen hinsichtlich ihrer Lästigkeit in zweierlei Weisen vornehmen (vgl. Abbildung 4.2-1):

- 1) *Vergleich der Belästigungs-Reaktionen auf die beiden Lärmarten bei gleicher Geräuschbelastung* (also etwa einen bestimmten Mittelungspegel  $L_{eq}$  in dB(A)): vertikale Differenz ( $\Delta R$ ) zwischen den beiden Kurven für einen bestimmten Pegel.
- 2) *Vergleich der Mittelungspegel verschiedener Lärmarten, die die gleichen Belästigungs-Reaktionen hervorrufen*: horizontale Differenz ( $\Delta L$ ) zwischen den Kurven für ein bestimmtes Ausmaß an Belästigung.

In den meisten Studien werden die Differenzen in der Weise definiert, dass positive Differenzen in Richtung einer geringeren Lästigkeit oder Störwirkung des Schienenverkehrslärms im Vergleich zum Straßenverkehrslärm weisen.

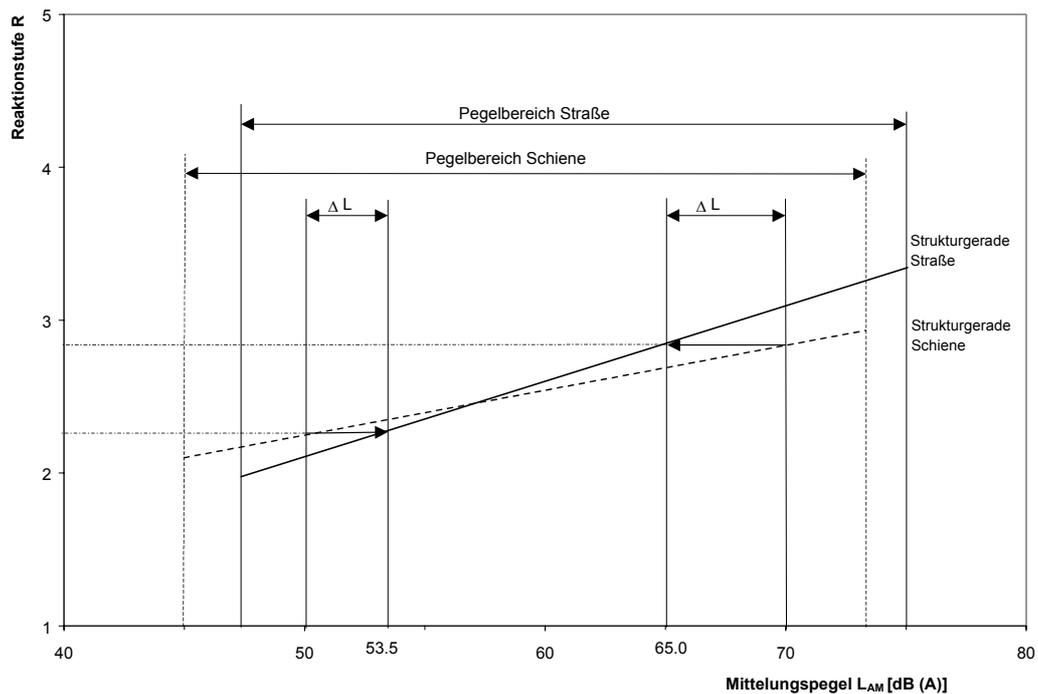


Abbildung 4.2-1: Beispiel für die Ermittlung von Lästigkeitsdifferenzen  $\Delta L$  in dB(A)

*Lesbeispiel:* Im unteren Pegelbereich ergibt sich eine negative Differenz von 3,5 dB(A) (im Sinne eines „Schiennenmalus“), d.h. einem Straßenpegel von 53,5 dB(A) entspricht bei gleicher Gestörtheit ein Schienenpegel von 50 dB(A). Im oberen Bereich ergibt sich eine positive Differenz von 5 dB(A) (im Sinne eines „Schienebonus“), d.h. einem Schienenpegel von 70 dB(A) entspricht bei gleicher Gestörtheit ein Straßenpegel von 65 dB(A).

Auf einige Aspekte der in den verschiedenen Studien verwendeten Methoden zur Bestimmung der Dosis-Wirkungs-Kurven und zur Schätzung der Lästigkeitsdifferenzen sei kurz eingegangen:

- *Datenniveau:* In einigen der Untersuchungen wurden die Dosis-Wirkungs-Kurven für Schiene bzw. Straße auf Individual-, in anderen auf Aggregatebene vorgenommen. Bei Betrachtung auf Aggregatebene kann die Aggregation jeweils für Untersuchungsgebiete (z.B. bei Fields & Walker 1982b oder in der IF-Studie 1983) oder aber für Pegelklassen (z.B. bei Griefahn et al 1999) erfolgen. Bei Aggregation können Mittelwerte (z.B. durchschnittliche Reaktion pro Gebiet) oder Anteile von „stark Belästigten“ (nach Dichotomisierung der zumeist mehrstufig erhobenen Reaktionen) betrachtet werden. Die Anteilswerte können untransformiert oder transformiert (z.B. Probit-Transformation bei Heimerl & Holzmann 1978) und mit oder ohne Gewichtung nach der Anzahl der Befragten pro Gebiet oder Pegelklasse verrechnet werden.

*Anm.:* Für beide Vorgehensweisen – die Verwendung von Individual- bzw. von Aggregatdaten – lassen sich Argumente anführen. So spricht intuitiv einiges für die Verwendung von Aggregatdaten (und damit für eine Abstraktion von der erheblichen interindividuellen Streuung der Reaktionen bei gleicher Belastung; vgl. Abschn. 2.3), da die Studien auf Aussagen zum ‚community response‘ abzielen; andererseits bietet die Verwendung von Individualdaten bessere Möglichkeiten der Fehlerrechnung. Die Diskussion soll hier nicht vertieft werden. Parallel für die Daten der Studie von Griefahn et al (1999) mit unterschiedlichen Methoden durchgeführte  $\Delta L$ - und  $\Delta R$ -Schätzungen ergaben für mehrere Reaktionsvariablen recht gut übereinstimmende Werte; dabei wurden die Schätzungen zum einen auf der Basis von Aggregatdaten und daraus bestimmten Strukturgeraden und zum anderen auf der Basis von linearen Regressionen für Individualdaten bestimmt (Liepert et al 2001).

- *Typ der Beziehung*: Zur Bestimmung der Dosis-Wirkungs-Kurven können lineare (z.B. bei Fields & Walker 1982b, IF-Studie 1983 oder Griefahn et al 1999) oder kurvilinear Beziehungen (z.B. polynomische Beziehungen bei Heintz et al 1980a,b) verwendet werden; bei Zugrundelegung linearer Beziehungen können die klassische lineare Regression oder Strukturgeraden (z.B. nach Madansky 1959; vgl. IF-Studie 1983) verwendet werden.
- *Schätzmethodik für die Differenzen*: Die Schätzung der Lästigkeitsdifferenzen ( $\Delta L$ ) kann auf unterschiedliche Weise vorgenommen werden. So kann man von einer der Kurven (z.B. jener für die Straße) als Referenzkurve ausgehen und ausgehend von ihr jeweils die horizontale Differenz zur anderen Kurve bestimmen – ohne Rücksicht darauf, ob dadurch eine Extrapolation in nicht untersuchte Pegelbereiche erfolgt. Zur Vermeidung einer solchen Extrapolation kann man aber auch (wie in der IF-Studie 1983 oder der Studie von Griefahn et al 1999) die Schätzungen für den jeweils unteren Pegelbereich in der Weise vornehmen, dass man jeweils von der oben liegenden Geraden nach rechts auf die darunterliegende Gerade schätzt, und die Schätzung für den oberen Pegelbereich entsprechend in der Weise, dass man jeweils von der unten liegenden Geraden nach links auf die darüberliegende Gerade schätzt.
- *Signifikanzprüfung*: Die Lästigkeitsdifferenzen zwischen den Quellen können auf unterschiedliche Weise auf statistische Signifikanz geprüft werden. Für die Prüfung der *vertikalen* Differenzen bietet sich beispielsweise die Bestimmung von Konfidenzintervallen mittels der klassischen Regressionsrechnung an; es können beispielsweise aber auch die Reaktionen für die beiden Quellen durch Unterschiedstests geprüft werden – sei es jeweils für bestimmte gleiche Pegelbereiche oder sei es für den untersuchten Pegelbereich insgesamt durch Analysen nach dem Allgemeinen linearen Modell (mit den Faktoren „Quelle“ und „Pegelklassen“ wie in Griefahn et al 1999). Für die Prüfung der *horizontalen* Differenzen stehen hingegen keine Standardverfahren zur Verfügung; man kann hier „Bootstrapping“-Verfahren nutzen (Ströhlein 2000 in einer Reanalyse von Daten aus Griefahn et al) oder mittels Fehlerrechnung auf der Basis des linearen Modells Konfidenzintervalle bestimmen (Ströhlein 2001).

Nicht zuletzt wegen des u.U. unterschiedlichen methodischen Vorgehens ist ein unmittelbarer Vergleich der  $\Delta L$ -Werte aus verschiedenen Untersuchungen nur bedingt möglich. Zudem erfolgt die Darstellung der Lästigkeitsdifferenzen uneinheitlich: so werden die Lästigkeitsdifferenzen nur in einigen Untersuchungen - teils auch nur für einige Kernvariablen – in Form von  $\Delta L$ -Werten mitgeteilt. Hingewiesen sei ferner darauf, dass sich der Lästigkeitsunterschied auch in Form einer "Kurve gleicher Lästigkeit" darstellen lässt: Man trägt in einem Diagramm die Mittelungspegel für die Straße gegen die Mittelungspegel für die Schiene gegeneinander ab und verbindet die Punkte gleicher Lästigkeit ( vgl. etwa IF-Studie 1983, Abschn. 7.3.3.1, bzw. Möhler et al 1986, S. 136f; vgl. ferner VDI 3722).

### 4.3 Schienen-Straßen-Vergleich hinsichtlich der Gesamtbelästigung

Im Folgenden werden Ergebnisse zu Fragen dargestellt, die auf eine Gesamteinschätzung der Situation bei Straßen- bzw. Schienenverkehrslärm abzielen. Dazu zählen Fragen, in denen die Befragten direkt um eine Einschätzung des Grades der Gesamtbelästigung bzw. der Gesamtgestörtheit durch Lärm aus der jeweiligen Quelle gebeten werden, aber auch Fragen, in denen den Befragten Gelegenheit gegeben wird, ihre Gesamtbelästigung durch die jeweilige Lärmquelle eher indirekt auszudrücken (Näheres zu letzteren Fragen: s.u.).

Zunächst zu den direkten Einschätzungen: Die Gesamtbelästigung / -gestörtheit wurde in den verschiedenen Studien nicht einheitlich erhoben (unterschiedliche Fragenformulierungen und Antwortskalen; die Untersuchungen fanden vor Verabschiedung der ICBEN-Vereinbarung zur ‚annoyance‘-Erfassung statt). Trotz dieser Unterschiede im Detail lässt sich der Typ der Fragestellung durch zwei Fragen aus der Studie von Griefahn et al (1999) veranschaulichen:

- Gesamtbelästigung: „Wie stark fühlen Sie sich hier – alles in allem genommen – durch Schienenverkehrslärm [ bzw. durch Straßenverkehrslärm ] belästigt? (mit verbaler 5-stufiger Antwortskala nach Rohrmann 1978 von „1=nicht belästigt“ bis „5=sehr belästigt“).
- Gesamtgestörtheit: „Wenn Sie mal alles bedenken, was wir gerade über den Schienenverkehrslärm [ bzw. den Straßenverkehrslärm ] besprochen haben: Wie stark fühlen Sie sich dann insgesamt - Tag und Nacht zusammen - durch den Schienenverkehrslärm [ bzw. durch den Straßenverkehrslärm ] gestört?“ (mit numerischer Antwortskala, dem sog. Lärm-„Thermometer“ von „0=überhaupt nicht gestört“ bis „10=äußerst stark gestört“).

Die Ergebnisse von 9 Studien, in denen die Befragten direkt nach ihrer Gesamteinschätzung zur Belästigung bzw. zur Gestörtheit durch Schienen- bzw. durch Straßenlärm befragt wurden, sind in Tabelle 4.3-1 zusammengefasst.

Tabelle 4.3-1: Ergebnisse zur direkten Gesamteinschätzung der Belästigung und Gestörtheit

Studie	Kurzbeschreibung der Ergebnisse
Heimerl & Holzmann 1978	Anteil der mittel bis untragbar Belästigten ist bei gleichem $L_{eq, tags}$ für STR höher als für SCH ( $\Delta L$ -Werte zw. +6,3 und +7,6 dB); analog für den Anteil der stark oder untragbar Belästigten ( $\Delta L$ -Werte zw. +4,8 und +10,4 dB). Analoge Ergebnisse bei Einbeziehung der Mischgebiete. Die Differenzen sind im oberen Pegelbereich geringer als im unteren Pegelbereich (S. 70ff). Bei Bezug auf Spitzenpegel (anstelle des $L_{eq}$ ) fallen die Differenzen deutlich größer aus (S. 79ff).
Fields & Walker 1980a; 1982a,b	Ab 65 dB ( $L_{eq}$ ) ist die ‚general annoyance‘ für SCH geringer als für STR (oder für Fluglärm); in der obersten Pegelstufe (74 dB, $L_{eq}$ ) beträgt die Differenz zum Straßenlärm – je nach Variable und Definition der Belästigten mindestens +4, teils auch über +10 dB(A). Differenz nimmt mit steigendem Pegel zu. Die SCH-Kurve hat einen flacheren Anstieg mit steigendem Pegel als die STR-Kurve. (Fields & Walker 1982b, S. 64+73)
Heintz, Meyer & Ortega 1980a	Gesamtgestörtheit (a) direkte Einschätzung: Lärm-„Thermometer“-Skala; b) Index gebildet u.a. aus: Thermometer, div. Störungen, div. Maßnahmen gegen Lärm; Unterstützung von Anti-Lärm-Initiativen; Umzugsplänen wg. Lärm): oberhalb von 55 dB ist STR störender als SCH; $\Delta L$ nimmt mit steigendem Pegel zu: bei 55 dB $\Delta L$ nahe Null, bei 60 dB ca. 4, bei 65 dB ca. 5 oder 6; bei 70 dB zw. 6 und 9. (S. 51 + Grafiken S. 52-55)
IF-Studie 1983	Gesamtbelästigung, Ärger, Gesamtgestörtheit (tags; nachts) ist für STR höher als für SCH. Differenz ( $\Delta L$ ) im oberen Pegelbereich (bei 70 dB) jeweils größer als im unteren Pegelbereich (bei 50 dB); Belästigung: $\Delta L$ zw. +0,8 und +4,6 dB; Gestörtheit tags: $\Delta L$ zw. +1,3 und +7,1 dB; Gestörtheit nachts: $\Delta L$ zw. +6,9 und +8,4 dB.
Peeters et al 1984	ab ca. 55 dB(A) STR stärker belästigend als SCH (S. 118; vgl. de Jong 1983, S. 306). Besonderheit: Bei der SCH-Belästigung wie bei anderen SCH-Reaktionsvariablen findet sich im oberen Pegelbereich ab ca. 62 dB ein „Knick“ nach unten in den Dosis-Wirkungs-Kurven.
Lang 1989	Der Anteil der insgesamt Gestörten ist im Pegelbereich zw. 50 und 68 dB(A) für STR höher als für SCH (S. 46+Bild 37b).
Griefahn, Möhler & Schuemer 1999	Gesamtbelästigung, Gesamtgestörtheit (tags; nachts; tags und nachts) ist für STR höher als für SCH. Differenz ( $\Delta L$ ) im oberen Pegelbereich (bei 70 dB) geringer als im unteren Pegelbereich (bei 50 dB). Belästigung: $\Delta L$ zw. +2,5 und +5,5 dB; Gestörtheit tags: $\Delta$ zw. +2,9 und +3,9; Gestörtheit nachts: $\Delta L$ zw. +7,9 und +8,1; Gestörtheit tags und nachts: $\Delta L$ zw. +0,8 und +6,3. (S. 127ff, Abbildungs- und Tabellenband, S. 128)
Kastka & Faust 1997	Vgl. des Anteil stark Belästigter in einem SCH-Gebiet bei ca. 70 dB mit Regression für STR: SCH belästigender als STR
Kofler & Lercher 1998/99	Bis ca. 50 dB Belästigung bei SCH geringer als bei STR, oberhalb von 50 dB Belästigung bei SCH stärker als bei STR (S. 4-17, 4-104, 6-32f und 10-4).

In 7 der 9 aufgeführten Studien erwies sich Gesamt-Belästigung oder Gesamt-Gestörtheit durch Bahnlärm bei gleicher Geräuschbelastung (Mittelungspegel) zumindest für bestimmte Pegelbereiche als geringer als die Belästigung durch Straßenverkehrslärm (Heimerl & Holzmann 1978, 1979; Fields & Walker 1980a, 1982b; Heintz, Meyer & Ortega 1980a,b; IF-Studie 1983 bzw. Möhler et al 1986; Peeters et al 1984; Lang 1989, Griefahn et al 1999). In vier Studien waren dabei die Schienen-Straßenlärm-Lästigkeitsdifferenzen im oberen Pegelbereich größer als im unteren Pegelbereich (Fields & Walker 1980a, 1982b; Heintz, Meyer & Ortega 1980a; IF-Studie 1983 bzw. Möhler et al 1986; Peeters et al 1984), in zwei Studien war die Differenz im oberen Pegelbereich geringer als im unteren Pegelbereich (Heimerl & Holzmann

1978, 1979; Griefahn et al 1999). Soweit in den Studien für die Gesamt-Belästigung Schätzungen der Lästigkeitsdifferenz, ausgedrückt in Pegelheiten ( $\Delta L$  in dB(A)), vorgenommen wurden, variieren diese für die Gesamtbelästigung zwischen nahe null dB (Heintz et al 1980a für den unteren Pegelbereich) bis +10 dB (Fields & Walker 1982b für die oberste Belastungsstufen bei 74 dB(A)  $L_{eq}$ ). In den beiden Studien, in denen die Gesamt-Gestörtheit getrennt für den Tag und für die Nacht erfragt wurde (IF-Studie 1983; Griefahn et al 1999), fallen die  $\Delta L$ -Schätzwerte für die auf die Nacht bezogene Gesamt-Gestörtheit mit Werten zwischen +6,9 und +8,4 dB höher als die entsprechenden Schätzwerte für die auf den Tag bezogene Gestörtheit aus (zwischen +1,3 und +7,1 dB(A)).

Die Überprüfung der statistischen Signifikanz der festgestellten Lästigkeitsdifferenzen wurde auf unterschiedliche Art und Weise vorgenommen. So wurden z.B. in Griefahn et al (1999) die Unterschiede in der Gesamtbelästigung bzw. der Gesamtgestörtheit mittels zweifaktorieller Analysen nach dem Allgemeinen Linearen Modell (Faktor 1: Quelle „Schiene vs. Straße“; Faktor 2: Pegelstufen) geprüft, wobei der Haupteffekt Quelle jeweils signifikant ( $p < 0.001$ ) war. In einer Analyse, in der Daten aus Griefahn et al (1999), Liepert et al (2001), Zeichart et al (1999, 2001) sowie aus einer Zusatzerhebung in Schienen- und Straßengebieten mit hoher Verkehrsmengenbelastung verwendet wurden (Liepert et al 2003), erfolgte die Überprüfung der statistischen Signifikanz der Lästigkeitsdifferenzen hinsichtlich der Gesamtbelästigung über Konfidenzintervalle für die Reaktionsdifferenzen bei gleichem Pegel (vertikale Abstände bzw.  $\Delta R$ -Werte in Reaktionseinheiten) bzw. für die Pegelunterschiede bei gleicher Reaktion (horizontale Abstände bzw.  $\Delta L$ -Werte in dB(A); vgl. Abbildung 4.3-1a,b): Im Pegelbereich zwischen 50 dB(A) und 70 dB(A) überschneiden sich die 95%-Konfidenzintervalle der Lästigkeitsunterschiede nicht.

File: c:\saedat\YX\_LM\_DEL\_R\_SCHSTR\_f25\_lmfzdc\_f20\_lmfdac\_ausw4a\_INDIV\_9\_2001-02-12\_GSTGIF

YX-Regressionsgeraden von Schiene (SCH) und Strasse (STR)  
inkl. LM-Fehler-95%-Konfidenzintervalle der Reaktionsdifferenz

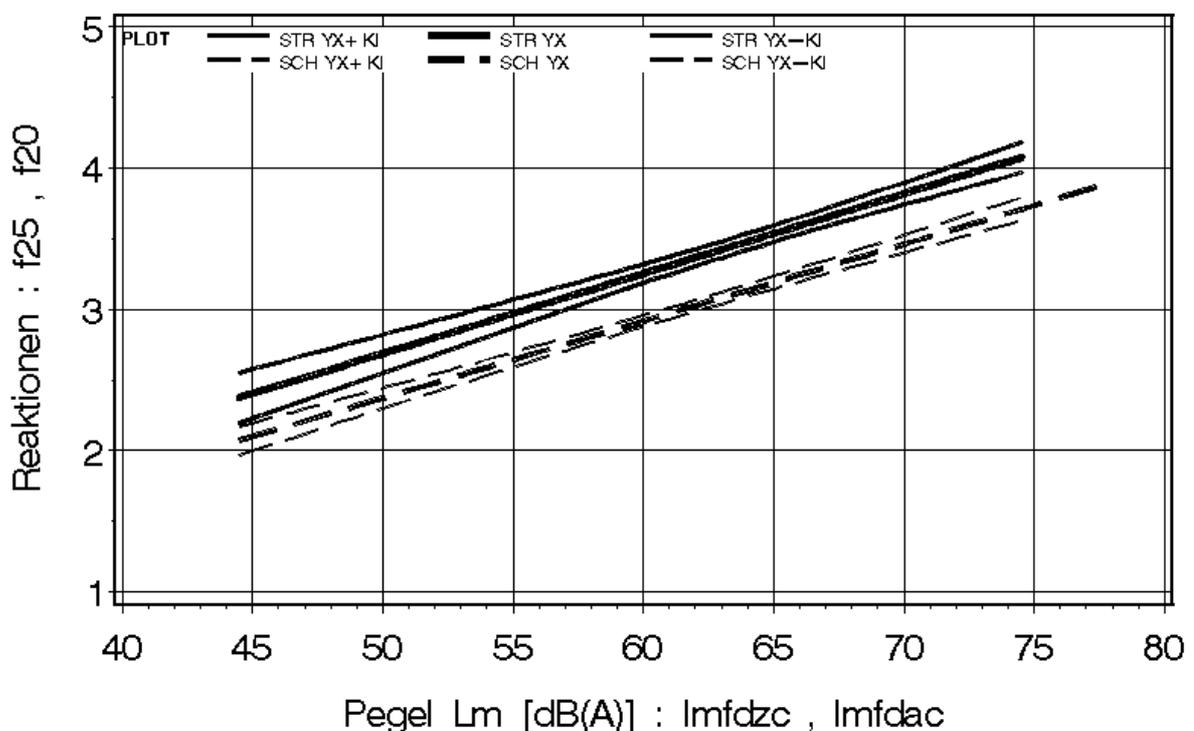


Abbildung 4.3-1a: Reaktionsdifferenz ( $\Delta R$ ) für die Gesamtbelästigung bei Schiene und Straße – mit 95%-Konfidenzintervall (Daten aus Liepert et al 2003)

File: c:\saedat\YX\_LM\_DEL\_P\_SCHSTR\_f25\_Imfdzc\_f20\_Imfdac\_ausw4a\_INDIV\_9\_2001-02-12\_GST.GIF

### YX-Regressionsgeraden von Schiene (SCH) und Strasse (STR) inkl. LM-Fehler-95%-Konfidenzintervalle der Pegeldifferenz

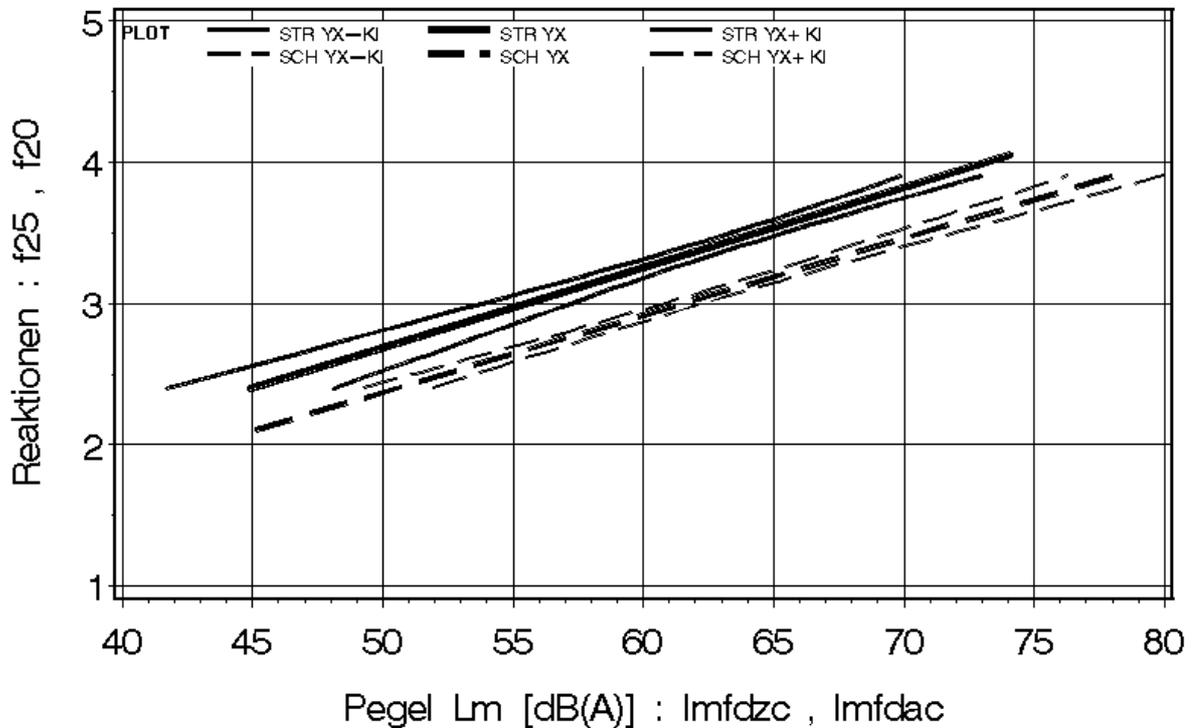


Abbildung 4.3-1b: Pegeldifferenz ( $\Delta L$ ) für die Gesamtbelastigung bei Schiene und Straße – mit 95%-Konfidenzintervall (Daten aus Liepert et al 2003)

Kurz zu den zwei der 9 Studien, in denen die größere Belästigung durch Straßenverkehrslärm im Vergleich zum Schienenverkehrslärm nicht bestätigt wurde:

- In der Untersuchung von Kofler & Lercher (1998/99) war die Belästigung durch Straßenverkehrslärm nur bis zu Pegeln ( $L_{eq}$ ) von ca. 50 dB größer als die Belästigung durch Schienenverkehrslärm; ab 50 dB(A) stieg die Schienenlärm-Belästigung steil an und überstieg dann die Straßenverkehrslärm-Belästigung (Kofler & Lercher 1998/99; u.a. S. 5-15 und 6-32). In Abschn. 4.1 war auf die Besonderheiten dieser Studie hingewiesen worden; es spricht einiges dafür, dass die größere Schienenverkehrslärm-Belästigung in dieser Studie insbes. durch die Diskussionen um den weiteren Ausbau der Bahnstrecke bzw. um den Neubau einer zusätzlichen Strecke beeinflusst wurde (s. auch unten: Abschn. 4.8).
- Kastka & Faust (1997) stellten in einem Gebiet mit hoher Schienenverkehrsmenge eine höhere Belästigung als bei vergleichbarer Straßenverkehrsgeräuschbelastung fest; es ist aber schwer abzuschätzen, inwieweit die Ergebnisse durch die Brems- und Anfahrgeräusche der Züge im Bahnhofsbereich sowie den S-Bahnverkehr beeinflusst worden sind.

Selbst bei Berücksichtigung der beiden letztgenannten Studien mit abweichenden Ergebnissen sprechen die Befunde insgesamt dafür, dass Schienenverkehrslärm von Betroffenen bei gleicher Intensität der Geräuschbelastung im Vergleich zum Straßenverkehrslärm als weniger belästigend empfunden wird. Dies wird auch durch eine Analyse von Daten aus französischen Untersuchungen an Bahn-Bestandsstrecken bestätigt: Auch hier zeigte sich eine Lästigkeitsdifferenz zugunsten der Schiene ab ca. 55 dB ( $L_{eq}$ ), die mit zunehmendem Pegel größer wurde ( $\Delta L$  bei 55 dB: nahe Null;  $\Delta L$  bei 70 dB: ca. +5 dB; Lambert, Champelovier & Vernet 1998a,b).

Die vorstehenden Lästigkeitsvergleiche wurden auf der Basis von Mittelungspegeln durchgeführt. Heimerl & Holzmann (1978, S. 79ff) haben analoge Vergleiche auf der Basis von Maximalpegeln vorgenommen; die dabei resultierenden  $\Delta L$ -Werte fielen betragsmäßig größer aus als bei Zugrundelegung von Mittelungspegeln. Zu ähnlichen Resultaten gelangte Möhler (1990) in einer Re-Analyse von Daten aus der IF-Studie.

*Weitere Variablen, die eine Lästigkeitseinschätzung i.w.S. beinhalten:* Neben Fragen zur direkten Einschätzung der Gesamtbelästigung wurden in einigen der Studien weitere Fragen verwendet, die den Befragten die Gelegenheit boten, eine Einschätzung der Lärmsituation zum Ausdruck zu bringen. Einige dieser Fragen sind insofern weniger suggestiv als die direkten Belästigungsfragen, als bei ihnen im Fragetext der Bezug auf eine bestimmte Lärmquelle oder auf die Lärmthematik überhaupt fehlt. Letzteres gilt etwa für Fragen zur Wohnzufriedenheit oder für offene Fragen nach störenden Lebensbedingungen im Wohnumfeld, bei denen den Befragten die Gelegenheit gegeben wird, von sich aus – „spontan“, d.h. ohne Vorgabe entsprechender Antwortoptionen – den Lärm der jeweiligen Quelle zu nennen. In der nachstehenden Aufzählung beinhalten die unter 1. bis 4. genannten Variablen weitere direkte Einschätzungen zur Lästigkeit von Schienen- und Straßenverkehrslärm. Die unter 5. genannten Variablen – Beschwerden und Beteiligung an Protesten – stehen in Beziehung zur empfundenen Belästigung. Bei der 6. Variablen (Klagen über „zuviel Lärm“) wurde die jeweilige Lärmquelle in der Frage nicht spezifiziert, sondern nur auf Lärm allgemein Bezug genommen. Die unter 7. und 9. genannten Variablen betreffen Fragen, die zumeist vor Thematisierung des Lärms im Interview plaziert waren. Zu den Variablen im einzelnen:

1. *Erträglichkeit* des Schienen- bzw. Straßenverkehrslärms insgesamt (bezogen auf den Tag bzw. die Nacht; IF-Studie 1983, S. 95f u. 120ff, Griefahn et al 1999, S. 134f): Die Erträglichkeit wird beim Schienen- eher als beim Straßenverkehrslärm bejaht.
2. *Ärger oder Wut* wegen Schienen- bzw. Straßenverkehrslärm (Heimerl & Holzmann 1978, S. 82; Heintz et al 1980a, S. 61; IF-Studie 1983, S. 113): Der Ärger bzw. die Wut ist beim Straßen- stärker als beim Schienenverkehrslärm ausgeprägt.
3. *Störbarkeit* durch Schienen- bzw. Straßenverkehrslärm (IF-Studie 1983, S. 95f; Index mit Betonung emotional-affektiver Aspekte aus 6 Items; Items wie: „Ich bin schon oft wütend wegen des Schienen- bzw. Straßenverkehrslärm gewesen“ oder „Der Schienen- bzw. Straßenverkehrslärm kann mir den Feierabend verderben“): Die Störbarkeit fällt für Straßenverkehrslärm größer als für den Schienenverkehrslärm aus.
4. *Direkter Lästigkeitsvergleich* von Schienen- bzw. Straßenverkehrslärm (Griefahn et al 1999, S. 137f u. Tabellenband, S. 145): In Gebieten mit dominantem Straßenverkehrslärm wird Straßenlärm mehrheitlich (70% oder mehr) schon bei niedrigen Pegel (ab 45 dB) für lästiger als Schienenverkehr gehalten; umgekehrt wird Schienenlärm in Gebieten mit dominantem Schienenverkehrslärm erst bei deutlich höheren Pegeln mehrheitlich für lästiger als Straßenlärm gehalten.
5. *Beschwerde- und Protestverhalten*: Proteste (wie z.B. Beschwerdeanrufe, ein Beitritt zu oder die aktive Mitarbeit in Anti-Lärm-Gruppen erfolgen in Gebieten mit dominantem Straßenverkehrslärm häufiger als in Gebieten mit dominantem Schienenverkehrslärm (Griefahn et al 1999, Tabellenband S. 150; Heintz et al 1980a, S. 64). (Zur Beziehung zwischen Beschwerdeverhalten und Belästigung: Zwar fühlen sich Beschwerdeführer i.d.R. durch den Lärm stark belästigt; aber nur eine Minderheit jener, die sich stark belästigt fühlen, greift auch zu Beschwerdemaßnahmen bzw. beteiligt sich aktiv an organisierten Protestmaßnahmen.)
6. *Klagen über zuviel Lärm* (quellen-unspezifisch abgefragt; „zuviel Lärm“ war ein Wohnumfeldaspekt von mehreren in der Frage vorgegebenen, „über die man immer wieder Klagen hört“): Die Klagen über zuviel Lärm sind in Gebieten mit dominantem Straßenverkehrslärm stärker ausgeprägt als in Gebieten mit dominantem Schienenverkehrslärm. Straßenverkehrslärm wird zudem häufiger als Bahnlärm bei der Nachfrage genannt, an welche Lärmart bei den Klagen über „zuviel Lärm“ gedacht wurde (IF-Studie 1983, S. 95f u. 120ff).

7. *Wohnzufriedenheit*: Während beim Straßenverkehr die Wohnzufriedenheit mit steigender Geräuschbelastung abnimmt, ist bei der Bahn keine entsprechende Beeinträchtigung der Zufriedenheit mit steigendem Pegel zu verzeichnen (Lang 1989, S. 45 u. Bild 37a; Griefahn et al 1999, S. 135). Und auf die offene Nachfrage nach dem Grund für die geringere Zufriedenheit wird bei vergleichbarer Geräuschbelastung in Straßengebieten häufiger Straßenverkehrslärm als in Schienengebieten Bahnlärm genannt (Lang 1989, S. 45).
8. *Planung eines Wegzugs* aus der Gegend: Die Tendenz zum Umzug ist in Gebieten mit dominantem Straßenverkehrslärm stärker als in Gebieten mit dominantem Schienenverkehrslärm ausgeprägt (IF-Studie 1983, S. 96; Griefahn et al 1999, S. 135f u. Tabellenband S. 141f). Der Anstieg bei steigendem Pegel ist bei der Straße stärker als bei der Schiene ausgeprägt.
9. *Spontannennung von Schienen- bzw. Straßenverkehrslärm* auf die offenen Frage nach störenden oder gesundheitsgefährdenden Lebensbedingungen (IF-Studie 1983, S. 95f u. 120ff; Griefahn et al 1999, S. 134ff): In Gebieten mit dominantem Straßenverkehrslärm wird Straßenlärm auf die Frage nach störenden bzw. gesundheitsgefährdenden Lebensbedingungen häufiger genannt, als in Gebieten mit dominantem Schienenverkehrslärm der Bahnlärm genannt wird.

Die Ergebnisse der Mehrzahl der Untersuchungen zu diesen Variablen bestätigen also insgesamt die geringere Belästigung durch Schienenverkehrslärm im Vergleich zum Straßenverkehrslärm.

