

UBA Methodenkonvention 2.0
Umweltbundesamt FKZ 3708 14 101

„Schätzung Externer Umweltkosten und Vorschläge zur
Kosteninternalisierung in ausgewählten Politikfeldern“

Sachstandspapier zu Lärm

Version an UBA am 30.Mai 2012
Rainer Friedrich, Katrin Ohlau, Philipp Preiss, Wolf Müller

Inhaltsverzeichnis

1. Lärm	3
1.1 Einführung	3
1.1.1 Belästigungswirkung:	3
1.1.2 Gesundheitswirkung:	3
1.1.3 Ökonomische Wirkungen:	3
1.1.4 Relevante zu Projekte zur Schätzung der externen Lärmkosten	4
1.2 Grundlagen zur Berechnung der externen Kosten des Verkehrslärms	4
1.3 Quantifizierung der Lärmexposition	7
1.4 Quantifizierung der Gesundheitsschäden und Belästigungswirkungen	9
1.5 Monetarisierung von lärmbedingten Gesundheitsrisiken und Belästigungswirkungen	12
1.6 Kosten in Abhängigkeit vom Schallpegel	14
1.7 Kosten pro Fahrzeugkilometer für den Straßen- und Schienenverkehr	17
1.8 Lärmkosten des Luftverkehrs pro LTO-Zyklus im Luftverkehr	18
1.9 Zusammenfassung der Empfehlungen	19
Literatur	22

1. Lärm

1.1 Einführung

Lärm ist beeinträchtigender Schall und ruft abhängig von der Dauer, Intensität, Frequenz und weiteren Eigenschaften physiologische und psychische Schäden beim Menschen hervor.

Im Allgemeinen können folgende Schadenskategorien des Verkehrslärms unterschieden werden:

1.1.1 Belästigungswirkung:

Verkehrslärm führt zu Belästigungen und sozialen Störungen, dies kann Nervosität, Stress und Leistungsbeeinträchtigungen verursachen. Die Kommunikation ist beeinträchtigt, soziale Kontakte werden reduziert, bei Kindern wird der Erwerb der Sprache erschwert, der Aufenthalt außerhalb der Wohnung wird vermieden.

1.1.2 Gesundheitswirkung:

Verkehrslärm kann zu körperlichen Gesundheitsschäden führen. Gehörschäden können durch Lärm über 85 dB (A) verursacht werden, während nervöse Stressreaktionen schon bei niedrigeren Pegeln entstehen, z.B. Änderung der Herzschlagsfrequenz, Erhöhung des Blutdrucks und hormonelle Änderungen. Insbesondere Bluthochdruck kann, wenn er nicht behandelt wird, zu weiteren schweren Folgekrankheiten führen. Das Risiko von Herz-Kreislauf-Krankheiten bis hin zum Herzinfarkt wird erhöht. Schließlich kann verkehrsbedingter Lärm zu einem Rückgang der Schlafqualität, d.h. zu Schlafstörungen und häufigem Aufwachen führen. Ein Faktor, der bisher noch nicht quantifiziert wurde, ist die höhere Belastung mit Schadstoffen im Innenraum, weil die Fenster meist geschlossen bleiben.

1.1.3 Ökonomische Wirkungen:

Hier ist insbesondere zu nennen, dass bei Erhöhung der Verlärmung im Allgemeinen der Wert von Immobilien oder die Miete sinken. Allerdings kann es in der Nähe etwa von Flughäfen wegen der besseren Verkehrsanbindung auch zu Wertsteigerungen kommen.

In unmittelbarer Nähe von Flughäfen führt auch die Ausweisung von Lärmschutzzonen, in denen bestimmte Flächennutzungen nicht erlaubt sind, zu Wertverlusten der entsprechenden Grundstücke.

Lärm wird als Schallpegel in Dezibel (dB) beschrieben, für die meisten Anwendungsfälle als Mittelungspegel (äquivalenter Dauerschallpegel) über einen bestimmten Zeitraum. Dabei wird die physikalische Größe Schallintensität mit einer logarithmischen Funktion in den Schallpegel umgerechnet. Dies erfolgt, um ein Maß zu haben, das das menschliche Empfinden der Lautheit besser abbildet als die Schallintensität. Da hohe und niedrige Frequenzen bei gleichem Pegel als weniger laut empfunden werden, erfolgt zudem eine frequenzabhängige Reduzierung des Pegels; diese Reduzierung erfolgt meist mit der sogenannten A-Bewertung, woraus sich dann dB(A) ergeben.

Die verwendete logarithmische Funktion zur Berechnung des Schallpegels führt zu Besonderheiten des Zusammenhangs zwischen Geräuschemission und Schallpegel. Bei einer Halbierung oder Verdopplung der Geräuschemissionen bzw. der Zahl der Lärmquellen wird der Schallpegel um 3 dB vermindert oder erhöht. Der subjektive Lautheitseindruck verdoppelt sich, wenn der Schallpegel sich um etwa 10 dB erhöht.

Grenzlärmkosten sind definiert als die Kosten von Lärm, die ein einzelnes Fahrzeug zusätzlich zum bestehenden Verkehr pro gefahrenem km verursacht. Je höher das vorhandene

Verkehrsaufkommen bereits ist, umso geringer ist die Erhöhung des Schallpegels durch ein zusätzliches Fahrzeug.

1.1.4 Relevante zu Projekte zur Schätzung der externen Lärmkosten

Seit der Erstellung der letzten Methodenkonvention im Jahr 2007 wurden mehrere europäische Forschungsprojekte mit Bezug zur Schätzung der externen Lärmkosten durchgeführt. Im Folgenden werden die wichtigsten Projekte kurz vorgestellt:

HEATCO (2004-2006)

HEATCO (Developing Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment), 6. Forschungsrahmenprogramm der Europäischen Kommission (EC), HEATCO (2006). Dieses Projekt betrachtet eingehend Kosten-Nutzen-Analysen für Verkehrsinfrastruktur und schlägt EU-weit harmonisierte Leitlinien vor, um Änderungen der Reisezeit, Unfallrisiken und Umwelteinwirkungen (Schäden durch Luftverschmutzung, Lärm und globale Erwärmung) zu bewerten. Für 26 Länder (EU-25 und die Schweiz) gibt es für den Fall, dass keine spezifischen nationalen Werte verfügbar sind, standardisierte Werte. Die wichtigsten Ergebnisse sind spezielle Bewertungsfaktoren für verschiedene Luftschadstoffe in Euro pro Tonne Schadstoff und Kostenfaktoren für die Lärmbelastung und Unfallopfer. Zur Bewertung der Belästigungswirkung des Lärms wurde zudem eine Zahlungsbereitschaftsstudie durchgeführt.

GRACE

GRACE (Generalisation of Research on Accounts and Cost Estimation, 6. Forschungsrahmenprogramm der Europäischen Kommission (EC): Im Projekt GRACE (2005) wurden beispielhaft marginale externe Kosten des Verkehrs ermittelt, um aufzuzeigen, wie ggf. die Höhe von Steuern und Gebühren, die an den externen Kosten orientiert sein soll, ermittelt werden kann.

ASSET

ASSET (Assessing Sensitiveness to Transport, URL: <http://www.asset-eu.org>) ist ein von der EC finanziertes Forschungsprojekt, das untersucht, wie mit marktwirtschaftlichen Instrumenten der Schutz von ‚sensiblen Gebieten‘ (Berggebiete, städtische / Ballungsräume, Natur- / Schutzgebiete und Küstengebiete) vor den Auswirkungen des Verkehrs unterstützt werden soll [ASSET (2009)].

IMPACT

Im Projekt IMPACT, von der EC, DG TREN in Auftrag gegeben, wurde ein Handbuch zur Bereitstellung ‚typischer‘ externer Kosten pro km für verschiedene Verkehrsmittel im Verkehrssektor erstellt. Die empfohlenen Werte wurden aus den Ergebnissen vorhandener Studien, unter anderem der oben erwähnten, zusammengestellt. Dieses Handbuch gilt derzeit als Referenz für externe Grenzkosten im Verkehr pro Fahrzeug-, Tonnen- oder Personenkilometer [CE Delft (2008)].

1.2 Grundlagen zur Berechnung der externen Kosten des Verkehrslärms

Zur Berechnung der externen Lärmkosten wird in neueren Studien generell die Wirkungspfadanalyse – ein bottom-up-Ansatz - herangezogen. Nur in älteren Studien, z. B. ECMT (1998), wird noch der ‚top down‘ Ansatz verwendet. Bei diesem wird von den

gemessenen Schallpegeln oder durch Umfragen gemessenen Belästigungswirkungen ausgegangen, die dann nach einem bestimmten Schlüssel, der z. B. durchschnittliche Lärmemissionen per Kilometer einer Fahrzeugkategorie erfasst, auf alle Fahrzeugkilometer umgelegt werden. Allerdings lässt sich wegen der nichtlinearen Zusammenhänge daraus nicht unmittelbar auf die Wirkungen bestimmter Maßnahmen schließen.

