Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Forschungskennzahl 3710 61 170
UBA-FB-00

Umgebungslärm und Gesundheit am Beispiel Bremen

von

Prof. Dr. Eberhard Greiser, Claudia Greiser M.P.H
Epi.Consult GmbH, Musweiler

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Mai 2015

Die Studie wurde im Rahmen eines Werkvertrages von der Freien Hansestadt Bremen, Senator für Gesundheit unterstützt.

Berichtskennblatt

Berichtsnummer	UBA-FB 00
Titel des Berichts	Umgebungslärm und Gesundheit am Beispiel Bremen
Autor(en) (Name, Vorname)	Greiser, Eberhard; Greiser, Claudia
Durchführende Institution (Name, Anschrift)	Epi.Consult GmbH Ortsstr. 1 A 54534 Musweiler
Fördernde Institution	Umweltbundesamt Postfach 14 06 06813 Dessau-Roßlau
Abschlussjahr	2015
Forschungskennzahl (FKZ)	3710 61 170
Seitenzahl des Berichts	74
Zusätzliche Angaben	
Schlagwörter	Umgebungslärm, Straßenverkehrslärm, Schienenverkehrslärm, Fluglärm, Krebserkrankungen, Gesamtmortalität

Report Cover Sheet

Report No.	UBA-FB 00
Report Title	Environmental Noise and Health Effects in Bremen City, Germany
Author(s) (Family Name, First Name)	Greiser, Eberhard; Greiser Claudia
Performing Organisation (Name, Address)	Epi.Consult GmbH, Ortsstr. 1 A D - 54534 Musweiler Germany
Funding Agency	Umweltbundesamt Postfach 14 06 06813 Dessau-Roßlau
Report Date (Year)	2015
Project No. (FKZ)	3710 61 170
No. of Pages	74
Supplementary Notes	
Keywords	Environmental noise, road traffic noise, railroad noise, aircraft noise, total mortality, cancer incidence

Kurzbeschreibung

Fragestellung: Der Einfluss von Umgebungslärm (Schienenverkehrslärm, Straßenverkehrslärm, Fluglärm) auf das Sterblichkeitsrisiko und auf das Erkrankungsrisiko sollte untersucht werden. Dabei sollte der Einfluss der Umgebungslärmarten einzeln und in Kombination mit einander analysiert werden.

Ausgangsdaten: Als Ausgangsdaten zur Lösung dieser Fragestellungen wurden Datenbasen herangezogen, die in dieser Form in Deutschland ausschließlich in Bremen verfügbar sind, nämlich das Bremische Melderegister, der Bremische Mortalitäts-Index und das Bremische Krebsregister. Hinzu kamen adressgenaue Lärmparameter für alle drei Lärmarten.

Methodik: Fall-Kontrollstudien zum Einfluss von Umgebungslärm auf die Gesamtmortalität und auf die Inzidenz spezifischer Krebserkrankungen. Confounder: Alter, Geschlecht, Sozialschicht-Indikatoren.

Ergebnisse: Die Bremische Bevölkerung ist von Schienen- und Straßenverkehrslärm, sowie von Fluglärm betroffen. Die Gesamtsterblichkeit steigt durch die Belastung mit Schienen- oder Straßenverkehrslärm an. Der Anstieg unterscheidet sich nach der Länge des Wohnens in Bremen. Bei Straßenverkehrslärm ist die Gesamtsterblichkeit ab einer Wohndauer von 15 Jahren statistisch signifikant erhöht. Der Anstieg der Gesamtsterblichkeit durch die Belastung mit Schienenverkehrslärm ist statistisch signifikant erhöht bei einer Wohndauer unter 10 Jahre sowie bei einer Wohndauer ab 15 Jahren. Bei der Analyse von Krebserkrankungen finden sich starke Kombinationswirkungen zwischen Straßen- und Schienenverkehrslärm für Leukämien und maligne Lymphome sowie für Brustkrebs der Frau.

Neuartig an den vorliegenden Ergebnissen ist die Erhöhung der Gesamtsterblichkeit durch Straßen- oder Schienenverkehrslärm, sowie die Beobachtung starker Interaktionseffekte bei spezifischen Krebserkrankungen.

Abstract

Aim of the Study: Investigation on the impact of environmental noise (road, railway, aircraft) on mortality and on incidence of specific cancers and on the prevalence of cardiovascular diseases and psychiatric diseases, utilizing specific data bases available in Bremen City and data of compulsory sickness funds. The impact of environmental noise on endpoints should by analyzed for individual types of environmental noise and for combination of those.