#### **4.4 Schienen-Straßen-Vergleich hinsichtlich spezifischer Störungsaspekte und hinsichtlich von Störungsindices**

Im Folgenden wird untersucht, ob und inwieweit die in der Mehrzahl der Studien festgestellte geringere Gesamt-Belästigung durch Schienen- im Vergleich zum Straßenverkehrslärm (s. Abschn. 4.3) auch für andere Lärmwirkungsbereiche gültig ist. Betrachtet werden sollen dabei drei Typen von Variablen: 1) Störungen durch Lärm hinsichtlich spezifischer Störungsbereiche (wie z.B. Kommunikation), 2) Maßnahmen, die Betroffenen ergreifen, um sich gegen den Lärm zu schützen, sowie 3) zusammenfassende Störungsindices (letzere noch einmal unterteilt in: a) störungsbereichs-übergreifende Aktivitätenstörungsindices und b) Indices, die neben Aktivitätenstörungen auch andere Reaktionsbereiche umfassen).

##### *Lästigkeitsdifferenzen hinsichtlich spezifischer Störungsbereiche*

Betrachtet man anstelle der Gesamtbelästigung Störungen in einzelnen spezifizierten Bereichen (wie Kommunikation, Erholung, Schlaf), sind die Untersuchungsergebnisse wesentlich uneinheitlicher: Die Größe und Richtung der Straßen-Schienen-Störwirkungsdifferenz variiert je nach betrachtetem Störungsbereich (und teils auch je nach Untersuchung); zudem finden sich auch Störungsbereiche, bei denen der Schienenverkehrslärm störender als der Straßenverkehrslärm erscheint. Zu den *spezifischen Störungsbereichen* im einzelnen:

- *Kommunikation*: Dieser Bereich umfasst Störungen u.a. bei Unterhaltungen, beim Telefonieren und beim Zuhören (Fernsehen, Radio, Musik). Weitgehend übereinstimmend zeigte sich in mehreren Untersuchungen, dass die Störungen der Kommunikation im Innenraum durch Bahnlärm stärker als die Kommunikationsstörungen durch Straßenverkehrslärm sind (Heintz et al 1980a, S. 58; IF-Studie 1983, S. 113; Griefahn et al 1999, S. 127f u. Tabellenband S. 126; ähnlich auch Peeters et al 1984, S. 96, für die Situation bei geöffneten Fenstern). Für die Kommunikationsstörungen werden dementsprechend teils im Betrag höhere negative  $\Delta L$ -Werte (IF-Studie: zwischen  $-1,2$  bis  $-4,4$  dB; Griefahn et al: zwischen  $-5,9$  und  $-10,2$  dB) berichtet (zum möglichen Einfluss der Art der Abfrage auf dieses Ergebnis s.u.: Abschn. 4.5). Allerdings fanden Heimerl & Holzmann (1978, S. 82), dass der Anteil derer, die sich bei Unterhaltungen gestört fühlten, bei 55 wie bei 70 dB für die Straße jeweils etwas höher als für

Schiene ausfiel. Sie berichteten aber zudem, dass der Anteil derer, die das Radio bzw. den Fernseher lauter stellen, zwar im unteren Pegelbereich (bei 55 dB(A)) bei der Straße größer als bei der Schiene ist, hingegen im oberen Pegelbereich (bei 70 dB(A)) bei der Schiene größer als bei der Straße ist. Ähnliches berichteten auch Griefahn et al (1999, Tabellenband, S. 155); sie stellten zudem fest, dass bei höherer Geräuschbelastung (> 60 dB(A)) der Anteil derer, die angeben, „gelegentlich“ oder öfter lauter sprechen zu müssen, in Gebieten mit dominantem Schienenverkehrslärm größer als in Gebieten mit dominantem Straßenverkehrslärm ist.

Auch im Außenraum sind die Kommunikationsstörungen (Unterhaltungen im Freien) zumindest im oberen Pegelbereich bei der Schiene stärker als bei der Straße ausgeprägt ( $\Delta L$  bei 70 dB(A) = -4,0 dB; hingegen  $\Delta L$  bei 50 dB(A) = +2,7 dB; Griefahn et al 1999, S. 128 u. Tabellenband, S. 126).

Die stärkere Störwirkung von Bahnlärm im Bereich der Kommunikation erscheint nicht unplausibel, wenn man die Angaben zu den Kommunikationsstörungen jeweils auf Situationen während der Vorbeifahrt von Fahrzeugen bezieht. Während der Vorbeifahrt eines Zuges (z.B. eines Güterzuges von bis zu 500m Länge) werden höhere Maximalpegel erreicht und dauert die Störung länger an als selbst bei der Vorbeifahrt eines LKW (zu den Vorbeifahrtzeiten von Zügen und Kfz s. auch Möhler 1988b). Zumindest im Nahbereich der Bahntrasse und bei geöffneten Fenstern wird man während einer Zugvorbeifahrt Gespräche oder Telefonate für einige Sekunden unterbrechen bzw. lauter sprechen müssen oder Mühe haben, die Gesprächspartner zu verstehen.

Eine weitere Ursache für die größeren Kommunikationsstörungen bei der Schiene dürften die unterschiedlichen Fensterstellgewohnheiten in Schienen- und Straßengebieten sein: In Gebieten mit dominantem Schienenverkehr tendieren die Betroffenen sehr viel stärker als bei der Straße dazu, die Fenster in den Wohn- und Schlafräumen üblicherweise geöffnet zu halten (Heimerl & Holzmann 1978; Heintz et al 1980a; IF-Studie 1983; Lang 1989; Griefahn et al 1999, Liepert et al 2001). Diese unterschiedlichen Fensterstellgewohnheiten von Anwohnern von Schienen- bzw. Straßenverkehrswegen begünstigt das stärkere Auftreten von Kommunikationsstörungen bei der Schiene. Dementsprechend fanden Peeters et al (1984) stärkere Störungen bei Unterhaltungen in der Wohnung für die Schiene als für die Straße nur, wenn bei der Schiene die Situation bei geöffnetem Fenster betrachtet wurde; für die Situation bei der Schiene bei geschlossenen Fenstern waren die Störungen hingegen niedriger als bei der Straße. (Allerdings fanden Liepert et al 2001 auch dann ein größeres Ausmaß von Kommunikationsstörungen bei der Schiene als bei der Straße zumindest im oberen Pegelbereich, wenn in der Analyse die Kommunikationsstörungen nur solcher Befragten bei Schiene und Straße verglichen wurden, die angegeben hatten, die Fenster in den Wohnräumen üblicherweise geschlossen zu halten.) – Zu den Kommunikationsstörungen bei Schiene und Straße s. auch unten: Abschn. 4.5.

- *Ruhe und Erholung*: Die Ergebnisse zu diesem Bereich sind uneinheitlich. In der Mehrzahl der Untersuchungen zeigten sich geringere Störungen der Ruhe und *Erholung im Innenraum* (Entspannung, Feierabendruhe, Ausruhen, Lesen o.ä.) durch Schienen- als durch Straßenverkehrslärm (Heimerl & Holzmann 1978, S. 82; Heintz et al 1980a, S. 56; Peeters et al 1984, S. 97; IF-Studie 1983, S. 113). Hingegen berichten Griefahn et al (1999, S. 127f u. Tabellenband S. 126) eine etwas geringere Störwirkung des Straßenverkehrslärms für diesen Bereich. - Auch für die *Erholung im Außenbereich* sind die Ergebnisse nicht einheitlich. Nach Heimerl & Holzmann (1978, S. 82) beeinträchtigt Straßenverkehrslärm bei niedrigeren wie auch bei höheren Pegeln die „Freude am Spaziergehen“ stärker als Bahnlärm; hingegen berichteten Griefahn et al (1999, S. 128 u. Tabellenband S. 126), dass Straßenverkehrslärm sich nur bei niedrigeren Pegeln störender auf die Erholung im Freien auswirkt ( $\Delta L$  bei 50 dB(A): +5,7 dB), während im oberen Pegelbereich die Lästigkeitsdifferenz nahe Null war ( $\Delta L$  bei 70 dB(A): -0,8 dB).

- *erfragte Schlafstörungen*: Übereinstimmend wird in 5 Studien (Heimerl & Holzmann 1978, S. 82; Heintz et al 1980a, S. 57; IF-Studie 1983, S. 113; Peeters et al 1984, S. 99; Griefahn et al 1999, S. 130f u. Tabellenband S. 127) berichtet, dass die von den Befragten dem Lärm der jeweiligen Quelle zugeschriebenen Schlafstörungen (wie: hindert am Einschlafen, weckt nachts oder morgens auf) bei vergleichbarer Geräuschbelastung bei der Straße stärker als bei der Schiene ausfallen. Soweit  $\Delta L$ -Werte berichtet werden, variieren diese zwischen + 6,2 und +14,2 dB. (Zur Problematik der Interpretation erfragter Schlafstörungen s. Abschn. 2.2.)
- *psycho-vegetative Störungen*: Straßenverkehrslärm führt im Vergleich zum Schienenverkehrslärm bei vergleichbarer Geräuschbelastung zu stärkeren psycho-vegetativen Beschwerden (Gereiztheit, Nervosität, Schreckreaktionen o.ä.), die von den Befragten dem Lärm der jeweiligen Quelle zugeschrieben werden (Heimerl & Holzmann 1978, S. 82; Peeters et al 1984, S. 100; IF-Studie 1983, S. 113; Griefahn et al 1999, S. 130f u. Tabellenband S. 128). Die beim Schienenverkehr vorhandenen Ruhepausen zwischen den Zugvorbeifahrten sowie die größere Regelmäßigkeit und Vorhersehbarkeit der Ereignisse dürften zu diesem Ergebnis beitragen.
- *Erschütterungswirkungen*: Gemeint sind primäre Wirkungen (wie zitternde Wände oder Böden) wie auch sekundäre Folgen (wie z.B. Fensterklirren). Die Ergebnisse hierzu sind uneinheitlich: Während in drei Untersuchungen (Heintz et al 1980a, S. 60; IF-Studie 1983, S. 121f; Peeters et al 1984, S. 101) die Störungen bei der Schiene stärker als bei der Straße waren, berichteten Heimerl & Holzmann (1978, S. 82) von einem stärkeren Ausmaß von Erschütterungsfolgen („zitternder Wände, Klirren von Fensterscheiben) bei der Straße als bei der Schiene.
- *Geruchsbelästigung*: In Gebieten mit dominantem Straßenverkehrslärm gibt es im Vergleich zu Gebieten mit dominantem Schienenverkehrslärm stärkere Klagen über „verschmutzte Luft/Abgase“ sowie über „unangenehme Gerüche“ (Schuemer & Zeichart 1987, S. 34f; Analyse von Daten der IF-Studie). Dies spiegelt die Nutzung unterschiedlicher Antriebsarten bei beiden Verkehrsarten wider: Verbrennungsmotoren vs. Elektromotoren (vgl. Abschn. 4.7).

Trotz geringerer Gesamt-Belästigung durch Bahnlärm gibt es also eine Reihe spezifischer Störungsbereiche (insbes. die Kommunikationsstörungen), bei denen Bahnlärm bei gleicher Geräuschbelastung stärker störend als Straßenverkehrslärm erscheint. Dies mag zwar widersprüchlich erscheinen; analoge Diskrepanzen zwischen der Gesamt-Beurteilung eines Gegenstandes und den Beurteilungen desselben Gegenstandes hinsichtlich spezifischer Beurteilungssaspekte dürften jedoch bei komplexen Beurteilungsgegenständen eher die Regel sein.

### *Vergleiche hinsichtlich von Maßnahmen gegen Störungen durch Lärm*

Auch bei den Maßnahmen, die die Betroffenen gegen den Lärm ergreifen, gibt es Unterschiede zwischen den Quellen. (Solche Maßnahmen dürften teils direkt durch die Geräuschbelastung beeinflusst werden, teils aber auch in Wechselbeziehung zu den Belästigungs-/Gestörtheits-Reaktionen stehen.) Einige der im folgenden genannten Maßnahmen richten sich eher gezielt gegen Störungen in spezifischen Störungsbereichen (z.B. Lauteres Sprechen gegen Störungen im kommunikativen Bereich); andere Maßnahmen betreffen mehrere Störungsbereiche oder zielen darauf ab, sich generell gegen den Stressor „Lärm“ besser zu schützen oder sich ihm ganz zu entziehen.

- *Fenster geschlossen halten bzw. Fenster für die Dauer der Störung schließen*: Der Anteil derer, die angeben, die Fenster (tags in den Wohnräumen oder nachts in den Schlafräumen) üblicherweise geschlossen zu halten oder sie zumindest vorübergehend zu schließen, ist in Gebieten mit dominantem Straßenverkehrslärm deutlich höher als in Gebieten mit dominantem Schienenverkehrslärm (Heimerl & Holzmann 1978; Heintz et al 1980a; IF-Studie 1983; Lang 1989; Griefahn et al 1999; vgl. Liepert et al 2001 und Schuemer 2000).

- *Lauter sprechen, Radio/TV lauter stellen:* Wie oben bei den Kommunikationsstörungen schon dargelegt, ist der Anteil derer, die angeben, wegen des Straßen- bzw. Schienenverkehrslärm „gelegentlich“ oder öfter lauter zu sprechen oder die Lautstärke ihrer Empfangsgeräte zu erhöhen sowie sich weniger zu unterhalten, bei der Schiene größer als bei der Straße (Griefahn et al 1999; S. 140; Tabellenband S. 155).
- *Verwendung von Ohrstöpseln („Ohropax“):* Heintz et al (1980a, S. 62) berichteten, dass der Anteil derer, die angeben, wegen des Straßen- bzw. Schienenverkehrslärm Ohrpax zu verwenden, bei beiden Quellen bis 60 dB insgesamt gering war, dann aber (ab 60 dB) bei der Straße steiler (bis auf 30%) als bei der Schiene (bis zu 20%) anstieg. In der Studie von Griefahn et al (1999, S. 141; Tabellenband S. 153) war der Anteil derer, die angeben, wegen des Straßen- bzw. Schienenverkehrslärm „gelegentlich“ oder öfter Ohrstöpsel zu verwenden, bei beiden Quellen insgesamt gering (5% oder weniger).
- *Einnahme von Schlafmitteln:* Der Anteil derer unter den Befragten, die angeben, wegen des Straßen- bzw. Schienenverkehrslärm „gelegentlich“ oder öfter Schlafmittel einzunehmen, ist bei beiden Quellen insgesamt gering (4% oder weniger). Bei höherer Geräuschbelastung (über 60 dB(A)) erfolgt die Schlafmitteleinnahme in Straßengebieten etwas häufiger als in Bahngebieten. (5% vs. 0%; Griefahn et al 1999, Tabellenband S. 153ff).
- *Zurückziehen in ruhigeren Raum:* Der Anteil derer, die angeben, wegen des Straßen- bzw. Schienenverkehrslärm sich „gelegentlich“ oder öfter in einen ruhigeren Raum zurückzuziehen, ist bei Straße größer als bei der Schiene (Griefahn et al 1999, S. 140; Tabellenband S. 155).
- *Einbau von Isolierfenstern, Anbringen von Schallschutz:* Der Anteil derer, die angeben, Isolierfenster eingebaut zu haben oder Schallschutz an Wänden und Türen angebracht zu haben, ist in Gebieten mit dominantem Straßenverkehrslärm jeweils höher als in Gebieten mit dominantem Schienenverkehrslärm (Griefahn et al 1999, S. 138f, Tabellenband S. 150).
- *Verlegung von Räumen:* Der Anteil derer, die angeben, Wohn- oder Schlafräume in ihrer Wohnung wegen des Lärms verlegt zu haben bzw. die Raumnutzung geändert zu haben, ist in Gebieten mit dominantem Straßenverkehrslärm höher als in Gebieten mit dominantem Schienenverkehrslärm (Griefahn et al 1999, Tabellenband S. 150).

Auf weitere „Maßnahmen“ gegen Lärm (wie Beschwerden oder Planung eines Wegzugs aus der Gegend) war in Abschn. 4.3 schon hingewiesen worden.

Ähnlich wie bei den spezifischen Störungen durch Lärm ergibt sich also auch für die Maßnahmen gegen Lärm ein gemischtes Bild: Insbesondere bei Maßnahmen gegen Störungen im Kommunikationsbereich sehen Bahnlärm-Betroffene eher als Straßenverkehrslärm-Betroffene Anlass, Maßnahmen gegen den Lärm zu ergreifen. Die sonstigen Maßnahmen werden hingegen anscheinend jeweils eher von Straßenverkehrslärm- als von Bahnlärm-Betroffenen ergriffen.

#### *Vergleiche hinsichtlich von zusammenfassenden Störungsindices*

In mehreren der Untersuchungen wurden Schienen-Straßenverkehrslärm-Lästigkeitsvergleiche auf der Basis von zusammenfassenden Indices durchgeführt, in die jeweils die Angaben der Befragten zu mehreren Einzelfragen eingingen. Hauptvorteil solcher zusammenfassender Maße ist die dadurch erreichbare Steigerung der Zuverlässigkeit (Reliabilität) der Messungen. Es gibt aber auch Probleme bei der Interpretation von Lästigkeitsdifferenzen, die auf der Basis solcher zusammenfassenden Indexmaße durchgeführt worden sind: Bildet man pro Quelle eine Rangordnung der Störbereiche nach dem Ausmaß der Störung, so rangieren bei der Schiene die Kommunikationsstörungen deutlich vor den Störungen von Ruhe und Erholung, während bei der Straße die Störungen von Ruhe und Erholung i.a. vor den Kommunikationsstörungen liegen (vgl. u.a. Åhrlin 1988). Selbst wenn also innerhalb einer jeden Quelle die Störungen für die verschiedenen Bereiche untereinander hoch korrelieren und somit eine Zusammenfassung in einen Störungsbereichs-übergreifenden Index naheliegend erscheint, können sich bei Quellen-

Lästigkeitsvergleichen auf der Basis solcher Indices die unterschiedlichen Lästigkeitsdifferenzen für die verschiedenen Störungsbereiche einander überlagern. Je nachdem, mit welchem Gewicht ein bestimmter Störungsbereich in den Gesamtscore eingeht (z.B. je nachdem, durch wieviele Items dieser Bereich im Gesamtscore vertreten ist), können sich unterschiedliche Schienen-Straßen-Lästigkeitsdifferenzen ergeben; enthält der Index beispielsweise eine relativ große Anzahl von Items zum kommunikativen Bereich, wird sich für den Gesamtscore eher eine Lästigkeitsdifferenz im Sinne größerer Bahnlärm-Störung ergeben, während Indices, bei denen Items zu Kommunikationsstörungen eine untergeordnete Rolle spielen, vermutlich eine Lästigkeitsdifferenz im Sinne größerer Störung durch Straßenverkehrslärm ergeben werden. (Auf weitere Aspekte möglicher unterschiedlicher Lästigkeitsdifferenzen bei Verwendung von Belästigungs- oder Störungsmaßen wird unten eingegangen.) In den verschiedenen Studien wurden unterschiedliche solcher Indices definiert; dabei ergeben sich für die Indices teils deutlich divergierende Schienen-Straßenlärm-Lästigkeitsdifferenzen.

Zunächst zu *Störungsbereichs-übergreifenden Indices* aus verschiedenen Aktivitätenstörungen:

- Fields & Walker (1980a; 1982a; 1982b, S. 70) definierten aus verschiedenen Aktivitätenstörungen einen ‚activity interference index‘; hinsichtlich dieses Indexmaßes ergab sich für den oberen Pegelbereich eine Lästigkeitsdifferenz zugunsten des Schienenverkehrslärms, die jedoch geringer als beim Vergleich auf der Basis der Gesamtbelästigung ausfiel.
- Finke et al (1980, S. 244ff) bildeten einen Index „Gestörtheit häuslicher Aktivitäten“ aus 8 Aktivitätenstörungen (darunter Kommunikationsstörungen): Die durchschnittliche Gestörtheit in den beiden Schienenuntersuchungsgebieten entsprach in etwa dem Ausmaß der Störung beim Straßenlärm bei gleicher Geräuschbelastung ( $\Delta L$  nahe Null).
- Peeters et al (1984, S. 102; vgl. de Jong 1983, S. 305f) verwendeten den sog. Bitter Index, einen Index aus verschiedenen Aktivitätenstörungen, wobei für die Schiene (nicht aber für die Straße) nach der Fensterstellung differenziert wurde. Schienenverkehrslärm bei geschlossenen Fenstern erwies sich ab ca. 60 dB(A) weniger störend als Straßenverkehrslärm; hingegen war Schienenverkehrslärm bei geöffneten Fenstern bis zu einem Mittelungspegel von ca. 65 dB lästiger als Straßenverkehrslärm.
- Griefahn et al (1999, S. 127ff; Tabellenband S. 126) bildeten zwei Indices mit Trennung nach Innenraum- und Außenraum-Störungen: a) RTI Index aus 5 Aktivitätenstörungen im Innenraum für den Tag, darunter 3 Items zum Kommunikationsbereich: bezogen auf diesen Index erwies sich Schienenverkehrslärm als störender als Straßenverkehrslärm ( $\Delta L$   $-3,7$  und  $-7,6$  dB); b) RTA Index aus 2 auf den Außenraum bezogenen Störungen (Kommunikation und Erholung im Freien): diesbezüglich war Straßenverkehrslärm im unteren Pegelbereich bei 50 dB störender als Schienenverkehrslärm ( $\Delta L=+4,1$  dB), im oberen Pegelbereich bei 70 dB war hingegen der Schienenverkehrslärm störender ( $\Delta L= -2,4$  dB).

Nun zu *komplexeren Indices*, die neben Aktivitätenstörungen auch andere Aspekte und Reaktionsbereiche umfassen:

- Heintz et al (1980a, S. 54f) definierten einen komplexen Index, der sowohl diverse spezifische Aktivitätenstörungen als auch eine Reihe anderer Komponenten umfasste: Maßnahmen gegen Lärm, Unterstützung für Anti-Lärmgruppen sowie die Gesamt-Gestörtheit, das sog. Lärm-„Thermometer“: Straßenverkehrslärm war hinsichtlich dieses Indexmaßes beginnend ab ca. 55 dB störender als Schienenverkehrslärm.
- IF-Studie (1983, S. 113): Es wurden für Tag und Nacht getrennte Indices aus jeweils spezifischen Störungen sowie einem Gesamt-Gestörtheitsurteil gebildet: a) RT Index aus auf den Tag bezogenen Aktivitätenstörungen sowie der Gesamtgestörtheit tags: im unteren Pegelbereich (bei 50 dB) lag die Lästigkeitsdifferenz nahe Null ( $\Delta L=-0,4$  dB), im oberen Pegelbereich (bei 70 dB) war Straßenverkehrslärm störender als Schienenverkehrslärm ( $\Delta L=+3,4$  dB). b) RN: Index aus erfragten Schlafstörung und der Gesamtgestörtheit nachts: Straßenver-

kehrslärm ist im unteren und oberen Pegelbereich (bei 50 bzw. 70 dB(A)) jeweils deutlich stärker störend ( $\Delta L$  zwischen +9 und +11 dB).

- Griefahn et al (1999, S. 127ff; Tabellenband S. 126f): Es wurden zwei Indices – analog zu jenen in der IF-Studie (1983) – gebildet: a) RT3: Index aus 7 Tagstörungen sowie aus Gesamtgestörtheit tags: Schienenverkehrslärm war im oberen Pegelbereich störender als Straßenverkehrslärm ( $\Delta L$ : -5,2 dB), im unteren Pegelbereich hingegen annähernd gleich störend ( $\Delta L$ : +0,1 dB); b) RN3, Index aus 3 Nachtstörungen sowie aus Gesamtgestörtheit nachts: Straßenverkehrslärm ist im oberen und unteren Pegelbereich (bei 50 bzw. 70 dB(A)) jeweils deutlich stärker störend ( $\Delta L$ : +11,7 bzw. +12,7 dB).
- Kastka et al (1983) definierten verschiedene Indices auf der Basis früherer Faktorenanalysen. a) Sensorische Komponente: u.a. Häufigkeit, Intensität und Dauer der Lärm-Wahrnehmung; b) subjektives Wohlbefinden, emotional-somatische Komponente: u.a. wegen Lärms ungern nach Hause kommen, Streit in der Familie, kein Besuch von Freunden, Erschrecken, behindert Nachdenken, Kopf- oder Ohrenscherzen, hindert am Einschlafen; c) akustische Komponente / Störung der Kommunikation: u.a. Radio/TV lauter stellen, lauter sprechen, Störung beim Fernsehen, Störung von Unterhaltungen, klirrende Fensterscheiben. In den Kernstichproben mit annähernd gleicher Pegelbelastung (54-58 dB(A),  $L_{eq}$ ) findet sich für die Komponenten a) bis c) folgende Reihenfolge der Lärmquellen nach dem Grad der Störung: Betriebslärm (Hochofen) > Autobahn > (Schiene oder Anliegerstraße), wobei Schiene und Anliegerstraße jeweils sehr nah beieinander liegen. Regressionsanalysen (bei Erweiterung des Pegelranges) bestätigen für die Komponenten a) und b) i.w. diese Lästigkeitsrangfolge. Eine Abweichung davon findet sich bei den Kommunikationsstörungen: Hier hat die Gerade für die Schiene die größte Steigung; bis ca. 70 dB liegt Betriebslärm (Hochofen) über den drei anderen Quellen, ab ca. 70 dB ist Schienenverkehrslärm störender als die anderen Quellen. Vereinfachendes Fazit: Im Vergleich zu Autobahnlärm schneidet der Bahnlärm insgesamt günstiger ab; im Vergleich zum Verkehrslärm einer Anliegerstraße sind die Unterschiede zum Bahnlärm hingegen eher gering.
- Finke et al (1980) definierten neben dem Index der „Gestörtheit häuslicher Aktivitäten“ (s.o.) drei weitere Indices und verglichen jeweils die durchschnittlichen Reaktion für den jeweiligen Index in zwei Fernbahngebieten mit der Reaktion für Straßenverkehrslärm bei entsprechender Geräuschbelastung; letztere Reaktion wurde aus einer Geraden geschätzt, in der die Straßenlärmreaktionen zum Pegel in Beziehung gesetzt wurden. Es zeigten sich insgesamt nur geringe Lästigkeitsunterschiede zwischen Schienen- und Straßenverkehrslärm: a) vegetative Wirkungen: Index aus 6 Items (darunter 2 Items zu Schlafstörungen):  $\Delta L$  ca. +1 dB(A); b) Gestörtheit der Nachtruhe: Index aus Items zu Schlafstörungen:  $\Delta L$  ca. +4 dB; c) Gesamtgestörtheit: Index aus: subjektive Lautheit des jeweiligen Lärms, Aktivitätenstörungen, Fensterstellung, Ärger über Lärm der jeweiligen Quelle:  $\Delta L$  ca. 0 dB(A). Bei der Interpretation sind die Besonderheiten der beiden Bahnlärm-Untersuchungsgebiete zu berücksichtigen (u.a. S-Bahnverkehr, Brems- und Beschleunigungsgeräusche wegen Bahnhofsnähe; schlechter baulicher Zustand; s.o.: Abschn. 4.1; vgl. auch Finke et al 1980, S. 252).

Die Ergebnisse der Studien hinsichtlich der zusammenfassenden Indices sind also uneinheitlich und variieren u.a. je nach Zusammensetzung der in den jeweiligen Index eingehenden Einzelvariablen.

#### 4.5 Zur Diskrepanz der Schienen-Straßen-Lästigkeitsdifferenzen bezüglich Gesamt-Belästigung vs. Störungsindikatoren

Die in Abschn. 4.3 dargestellten Untersuchungen haben weitgehend übereinstimmend gezeigt, dass Schienenverkehrsgeräusche bei gleichem Mittelungspegel als insgesamt weniger belästigend als Straßenverkehrsgeräusche empfunden werden. Hingegen sind die Ergebnisse zu Straßen-Schienen-Wirkungsdifferenzen hinsichtlich von Störungen in spezifischen Bereichen (wie Kommunikation oder Erholung) wesentlich uneinheitlicher (s.o.: Abschn. 4.4). Divergenzen

ergeben sich aber nicht nur beim Vergleich der Lästigkeitsunterschiede hinsichtlich der Gesamtbelästigung und jener hinsichtlich spezifischer Störungsbereiche, sondern auch dann, wenn man die Schiene-Straße-Lästigkeitsvergleiche auf der Basis komplexer Störungsindices vornimmt, in denen Urteile zu unterschiedlichen Störungsbereichen in einem Gesamtscore rechnerisch zusammengefasst werden.

So weist de Jong (1983, S. 306f) auf die unterschiedlichen Schiene-Straße-Wirkungsdifferenzen für die Gesamtbelästigung und für einen Störungsindex hin, der als Mittelwert über eine Reihe von Items zu verschiedenen spezifischen Aktivitätenstörungen gebildet wurde (sog. Bitter-Index). De Jong berichtet, dass sich in niederländischen Untersuchungen bei Vergleichen auf der Basis dieses ‚disturbance index‘ keine Wirkungsdifferenz im Sinne eines Bonus‘ gezeigt habe, wohl aber beim Vergleich hinsichtlich der Gesamtbelästigung. (Auch in der IF-Studie 1983 und bei Griefahn et al 1999 ergaben ähnlich konstruierte umfassende Störungsindices teils andere Wirkungsdifferenzen als die Gesamtbelästigung; s.o.) Nach Ansicht von de Jong ist die Gesamtbelästigung umfassender und besitzt eine größere Validität in Hinblick auf das Wohlbefinden; denn die Belästigung (‚annoyance‘) umfasse sowohl kognitive als auch emotionale Aspekte, während die Störungen (‚disturbances‘) lediglich die kognitiven Aspekte umfasse. Ähnlich argumentieren Fields & Walker (1982b, S. 70), die ebenfalls bezüglich eines Störungsindex geringere Lästigkeitsunterschiede als bezüglich der Gesamtbelästigung festgestellt hatten. Sie gehen davon aus, dass die ‚annoyance‘-Urteile eher Ausdruck von Emotionen und Gefühlen bezüglich des Lärms darstellen, die Einschätzungen zu den spezifischen Aktivitätenstörungen eher die Wahrnehmungen von unmittelbarer Lärmwirkungen und -folgen wiedergeben; die Autoren halten es für möglich, dass die Quellenunterschiede hinsichtlich der Gefühlsaspekte größer als hinsichtlich der Wahrnehmungsaspekte sind.

Eine schematische Abgrenzung von Störung vs. Belästigung in der Weise, dass die Belästigung vornehmlich emotional-affektive Komponenten, die „Störungen“ hingegen nur kognitive bzw. Wahrnehmungsaspekte umfassen, ist unseres Erachtens u.a. schon deswegen zu vereinfachend, weil eine Beeinträchtigung bei der Verwirklichung einer Handlungsintention oder der Ausübung einer Handlung infolge einer Lärmeinwirkung in der Regel auch mit Emotionen wie Ärger oder Frustration verbunden sein und damit ebenfalls emotional-affektive Komponenten umfassen dürfte. In Hinblick auf die Richtung und die Größe der Schienen-Straßen-Lästigkeitsdifferenz ist vermutlich nicht so sehr entscheidend, ob die auf „Störung“ oder „Belästigung“ abzielenden Fragen „nur“ kognitive oder jeweils beide auch emotional-affektive Komponenten erfassen, sondern ob die Art der Fragestellung es den Befragten nahelegt (sei es durch explizite Aufforderung oder durch den Gesamtkontext der Frage), für sich selbst eine *Gesamtbewertung* der jeweils interessierenden Lärmart unter Berücksichtigung möglichst unterschiedlicher Störungsbereiche und unterschiedlicher situativer Kontexte vorzunehmen. Beispielsweise hatten sich in der IF-Studie (1983) wie in der Studie von Griefahn et al (1999) ähnliche Wirkungsdifferenzen wie für die Gesamtbelästigung auch für solche Gestörtheitsfragen ergeben, in denen die Befragten (im Anschluss an die Abfrage von Störungen für verschiedene spezifischen Störungsbereiche) aufgefordert werden abzuschätzen, inwieweit sie sich *insgesamt* bzw. *alles in allem* durch den Lärm der Bahn bzw. des Straßenverkehrs gestört fühlen. Die für diese Variablen resultierenden Lästigkeitsdifferenzen unterschieden sich in der Größenordnung wie auch teilweise in der Richtung nicht nur von den Lästigkeitsdifferenzen für die verschiedenen spezifischen Störungsbereiche, sondern auch von den Lästigkeitsdifferenzen für zusammenfassende Indices. Offensichtlich macht es also einen Unterschied, ob man die von den Befragten selbst abgegebenen Gesamturteile oder aber einen Gesamtstörungsindex betrachtet, der von den Untersuchenden – entsprechend ihrer Index-Definition – in gleicher Weise für alle Befragten rechnerisch aus den Urteilen zu verschiedenen Einzelstörungen ermittelt worden ist. D.h. die vom Befragten selbst vorgenommene Gesamtabwägung kann anders ausfallen als die durch die Untersucher vorgenommene (rechnerische) Integration der Einzelstörungsurteile in Form des Indexmaßes. Denn die Aufforderung zur Abgabe eines Urteils über die Gesamtgestörtheit zielt zwar darauf ab, die Befragten zu veranlassen, möglichst alle Störungsaspekte in ihrem Urteil zu berücksichtigen - also neben Störungsbereichen, in denen sie sich stärker gestört fühlen, auch Bereiche, in denen sie sich weniger gestört fühlen; letztlich steht es einem Befragten bei der

Abgabe des Urteils über die Gesamtgestörtheit jedoch frei, die jeweils ihm persönlich relevant erscheinenden Störungsaspekte auszuwählen und sie ggf. in ihm geeignet erscheinender Weise in seinem Urteil zu gewichten; welche Störungsaspekte aber relevant erscheinen, mag interindividuell durchaus recht unterschiedlich sein. Die Aufforderung zur Abgabe eines Gesamturteils legt es – anders als die üblichen Fragen zu spezifischen Einzelstörungen – den Befragten zudem nahe, neben den Situationen während aktueller Einwirkung störender Lärmereignisse (z.B. während der Vorbeifahrt lauter Fahrzeuge) auch die störungsfreien Perioden relativer Ruhe in ihrem Gesamturteil zu berücksichtigen.

Auf den Einfluss, den die Art der Fragestellung, die einer Reaktionsvariablen zugrunde liegt, auf die Schätzungen der Lästigkeitsdifferenz hinsichtlich dieser Variable haben kann, zielt auch eine These von Hauck (geäußert im Beirat zu den Studien der *Studiengemeinschaft Schienenverkehr*, SGS, 1997-99): Die stärkere Störwirkung von Schienenverkehrslärm im Bereich der Kommunikation sei i.w. ein durch die Art der Abfrage bedingtes Artefakt, da bei den üblichen Fragen zu den Kommunikationsstörungen die Befragten nicht explizit aufgefordert würden, in ihren Antworten neben den Zeiten während aktueller Störeinträge (Zugvorbeifahrten) auch die ruhigeren Zeiten dazwischen zu berücksichtigen; dies stelle eine „Benachteiligung“ der Bahn dar. Unterstellt man die Gültigkeit dieser These für den Kommunikationsstörungen-Bereich, muss man sie konsequenterweise auch für andere spezifische Störungsbereiche gelten lassen; dann ist es eher erklärungsbedürftig, dass es trotz der „Benachteiligung“ der Bahn durch die Art der Fragestellung Bereiche gibt, bei denen sich der Bahnlärm als weniger störend als der Straßenverkehrslärm erweist. Dass der Kommunikationsbereich für Störungen durch Bahnlärm ein besonders anfälliger Störungsbereich ist und dass es sich bei den stärkeren Kommunikationsstörungen durch Bahnlärm nicht nur um ein Artefakt der Fragestellung handelt, zeigt sich darin, dass mehr Befragte bei der Schiene als bei der Straße angeben, wegen des Lärms öfters lauter sprechen oder die Lautstärke ihrer Empfangsgeräte (Radio, TV) erhöhen zu müssen (s.o.).