Ausgangspunkt der Wirkungspfadanalyse ist die Mikro-Ebene, d.h. die Verkehrsmenge auf einer bestimmten Strecke oder in einem Netz. Anhand der Verkehrsmenge und -zusammensetzung werden die Geräuschemissionen ermittelt. Aus diesen werden mit Hilfe verfügbarer Lärmausbreitungsmodelle die Schallpegel abgeschätzt. Für die Bestimmung der Exposition werden räumlich hoch aufgelöste Bevölkerungsdaten herangezogen.

In ersten Ansätzen zur Bewertung von Lärmexpositionen wurden Werte in Euro pro Dezibel verwendet, die meistens aus ‚hedonic pricing‘-Studien abgeleitet wurden. In diesen Studien wurde eine Beziehung zwischen Mieten oder dem Preis der jeweiligen Immobilie und der Lärmexposition abgeleitet. Daraus wird zunächst der ‚NSDI‘ (Noise Sensitivity Depreciation Index) ermittelt, der die relative Hauspreisminderung (in %) pro dB(A) Schallpegelerhöhung angibt. Mit Hilfe der Hauspreise an einem Standort können daraus monetäre Werte pro dB(A) berechnet werden. Allerdings hängt die Preisdifferenz auch von anderen mit der Lage des Hauses zusammenhängenden Faktoren ab, z.B. der Belastung mit Schadstoffen, Trennwirkungen, Schönheit der Umgebung und Unfallrisiken bei Aufenthalt in der Nähe des Hauses. Diese werden in den vorhandenen Studien gar nicht oder nur unzureichend als separate Ursache berücksichtigt, so dass ‚hedonic pricing‘-Studien zu hohe Werte liefern, siehe Navrud und Strand (2011).

Eine Bewertungsmethode, bei der dieses Problem nicht besteht, ist die Zahlungsbereitschaftsbefragung (ZBB), bei der Personen gefragt werden, wie viel sie für das Eintreten eines beschriebenen Lärminderungsszenarios zu zahlen bereit sind. Dabei wird der genannte monetäre Wert durch die Differenz der Schallpegel zwischen Wert vor und nach Durchführung der Minderung geteilt, um einen konstanten Wert pro Dezibel zu erhalten. Wichtig ist dabei der angenommene Schwellenwert, ab dem eine Zahlungsbereitschaft angenommen wird, dieser wird meist bei 50 oder 55 dB (A) festgelegt. Neben der Zahlungsbereitschaftsbefragung werden auch ‚choice experiments‘ herangezogen. Dabei werden die Befragten mit Situationen konfrontiert, die sich hinsichtlich der Lärmbelastung und eines weiteren Parameters unterscheiden und müssen die Situation nennen, die sie vorziehen. Auch hier erhält man monetäre Werte pro dB.

Der nächste Schritt zu einer differenzierteren Bewertung erfolgte unter Einbeziehung von lärmrelevanten Gesundheitseffekten in die Analyse, z.B. Schmid (2005), d.h. abhängig vom Schallpegel wird die Zahl der durch Lärm verursachten Gesundheitseffekte wie Schlafstörungen, Bluthochdruck und Herzinfarkt abgeschätzt. Dies ermöglicht die getrennte Erfassung von Gesundheitsrisiken und Belästigungswirkungen. Dabei wird meist angenommen, dass die Schlafstörungen an sich in den Angaben zur Belästigungswirkung enthalten sind, während chronische Gesundheitsrisiken, auch solche durch Schlafstörungen, sich oft erst nach Jahren zeigen, sodass die Befragten sich dieser Risiken eher nicht bewusst sind. Daher werden i.a. die monetären Werte für Gesundheitsrisiken (außer Schlafstörungen) zu den monetären Werten der Belästigungswirkung addiert.

Ein Kritikpunkt an der Festlegung eines konstanten Werts pro Dezibel ist, dass die Belästigungswirkung pro Dezibel durchaus von der Höhe des Schallpegels abhängt. Auch wird kritisiert, dass eine Belästigung bei manchen Personen schon unterhalb von 50 dB auftritt. Darüber hinaus ist die Belästigung von der zeitlichen Variation des Lärms (fluktuierend oder gleichmäßig) abhängig. Daher wird in neueren Ansätzen ein zweistufiges Verfahren vorgeschlagen [Navrud (2002) und HEATCO (2006)]. Zunächst wird eine Funktion verwendet, die in Abhängigkeit vom nach Quellentyp (z. B. Flugzeuge, Straßenfahrzeuge) differenzierten Schallpegel die betroffene Bevölkerung in drei bis fünf

Belästigungswirkungsklassen (von ‚nicht belästigt‘ bis ‚sehr stark oder extrem belästigt‘) aufteilt. Zur Ermittlung dieser Funktion wurde die von einem bestimmten Schallpegel betroffene Bevölkerung befragt, ob sie sich durch Verkehrslärm sehr stark, stark, etwas oder gar nicht belästigt fühlt. Der zugehörige Lärmpegel wurde dabei meist durch Modellrechnungen an Hand der Adresse der Befragten ermittelt. In einem nächsten Schritt wird dann für jede Belästigungsklasse (unabhängig vom Quellentyp) die Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung dieser Belästigung ermittelt und zur Bewertung herangezogen. Allerdings gibt es bisher nur ganz wenige Studien zur Bestimmung der Belästigungsfunktion und der monetären Werte für jede Belästigungsstufe, so dass derzeit noch auf den alten Ansatz zurückgegriffen werden muss. Hier besteht offensichtlich Forschungsbedarf.

Zusammenfassend wird folgendermaßen vorgegangen:

Die Abschätzung der Gesundheitsrisiken (nicht der Belästigung) erfolgt, indem zunächst die Schallexposition bestimmt und dann mit Hilfe von Expositions-Wirkungs-Beziehungen das Gesundheitsrisiko ermittelt wird. Diese Gesundheitsrisiken können dann unter Verwendung von Ergebnissen von vorhandenen Zahlungsbereitschaftsstudien, in denen nach der Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung des jeweiligen Gesundheitsrisikos gefragt wird, in monetäre Werte überführt werden. Zur Monetarisierung der Belästigungswirkung gilt – wie oben erläutert – als bester Weg, mit Hilfe von Pegel-Belästigungsfunktionen die Zahl der belästigten Personen nach Belästigungsstufen zu ermitteln und diese dann mit Hilfe der Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung der Belästigungsstufen monetär zu bewerten. Da jedoch hierzu bisher noch zu wenige Zahlungsbereitschaftsanalysen vorliegen, wird dieses Verfahren vorläufig noch nur für Sensitivitätsanalysen empfohlen; als Standardwert werden vorerst noch die monetären Werte aus Studien, die direkt nach der Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung von Lärm fragen, herangezogen.

Die einzelnen Schritte des Wirkungspfades werden in den folgenden Kapiteln detaillierter beschrieben.

Welche Werte sollen berechnet werden – marginale oder Durchschnittswerte?

Die Besonderheit der Dezibel-Skala wurde bereits erläutert; je höher der Ausgangsschallpegel, desto geringer der zusätzliche Beitrag (in dB) eines zusätzlichen Fahrzeugs. Daraus folgt, dass die marginalen Schallpegeländerungen kleiner sind als die durchschnittlichen Pegeländerungen (Schallpegel geteilt durch Zahl der Fahrzeuge).

Wenn es um die Bewertung von Infrastrukturprojekten oder Verkehrsmaßnahmen geht, die zu nicht marginalen Lärmänderungen führen, ist es prinzipiell am besten, zwei Szenarien zu berechnen, eines ohne und eines mit dem Projekt oder der Maßnahme. Die Differenz der Wirkungen aus den unterschiedlichen Lärmexpositionen wird dann der Maßnahme bzw. dem Projekt zugeordnet. Dies ist Standard bei Kosten-Nutzen-Analysen für Verkehrsprojekte. Um den Aufwand der detaillierten Berechnung zu vermeiden, wird manchmal empfohlen, vorgegebene ‚typische‘ marginale oder durchschnittliche Schallpegeländerungen pro Fahrzeug mit der Zahl der Fahrzeuge zu multiplizieren, dies muss allerdings als grobe Näherung betrachtet werden, dabei liegt das Ergebnis bei kleineren Änderungen der Verkehrsstärke eher bei den marginalen Betrachtungen und umgekehrt.