Data bases: Bremen based residency registry, Bremen Death Index, Bremen Cancer Registry, linked to residency-specific environmental noise levels for the day (6 a.m.-10 p.m.) and for the night (10 p.am.-6 a.m.).

Methods: Case-control studies on mortality and on cancer incidence. Confounder: age, specific social status indicators.

Results: This report comprises results of a case-control study on total mortality and of a case-control study on cancer incidence. The Bremen City population is exposed to road and railroad noise as well to aircraft noise. Total mortality due to road traffic noise is increasing with increasing duration of residence at the same address. Total mortality risk due to railroad traffic is significantly increased in persons living for less than 10 years and more than 14 years at the same residence. Combined exposure to road traffic noise and to railroad noise does not lead to a significant increase of total mortality. When analyzing the impact of environmental noise on cancer incidence a strong effect can be observed due to combined exposure to road and railroad noise for all cancers analyzed in this study.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis 6
Abbildungsverzeichnis 7
Tabellenverzeichnis 8
Abkürzungsverzeichnis 10
Zusammenfassung 11
Summary 15
Einführung 19
1 Wissenschaftlicher Hintergrund 20
2 Konzeption und Studiendesign 26
2.1 Datenschutzaspekte 27
2.2 Lärmbelastungssituation Bremen 27
2.3 Berechnungsmethoden für Lärmparameter 29
3 Lärmbelastung der Bremer Bevölkerung im Detail 34
4 Datenquellen 42
4.1 Daten des Melderegisters 42
4.2 Daten des Bremer Krebsregisters 43
4.3 Daten des Bremer Mortalitäts-Index 44
5 Analysemethoden 45
5.1 Verarbeitung der Daten verschiedener Bremer Datenquellen 45
5.2 Maßnahmen zum Datenschutz und zur Datensicherung 47
5.3 Methodik der statistischen Analysen der Mortalität und der Krebsrisiken 48
6 Ergebnisse 49
6.1 Fall-Kontroll-Studie zur Gesamtmortalität 49
6.2 Fall-Kontroll-Studie zu Krebsrisiken 55
7 Diskussion der Ergebnisse 63
8 Sensitivitäts-Analyse zu Gesamtlärm als Risikofaktor 67
9 Fazit 72
10 Quellenverzeichnis 73

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Einfluss von Fluglärm auf die Verordnungsmenge von blutdrucksenkenden Arzneimitteln 21

Abbildung 2: Einfluss von Fluglärm auf die Verordnungsmenge von Tranquilizern, Schlaf- und Beruhigungsmitteln 22

Abbildung 3: Einfluss von Fluglärm auf die Verordnungsmenge von Arzneimitteln zur Behandlung von Depressionen 23

Abbildung 4: Einfluss des Fluglärms auf das Erkrankungsrisiko für sämtliche Erkrankungen des Herzens und des Kreislaufs bei Männern und Frauen ab dem 40. Lebensjahr 24

Abbildung 5: Einfluss des Fluglärms am Tage (LAeq, Tag) auf das Erkrankungsrisiko für sämtliche bösartigen Neubildungen bei Frauen ab dem 40. Lebensjahr Risikoerhöhung % (fette Linie) und 95 %-Vertrauensbereich (dünne Linien) 25

Abbildung 6: Ausschnitt Berechnungstabelle 33

Abbildung 7: Schema der Datenflüsse aus Bremischen Datenquellen im Forschungsvorhaben „Umgebungslärm und Gesundheitsgefährdung am Beispiel Bremen“ 46

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Verkehrslärmbelastung (LAeq Tag; LAeq, Nacht) der Bremer Bevölkerung (Population der Mortalitätsanalysen = 798.355) (gemittelte Fassadenpegel) – absolut und (%) 35

Tabelle 2: Population und Exposition gegenüber Umgebungslärm (gemittelte Fassadenpegel, LAeq Tag; LAeq, Nacht)– Analyse von Mortalitätsrisiken 36

Tabelle 3: Population und Exposition gegenüber Umgebungslärm (gemittelte Fassadenpegel, LAeq Tag; LAeq, Nacht) – Analyse von Mortalitätsrisiken – Männer 37

Tabelle 4: Population und Exposition gegenüber Umgebungslärm (gemittelte Fassadenpegel, LAeq Tag; LAeq, Nacht) – Analyse von Mortalitätsrisiken – Frauen 38