#### **4.6 Vergleich der Dosis-Wirkungskurven für verschiedene Verkehrslärmarten auf der Basis von Sekundäranalysen**

Verschiedentlich wurde der Versuch unternommen, durch integrative Sekundäranalysen von Daten aus verschiedenen Lärmstudien Dosis-Wirkungs-Kurven zur Beschreibung der Beziehung zwischen Lärmbelastung und Lärmbelästigung („annoyance“) zu erstellen. Am bekanntesten ist die Analyse von Schultz (1978), der Daten aus 24 Studien analysierte und auf der Basis von 11 dieser Studien eine Kurve für Verkehrslärm allgemein – also ohne Differenzierung nach Verkehrslärmarten – zwischen dem Prozentsatz der „stark belästigten“ (percent of highly annoyed, %HA) und  $L_{dn}$  bestimmte. (Fidell, Barber & Schultz 1991 haben diese Analyse durch Einbeziehung weiterer Studien fortgeschrieben.) Das methodische Vorgehen von Schultz wurde u.a. von Kryter (1982a,b, 1983) und von Fields (1994) kritisiert und die Gültigkeit der von Schultz ermittelten Kurve bezweifelt: Fields kritisierte u.a. das Verfahren zur Auswahl der berücksichtigten Studien in Schultz (1978) und in Fidell et al (1991) sowie die mangelnde Vergleichbarkeit der berücksichtigten Studien bezüglich der verwendeten Belästigungsmaße und der Bestimmung des HA%-Kriteriums wie auch bezüglich der akustischen Belastungsindikatoren. Kryter (1982a) wies ebenfalls auf einige methodische Probleme hin (u.a. mangelnde Vergleichbarkeit der Bestimmung von  $L_{dn}$  für die verschiedenen Studien), bemängelte aber insbesondere die Nicht-Differenzierung nach Verkehrslärmarten; seiner Ansicht würden getrennte Kurven für den erdgebundenen Verkehr (Straße, Schiene) einerseits und den Flugverkehr andererseits den Daten sehr viel besser als die integrierende Kurve für alle Verkehrsarten gerecht.

Diese Kritik aufgreifend haben Miedema & Vos (1998; vgl. auch Miedema 1992, 1993, 1998 und Miedema & Oudshoorn 2001) auf der Basis der bereits bei Schultz und Fidell et al berücksichtigten Studien sowie weiterer Studien (darunter einige der in Abschn. 4.1 genannten) getrennte Dosis-Wirkungs-Kurven für Flug-, Straßen- und Schienenverkehr geschätzt. Ihre Analyse basiert auf Daten aus 45 Studien mit zusammen 58.065 Untersuchungspersonen. Für jede der Verkehrslärmarten wurde eine quadratische Funktion bestimmt; ein Vergleich der Kurven zeigt

(vgl. Abb. 1.3.2.2-1 in Kap. 1 - nach Miedema & Vos 1998, S. 3443), dass für jeweils gleiche  $L_{dn}$ -Werte (im Bereich zwischen 45 und 75 dB; Abszisse) die Prozentsätze der „stark belästigten“ Betroffenen (HA%; Ordinate) für Flugverkehr oberhalb der Werte für Straßenverkehr und diese jeweils oberhalb der Werte für Schienenverkehr liegen, wobei die Divergenz zwischen der Straßen- und Schienenkurve mit steigendem Pegel größer wird.

Bei gleicher Verkehrslärmbelastung ( $L_{dn}$  in dB) wirkt demnach Fluglärm lästiger als Straßenverkehrslärm und dieser wiederum lästiger als Schienenverkehrslärm. Da sich die 95%-Konfidenzintervalle der Kurven – zumindest in den oberen Pegelbereichen – nicht überlappen, können diese Lästigkeitsunterschiede zwischen den Verkehrsarten auch nicht als zufällig angesehen werden. Dieses Resultat bestätigt also die in Abschnitt 4.3 beschriebenen geringere Belästigungswirkung von Schienen- im Vergleich zum Straßenverkehrslärm.

Obwohl Miedema & Vos (1998) sehr bemüht waren, die Daten der in ihrer Synthese berücksichtigten Studien so aufzubereiten, dass sie besser untereinander vergleichbar sind, und darüber hinaus einige weitere der von Fields bemängelten methodischen Defizite in den Analysen von Schultz und Fidell et al vermieden haben, sind die von ihnen ermittelten Kurven eher im Sinne einer groben Orientierung zu verstehen; denn einige grundsätzliche Probleme solcher Synthesen bleiben bestehen; dazu gehören u.a.:

- *Unvergleichbarkeit der in den verschiedenen Studien verwendeten Belästigungsmaße:* Miedema & Vos haben sich zwar auf Studien beschränkt, in denen die Gesamtbelästigung durch die jeweilige Quelle durch eine zusammenfassende Frage erfasst worden ist; aber sowohl der Wortlaut dieser Frage wie auch die Antwortskalen unterscheiden sich in den verschiedenen Studien teilweise beträchtlich. Unterschiedliche Skalenformate können zwar durch entsprechende Transformationen (z.B. auf einen vergleichbaren einheitlichen Skalenrange von 0 bis 100) formal angeglichen werden; Unterschiede in der Frageformulierung und in den Bezeichnungen der Skalenpunkte lassen sich jedoch nicht auf so triviale Weise ausgleichen. Die international abgestimmte Vereinbarung von Team 6 (Community Response) des International Committee on the Biological Effects of Noise, ICBEN) zur einheitlichen Erfassung der Belästigung in künftigen Lärmstudien (u.a.: Felscher-Suhr et al 1998a,b; 1999; 2000; Fields et al 2001) wird zwar künftige Synthese-Bemühungen und Meta-Analysen erleichtern, hilft aber nicht bei Synthesen wie denen von Miedema & Vos, die auf Daten aus Untersuchungen vor Etablierung dieses Standards abgeschlossen worden sind.
- *Mangelnde Vergleichbarkeit der akustischen Belastungsindikatoren:* Miedema & Vos (1998) haben sich bemüht, aus den in den einzelnen Studien verfügbaren Informationen eine  $L_{dn}$ -Schätzung vorzunehmen; eine direkte Umrechnung der in den verschiedenen Studien jeweilig verwendeten Kenngrößen in  $L_{dn}$  war aber vielfach nicht bzw. nur unter Zusatzannahmen möglich. Zudem erfolgte selbst dort, wo in verschiedenen Studien dieselbe Kenngröße (z.B.  $L_{eq}$ ) angegeben ist, deren Bestimmung nicht immer in vergleichbarer Weise (z.B. teils durch Messung, teils durch Berechnung).
- *Annahme der zeitlichen Konstanz:* Die in der Synthese von Miedema & Vos berücksichtigten Studien umfassen Erhebungszeitpunkte von den 60-er bis zu den 90-er Jahren. Durch Integration so zeitlich heterogener Daten in einer Synthese wird implizit unterstellt, dass der Wirkungsprozess über den betrachteten Zeitraum konstant geblieben ist und dass eine Belästigungsreaktion bestimmter Höhe aus den 60-er mit einer Reaktion entsprechender Höhe aus den 90-er vergleichbar ist. Dies erscheint aber fraglich, da man beispielsweise nicht ausschließen kann, dass sich die Beurteilungskriterien zwischenzeitlich (etwa aufgrund größerer Sensibilisierung oder aufgrund geänderter Einstellungen gegenüber den Verkehrsträgern) geändert haben.

Dem Vorteil solcher Sekundäranalysen, eine große Datenmenge aus verschiedenen Studien nutzen zu können, stehen also erhebliche, durch mangelnde Vergleichbarkeit bedingte Probleme (vgl. dazu insbes. Fields 1994; vgl. ferner Guski 2002, S. 220) gegenüber.

Auch in den oben in Tabelle 4.1-1 aufgeführten Studien entstammten die Daten zu der Vergleichsquelle für den Schienenverkehrslärm nicht in allen Studien derselben Untersuchung. Nur in fünf der acht Studien waren die Erhebungen für beide Quellen (Schiene, Straße) zeitgleich mit vergleichbarer Erhebungsmethodik (akustische Messungen; vergleichbare Befragungsinstrumente) durchgeführt worden; in den drei anderen Studien (Fields & Walker 1982b, Lang 1989, Peeters et al 1984) wurden für die Vergleichsquelle jeweils Daten aus früheren Untersuchungen herangezogen (s. Tabelle 4.1-1). Die dort zum Vergleich herangezogenen Daten waren aber jeweils in sich konsistent (d.h. einheitliche Erhebungsinstrumente für die Vergleichsquelle; Nicht-Vermischung von Daten, die mit unterschiedlichem Instrumentarium für ein und dieselbe Quelle gewonnen wurden); zudem wurde der Quellenvergleich jeweils nur auf solche Untersuchungen beschränkt, für die Daten vorlagen, die in möglichst vergleichbarer Form erhoben worden waren.

#### 4.7 Erklärungsansätze für die gefundenen Lästigkeitsdifferenzen

Die Gründe für die insgesamt geringere Lästigkeit von Schienen- im Vergleich zum Straßenverkehrslärm sind letztlich noch nicht hinreichend geklärt. Verschiedene Autoren (u.a. Hauck 1991; Heimerl & Holzmann 1979; Höger & Felscher-Suhr 1997, S. 23ff; Guski 1998) haben aber auf einige Unterschiede zwischen Schienenverkehrsgeräuschen (SVL) und Straßenverkehrsgeräuschen (StVL) hingewiesen und Vermutungen zu den Gründen der Lästigkeitsdifferenz angestellt.

- *Frequenzzusammensetzung*: Straßenverkehrsgeräusche (StVL) sind überwiegend tieffrequent (Dominanz von Frequenzen im Bereich 100 bis 200 Hz im innerstädtischen Verkehr); bei Schienenverkehrsgeräuschen (SVL) überwiegen hingegen mittlere und hohe Frequenzen (Dominanz von Frequenzen im Bereich 1000 bis 2000 Hz). Die Anwendung einer A-Bewertung auf beide Geräuscharten führt daher dazu, dass die Belastung durch Straßenverkehrsgeräusche unterschätzt wird (Hauck 1991 sowie Heimerl & Holzmann 1979, unter Verweis auf Klosterkötter & Gono 1978). Heimerl & Holzmann (1978, S. 92) weisen allerdings darauf hin, dass die Dominanz der tieferen Frequenzen beim StVL (i.w. bedingt durch die Motorengeräusche) nur für innerstädtischen Verkehr mit geringeren Geschwindigkeiten gilt; mit steigender Geschwindigkeit werden die Motoren- von den Rollgeräuschen übertönt; ab 80 km/h (LKW) bzw. bei 100 km/h (PKW) dominieren auch beim StVL die Frequenzen im Bereich zwischen 1000 und 2000 Hz. Guski (1998) merkt zudem an, dass die höheren Frequenzen i.d.R. als unangenehmer empfunden werden; eine Dominanz höherer Frequenzen (etwa bei Zugvorbeifahrten schneller Reisezüge) müsste daher eigentlich zu größerer Belästigung führen. (Zur Frequenzzusammensetzung s. auch Höger & Felscher-Suhr 1997, S. 26, und Kofler & Lercher 1998/99, S. 4-6.)
- *Geräuschhomogenität und -konstanz / Informationsgehalt*: Nach Hauck (1991, S. 163; ähnlich auch Fields & Walker 1982b, S. 71) sind die durch SVL in den Anwohnerwohnungen bewirkten Immissionen vergleichsweise homogen: Sie sind immer annähernd gleich laut und haben den gleichen Klangcharakter. Anders beim StVL, bei dem sich die Geräusche je nach Fahrzeugtyp (etwa LKW, PKW oder Motorrad) und Fahrweise erheblich in Klangfarbe und Schallpegel (um bis zu 20 dB(A)) unterscheiden können. Auch Heimerl & Holzmann (1979) weisen auf die größere Homogenität und den geringeren Informationsgehalt der SVL-Geräusche hin; beim StVL setze sich hingegen der Lärm aus Überlagerungen verschiedener, teilweise manipulierbarer Einzelschallquellen zusammen.
- *Regelmäßigkeit*: Dem „fahrplanmäßigen“ Auftreten der Schienenverkehrsgeräusche steht ein sehr viel unregelmäßigeres Auftreten von Geräuschen beim Straßenverkehr gegenüber (Hauck 1991, S. 163; Guski 1998, S. 573f; vgl. auch Gottlob 1997, S. 11 u. 13, Höger & Felscher-Suhr 1997, S. 25, und Kofler & Lercher 1998/99, S. 4-6). Das regelmäßige Auftreten der Schienenverkehrsgeräusche erleichtere eine Gewöhnung (Hauck 1991, S. 163). Das fahrplanmäßige Auftreten macht die Geräusche auch eher vorhersehbar; Vorhersehbarkeit wirkt sich nach Glass & Singer (1972) beeinträchtigungs-mindernd aus.

- *Anzahl der Schallereignisse:* Die Anzahl der Einzelschallereignisse ist beim SVL wesentlich geringer als beim StVL (Gottlob 1997, S. 11; Guski 1998, S. 574; Höger & Felscher-Suhr 1997, S. 24; Möhler 1988b); Heimerl & Holzmann (1979, S. 64) sprechen daher auch von einer geringeren Informationshäufigkeit des SVL.
- *Maximalpegel:* Die Maximalpegel sind beim Schienenverkehr (während einer Vorbeifahrt) deutlich höher als beim Straßenverkehr (Heimerl & Holzmann 1979, S. 64; Guski 1998, S. 574; vgl. auch Möhler 1990, S. 39).
- *Geräuschpausen:* Beim Schienenverkehr gibt es zwischen den Zugvorbeifahrten jeweils Phasen relativer Ruhe (Hauck 1991; Fields & Walker 1982b, S. 71; vgl. auch Haider et al 1992, S. 51f, Kofler & Lercher 1998/99, S. 4-6, und Möhler 1988b); beim Straßenverkehr – zumindest bei stark befahrenen Durchgangs- und Fernstraßen – sind die Geräusche mehr oder weniger ständig vorhanden (vgl. Guski 1998, S. 574). Auch Heimerl & Holzmann (1979; vgl. auch Gottlob 1997, S. 11) weisen auf die höheren Ruhezeitanteile beim Schienen- gegenüber dem Straßenverkehr bzw. die geringeren Lärmeinwirkungszeiten hin; letztere schätzen sie auf nur 10% beim SVL gegenüber 90% beim StVL. Die unterschiedlichen Ruheanteile bei verschiedenen Lärmquellen werden von den Betroffenen entsprechend wahrgenommen: Kastka et al (1983) befragten Personen, die jeweils einer von vier Lärmquellen (Schienenverkehr, Anliegerstraßenverkehr, Autobahnverkehr, Gewerbebetrieb) ausgesetzt waren, nach der Verfügbarkeit von Ruhepausen; das Vorhandensein von Ruhepausen wird bei der Schiene stärker als bei den anderen Quellen bejaht. (Auf die Bedeutung von Geräuschpausen weist auch Fleischer 1997 hin; Näheres s. Abschn. 4.8.) Wegen der unterschiedlichen Einwirkzeiten und des unterschiedlichen Maximalpegels ist der Abstand zwischen Spitzen- und Mittelungspegel beim Schienenverkehrslärm deutlich größer als beim Straßenverkehrslärm. – Geräuschpausen wie beim Schienenverkehr gibt es allerdings auch beim Flugverkehr; Fluglärm wird aber bei gleicher Geräuschbelastung als lästiger als Straßen- und Schienenverkehrslärm empfunden (vgl. Fields & Walker 1982b; Höger & Felscher-Suhr 1997, S. 27; Paulsen 1996, S. 144).
- *Pegelanstieg:* Sowohl Heimerl & Holzmann (1979) als auch Guski (1998) weisen auf das schnellere Ansteigen der Einzelschallpegel beim Schienenverkehr (insbes. bei schnellen Reisezügen) hin. Dies wie auch die höheren Maximalpegel (s.o.) sind Faktoren, die tendenziell zu einer stärkeren Belästigung beitragen können (Guski 1998, S. 574). Höger & Felscher-Suhr (1997, S. 25) weisen allerdings darauf hin, dass ein herannahender Zug relativ lange vor der Vorbeifahrt zu hören ist; diese Vorwarnzeit (vgl. dazu auch Paulsen 1996) können zu Gegenmaßnahmen (wie Fenster schließen) genutzt werden.
- *Beeinflussbarkeit der Geräusche durch den Fahrzeugführer und Vermeidbarkeit von Störungen:* Die Fahrgeräusche von Zügen können durch die Lokführer kaum beeinflusst werden; hingegen kann der Kfz-Fahrer die Fahrgeräusche durch die Art seiner Fahrweise wesentlich beeinflussen. Als besonders unangenehm empfundene Geräusche (etwa infolge „sportlicher“ Fahrweise) werden beim StVL also eher als beabsichtigte (und damit als vermeidbare) Störung empfunden (Hauck 1991, S. 163; vgl. Höger & Felscher-Suhr 1997, S. 25).
- *Abgasbelastung:* Straßenverkehr führt – anders als der überwiegend elektrifizierte Schienenverkehr – in der Nähe der Verkehrswege nicht nur zu Geräusch-, sondern auch zu Abgasimmissionen. Anwohner von Straßen werden also nicht nur durch Lärm, sondern auch durch Abgase und Gerüche (Dieselgestank) belästigt (vgl. Abschn. 4.4). Mit zunehmender Verkehrsmenge steigen bei der Straße neben der Lärmbelästigung auch die Klagen über schlechte Luft, die ihrerseits verstärkend auf die Lärmbelästigung einwirken können (vgl. Schuemer & Zeichart 1989a,b, 1992). Die bei der Straße (im Vergleich zur Schiene) zu beobachtende verstärkte Tendenz, die Fenster geschlossen zu halten (IF-Studie 1983; Lang 1989, S. 46; Griefahn et al 1999; Liepert et al 2001; Schuemer 2000), kann daher als Schutzmaßnahme gegen den Lärm wie auch gegen die Abgas- und Geruchsbelastung verstanden werden. Der verstärkte „Zwang“ zum Fensterschließen bei der Straße kann aber seinerseits zur Verstärkung der Verärgerung über die Quelle (und damit auch der Straßenlärmbelästigung) führen.

(Bei der Straße korreliert die übliche Fensterstellung enger als bei der Schiene mit den Pegeln und den Lärmreaktionen; Schuemer 2000).

- *Entfernung zur Quelle bzw. Abstand zwischen Emissions- und Immissionsort:* Der Abstand zwischen Verkehrsweg und Wohnbebauung ist bei der Straße im Durchschnitt geringer als bei der Schiene; während bei der Straße die Wohnbebauung oft bis unmittelbar an die Straße heranreicht, finden sich bei der Schiene (zumindest außerhalb der Bahnhofsbereiche) in der Regel nur wenige Wohngebäude unmittelbar neben der Strecke. Beispielsweise war die Distanz der Wohnhäuser der Befragten zur Quelle in der Studie von Griefahn et al (1999) bei der Schiene deutlich größer als bei der Straße: In den Gebieten mit dominantem Straßenverkehr betrug der Median der Distanz 51,5 m; und ein Viertel der Wohnhäuser der Befragten lag im Bereich bis 15m; anders in den Gebieten mit dominantem Schienenverkehr: hier lag der Median bei 98m und das erste Quartil bei 67m; nur in 5% aller Fälle betrug die Distanz 34m oder weniger. Diese geringere Distanz bei der Straße bedeutet, dass sich verkehrsbedingte Abgase, Gerüche und Staub verstärkt auswirken können; die geringere Distanz begünstigt zudem die Entstehung von Furcht vor Gefährdungen durch den Verkehr (Unfälle; von der Strecke abkommende Fahrzeuge etc.).
- *Quellen- und Geräuschbewertung:* Guski (1998, S. 574f) weist darauf hin, dass die Bewertung der Geräuschquellen wie auch der Geräusche selbst die Lärmbelastungsurteile von Betroffenen beeinflussen können. Hier aber gibt es beträchtliche Unterschiede: Schienenverkehr wird im Vergleich zum Straßenverkehr einerseits als wesentlich umweltfreundlicher, weniger gefährlich und weniger ungesund, andererseits aber als weniger bequem und umständlicher angesehen (Griefahn, Möhler & Schuemer 1999, S. 142ff; vgl. auch Finke et al 1980; zur Bewertung von Schienenverkehr s. auch Zeichart et al 1999, 45ff, und Zeichart et al 2001, S. 81ff). Für manche Ältere mögen die Bahn und der Bahnverkehr zudem noch mit nostalgischen Gefühlen assoziiert sein (Fields & Walker 1982a, S. 234). Auch die Geräuschbewertung fällt unterschiedlich aus: so wird Schienenverkehrslärm u.a. als weniger „andauernd“ und eher „unausweichlich“ bewertet (Griefahn, Möhler & Schuemer 1999, S. 142ff). Innerhalb einer Quelle korrelieren die genannten Bewertungsaspekte insgesamt (mit wenigen Ausnahmen) in nur geringerem Maße mit den Pegeln (vgl. u.a. Griefahn et al 1999, S. 142ff) oder mit den Belästigungsreaktionen; insbesondere die Einschätzung der Quelle als „ungesund“ steht aber bei beiden Quellen in engerem Zusammenhang mit der Belästigung (Griefahn et al 1999, S. 142ff; vgl. auch Finke et al 1980). Zur Quellen- und Geräuschbewertung s. auch Höger & Felscher-Suhr (1997, S. 28f).
- *Längerfristige Entwicklungen:* Guski (1998, S. 575f) weist auf einige längerfristige Entwicklungen hin, die die relative Bewertung der Quellen wie auch der durch sie bedingten Belästigung beeinflussen können. So habe die Verkehrsmenge beim Straßenverkehr dramatisch zugenommen und nehme immer noch weiter zu. Auch beim Schienenverkehr gibt es Veränderungen: Ausbau des Hochgeschwindigkeitsverkehrs und Verlagerung des Güterzugverkehrs in die Abend- und Nachtsstunden mit entsprechendem Anstieg der nächtlichen Belastungen. Zudem kann die Privatisierung der Bahn zu einer Veränderung in den Einstellungen führen: Was bei einem Staatsbetrieb noch hingenommen werde, wird bei einem kommerziellen Betreiber nicht mehr ohne weiteres akzeptiert (zur Bahnprivatisierung und zur Bedeutung der Einstellung zur Quelle s. auch Gottlob 1997, S. 13). Das Vertrauen der betroffenen Anwohner in das Bemühen der Bahn-Verantwortlichen, das ihnen Mögliche zur Lärminderung zu unternehmen, habe abgenommen; die Bahn müsse künftig verstärkte Anstrengungen unternehmen, diesem Vertrauensschwund entgegenzuwirken; denn mangelndes Vertrauen steht in engem Zusammenhang mit dem Belästigungsempfinden (Borsky 1961; McKennell 1963; Fields & Walker 1982a; Tracor Inc. 1970; Leonard & Borsky 1973; Guski, Matthies & Höger 1991).

Auch bei Neubau- und Ausbauprojekten der Bahn fand sich eine engere (reziproke) Beziehung zwischen dem Vertrauen betroffener Anwohner einerseits und ihren Befürchtungen hinsichtlich der Lärmsituation und Belästigung nach Inbetriebnahme der neu- bzw. ausgebauten Strecke (Möhler & Schuemer 1999); zudem dürfte mangelndes Vertrauen bzw. Misstrauen

auch wesentlich zur Entstehung von Überschussreaktionen bei stufenweiser geänderter Lärmbelastung (infolge von Neu- oder Ausbau von Verkehrswegen) beitragen (Job 1988b; Schuemer & Schreckenbergs 2000).

#### 4.8 Zu Faktoren, die die Anwendbarkeit des „Schienenbonus“ potentiell einschränken

##### *Bonusregelungen in einigen europäischen Ländern*

Ausgehend von Untersuchungen, die eine geringere Lästigkeit des Schienenverkehrslärms im Vergleich zum Straßenverkehrslärm bei gleichen Mittelungspegeln aufgezeigt hatten, wurden in mehreren europäischen Ländern Grenzwertrichtlinien erlassen, bei denen der Bahnlärm durch Zuweisung eines „Bonus“ (Pegelabschlag bestimmter Höhe) begünstigt wird. Die folgende Aufstellung über Regelungen in einigen europäischen Ländern entstammt Lambert, Champelovier & Vernet (1998a, S. 585; vgl. auch Gottlob 1998, S. 711).

Tabelle 4.8-1: Grenzwerte für Bahnlärm in einigen europäischen Ländern (nach Lambert et al 1998a, S. 585).  $L_{eq}$  und  $L_{max}$  bezogen auf die Außenfassade in Wohngebieten

Land	$L_{eq, tags}$	$L_{eq, nachts}$	$L_{eq, 24h}$	$L_{max, Nacht}$	„Bonus“
Österreich	68	58			5
Dänemark			63	85	5
Finnland	58	53			0
Frankreich	63 (60)*	58 (55)*			0 oder 3
Deutschland	67	57			5
Niederlande	63	53			5***
Norwegen			55 – 60	45 – 55 **	0
Großbritannien	68	63			2 bis 3
Schweden			58	45 **	0
Schweiz	63 – 68	53 – 58			5

\* für TGV \*\* für Innenraum \*\*\* lt. Gottlob (1998, S. 711) nur 3 dB(A)

In 5 der 10 in der Tabelle aufgeführten Länder wurde der Bonus auf 5 dB(A) festgesetzt: Bei der Entscheidung, ob Schienenverkehrslärm an einem bestimmten Immissionsort einen Grenzwert überschreitet, wird in diesen 5 Ländern also von dem für diesen Immissionsort gemessenen oder berechneten Mittelungspegel (anders als beim Straßenverkehrslärm) ein Pegelabschlag von 5 dB abgezogen. In den 5 übrigen Ländern wurden niedrigere Bonuswerte (2 – 3 dB(A)) festgesetzt bzw. ist kein Bonus vorgesehen. Die Festlegung von Grenzwerten sowie von „Bonus“-/„Malus“-Werten für bestimmte Lärmquellen erfolgte zwar in der Regel auf der Basis entsprechender Untersuchungen zu Lästigkeitsdifferenzen; es muss aber berücksichtigt werden, dass diese Festlegungen letztlich politische Setzungen sind, wobei – im Rahmen einer Güterabwägung und Kompromissuche – neben den Ergebnissen aus Lärmwirkungsstudien auch andere Aspekte (nicht zuletzt ökonomische) in die Entscheidungsfindung einfließen. Eine solche normative Festsetzung auf einen bestimmten Bonuswert für die Schiene (wie etwa 5 dB(A)) stellt – gemessen an den empirischen Forschungsergebnissen – zwangsläufig eine Vereinfachung dar: Um die Richtwerte – etwa für Verwaltungsentscheidungen und die Planungspraxis – noch handhabbar zu machen, muss die Komplexität der divergierenden Forschungsergebnisse reduziert werden (vgl. u.a. Gottlob 1997); denn die Ergebnisse divergieren nicht nur innerhalb einer Untersuchung zwischen verschiedenen Belästigungs- und Störungsvariablen, sondern auch zwischen den Untersuchungen in Hinblick auf ein bestimmtes Lärmwirkungskriterium (wie z.B. die Gesamtbelastigung). Zudem müssen dabei neben Befunden zur Befindlichkeit – also der durch Befragungen erfassten Belästigung und Störungen – auch Befunde zu anderen Wirkungsbereichen, insbes. zu physiologischen Wirkungskriterien, berücksichtigt werden. Die Ergebnisse in Hinblick auf physiologische Wirkungskriterien mögen aber andere Richtwerte als die Ergebnis-

se in Hinblick auf die Gesamtbelästigung nahelegen. Zudem sind Aspekte der Flächennutzung sowie der Schutz vulnerabler Gruppen zu berücksichtigen. Angesichts der Komplexität dieses Abwägungsprozesses ist es daher kaum verwunderlich, dass es bisher – trotz aller Bemühungen um Standardisierung – noch nicht zu einer innereuropäisch einheitlichen Bonus-Regelung gekommen ist. Die Vielfalt der bei der Entscheidungsfindung zu berücksichtigenden Aspekte bedeutet aber auch, dass sich Grenzwerte und Bonusregelungen unter vielfältigen Gesichtspunkten kritisieren lassen. Nur einige der Kritikpunkte – speziell in Hinblick auf die 16. Bundesimmissionsschutzverordnung (16. BImSchV) – seien hier genannt:

#### *Mangelnde Aussagekraft des Mittelungspegels und Kritik an der Bundesimmissionsschutzverordnung*

Der Mittelungspegel sei eine vom Menschen nicht nachempfindbare Größe und berücksichtige vor allem den Aspekt der Ruhe nicht. In Hinblick auf die Lästigkeit von Lärm sei die Anzahl der Lärmereignisse und deren zeitliche Verteilung entscheidend; schnellere Abfolgen von Lärmspitzen seien lästig, seltene Lärmereignisse mit längeren Ruhepausen dazwischen hingegen weniger lästig (Fleischer 1997). Der Mittelungspegel berücksichtige i.w. nur die Ereignisse mit der höchsten Schallenergie; Ereignisse mit geringerer Energie blieben praktisch unberücksichtigt, obwohl auch sie (etwa durch Verkürzung von Ruhepausen) zu Beeinträchtigungen führen können (Fleischer 1997; Windelberg 1998a).

Die Einzahlangabe eines auf den Tag bzw. die Nacht bezogenen Mittelungspegels biete gerade bei Lärmquellen mit starken Pegelschwankungen über die Zeit eine völlig unzureichende Beschreibung der Geräuschbelastung; Belastungssituationen, denen derselbe  $L_{eq}$ -Wert zugewiesen wird, könnten sehr unterschiedlich (unterschiedliche Spektren, unterschiedliche Zeitstruktur usw.) und damit letztlich kaum vergleichbar sein (Windelberg 1998a). So sei die Lästigkeit von Schienenverkehrslärm z.B. bei gleichem  $L_{eq}$  je nach Güterzuganteil unterschiedlich (Windelberg 1995). Windelberg (1998b) schlug daher einen ‚vector of annoyance‘ vor, in den neben dem Mittelungspegel auch andere Aspekte eingehen sollen wie: Maximalpegel, Grundgeräusch, Zeitpunkt des Lärmereignisses sowie die Ruhepausen zwischen den Ereignissen. Dieser Vektor sollte stundenweise pro Tag oder Nacht bestimmt werden; als Kenngröße sollte dann der Vektor mit den ungünstigsten Werten benutzt werden.

Puscher (1997) kommt bei einem Vergleich der Richtlinien für Verkehrslärm in der 16. Bundesimmissionsschutzverordnung (16. BImSchV) mit den Richtlinien für Gewerbelärm in der TA-Lärm und VDI 2058 zu dem Schluss, dass die Richtlinien für Gewerbelärm in mehrfacher Hinsicht vergleichsweise restriktiver sind; nach der 16. BImSchV seien bis zu 20 dB mehr erlaubt als das, was nach VDI 2058 zulässig wäre.

#### *Vorschläge zur Einschränkung der Anwendung des Schienenbonus*

Haider, Koller & Stidl (1992) haben für die Österreichischen Bundesbahnen „Qualitätskriterien für Schienenverkehrslärm“ entwickelt und dabei diskutiert, ob und inwieweit die Grenzwerte der deutschen 16. BImSchV für Österreich übernommen werden könnten. Sie gelangen zu dem Schluss, dass eine 5 dB-Bonusregelung für den Eisenbahnlärm akzeptabel sei, wenn dabei eine Reihe von einschränkenden Rahmenbedingungen beachtet würden (Haider et al 1992, S. 55 und 64; vgl. Kofler & Lercher 1998/99, S. 5-2ff):

- *Pegelobergrenze:* Die Bonusregelung mit einem 5 dB-Abschlag darf nur bis zu einer Obergrenze für den Mittelungspegel von 70 dB(A) angewendet werden. Für jede Überschreitung von 70 dB(A) um 1 dB(A) sollte der Bonus jeweils um 1 dB(A) verringert werden, so dass bei einem Mittelungspegel von 75 dB(A) der Bonus mit 0 zu veranschlagen sei und bei Belastungen von über 75 dB(A) sogar von einer Lästigkeitsdifferenz zuungunsten des Schienenverkehrslärms bzw. einem Malus gegenüber dem Straßenlärm auszugehen sei. (Vgl. Kofler & Lercher 1998/99, S. 5-3.) Zur Vermeidung möglicher vegetativer Übersteuerungen

solle zudem das energetische Mittel der  $L_{A,max}$ -Werte an keinem Immissionsort 90 dB(A) überschreiten,.

- *Obergrenze für die Anzahl der Zugvorbeifahrten am Tage und in der Nacht:* Ein Bonus von 5 dB(A) sollte nur bis zu einer Obergrenze von bis zu 80 Zügen pro Nacht und 160 Zügen am Tag (bzw. bis zu 10 Zügen pro Stunde) im Jahresdurchschnitt angewendet werden. Dies entspräche einer mittleren Ruhepause zwischen zwei Zugvorbeifahrten von 6 Minuten. Bei höheren Ereignishäufigkeiten sinke die mittlere Pausenzeit zwischen zwei Ereignissen so weit ab, dass die Erholungsmöglichkeit zwischen den Ereignissen eingeschränkt sei. Für jeweils 8 weitere Züge im Nachtzeitraum über die Obergrenze von 80 Zügen bzw. für je 16 weitere Züge am Tag über die Obergrenze von 160 Zügen hinaus sollte der Bonus daher jeweils um 1 dB(A) verringert werden. D.h. bei insgesamt 120 Zügen in der Nacht bzw. bei insgesamt 240 Zügen am Tag im Jahresdurchschnitt wäre der Bonus verloren; bei weiterer Steigerung der Zugfrequenz wären demnach sogar Maluswerte anzusetzen. (Eine ebenfalls zugzahl-abhängige, allerdings weniger restriktive Bonusregelung gibt es in der Schweiz.)

Haider et al (S. 54) sind zudem der Ansicht, dass der Bonus nicht auf Situationen angewendet werden sollte, in denen die Kommunikation eine herausragende Bedeutung hat; dies träfe etwa auf Schulen oder Kindergärten zu. Nicht angewendet werden sollte der Bonus zudem auf zu schützende Bereiche, in denen sich besonders empfindliche Personengruppen aufhalten (Kurbzirke, Krankenhäuser, Altenheime).

Anmerkung zur *Pegelobergrenze:* Zur Begründung führten Haider et al an, dass sich ab 70 dB(A) der Abstand zwischen den Dosis-Wirkungs-Kurven wieder verringere. Diese Begründung ist jedoch angesichts der oben dargestellten Ergebnissen zur Gesamtbelästigung (Abschn. 4.3) zweifelhaft: denn Untersuchungen, die eine abnehmende Lästigkeitsdifferenz mit steigenden Pegeln ergaben (Heimerl & Holzmann 1978; Griefahn et al 1999), stehen andere gegenüber, die eine zunehmende Lästigkeitsdifferenz zugunsten der Schiene mit steigendem Pegel anzeigen (Fields & Walker 1982b; IF-Studie 1983).

Zur *Obergrenze für die Zuganzahlen:* Zur Bedeutung der Zuganzahl für die Berechtigung eines Bonus für die Bahn hat sich auch Fleischer (1997) geäußert. Seiner Ansicht nach sind für die Lästigkeit von Bahnverkehr und die Berechtigung eines Schienenbonus insbesondere die Anzahl der Lärmereignisse und deren zeitliche Verteilung entscheidend: Der Schienenbonus sei eigentlich nur in Situationen mit sehr geringen Zuganzahlen anwendbar; mit zunehmender Ereignisanzahl verschwinde der „Bonus“ und werde durch einen Malus abgelöst; heute schon sei der Betrieb bei der DB derart, dass viele Situationen bereits im Malus-Bereich lägen (vgl. Fleischer 1997, Abb. 3, S. 67). Auch Haider et al (1992, S. 53) hatten darauf hingewiesen, dass die (schon älteren) Untersuchungen zur Schienen-Straßenverkehrslärm-Lästigkeitsdifferenz, die bei der Festsetzung des Schienenbonus herangezogen wurden, zumeist an Strecken mit einer damals noch relativ geringen Zugfrequenz durchgeführt worden seien; die Übertragbarkeit auf Situationen mit sehr viel höherer Zugfrequenz und dementsprechend kürzeren Pausen sei daher fraglich; solche Situationen seien aber für die Zukunft – bei Ausweitung des Schienenverkehrs insgesamt und bei Zunahme des Güterzuganteils, insbes. auch bei Zunahme des *nächtlichen* Güterverkehrs – zu erwarten.