Geht es um die Einführung einer Pigousteuer, das heißt, sollen die entstehenden Lärmschäden dem Verursacher angelastet werden, so wird meist die Verwendung marginaler Kosten vorgeschlagen, z. B. in IMPACT. Nimmt man dazu die marginalen Kosten im Ausgangszustand mit hoher Verkehrsstärke, so führt dies nur zu einem leichten Rückgang des gesamten Verkehrs, die Lenkungswirkung ist gering. Richtig wäre, die marginalen Kosten im zuvor zu ermittelnden gewünschten (pareto-optimalen) Zustand zu internalisieren. Diese

Kosten liegen höher als die marginalen Kosten im Ausgangszustand, damit wird auch die Wirkung einer Internalisierung (Reduzierung der Verkehrsstärke) größer. In den meisten Fällen führt jedoch eine nach Verkehrsstärke differenzierte marginale Steuer zu einer Verlagerung von weniger stark befahrenen Verkehrswegen auf stark belastete, bei zeitlicher Differenzierung auch zu einer weiteren Erhöhung des Verkehrs zu Spitzenzeiten, was in der Tat die kumulierte Exposition verringert, allerdings zu Lasten der an den vielbefahrenen Strecken wohnenden Personen. Will man dies nicht, so kann man durchschnittliche Werte pro Fahrzeugkategorie unabhängig von der Verkehrsstärke verwenden, erhält damit eine gleichmäßigere Verteilung des Verkehrs, aber auch eine höhere durchschnittliche Lärmexposition und höhere Gesamtschäden. Zusammenfassend liefert die Verwendung marginaler Lärmkosten bei der derzeitigen Verkehrsstärke zu niedrige Werte, während durchschnittliche Kosten unter Umständen (je nach Nutzenfunktion und Kostenfunktion der Verkehrsteilnehmer) zu hohe Werte liefern. Die Verwendung durchschnittlicher Kosten würde allerdings dazu führen, dass die Summe der zu zahlenden Steuern den insgesamt entstehenden Schäden entspricht, das heißt, eine Internalisierung der gesamten Schäden wäre hier gegeben. Zur Ermittlung der Durchschnittskosten müsste man sich jedoch noch auf eine Allokationsregel einigen, die angibt, wie die Gesamtschäden auf die verschiedenen Lärm verursachenden Fahrzeugtypen verteilt werden sollen (z. B. nach dem Verhältnis der Lärmemissionen der verschiedenen Fahrzeug). Offensichtlich besteht in dieser Frage noch methodischer Entwicklungsbedarf. Für die Einrichtung einer Pigousteuer wird hier dennoch die Verwendung durchschnittlicher Kosten empfohlen.

1.3 Quantifizierung der Lärmexposition

Zur Bewertung von geplanten Infrastrukturmaßnahmen oder zur Bestimmung der externen Lärmkosten eines bestimmten Fahrzeugtyps auf einem bestimmten Streckenabschnitt zum Zweck der Besteuerung benötigt man die Änderungen der Lärmexposition durch diese Maßnahme oder durch die Fahrten dieses Fahrzeugtyps. Man muss daher Szenarien des (zukünftigen) Verkehrs erstellen, die daraus sich ergebenden Lärmemissionen abschätzen und durch Lärmausbreitungsrechnungen die Schallpegel am Ort der Exposition ermitteln.

Die Berechnung wird dabei immer für zwei Szenarien durchgeführt:

Ein Referenz-Szenario beschreibt den Zustand (Verkehrsstärke, Fahrzyklus, Fahrzeugmix, Straßenbreite usw.) ohne die zu bewertende Maßnahme, ein weiteres den Zustand bei Einsatz der zu bewertenden Maßnahme. Eine Maßnahme kann ein Infrastrukturprojekt sein (Bau einer zusätzlichen Straße oder Landebahn, Lärmschutzwand), oder die Reduzierung der Verkehrsstärke (z. B. durch Einführung einer Citymaut) oder die Erhöhung der Verkehrsstärke um ein Fahrzeug – im letzteren Fall erhält man marginale Effekte. Die Differenz in den Schallpegeln zwischen den beiden Szenarien wird dann der zu bewertenden Maßnahme gutgeschrieben bzw. angelastet.

Folgendes sind die wesentlichen Lärmquellen im Verkehr (teilweise nach INFRAS/CE/ISI (2008):

Straßenverkehr

Im Straßenverkehr wird der Lärm vor allem durch die Motoren und das Abrollgeräusch der Reifen erzeugt. Die Schallemissionen dieser beiden Quellen hängen vom Fahrzeugtyp, der Geschwindigkeit des Fahrzeugs, der Steigung der Straße und der Art der Straßenoberfläche ab. Vor allem in städtischen Gebieten spielt auch das Fahrverhalten (z.B. Gangwahl, Beschleunigung) eine Rolle.

Schienenverkehr

Das dominierende Element bei den Lärmemissionen von Zügen im Schienenverkehr ist die das Rollgeräusch der Schienenfahrzeugräder auf der Schiene [European Commission (2003)]. Die Lärmemissionen sind abhängig von der Zuggeschwindigkeit, dem Wagentyp, der Oberflächenbeschaffenheit der Laufflächen von Rad und Schiene und der Art der Spur sowie der Wartungszustand. Letzterer wird allerdings bei der Berechnung der Lärmemissionen nicht berücksichtigt. Hinzu kommen als wichtige Größen die die Länge des Zuges und das Vorhandensein von Lärmschutzanlagen. Vor allem die Art der Bremse hat bedeutende Auswirkungen auf die Oberflächenbeschaffenheit der Laufflächen von Rad und Schiene. Zum Beispiel zeigen Andersson und Ögren (2007), dass eine Änderung der Bremsklötze von Güterwagen aus Grauguss hin zu Verbundstoffsohlen den Geräuschpegel bei sehr glatten Schienen um 8 dB senkt.

Flugverkehr

Im Flugverkehr sind neben den Geräuschemissionen von Flugzeugen bei Starts und Landungen, die von der Kombination aus Flugzeug- und Triebwerkstyp abhängen, auch die gewählten An- und Abflugrouten entscheidend für die Lärmexposition.

Mit Hilfe der ermittelten Lärmemissionen und verfügbarer Lärmausbreitungsmodelle werden die Schallpegel an den der Straße zugewandten Hausfassaden berechnet. Die Berechnung der Schallpegel folgt dabei den entsprechenden Richtlinien, z. B. der Richtlinie für den Lärmschutz an Straßen RLS-90 (1990) und die Richtlinie zur Berechnung der Schallimmissionen von Schienenwegen [Deutsche Bundesbahn (1990)]. Für den Schienenverkehr wird dabei ein ‚Schienenbonus‘ von 5 dB vom Ergebnis abgezogen (nicht allerdings beim Lden).

Entsprechend den Vorgaben der EU-Richtlinie EU2002/49/EG über Umgebungslärm wird der Schallpegel zunächst als äquivalenter Dauerschallpegel nach Tageszeit (tagsüber = 6–18 Uhr, abends = 18–22 Uhr, nachts = 22–6 Uhr) getrennt berechnet und dann als Tagesmittelwert als Lärmindex Lden (=‘day-evening-night’-Level) zusammengefasst. Dieser Index ist ein gewichtetes Lärmmaß, um den Auswirkungen der jeweiligen Tageszeit Rechnung zu tragen; abendlicher Lärm wird um 5 dB (A) und nächtlicher Lärm um 10 dB (A) im Vergleich zu Tageslärm angehoben, bevor der Tagesdurchschnitt ermittelt wird.

Viele Autoren, bspw. Ising und Kruppa (2004) oder UBA Fluglärm (2004), betonen die Rolle von Einzelereignissen und ihrer Maximalpegel für die Störwirkung. Eine Betrachtung von Dosis-Wirkungszusammenhängen auf den äquivalenten Dauerschallpegel allein (bzw. Lden) erscheint nicht ausreichend. Allerdings gibt es bisher keine validierten Expositions-Wirkungs-Beziehungen, die sich auf andere Lärmmaße beziehen. Näherungsweise wird diesem Argument dadurch Rechnung getragen, dass bei der Ermittlung der Belästigungswirkung nach der neuen Methode (über Belästigungsstufen) die Verkehrsmodi unterschiedlich behandelt werden, um die unterschiedlichen Lärmcharakteristika zu berücksichtigen. Bei der bisher verwendeten Methode der Ermittlung der Zahlungsbereitschaft zur Reduzierung von bestimmten Lärmpegelwerten wurde dies ebenfalls berücksichtigt, indem die Zahlungsbereitschaft getrennt nach Verkehrsmodi erfasst wurde.

Wie oben erwähnt, wird im Allgemeinen der Schallpegel an den der Straße zugewandten Hausfassaden berechnet und im nächsten Schritt zur Bestimmung der Risiken und Belästigungswirkungen herangezogen. Dies erscheint zunächst nicht zielführend, weil die Wirkung ja durch den Schallpegel in den Innenräumen, in denen sich der Rezipient die meiste Zeit über aufhält, verursacht wird. Dieser Pegel wird von der Lage des Wohnraums zur Straße oder Schiene, der Fassaden- und Fensterdämmung und dem Fensteröffnungsverhalten, das jahreszeitlich schwanken kann, bestimmt. Einen entscheidenden Einfluss auf die Pegelhöhe hat auch die Höhe der Wohnung (Stockwerk). Allerdings geben die in epidemiologischen Studien gefundenen Beziehungen fast durchweg den Zusammenhang zwischen der Wirkung

und dem Schallpegel an der Außenfassade an. Die beschriebenen Einflussfaktoren gehen dabei implizit mit Durchschnittswerten ein. Änderungen, etwa der Einbau von Lärmschutzfenstern, lassen sich näherungsweise dadurch abbilden, dass der Außenpegel ermittelt wird, der ohne die Maßnahme zum selben Innenraumpegel führt wie derjenige Pegel, der sich bei Durchführung der Maßnahme ergibt.

Die genauere Berechnung des Innenraumpegels führt im Allgemeinen nicht zu besseren Ergebnissen, solange die dafür erforderlichen Innenraumexpositions-Wirkungs-Beziehungen fehlen.