Tabelle 5: Population und Exposition gegenüber Umgebungslärm (gemittelte Fassadenpegel, LAeq Tag; LAeq, Nacht) – Analyse von Krebsrisiken – Männer und Frauen 39

Tabelle 6: Population und Exposition gegenüber Umgebungslärm (gemittelte Fassadenpegel, LAeq Tag; LAeq, Nacht)– Analyse von Krebsrisiken – Männer 40

Tabelle 7: Population und Exposition gegenüber Umgebungslärm (gemittelte Fassadenpegel, LAeq Tag; LAeq, Nacht) - Analyse von Krebsrisiken – Frauen 41

Tabelle 8: Schienenverkehrslärm am Tage - Gesamtmortalität bei Männern und Frauen im Alter von 40 bis 75 Jahren, Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich) 49

Tabelle 9: Schienenverkehrslärm in der Nacht - Gesamtmortalität bei Männern und Frauen im Alter von 40 bis 75 Jahren, Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich) 50

Tabelle 10: Straßenverkehrslärm am Tage - Gesamtmortalität bei Männern und Frauen im Alter von 40 bis 75 Jahren, Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich) 51

Tabelle 11: Straßenverkehrslärm in der Nacht - Gesamtmortalität bei Männern und Frauen im Alter von 40 bis 75 Jahre, Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich) 52

Tabelle 12: Fluglärm am Tage - Gesamtmortalität bei Männern und Frauen im Alter von 40 bis 75 Jahren, Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich) 53

Tabelle 13: Fluglärm in der Nacht - Gesamtmortalität bei Männern und Frauen im Alter von 40 bis 75 Jahren, Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich) 54

Tabelle 14: Leukämien, maligne Lymphome und Umgebungslärm am Tage - bei Männern und Frauen im Alter von 40 bis 75 Jahren, Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich) 55

Tabelle 15: Leukämien, maligne Lymphome und Umgebungslärm in der Nacht bei Männern und Frauen im Alter von 40 bis 75 Jahre, Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich) 56

Tabelle 16: Brustkrebs bei Frauen im Alter von 40 bis 75 Jahre und Verkehrslärm am Tage - Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich) 57

Tabelle 17: Brustkrebs bei Frauen im Alter von 40 bis 75 Jahren bei Verkehrslärm in der Nacht - Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich) 58

Tabelle 18: Interaktionseffekte von Straßen- und Schienenverkehrslärm am Tage auf das Erkrankungsrisiko von malignen Lymphomen und Leukämien (Männer und Frauen im Alter von 40 bis 75 Jahren, Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich) 59

Tabelle 19: Interaktionseffekte von nächtlichem Straßen- und Schienenverkehrslärm auf das Erkrankungsrisiko von malignen Lymphomen und Leukämie (Männer und Frauen im Alter von 40 bis 75 Jahre, - Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich) 60

Tabelle 20: Interaktionseffekte von Straßenverkehrslärm und Schienenverkehrslärm am Tage auf das Erkrankungsrisiko an Brustkrebs (Mamma-Ca) bei Frauen im Alter von 40 bis 75 Jahren, - Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich) 61

Tabelle 21: Interaktionseffekte von nächtlichem Straßen- und Schienenverkehrslärm (LAeq, Nacht) auf das Erkrankungsrisiko an Mamma-Ca bei Frauen im Alter von 40 bis 75 Jahren - Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich) 62

Tabelle 22: Zunahme der Gesamtmortalität durch Gesamtlärm nach VDI 3722-2, - Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich) 69

Tabelle 23: Erhöhung der Inzidenz von Leukämien/malignen Lymphomen durch Gesamtlärm nach VDI 3722-2 - Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich) 70

Tabelle 24: Gesamtmortalität bei Männern und Frauen im Alter von 40 bis 74 Jahren bei einem und energetisch addierten Gesamtlärmpegel von Straße und Schiene am Tage - Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich) 71