Zu diesen Argumenten bezüglich der Zuganzahlen sei angemerkt: In der Studie von Griefahn et al, die die geringere Gesamt-Belästigung durch Schienen- im Vergleich zum Straßenverkehrslärm bestätigte, variierte die Zuganzahl / 24h zwischen 187 und 255; in zwei der vier Gebiete lag die Zughäufigkeit oberhalb der bei Haider et al genannten Grenze von 10 Zügen pro Stunde für die Anwendbarkeit des 5 dB-Bonus (Zughäufigkeit tags: 166 bzw. 172; nachts: 83 bzw. 85). Und auch in einer ergänzenden Studie, in der zusätzlich Daten aus einer Erhebung in je einem Gebiet mit dominantem Straßen- bzw. Schienenverkehrslärm bei großen Verkehrsmengen berücksichtigt wurden (Liepert et al 2001), verringerte sich die Schienen-Straßen-Lästigkeitsdifferenz nicht wesentlich. Ein analoges Ergebnis erbrachte eine Reanalyse (Liepert, Möhler, Schreckenber, Schuemer & Fastl, 2003), in der neben Daten aus Griefahn et al (1999), Liepert et al (2001), Zeichart et al (1999, 2001) auch Daten aus zusätzlichen Erhebungen in

zwei hochbelasteten Schienengebieten und einem Straßengebiet berücksichtigt wurden: Bei getrennter Berechnung der Lästigkeitsdifferenzen bezüglich der Gesamt-Belästigung und -Gestörtheit für Gebiete mit hoher Verkehrsmenge (für die Schiene:  $\geq 360$  Zugvorbeifahrten in 24h; Range: 367 bis 528 Züge / 24h; 233 bis 400 tags; 55 bis 145 nachts) ergaben sich  $\Delta L$ -Werte, die nicht bedeutsam von jenen bei Berücksichtigung aller Gebiete (Zugzahlen in 24h zwischen 165 und 528) abwichen; so lag z.B. der  $\Delta L$ -Wert für die Gesamtbelästigung bei 60 dB(A) jeweils bei ca. +6 dB(A). Ein ergänzend durchgeführtes Beurteilungsexperiment im Labor zeigte zudem, dass die Probanden selbst bei hoher Zughäufigkeit (13 Zugvorbeifahrten in 30 Min Versuchszeit) Zuggeräusche im Vergleich zu Straßenverkehrsgeräuschen bei annähernd gleichem  $L_{eq}$  (ca. 52 bis 55 dB(A)) als weniger „laut“, und weniger „belästigend“ empfanden; sie zeigten sich zudem weniger beim Lesen gestört.

#### *Anwendbarkeit des Bonus bei Neubau- und Ausbaustrecken*

Kofler & Lercher (1998/99, S. 5-4) wie auch Lambert, Champelovier & Vernet (1998b) weisen darauf hin, dass die Untersuchungen, auf denen Bonus beruht, nur an bestehenden Strecken durchgeführt worden sind; die Übertragbarkeit auf Situationen nach Neubau oder Ausbau sei daher fraglich. Ähnlich verweisen Haider et al (1992, S. 54) darauf, dass es kaum Studien zur Gewöhnung an Schienenverkehrslärm gibt; daher sei kritisch zu prüfen, ob und inwieweit die an Bestandsstrecken gewonnenen Ergebnisse bezüglich der Schienen-Straßen-Lästigkeitsdifferenz auf Situationen an Neubaustrecken (in bisher unbelasteten Gebieten) übertragen werden können. (Zu möglichen Reaktions-, „Überschuss“-Effekten bei stufenförmiger Belastungsänderung s. u.a. Schuemer & Schreckenberger 2000; vgl. auch Fields, Ehrlich & Zador 2000 sowie Horonjeff & Robert 1997). Bei Übertragung der an Bestandsstrecken ermittelten Schienen-Straßen-Lästigkeitsdifferenz auf Situationen nach Neubau oder Ausbau einer Bahnstrecke ist nicht auszuschließen, dass der infolge des Neu- oder Ausbau der Bahnstrecke zu erwartende Überschuss-Effekt so groß ausfällt, dass er die unter ‚steady state‘-Bedingungen festzustellende Schienen-Straßenverkehrslärm-Lästigkeitsdifferenz übersteigt. So lassen sich etwa auch die Ergebnisse von Kofler & Lercher (1998/99) interpretieren, die ab ca. 50 dB eine zunehmende Schienen-Straßen-Lästigkeitsdifferenz *zuungunsten* der Schiene feststellten (vgl. oben Abschn. 4.1). Bei dieser Interpretation würde unterstellt, dass dieses Ergebnis weniger auf die besonderen Schallausbreitungsbedingungen im alpinen Raum, die ja für Schiene und Straße gleichermaßen gelten, als vielmehr auf die Diskussionen um den bevorstehenden Streckenausbau einer bisher schon stark ausgelasteten Bahn-Bestandsstrecke bzw. um den Neubau einer zusätzlichen Bahntrasse zurückzuführen ist; denn nicht nur bereits realisierte Belastungsänderungen, sondern bereits deren Ankündigung können Effekte (wie negative Erwartungen) hervorrufen, die die Urteile über die Lärmbelästigung beeinflussen können (vgl. Job et al 1996; Hatfield et al 2002, Möhler & Schuemer 1999).

Hinweise auf solche Belastungsänderungs-Effekte beim Schienenverkehr erbrachten auch Re-Analysen von Daten aus französischen Verkehrslärmstudien durch Lambert, Champelovier & Vernet (1998b): Die Dosis-Wirkungs-Kurven für Situationen an existierenden Bestandsstrecken (existierende Straßen oder Bahnlinien) unterscheiden sich wesentlich von den Kurven, die anhand von Daten bestimmt wurden, die jeweils an neuen Straßen oder neuen Bahnlinien erhoben wurden („new infrastructure“-Effekt). Lambert et al nahmen bei ihrer Analyse eine Unterteilung der Untersuchungssituationen in ‚new‘ vs. ‚existing‘ vor: eine Untersuchungssituation wurde als „neu“ definiert, wenn die Anwohner vor Errichtung der jeweiligen Infrastruktur (Schienentrasse oder Straße) in ihre Wohnung eingezogen waren und die Studie in einem Zeitraum von nicht mehr als 5 Jahre nach Errichtung durchgeführt worden war. Als Bestandssituation („existing“) wurden Situationen definiert, in denen die Infrastruktur bereits längere Zeit (mehr als 10 Jahre) existierte, bevor die befragten Anwohner in ihre Wohnung eingezogen sind. Die Autoren bestimmten sodann getrennte Dosis-Wirkungs-Kurven für Schienen- bzw. Straßenverkehrslärm jeweils für „Neu“-Situationen und für Bestandssituationen. Innerhalb jeder Verkehrslärmart liegt die Kurve für „Neu“-Situationen jeweils höher als die Kurve für „Bestandssituationen“ („new infrastructure“- bzw. Überschuss-Effekt); bei der Straße war dieser

Effekt bereits ab der untersten betrachteten Pegelklasse („bis 54 dB“) deutlich ausgeprägt; bei Schiene war der Neu-Effekt allerdings weniger stark ausgeprägt: bis zur Pegelklasse „60-67 dB“ sind die Unterschiede gering, wobei die Kurve für die „Bestandssituation“ jeweils etwas unterhalb der Kurve für „Neu“-Situationen liegt; danach erfolgt dann aber ein steiler Anstieg der Kurve für die „Neu“-Situation. Die Autoren nennen als mögliche Gründe für diesen Effekt neuer Infrastruktur Kontext-Faktoren wie u.a. die Einstellung der Betroffenen zu dem Infrastruktur-Projekt und die Art des Informationsaustausches zwischen den Planungsverantwortlichen und den Anwohnern. Für Situationen an Bestandsstrecken zeigte sich in der Analyse von Lambert et al hingegen – wie in der Mehrzahl der oben dargestellten Untersuchungen (Abschn. 4.3) – eine Lästigkeitsdifferenz zugunsten der Schiene ab ca. 55 dB ( $L_{eq}$ ), die mit zunehmendem Pegel größer wurde ( $\Delta L$  bei 55 dB: nahe Null;  $\Delta L$  bei 70 dB: ca. +5 dB). Die Autoren ziehen aus ihren Analysen folgenden Schluss in Hinblick auf die Anwendung des Bonus auf Situation an Neubaustrecken: „Therefore using this rail bonus for new infrastructure projects could be unsuitable as the context is very different. In particular residents have chosen to live in a quiet environment and suddenly their noise environment has changed significantly. On the contrary, along existing infrastructures, it can be argued that noise levels have increased progressively and that most of the noise sensitive people have already moved away.“

#### *Zu Straßen-Schienen-Lästigkeitsvergleichen in Japan und Europa*

Parallel in Japan und Deutschland durchgeführte psycho-akustische *Laborversuche* zur wahrgenommenen Lautheit von Verkehrsgeräuschen aus unterschiedlichen Quellen haben zwar gezeigt, dass japanische gleichermaßen wie deutsche Versuchspersonen bei gleichem  $L_{eq}$  Flugverkehrsgeräusche als lauter als Straßenverkehrsgeräusche und diese wiederum als lauter als Schienenverkehrsgeräusche einstufen (u.a. Fastl, Filippou, Schmid, Kuwano & Namba 1998; vgl. auch Fastl 1996, S. 41f; Fastl 2000; Fastl, Schmid, Kuwano & Namba 1996 und Fastl, Kuwano & Namba 1994a,b, 1996); die Ergebnisse japanischer *Feldstudien* zum Lästigkeitsvergleich weichen jedoch deutlich von jenen europäischer Studien ab: Während aus den Felduntersuchungen in Europa weitgehend übereinstimmend Schienen-Straßen-Lästigkeitsunterschiede im Sinne einer geringeren Belästigungswirkung von Bahnlärm berichtet wurden (s.o.: Abschn. 4.3), fand sich in einigen entsprechenden japanischen Studien (u.a. Kaku 1994; Kaku & Yamada, 1996; Morihara, Yano & Sato 2002; Yano, Yamashita & Izumi 1997; Yano, Murakami, Kawai & Sato 1998; Yano, Morihara & Sato 2002) *kein* Schienen-Straßen-Lästigkeitsunterschied oder sogar eine tendenziell größere Belästigung durch Schienenlärm. In Yano, Morihara & Sato (2002) sowie in Kaku (1994) werden einige Faktoren diskutiert, die potentiell zu diesen Unterschieden zwischen den Ergebnissen in japanischen und europäischen Feldstudien beitragen könnten – so u.a.:

- *Unterschiede in den akustischen Charakteristika von Schienen- und Straßenverkehrslärm:* Nach Yano, Morihara & Sato (2002) gelten die akustischen Unterschiede zwischen beiden Quellen (wie das unterschiedliche Frequenzspektrum oder die größere Regelmäßigkeit von Schienenverkehrsgeräuschen) gleichermaßen für Japan und Europa; daher seien diese Faktoren zur Erklärung der unterschiedlichen Befunde in Japan und Europa kaum geeignet.
- *Unterschiede in der Einstellung zu beiden Geräuschquellen:* Nach Yano, Morihara & Sato (2002) wird die Bahn in Japan ähnlich wie in Europa bewertet und gilt als sicher und umweltfreundlich; möglicherweise sei jedoch in Japan das Umweltbewusstsein schwächer als in Europa ausgeprägt.
- *Sozio-kulturelle Faktoren und Lebensstil:* Yano, Morihara & Sato (2002) gehen davon aus, dass Europäer den Außenraum (Balkon, Garten) stärker als Japaner nutzen und Aktivitäten im Freien bevorzugen; beim Aufenthalt im Freien sind Anwohner von Straßen aber nicht nur Lärm, sondern auch Verkehrs-bedingten Abgasen und Gerüchen ausgesetzt, was zu einer höheren Belästigung durch Straßenverkehrslärm beitragen kann (vgl. Yano, Sato, Björkman & Rylander 2002). Demgegenüber weist Kaku (1994) unter Bezug auf Igarashi (1992) darauf hin, dass sich die Belästigungsreaktionen auf Straßenverkehr in Japan kaum von denen in an-

deren Ländern unterscheiden; es seien die Reaktionen auf den Schienenverkehr, die negativer als in anderen Ländern ausfielen.

- *Unterschiede in Gebäudeeigenschaften (Bauweise und Masse) und in der Schallisolierung:* Nach Yano, Morihara & Sato (2002) kann die leichtere Bauweise japanischer Häuser dazu führen, dass in stärkerem Maße als in Europa Bahnverkehrs-bedingte Erschütterungen auftreten und die Belästigung erhöhen können, wodurch dann der Lästigkeitsunterschied zum Straßenverkehrslärm in Japan geringer als in Europa ausfalle. (Erschütterungen wirken sich insbes. im Nahbereich der Strecke aus; Näheres dazu s.u.)

Die Schalldämmwirkung japanischer Häuser ist – anders als etwa von Schultz (1978) angenommen – nicht geringer als die Dämmwirkung von Gebäuden in anderen Ländern (Kaku 1994). Auch eine unterschiedliche Verbreitung von Isolierfenstern in Japan und Europa kann nach Yano, Morihara & Sato (2002) die divergierenden Ergebnisse nicht hinreichend erklären; denn Untersuchungen in einer wärmeren Region in Japan (mit geringerer Verbreitung von Doppelverglasung) wie in einer kälteren Region (mit höheren Anteilen von Doppelverglasung) zeigten gleichermaßen eine Lästigkeitsdifferenz zuungunsten des Schienenverkehrslärm; vgl. Morihara et al 2002 sowie Yano, Morihara & Sato 2002).

- *Unterschiede im Bahnbetrieb und den untersuchten Zugarten:* (a) Tag-Nacht-Effekte: Die europäischen Studien betrafen zumeist Bahnstrecken ohne ausgeprägte nächtliche Betriebsruhe (mit dementsprechend geringen Tag-Nacht-Pegelunterschieden). Zumindest in einigen der japanischen Studien lagen hingegen deutliche Tag-Nacht-Unterschiede vor (vgl. Yano et al 1998); allerdings berichtet Kaku (1994) von einer größeren Menge an nächtlichem Güterverkehr auch auf einigen japanischen Bahnstrecken (ähnlich wie auf vielen europäischen Strecken). (b) Zuganzahlen: Während in Deutschland auf den meisten Strecken 300 oder weniger Züge/24h fahren; weisen zwar einige Bahnstrecken in Japan eine sehr hohe Auslastung aus (bis zu 750 Züge pro Tag; s. Kaku 1994, S. 123); eine tendenziell größere Lästigkeit von Schienenverkehrslärm zeigte sich jedoch auch in japanischen Studien bei niedrigeren Zuganzahlen (wie etwa bei Yano, Morihara & Sato 2002; zwischen 72 und 414 Zügen in 24h). (c) Zugarten: In den oben zitierten europäischen Studien wurde Hochgeschwindigkeits-Zugverkehr nicht berücksichtigt. Einige der japanischen Studien, in denen eine relativ hohe Bahnlärmbelästigung festgestellt wurde, betrafen hingegen Hochgeschwindigkeitsstrecken bzw. den Shinkansen; Kaku (1994) berichtet aber Dosis-Wirkungs-Kurven aus zwei japanischen Studien für konventionellen Zugverkehr, die in etwa den Kurven aus Untersuchungen an Shinkansen-Linien entsprachen oder sogar etwas über diesen lagen. (Allerdings berichtete Tamura 1994 eine höhere Unzufriedenheit beim Shinkansen; s.o.: Abschn. 2.7.2.)

In einer Diskussion zwischen Schuemer und Yano (via e-mail im Oktober 2002) wurden weitere Faktoren identifiziert, die u.U. zur Erklärung der Divergenz zwischen japanischen und europäischen Bahnstudien herangezogen werden können: Der Abstand zwischen der Bahnlinie und der Wohnbebauung war in einigen der japanischen Studien wesentlich geringer als in deutschen Studien; während z.B. in der Studie von Griefahn et al (1999) der Median der Abstände zwischen den Wohnhäusern der Befragten und der Bahnstrecke bei 98m lag (Q1= 67; Q3 = 143m; Mittelwert=106m), betrug der Median in der Studie von Yano, Morihara & Sato (2002) für die untersuchten Bahnlärm-Immissionsorte in der Kyushu-Region nur 17m und in den Immissionsorten in der Hokkaido-Region nur 27m; in der Kyushu-Region betrug die Distanz für eine größere Anzahl von Immissionsorten sogar weniger als 10m. Eine geringere Distanz zur Strecke führt aber – auch nach Kontrolle von Pegelinflüssen – zu einer Erhöhung der Belästigung (s.o. Abschn. 2.4); insbes. ist bei geringerer Entfernung die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten von Erschütterungen erhöht (s.o. Abschn. 2.10.1), zumal sich in japanischen Häusern häufiger als in Deutschland Holzböden und -decken finden. Bei gleichzeitigem Auftreten von Bahnverkehr-bedingtem Lärm und Erschütterungen erhöht sich aber auch die Lärm-Belästigung (vgl. Abschn. 2.10.1). Im Rahmen einer geplanten Kooperation soll dieser Hypothese weiter nachgegangen werden. Dieser i.w. auf Erschütterungen bezogene Ansatz kann nicht nur zur Erklärung der Divergenzen zwischen japanischen und europäischen Feldstudien-Ergebnissen herangezogen werden, sondern auch zur Erklärung der Diskrepanz zwischen den japanischen

Befunden aus Feldstudien einerseits (kein Lästigkeitsunterschied oder sogar größere Lästigkeit des Schienen- im Vergleich zum Straßenverkehrslärm) und den Ergebnissen aus Laborstudien andererseits (größere wahrgenommene Lautheit des Straßen- im Vergleich zum Schienenverkehrslärm); denn in den Laborversuchen wurden lediglich die Geräusche dargeboten – ohne das gleichzeitige Auftreten von Erschütterungen.

Unterstellt man, dass diese Erklärung zumindest ansatzweise richtig ist, würde dies aber bedeuten, dass die Anwendung des Schienenbonus auf Immissionsorte im Nahbereich des Schienenverkehrsweges und/oder auf Immissionsorte, bei denen das Auftreten spürbarer Bahnverkehrsbedingter Erschütterungen wahrscheinlich ist, problematisch ist.

## 5 Überlegungen zur Lästigkeitswirkung der Magnetschwebebahn-Geräusche

*Rudolf Schuemer*

Für die Anwendung der Magnetschwebebahntechnik gab und gibt es in der Bundesrepublik zwar seit längerem Planungen (u.a. für die Strecke Hamburg – Berlin; im Raum München sowie im Ruhrgebiet: „Metrorapid“), aber bisher wurde keine dieser Planungen – abgesehen von der Errichtung einer Teststrecke im Emsland – in Deutschland realisiert; die Planungen für die Strecke Hamburg – Berlin sowie für den „Metrorapid“ im Ruhrgebiet wurden mittlerweile aufgegeben. Zum Jahreswechsel 2002/03 wurde aber in Shanghai in China eine Magnetschwebebahn-Strecke (vom Flughafen zur Stadt) in Betrieb genommen.

Die Magnetschwebebahn („Transrapid“) ist ein Verkehrsmittel, das sich vom herkömmlichen Schienenverkehr in mehreren Aspekten deutlich unterscheidet (vgl. u.a. Paulsen 1996): Anders als bei Rad-Schiene-Systemen herkömmlicher Züge erfolgt der Antrieb beim Transrapid ohne Berührung der Trasse über ein Magnetfeld; damit entfällt der Rad-Schiene-Kontakt als Geräuschquelle. Der Transrapid kann – auch im Vergleich zum ICE – deutlich höhere Geschwindigkeiten erreichen (etwa 400 km/h und mehr); dadurch entstehen aber Strömungsgeräusche, die bei den höheren Geschwindigkeiten überproportional ansteigen. Während der ICE überwiegend auf Trassen fährt, auf denen auch anderer Zugverkehr abgewickelt wird, soll der Transrapid auf eigenen Trassen – zudem überwiegend aufgeständert – fahren; d.h. dass die betroffenen Anwohnern einer Magnetschwebebahn-Trasse die Fahrgeräusche überwiegend als „von oben kommend“ wahrnehmen werden.

Da es in Deutschland bisher keine in Betrieb genommen Transrapid-Strecken gibt, konnten auch keine Felduntersuchungen zur Lästigkeit der Magnetschwebebahn bei betroffenen Strecken-Anwohnern durchgeführt werden. Lediglich an der Teststrecke im Emsland konnte eine Befragung von Besuchern der Versuchsanlage durchgeführt werden (Möhler, Liepert & Schuemer-Kohrs 1996), die aber – u.a. wegen der zu vermutenden Selbstselektion der Befragten-Stichprobe – nur bedingt interpretierbar ist (Näheres: s.u.).

Aussagen zur Belästigungswirkung der Transrapid-Geräusche können sich daher nicht auf Felduntersuchungen bei betroffenen Strecken-Anwohnern, sondern nur auf theoretische Überlegungen (etwa Abschätzung der Belästigungswirkung auf der Basis der bekannten akustischen Eigenschaften des Transrapid; vgl. u.a. Möhler & Liepert 1996; Guski 1996; Paulsen 1996; Höger & Felscher-Suhr 1997) stützen; zudem liegen einige Laboruntersuchungen vor, in denen Transrapid-Vorbeifahrtgeräusche von Versuchspersonen hinsichtlich verschiedener Beurteilungsaspekte beurteilt worden sind (u.a. Fastl & Gottschling 1996a,b; Gottschling & Fastl 1996; Neugebauer & Ortscheid 1997; Quehl 1999; Vos 2003).

Möhler & Liepert (1996) verglichen das Versuchsfahrzeug Transrapid 07/2 (150m Zuglänge bei zwei Geschwindigkeiten: 200 und 400 km/h) mit verschiedenen Zugarten – ICE (Zuglänge 420m; 200 km/h), IC (340m und 160 km/h), Güterzug (500m und 100 km/h) – hinsichtlich verschiedener akustischer Merkmale.

In der Tabelle 5-1 sind einige akustische Merkmale vergleichend gegenübergestellt (Angaben aus Möhler & Liepert, 1996, Tabellen 2 und 3; Darstellungsart nach Höger & Felscher-Suhr 1997, S. 42, Tabelle 4).

Tabelle 5-1: Akustische Merkmale des Transrapid im Vergleich zu herkömmlichen Zügen (nach Möhler & Liepert, 1996, Tabellen 2 und 3)

Zugtyp	Länge	Geschwindigkeit	Vorbeifahrtpegel in 25m in dB(A)	Vorbeifahrtdauer in sec.	Pegelanstieg in dB(A) / sec. in 25 m Entfernung
TR 07/2	150 m	400 km/h	91	1,4	10 – 14
TR 07/2	150 m	200 km/h	76	2,7	7 – 8
ICE	420 m	200 km/h	84	7,6	17
IC	340 m	160 km/h	87	7,7	12
Güterzug	500 m	100 km/h	88	18,0	13

Hinsichtlich der Vorbeifahrthäufigkeit gingen Möhler & Liepert von der damaligen Prognose für die Strecke Hamburg – Berlin aus, wonach tags mit 8 Vorbeifahrten pro Stunde und nachts mit einer Vorbeifahrt pro Stunde zu rechnen war; aus diesen Mengenangaben schätzten sie eine durchschnittliche Pausendauer von 7,5 min für den Tag und 60 min für die Nacht sowie einen Beurteilungspegel in 25 m Entfernung von tags 65 und nachts 56 dB(A).

Die Autoren verglichen zudem die Frequenzspektren des TR 07/2 mit denen eines IC und eines Güterzuges: das Frequenzspektrum des TR 07/2 bei beiden Geschwindigkeiten (200 bzw. 400 km/h) zeigt einen ähnlichen Verlauf wie jenes von Güterzügen bei einer Geschwindigkeit von 100 km/h; das Frequenzspektrum eines IC weist demgegenüber im Frequenzbereich über ca. 1000 Hz einen größeren Pegelanteil auf (vgl. Möhler & Liepert 1996, S. 42, Bild 4).

Die Autoren gelangen zusammenfassend zu folgenden Schlüssen:

- Die Geräusche des herkömmlichen Schienenverkehrs und der Magnetschnellbahn sind hinsichtlich Pausenstruktur, Pegelanstiegszeit und der Höhe des Vorbeifahrtpegels ähnlich; somit ist ein Schienenbonus für die Schlafstörungen bei der Magnetschnellbahn in gleicher Höhe wie beim Schienenverkehr vertretbar.
- Die Vorbeifahrzeiten sind bei der Magnetschnellbahn aufgrund der höheren Geschwindigkeiten und der geringeren Fahrzeuglänge wesentlich kürzer, so dass für den Bereich der Kommunikationsstörungen durch die Magnetschnellbahn eher geringere Gestörtheitsreaktionen zu erwarten sind als durch Schienenverkehrslärm.
- Das Frequenzspektrum lässt nicht erwarten, dass die Magnetschnellbahn andere Auswirkungen auf die Belästigungswirkung als der herkömmliche Schienenlärm hat.
- Der Einfluss von außerakustischen Moderatoren, insbesondere die Einstellung zum Verkehrsmittel, lässt sich derzeit noch nicht zuverlässig abschätzen. Auf lange Sicht dürften aber Moderatoren wie „Gewöhnung an Lärm“, „Lärmempfindlichkeit“ etc. keinen wesentlich anderen Einfluss auf die Gestörtheitsreaktionen haben als beim Schienenverkehrslärm.
- „Insgesamt kann man daher zu dem Schluss kommen, das[s] der Lärm der Magnetschnellbahn in gleichem Maße wie Schienenverkehrslärm weniger lästig ist als Straßenverkehrslärm und daher nach dieser theoretischen Betrachtung ein Schienenbonus von 5 dB (A) auch auf die Magnetschnellbahn übertragen werden kann.“ (Möhler & Liepert 1996, S. 139)

Die Betrachtungen von Möhler & Liepert und ihre Schlussfolgerungen haben eine Diskussion ausgelöst:

In einer Stellungnahme aus akustischer Sicht bemängelte Paulsen (1996) u.a., dass Möhler & Liepert für die Bestimmung der Pegelanstiegszeit einen eingeschränkten und durch nichts begründeten Pegelbereich über 70 dB(A) gewählt hätten: „Während der Vorbeifahrtpegel der Magnetschnellbahn TR 07/2 bei einer Geschwindigkeit von 400 km/h näherungsweise linear aus dem Grundgeräusch seinen Maximalwert entgegenstrebt, ist der Pegelanstieg der drei ver-

schiedenen Züge nicht linear. [...] Gerade das Herannahen der Schienenfahrzeuge, das sich durch einen vergleichsweise langsamen Pegelanstieg ankündigt, bedeutet einen wesentlichen Unterschied zum Transrapid, denn es gestattet den Betroffenen, sich auf das Ereignis einzustellen.“ (Paulsen 1996, S. 144)

In einer Stellungnahme zu Möhler & Liepert aus psychologischer Sicht wies Guski (1996) darauf hin, dass der Schienenbonus zumindest teilweise durch die positivere Bewertung der Geräusche von Schienenfahrzeugen gegenüber dem Auto sowie die positivere Quellenbewertung bedingt sei. Für die Anwendbarkeit des Schienenbonus auf die Magnetschnellbahn müsse daher geklärt werden, dass deren Geräusche ähnlich wie die herkömmlicher Schienenfahrzeuge bewertet werden. Hinsichtlich der Quellenbewertung vermutete Guski (1996, S. 146) deutliche Unterschiede: „Der konventionelle Schienenverkehr gilt bei den Anwohnern als sozial, [w]enig gesundheitsschädigend und historisch gewachsen. Dagegen ist der Transrapid ein völlig neues Fahrzeug, das auch noch auf Stelzen daherkommt, derzeitig das Image des Spielzeugs für Besserverdienende hat und dessen Antrieb den meisten Menschen unverständlich ist.“ In Hinblick auf die Anwendung des Schienenbonus auf die Magnetschnellbahn müsste daher nachgewiesen werden, „dass die neue über unseren Köpfen fahrende Bahn als ebenso gesund und ungefährlich eingeschätzt wird wie die erd- und schienengebundene alte“ (Guski 1996, S. 146).

Zu der bei Guski angesprochenen Quellenbewertung liegen bisher nur einige spekulative Betrachtungen von Höger & Felscher-Suhr (1997) vor (Näheres s. unten); zu der von Guski ebenfalls angesprochenen Geräuschbewertung beim Transrapid liegen immerhin einige empirische Befunde aus der Befragung von Besuchern der Testanlage im Emsland sowie aus Laborversuchen vor.

#### *Zur Bewertung von Transrapid-Geräuschen:*

Möhler, Liepert & Schuemer-Kohrs (1996) befragten Besucher der Testanlage vor dem Besuch der Testanlage (noch im Bus vor Eintritt im Besucherzentrum) und nach der Besichtigung der Anlage (einschließlich einer Demonstration zweier Vorbeifahrten und der Teilnahme an einer Fahrt im Transrapid). Die Einschätzung der Belästigungs- und Störwirkung der Transrapidgeräusche nach dem Besuch war deutlich geringer als die erwartete Belästigung vor dem Besuch. Die Befragungsteilnehmer/innen sollten zudem nach dem Besuch u.a. angeben, mit welchen von vier vorgegebenen Geräuscharten die Transrapid-Vorbeifahrtgeräusche vergleichbar wären. Die Mehrzahl der Befragten (über 60%) verglichen die Transrapid-Vorbeifahrtgeräusche mit Windgeräuschen; die anderen drei vorgegebenen Geräuscharten wurden jeweils nur von einer Minderheit gewählt: Autobahn und Eisenbahn von jeweils unter 20%, Flugzeug von weniger als 10% der Befragten. Zwar kann angenommen werden, dass Windgeräusche als angenehmer als Verkehrsgeräusche empfunden werden; die Repräsentativität der Befragungsbefunde ist jedoch insofern zweifelhaft, als nicht ausgeschlossen werden kann, dass die Besucher der Teststrecke sich hinsichtlich der Einstellung zum Transrapid von der übrigen Bevölkerung unterscheiden. Höger & Felscher-Suhr (1997, S. 55) sprechen daher vom selbst-selektiven Charakter der Stichprobe: Die Besucher hätten möglicherweise ein anderes, mit einer gewissen Technikbegeisterung einhergehendes Interesse am Transrapid.

Fastl und Gottschling (1996a,b; Gottschling & Fastl 1996) ließen Versuchspersonen im Labor die subjektiv wahrgenommene Lautheit von Vorbeifahrtsgeräuschen des Transrapid und von traditionellen Schienenfahrzeugen beurteilen. Dabei wurden (für zwei Geschwindigkeiten: 200 und 400 km/h) sowohl die Originalgeräusche des bereits existierenden 2-Sektionen-Fahrzeugs der Magnetschnellbahn als auch Geräusche eines akustisch simulierten 6-Sektionen-Fahrzeugs verwendet. Zur Geräuschbeurteilung wurden drei Vorbeifahrten der Magnetschnellbahn drei Vorbeifahrten konventioneller Züge bei gleichem Mittelungspegel in einem Zeitraum von 15 Minuten gegenübergestellt. Um gleiche Mittelungspegel beider Verkehrssysteme herzustellen, mussten allerdings (durch entsprechende akustische Manipulationen) Pegelveränderungen vorgenommen werden, die teilweise mit Verzerrungen des natürlichen Klangbildes verbunden waren. Die Vorbeifahrtsgeräusche des 2- als auch 6-Sektionen-Transrapid-Fahrzeugs wurden hinsichtlich der

globalen Lautheit insgesamt ähnlich wie die Geräusche konventioneller Schienenfahrzeuge beurteilt. Zudem wurden die Transrapidgeräusche von den Versuchspersonen mehrheitlich (71 von 75 Antworten) als Zugeräusche eingeschätzt. Wegen der ähnlichen Geräuschbewertung von Transrapid und konventionellem Schienenverkehr halten Fastl & Gottschling die Übertragung des Schienenbonus auf die Magnetschnellbahn für gerechtfertigt.

Höger & Felscher-Suhr (1997, S. 54f) haben die Untersuchung von Fastl & Gottschling einer kritischen Würdigung unterzogen. Sie bezweifeln u.a., dass von Lautheitsbeurteilungen im Labor auf die (künftige) Belästigung von Anwohnern einer Transrapid-Strecke geschlossen werden kann. Zudem weisen sie daraufhin, dass die Autoren zu dem Schluss kommen, die beurteilten Systeme seien „im Mittel“ vergleichbar, obwohl mehrere Vergleiche eine signifikant höhere Lautheit des Transrapid gegenüber konventionellen Zügen aufgezeigt hätten.

In einer weiteren Laborstudie (Neugebauer & Ortscheid 1997) wurde versucht, Geräusche des Transrapids und eines konventionellen Zuges nicht nur hinsichtlich der Lautheit, sondern auch nach Klangfarbenmerkmalen mithilfe eines Semantischen Differentials vergleichend zu untersuchen.

Für den Transrapid wurden Geräusche eines 2-Sektionen-Fahrzeugs verwendet. Die Geräusche wurden aufgenommen bei unterschiedlichen Geschwindigkeiten (zwischen 200 und 412 km/h) und bei unterschiedlichem Abstand (zwischen 25 und 100 m). Als Vergleichszug wurde ein in der Zuglänge vergleichbarer Kurzzug mit drei scheibengebremsten Reisewagen und einer Elektrolokomotive ausgewählt (Zuglänge 99,2 m; Geschwindigkeit 120 km/h; variierender Abstand: 25, 50 oder 100 m). Bei den im Versuch dargebotenen Geräuschen sollte – anders als bei Fastl & Gottschling – auf künstliche Pegelveränderungen verzichtet werden, um die damit verbundenen Klangverzerrungen zu vermeiden.

Die Vorbeifahrtsgeräusche wurden über Lautsprecher in einem größeren Raum („Kino-saal“) im Umweltbundesamt (uba) durch uba-Mitarbeiter/innen beurteilt. Beide Geräuscharten wurden hinsichtlich der Belastung (definiert durch den Stundenpegel,  $L_{hA}$ ) in zwei Stufen variiert. Den Untersuchungspersonen wurde in der Versuchsinstruktion mitgeteilt, dass sie die Geräusche von Zugvorbeifahrten beurteilen sollen, wobei ein Hinweis auf den Transrapid vermieden wurde.

Im unteren Geräuschbelastungsbereich (Stundenpegel um 42 dB; Vergleiche zwischen TR bei 200 km/h und 25 m Abstand oder bei 300 km/h und 100 m Abstand und dem Kurzzug bei 120 km/h und 100 m Abstand) fanden sich insgesamt wenig signifikante Unterschiede. Bei den verschiedenen Vergleichen im höheren Belastungsbereich (Stundenpegel bei ca. 50 dB; TR bei 300 oder 412 km/h und variierendem Abstand; Kurzzug bei 50 oder 25 m Abstand) konnten hingegen eine Reihe von signifikanten Unterschieden in der Geräuschbeurteilung festgestellt werden: Der Transrapid wurde als quälender, gefährlicher, aggressiver, stärker und kraftvoller als der Kurzzug eingeschätzt und zudem bei annähernd gleichem Pegel als tendenziell lauter wahrgenommen. Im Vergleich zwischen Transrapid (412 km/h, 100 m) und Kurzzug (120 km/h, 25 m) erwies sich der Transrapid trotz größerer Entfernung als u.a. bedrohlicher, gefährlicher, unangenehmer, abstoßender, misstönender und aufdringlicher als der Kurzzug.

Nach Ansicht der Autoren spricht wenig dagegen, die gefundenen Unterschiede in der Geräuschbewertung des Transrapids im Vergleich zum Kurzzug auf Unterschiede im Belästigungserleben im Alltag auszudehnen. Der Transrapid sei hinsichtlich seiner Belästigungswirkung nicht mit der herkömmlichen Bahn gleichzusetzen. Insbesondere bei hohen Vorbeifahrtsgeschwindigkeiten (Geschwindigkeitsbereich über 300 km/h) solle der Schienenbonus für den Transrapid auf 0 dB reduziert werden.