1.4 Quantifizierung der Gesundheitsschäden und Belästigungswirkungen

Die Lärmexpositionen können mit Expositions-Wirkungsbeziehungen in Gesundheitsrisiken umgerechnet werden. Diese erhält man durch Auswertung von epidemiologischen Studien, die den Zusammenhang zwischen Schallpegeln und Gesundheitsrisiken aufzeigen. Allerdings ist die Zahl der verfügbaren Studien begrenzt. Die Europäische Kommission veröffentlichte im Jahre 2004 ein „Position paper on dose-effect relations for night time noise“ (European Commission, 2004), das Dosis-Wirkungskurven für den Zusammenhang zwischen Lärmbelastung und nächtlicher Schlafstörung empfiehlt, die auf Ergebnissen von Miedema und Vos (2003 und 2004) beruhen.

Dabei sind drei Kategorien der Schlafstörung unterschieden, die folgendermaßen definiert sind:

- Leichte Schlafstörung („little sleep disturbed“ - %LSD),
- Mittlere Schlafstörung („sleep disturbed“ - %SD),
- Sehr starke Schlafstörung („highly sleep disturbed“ - %HSD).

Wegen der unterschiedlichen Variabilität des Lärms und daher unterschiedlichen Wirkungen bei gleichem Pegel gibt es für jede der Verkehrsmodi Straße, Schiene und Luftverkehr unterschiedliche Beziehungen.

Alle neueren Studien verwenden diesen in Tabelle 1 aufgeführten Satz von Beziehungen:

Tabelle 1: Dosiswirkungsbeziehungen für Schlafstörung

Schlafstörung

validiert für L_{night} zwischen 45-65 dB(A) , wird jedoch auch für höhere Pegel verwendet

Straßenverkehr, Quelle: Miedema und Vos (2003)

$$\% \text{Highly Sleep Disturbed (HSD)} = 20.8 - 1.05 * L_{\text{night}} + 0.01486 * (L_{\text{night}})^2$$

$$\% \text{Sleep Disturbed (SD)} = 13.8 - 0.85 * L_{\text{night}} + 0.01670 * (L_{\text{night}})^2$$

$$\% \text{Little Sleep Disturbed (LSD)} = -8.4 + 0.16 * L_{\text{night}} + 0.01081 * (L_{\text{night}})^2$$

Schienenverkehr, Quelle: Miedema und Vos (2003)

$$\% \text{HSD} = 11.3 - 0.55 * L_{\text{night}} + 0.00759 * (L_{\text{night}})^2$$

$$\% \text{SD} = 12.5 - 0.66 * L_{\text{night}} + 0.01121 * (L_{\text{night}})^2$$

$$\% \text{LSD} = 4.7 - 0.31 * L_{\text{night}} + 0.01125 * (L_{\text{night}})^2$$

Luftverkehr, Quelle: Miedema und Vos (2004)

$$\% \text{HSD} = 18.147 - 0.956 * L_{\text{night}} + 0.01482 * (L_{\text{night}})^2$$

$$\% \text{SD} = 13.714 - 0.807 * L_{\text{night}} + 0.01555 * (L_{\text{night}})^2$$

$$\% \text{LSD} = 4.465 - 0.411 * L_{\text{night}} + 0.01395 * (L_{\text{night}})^2$$

In Babisch (2006) wurden die verfügbaren epidemiologischen Studien zum Zusammenhang zwischen Verkehrslärm und dem Risiko kardiovaskulärer Erkrankungen ausgewertet, daraus wurde eine Expositions-Wirkungs-Beziehung für das Eintreten eines Herzinfarkts abgeleitet (Tabelle 2). Das hier angegebene relative Risiko RR ist definiert als Risiko bei Vorliegen von Lärm geteilt durch das Risiko ohne Lärm. Beispiel: bei einem RR von 1,06 ist das Risiko, bei Vorhandensein von Lärm einen Herzinfarkt zu erleiden, um 6% höher als ohne Lärmexposition. Die Funktion ist nicht linear, sondern steigt mit der dritten Potenz des äquivalenten Dauerschallpegels am Tag (6-22 Uhr) an.

Tabelle 2: Expositions-Wirkungs-Beziehungen für das Risiko eines Herzinfarkts

Risiko eines Herzinfarkts

Straßenverkehr, Quelle: Babisch (2006)

$$55 \leq L_{\text{day,16h}} \leq 80 \text{ dB}$$

$$\text{RR} = 1,629657 - 0,000613 * (L_{\text{day,16h}})^2 + 0,000007356734623455 * (L_{\text{day,16h}})^3$$

Eine neue Studie von Huss et al. (2010) ermittelt als Risiko von tödlichen Herzinfarkten für Fluglärm ein HR (hazard ratio) von Personen über 30 Jahre, die einer Schalleexposition von $L_{\text{dn}} > 60$ dB(A) ausgesetzt sind, gegenüber Personen mit $L_{\text{dn}} < 45$ dB(A) von 1.3 (bei einem 95% Konfidenzintervall von 0,96-1,76). Bei Personen, die seit 15 oder mehr Jahren in verlärmten Gebieten wohnen, ergab sich sogar ein HR von 1,48. Die detaillierten Ergebnisse weisen allerdings aus, dass bis zu einem L_{dn} von ca. 55 dB(A) nur ein sehr geringer Anstieg des Risikos erfolgt (HR = 1,02), erst danach wird der Anstieg des Risikos deutlicher. Die Studie ist bisher noch nicht für die Abschätzung von Risiken empfohlen worden, überdies

reichen die angegebenen Werte nicht aus, um daraus eine Expositions-Wirkungs-Beziehung abzuleiten; die Ergebnisse weisen jedoch darauf hin, dass die Risiken bei einem Schallpegel beim Flugverkehr deutlich größer sind als beim Straßenverkehr.

In älteren Studien (vor 2010) werden zur Abschätzung von Bluthochdruck Ergebnisse von De Kluizenaar, Passchier-Vermeer et al. (2001) verwendet, die das durchschnittliche relative Risiko (RR) für Bluthochdruck in Bezug auf Straßen- und Fluglärm wie folgt angeben:

$$\mathbf{RR = 0,5 + 0,007 * L_{den} \quad \text{für } L_{den} > 70\text{dB(A)}}$$

Seit kurzem gibt es Ergebnisse aus der Hyena-Studie (Hypertension and Exposure to noise near airports, www.hyena.eu.com), deren Ergebnisse speziell für Fluglärm von Babisch und van Kamp (2009) ausgewertet wurden. Danach ergibt sich für Fluglärm folgender Zusammenhang:

**OR (odds ratio) pro 10 dB(A) = 1.13, (95% CI = 1.00-1.28),
anzuwenden ab $L_{dn} = 47,5\text{dB(A)}$ bis $67,5\text{ dB(A)}$.**

Ebenfalls basierend auf Ergebnissen der Hyena-Studie schlagen Babisch und van Kamp (2009) für Straßenverkehrslärm die folgende Beziehung vor:

**OR per 10 dB(A) = 1.17, (95% CI = 0.87-1.57),
anzuwenden ab $L_{Aeq16h} = 57,5\text{ dB(A)}$ bis $77,5\text{ dB(A)}$.**

Es sei erwähnt, dass in zwei Studien für das Umweltbundesamt von Greiser – Greiser et al. (2007) und Greiser (2010) – relativ hohe Krankheitsraten schon bei niedrigeren Schwellenwerten des Schallpegels als den oben dargestellten festgestellt wurden. In Greiser (2010) zeigen sich Herz- und Kreislauferkrankungen bereits bei niedrigen Dauerschallpegeln ab 35 dB(A). Außerdem wurde ermittelt, dass speziell bei Frauen Depressionen signifikant erhöht sind, was bisher in die Lärmbewertung nicht einging. Diese Ergebnisse werden aber noch überprüft, so dass sie hier noch nicht verwendet werden.

Zur Ermittlung von Belästigungswirkungen gibt zunächst die Studie der Europäischen Kommission („Position paper on dose response relationships between transportation noise and annoyance“, European Commission, 2002) einen Überblick.

Im Wesentlichen gibt es nach wie vor nur eine Studie, in der Schallpegel in Belästigungsklassen umgerechnet werden, nämlich Miedema and Oudshoorn (2001):

Dabei sind drei Kategorien der Belästigung unterschieden, die folgendermaßen definiert sind:

- Anteil der leicht belästigten Bevölkerung in % („little annoyed“ - %LA),
- Anteil der belästigten Bevölkerung in % („annoyed“ - %A),
- Anteil der hochgradig belästigten Bevölkerung in % („highly annoyed“ - %HA).

Der Grad der Belästigung kann aus dem Schallpegel wie folgt berechnet werden:

Auch bei diesen Beziehungen besteht allerdings Verbesserungsbedarf. Zum Beispiel ist nach Giering (2010) nur ca. 15-30 % des Belästigungsurteils den akustischen Parametern zuzurechnen. Die Rolle von Moderatoren (anderen Einflüssen wie Lüftungsgewohnheiten, Aufenthalt in der Straße abgewandten Räumen, Lärmempfindlichkeit usw.) ist entscheidend, allerdings mit den bisherigen Ansätzen der Lärmwirkungsforschung noch nicht vollständig quantifizierbar.