Abkürzungsverzeichnis

BIPS	Bremer Institut für Präventionsforschung und Epidemiologie
CI	Vertrauensbereich
dB(A)	Dezibel mit der Frequenzbewertung A
GAA	Gewerbeaufsichtsamt
ICD	International classification of diseases and causes of death
Lden	Lärmindex (Mittelung über 24 h mit unterschiedlicher Gewichtung der Zeiträume Day [Tag 6.00-18.00 Uhr (+0 dB(A))] / Evening [Abend 18.00-22.00 Uhr (+5 dB(A))] / Night [Nacht 22.00-6.00 Uhr (+10 dB(A))])
LAeq, Nacht	Äquivalenter Dauerschallpegel für die Nachtzeit von 22 bis 6 Uhr
LAeq, Tag	Äquivalenter Dauerschallpegel für den Tag von 6 bis 22 Uhr
Ldn	Lärmindex (Mittelung über 24 h mit unterschiedlicher Gewichtung der Zeiträume Day [Tag 6.00-22.00 Uhr (+0 dB(A))] / Night [Nacht 22.00-6.00 Uhr (+10 dB(A))])
LAeq24	Ungewichteter 24-Stunden-Mittelungspegel [dB(A)]
NORAH	Lärmwirkungsstudie „Noise-Related Annoyance, Cognition, and Health“
OR	Odds Ratio - Verhältniszahl, die eine Risikoerhöhung (›1,0) oder Risikoerniedrigung (‹1,0) anzeigt als Ergebnis einer logistischen Regression
PGP-Sicherung	Verschlüsselungsprogramm Pretty good privacy
TNM	(= Tumor, Nodulus, Metastasis) System zur Beschreibung der Tumorausbreitung
VBEB	Vorläufige Berechnungsmethode zur Ermittlung der Belastetenzahlen durch Umgebungslärm
VBUSch	Vorläufige Berechnungsmethode für Umgebungslärm an Schienenwegen
VBUS	Vorläufige Berechnungsmethode für Umgebungslärm an Straßen
VBUF	Vorläufige Berechnungsmethode für Umgebungslärm an Flugplätzen
VBUF-AzB	Vorläufige Berechnungsmethode für Umgebungslärm an Flugplätzen (VBUF) – Anleitung zur Berechnung
VBUF-DES	Vorläufige Berechnungsmethode für Umgebungslärm an Flugplätzen (VBUF) – Datenerfassungssystem
ZES	Zentrum für Sozialpolitik, Universität Bremen

Zusammenfassung

Einleitung

In zahlreichen epidemiologischen Studien ist bislang der Einfluss von Straßenverkehrslärm auf die menschliche Gesundheit untersucht worden. Einige Studien haben vergleichbare Effekte des Fluglärms erbracht. Effekte zeigten sich vor allem in Bezug auf Bluthochdruck und kardiovaskuläre Erkrankungen, daneben auch für Depressionen und Psychosen. Einige Studien, bei denen sowohl der Einfluss von Straßenverkehrslärm als auch von Fluglärm untersucht wurde, zeigten bei vergleichbaren Lärmpegeln einen größeren Einfluss von Fluglärm, vor allem von nächtlichem Fluglärm.

Ziele der Studie

Die wesentlichen Ziele der Studie waren es, den Einfluss von Umgebungslärm (Straßenverkehrslärm, Schienenverkehrslärm, Fluglärm) auf die menschliche Gesundheit, besonders auf kardiovaskuläre Erkrankungen und auf psychische Erkrankungen (Depressionen, Psychosen) zu analysieren. Die Analysen sollten für alle drei Lärmarten getrennt und in Kombination miteinander durchgeführt werden.

Studiendesign

Die Studien sollten als Fall-Kontroll-Studien mit multiplem Matching der Kontrollen durchgeführt werden. In Abhängigkeit von den Datenquellen wurden zwei verschiedene Fall-Kontroll-Studien durchgeführt:

A. Eine Fall-Kontroll-Studie zum Einfluss von Umgebungslärm auf Mortalitätsrisiken.

B. Eine Fall-Kontroll-Studie zum Einfluss von Umgebungslärm auf die Inzidenz spezifischer Krebserkrankungen.

Studienregion und Studienpopulation

Für die Fall-Kontroll-Studien A und B ist das Gebiet der Stadt Bremen als Studienregion definiert. Studie A umfasst die gesamte Bevölkerung der Stadt Bremen von 1998 bis 2011 sowie die in dieser Zeit Verstorbenen. Insgesamt sind vom Melderegister der Stadt Bremen die Daten von 789.355 Personen bereitgestellt worden. Ein komplettes Transkript der Todesbescheinigungen wurde vom Bremer Mortalitäts-Index (Bremer Institut für Präventionsforschung und Epidemiologie, BIPS) zur Verfügung gestellt. Die Studienpopulation der Fall-Kontroll-Studie B umfasst alle Meldungen zum Bremer Krebsregister für die Jahre 1998-2010. Auch das Krebsregister wird vom BIPS betrieben.