In einer kritischen Würdigung der Untersuchung bezweifeln Höger & Felscher-Suhr (1997, S. 56f) aus eher grundsätzlichen Erwägungen hinsichtlich der „ökologischen Validität“ allerdings die Übertragbarkeit von Geräuscheinschätzungen anhand des Semantischen Differentials im Laborversuch auf die Lärmwirkungen im Alltag potentiell betroffener Personen; bisher sei nicht geklärt, „ob ein Geräusch, das im Labor als ‚hart‘, ‚mächtig‘, ‚kraftvoll‘, ‚aggressiv‘ und ‚gefährlich‘ eingeschätzt wird, im Alltag zu anderen Lärmwirkungen führt als ein Geräusch,

das auf den selben Dimensionen weniger extreme Ausprägungen hat“ (Höger & Felscher-Suhr 1997, S. 56f).

In einer weiteren Laborstudie (Quehl 1999; vgl. auch Quehl, Höge & Schick 1998) wurde ebenfalls die Klangfarbe (Timbre) von Vorbeifahrtsgeräuschen des Transrapid und eines traditionellen Zugs mit Hilfe eines konzeptspezifischen semantischen Differentials untersucht, um Anhaltspunkte für eine gleiche oder ungleiche Geräuschbewertung beider Verkehrssysteme zu finden.

Es wurden die Aufnahmen des uba für Vorbeifahrten des 2-Sektionen-Fahrzeugs bei 300 und 412 km/h verwendet (aufgenommen an der Teststrecke im Emstland); dabei wurde der Abstand zum Emissionsort variiert: 25, 50 oder 100 m. (Auf die Berücksichtigung von Aufnahmen des Transrapid bei geringeren Geschwindigkeiten wurde verzichtet, da sich in der Untersuchung von Neugebauer & Ortscheid nur geringe Beurteilungsunterschiede zwischen dem Transrapid bei geringerer Geschwindigkeit und konventionellen Zügen gezeigt hatten.) Als Vergleichszug diente wieder ein Kurzzug (E-Lok mit 3 scheinengebremsten Reisewagen) bei 120 km/h in 25 bzw. 50 m Abstand. Wie in der uba-Studie wurde auf eine akustische Veränderung der Originalgeräusche verzichtet, um dadurch bedingte Klangverzerrungen zu vermeiden. Die Wiedergabe der Geräusche erfolgte in einem schalldämmten Labor über zwei Lautsprecher. Als Untersuchungspersonen dienten 30 normal-hörende Personen im Alter zwischen 15 und 49 Jahren (vorwiegend, d.h. zu 80%, Studierende der Universität Oldenburg). Den Versuchsteilnehmer/innen wurde mitgeteilt, dass sie die Geräusche von Zügen beurteilen sollen, wobei jeder Hinweis auf den Transrapid vermieden wurde.

Bei der Auswertung wurden sowohl Vergleiche zwischen Transrapid und Kurzzug als auch Vergleiche zwischen den Transrapid-Geräuschen bei unterschiedlichem Abstand und unterschiedlicher Geschwindigkeit durchgeführt.

Einzelne Vergleiche zwischen den verschiedenen Transrapid- und Kurzzug-Geräuschen hinsichtlich der Klangfarbebeurteilung erbrachten zwar signifikante Unterschiede; insgesamt waren jedoch die Beurteilungen für die Magnetschnellbahn und den Kurzzug recht ähnlich. Die Autorin kommt daher zu dem Schluss (Quehl, 1999, S. 172), „dass sich die untersuchten Züge insgesamt kaum in der Beurteilung ihrer Klangfarbe unterscheiden. Zwischen Transrapid und konventionellem Schienenverkehr gibt es demnach kaum Unterschiede in der Klangfarbe.“ Diese starke Ähnlichkeit in der Klangfarbe-Beurteilung zwischen Magnetschnellbahn und traditionellem Zug<sup>10</sup> weist nach Ansicht der Autorin in Richtung der Anwendbarkeit des Bonus auf den Transrapid.

Die Vergleiche innerhalb der Transrapidklasse für unterschiedliche Geschwindigkeiten oder Abstände zeigten allerdings einige Unterschiede auf, die eine Binnendifferenzierung innerhalb der Transrapidklasse angeraten erscheinen lassen. Beispielsweise werden die Transrapid-Geräusche bei gleicher Geschwindigkeit (300 km/h) aber variierendem Abstand umso negativer (u.a. als „quälender“, „lauter“ oder „gewaltsamer“) beurteilt, je geringer der Abstand ist. Bei hohen Vorbeifahrtgeschwindigkeiten und geringem Abstand zwischen Emissions- und Immissionsort sei daher von einer Übertragung des Bonus auf den Transrapid abzuraten.

Abschließend betont die Autorin, dass weitere Studien zu Geräuschen des Transrapid bei unterschiedlichen Geschwindigkeiten und bei unterschiedlichen Messabständen zum Emissionsort erforderlich seien, um zu klären, ob und inwieweit die Magnetschnellbahn unter Schallwirkungsgesichtspunkten wie der herkömmliche Schienenverkehr zu behandeln ist.

Die oben genannten Bedenken von Höger & Felscher-Suhr bezüglich der Übertragbarkeit von Geräuscheinätzungen anhand des Semantischen Differentials im Laborversuch auf die Lärmwirkungen im Alltag potentiell betroffener Personen gelten sinngemäß auch für die Untersuchung von Quehl.

<sup>10</sup> In der Nachbefragung berichteten einige der Untersuchungspersonen, dass die dargebotenen Geräusche lediglich in der Intensität und/oder den zusätzlich hörbaren Naturgeräuschen (Vogelgezwitscher), die ihre Beurteilungen positiv oder negativ beeinflussten, zu unterscheiden waren. (Die Naturgeräuschewirkten also als Störvariablen in der Untersuchung.) – Allerdings wurde die hohe Pegelanstiegsgeschwindigkeit der Transrapidgeräusche bemerkt; die Geräusche des Transrapid bei der höchsten Geschwindigkeit (412 km/h) wurden sogar mit denen eines startenden Flugzeugs assoziiert.

In einer weiteren Laborstudie ließ Vos (2003) 12 Untersuchungspersonen (Upn) Geräusche der Magnetschwebebahn (Transrapid 08), eines herkömmlichen Passagierzuges (Intercity), von Straßenverkehr (Pkw und Lkw) sowie eines Hochgeschwindigkeitszuges (TGV)<sup>11</sup> beurteilen. Die Geräusche wurden in Form von Geräuschepisoden (sog. ‚sound fragments‘; z.B. Wiedergabe einer Zugvorbeifahrt) von max. 45 s Dauer dargeboten. Bei den Magnetschwebebahn-Geräuschen wurde die Vorbeifahrtgeschwindigkeit sowie der Schallpegel variiert. Zudem wurde bei der Darbietung aller Geräusche einmal die Situation bei geöffneten und zum anderen bei geschlossenen Fenstern simuliert.

Die Upn sollten jede Geräuschepisode auf einer 10-stufigen Belästigungs-Skala (von ‚0=überhaupt nicht belästigend‘ bis ‚9=extrem belästigend‘) beurteilen; gefragt wurde danach, wie belästigend sie das jeweils gerade gehörte Geräusch empfunden hätten, wenn sie diesem regelmäßig zu Hause ausgesetzt seien. (Inwieweit die Belästigung durch für kurze Zeit im Labor dargebotene Geräusche eine Belästigung durch ständig wiederkehrende ähnliche Geräusche in der Wohnumgebung widerspiegelt, sei dahin gestellt.) Jede Untersuchungsperson beurteilte jede der 29 Geräuschepisoden zweimal; die Urteile zeigten dabei eine brauchbare Stabilität (intra-individuell bestimmte Korrelationen  $r < 0.5$ ). Zusammen mit Übungsdarbietungen von Geräuschen zu Beginn des Versuchs und mit Pausen dauerte die Gesamtversuchszeit pro Untersuchungsperson 3 ½ bis 4 Stunden.

Aus den Urteilen der Upn können u.a. für jede der Geräuscharten Dosis-Wirkungs-Kurven (Belästigung gegen Kennwert der Geräuschbelastung) geschätzt werden. Die Hauptergebnisse der Untersuchung sind: (1) Die Belästigung durch die Magnetbahngeräusche variierte nicht mit der Geschwindigkeit des Transrapid. (2) Bei jeweils gleichem Pegel („outdoor A-weighted sound exposure level“, ASEL) wurde die Geräusche der Magnetschwebebahn als deutlich lästiger als jene des Intercityzuges empfunden. (3) Bei jeweils gleichem ASEL unterschied sich die Belästigung durch die Transrapid-Geräusche nicht wesentlich von jener durch die Straßenverkehrsgeräusche. (4) Die vorstehenden Ergebnisse waren gleichermaßen gültig in der (simulierten) Situation mit offenen wie mit geschlossenen Fenstern.

Insgesamt gesehen bestätigen die Ergebnisse auch dieser Studie also zwar noch einmal die geringere Lästigkeit von herkömmlichem Schienenverkehr im Vergleich zum Straßenverkehr, lassen sich aber kaum zur Rechtfertigung einer Übertragung des „Schienenbonus“ auch auf die Magnetschwebebahn anführen. (Hingegen sieht die Magnetschwebebahn-Lärmschutzverordnung vor, dass zur Beurteilung der Magnetschwebebahn-Verkehrsgeräusche bis zu einer Geschwindigkeit von 300 km/h eine Korrektur von -5 dB – analog zur „Bonus“-Regelung für den herkömmlichen Schienenverkehr im Sinne der 16. BImSchV – angewandt wird.)

### *Zur Quellenbewertung:*

In ihrer Literaturstudie zur Übertragbarkeit des Schienenbonus auf den Transrapid befassten sich Höger & Felscher-Suhr (1997) u.a. mit dem potentiellen Einfluss von Moderatoren auf die Belästigungswirkung beim Transrapid und gingen dabei ausführlicher auf Aspekte der von Guski angesprochenen Quellenbewertung und Einstellung zum Transrapid ein. Auf einige der von ihnen genannten Aspekte sei hier kurz hingewiesen:

- *Nützlichkeit für die Allgemeinheit und für die eigene Person:* Der Transrapid werde in der Öffentlichkeit und in den Medien strittig diskutiert; Befürworten, für die die Realisierung des Transrapid-Verkehrs ein innovatives Projekt mit Symbolcharakter für Deutschland darstellt, stehen Personen gegenüber, die den Transrapid aus unterschiedlichen Gründen ablehnen. Diese Diskussion verringere aber eher die allgemeine Akzeptanz und führe zu einer Minderung der Einschätzung der Nützlichkeit für die Allgemeinheit. Auch die Nützlichkeit für die eigene Person dürfte eher geringer als beim konventionellen Schienenverkehr ausfallen.

---

<sup>11</sup> Es gab allerdings nur eine begrenzte Anzahl von TGV-Aufnahmen, die zudem eine relativ schlechte Qualität aufwiesen (Vos 2003, S. 16); daher wird auf die Ergebnisse zum Hochgeschwindigkeitszug hier nicht näher eingegangen.

len, da nur Anwohner in der Nähe der wenigen Haltepunkte einer künftigen Transrapidstrecke von dieser profitieren könnten.

- *Sicherheit / Gefährdung:* Die Bahn werden im Vergleich zum Straßenverkehr als vergleichsweise sicher angesehen. Der Transrapid sei aber ein neues System, das auf einer nur schwer verständlichen Technologie beruht, was zu (auch irrationalen) Befürchtungen etwa hinsichtlich Unfallgefährdungen wie auch hinsichtlich möglicher Gesundheitsrisiken Anlass geben könnte.
- *Umweltfreundlichkeit / Landschaftsveränderung:* Zwar könne der Transrapid hinsichtlich der geringen Abgasbelastung und der Entlastung durch Vermeidung von Individualverkehr als ähnlich umweltfreundlich wie die traditionelle Bahn gelten. Gegen die Errichtung einer neuen Transrapidstrecke ließen sich aber aus Natur- und Landschaftsschutzsicht der Landschafts- und Naturverbrauch sowie nicht auszuschließende Schreckreaktionen bei Wild- und Nutztieren anführen. Die Errichtung einer „aufgeständerten“ Transrapidtrasse kann zu Veränderungen im Landschaftsbild führen, die von den Bewohnern der jeweiligen Gebiete als unangenehm empfunden werden mögen.
- *Vertrauen gegenüber den Betreibern / Glaubwürdigkeit:* Das Vertrauen von Verkehrslärm-Betroffenen in den guten Willen der Verantwortlichen, alles ihnen mögliche zur Lärmreduzierung und -vermeidung zu unternehmen, steht in deutlichem Zusammenhang zur Lärmbelästigung (vgl. u.a. Tracor 1970); dies gilt insbes. bei Lärm-Belastungsänderungen bzw. beim Ausbau oder Neubau einer Verkehrsinfrastruktur (vgl. u.a. Schuemer & Schreckenberg 2000; Job 1988b). Ob und inwieweit die Betroffenen einer künftigen Transrapidstrecke den Verantwortlichen vertrauen, dürfte wesentlich von deren Verhalten und Auftreten während der Planfeststellungsverfahren abhängen.

Künftige Untersuchungen bei betroffenen Anwohnern müssten klären, inwieweit diese Spekulationen von Höger & Felscher-Suhr empirisch begründbar sind.

Ergänzt sei, dass bei Neubau einer Transrapid-Trasse mit einem (belastungsänderungsbedingten) Reaktions-Überschuss-Effekt zu rechnen ist: d.h. die Belästigung wird voraussichtlich stärker ausfallen als bei vergleichbaren Pegeln an einer Bestandsstrecke (vgl. Schuemer & Schreckenberg 2000; vgl. ferner den von Lambert et al 1998a,b beschriebenen „new infrastructure“-Effekt). Dies gilt insbesondere in Gebieten, die vor der Errichtung einer solchen Transrapidstrecke wenig von Verkehrslärm betroffen waren.

#### *Zusammenfassung / Fazit*

Die Frage, ob der für den herkömmlichen Schienenverkehr geltende Schienenbonus auf den Transrapid übertragbar ist, lässt sich derzeit nicht beantworten. Bisher liegen dazu nur theoretisch-spekulative Überlegungen und Ergebnisse aus Geräuschbeurteilungs-Versuchen im Labor vor. Es ist nicht nur unsicher, inwieweit solche Geräuscheinschätzungen im Laborversuch auf die (künftige) Lärmbelästigungswirkung im Alltag potentiell betroffener Personen übertragen werden können; die Ergebnisse dieser Versuche geben zudem zu widersprüchlichen Schlüssen hinsichtlich der Anwendbarkeit des Bonus auf den Transrapid Anlass. (Zu letzterem Schluss gelangt auch de Jong in seiner Zusammenfassung der Ergebnisse eines Workshops, der am 27.02.03 beim TNO in Soesterberg, NL, zur Magnetschwebebahn stattfand.)

Letztlich kann erst durch künftige Untersuchungen nach Errichtung und Inbetriebnahme einer Magnetschnellbahn-Trasse geklärt werden, ob der Transrapid – ähnlich wie der herkömmliche Schienenverkehr – zu geringerer Belästigung als Straßenverkehr bei vergleichbaren Pegeln führt.



## 6 Physiologische Lärmwirkungen

*Barbara Griefahn*

Etwa 90 % aller Informationen werden zwar visuell vermittelt; die akustische Information ist jedoch herausragend, da das Gehör als jederzeit voll funktionsfähiges Alarmsystem angelegt ist und das Gehirn akustische Informationen sowohl während des Wachbewusstseins als auch im Schlaf perzipieren, analysieren und adäquat beantworten kann.

Darüber hinaus verursacht Schall – abhängig von den akustischen Parametern sowie von individuellen und situativen Bedingungen – 'Nebenwirkungen', die sich nach funktionalen und zeitlichen Kriterien in aurale und extraaurale sowie in primäre, sekundäre und tertiäre Wirkungen unterteilen lassen.

Primärreaktionen werden als Akutreaktionen unmittelbar im Anschluss an den Reiz(beginn) oder als globale über alle Akutreaktionen eines bestimmten Zeitabschnitts integrierte Änderungen registriert (Globalreaktion). Sekundärreaktionen sind deren kurz- und mittelfristige Folge, während Tertiärreaktionen langfristige Veränderungen des Verhaltens und/oder der Gesundheit bezeichnen.

Zu den physiologischen Lärmwirkungen zählen sowohl die auf das Gehör begrenzten auralen als auch die extraauralen Störungen vegetativer Funktionen und des Schlafes, auf die sich die folgenden Abschnitte konzentrieren. Die ebenfalls zu den extraauralen Wirkungen zählende Belästigung sowie die Störungen von Aktivitäten (u.a. Kommunikation) wurden in den Kapiteln 2 und 3 abgehandelt. Eine eindeutige Trennung zwischen den letztgenannten Wirkungen und den physiologischen Reaktionen ist jedoch kaum möglich, wie etwa das Beispiel lärmbedingter Schlafstörungen zeigt: Verlängertes und erschwertes Einschlafen, intermittiertes und vorzeitiges terminales Aufwachen ziehen wiederum psychosoziale Reaktionen, wie etwa gestörtes Befinden, Leistungsbeeinträchtigung und das Gefühl der Belästigung nach sich.

### 6.1 Aurale Wirkungen

Die auf das Gehör begrenzten auralen Wirkungen führen – bei entsprechender Intensität und Häufigkeit – auf Dauer zur Lärmschwerhörigkeit. Diese ist die einzige monokausal durch Lärm verursachte Erkrankung. Sie ist die am häufigsten mit einer Entschädigungsrente kompensierte berufliche Erkrankung, die im außerberuflichen Bereich jedoch – abgesehen von Heimwerkern, Diskobesuchern und Sportschützen – eine nur untergeordnete Rolle spielt. Sie ist als Folge von Verkehrslärm weitgehend auszuschließen, da die Pegel meist weit unterhalb der Gefährdungsgrenze liegen ( $L_{eq, 24h} < 75 \text{ dB(A)}$ ) und kritische Pegelanstiegszeiten von 60 bis 80 dB(A)/Sekunde nicht zu erwarten sind (Siervogel et al. 1982).

### 6.2 Extraaurale physiologische Lärmwirkungen

Auf die Einwirkung von Lärm reagiert der Organismus mit einer Vielzahl passagerer Funktionsänderungen im zentralen und im vegetativen Nervensystem. Diese Reizantworten (Aufwachen, Gefäßverengungen) sind unspezifisch, werden also auch durch zahlreiche andere, qualitativ sehr unterschiedliche Umweltreize und durch Emotionen verursacht.

Die primären extraauralen Wirkungen, die Störungen des Schlafes und der autonomen Funktionen stehen im Verdacht, auf Dauer zur Genese und zur beschleunigten Manifestation klinisch relevanter multifaktoriell bedingter Erkrankungen, insbesondere kardiovaskulärer Erkrankungen beizutragen. Obwohl der Beweis dieses vermuteten Kausalzusammenhangs noch aussteht, sind

die primären Reaktionen – unter Berücksichtigung der WHO-Definition der Gesundheit als eines Zustands vollkommenen physischen, psychischen und sozialen Wohlbefindens – bereits als gesundheitlich relevant einzuordnen.

### 6.2.1 Lärmbedingte Schlafstörungen

#### *Der natürliche Schlaf*

Schlaf ist ein essenzielles Verhalten, das im Laufe des Lebens sowohl quantitativen als auch strukturellen Änderungen unterliegt. In den ersten Lebensmonaten ist das Schlafverhalten noch irregulär. Nach etwa 6 Monaten bildet sich ein deutlicher Rhythmus mit einer Hauptschlafphase während der Nacht und einer Hauptwachphase während des Tages heraus. Im Alter wird das Schlafverhalten wieder polyzyklisch mit intermittierten Schlafphasen am Tage und wiederholten Wachphasen in der Nacht. Die Gesamtschlafzeit wird deutlich kürzer. Das Neugeborene schläft bis zu 16 Stunden täglich, das Kleinkind 11 bis 12 Stunden, das Schulkind 10 und der Erwachsene 7 bis 8 Stunden; im hohen Alter reduziert sich der Anteil auf 5 bis 6 Stunden. Die Schlafdauer ist intra-individuell relativ stabil, die inter-individuelle Variabilität ist mit 2 bis 12 Stunden jedoch außerordentlich hoch. Da sie in der Regel über dem tatsächlichen individuellen Bedarf liegt, wird zwischen obligatem und fakultativem Schlaf unterschieden (Horne 1988). Deshalb ist die Bedeutung lärminduzierter Schlafstörungen, die eine nur mäßige Reduktion der Schlafdauer bewirken, noch weitgehend ungeklärt und oft nur über die subjektiv erlebte Schlafqualität oder objektiv messbare Leistungsbeeinträchtigungen zu bewerten.

Der Schlafablauf ist durch 4 bis 6 aufeinander folgende, je 90 bis 100 Minuten dauernde Schlafzyklen strukturiert, die ihrerseits durch eine zunächst zunehmende und wieder abnehmende Schlaftiefe gekennzeichnet sind und jeweils mit einer REM-Phase beendet werden (REM = Rapid Eye Movement - Phasen schneller Augenbewegungen, Abb. 6.2.1-1).

Das Polysomnogramm, die simultane Aufzeichnung von EEG, EOG und EMG (Elektroencephalogramm, Elektroofokulogramm, Elektromyogramm) ist das einzige Verfahren, mit dem sich der Schlaf und die Schlaftiefe zuverlässig darstellen lassen. Obwohl aufwändig, zeit- und kostenintensiv, ist es für Laborstudien unerlässlich. In Feldstudien werden statt dessen allerdings meist die Körperbewegungen mit einem am Handgelenk getragenen Sensor (Aktimeter) erfasst. Darüber hinaus werden häufig autonome Reaktionen, insbesondere Veränderungen der Herzschlagfrequenz, der peripheren Durchblutung oder die Ausscheidung von Stresshormonen registriert.

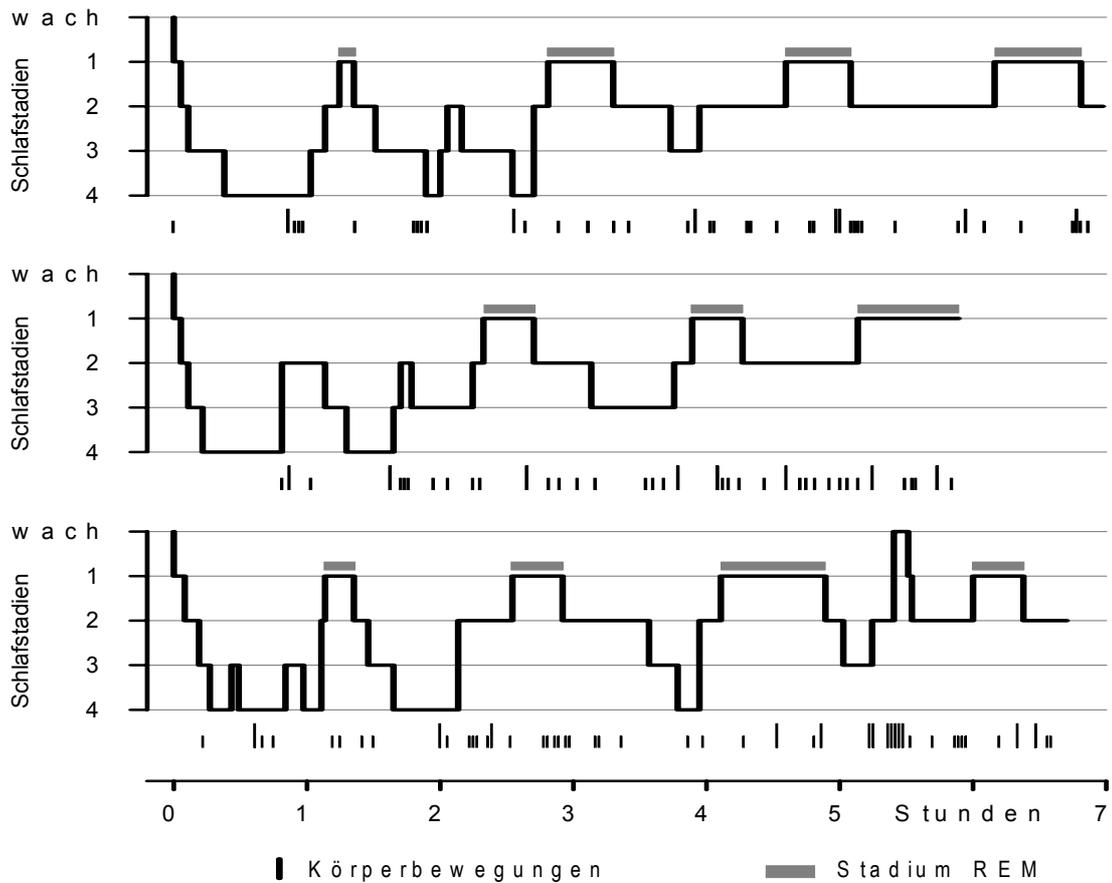


Abb. 6.2.1-1: Beispiele ungestörter Schlafabläufe nach Dement und Kleitman (1957).

### Lärmbedingte Schlafstörungen

Schlafstörungen werden von den Betroffenen als besonders gravierende Lärmwirkung empfunden. Sie beginnen typischerweise mit einer als K-Komplex bezeichneten Entladung im Hirnstrombild, die von autonomen Funktionsänderungen (Herzschlagfrequenz, periphere Durchblutung) begleitet und von Körperbewegungen gefolgt ist. Die anschließende mehr oder weniger lang anhaltende Desynchronisation im Hirnstrombild kann von einer Abnahme der Schlaftiefe bis hin zum Aufwachen reichen, wobei sich die Gesamtwachzeit und die Zeit im Flachschatf auf Kosten des Tiefschlafs und/oder des REM-Schlafs verlängert.

Die am häufigsten genannten Störungen sind verlängertes und erschwertes Einschlafen, intermittiertes und vorzeitiges terminales Aufwachen. Nach einer oder mehreren schlafgestörten Nächten werden die Schlafqualität und die Befindlichkeit schlechter bewertet und die psychomentele Leistung kann abfallen. Die Annahme manifester Gesundheitsschäden in Folge chronischer Lärmeinwirkungen ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt hingegen rein spekulativ.

Die Schwellen und das Ausmaß lärmbedingter Schlafstörungen sind sowohl durch die akustischen Determinanten der einwirkenden Geräusche als auch durch zahlreiche individuelle und situative Faktoren bestimmt.

*Informationsgehalt.* Da externe Reize auch während des Schlafes perzipiert, analysiert und beantwortet werden, verursachen unbekannte und für den Betroffenen bedeutsame Geräusche – bei gleichem Pegel – stärkere Reaktionen als vertraute und unbedeutende Geräusche. Der individuelle Bedeutungsgehalt kann sich im Laufe der Zeit jedoch ändern und – damit einhergehend

– das Ausmaß der Reizantwort, so dass auf dieser Grundlage sowohl Gewöhnungen als auch Sensibilisierungen möglich sind. Die weitaus häufigere Gewöhnung bleibt allerdings meist unvollständig, weshalb selbst langjährig gegenüber Verkehrslärm exponierte Personen noch auf den gewohnten Lärm reagieren und dementsprechend von einer Reduktion des Verkehrslärms profitieren (Griefahn 1985, Öhrström 2001).

Nach der von Miedema & Vos (1998) vorgelegten, zahlreiche Feldstudien zur Belästigung durch Verkehrslärm umfassenden Metaanalyse nimmt der Anteil hoch belästigter Personen mit der Lärmbelastung (Ldn) zu, wobei die Anstiegsteilheit mit dem Ldn zunimmt (s. Abb. 1.3.2.2-1 in Kap. 1). Die nach der Verkehrsart differenzierte Darstellung zeigt, dass der Anstieg hoch belästigter Personen bei Fluglärm am stärksten und bei Schienenverkehrslärm am geringsten ausfällt. Die Unterschiede zwischen den Verkehrslärmarten werden also mit der akustischen Belastung größer. Die in der Abbildung (in Kap. 1) dargestellten Kurven beziehen sich auf die Belästigung. Ob und in wie weit der auf dieser Grundlage in mehreren Ländern eingeführte Schienenbonus auch für den Schlaf (und andere Funktionen) gilt, konnte bisher nicht geklärt werden, da die Anzahl vergleichender Untersuchungen hierfür zu gering ist.

Vernet (1979) sowie Griefahn et al. (2000) verglichen das Schlafverhalten von Anwohnern frequentierter Verkehrsstraßen und Bahntrassen. Während Vernet (1979, 1983) bei gleichem äquivalentem Dauerschallpegel – bedingt durch die größere Ereignishäufigkeit – eine größere Anzahl von Reaktionen auf Straßenverkehrsgeräusche registrierte, konnten Griefahn et al. (2000) keinerlei Unterschiede bezüglich des polysomnografisch oder aktimetrisch ermittelten Schlafverhaltens feststellen, ebensowenig wie bezüglich der selbst eingeschätzten Schlafqualität und der Leistung, wohingegen sich in der globalen Bewertung in Interviews ein deutlicher 'Bonus' für die Schiene ergab. Bestätigt wird letzteres durch eine vom Gesundheitsrat der Niederlande veranlasste Metaanalyse über 'Nighttime Annoyance', in der der Anteil stark belästigter Personen am niedrigsten bei Schienenverkehr und am höchsten durch Luftverkehr war (Health Council of the Netherlands 1999).

Dass der mit den einzelnen Geräuschen verbundene Informationsgehalt für das Ausmaß vegetativer Reaktionen im Schlaf bedeutsam ist, vermuten z. B. Bach et al. (1991), deren Probanden auf das besonders lästig empfundene Motorradgeräusch stärker reagierten als auf andere, teilweise lautere Verkehrsgeräusche. In weiteren vergleichenden Laborstudien zur Wirkung einzelner Straßen-, Schienen- und Luftverkehrsgeräusche auf die autonomen Funktionen im Schlaf registrierten Muzet et al. (1985) sowie Hofman et al. (1993) die stärkste Akutreaktion auf Schienenverkehrslärm, dessen Maximalpegel gleich oder sogar niedriger als der des Fluglärms war. Die starke Reaktion auf den Schienenverkehrslärm ist möglicherweise auf die längere Dauer der Schienengeräusche zurückzuführen.

Es ist zu erwarten, dass ein vom BMB+F gefördertes Forschungsvorhaben ('leiser Verkehr'), in dem 18 Personen jeweils 1 Woche lang unter der Einwirkung von Schienen-, Straßen- und Luftverkehr schlafen, wobei Schlaftiefe, autonome Funktionen, subjektive Bewertungen und die Leistung erfasst werden, weitere Erkenntnisse ermöglicht (Griefahn 2003).

*Physikalische Determinanten.* Das Ausmaß lärmbedingter Schlafstörungen wird insbesondere auch durch die zeitliche Verteilung der Geräusche bestimmt. Intermittierte Geräusche, die den Luft- und den Schienenverkehr, nachts überwiegend auch den Straßenverkehr (geringere Verkehrsdichte) charakterisieren, stören mehr als eher kontinuierliche, z. B. durch lebhaften Straßenverkehr verursachte Geräusche (Eberhardt et al. 1987), wobei das Ausmaß der Reaktion wohl eher durch die Emergenz (die Differenz zwischen äquivalentem Dauerschallpegel und Maximalpegel) als durch den absoluten Maximalpegel bestimmt ist. Dies lässt sich zumindest aus der Beobachtung ableiten, dass die Wahrscheinlichkeit aufzuwachen (teilweise auf Kosten spontaner Wachphasen) mit der Anzahl der einwirkenden Geräusche zunächst zwar zunimmt, die Zunahme aber allmählich geringer wird, da das Risiko, durch einen einzigen Schallreiz geweckt zu werden, mit der Gesamtzahl der Schallreize pro Nacht kleiner wird (Griefahn 1985). Bei etwa 35 Ereignissen und mehr ist sogar ein Rückgang der globalen Aufwachhäufigkeit möglich.

Eine weitere Bedeutung kommt dem Frequenzspektrum der Geräusche zu. So berichteten LeVere et al. (1973), dass tieffrequente Terzbänder bei gleichem A-bewerteten Schallpegel selbst im Tiefschlaf stärkere Reaktionen hervorrufen.

*Individuelle Determinanten.* Während das Geschlecht bei der Verarbeitung nächtlich einwirkender Schallreize keine Bedeutung hat, nimmt die Störwirkung mit dem Lebensalter zu (Muzet et al. 1980, Passchier-Vermeer et al. 2002), wobei Kinder – entgegen einer weit verbreiteten Annahme – deutlich, um ca. 10 dB(A), weniger empfindlich sind als Erwachsene.

Die Reagibilität des kardiovaskulären Systems scheint bei Männern und Frauen gleich zu sein. Gelegentlich berichtete Unterschiede (Muzet et al. 1985, Vallet et al. 1990) sind im Wesentlichen auf unterschiedliche prästimulatorische Herzschlagfrequenzen zurückzuführen. Die kardiovaskuläre Empfindlichkeit ist aber wohl altersabhängig; sie ist bei Kindern am niedrigsten, bei Erwachsenen deutlich geringer und nimmt mit dem Lebensalter wieder etwas zu (Muzet et al. 1980). Die Untersuchungen basieren aber auf der Beobachtung nur weniger Probanden und bedürfen einer weiteren Absicherung.

Persönlichkeitsmerkmale wurden in der Regel nicht systematisch untersucht, gelegentlich jedoch mit erfasst und in der Auswertung berücksichtigt, wobei sich zeigte, dass vor allem die subjektiv bewertete Lärmempfindlichkeit aber auch neurotische Tendenzen mit ausgeprägteren Reizantworten assoziiert sind (Öhrström & Björkman 1988, Passchier-Vermeer et al. 2002).

*Biorhythmik.* Die Schlaftiefe ist definiert durch die Intensität eines Reizes, die erforderlich ist, um das Wachbewusstsein hervorzurufen. Die Reagibilität auf externe Reize ist im Flachschat also deutlich höher als im Tiefschlaf und im REM-Schlaf etwa mit der im Flachschat vergleichbar. Da die maximal erreichbare Schlaftiefe mit jedem Schlafzyklus geringer und der Schlaf im Laufe der Nacht insgesamt allmählich flacher wird, sind lärmbedingte Aufwachreaktionen in den späteren Nachtstunden wahrscheinlicher als zu Beginn der Nacht (Basner et al. 2001, Passchier-Vermeer et al. 2002).

Einen deutlichen Einfluss auf die Reagibilität hat die zirkadiane Rhythmik. Nachtarbeiter schlafen in der chronobiologisch ungünstigen Zeit des Tages, selbst unter vergleichbaren akustischen Bedingungen, ein bis zwei Stunden weniger als in der Nacht. In der Realsituation sind die akustischen Bedingungen am Tage aber weit ungünstiger. Der äquivalente Dauerschallpegel ist dann um 7 bis 15 dB(A) höher und durch einen großen Anteil hoch informationshaltiger und potenziell stärker störender Geräusche gekennzeichnet, so dass das Schlafdefizit der Nachtarbeiter durchaus bis zu 4 Stunden betragen kann.

*Situative Determinanten.* Die Schlafumgebung erklärt zu einem großen Teil die in Feldstudien, also in der Realsituation, meist weit geringere Störwirkung als sie im Labor beobachtet wird. So ist die Schwellendifferenz (Emergenz) zur Auslösung des Wachbewusstseins in der gewohnten Situation zu Hause nach Untersuchungen von Vernet (1979, 1983) offensichtlich größer. Eine mögliche Ursache hierfür ist in erster Linie die Gewöhnung. Zum anderen ist aber nicht auszuschließen, dass der simultane Einfluss weiterer nicht akustischer Reize, die Reaktionen auf Lärm modifiziert oder gar ganz maskiert.