Guski (2006) weist überdies darauf hin, dass in den letzten gut 30 Jahren derjenige Dauerschallpegel (hier: LDN) klar gesunken ist, bei dem sich 25% der Bevölkerung hochgradig belästigt (HA: Highly annoyed) fühlen. Die oben genannte Expositions-Belästigungs-Beziehung sollte daher in einer neuen empirischen Studie überprüft werden.

Tabelle 3: Expositions-Wirkungs-Beziehungen für Belästigung

Belästigung, Quelle: Miedema and Oudshoorn (2001)

Straßenverkehr

Gültig für Schallpegel L_{DEN} von 45 bis 75 dB(A)

$$\% \text{Little Annoyed (LA)} = -6.235 \times 10^{-4} (L_{den} - 32)^3 + 5.509 \times 10^{-2} (L_{den} - 32)^2 + 0.6693 (L_{den} - 32)$$

$$\% \text{Annoyed (A)} = 1.795 \times 10^{-4} (L_{den} - 37)^3 + 2.110 \times 10^{-2} (L_{den} - 37)^2 + 0.5353 (L_{den} - 37)$$

$$\% \text{Highly Annoyed (HA)} = 9.868 \times 10^{-4} (L_{den} - 42)^3 - 1.436 \times 10^{-2} (L_{den} - 42)^2 + 0.5118 (L_{den} - 42)$$

Schienenverkehr

Gültig für Schallpegel L_{DEN} von 45 bis 75 dB(A)

$$\% \text{LA} = -3.229 \times 10^{-4} (L_{den} - 32)^3 + 4.871 \times 10^{-2} (L_{den} - 32)^2 + 0.1673 (L_{den} - 32)$$

$$\% \text{A} = 4.538 \times 10^{-4} (L_{den} - 37)^3 + 9.482 \times 10^{-3} (L_{den} - 37)^2 + 0.2129 (L_{den} - 37)$$

$$\% \text{HA} = 7.239 \times 10^{-4} (L_{den} - 42)^3 - 7.851 \times 10^{-3} (L_{den} - 42)^2 + 0.1695 (L_{den} - 42)$$

Luftverkehr

Gültig für Schallpegel L_{DEN} von 45 bis 75 dB(A)

$$\% \text{LA} = -6.158 \times 10^{-4} (L_{den} - 32)^3 + 3.410 \times 10^{-2} (L_{den} - 32)^2 + 1.738 (L_{den} - 32)$$

$$\% \text{A} = 8.588 \times 10^{-6} (L_{den} - 37)^3 + 1.777 \times 10^{-2} (L_{den} - 37)^2 + 1.221 (L_{den} - 37)$$

$$\% \text{HA} = -9.199 \times 10^{-5} (L_{den} - 42)^3 + 3.932 \times 10^{-2} (L_{den} - 42)^2 + 0.2939 (L_{den} - 42)$$

1.5 Monetarisierung von lärmbedingten Gesundheitsrisiken und Belästigungswirkungen

Die externen Kosten von Gesundheitsrisiken setzen sich aus drei Komponenten zusammen:

A) den Krankheitskosten, die wiederum folgende Teile umfassen:

- a) die Kosten der medizinischen Versorgung (Medikamente, Krankenhausbehandlung, Arztbesuche), in der Regel bezahlt durch die Krankenkasse
- b) Produktionsverluste, weil die Arbeitskraft während der Krankheit nicht zur Verfügung steht

sowie

B) Nutzenverluste wie Unwohlsein, Leid, Schmerz.

Die Kategorien Aa) und Ab) können mit Marktpreisen, B) mit Zahlungsbereitschaftsanalysen monetär bewertet werden.

Die Reduzierung der Lebenserwartung, ausgedrückt als years of life lost, wird ebenfalls über Zahlungsbereitschaften bewertet.

Die neueste Metastudie zur Auswahl geeigneter monetärer Werte wurde im Rahmen der Projekte INTARESE und HEIMTSA (2011) (<http://www.intarese.org/>, <http://www.heimtsa.eu/>) durchgeführt. Dort wurden folgende Werte erarbeitet:

Tabelle 4: Monetäre Werte aus HEIMTSA (2011) in Euro2010

Health End-Point	Unterer Wert	Mittlerer Wert	Oberer Wert	
Reduzierung der Lebenserwartung – Wert eines verlorenen statistischen Lebensjahrs	37 500	60 000	215 000	Euro
Dauerhafte Schlafstörung pro Jahr	480	1 240	1 570	Euro/Jahr
Dauerhafter Bluthochdruck pro Jahr	880	950	1 110	Euro/Jahr
Herzinfarkt pro Fall	4 675	86 200	436 200	Euro

Die angegebene Bandbreite weist auf die große Variation der Ergebnisse verschiedener Studien hin.

Zur monetären Bewertung der Belästigungswirkungen von Lärm gibt es aktuelle Übersichtsstudien von Navrud (2010) und Navrud und Strand (2011).

Danach gibt es nach wie vor nur wenige Studien, die monetäre Werte für Belästigungsklassen ermitteln, insbesondere Lambert et al. (2001) für das Rhone/Alpen-Gebiet und Bue-Bjorner et al (2003) für Kopenhagen und schließlich HEATCO (2006) für mehrere Länder Europas. Die Ergebnisse von Lambert und von Bue-Bjorner zeigt Tabelle 5. Erstaunlicherweise zeigen auch die nicht Belästigten eine gewisse Zahlungsbereitschaft zur Verringerung des Lärms.

Tabelle 5: Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung von Belästigung nach Belästigungsklassen

Belästigungsklasse	Werte in €₂₀₀₁/a	
	Lambert et al. (2001)	Bue-Bjorner et al. (2003)
Extrem belästigt	130	361
Sehr belästigt	101	257
Moderat belästigt	78	198
Wenig belästigt	61	85
Nicht belästigt	47	45

Tabelle 6 zeigt die Ergebnisse der HEATCO-Studie. Zwischen den Stufen ‚highly annoyed‘ und ‚annoyed‘ hat die Befragung keinen Unterschied in den monetären Werten ergeben. Ein möglicher Grund hierfür könnte sein, dass sehr stark belästigte Personen mit hoher Zahlungsbereitschaft aus dem betrachteten verlärmten Gebiet weggezogen oder gar nicht erst in diese Gebiete hingezogen sind.

Tabelle 6: Empfohlene Werte für die Belästigungskategorien im Straßenverkehr (2010€ pro Person pro Jahr)

Highly annoyed	88 €
Annoyed	88 €
Little annoyed	38 €
Not annoyed	0 €

Quelle: HEATCO (2006)

Die Werte aus HEATCO sind deutlich niedriger als die aus Tabelle 5. Außerdem war die Stichprobe relativ klein, sodass diese Werte für die Durchführung von Sensitivitätsanalysen, aber noch nicht als Standardwerte empfohlen werden.

Daneben gibt es, wie eingangs erläutert, zahlreiche Studien, die mit Hilfe von ‚hedonic pricing‘ oder mit Zahlungsbereitschaftsanalysen direkt einen monetären Wert pro Dezibel, Person und Jahr ermitteln, ohne zuvor Belästigungsklassen auszurechnen. Neben den bereits erwähnten Überblicksstudien von Navrud (2010) und Navrud und Strand (2011) gibt es weitere Metastudien zur Ermittlung durchschnittlicher Werte von Navrud (2002 und 2004), ExternE methodology update (2005) und HEATCO (2006).

1.6 Kosten in Abhängigkeit vom Schallpegel

Verwendet man die oben angegebenen Ansätze, so ergeben sich die in Tabelle 7 bis Tabelle 9 dargestellten monetären Werte aus HEATCO (2006) auf 2010 umgerechnet. Dabei ist jedoch zu beachten, dass bei den Gesundheitswirkungen (außer Schlafstörungen) noch von einer Wirkungsschwelle von 70 dB ausgegangen wurde, weil die neueren Untersuchungen, die deutlich niedrigere Schwellen ermittelt haben, Babisch (2006) und Greiser (2010), noch nicht zur Verfügung standen. Eine Neuberechnung der Werte von HEATCO mit den neueren Expositions-Wirkungs-Beziehungen ist daher dringend zu empfehlen.

Die monetären Werte bewerten den durch den angegebenen Schallpegel pro Person entstehenden Schaden, sie erhalten sowohl die Belästigungswirkung wie die Gesundheitsrisiken. Die Belästigungswirkungen sind – wie oben erläutert – mit verschiedenen Methoden bewertet; nämlich mit der Bewertung von Belästigungsstufen, mit Zahlungsbereitschaften für die Lärminderung und mit der Auswertung von Immobilienpreisen.

Will man die Differenz zweier Lärmexpositionen bewerten, so muss man die Differenz der monetären Werte für die beiden Lärmexpositionen verwenden. Werte für nicht angegebene Schallpegel können aus den angegebenen Werten linear interpoliert werden.