### *Bewertung*

Unter Berücksichtigung der umfangreichen Literatur und der von den Betroffenen vorgetragenen Befürchtungen stellen die Aufwachreaktionen das entscheidende Kriterium für die Bewertung und Bekämpfung nächtlicher Lärmeinwirkungen dar. Dabei sind Geräuschsituationen mit eher intermittiertem und eher kontinuierlichem Charakter zu unterscheiden. Eine eindeutige Trennung zwischen den beiden Geräuschsituationen ist nicht möglich, doch hat sich der pragmatische, auf Untersuchungen von Eberhardt et al. (1987) basierende Vorschlag durchgesetzt, wonach ein Geräusch dann als intermittiert bezeichnet wird, wenn die Emergenz 10 dB(A) und mehr beträgt (Griefahn 1985). Diese Auffassung wird gestützt durch die autonomen Reaktionen, mit deren Auslösung bei Emergenzen von 8 bis 9 dB(A) an zu rechnen ist (Tulen et al. 1986, Vallet et al. 1990).

Während Luft- und Schienenverkehrslärm immer intermittiert ist, gilt dies – infolge abnehmender Verkehrsdichte – meist auch für den Straßenverkehr. Für die relativ seltenen eher kontinuierlichen Geräuschsituationen, die durch Straßenverkehr mit dicht aufeinander folgenden Einzelereignissen erzeugt werden, wurde auf der Basis selbstbeurteilter Schlafqualität als Grenzwert ein äquivalenter Dauerschallpegel zwischen 37 und 40 dB(A) vorgeschlagen (Griefahn 1986).

Zur Bewertung intermittierender Geräusche sind hingegen die Maximalpegel anzusetzen. Ob und inwieweit die von Griefahn et al. (2002) für Fluglärm erarbeiteten Bewertungsgrenzen auf den Schienenverkehrslärm übertragen werden können, ist jedoch fraglich. Einerseits ist nach der von Miedema und Vos (1998) vorgelegten Analyse damit zu rechnen, dass der Schienenverkehr geringere Wirkungen hat, andererseits sind die Einzelereignisse – insbesondere bei Güterzügen – deutlich länger und haben einen hohen Anteil tieferer Frequenzen. Grundsätzlich richtig ist aber der von den Autoren entwickelte Vorschlag, den Verkehr auf die ersten Nachtstunden zwischen 22 Uhr und 1 Uhr zu konzentrieren und in der Zeit von 1 bis 6 Uhr auf höchstens ein Viertel bis ein Drittel zu begrenzen (Zwei-Scheiben-Modell). Dadurch ergibt sich die Chance, am Anfang der Nacht erlebte Schlafstörungen in der belastungsarmen Zeit zu kompensieren (Griefahn 1977, Maschke 1992). Für den Fall, dass eine Zweiteilung der Nacht nicht realisiert werden kann, kommt als Alternative die ungewichtete Verteilung des Verkehrs über die gesamte Nacht infrage (Ein-Scheiben-Modell).

Unter der Prämisse, die Aufwachhäufigkeit auf maximal ein Ereignis je Nacht zu begrenzen, wurden Pegel-Häufigkeitskombinationen errechnet, deren Überschreitung aus präventivmedizinischer Sicht zu vermeiden ist. Als Berechnungsgrundlage diente ein physiologisches Modell, welches eine durch Lärm bedingte maximal zulässige Cortisolausschüttung annimmt (Spreng 2002) und dessen Ergebnisse sehr genau mit der von Basner et al. (2001) in einer ausgedehnten Untersuchung zur Problematik des Fluglärms ermittelten Aufweckhäufigkeit übereinstimmt. Danach ist bei 13 Ereignissen mit  $L_{\max} = 50$  dB(A) bzw. bei 4 Ereignissen mit  $L_{\max} = 80$  dB(A) mit jeweils einer zusätzlichen, durch Lärm bedingten Weckreaktion zu rechnen.

### 6.2.2 Akute extraaurale autonome Reaktionen

In der akuten Situation verursacht Lärm – wie zahlreiche laborexperimentelle Untersuchungen zeigen – passagere sympathikotone Erregungen des autonomen Nervensystems, das die unbewusst ablaufenden Funktionen steuert. Hierzu gehören u. a. (mäßige) Steigerungen der Herzschlagfrequenz, Verengung peripherer Blutgefäße mit konsekutiv leicht erhöhtem Blutdruck, Erweiterungen der Pupille, Abfall des galvanischen Hautwiderstandes, vermehrte Ausschüttung von Stresshormonen (Adrenalin, Noradrenalin, Cortisol), erhöhte Konzentration an Fettsäuren, Triglyzeriden und Serumcholesterol.

Da der Organismus im Wesentlichen eher auf Änderungen als auf gleichbleibende Einwirkungen reagiert, werden die beschriebenen Reaktionen oft nur zu Beginn und am Ende als 'on'- bzw. als 'off'-Reaktionen registriert. Bei länger anhaltenden Geräuschen wird u. U. noch während der Lärmeinwirkung das prästimulatorische Niveau erreicht und am Ende der Geräuscheinwirkung eine off-Reaktion hervorgerufen. Teilweise fällt das Ausmaß der Reaktion aber auch auf ein gegenüber der prästimulatorischen Situation nur leicht erhöhtes Niveau zurück (Abb. 6.2.2-1). Bei länger anhaltenden Geräuschen sind biorhythmische Änderungen möglich, wobei z. B. die Abstände zwischen den regelmäßig auftretenden spontanen Gefäßverengungen in einem weit größeren Bereich variieren.

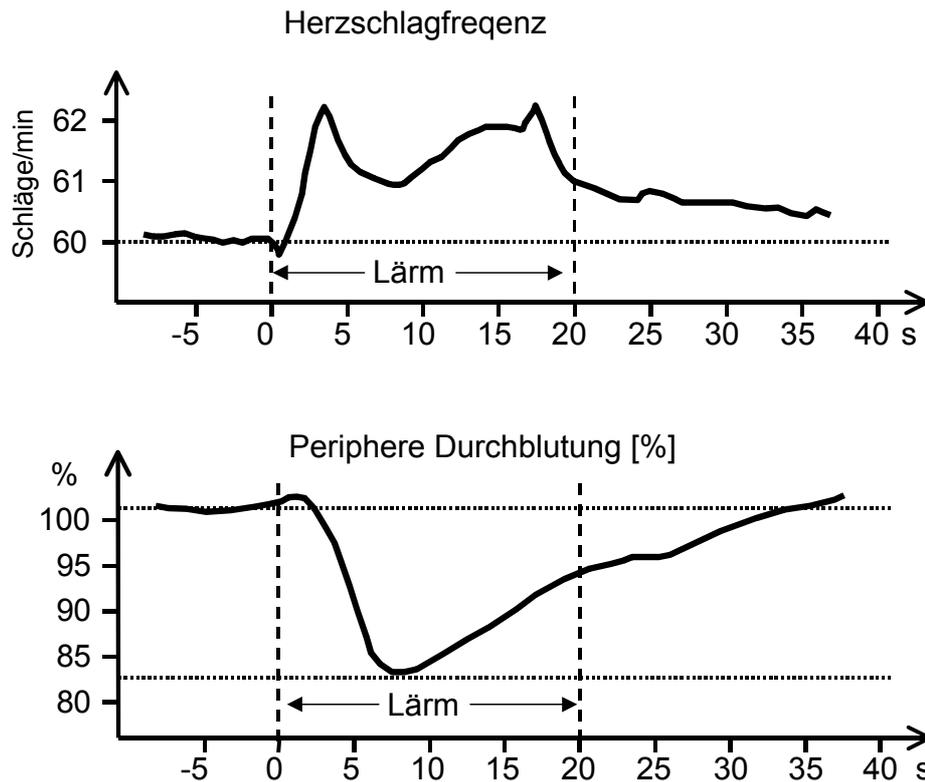


Abb. 6.2.2-1: Mittlerer Verlauf der kardiovaskulären Reaktionen auf die Einwirkung von rosa Rauschen, Straßenverkehrs- und Impulsgeräuschen (Dauer je 19 Sekunden,  $L_{Aeq}$ : 62 - 80 dB(A)) (Griefahn & Di Nisi 1992)).

Diese Reaktionen sind eine direkte Folge der Lärmeinwirkung, werden also nicht, wie häufig vermutet, emotional vermittelt. Emotionen verursachen jedoch die gleichen Reaktionen, so dass sich bei unangenehm empfundenen Geräuschen der primär physiologischen Reizantwort eine emotionale Reaktion aufpfropfen kann. Daher ist nicht ganz auszuschließen, dass der Informationsgehalt der einwirkenden Geräusche auch bei der vegetativen Verarbeitung eine gewisse, wenn auch nicht so bedeutsame Rolle wie bei lärminduzierten Schlafstörungen spielt.

Anders als die bereits dargestellten Schlafstörungen ist bei den autonomen Reaktionen mit einer nur sehr begrenzten Gewöhnung zu rechnen. Tatsächlich reagieren langjährig lärmexponierte Personen (Lärmarbeiter) ebenso stark auf Geräusche wie Personen, die dem Lärm nur gelegentlich ausgesetzt sind. Deshalb nehmen einige Autoren an, dass diese Funktionsänderungen auf Dauer pathogen wirken und dass die langjährige Lärmexposition letztlich zur Genese multifaktoriell bedingter chronischer Erkrankungen beiträgt.

Die physiologisch orientierte Lärmwirkungsforschung konzentrierte sich im Wesentlichen auf die Reaktionen des Herz-Kreislaufsystems, für die laborexperimentell deutliche Dosis-Wirkungs-Beziehungen ermittelt wurden. Untersucht wurde (in geringerem Umfang) auch die (vermehrte) Produktion von Stresshormonen (Katecholamine, Cortisol) bzw. die Ausscheidung der Metaboliten mit dem Urin. Dosis-Wirkungsbeziehungen sind jedoch kaum zu ermitteln, da die Produktion und Ausscheidung von Stresshormonen vorzugsweise als kumulative Reaktionen über definierte Zeiträume erfasst werden. Da während dieser Zeit aber zahlreiche weitere Stressoren einwirken, ist der Anteil des Lärms an der Gesamtreaktion kaum einzugrenzen.

Das Ausmaß der beschriebenen Reaktionen nimmt mit der physikalisch determinierten Lärmbelastung zu und wird durch zahlreiche individuelle Faktoren und durch situative Bedingungen beeinflusst, von denen im Folgenden nur einige wenige exemplarisch erwähnt werden.

*Physikalische Parameter des Lärms.* Zwischen dem Maximalpegel des einwirkenden Schalls und dem Ausmaß der kardiovaskulären Reaktion bestehen ausgeprägte und mehrfach replizierte, in Abb. 6.2.2-2 exemplarisch dargestellte Dosis-Wirkungsbeziehungen. Der Zusammenhang des Schallpegels mit der peripheren Gefäßverengung ist dabei deutlicher als mit der Zunahme der Herzschlagfrequenz (Griefahn & Di Nisi 1992).

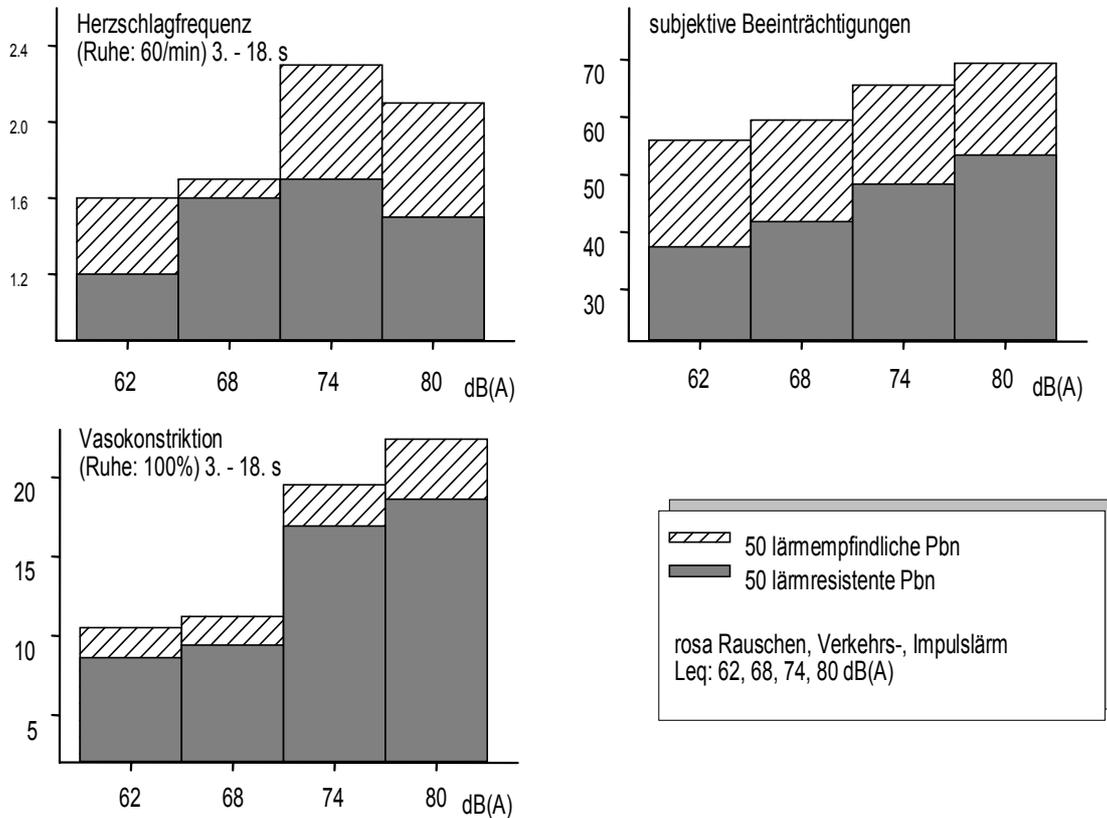


Abb. 6.2.2-2: Mittlerer Verlauf der kardiovaskulären Reaktionen bei Personen unterschiedlicher Lärmempfindlichkeit (30-60 Jahre) auf die Einwirkung kurzdauernde Geräusche (Dauer je 19 s,  $L_{Aeq}$ : 62 - 80 dB(A) (Griefahn & Di Nisi 1992)).

Einen ähnlichen Effekt hat die Bandbreite der einwirkenden Geräusche. Sinustöne rufen eine nur mäßige Reaktion hervor, die aber über Terz- und Oktav- bis hin zu Breitbandgeräuschen deutlich stärker wird (Jansen 1967). Da die Bandbreite, d. h. die Anzahl der Frequenzen mit der Mittenfrequenz von Terz- und Oktavbändern ansteigt, muss die Reaktion auf aufeinander folgende Terzbänder zunehmen. Zwischen dem Pegel der Terzbänder und der Reaktion besteht wiederum ein nicht-linearer Zusammenhang. Die Reaktionszunahme wird mit dem Pegel allmählich geringer und von einer bestimmten Intensität an wieder größer. Der als Beginn einer vegetativen Übersteuerung interpretierte Wendepunkt fällt mit der Mittenfrequenz der Terzbandgeräusche monoton ab. Für Breitbandgeräusche wurde daraus ein Wert von 99 dB(A) abgeleitet (Jansen 1967), bei dessen häufigem Überschreiten die beschleunigte Entwicklung kardiovaskulärer Erkrankungen erwartet wurde, eine Hypothese, die bis heute nicht verifiziert werden konnte.

Karagodina et al. (1969) registrierten eine mit dem Pegel stärker werdende Reaktion im Hirnstrombild, im EKG und im peripheren Volumenpuls und schlossen aus ihren Ergebnissen, dass ein Pegel von 90 dB(A) definitiv zu hoch sei.

### Individuelle Determinanten

*Alter und Geschlecht:* Mit zunehmendem Alter fällt die lärminduzierte Gefäßverengung geringer aus. Dies scheint weniger Ausdruck einer mit dem Alter einhergehenden allmählich abnehmenden Reagibilität als einer abnehmenden Elastizität der Gefäßwände infolge fortschreitender sklerotischer Prozesse zu sein.

Bezüglich des Geschlechts finden sich in der Literatur kontroverse Angaben. Die in der wissenschaftlichen Literatur berichteten Unterschiede sind im Mittel gering und biologisch nicht relevant (Griefahn & Di Nisi 1992, Muzet et al. 1985, Parrot et al. 1992). Physiologisch bedeutsam ist aber die bei Frauen beobachtete mit dem Menstruationszyklus variierende Reagibilität auf externe Reize.

*Persönlichkeitsmerkmale:* Einige wenige Untersuchungen legen nahe, dass bestimmte Persönlichkeitsmerkmale bei der Verarbeitung akustischer Reize eine Rolle spielen. So reagierten Personen mit neurotischen Tendenzen in den laborexperimentellen Untersuchungen von Jansen und Hoffmann (1965) stärker auf informationshaltige Industriegeräusche als auf eher neutrale Breitbandgeräusche. Dem liegt wahrscheinlich die von Stansfeld (1992) als stabiles Persönlichkeitsmerkmal identifizierte Lärmempfindlichkeit zugrunde, die nach Öhrström und Björkman (1988) mit neurotischen Tendenzen assoziiert ist. Die Ursache der stärkeren Reaktionen sind daher vermutlich die bereits erwähnten emotionalen Reaktionen. Griefahn & Di Nisi (1992) registrierten das Verhalten jeweils 50 lärmempfindlicher, indifferenten und robuster Personen auf verschiedene kurzdauernde Geräusche mit äquivalenten Dauerschallpegeln zwischen 62 und 80 dB(A). Die emotionale Reaktion fiel – wie erwartet – bei den Empfindlichen am stärksten und bei den Robusten am schwächsten aus, was sich auch in der Ausprägung der kardialen und der vaskulären Reaktion widerspiegelte (Abb. 6.2.2-2).

*Disposition:* Das Ausmaß der Reizantwort fällt bereits im Vorfeld manifester Hypertonien stärker aus. So zeigten sowohl von Eiff und Neus (1981) als auch Theorell (1990) bei insgesamt 246 kreislaufgesunden Personen, in deren Familie Hypertoniker ermittelt wurden, im Vergleich zu Personen ohne hereditäre Belastung ausgeprägtere lärminduzierte Steigerungen des systolischen und des diastolischen Blutdrucks. Bei medikamentös gut eingestellten Hypertonikern unterscheidet sich die Reaktion jedoch nicht von der der Normotoniker. Auch im Langzeit-EKG von 68 Herzpatienten und fanden sich keine als pathologisch einzustufenden Reaktionen auf Fluglärm (Brenner et al. 1993).

Nach Griefahn (1982), die die lärmbedingte Gefäßverengung bei leicht- bis schwerstkranken Personen ermittelte, ist bei diesen Personen mit einer Empfindlichkeitssteigerung zwischen 11 und 32 dB(A) zu rechnen.

*Biorhythmik.* Biorhythmische Änderungen des vegetativen Tonus spielen eine entscheidende Rolle bei der Verarbeitung ergotroper Reize. Die Schwelle kardiovaskulärer Reaktionen liegt in der eher sympatikonenen Phase des Tages um etwa 10 dB(A) höher als in der eher vagotonenen Phase während der Nacht (Muzet et al. 1985) und sie ist im Verlauf des Menstruationszyklus in der eher vagotonenen Follikelphase stärker als in der sympatikonenen Corpus luteum-Phase (Griefahn 1974).

### 6.3 Klinisch relevante Gesundheitsschäden

Wie bereits ausgeführt, ist die Lärmschwerhörigkeit die einzige monokausal durch Lärm verursachte Erkrankung, mit der jedoch bei den Anwohnern von Bahntrassen und lebhaften Verkehrsstraßen kaum zu rechnen ist, da die Belastung weit unterhalb der kritischen Werte bleibt.

In laborexperimentellen Untersuchungen wurde der Lärm eindeutig als Stress und damit als ein möglicher Risikofaktor in der Genese kardiovaskulärer Erkrankungen identifiziert. Dies wird insbesondere aus der Tatsache abgeleitet, dass die lärmbedingten autonomen Funktionsänderungen nicht gewöhnungsfähig sind, also auf Dauer pathogen wirken. Da die akute Primärreaktion unspezifisch ist und durch zahlreiche weitere Umweltfaktoren in ähnlicher Weise her-

vorgerufen wird, sind spezifische Erkrankungen auszuschließen. Es ist vielmehr davon auszugehen, dass Lärm zusammen mit anderen qualitativ sehr unterschiedlichen Umweltfaktoren die Manifestation multifaktorieller Erkrankungen beschleunigt (Babisch 2000, HCN 1994), wobei sich weder der Anteil des Lärms noch der der anderen Stressoren an diesem Prozess quantifizieren lässt, zumal sich die erwarteten Gesundheitsstörungen nur langfristig im Laufe von Jahren und Jahrzehnten entwickeln.

Chronische kardiovaskuläre Veränderungen. Entsprechend ihrer Bedeutung in der Mortalitätsstatistik konzentrierten sich die epidemiologischen Untersuchungen im Wesentlichen auf den vermuteten Kausalzusammenhang zwischen chronischer Lärmbelastung und Herz-Kreislaufkrankungen. Die widersprüchlichen Ergebnisse zur Frage des Kausalzusammenhangs zwischen Lärmbelastung und Blutdruckverhalten lassen vermuten, dass Lärm vor allem dann pathogen wirkt, wenn sich auf die bereits beschriebene rein physikalisch bedingte physiologische Reaktion eine emotionale Reaktion aufpfropft (Griefahn 1990) und dass die dadurch deutlich verstärkte Akutreaktion langfristig zur Entwicklung kardiovaskulärer Erkrankungen beiträgt. Diese Auffassung steht im Einklang mit dem in Abbildung 6.3-1 gezeigten Modell (Babisch 2000, Babisch et al. 2001), das eine direkte und eine 'optionale', indirekte Wirkung postuliert. Demzufolge müssten emotional erlebte insbesondere in der Freizeit einwirkende Verkehrsgeräusche – bei gleichem äquivalentem Dauerschallpegel – stärkere Reaktionen hervorrufen als der im Wesentlichen neutral erlebte Arbeitslärm.

Deshalb lassen sich die aus dem Arbeitsbereich stammenden Untersuchungen, wonach das Risiko einer kardiovaskulären Schädigung durch Lärm derzeit weder verifiziert noch falsifiziert werden kann (Thompson 1993, 1996, Passchier-Vermeer 1993, Babisch 1998), kaum auf den Verkehrslärm übertragen. Zum einen wurden überwiegend Personen untersucht, die unter äquivalenten Dauerschallpegeln von mehr als 80 dB(A) arbeiten, während Belastungen durch Verkehrsgeräusche kaum über 75 dB(A) hinaus gehen. Zum anderen wird der Lärm am Arbeitsplatz als unvermeidlich akzeptiert, nicht aber der auch in der Freizeit einwirkende Verkehrslärm.

Im Folgenden wird versucht, die Ergebnisse epidemiologischer Untersuchungen zur Frage kardiovaskulärer Erkrankungen durch chronische Exposition gegenüber Verkehrslärm zusammenfassend darzustellen, wobei sich die bisherigen Arbeiten im Wesentlichen jedoch auf den Flug- und auf den Straßenverkehr beschränken.

### *Global- und Aggregatdaten*

In diesen Untersuchungen wurde die Häufigkeit ärztlicher Konsultationen wegen kardiovaskulärer Probleme und der Verkauf entsprechender Medikamente erfasst. Die akustische Belastung der Patienten wurde nur grob geschätzt unter der Annahme, dass diese in der Nähe der jeweiligen Praxis oder Apotheke wohnen. Die Ergebnisse lassen sich bestenfalls zur Hypothesenbildung nutzen.

Keinen Unterschied in der Beanspruchung ärztlicher Hilfe fanden Knipschild et al. (1979) bei weiblichen Anwohnern 'lauter' ( $L_{dn} > 62.5$  dB(A)) und 'leiser' Straßen ( $L_{dn} < 62.5$  dB(A)) während Schulze et al. (1983) bei den Anwohnern (20-75 Jahre) lauter Straßen (LAeq Tag/Nacht 75/72 vs 67/64 dB) von einer signifikant höheren Anzahl ärztlicher Konsultationen und einer entsprechend häufigeren Abgabe einschlägiger Medikamente berichteten. Die unterschiedlichen Ergebnisse dieser beiden Untersuchungen sind möglicherweise auf den unterschiedlichen Cut-point zurückzuführen.

Eine an Flughäfen der damaligen UdSSR vorgenommene Auswertung von 145 000 ärztlichen Aufzeichnungen ergab eine mit der Belastung ansteigende Häufigkeit kardiovaskulärer Erkrankungen, insbesondere der Hypertonie (Karagodina et al. 1969). Aufzeichnungen aus 19 in drei unterschiedlich durch Fluglärm belasteten Orten der Niederlande ( $NNI > 33$ ,  $20-33$ ,  $< 20$ ) gelegenen Allgemeinpraxen ergaben bei den höchst belasteten Personen eine vermehrte Abgabe an Antihypertonika. (Knipschild 1977a, 1977b, Knipschild & Oudshoorn 1977).

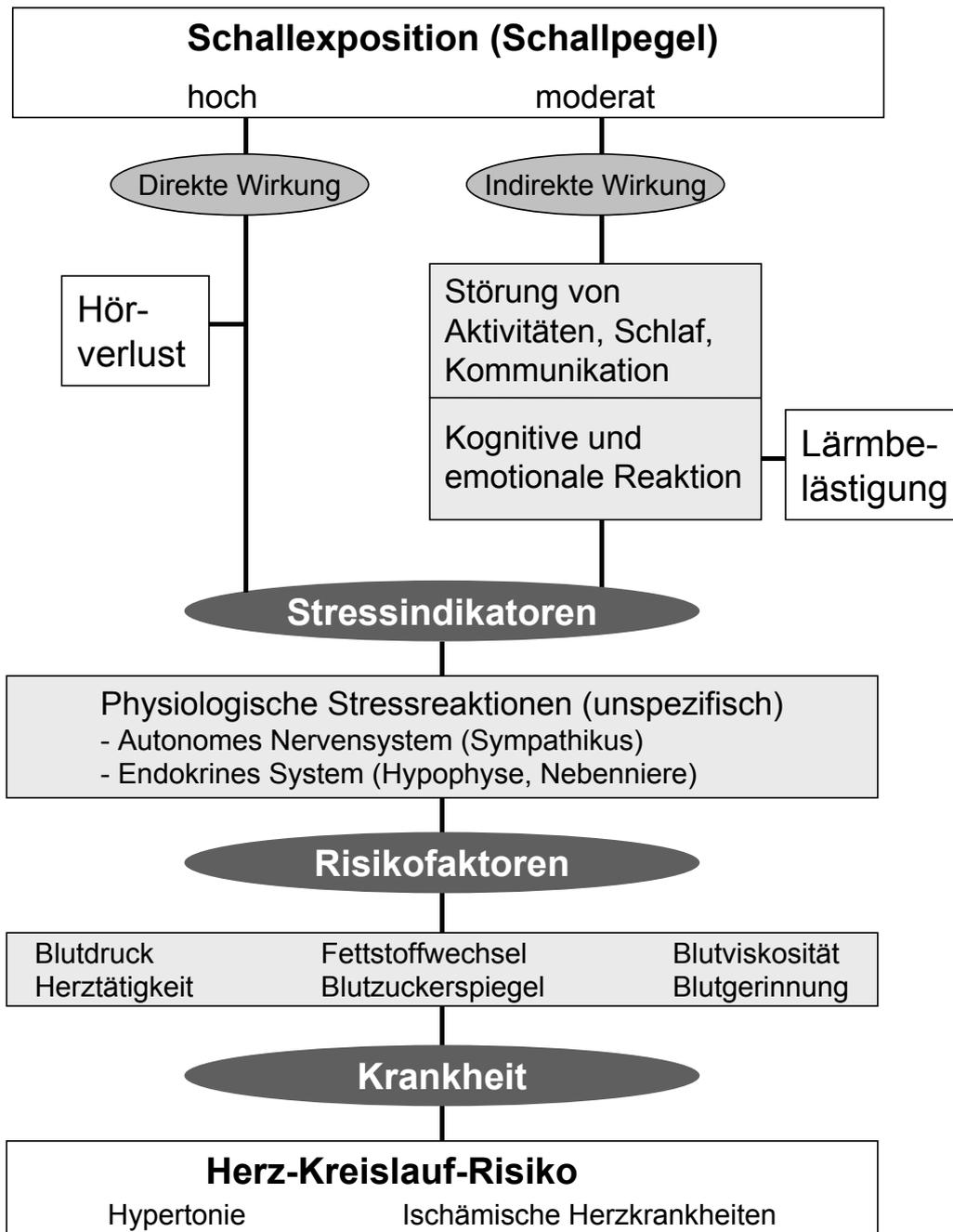


Abb. 6.3-1: Modell einer kausalen Beziehung zwischen der chronischen Einwirkung von Lärm und der Manifestation von Herz-Kreislaufkrankungen (Babisch 2000).

*Subjektive Angaben der Betroffenen, Schätzung der Lärmbelastung*

In diesen Untersuchungen wurden die möglichen Effekte mittels persönlicher Interviews oder Fragebogen erfasst und die akustische Belastung mit Kenntnis der Wohnadresse geschätzt. Die Befragung von mehr als 900 Personen (20-59 Jahre) ergab bei stärker durch Straßenlärm belasteten (LAeq > 65 dB) im Vergleich zu weniger belasteten Personen (LAeq < 45 dB) vermehrt Hinweise auf behandlungsbedürftige Hypertonien (von Eiff et al. 1981).

An einer vergleichenden Studie in Schweden füllten 278 Anwohner großer Straßen, 101 Anwohner von Bahntrassen und 380 Personen mit geringer Lärmbelastung umfangreiche Fragebögen aus. Als Confounder wurden Geschlecht, Alter, Rauchverhalten, körperliche Aktivität erfasst. Danach ergab sich bei den durch Straßenverkehrslärm belasteten Frauen eine höhere Hypertonieprävalenz als an Bahntrassen und im Kontrollgebiet (Bluhm et al. 1998).

### *Individuelle Untersuchungen, geschätzte Belastung*

In diesen Untersuchungen wurden Probanden ärztlich untersucht und die Belastung aus der Wohnadresse geschätzt.

Zur Frage lärmbedingter Herzinfarkte wurden in Berlin (Babisch et al. 1994) zwei Fall-Kontroll-Studien durchgeführt. Mehr als 900 stationär aufgenommene Infarktpatienten (31 – 70 Jahre) wurden nach der Wohnadresse und den aus Lärmkarten ermittelten akustischen Belastungen (6-22 h) kategorisiert ( $\leq 60$  bis  $80$  dB(A)) und einer entsprechenden Kontrollgruppe von fast 4 000 Männern gegenübergestellt. Das relative Risiko war in den Kategorien über  $70$  dB(A) im Vergleich zur geringsten Belastungsstufe mit  $1.2$  bis  $1.3$  nicht signifikant erhöht.

Auch Altena (1989) fand bei 432 Anwohnern unterschiedlich belasteter Straßen ( $Leq < 50$  bis  $> 70$  dB(A)) keinerlei Beziehungen zwischen der Lärmbelastung und der Prävalenz kardiovaskulärer Erkrankungen. Demgegenüber ermittelte er bei fast 400 Personen einen mit der Belastung durch militärischen Fluglärm systolisch geringfügig ansteigenden Blutdruck. Ischämische Erkrankungen waren aber nicht mit dem Fluglärm assoziiert.

Auch eine Untersuchung von 700 gegenüber militärischen Tiefflügen exponierten Personen ergab unter Berücksichtigung von Alter, Geschlecht, Körpermasse, Alkohol und Rauchverhalten, von Wohndauer, Belästigung, Lärmempfindlichkeit und sozialem Wohlbefinden keinerlei Unterschiede im Vergleich zu 140 Kontrollpersonen.

Während sich aus diesen Untersuchungen kein erhöhtes kardiovaskuläres Risiko durch Verkehrslärm ableiten lässt, ist bei Kindern eine erhöhte Suszeptibilität nicht auszuschließen. Zumindest lässt sich dies aus einigen Studien ableiten, in denen allerdings entscheidende Confounder unberücksichtigt blieben, so dass Replikationen essenziell sind. Bei Kindern, aus laute- ren Schulen bzw. Kindergärten wurden z. B. leicht erhöhte Blutdrücke gemessen (bis zu  $5$  mm Hg). (Cohen et al. 1980, Karagodina et al. 1969, Karsdorf & Klappach 1968, Regecova & Kellero- va 1995).

1992 wurden vor und nach der Schließung des alten und der Eröffnung des neuen Münchener Flughafens 9–12-jährige Kinder untersucht (Evans et al. 1995, Hygge et al. 1998). Die Expositionsgruppe im Umfeld des alten Flughafens erlebte eine abrupte Abnahme der Lärmbelastung von  $LA_{eq, 24h}$   $68$  dB auf  $58$  dB, in der ihr zugeordneten Kontrollgruppe blieb die Belastung gleich ( $LA_{eq, 24h}$   $59/60$  dB). Am neuen Flughafen stieg die Belastung sowohl in der Expositions- als auch in der zugeordneten Kontrollgruppe an (von  $LA_{eq, 24h}$   $53$  dB auf  $65$  dB bzw. von  $LA_{eq, 24h}$   $53$  dB auf  $62$  dB). Die Kinder wurden jeweils 6 Monate vor, sowie 6 und 18 Monate nach Verlegung des Flughafens untersucht. Am neuen Flughafen stieg der systolische Blutdruck in der Expositionsgruppe um  $4 - 5$  mmHg, in der Kontrollgruppe um  $1-2$  mmHg an, was sich nach 18 Monaten jedoch relativierte.

Dem widerspricht eine Untersuchung (Schmeck & Poustka 1993), in der der Blutdruck von Kindern aus einer Tiefflugregion tendenziell niedriger war als bei Kindern aus unbelasteten Kontrollgebieten.

### *Individuelle Untersuchungen, Bestimmung der individuellen Belastung*

Eine Untersuchung von nahezu 3 000 Personen (Männer, Frauen 41 – 43 Jahre), vor deren Haus in der Zeit von 10 bis 16 Uhr ein  $Leq$  zwischen  $< 60$  und  $> 70$  dB(A) gemessen wurde, ergab keine Beziehung zwischen der Lärmbelastung und anamnestisch erhobenen Gesundheitsstörungen (Angina pectoris, Bluthochdruck, Diabetes etc.) bzw. gemessenen Blutdruckwerten (Knipschild et al. 1984).

Ähnliches ergab eine Studie an fast 2 000 Anwohnern (25-64 Jahre) einer großen Durchgangsstraße in den Alpen (Lercher & Kofler 1993), deren Belastung zwischen  $L_{Aeq} = 40$  und 75 dB lag. Selbst nach Berücksichtigung von Alter, Geschlecht, BMI und Ausbildung korrelierte die Lärmbelastung nicht mit dem Blutdruckwerten und die Differenz zwischen den Kategorien  $< 50$  und  $\geq 65$  dB(A) betrug systolisch weniger als 5, diastolisch ca. 3 mmHg.

An einer Langzeitstudie in Caerphilly (Wales) und in Speedwell (England) mit je etwa 2 500 Männern (45 – 59/63 Jahre) variierte die individuelle akustische Belastung durch Straßenverkehr zwischen  $L_{Aeq, 6-22h} = 51$  und 70 dB(A). Unter Berücksichtigung der Confounder Alter, BMI, Rauchen, Sozial- und Familienstatus sowie hereditäre Belastungen und der Effektmotifikatoren Wohndauer, Wohn- und Schlafraumlage und subjektive Lärmempfindlichkeit waren die relativen Risiken in der höchsten (66-70 dB(A)) gegenüber der niedrigsten Belastungskategorie (51-55 dB(A)) nicht signifikant erhöht.

Nach 10 Jahren war die Inzidenz ischämischer Herzerkrankungen in beiden Kohorten mit 291 bzw. 312 statistisch gleich, ebenso wie die jährliche Inzidenzrate mit 1.3 bzw. 1.2 %. Das relative Risiko war in beiden Städten nicht signifikant erhöht (in Caerphilly 1.1, in Speedwell  $\approx 1$ ).

In der Anfang der 70er Jahre durchgeführten interdisziplinären DFG-Studie wurden nahezu 400 Anwohner (20-60 Jahre) des Münchener Flughafens nach der Höhe der mittleren Überflugpegel (75 – 107 dB(A)) 4 Belastungsgruppen zugeordnet und einer medizinischen Untersuchung und einem Expositionstest unterzogen. Die Autoren fanden einen nicht signifikanten Anstieg des Blutdrucks und kamen zu der Auffassung, dass der damals übliche Fluglärm keine klinisch relevanten Störungen verursacht, schlossen eine Gefährdung aber dennoch nicht aus (von Eiff et al. 1974).

Morrell et al. (1998) registrierten den Blutdruck von mehr als 1 200 Grundschulern im Umkreis des Flughafens Sydney. Die gemessenen Belastungen wurden entsprechend der Wohnadresse für die einzelnen Kinder bestimmt. Trotz der Berücksichtigung von Größe, Gewicht, Fettanteil, demografischen Variablen etc. ergab sich keine Korrelation zwischen der individuellen Lärmbelastung und der Höhe des Blutdrucks.

Signifikante Zusammenhänge ergaben sich in Untersuchungen, in denen die Lärmbelastung von bzw. nach den Angaben der Betroffenen geschätzt wurde (Bellach et al. 1995, Herbold et al. 1989), wobei nicht auszuschließen ist, dass diesem Zusammenhang eine subjektive Lärmempfindlichkeit zugrunde liegt, die sich andererseits aber auch erst auf der Basis gesundheitlicher Affektionen entwickeln kann.

### *Bewertung*

Insgesamt sind die hier zusammengetragenen Publikationen zur Wirkung des Flugverkehrslärms widersprüchlich, wobei aber erhebliche methodische Mängel zu konstatieren sind. So sind insbesondere die Angaben zur Schallbelastung meist völlig unzureichend und reflektieren kaum die individuelle Belastung, entscheidende Confounder blieben vielfach unberücksichtigt. Selbst die sorgfältigsten Arbeiten konnten die Hypothese einer kausalen Beziehung zwischen kardiovaskulären Erkrankungen und chronischer Lärmbelastung weder verifizieren noch falsifizieren. Deshalb ist auch die Vermutung, dass das Risiko der Hypertonie bzw. das ischämischer Herzerkrankungen oberhalb äquivalenter Dauerschallpegel von 70 dB(A) bzw. 65 bis 70 dB(A) ansteigt, nicht zurückzuweisen (Babisch 2000, Passchier-Vermeer 1993). Aus präventivmedizinischer Sicht wäre daher zu fordern, einen  $L_{Aeq, 6-22h}$  von 65 dB(A) nicht zu überschreiten.



## Literaturverzeichnis

- Åhrlin U 1988: Activity disturbances caused by different environmental noises. *Journal of Sound and Vibration* 127 (3), 599- 603.
- Andersen TV, Kühl K, Relster E 1982: *Reaktioner på togstaj. En analyse af interviews blandt beboere langs danske jernbaner*. Miljø-projekt no. 42. Kopenhagen: National Agency of Environment Protection.
- Andersen TV, Kühl K, Relster E 1983: Reactions to railway noise in Denmark. *Journal of Sound and Vibration* 87 (2), 311-314.
- Altena K 1989: *Medische gevolgen van lawaai*. Rapport nr GA-DR-03-01. VROM Leidenschendam.
- Babisch W 1998: Epidemiological studies of the cardiovascular effects of occupational noise – a critical appraisal. *Noise & Health* 1, 24-39.
- Babisch W 2000: Traffic noise and cardiovascular disease. Epidemiological review and synthesis. *Noise & Health* 8, 9-32.
- Babisch W 2001: Stress hormones in the research on cardiovascular effect of noise. In: Proceedings of the *17th International Congress on Acoustics* 2001, Sept. 2-7, Rom.
- Babisch W, Ising H, Kruppa B, Wiens D 1994: The incidence of myocardial infarction and its relation to road traffic noise: The Berlin case-control studies. *Environment International* 20, 469-474.
- Bach V, Libert JP, Tassi P, Wittersheim G, Johnson LC, Ehrhart J 1991: Cardiovascular responses and electroencephalogram disturbances to intermittent noises: effects of nocturnal heat and daytime exposure. *European Journal of Applied Physiology* 63, 330-337.
- Baron RM, Kenny DA 1986: The moderator-mediator variable distinction in social psychological research: conceptual, strategic, and statistical considerations. *Journal of Personality and Social Psychology* 51, 1173-1182.
- Basner M, Buess H, Luks N, Maaß N, Mawet L, Müller E-W, Müller U, Piehler C, Plath G, Quehl J, Rey E, Samel A, Schulze M, Vejvoda M, Wenzel J 2001: *Nachtfluglärmwirkungen - eine Teilauswertung von 64 Versuchspersonen in 832 Schlaflabornächten*. Köln: Institut für Luft- und Raumfahrtmedizin. Forschungsbericht 2001-26.
- Bellach B, Dorty R, Müller D, Ziese T 1995: Gesundheitliche Auswirkungen von Lärmbelastung – Methodische Betrachtungen zu den Ergebnissen dreier epidemiologischer Studien. *Bundesgesundheitsblatt* 38:84-89.
- Benevolo L 1997/2000: *Geschichte der Stadt*. Achte Auflage. Frankfurt: Campus.
- Berglund B, Lindvall T (Eds.) 1995: Community noise. Document prepared for the World Health Organization. *Archives of the Center for Sensory Research*, Vol. 2, Issue 1, 1995.
- Berglund B, Nilsson ME 2002: Soundscapes perceived indoors and outdoors at quiet and noisy sides of apartment buildings. *InterNoise '02*, Paper IN02488.
- Bitter C, Holst JHK, Kandelaar HAC, Schoonderbeek W 1982: *Beleving geluidwerende voorzieningen in de woonsituatie langs Rijksweg 10 in Amsterdam*. ICG VL-DR-14-02, 1982 (zitiert nach Peeters et al 1984).
- Bitter C, Kaper JP, Pinkse WAH 1978: *Beleving van geluidwerende voorzieningen in de woonsituatie langs Rijksweg 16 in Dordrecht*. ICG VL-DR-14-01, 1978 (zitiert nach Peeters et al 1984).
- Bluhm G, Rosenlund M, Berglund N 1998: Traffic noise and health effects. Proceedings of *Noise Effects '98* (7th International Congress on Noise as a Public Health Problem, Sydney, Australia, 22-26 November 1998), vol. 1, 247–250.
- Brenner H, Oberacker A, Kranig W, Buchwalsky R 1993: A field study on the immediate effects of exposure to low-altitude flights on heart rate and arrhythmia in patients with cardiac diseases. *International Archives of Occupational and Environmental Health* 65, 263-268.
- Borsky PN 1961: *Community reactions to air force noise (I: Basic concepts and preliminary methodology, II: Data on community studies and their interpretation)*. Chicago: National Opinion Research Center / University of Chicago.
- Buehner MJ 2001: Inducing causation: covariation assessment and the assumption of causal power. In: May M, Oestermeier U (Eds.): *Interdisciplinary Perspectives on Causation*, pp. 33-58. Bern: Bern Studies on the History and Philosophy of Science.
- Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) 2000: Akzeptanz von baulichen Lärmschutzmaßnahmen. *BUWAL-Schriftenreihe Umwelt Nr. 318* Lärm. Bern: BUWAL.

- Cohen S, Evans GW, Krantz DS, Stokols D 1980: Physiological, motivational, and cognitive effects of aircraft noise on children. Moving from the laboratory to the field. *American Psychologist* 35, 231-243.
- de Jong RG 1979: A Dutch study on railway traffic noise. *Journal of Sound and Vibration* 66 (3), 497-502.
- de Jong RG 1983: Some developments in community response research since the second international workshop on railway and tracked transit system noise in 1978. *Journal of Sound and Vibration* 87 (2), 297-309.
- de Jong RG, Eisses AR 1996: *A prediction of annoyance due to high speed train noise in the Netherlands*. TNO report 96.071. TNO Prevention and Health, Leiden, NL.
- de Jong RG, Miedema HME 1996: Is freight traffic noise more annoying than passenger traffic noise? *Journal of Sound and Vibration* 193 (1), 35-38.
- de Jong RG, Opmeer CHJM, Miedema HME 1994: *Hinder door milieuverontreiniging in Nederland. Effecten van geluid, geur, trillingen, stof, verlichting en onveiligheid, peiling 1993*. TNO-PG nr. 94.056. TNO Prevention and Health. Leiden.
- de Jong RG, Opmeer CHJM, Miedema HME 1995: Annoyance caused by environmental pollutants in the Netherlands. ICA95, Proceedings of the 15<sup>th</sup> International Congress on Acoustics (Trondheim, Norway, 26-30 June 1995), vol. 2, pp. 65-68.
- de Jong RG, Miedema HME, Hendriks H, Boom A, Vos H 1996: *Geluid- en geurbelastingen en lokale luchtverontreiniging in Nederland*. (Noise and odour exposure and local air pollution in the Netherlands.) TNO-PG Publ. nr. 96.011. TNO Prevention and Health. Leiden. (zit. n. de Jong & Eisses 1996)
- Dixit AK, Reburn JO 1980: Community reaction to railway yard noise. *Inter-noise 80* (Miami, Florida, 8-10 December 1980), pp. 883-886.
- Eberhardt JL, Stråle LO, Berlin MHB 1987: The influence of continuous and intermittent traffic noise on sleep. *Journal of Sound and Vibration* 116, 445-464.
- Eickschen E, Brandenburg W 1984: *Erschütterungen in der Umgebung von ÖPNV-Schienenbahnen – Messungen im Vergleich zu Anlieger-Beurteilungen*. Studiengesellschaft für unterirdische Verkehrsanlagen e.V. (STUVA). Forschungsberichte 17/84. Köln: STUVA.
- Europäische Kommission (Hg., 1996). *Künftige Lärmschutzpolitik. Grünbuch der Europäischen Kommission*. Brüssel: Kommission der Europäischen Gemeinschaft.
- Evans GW, Bullinger M, Hygge S 1995: Chronic noise and psychological stress. *Psychological Science* 6, 333-338.
- Evans GW, Kantrowitz E 2002: Socioeconomic status and health: The potential role of environmental risk exposure. *Annual Review of Public Health* 23, 303-331.
- Fastl H 1996: Masking effects and loudness evaluation. In: Fastl H, Kuwano S, Schick, A (Eds.): *Recent trends in hearing research. Festschrift for Seiichiro Namba*. S 29-50. Oldenburg: bis – Bibliotheks- und Informationssystem der Universität Oldenburg.
- Fastl H 2000: Railway bonus and aircraft malus: subjective and physical evaluation. Proc. 5. Int. Symposium Transport Noise and Vibration (6-8 June, St. Petersburg, Russia), CD-ROM.
- Fastl H, Filippou Th., Schmid W, Kuwano S, Namba S 1998: Psychoakustische Beurteilung von Geräuschmissionen verschiedener Verkehrsträger. *Fortschritte der Akustik, DAGA 98*, Zürich, S. 70-71.
- Fastl H, Gottschling G 1996a: Beurteilung von Geräuschmissionen beim Transrapid. *Fortschritte der Akustik, DAGA 1996*, Bonn, S. 216-217.
- Fastl H, Gottschling G 1996b: Subjective evaluation of noise immissions from Transrapid. Proceedings of *Internoise 96* (Liverpool, UK, 30 July – 2 August 1996), book 4, pp. 2109-2114.
- Fastl H, Kuwano S, Namba S 1994a: Psychoakustische Experimente zum Schienenbonus. *Fortschritte der Akustik, DAGA 1994*, Dresden, Teil C, S. 1113 - 1116.
- Fastl H, Kuwano S, Namba S 1994b: Psychoacoustics and rail bonus. *Internoise 94* (Yokohama, Japan, August 29-31, 1994), S. 821-826.
- Fastl H, Kuwano S, Namba S 1996: Assessing the railway bonus in laboratory studies. *Journal of the Acoustical Society of Japan (E)* 17 (3), 139 - 147.
- Fastl H, Schmid, W, Kuwano S, Namba S 1996: Untersuchungen zum Schienenbonus in Gebäuden. *Fortschritte der Akustik, DAGA 1996*, Bonn, S. 208 - 209.
- Felscher-Suhr U, Guski R, Hunecke M, Kastka J, Paulsen R, Schümer R, Vogt J 1996: Eine methodologische Studie zur aktuellen Erfassung von Alltagsstörungen und deren Störungen durch Umweltlärm. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 43, 61-68.

- Felscher-Suhr U, Guski R, Schuemer R 1998a: Constructing equidistant annoyance scales – an international study. Proceedings of *Internoise 98* (Christchurch, New Zealand, 16-18 November 1998), CD-ROM.
- Felscher-Suhr U, Guski R, Schuemer R 1998b: Some results of an international scaling study and their implications on noise research. Proceedings of *Noise Effects '98* (7th International Congress on Noise as a Public Health Problem, Sydney, Australia, 22-26 November 1998), vol. 2, 733-736.
- Felscher-Suhr U, Guski R, Schuemer R 2000: Internationale Standardisierungsbestrebungen zur Erhebung von Lärmbelastigung. Die Entwicklung von international vergleichbaren äquidistanten Lärmbelastigungsskalen. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 47 (2), 68-70.
- Felscher-Suhr U, Guski R, Schuemer R, Schulte-Pelkum J 1999: Internationale Standardisierungsbestrebungen zur Erhebung von Lärmbelastigung – eine vorbereitende empirische Untersuchung in zehn Ländern. *Umweltpsychologie* 3 (1), 34-45.
- Fidell S 1987: Why is annoyance so hard to understand? In: Koelega HS (Ed.): *Environmental annoyance: Characterization, measurement, and control*. Proceedings of the International Symposium on Environmental Annoyance, Woudschoten (NL), pp. 51-54. Amsterdam: Elsevier.
- Fidell S, Barber DS, Schultz TJ 1991: Updating a dosage-effect relationship for the prevalence of annoyance due to general transportation noise. *Journal of the Acoustical Society of America* 89 (1), 221-233.
- Fields JM 1977: Railway noise annoyance in residential areas: Current findings and suggestions for future research. *Journal of Sound and Vibration* 51 (3), 343-351.
- Fields JM 1979: Railway noise and vibration annoyance in residential areas. *Journal of Sound and Vibration* 66 (3), 445-458.
- Fields JM 1984: The effect of numbers of noise events on people's reactions to noise: an analysis of existing survey data. *Journal of the Acoustical Society of America* 75, 447-467.
- Fields JM 1986: *The relative effect of noise at different times of day*. NASA Contractor Report 3965. Hampton, USA: NASA.
- Fields JM 1992: *Effect of personal and situational variables on noise annoyance: With special reference to implications for en route noise*. Issued jointly as NASA CR-189676 and FAA-AEE-92/03 (Federal Aviation Administration, Washington, DC.).
- Fields JM 1993: Effect of personal and situational variables on noise annoyance in residential areas. *Journal of the Acoustical Society of America* 93(5), 2753-2763.
- Fields JM 1994: *A review of an updated synthesis of noise/annoyance relationships*. NASA-CR-194950. Hampton, VA: NASA Langley Research Center.
- Fields JM 1998: *Report on Survey-Design Guideline Project*. December 15, 1998. Team #6: Community Response to Noise, ICBEN, prepared by Jim Fields. Guidelines for the design of community noise reaction surveys, Draft #3. (Papier verteilt bei einem Workshop im Rahmen von *Noise Effects '98*, Sydney 1998, 7th International Congress on Noise as a Public Health Problem, Sydney, Australia, 22-26 November 1998).
- Fields JM 2001: *An updated catalog of 521 social surveys of residents' reactions to environmental noise (1943-2000)*. NASA/CR-2001-211257. National Aeronautics and Space Administration (NASA). Langley Research Center. Hampton, Virginia.
- Fields JM, de Jong RG, Flindell IH, Gjestland T, Job RFS, Kurra S, Schuemer-Kohrs A, Vallet M, Yano T 1998: Recommendation for shared annoyance questions in noise annoyance surveys. *Noise Effects '98, Vol. 2*, pp. 481-486.
- Fields JM, de Jong RG, Gjestland T, Flindell IH, Job RFS, Kurra S, Lercher P, Vallet M, Yano T, Guski R, Felscher-Suhr U, Schuemer R 2001: Standardized general-purpose noise reaction questions for community noise surveys: research and a recommendation. *Journal of Sound and Vibration* 242 (4), 641-679.
- Fields JM, Ehrlich GE, Zador P 2000: *Theory and design tools for studies of reactions to abrupt changes in noise exposure*. NASA / CR-2000-210280, Langley Research Center, Hampton, VA.: NASA.
- Fields JM, Hall FL 1987: Community effects of noise. In: Nelson, PM (ed.): *Transportation noise reference book*. Pp. 3/3 - 3/27. London: Butterworths.
- Fields JM, Walker JG 1978: Reactions to railway noise in Great Britain. *Inter-noise 78* (San Francisco, 8-10 May 1978), pp. 585-590.
- Fields JM, Walker JG 1980a: *Reactions to railway noise: A survey near railway lines in Great Britain*. Vols. I+II. ISVR Technical Report No. 102. Southampton, England: Institute of Sound and Vibration Research, University of Southampton.

- Fields JM, Walker JG 1980b: Reactions to railway noise in Great Britain: An updated report. *Inter-noise 80* (Miami, Florida, 8-10 December 1980), pp. 871-874.
- Fields JM, Walker JG 1982a: The response to railway noise in residential areas in Great Britain. *Journal of Sound and Vibration* 85 (2), 177-255.
- Fields JM, Walker JG 1982b: Comparing the relationships between noise level and annoyance in different surveys: a railway noise vs. aircraft and road-traffic comparison. *Journal of Sound and Vibrations* 81 (1), 51-80.
- Finke H-O 1980: Messung und Beurteilung der "Ruhigkeit" bei Geräuschmissionen. *Acustica* 46, 141-148.
- Finke H-O, Guski R, Rohrmann B 1980: *Betroffenheit einer Stadt durch Lärm. Bericht über eine interdisziplinäre Untersuchung. Projekt BSL, Band 1: Gesamtkonzept und Hauptuntersuchung*. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Forschungsbericht 80-10501301. Braunschweig: Physikalisch-Technische Bundesanstalt.
- Fleischer G 1978: Argumente für die Berücksichtigung der Ruhe in der Lärmbekämpfung. *Kampf dem Lärm* 25, 69-74.
- Fleischer G 1979: Vorschlag für die Bewertung von Lärm und Ruhe. *Kampf dem Lärm* 26, 129-134.
- Fleischer M 1997: Die Ruhe als schützenswertes Gut. Vortrag beim *Fachseminar Schienenlärm, ausgerichtet vom Institut für Ökologische Strategien. Frankfurt, 17. Oktober 1997. Tagungsband: Ist der Schienenbonus noch zeitgemäß?* S. 63-68. München: IföS.
- Gjestland T, Liasjø KH, Granøien ILN, Fields JM 1990: *Response to noise around Oslo Airport Fornebu*. Trondheim: Elab-Runit Sintef Gruppen. Acoustics Research Center. Report STF40 A90189.
- Gjestland T, Solberg M, Støfringsdal B 2002: Residents preferences for noise exposure patterns. *Inter-Noise '02*, Paper IN02201.
- Gjestland T, Støfringsdal B 2001: The influence of a quiet façade on road traffic annoyance. *InterNoise 2001*, Paper IN01034.
- Glass DC, Singer JE 1972: *Urban stress. Experiments on noise and social stressors*. New York / London: Academic Press.
- Gottlob D. 1997: Was ist der Schienenbonus? Vortrag beim *Fachseminar Schienenlärm, ausgerichtet vom Institut für Ökologische Strategien. Frankfurt, 17. Oktober 1997. Tagungsband: Ist der Schienenbonus noch zeitgemäß?* S. 9-18. München: IföS.
- Gottlob D. 1998: International comparison of standards referring to outdoor and indoor noise. In *Proceedings of Noise Effects '98, Sydney (7th International Congress on Noise as a Public Health Problem, Sydney, Australia, 22-26 November 1998)*, vol. 2, pp. 709-714.
- Gottschling G, Fastl H 1996: *Beurteilung von Geräuschmissionen beim Transrapid*. Bericht. München: TU München, Arbeitsgruppe Technische Akustik.
- Green DM, Fidell S 1991: Variability in the criterion for reporting annoyance in community noise surveys. *Journal of the Acoustical Society of America* 89 (1), 234-243.
- Griefahn B 1974: Schallreizverarbeitung im Verlauf des Menstruationscyclus. *European Journal of Applied Physiology*, 32, 171-182.
- Griefahn B 1977: Long-term exposure to noise - aspects of adaptation, habituation, and compensation. *Waking Sleeping* 1, 383-386.
- Griefahn B 1982: Grenzwerte vegetativer Belastbarkeit. Zum gegenwärtigen Stand der psychophysiologischen Lärmforschung. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 29, 131-136.
- Griefahn B 1985: *Schlafverhalten und Geräusche. Feld- und Laboruntersuchungen über Straßenverkehr, EEG-Analyse, Literaturlauswertung*. Stuttgart: Ferdinand Enke.
- Griefahn B 1986: A critical load for nocturnal high-density road traffic noise. *American Journal of Industrial Medicine* 9, 261-269.
- Griefahn B 1990: Lärmbelastung - Lärmwirkung. *Verhandlungen der Deutschen Gesellschaft für Arbeitsmedizin* 29, 83-92.
- Griefahn B 1992: Noise control during the night. *Acoustics Australia* 20, 43-47.
- Griefahn B 1994: Lärmwirkung und Hypertonie. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 41, 31-36.
- Griefahn B 2003: Research on the effects of noise – a basis for directed noise abatement. *EURONOISE 2003*.
- Griefahn B, Di Nisi J 1992: Mood and cardiovascular functions during noise, related to sensitivity, type of noise and sound pressure level. *Journal of Sound and Vibration* 155, 111-123.

- Griefahn B, Jansen G, Scheuch K, Spreng M, 2002: Fluglärmkriterien für ein Schutzkonzept bei wesentlichen Änderungen oder Neuanlagen von Flughäfen/Flugplätzen. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 49, 171-175.
- Griefahn B, Möhler U, Schuemer R (Hrsg.) 1999: *Vergleichende Untersuchung über die Lärmwirkung bei Straßen- und Schienenverkehr. Abschlußbericht* (Hauptbericht – Textteil; Abbildungen und Tabellen; Dokumentationsanhang). München: SGS.
- Griefahn B, Schuemer-Kohrs A, Schuemer R, Moehler U, Mehnert P 2000: Physiological, subjective, and behavioural responses to noise from rail and road traffic. *Noise & Health* 3, 59-71.
- Groeneveld Y, Verboom WC 1981: *Karakterisering en beoordeling van industrielawaai – fase 3 C – de mondelinge enquête*. IMG and TPD-TNO Report No. D54, Delft. (zit.n. de Jong 1983).
- Grünbuch: s. Europäische Kommission.
- Guski R 1976: Eine Inhaltsanalyse von Lärmbeschwerden, die bei „Umwelttelefonen“ eingehen. *Kampf dem Lärm*, 23, 119- 126.
- Guski R 1987: *Lärm. Wirkungen unerwünschter Geräusche*. Bern: Huber.
- Guski R 1991: Zum Anspruch auf Ruhe beim Wohnen. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 38, 61-65.
- Guski R 1996: Diskussionsbeiträge zu Schienenbonus und Transrapid: Ist der Schienenbonus auf die Magnetschnellbahn übertragbar? *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 43, 145-146.
- Guski R 1998: Psychological Determinants of train noise annoyance. Proceedings of *euro.noise 98*, Munich, October 1998, vol. 1, pp. 573-576.
- Guski R 1999: Personal and social variables as co-determinants of noise annoyance. *Noise & Health* 3, 45-56.
- Guski R 2002: Status, Tendenzen und Desiderate der Lärmwirkungsforschung zu Beginn des 21. Jahrhunderts. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 49 (6), 219-232.
- Guski R 2003: Neuer Fluglärm gleich alter Fluglärm? Kritische Anmerkungen zu einer Expertenmeinung und ein Vorschlag zur Prognose-Berechnung der erheblichen Belästigung bei wesentlich geänderter Fluglärm-Belastung. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 50, 14-25.
- Guski R, Bosshard HG 1992: Gibt es eine unbeeinflusste Lästigkeit? *Zeitschrift für Lärmbekämpfung*, 39, 67-74.
- Guski R; Matthies E; Höger R: *Psychosomatische Auswirkungen von Altlasten und deren Sanierung auf die Wohnbevölkerung*. Projektbericht. Ruhr-Universität Bochum 1991.
- Guski R, Schuemer R, Felscher-Suhr U 1999: The concept of noise annoyance: how international experts see it. *Journal of Sound and Vibration* 223, 513-527.
- Haider M, Koller M, Stidl H-G 1992: Qualitätskriterien für Schienenverkehrslärm und Erschütterungen bei Vollbahnen, Teil 1: Lärm – Kombinationswirkungen von Lärm und Erschütterungen. *Forschungsarbeiten aus dem Verkehrswesen Bd 36/1*. Wien: Bundesministerium für öffentliche Wirtschaft und Verkehr.
- Hall FL, Dixit AK, Taylor SM 1980: A comparison of community responses to rail yard, road traffic, and aircraft noise. *Inter-noise 80* (Miami, Florida, 8-10 December 1980), pp. 799-802.
- Hatfield J, Job RFS, Faunce G, Carter NL, Peploe P, Taylor R, Morrell S 2002: The effect of changed noise levels at Sydney Airport on health outcomes II: The role of anticipation and reaction. Proceedings of *Forum Acusticum, Sevilla 2002*, 16-20 September 2002, CD-ROM.
- Hauck G 1991: Lästigkeitsunterschied zwischen den Geräuschen des Straßenverkehrs und des Schienenverkehrs. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 38, 1991, 162-166.
- Health Council of the Netherlands (Gezondheidsraad), Committee on Noise and Health 1994: *Noise and Health*. The Hague: Health Council of the Netherlands. Publication no 1994/15E (1994).
- Health Council of the Netherlands, Committee on the Health Impact of Large Airports 1999: *Public health impact of large airports*. The Hague: Health Council of the Netherlands. Publication no 1999/14E.
- Hegner A, Möhler U, Prestele G, Schümer-Kohrs A, Schuemer R 1997: *Lärmsanierungsstudie. Lärmbelästigung durch Schienenverkehrslärm vor und nach dem Schienenschleifen. Pilotstudie an der Strecke München-Rosenheim-Freilassing. Akzeptanzbefragung*. Bericht-Nr. 103-370, im Auftrag der Deutschen Bahn AG, Zentralbereich Bahn-Umwelt-Zentrum (ZBU 11). März 1997. München: Möhler + Partner.
- Hegner A, Liepert M, Möhler U, Peters J, Schümer-Kohrs A, Herrmann W, Sinz A, Zeichart K, Schümer, R 1995: *Befürchtete Beeinträchtigung als Folge von Aus- und Neubaumaßnahmen an Bahnstrecken*.

- Pilotstudie.* Im Auftrag der Deutschen Bahn AG. München: SGS (Studiengemeinschaft Schienenverkehr).
- Heimerl G, Holzmann E 1979: Ermittlung der Belästigung durch Verkehrslärm in Abhängigkeit von Verkehrsmittel und Verkehrsdichte in einem Ballungsgebiet (Straßen- und Eisenbahnverkehr). *Kampf dem Lärm*, 26, 64-69.
- Heimerl G, unter federführender Bearbeitung von E Holzmann 1978: *Ermittlung der Belästigung durch Verkehrslärm in Abhängigkeit von Verkehrsmittel und Verkehrsdichte in einem Ballungsgebiet (Straßen- und Eisenbahnverkehr)*. Untersuchungsbericht, Juli 1978. Stuttgart: Verkehrswissenschaftliches Institut an der Universität Stuttgart.
- Heintz P, Meyer A, Ortega R 1980a: *Zur Begrenzung der Lärmbelastung. Sozio-psychologische Untersuchungen zur Begrenzung von Eisenbahn-, Strassen- und Rangierlärm. Vergleich der Störwirkungen von Eisenbahn- und Strassenlärm unter konstanten Bedingungen. Zusammenfassender Schlußbericht.* Zürich: Soziologisches Institut der Universität Zürich.
- Heintz P, Meyer A, Ortega R 1980b: *Sozio-psychologische Strassenlärmuntersuchung. Die Störwirkung des Strassenlärms und Vergleiche der Störwirkungen des Eisenbahn- und Strassenlärms unter konstanten Bedingungen.* Zürich: Soziologisches Institut der Universität Zürich.
- Herbold M, Hense HW, Keil U 1989: Effects of road traffic noise on prevalence of hypertension in men: results of the Luebeck blood pressure study. *Sozial- und Präventivmedizin* 34, 19-23.
- Höger R, Felscher-Suhr U 1997: *Literaturstudie zur Übertragbarkeit des Schienenbonus auf den Transrapid.* Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Forschungsbericht II 5.2 - 60 424 / 104. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bochum: Zentrum für umweltpsychologische Studien, Beratung und Forschung GmbH.
- Höger R, Greifenstein P 1988. Zum Einfluß der Größe von Lastkraftwagen auf deren wahrgenommene Lautheit. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung*, 35, 128-131.
- Höger R, Schreckenber D, Felscher-Suhr U, Griefahn B 2002: Night-time noise annoyance - state of the art. *Noise & Health* 4, 19-25.
- Hofman W, Kumar A, Eberhardt J 1993: Comparative evaluation of sleep disturbance due to noises from airplanes, trains and trucks. In: Vallet M (ed): *Noise & Man '93*. Bron: INRETS. 2:559-562.
- Horne JA 1988: *Why we sleep.* Oxford University Press.
- Horonjeff RD., Robert WE 1997: *Attitudinal responses to changes in noise exposure in residential communities.* National Aeronautics and Space Administration (NASA), Hampton, VA: NASA CR-97-205813.
- Howarth HVC, Griffin MJ 1987: *Laboratory investigations of annoyance from railway vibration and noise in buildings.* Final report on research conducted for the Research Division of Railway Technical Centre of British Rail, Derby. The University Highfield Southampton: Human Factors Research Unit, Institute of Sound and Vibration (ISVR).
- Hygge S, Evans GW, Bullinger M 1998: The Munich airport noise study – effects of chronic aircraft noise on children's cognition and health. Proceedings of *Noise Effects '98* (7th International Congress on Noise as a Public Health Problem, Sydney, Australia, 22-26 November 1998), vol. 1:268-274.
- IF-Studie 1983: *Interdisziplinäre Feldstudie II über die Besonderheiten des Schienenverkehrslärms gegenüber dem Straßenverkehrslärm (Erweiterte Untersuchung).* Bericht über ein Forschungsvorhaben zum Verkehrslärmschutzgesetz im Auftrag des Bundesministers für Verkehr (Forschungsnr. 70081/80). Band I: Hauptbericht; Band II: Anhang. München: Planungsbüro Obermeyer.
- Igarashi J 1992: Comparison of community response to transportation noise: Japanese results and annoyance scale. *Journal of the Acoustical Society of Japan (E)* 13, 5, 301-309.
- INFRATEST 1993: Study conducted by *Infratest Sozialforschung (7/93)*, Munich, on behalf of Verband der Automobilindustrie, Frankfurt, Germany
- Institut für Demoskopie Allensbach 2002: Weniger Lärmbelästigung in der Wohnung und am Arbeitsplatz. *Allensbacher Berichte* 2002/Nr. 21.
- Jansen G 1967: Zur nervösen Belastung durch Lärm. *Zentralblatt für Arbeitsmedizin und Arbeitsschutz, Beiheft 9.* Darmstadt: Steinkopff.
- Jansen G 1970: *Beeinflussung des natürlichen Nachtschlafes durch Geräusche.* Forschungsberichte des Landes NRW. Westdeutscher Verlag: Köln und Opladen.
- Jansen G, Hoffmann H 1971: Einfluß der Bedeutungsgehalte von Geräuschen und der Persönlichkeitsdimension auf lärmbedingte psychosomatische Reaktionen. *XVIIe Congrès International Psychologie Appliquée*, 25-30 Juillet, vol. 2, pp. 1781-1786.

- Job RFS 1988a: Community response to noise: A review of factors influencing the relationship between noise exposure and reaction. *Journal of the Acoustical Society of America* 83 (3), 991-1001.
- Job RFS 1988b: Over-reaction to changes in noise exposure: The possible effect of attitude. Letter to the editor. *Journal of Sound and Vibration* 126 (3), 550-552.
- Job RFS, Topple A, Carter NL, Peploe P, Taylor R, Morrell S 1996: Public reactions to changes in noise levels around Sydney Airport. Proceedings of *internoise 96* (Liverpool, UK, 30 July – 2 August 1996), book 6, pp. 2419-2424.
- Job RFS, Topple A, Hatfield J, Carter NL, Peploe P, Taylor R 1996: General scales of community reaction to noise (affect and dissatisfaction) are more stable than scales of annoyance. Proceedings of the *4th International Congress on Sound and Vibration* (June 24-27, 1996, St. Petersburg, Russia), Vol. 3, 1431-1437.
- Kaku J 1994: Community response to railway noise – comparison of social survey results between Japan and other countries. *Inter-noise 94* (Yokohama, Japan, August 29-31, 1994), pp. 121-124.
- Kaku J, Yamada I. 1996: The possibility of a bonus for evaluationg railway noise in Japan. *Journal of Sound and Vibration* 193 (1), 445-450.
- Karagodina IL, Soldatkin SA, Vinokur IL, Klimukhin AA 1969: Effect of aircraft noise on the population near airports. *Hygiene and Sanitation* 34, 182-187.
- Karsdorf G, Klappach H 1968: Einflüsse des Verkehrslärms auf Gesundheit und Leistung von Oberschülern einer Großstadt. *Zeitschrift für die gesamte Hygiene und ihre Grenzgebiete* 14, 52-54.
- Kastka J, et al. 1986 : Comparision of traffic-noise annoyance in a german and a swiss town: effects of the cultural an visual aesthetic context. In: A. Schick et al. (Ed.): *Contributions to psychological Acoustics, Oldenburg 1986 1986*, p.312-340. Oldenburg.
- Kastka J, Buchta E, Paulsen R, Ritterstaedt U 1984: *Vergleichende Untersuchungen zur Lärmbelastung von Autobahnen und anderen Straßen*. Bundesministerium für Verkehr (Hrsg.). Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 432. Bonn: Bundesministerium für Verkehrs.
- Kastka J, Faust M 1997: Anhang. Weitere Befunde zur Eisenbahnlärmwirkung und zur Struktur des Eisenbahngeräusches an der Schnellzugstrecke Angermund. *Fachseminar Schienenlärm, ausgerichtet vom Institut für Ökologische Strategien. Frankfurt, 17. Oktober 1997. Tagungsband: Ist der Schienenbonus noch zeitgemäß?* S. 69-85. München: IföS.
- Kastka J, Faust M 1998: Vorhersage von Belästigungsreaktionen auf Fluglärm durch Pegelüberschreitungsmaße. *Fortschritte der Akustik, DAGA 98*, S. 36-37.
- Kastka J, Paulsen R 1991: *Felduntersuchungen zur Wirkung von Lärm und Erschütterungen für verschiedene Quellen*. Düsseldorf: Medizinisches Institut für Umwelthygiene an der Heinrich-Heine-Universität.
- Kastka J, Paulsen R, Ritterstaedt U, Nellessen B, Schlipkötter H-W 1983: *Felduntersuchung zur Störwirkung von Geräuschen unterschiedlicher Schwankungsbreite*. Forschungsbericht 83-10501312. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Düsseldorf: Institut für Hygiene der Universität Düsseldorf.
- Kihlman T, Öhrström E, Skånberg A 2002: Adverse health effects of noise and the value of access to quietness in residential areas. *InterNoise '02*, Paper IN02404.
- Kistler E 1983: *Beziehungen zwischen Verkehrslärm und Sozialstruktur von Wohngebieten an Verkehrswegen (Vorstudie)*. Berlin: Umweltbundesamt, Bericht 10501211/01.
- Klosterkötter W, Gono F 1978: *Bericht über Untersuchungen von Schienenverkehrs-, Flug- und Straßenverkehrslärm im Hinblick auf Differenzen ihrer A- und C-Bewertung*. Essen: Universität Essen, Institut für Hygiene und Arbeitsmedizin.
- Knetsch JL 1994: Environmental valuation: Some problems of wrong questions and misleading answers. *Environmental Values* 3, 351-368.
- Knipschild P 1977a: V. Medical effects of aircraft noise: community cardiovascular survey. *International Archives of Occupational and Environmental Health* 40, 185-190.
- Knipschild P 1977b: VI. Medical effects of aircraft noise: general practice survey. *International Archives of Occupational and Environmental Health* 40, 191-196.
- Knipschild P, Meijer H, Sallé H 1984: Wegverkeerslawaaai, psychische problematiek en bloetdruk. Uitkomsten van een bevolkingsonderzoek in Amsterdam. *Tijdschrift voor Sociale Gezondheidszorg* 62, 758-765.
- Knipschild P, Oudshoorn N 1977: VII. Medical effects of aircraft noise: drug survey. *International Archives of Occupational and Environmental Health* 40, 197-200.
- Knipschild P, Sallé H 1979: Road traffic noise and cardiovascular disease. A population study in the Netherlands. *International Archives of Occupational and Environmental Health* 44, 55-59.