Tabelle 7: Werte der Lärmeinwirkung in Faktorkosten pro Jahr und exponierter Person in €2010 nach dB- Klassen für den Straßenverkehrslärm in Deutschland, für Lärmpegel zwischen den angegebenen Werten können die monetären Werte linear interpoliert werden.

in €2010 Faktorkosten pro Person und Jahr für Straßenverkehrslärm	Bewertung von Belästigungsstufen	Bewertung mit Zahlungsbereitschaften	Bewertung mit ,hedonic pricing'
Lärmexposition in dB(A)	€/a	€/a	€/a
45	7	0	0
50	12	10	23
55	18	51	116
60	24	101	232
65	31	152	348
70	40	203	463
75	131	337	663
80	174	422	813
≥ 81	183	439	842

Quelle: HEATCO (2006) und eigene Berechnungen

Tabelle 8: Werte der Lärmeinwirkung in Faktorkosten pro Jahr und exponierter Person in €2010 für den Schienenverkehrslärm in Deutschland; für Lärmpegel zwischen den angegebenen Werten können die monetären Werte linear interpoliert werden.

in €2010 Faktorkosten pro Person und Jahr für Schienenverkehrslärm	Bewertung von Belästigungsstufen	Bewertung mit Zahlungsbereitschaften	Bewertung mit ,hedonic pricing'
Lärmexposition in dB(A)	€/a	€/a	€/a
45	3	0	0
50	6	0	0
55	9	10	23
60	14	51	116
65	19	101	232
70	24	152	348
75	113	286	547
80	155	372	696
≥ 81	163	388	727

Quelle: HEATCO (2006) und eigene Berechnungen

Tabelle 9: Werte der Lärmeinwirkung in Faktorkosten pro Jahr und exponierter Person in €2010 nach dB- Klassen für den Fluglärm in Deutschland; für Lärmpegel zwischen den angegebenen Werten können die monetären Werte linear interpoliert werden.

in €2010 Faktorkosten pro Person und Jahr für Fluglärm	Bewertung von Belästigungsstufen	Bewertung mit Zahlungsbereitschaften	Bewertung mit 'hedonic pricing'
Lärmexposition in dB(A)	€/a	€/a	€/a
45	12	0	0
50	19	16	35
55	26	78	179
60	33	157	359
65	41	235	538
70	48	314	718
75	138	477	982
80	179	589	1195
≥ 81	187	612	1238

Quelle: HEATCO (2006) und eigene Berechnungen

Die Anwendung des ‚hedonic pricing‘ liefert die höchsten Lärmkosten. Allerdings tritt hoher Lärm in aller Regel mit anderen Effekten simultan auf. So ist der Verkehrslärm auch mit Schadstoffemissionen verbunden. Die Lage der Wohnung an sich wird als negativ empfunden, dazu kommen Trennwirkungen und erhöhte Unfallrisiken. Diese Faktoren werden bei den vorhandenen ‚hedonic pricing‘ –Studien nicht getrennt ausgewiesen, daher überschätzen diese den Preis des Lärms.

Die ‚neue‘ Methode, das heißt Ermittlung und Bewertung von Belästigungsklassen, produziert die niedrigsten Kosten, allerdings fußt diese auf einer Umfrage mit nur wenigen Befragten, sodass die Ergebnisse nur eingeschränkt als repräsentativ gelten können.

Daher werden hier zunächst die Werte aus den Zahlungsbereitschaftsanalysen zur Verwendung als empfohlen, solange noch keine weiteren Studien zu monetären Bewertung der Belästigungsstufen vorhanden ist.

1.7 Kosten pro Fahrzeugkilometer für den Straßen- und Schienenverkehr

Wie oben erläutert ist das Standardvorgehen der Vergleich zweier Szenarien. Will man diesen Aufwand nicht treiben, so können näherungsweise ‚typische‘ Werte pro Fahrzeugkilometer für eine Grobabschätzung herangezogen werden. Allerdings gibt es bisher nur eine Studie von INFRAS/IWW (2004), die versucht hat, solche ‚typischen‘ Kostensätze für den Straßen- und Schienenverkehr näherungsweise abzuschätzen. Darüber hinaus wurde zwar eine Reihe von Berechnungen für konkrete Straßen durchgeführt, deren Ergebnisse aber eben spezifisch nur für den entsprechenden Fall gelten und nicht verallgemeinert werden können. Es fehlt daher bisher eine Methode zur systematischen Abschätzung durchschnittlicher und marginaler Kosten für Kombinationen aus Fahrzeugtyp, Verkehrsstärke und Bevölkerungsdichte.

Die in Tabelle 12 angegebenen Werte (marginale externe Kosten pro Fahrzeugtyp pro Fahrzeugkilometer, Personenkilometer oder Tonnenkilometer) wurden aus INFRAS/IWW (2003 und 2004) entnommen und auf das Bezugsjahr 2010 umgerechnet. Diese Werte lieferten auch die Grundlage für die Empfehlungen des im IMPACT Projekt erstellten Handbuchs zur Internalisierung der externen Kosten im Verkehr [CE Delft (2008)].

Zunächst werden zwei Siedlungsdichten unterschieden, eine hohe Siedlungsdichte, wie sie etwa in Großstädten vorherrscht, und eine niedrige Siedlungsdichte, etwa auf Straßen, die am Rande bebauter Gebiete entlang liegen oder durch dünn besiedelte Dörfer führen. Die entsprechenden Annahmen enthält Tabelle 10. In Tabelle 12 angegeben ist eine Bandbreite, die nicht den Unsicherheitsbereich widerspiegelt, sondern die unterschiedliche Verkehrsstärke. Der minimale Wert der angegebenen Bandbreite basiert auf einer hohen Verkehrsstärke, der maximale Wert entsteht bei einer geringen Verkehrsstärke, die angenommenen Werte enthält Tabelle 11.

Tabelle 10: Definition der betroffenen Siedlungsgebiete

Gebiet	Niedrige Siedlungsdichte	innerstädtisch
Distanz zur Straße/Gleis	20m	10m
Einwohner pro Kilometer in bebauten Gebieten	500	2000
Betroffene Einwohner pro Kilometer Straße/Gleisstück	250	3000

Quelle: INFRAS/IWW (2000)

In INFRAS / IWW 2003 und 2004 sind noch Werte für ‚ländliche‘ Gebiete angegeben; weil sich jedoch hier die Abstände und Bevölkerungszahlen je nach Einzelfall stark unterscheiden und die Werte sehr niedrig sind, wird diese Kategorie hier nicht verwendet.

Tabelle 11: Verkehrliche Parameter für die Abschätzung der Grenzkosten des Lärms

	Straße	Straße	Schiene	Schiene
	Niedrige Siedlungsdichte	städtisch	Niedrige Siedlungsdichte	städtisch
Gebiete				
Verkehrsdichte – niedrig (Fahrzeuge/h)	1200	800	30	5
Verkehrsdichte – hoch (Fahrzeuge/h)	4800	2650	60	20
Durchschnittsgeschwindigkeit	80	40	160	80
Mix/ Anteil Güterverkehr	10%	5%	50%	20%

Für die genaue Berechnung und die Festlegung der einzelnen Parameter, die hier nur ausschnittsweise dargestellt sind, wird auf das IMPACT-Handbuch und die dortigen Quellen verwiesen [CE Delft (2008) bzw. INFRAS/IWW (2000)].

Tabelle 12: Marginale Kosten des Lärms in €-Cent/Fahrzeugkilometer für Straßen- und Schienenverkehr

		städtisch EUR2010 cent/vkm Bandbreite	Niedrige Siedlungsdichte EUR2010 cent/vkm Bandbreite
Tageszeit			
PKW	Tag	0,79--1,94	0,04--0,13
	Nacht	1,45--3,53	0,08--0,23
Motorrad	Tag	1,60--3,87	0,09--0,25
	Nacht	2,91--7,05	0,17--0,46
Linienbus	Tag	3,99--9,68	0,22--0,62
	Nacht	7,27--17,61	0,41--1,15
Leichte LKW	Tag	3,99--9,68	0,22--0,62
	Nacht	7,27--17,61	0,41--1,15
Schwere LKW	Tag	7,33--17,78	0,41--1,15
	Nacht	13,37--32,41	0,75--2,09
Passagierzug	Tag	24,74--48,88	10,91--21,56
	Nacht	81,58--161,19	35,99--71,11
Güterzug	Tag	43,86 -- 105,82	21,54--41,73
	Nacht	178,93 -- 431,73	70,82--170,88

Quelle: CE Delft (2008) und eigene Berechnungen

1.8 Lärmkosten des Luftverkehrs pro LTO-Zyklus im Luftverkehr

Für den Luftverkehr ist eine Empfehlung eines Werts für Lärmkosten pro Start oder Landung oder LTO (landing and take off-Zyklus) nicht sinnvoll, weil die Werte je nach Flugzeugtyp, Triebwerkstyp, Lage des Flughafens sowie An- und Abflugroute sehr stark schwanken. Als Beispiel seien einige Ergebnisse aus Schmid et al. (2003) für den Frankfurter Flughafen gezeigt. Tabelle 13 zeigt beispielhaft die externen Lärmkosten am Tag für verschiedene Flugzeugtypen (z.B. 747200 = Boeing 747-200; A320 = Airbus A320) und Abflugrouten. Die großen Schwankungen der Werte (bei diesem Beispiel von 0,2 € bis 159 € pro Start) werden deutlich.