- Kofler W, Lercher P 1998/99: *Umweltverträglichkeitsprüfung - Eisenbahnachse Brenner, Zulaufstrecke Nord, Unteres Inntal. Band 9. Teilgutachten: Fachgebiet Hygiene, Schutzgut Gesundheit – Wohlbefinden*. Erstellt im Auftrag des Bundesministeriums für Wissenschaft und Verkehr, Verwaltungsbereich Verkehr.
- Krause M 1978: Messung der Ruhe. *Kampf dem Lärm* 25, 75-79.
- Kryter KD. 1982a: Community annoyance from aircraft and ground vehicle noise. *Journal of the Acoustical Society of America* 72, 1222-1241.
- Kryter KD. 1982b: Rebuttal by Karl D. Kryter to comments by T.J. Schultz. *Journal of the Acoustical Society of America* 72, 1253-1257.
- Kryter KD. 1983: Response by K.D. Kryter to modified comments by T.J. Schultz on K.D. Kryter's paper, „Community annoyance from aircraft and ground vehicle noise“ [J. Acoust. Soc. of America, 72, 1222-1241 (1982)]. *Journal of the Acoustical Society of America* 73, 1066-1068.
- Kuckartz U 2000: *Umweltbewusstsein in Deutschland 2000. Ergebnisse einer repräsentativen Bevölkerungsumfrage*. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Förderkennzeichen 299 11 132. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Berlin: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.).
- Kuckartz U, Grunenberg, H 2002: *Umweltbewusstsein in Deutschland 2002. Ergebnisse einer repräsentativen Bevölkerungsumfrage*. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Förderkennzeichen 200 17 109. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Berlin: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.).
- Lambert J, Champelovier P, Vernet I 1996: Annoyance from high speed train noise: a social survey. *Journal of Sound and Vibration* 193 (1), 21-28.
- Lambert J, Champelovier P, Vernet I 1998a: Railway noise annoyance in Europe: an overview. Proceedings of *euro.noise 98*, Munich, October 1998, vol. 1, pp. 583-588.
- Lambert J, Champelovier P, Vernet I 1998b: Assessing the railway bonus: the need to examine the „new infrastructure“ effect. Proceedings of *Internoise 98* (Christchurch, New Zealand, 16-18 November 1998), CD-ROM.
- Lambert J, Champelovier P, Vernet I, Annequin C, Baez D. 1994: Community response to high speed train noise in France. *Inter-noise 94* (Yokohama, Japan, August 29-31, 1994), pp. 125-128.
- Lambert J, Champelovier P, Vernet I, Annequin C, Baez D. 1995: *Impact du bruit sur les riverains du TGV Atlantique*. Rapport INRETS n° 196, février 1995.
- Lambert J, Kail JM, Quinet E 1998: Transportation noise annoyance: An economic issue. *Noise-Effects '98: 7th International Congress on Noise as a Public Health Problem*, Vol. 2, 749-754.
- Lang J 1980: Lärmbelastung an Straßen. Wirksamkeit und Kosten von Lärmschutzmaßnahmen. Bundesministerium für Bauten und Technik, *Straßenforschung Heft 150*. Wien 1980.
- Lang J 1989: Schallimmission an Schienenverkehrsstrecken. Im Auftrag des Bundesministeriums für öffentliche Wirtschaft und Verkehr an der Versuchsanstalt für Wärme- und Schalltechnik am TMG. *Forschungsarbeiten aus dem Verkehrswesen, Bd. 23*. Wien 1989.
- Langdon FJ 1976a: Noise nuisance caused by road traffic in residential areas: Part I. *Journal of Sound and Vibration* 47 (2), 243-263.
- Langdon FJ 1976b: Noise nuisance caused by road traffic in residential areas: Part II. *Journal of Sound and Vibration* 47 (2), 265-282.
- Langdon FJ 1976c: Noise nuisance caused by road traffic in residential areas: Part III. *Journal of Sound and Vibration* 49 (2), 241-256.
- Lazarus RS, Launier R 1978: Stress-related transactions between person and environment. In: Pervin L, Lewis M (Eds.): *Perspectives in interactional psychology*, pp. 1-67. New York: Plenum.
- Lazarus-Mainka G, Schubeius M, Hörmann H, Lazarus H 1983: Sprachliche Kommunikation unter Geräuscheinwirkung und die subjektiv erlebte Belästigung. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung*, 30, 4-10.
- Lenders A, Hecq W 2002: The cost and benefit functions in the STAIRRS project: Strategies and tools to assess and implement noise reduction measures for railway systems. *Internoise 2002*, (The 2002 International Congress and Exposition on Noise Control Engineering, Dearborn, MI, USA, August 19-21, 2002), CD-ROM.
- Leonard S, Borsky PN 1973: A causal model for relating noise exposure, psychological variables and aircraft noise annoyance. Proceedings of the *International Congress on Noise as a Public Health Problem*, Dubrovnik, Yugoslavia, May 13-18. Pp. 691-705. Washington, D.C.: US Environmental Protection Agency (EPA).
- Lercher P 1992: *Auswirkungen des Straßenverkehrs auf Lebensqualität und Gesundheit: Transitstudie –*

- Sozialmedizinischer Teilbericht an den Tiroler Landtag*. Innsbruck: Amt der Tiroler Landesregierung. (zit.n. Kofler & Lercher 1998/99.)
- Lercher P, Brauchle G, Widmann U 1999: The interaction of landscape and soundscape in the Alpine area of the Tyrol: An annoyance perspective. *Inter-noise 99* (Fort Lauderdale, Florida, 1999 December 06-08), pp. 1347-1350.
- Lercher P, Kofler W 1993: Adaptive behavior of road traffic noise: blood pressure and cholesterol. In: Vallet M (ed): *Noise & Man '93*. Bron: INRETS. 2:465-468.
- LeVere TE, Morlock GW, Thomas LP, Hart FD 1974: Arousal from sleep: the differential effect of frequencies equated for loudness. *Psychophysiology and Behavior*, 12, 573-582.
- Liepert M, Hegner A, Möhler U, Schreckenberger D, Schümer-Kohrs A, Schümer R 1999: *Lärmbelastung durch Schienenverkehrslärm vor und nach dem Schienenschleifen. Zwischenbericht zur Hauptstudie. Akzeptanzbefragung*. Bericht Nr. 101-707, im Auftrag der Deutschen Bahn AG. München: Möhler + Partner.
- Liepert M, Möhler U, Schreckenberger D, Schuemer R 2001: *Lästigkeitsunterschied von Straßen- und Schienenverkehrslärm im Innenraum*. Abschlußbericht; Dokumentation. München: SGS.
- Liepert M, Möhler U, Schreckenberger D, Schuemer R, Fastl H 2003: *Lästigkeitsunterschied von Straßen- und Schienenverkehrslärm bei hoher Vorbeifahrthäufigkeit – Hauptstudie –*. München: Möhler + Partner.
- Lorenz A 2000: *Klangalltag - Alltagsklang. Evaluation der Schweizer Klanglandschaft anhand einer Repräsentativbefragung bei der Bevölkerung*. Zentralstelle der Studentenschaft. Zürich.
- Madansky A 1959: The fittings of straight lines when both variables are subject to error. *Journal of the American Statistical Association* 54, 173-205.
- Magnetschwebbahn-Lärmschutzverordnung. Artikel 2 der Magnetschwebbahnverordnung vom 23. September 1997 (BGBl. I, S. 2329/2338).
- Maschke C 1992: *Der Einfluß von Nachtfluglärm auf den Schlafverlauf und die Katecholaminausscheidung*. Inauguraldiss. TU Berlin.
- Maschke C. 2000: Psychobiological reactions due to noise - their meaning for (public) health. In: Schick A, Meis M, Reckhardt C (Eds.). *Contributions to Psychological Acoustics. Results of the 8th Oldenburg Symposium on Psychological Acoustics*, pp. 481-507. Oldenburg: Bibliotheks- und Informationssystem der Universität.
- Maschke C, Hecht K, Wolf U, Feldmann J 2001: 19 X 99 Dezibel (A) - Ein gesicherter Befund der Lärmwirkungsforschung? *Bundesgesundheitsblatt* 44, 137-148.
- McKinnell AC 1963: *Aircraft noise annoyance around London (Heathrow) airport*. London: Central Office of Information.
- McKinnell AC 1980: Annoyance from Concorde flights around Heathrow. Proceedings of the *Third International Congress on Noise as a Public Health Problem*, ASHA Reports 10, 562-566. Rockville, Maryland: The American Speech-Language-Hearing Association.
- Meloni T, Krüger H 1990: Wahrnehmung und Empfindung von kombinierten Belastungen durch Lärm und Vibration. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 37, 170-175.
- Meyer-Baron M 2000: *Individuelle Bewältigungsversuche als Vermittler zwischen Verkehrslärm und seinen Wirkungen? Eine Untersuchung am Beispiel des Schienenverkehrslärms*. Düsseldorf: VDI Verlag.
- Miedema HME 1992: *Response functions for environmental noise in residential areas*. NIPG-TNO-Publ.nr 92.021. TNO, Leiden, Niederlande.
- Miedema HME 1993: Response functions for environmental noise. Proceedings of the 6<sup>th</sup> International Congress, *Noise & Man '93*, Noise as Public Health Problem, Nice, France, 5-9 Julliet 1993, vol. 3, 428-433.
- Miedema, H 1998: Revised DNL-annoyance curves for transportation noise. In Proceedings of *Noise Effects '98*, Sydney (7th International Congress on Noise as a Public Health Problem, Sydney, Australia, 22-26 November 1998), vol. 2, pp. 491-496.
- Miedema HME, de Jong RG 1993: *Het aandeel van goederentransport in het treinverkeer en effecten van geluid en trillingen op omwonenden*. NIPG-TNO, Leiden, Publ. Nr. 93.013.
- Miedema HME, Oudshoorn CGM 2001: Annoyance from transportation noise: Relationships with exposure metrics DNL and DENL and their confidence limits. *Environmental Health Perspectives* 109 (4), 409-416.
- Miedema HME, van den Berg R 1985: *Hinder door geluid van tram- en wegverkeer*. Den Haag: Ministerie VROM, nr. GA-HR-08-04.

- Miedema HME, van den Berg R 1988: Community response to tramway noise. *Journal of Sound and Vibration* 120 (2), 341-346.
- Miedema HME, Vos H 1998: Exposure-response relationships for transportation noise. *Journal of the Acoustical Society of America* 104 (6), 3342-3445.
- Miedema HME, Vos H 1999: Demographic and attitudinal factors that modify annoyance from transportation noise. *Journal of the Acoustical Society of America* 105 (6), 3336-3344.
- MIL Research Ltd. 1971: *Second survey of aircraft noise annoyance around London (Heathrow) airport*. Prepared for Social Survey Division, on behalf of the Department of Trade and Industry. London: Her Majesty's Stationery Office.
- Möhler U 1988a: Community response to railway noise: a review of social surveys. *Journal of Sound and Vibration* 120 (2), 321-332.
- Möhler U 1988b: Vergleich der Pausenstruktur von Schienenverkehrslärm und Straßenverkehrslärm. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 35, 10-15.
- Möhler U 1990: Spitzenpegel beim Schienenverkehrslärm. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 37, 35-40.
- Möhler U 1998: The railway bonus as a single value: the effects of this simplification. Proceedings of *euro.noise 98*, Munich, October 1998, vol. 1, pp. 589-594.
- Möhler U, Hegner A, Schuemer R, Schuemer-Kohrs A 1997: Effects of railway-noise reduction on annoyance after rail-grinding. *Internoise 97* (Budapest, Hungary, August 25-27, 1997), Vol. II, pp. 1021-1026.
- Möhler U, Liepert M 1996: Untersuchung zur Übertragbarkeit des Schienenbonus auf die Magnetschnellbahn. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 43, 139-143.
- Möhler U, Liepert M, Schuemer-Kohrs A 1996: *Befragung von Besuchern der Transrapid-Versuchsanlage im Emsland zur Lärmbelästigung*. Untersuchungsbericht im Auftrag der MVP Versuchs- und Planungsgesellschaft für Magnetbahnen. München: Möhler + Partner.
- Möhler U, Liepert M, Schuemer R, Schuemer-Kohrs A, Schreckenberger D, Mehnert P, Griefahn B 2000: Vergleichende Untersuchung über die Lärmwirkung bei Straßen- und Schienenverkehr. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 46 (4), 144-151.
- Möhler U, Schuemer R (Hrsg.) 1999: *Veränderung in der Lärmwirkung an Neu- und Ausbaustrecken der Eisenbahn. Zwischenbericht*. München: Studiengemeinschaft Schienenverkehr.
- Möhler U, Schuemer R, Knall V, Schuemer-Kohrs A 1986: Vergleich der Lästigkeit von Schienen- und Straßenverkehrslärm. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 33, 132 - 142.
- Möhler U, Schuemer-Kohrs A 1985: *Literaturstudie über die Wirkung von Schienenverkehrslärm allein und im Vergleich zu anderen Verkehrslärmquellen*. Bericht des Planungsbüros Obermeyer im Auftrag des Office for Research and Experiments of the International Union of Railways. ORE, DT 170 (C163), Utrecht.
- Morell S, Taylor R, Lyle D 1997: A review of health effects of aircraft noise. *Australian and New Zealand Journal of Public Health* 21, 221-236.
- Moriyama T, Yano T, Sato T 2002: Comparison of dose-response relationships between railway and road traffic noises in Kyushu and Hokkaido, Japan. Proceedings of *Internoise 2002* (Dearborn, MI, August 19-21, 2002), CD-ROM.
- Morton-Williams J, Hedges JB, Fernando E 1978: *Road traffic and the environment*. London: Social and Community Planning Research. (zit.n. Fields & Walker 1982b).
- Muzet A, Ehrhart J, Eschenlauer R, Lienhard JP 1980: *Modifications vegetatives entrainées par le bruit au cours du sommeil*. Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie, Comité Bruit et Vibration. Convention no 76.22.
- Muzet A, Weber LD, Di Nisi J, Ehrhart J 1985: *Comparaison de la reactivite cardiovasculaire au bruit au cours de la veille et du sommeil*. Centre d'etude bioclimatique du CNRS Strasbourg Convention No 82243.
- Neugebauer D, Ortscheid J 1997: *Geräuschbewertung des Transrapid - Ist der Transrapid wie die Bahn zu beurteilen?* Umweltbundesamt 1997.
- Öhrström E 2001: Before and after studies on sleep – results and comparison of different methods. *Int Symp on Noise Pollution & Health*. April 6-8 2001, Cambridge, UK. Programme & Abstract Book, p 52.
- Öhrström E, Björkman M 1988: Effects of noise-disturbed sleep – a laboratory study on habituation and subjective noise sensitivity. *Journal of Sound and Vibration* 122, 277-290.
- Öhrström E, Björkman M, Rylander R 1980: Laboratory annoyance and different traffic noise sources.

- 
- Journal of Sound and Vibration*, 70, 333-341.
- Öhrström E, Skånberg A-B 1996: A field survey on effects of exposure to noise and vibration from railway traffic, part I: Annoyance and activity disturbance effects. *Journal of Sound and Vibration* 193 (1), 39-47.
- Öhrström E, Skånberg A 2001. Does access to quiet areas reduce adverse health effects? *InterNoise 2001*, Paper IN01195.
- Ortscheid J 1996: Daten zur Belästigung der Bevölkerung durch Lärm. Ergebnisse repräsentativer Bevölkerungsumfragen 1984-1994. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 43 (1), 15-23.
- Ortscheid J 2002: *online-Lärmumfrage. Auswertung der online-Umfrage des Umweltbundesamtes*. Bericht Oktober 2002. Berlin: Umweltbundesamt.
- Ortscheid J 2003: Weniger Lärmbelästigung in der Wohnung und am Arbeitsplatz (?) *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 50, 12-13.
- Ortscheid J, Wende H 2002: Lärmbelästigung in Deutschland. Ergebnisse einer repräsentativen Umfrage. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 49(2), 41-45.
- Parrot J, Petiot JC, Lobreau JP, Smolik HJ 1992: Cardiovascular effects of impulse noise, road traffic noise, and intermittent pink noise at LAeq = 75 dB, as a function of sex, age, and level of anxiety: a comparative study. *International Archives of Occupational and Environmental Health* 63, 477-484.
- Passchier-Vermeer W 1993: (Health Council of the Netherlands), 'Committee on Noise and Health. *Noise and Health*', The Hague: Health Council of the Netherlands. Publication no A93/02E.
- Passchier-Vermeer W, Vos H, Steenbekkers JHM, van der Ploeg FD, Groothuis-Oudshoorn K 2002: *Sleep disturbance and aircraft noise exposure. Exposure-effect relationships*. TNO report 2002.027.
- Passchier-Vermeer W, Zeichart K 1998: *Vibrations in the living environment. Relationships between vibration annoyance and vibration metrics*. TNO-Report 98.030. Leiden, NL: TNO Prevention and Health.
- Paulsen R 1996: Diskussionsbeiträge zu Schienenbonus und Transrapid: Anmerkungen zum akustischen Vergleich von Magnetschnellbahn und Schienenverkehr. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 43, 143-145.
- Peeters AL 1981: Annoyance due to railway noise in residential areas. *Inter-noise 81* (Amsterdam, NL, 6-8 October, 1981), vol. 2, pp. 821-824.
- Peeters AL, de Jong RG, Kaper JP, Tukker JC 1984: *Hinder door spoorweggeluid in de woonomgeving*. IMG-TNO Report D60, IMG-TNO, Delft. (Auch publiziert als ICG Report RL-HR-03-03).
- Puscher J 1997: TA-Lärm und 16. BImSchV im Vergleich. Vortrag beim *Fachseminar Schienenlärm, ausgerichtet vom Institut für Ökologische Strategien*. Frankfurt, 17. Oktober 1997. *Tagungsband: Ist der Schienenbonus noch zeitgemäß?* S. 45-48. München: IföS.
- Quehl J 1999: Schienenbonus für Transrapid? Eine semantische Klanuntersuchung zur Übertragbarkeit des Schienenbonus auf die Magnetschnellbahn. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 46(5), 163-174.
- Quehl J, Höge H, Schick A 1998: Schienenbonus für Transrapid? Ist der Schienenbonus auf die Magnetschnellbahn übertragbar? S. 446-447. *Fortschritte der Akustik, DAGA 98*, Zürich.
- Regecova V, Kellerova E 1995: Effects of urban noise pollution on blood pressure and heart rate in pre-school children. *Journal of Hypertension* 13, 405-412.
- Richardson IG 1976: *A study of factors causing railway noise annoyance*. Dissertation. University of Southampton, Faculty of Social Sciences, Department of Social Statistics.
- Rohrman B 1978: Empirische Studien zur Entwicklung von Antwortskalen für die sozialwissenschaftliche Forschung. *Zeitschrift für Sozialpsychologie* 9, 222-245.
- Rylander R, Björkman M, Sörensen S, Öhrström E 1993: *Guidelines for environmental noise annoyance (GENA)*. Gothenburg: University of Gothenburg, Department of Environmental Medicine.
- Sato T 1994: Path analyses of the effect of vibration on road traffic and railway noise annoyance. *Inter-noise 94* (Yokohama, Japan, August 29-31, 1994), pp. 923-928.
- Scharnberg T, Wühler K, Finke H-O, Guski R 1982: *Beeinträchtigung des Nachtschlafs durch Lärm*. Eine interdisziplinäre Feldstudie der Technischen Universität Berlin und der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt Braunschweig. Berlin: Umweltbundesamt, Forschungsbericht 82-10501207, Berlin: Umweltbundesamt.
- Schick, August. 1986. *Systematische Analyse von schriftlichen Anfragen bei Bürgerberatungsstellen*. Schlußbericht. Oldenburg: Institut zur Erforschung von Mensch-Umwelt-Beziehungen.
- Schmeck K, Poustka F 1993: Psychophysiologische und psychiatrische Untersuchungen bei Kindern und Jugendlichen in einer Tiefflugregion. In: Ising H, Kruppa B (Eds): *Noise and disease. WaBoLu-Hefte*. Stuttgart: Gustav Fischer. pp 288-306.

- Schreckenber D, Felscher-Suhr U, Lass J 1999: *Sozialwissenschaftliche Erhebung zur Lärmbelastigung der Bevölkerung in Baden-Württemberg*. Endbericht zum Projekt Nr.: 1010/53478/33-90003913. Im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Abteilung 3, Referat 33. Bochum: Zeus GmbH / Hamburg: Ipsos Deutschland GmbH.
- Schreckenber D, Schuemer R, Schuemer-Kohrs A, Möhler U, Liepert M 2001: Fensterstellung und Lärmbelastigung bei Schienen- und Straßenverkehrslärm. *Fortschritte der Akustik – DAGA 2001*, 236-237.
- Schuemer R 1983: *Zum Einfluss außer-akustischer Faktoren auf die Reaktionen auf verschiedene Verkehrslärmarten*. Schlussbericht an die Deutsche Forschungsgemeinschaft, DFG-Projekt: 'Lärmmoderatoren', Band I: Hauptbericht; Band II: Anhang. Hagen: FernUniversität.
- Schuemer R 2000: *Fensterstellung und Gestörtheit bei Schienen- und Straßenverkehrslärm: Ergänzende Auswertungen zur „Aufweckstudie“*. Mai 2000. Unveröffentlicht. Bochum: ZEUS GmbH.
- Schuemer R. 2003: *Lärm-Belastigung durch Schienenverkehr. – Eine Arbeitsunterlage –*. (Erstellt: Oktober 2002, letzte Aktualisierung: Februar 2003. Unveröffentlicht.) Hagen/Bochum: ZEUS GmbH
- Schuemer R, Schreckenber D. 2000: Änderung der Lärmbelastigung bei Maßnahme bedingter, stufenweise veränderter Geräuschbelastung. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 47 (4), 134-143.
- Schuemer R, Schuemer-Kohrs A 1984: Zum Einfluß außer-akustischer Faktoren ("Moderatoren") auf die Reaktionen auf Verkehrslärm. In: Schick, A & Walcher, KP (Hrsg.): *Beiträge zur Bedeutungslehre des Schalls. Ergebnisse des 3. Oldenburger Symposiums zur psychologischen Akustik*, S. 87-98. Bern: Lang.
- Schuemer R, Schuemer-Kohrs A 1991: Lästigkeit von Schienenverkehrslärm im Vergleich zu anderen Lärmquellen - Überblick über Forschungsergebnisse. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 38, 1-9.
- Schuemer R, Zeichart K-D 1987: *Reaktionen auf Verkehrslärm, Moderatoren und Wohnzufriedenheit*. Unveröffentlichter Forschungsbericht. Hagen: FernUniversität /ZIFF; Bochum: Ruhr-Universität Bochum, Fakultät für Psychologie, AB Kognitions- und Umweltpsychologie.
- Schuemer R, Zeichart K 1989a: Strukturanalysen zur Reaktion auf Verkehrslärm. Teil 1: Untersuchungsansatz. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 36, 12-18.
- Schuemer R, Zeichart K 1989b: Strukturanalysen zur Reaktion auf Verkehrslärm. Teil 2: Ergebnisse. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 36, 41-48.
- Schuemer R, Zeichart K 1992: Strukturanalysen zur Reaktion auf Verkehrslärm. In: Pawlik K & Stapf KH (Hrsg.): *Umwelt und Verhalten. Perspektiven und Ergebnisse ökopyschologischer Forschung*, S. 267-293. Bern: Huber.
- Schuemer-Kohrs A, Schuemer R 1974: Der sozialwissenschaftliche Untersuchungsteil. Kap. 4 in *DFG-Forschungsbericht "Fluglärmwirkungen", Band 1*, 149-246, Boppard: Bolt.
- Schuemer-Kohrs A, Sinz A, Zeichart K, Schuemer R 1993: Annoyance caused by railway-induced vibration and noise. *Noise & Man '93*. Noise as a Public Health Problem. Proceedings of The 6th International Congress on Noise as a Public Health Problem, Nice, Julliet 5-9 1993, vol. 2, pp. 299-302.
- Schultz TJ 1978: Synthesis of social surveys on noise annoyance. *Journal of the Acoustical Society of America* 64, 377-405.
- Schulze B, Ullmann R, Morstedt R, Baumbach W, Halle S, Liebermann G, Schnieke C, Gläser O 1983: Verkehrslärm und kardiovaskuläres Risiko. Eine epidemiologische Studie. *Deutsches Gesundheitswesen* 15, 596-600.
- Sechzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes (Verkehrslärmschutzverordnung - 16. BImSchV) vom 12.06.1990.
- Siervogel RM Roche AF 1982. Longitudinal study of hearing in children II: cross-sectional studies of noise exposure as measured by dosimetry. *Journal of the Acoustical Society of America* 71, 372-377.
- Spreng M 2001: *Gutachterliche Physiologisch/Medizinische Ausführungen über Lärmwirkungen Flughafen Frankfurt/Main*. Erlangen: Manuskript im Auftrag der Fraport AG.
- Spreng M 2002: Cortical excitation, cortisol excretion, and estimation of tolerable nightly over-flights. *Noise & Health* 4, 39-46.
- Stansfeld SA 1992: Noise, noise sensitivity and psychiatric disorder: epidemiological and psychophysiological studies. *Psychological Medicine, Supplement* 22, 1-44.
- Steven H 2001: Improvement of the type of approval noise limitation for motor vehicles. *Internoise 2001*, The Hague, Niederlande
- Ströhlein G 2000: *Entwicklung eines Bootstrapping-Verfahrens bei linearer Regression mit zwei fehlerbehafteten Variablen am Beispiel empirischer und simulierter Daten*. Iserlohn: NUMACON.

- Ströhlein G 2001: *Entwicklung eines SAS®™-Makros zur Regressionsanalyse fehlerbehafteter Daten mit Fehlerrechnung und Visualisierung*. Iserlohn: NUMACON.
- Tamura A 1994: Comparison of community response to outdoor noise in the areas along Shinkansen and ordinary railroad. Proceedings of *Internoise 94* (Yokohama, Japan, August 29-31, 1994), 815-820.
- Tamura A 1997: Effects of landscaping on the feeling of annoyance in a space. In A. Schick & M. Klatte (Eds.): *Contributions to psychological Acoustics, Oldenburg 1997*, p.135-161. Oldenburg.
- Theorell T 1990: Family history of hypertension – an individual trait interacting with spontaneously occurring job stressors. *Scandinavian Journal of Work, Environment and Health* 16, 74-79.
- Thompson SJ 1993: Review: Extraaural health effects of chronic noise exposure in humans. In: Ising H, Kruppa B (Eds): *Noise and disease. WaBoLu-Hefte*. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag. pp 91-117.
- Thompson SJ 1996: Non-auditory health effects of noise: updated review. In: Institute of Acoustics, St Albans (ed): *Noise Control - The Next 25 Years*. Proceedings of the *inter-noise '96*. Liverpool, UK, 1996 July 29 - Aug 2. 4, 2177-2182.
- Töpfer, K, Fürst, P 1986: Lärm- und Schwingungsbeeinflussung der Anwohner von Bahnanlagen. *Zeitschrift für die gesamte Hygiene und ihre Grenzgebiete* 32 (2), S. 75-78.
- Tracor Inc. 1970: *Community reaction to airport noise. Final Report*, Tracor Document No. T-70-AU-7454-U, September 1970, Austin, Texas.
- Tulen JHM, Kumar A, Jurriëns AA 1986: Psychophysiological acoustics of indoor sound to traffic noise during sleep. *Journal of Sound and Vibration* 110, 129-141.
- Ullrich S 1994: Geräuschbelastung an klassifizierten Straßen – vergangene und zukünftige Entwicklung. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 41, 98-103.
- Umweltbundesamt 1999 : [www.umweltbundesamt.de](http://www.umweltbundesamt.de).
- Umweltbundesamt 2003 : *Umweltdaten Deutschland 2002*. Berlin.
- Vainio M 2001: Comparison of hedonic price and contingent valuation methods in urban traffic noise context. *InterNoise 2001*, Paper IN01545.
- Vallet M, Maurin MA, Favre B, Pachiaudi G 1978: Annoyance from and habituation to road traffic noise from urban expressways. *Journal of Sound and Vibration*, 60, 423-440.
- Vallet M, Olivier O, Laurens JF, Clairret JM 1990: Effects on road traffic noise on pulse rate during sleep. In: *Noise as a public health problem*, 2, 21-30.
- Vernet M 1983: Comparison between train noise and road noise annoyance during sleep. *Journal of Sound and Vibration* 87, 331-335.
- Vernet M, Tourneur Y, Bruyere JC, Gagneux JM, Royet JP 1978: *Gêne provoquée par les bruits de train*. IRT-CERNE, Bron, France (2 volumes). (zit.n. de Jong & Miedema 1996).
- von Eiff AW, Czernik A, Horbach L, Jörgens H, Wenig HG 1974: Der medizinische Untersuchungsteil. In: *DFG Forschungsbericht „Fluglärmwirkungen – eine interdisziplinäre Untersuchung über die Auswirkungen des Fluglärms auf den Menschen“*, Band I, S. 349-424. Boppard: Boldt.
- von Eiff AW, Neus H, Friedrich G, Langewitz W, Rüdell H, Schirmer G, Schulte W, Thönes M, Brüggemann E, Litterscheid C, Schröder G 1981: *Feststellung der erheblichen Belästigung durch Verkehrslärm mit Mitteln der Stressforschung*. Bonner Verkehrslärmforschung. Forschungsbericht 81-10501303. Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern, Umweltbundesamt Berlin.
- Vos J 2003: *Annoyance caused by magnetic levitation train Transrapid 08 – a laboratory study*. TNO-report TM-03-C001. Soesterberg, NL: TNO (Netherlands Organisation for Applied Scientific Research).
- Waller LA, Louis TA, Carlin BP 1999: Environmental justice and statistical summaries of differences in exposure distributions. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 9, 56-65.
- Walters D 1969: Annoyance due to railway noise in residential areas. Proceedings of the *Conference on Architectural Psychology*, University of Strathclyde, March 1969. (zit.n. Fields & Walker 1982a sowie n. Fields 1977)
- Watson D, Clark LA 1984: Negative affectivity: the disposition to experience aversive emotional states. *Psychological Bulletin* 96 (3), 465-490.
- Watson D, Pennebaker JW 1989: Health complaints, stress, and distress: exploring the central role of negative affectivity. *Psychological Review* 96 (2), 234-254.
- Watts G, Chinn L, Godfrey N 1999: The effects of vegetation on the perception of traffic noise. *Applied Acoustics* 56, 39-56.
- Weinstein ND 1980: Individual differences in critical tendencies and noise annoyance. *Journal of Sound and Vibration* 68 (2), 241-248.

- Windelberg D 1995: Lästigkeit und Schienenbonus. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 42, 42-49.
- Windelberg D 1998a: Zur Gleichheit von Verkehrslärm. *Fortschritte der Akustik, DAGA 98*, Zürich März 1998, S.204-205.
- Windelberg D 1998b: Evaluation of traffic noise: physical noise measurements versus response of an 'average' population. *Proceedings of euronoise 98*, München 1998, vol. I, pp. 601-606.
- Windelberg S 2001: Referat „Bahnlärm aus Sicht Betroffener“. *Workshop Leiser Schienenverkehr. Forschungsverbund Leiser Verkehr*. Haus am Köllnischen Park, Berlin, 29. Nov. 2001.
- Woodroof HJ, Griffin MJ 1987: *A survey of the effect of railway-induced building vibration on the community*. Draft Contract Report 88/2. The University of Southampton: Human Factors Research Unit, Institute of Sound and Vibration (ISVR).
- WP-NERV 2001: *Noise emissions of road vehicles. Effects of regulation*. Final report 01-1. Linköping, Schweden, International Institute of Noise Control Engineering.
- Yano T, Morihara T, Sato T 2002: Comparison of community responses to railway and road traffic noises in Kyushu, a warmer area of Japan, and Hokkaido, a colder area. *Proceedings of Forum Acusticum, Sevilla 2002*, 16-20 September 2002, CD-ROM.
- Yano T, Murakami Y, Kawai K, Sato T 1998: Comparison of responses to road traffic and railway noises. In *Proceedings of Noise Effects '98*, Sydney (7th International Congress on Noise as a Public Health Problem, Sydney, Australia, 22-26 November 1998), vol. 2, pp. 582-585.
- Yano T, Sato T, Björkman M, Rylander R 2002: Comparison of community response to road traffic noise in Japan and Sweden – Part II: Path analysis. *Journal of Sound and Vibration* 250 (1), 169-174.
- Yano T, Yamashita T, Izumi K 1997: Comparison of community annoyance from railway noise evaluated by different category scales. *Journal of Sound and Vibration* 205 (4), 505-511.
- Yoshida T, Nakamura S 1989: Effect of noise events on inhabitants' reactions to railway noise, *Journal of the Acoustical Society of Japan (E)* 10 (6), 339-348.
- Zeichart K 1995: *Untersuchung zur interaktiven Wirkung von Erschütterungs- und Lärmbelastung an Bahnstrecken*. München: Obermeyer Planen + Beraten.
- Zeichart K 1998: Kombinatorische Wirkungen von Bahnlärm und Bahnerschütterungen. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 45, 7-16.
- Zeichart K, Kilcher H, Herrmann W, Hils T, Gawlik M 1999: *Untersuchung zur Lästigkeit von Hochgeschwindigkeitszügen am Beispiel der Neu- und Ausbaustrecke Hannover-Göttingen*. Bericht über ein interdisziplinäres Forschungsvorhaben im Auftrag der Deutschen Bahn AG. München: SGS.
- Zeichart K, Sinz A, Schuemer R, Schuemer-Kohrs A 1993: *Erschütterungswirkungen aus dem Schienenverkehr. Bericht über ein interdisziplinäres Forschungsvorhaben im Auftrag des Umweltbundesamtes (Berlin) und des Bundesbahnzentralamtes (München)*. - Hauptbericht und Anhangband -. München: Obermeyer Planen + Beraten, Institut für Umweltschutz und Bauphysik.
- Zeichart K, Sinz A, Schuemer-Kohrs A, Schuemer R 1994a: Erschütterungen durch Eisenbahnverkehr und ihre Wirkungen auf Anwohner. Teil I: Zum Zusammenwirken von Erschütterungs- und Geräuschbelastung. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 41, 43-51.
- Zeichart K, Sinz A, Schuemer-Kohrs A, Schuemer R 1994b: Erschütterungen durch Eisenbahnverkehr und ihre Wirkungen auf Anwohner. Teil II: Überlegungen zu Immissionsrichtwerten für Erschütterungen aus Schienenverkehr. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 41, 104-111.
- Zeichart K, Sinz A, Schweiger M, Kilcher H, Herrmann W 2001: *Untersuchung zur Lästigkeit von Reise- und Güterzügen*. Bericht über ein interdisziplinäres Forschungsvorhaben im Auftrag der Deutschen Bahn AG. Abschlußbericht. München: SGS.