Tabelle 13: Marginale externe Kosten für den Start am Tag auf verschiedenen Abflugrouten für die Ist-Situation (Bewertung der Belästigung mit hedonic pricing - Werten; Schwellwert 50dB(Lden) [€2000/Start])

ID	07N-L	07R-O	18KIR-K	18KIR-L	18KNG-K	18KNG-L	25TAU-L	25TAU-K
737800	53,2	30	17,5	13,2	15,5	16,9	35,8	22,7
747200	158,7	100,5	52,7	36,4	56,1	49	150,9	69,6
747400	129,4	82,3	45,4	32,9	50,1	45	108,9	55,3
767300	94	54	30,7	21,5	25,1	29,1	63,7	38,3
A30062	41,3	23,8	13,8	10,5	12,1	13,2	27,7	18,1
A319	13,7	7,3	4,3	3,3	3,7	3,9	8,9	5,9
A320	21,6	12	6,9	5,3	5,9	6,5	14,4	9,4
A340	45,4	28,2	15,5	9,7	14,8	13,8	42,1	19,1
ATR72	44,8	27,2	13,9	8,5	14,4	13	35,7	16,7
DHC8	1,2	0,5	0,3	0,2	0,3	0,4	0,8	0,5
EMB145	2,9	1,6	0,9	0,7	0,8	0,9	2,4	1,3
MD82	78,5	46,8	25,2	18,4	21,7	24,3	60,6	42,6

Quelle: Schmid et al. 2003

Anmerkung: In der Praxis können einige Flugzeuge aus technischen Gründen nicht auf allen Abflugrouten fliegen. Diese Zahlenangaben sind daher hypothetisch, wurden jedoch aus Gründen der Vollständigkeit trotzdem aufgeführt.

Die große Bandbreite der Lärmkosten pro LTO wird auch durch die in Tabelle 14 gezeigten Empfehlungen des ‚IMPACT‘-Handbuchs (CE Delft, 2008) deutlich, die vor allem auf Ergebnissen aus Ökoinstitut/DIW, 2004 bestehen.

Tabelle 14: Werte für Grenzkosten des Fluglärms (€2010 pro LTO)

Tag	Abend	Nacht
0.2 -123.3	0.4-329.8	1.5-1013.4

Quelle: CE Delft (2008)

Beim Luftverkehr ist daher die Verwendung von Durchschnittswerten pro LTO-Zyklus ohne Differenzierung nach Flugzeugtyp/Triebwerkskombination, Flughafen, An- und Abflugroute und Tageszeit nicht sinnvoll. Entsprechend differenzierte Werte liegen aber für die deutschen Flughäfen nicht vor, sodass man um eine detaillierte Berechnung mit der Wirkungspfadanalyse nicht herumkommt.

1.9 Zusammenfassung der Empfehlungen

Die durch Lärm verursachten Belästigungswirkungen und Gesundheitsrisiken hängen nicht linear von der Lärmintensität und damit der Lärmemission ab. Zwischen dem für die Bewertung herangezogenen Schallpegel und der Lärmintensität besteht vielmehr ein

logarithmischer Zusammenhang, zudem ist auch der Zusammenhang zwischen Schallpegel und Wirkung nicht linear. Die zusätzliche Wirkung einer Lärmemission an einem Ort hängt somit stark von dem Vorhandensein anderer Lärmquellen ab, also z.B. von der Verkehrsstärke. Daher ist die Angabe typischer externer Kosten pro Fahrzeugkilometer schwierig und auch wenig sinnvoll. Vielmehr sollten Abschätzungen externer Lärmkosten immer mit Hilfe der Wirkungspfadanalyse durchgeführt werden. Dazu werden zunächst Szenarien des Verkehrsflusses erstellt. Die dabei entstehenden Lärmemissionen werden mit standardisierten Lärmausbreitungsmodellen in Schallpegel und mit Hilfe von Bevölkerungsdaten in Lärmexpositionen umgerechnet. Entsprechende Rechnungen werden standardmäßig bei Verkehrsprojekten durchgeführt.

Zur Bewertung der Belästigungswirkungen und der Gesundheitsrisiken entsprechend dem Erkenntnisstand nach HEATCO (2006) können dann die monetären Werte aus Tabelle 15 verwendet werden; hier sind allerdings die oben erwähnten neueren Expositions-Wirkungs-Beziehungen für Herzinfarkte und Bluthochdruck noch nicht eingeflossen.

Allerdings besteht in vielerlei Hinsicht noch erheblicher Forschungsbedarf, bevor die Ergebnisse als gesichert angesehen werden können.

- die Möglichkeiten der Verwendung weiterer Lärmmaße zur Charakterisierung von Lärm (Varianz, Lärmspitzen, usw.) sollten untersucht werden.
- epidemiologische Studien, die auch den Innenraumpegel und Gewohnheiten der Bewohner (Lüftungsverhalten) und weitere Parameter in die Untersuchung einbeziehen, sind erforderlich.
- Studien zum Zusammenhang zwischen Schallpegel und Belästigungsklassen fehlen.
- Studien, die die Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung von Belästigung ermitteln, sind erforderlich.

Die bisherigen Erkenntnisse, Funktionen und Parameterwerte fußen alle auf Studien aus dem europäischen Ausland. Wegen kultureller Unterschiede ist die Übertragung auf Deutschland problematisch. Umso wichtiger gerade angesichts der großen und wachsenden Bedeutung des Lärmschutzes ist es entsprechende Studien in Deutschland durchzuführen.

Tabelle 15: Externe Kosten der Lärmeinwirkung in Faktorkosten pro Jahr und exponierter Person in €2010 in Deutschland

	Straßenverkehr	Schienenverkehr	Flugverkehr
Lärmexposition in dB(A) Lden	€/ Person *a	€/ Person *a	€/ Person *a
45 dB	0 (0-7)	0 (0-3)	0 (0-12)
50 dB	10 (10-23)	0 (0-6)	16 (16-35)
55 dB	51 (18-116)	10 (9-23)	78 (26-179)
60 dB	101 (24-232)	51 (14-116)	157 (33-359)
65 dB	152 (31-348)	101 (19-232)	235 (41-538)
70 dB	203 (40-463)	152 (24-348)	314 (48-718)
75 dB	337 (131-663)	286 (113-547)	477 (138-982)
80 dB	422 (174-813)	372 (155-696)	589 (179-1195)
≥ 81 dB	439 (183-842)	388 (163-727)	612 (187-1238)

Quelle: HEATCO (2006) und eigene Berechnungen

Zur Bewertung von Verkehrsprojekten sollten zwei Szenarien des Verkehrssystems erstellt, eines ohne und eines mit dem Projekt. Die Differenz der externen Lärmkosten wird dann zur Bewertung des Projekts herangezogen.

Geht es in erster Linie um eine eher pauschale (d.h. nicht nach Verkehrsstärke und Tageszeit differenzierte) Internalisierung der insgesamt entstehenden Schäden, so sollten eher Durchschnittskosten pro Fahrzeugtyp statt marginaler Kosten verwendet werden. Eine Berechnung solcher Durchschnittswerte mit Hilfe der Wirkungspfadanalyse wurde bisher nicht durchgeführt. Will man dennoch grob die Größenordnung einer Lärmsteuer bestimmen, so kann man die in Tabelle 16 aufgeführten Kostensätze pro Fahrzeugkilometer verwenden. In der Tabelle werden marginale Kosten angegeben, Durchschnittskosten werden vermutlich näher an der oberen Grenze der angegebenen Bandbreite liegen, deshalb sind hier nur die oberen Werte dargestellt.

Tabelle 16: Marginale Kosten des Lärms in €-Cent/Fahrzeugkilometer für Straßen- und Schienenverkehr

		städtisch EUR2010 cent/vkm
	Tageszeit	Bandbreite
PKW	Tag	1,94
	Nacht	3,53
Motorrad	Tag	3,87
	Nacht	7,05
Linienbus	Tag	9,68
	Nacht	17,61
Leichte LKW	Tag	9,68
	Nacht	17,61
Schwere LKW	Tag	17,78
	Nacht	32,41
Passagierzug	Tag	48,88
	Nacht	161,19
Güterzug	Tag	105,82
	Nacht	431,73

Quelle: CE Delft (2008) und eigene Berechnungen

Literatur

- Andersson and Ögren (2007)**, Andersson, H. and Ögren, M.: Noise Charges in railway Infrastructure: A pricing schedule based on the marginal cost principle, In: Transport Policy 14, 204-213.
- Babisch (2006)**, Babisch, W.: Transportation noise and cardiovascular risk: updated review and synthesis of epidemiological studies indicate that the evicende has increased, Noise and Health, Vol. 8 (2006), Issue 30, pp. 1-29.
- Babisch und van Kamp (2009)**, Babisch, W. und van Kamp, I.: Exposure-response relationship of the association between aircraft noise and the risk of hypertension, Noise and Health, Vol. 11 (2009), Issue 44, pp. 161-168.
- Bue-Bjørner et al. (2003)**, Bue-Bjørner, T., Lundhede, T. and Kronbak, J. (2003): Valuation of Noise Reduction – Comparing results from hedonic pricing and contingent valuation. AKF Forlaget, October 2003, Copenhagen, Denmark, 148 pp.
- CE Delft (2008)**, Maibach, M., Schreyer, C., Sutter, D. (INFRAS), van Essen, H.P., Boon, B.H. Smokers, R., Schroten, A. (CE Delft), Doll, C. (Fraunhofer Gesellschaft – ISI), Pawlowska, B., Bak, M. (University of Gdansk): Handbook on estimation of external costs in the transport sector - IMPACT D1, Version 1.1 February, 2008.
- Deutsche Bundesbahn 1990**: Akustik 03: Richtlinie zur Berechnung der Schallimmissionen von Schienenwegen (Schall 03). München, Bundesbahn Zentralamt München.
- ECMT (1998)**, European Conference of Ministers of Transport: Efficient transport in Europe, Policies for internalisation of external costs, Paris, 1998.
- EU 2002/49/EG 2002**: Richtlinie 2002/49/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 25. Juni 2002 über die Bewertung und Bekämpfung von Umgebungslärm, Brüssel.
- European Commission (2002)**, Position paper on dose response relationships between transportation noise and annoyance. EU's Future Noise Policy, WG2 – Dose/Effect. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 2002.
- European Commission (2003)**: Working group on Railway Noise, Position paper on railway noise and communication on railway noise abatement, Brussels, 2003.
- European Commission (2004)**: Position paper on dose-effect relationships for night time noise, Brussels, 2004.
- ExternE Methodology Update (2005)**: ExternE – Externalities of Energy: Methodology 2005 update, Edited by Peter Bickel and Rainer Friedrich, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung — IER, Universität Stuttgart, Germany, ISBN 92-79-00423-9
- Giering (2010)**, Giering, K.: Lärmwirkungen, Dosis-Wirkungsrelationen, Fachhochschule Trier, Umwelt-Campus Birkenfeld, Förderkennzeichen 363 01 999/67, UBA-FB 001348 Dessau-Roßlau, März 2010.

- GRACE (2005)**, Link, H. et al: Generalisation of Research on Accounts and Cost Estimation (GRACE), Deliverable 1: Information Requirements for Monitoring Implementation of Social, Marginal Cost Pricing, Leeds : ITS, University of Leeds, 2005.
- Greiser et al. (2007)**, Greiser, E., Jahnsen, K. und Greiser, C.: Beeinträchtigung durch Fluglärm: Arzneimittelverbrauch als Indikator für gesundheitliche Beeinträchtigungen, Forschungsprojekt im Auftrag des Umweltbundesamtes, Förderkennzeichen 205 51 100, überarbeitete Fassung, Bremen, März 2007.
- Greiser (2010)**, Greiser, E.: Risikofaktor nächtlicher Fluglärm, Abschlussbericht über eine Fall-Kontroll-Studie zu kardiovaskulären und psychischen Erkrankungen im Umfeld des Flughafens Köln-Bonn, Epi.Consult GmbH, Förderkennzeichen 3708 51 101, UBA-FB 001339, Dessau-Roßlau, März 2010.
- Guski (2006)**; Guski, R.: Aktuelle Erkenntnisse der Lärmwirkungsforschung – psychologische und medizinische Aspekte. Fakultät für Psychologie Ruhr-Universität Bochum, Vortrag vom 12. Juli 2006 in Leinfelden
- HEATCO (2004 - 2006)**: "Developing Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment " Sixth Framework Programme, Priority SSP 3.2: The development of tools, indicators and operational parameters for assessing sustainable transport and energy systems performance (economic, environmental and social), Contract No. 2002-SSP-1/502481, <http://heatco.ier.uni-stuttgart.de>.
- HEATCO (2006)**, P. Bickel et al.: Developing Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment (HEATCO), Deliverable D5: Proposal for Harmonised Guidelines - Stuttgart: IER, Germany, Stuttgart, 2006.
- HEIMTSA (2011)**: Health and Environment Integrated Methodology and Toolbox for Scenario Assessment, <http://www.heimtsa.eu/>.
- Huss et al. (2010)**, Huss, A., Spoerri, A., Egger, M. und Rösli, M.: Aircraft Noise and Mortality from Myocardial Infarction, Epidemiology 2010, Vol. 21, 829-836.
- INTARESE (2011)**: Integrated Assessment of Health Risks of Environmental Stressors in Europe, <http://www.intarese.org/>.
- INFRAS/IWW (2000)**, Maibach, M., Rothengatter, W., Doll, C. et al.: External costs of transport, Karlsruhe/Zürich, International Union of Railways (UIC), 2000.
- INFRAS/IWW (2003)**: External costs of noise: the influence of various reduction measures on the external costs of freight railway noise, Zurich, INFRAS, 2003
- INFRAS/IWW (2004)**, Schreyer, C., Maibach, M., Rothengatter, W., Doll, C., Schneider, C. und Schmedding, D.: External costs of transport: update study, Karlsruhe/Zürich/Paris, International Union of Railways (UIC), 2004.
- Ising und Kruppa (2004)**, Ising, H. und Kruppa, B.: Health Effects caused by Noise: Evidence in the Literature from the Past 25 Years, Noise & Health 22(2004)5-13.
- Kluizenaar, Passchier-Vermeer et al. (2001)**, Kluizenaar, Y.d., Passchier-Vermeer, W. et al.: Adverse effects of noise exposure on health. A state of the Art Summary. Leiden,

Netherlands Organisation of Applied Science (TNO), Prevention and Health, Division Public Health.

Lambert et al. (2001), Lambert, J., Poisson, F. and Champlovier, P.: Valuing benefits of a road traffic noise abatement programme: a contingent valuation study. INRETS-LTE, Bron, France. Paper presented at the 17th International Congress on Acoustics, Rome, September 2-7, 2001.

Miedema und Oudshoorn (2001), Miedema, H.M. und Vos, H.: Annoyance from Transportation Noise: Relationships with Exposure Metrics DNL and DENL and Their Confidence Intervals. ENVIRONMENTAL HEALTH PERSPECTIVES 109(PART 4): 409-416.

Miedema und Vos (2003), Miedema, H.M. und Vos, H.: Noise sensitivity and reactions to noise and other environmental conditions, Journal of the Acoustical Society of America 113, 1492-1504.

Miedema und Vos (2004), Miedema, H.M. und Vos, H.: Self-reported sleep disturbance caused by aircraft noise, TNO-Inro, Delft.

Navrud (2002), Navrud, S.: The State of the Art on Economic Valuation of Noise. Report prepared for the European Commission, DG Environment. April 14th 2002, URL: http://ec.europa.eu/environment/noise/pdf/noise_monetisation.pdf.

Navrud (2004), Navrud, S.: What is silence worth? Economic Valuation of Road Traffic Noise, 145-177 in Scasny M., Melichar J., Matfyz V. Press, Charles University, Prague, 2004.

Navrud (2010), Navrud, S.: Economic Valuation of Transportation Noise in Europe. Revista italiana di acustica 34(3); 15-25.

Navrud und Strand (2011), Navrud, S. und Strand, J.: Using Hedonic Pricing for Estimating Compensation Payments for Noise and Other Externalities from New Roads. Chapter 2 in Bennett, J. 2011 (ed.): International Handbook on Non-Market Environmental Valuation. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK. In press.

Ökoinstitut/DIW (2004): Economic measures for the reduction of the environmental impact of air transport: noise related landing charges, Berlin : Ökoinstitut/DIW, 2004.

RLS-90 (1990): Richtlinie für den Lärmschutz an Straßen - Ausgabe 1990 -. Bonn, Arbeitsausschuß "Immissionschutz an Straßen", Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen.

Schmid et al. (2003), Schmid, S., Preiss, P., Gressmann, A. und Friedrich, R.: Ermittlung externer Kosten des Flugverkehrs am Flughafen Frankfurt Main. Stuttgart, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung. Universität Stuttgart, 2003.

Schmid (2005), Schmid, S.: Externe Kosten des Verkehrs: Grenz- und Gesamtkosten durch Luftschadstoffe und Lärm in Deutschland, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung. Universität Stuttgart, 2005.

ASSET (2009), Sieber, N., Ohlau, K., (IER), Lorenzo Alonso, A., Sánchez Vicente, A., Mateos Arribas, M. (CEDEX), Lieb, C., Neuenschwander, R., Scheuchzer, P. (ECOPLAN), Mellin, A., Lindberg, G., Folkesson, L., Lord, N. (VTI), Arce Ruiz, R., Belén, M.R., Mancebo Quintana, S., Ortega Pérez, E., Guzmán García, L.A. (UPM), Dufek, J. (CDV), Gühnemann, A., Koh, A., Kimble, M., Chernyavs'ka, L. (ITS), Shepherd, S. (Internal Review), Enei, R., Vendetti A. (ISIS), Solvang Jensen, S., Becker, T., Ketzel, M., Søs Hansen, M., Skou Andersen, M. (NERI), Monigl, J., Berki, Z., Ujhelyi, Z., Ábel, M., Székely, A., Antal, I. (TRANSMAN): Deliverable 5 of the ASSET project: Description of the Results of the Case Studies, Assessing Sensitiveness to Transport, IER, Universität Stuttgart, 2009. ASSET website, <http://www.asset-eu.org>.

UBA Fluglärm, 2004: Stellungnahme des Interdisziplinären Arbeitskreises für Lärmwirkungsfragen beim Umweltbundesamt, UBA; Berlin 2004