Methoden

Ermittlung der Lärmbelastung

Die Lärmbelastung durch Straßen, Schienen und Luftverkehr wurden für den Tag (6 bis 22 Uhr) und für die Nacht (22 bis 6 Uhr) berechnet. Dabei wurden sowohl Gelände- als auch Hausprofile für eine adressgenaue Berechnung der Lärmpegel herangezogen. Die Berechnungen wurden in Anlehnung an die Bestimmungen für die Ermittlung der Lärmbelastung nach der EU-Umgebungslärmrichtlinie (VBUS, VBUSch, VBUF, VBEB) durchgeführt. Die Basisdaten für die Berechnungen waren Verkehrsdaten des Jahres 2005 für Luftverkehr am Flughafen Bremen und des Jahres 2006 für Straßen- und für Schienenverkehr. Für Analysen im Rahmen dieses Projektes

wurden die Lärmpegel für den Tag und für die Nacht verwendet. Da die Daten des Bremer Melderegisters keine Möglichkeit boten, die Wohnung einer Person innerhalb eines Gebäudes zu bestimmen, wurden die gemittelten Fassadenpegel der Gebäude herangezogen. Als Untergrenzen für die Berechnung der Lärmpegel wurden 40 dB(A) für Fluglärm (tags/nachts), sowie für Straßen- und Schienenverkehrslärm 45 dB(A) für nächtlichen Lärm und 50 dB(A) für Lärm am Tage verwendet.

Fall-Kontroll-Studie mit Mortalitätsdaten

Daten zur Gesamtmortalität wurden aus den Daten des Melderegisters extrahiert. ICD-Kodes für die Haupttodesursache waren vom Statistischen Landesamt für den Bremer Mortalitäts-Index bereitgestellt worden. Da jedoch eine Analyse der Zeittrends der Sterblichkeit an Myokardinfarkt unerklärliche Schwankungen für mehrere Jahre aufzeigte, wurde entschieden, sämtliche Todesursachen für die Jahre 1998-2011 zu rekodieren. Dieser Bericht enthält die Analysen zur Gesamtmortalität.

Für diese Analysen wurden alle zwischen 1998 und 2011 verstorbenen Personen als Fälle der Fall-Kontroll-Studie definiert und alle in diesem Zeitraum jemals in Bremen gemeldeten Personen, die nicht verstorben waren, als Kontrollen. Als Risikofaktoren galten Lärmbelastungen am Tage bzw. während der Nacht. Als Confounder wurden definiert das Alter, die zwei, jemals nicht als Risikofaktor definierten Umgebungslärmpegel, sowie eine Auswahl regionalspezifischer Sozialschicht-Indikatoren (% der Personen mit Sozialhilfe [2004], Median des Haushaltseinkommens [2004], Anzahl von PKWs pro 100 Einwohner [2005], Mittelwert der Quadratmeter der Wohnungen [2005]). Alle Analysen wurden für die Tag- und Nachtlärmpegel durchgeführt. Zusätzlich zu Globalanalysen für Einwohnerinnen und Einwohner ab 40 Jahre wurden stratifizierte Analysen für Männer und Frauen, sowie nach Dauer des Wohnens an derselben Anschrift (< 10 Jahre, 10-14 Jahre, > 14 Jahre).

Fall-Kontroll-Studie zur Krebsinzidenz

Da sich bei einer vorangegangenen Fall-Kontroll-Studie im Umfeld des Flughafens Köln/Bonn gezeigt hatte, dass bei Leukämien und malignen Lymphomen sowie beim Brustkrebs der Frau in Abhängigkeit vom Fluglärm signifikant erhöhte Odds Ratios (OR) bestanden, wurden diese Diagnosen für die Analysen der Daten des Bremer Krebsregisters ausgewählt. Als Fälle wurden alle Personen definiert, bei denen innerhalb des Studienzeitraums ein Krebserkrankung mit einer dieser Diagnosen gemeldet worden war. Da die Daten des Bremer Krebsregisters lediglich in anonymisierter Form zur Verfügung stehen, war es unmöglich, diese Fälle in der Datenbasis des Melderegisters zu identifizieren. Deshalb wurden alle Personen des Melderegisters mit identischem Geburtsjahr und Geschlecht als Kontrollen definiert. Adressgenaue Lärmparameter waren für 91 % aller Anschriften des Melderegisters verfügbar. Die Daten des Bremer Krebsregisters enthielten geringfügig modifizierte Gauß-Krüger-Koordinaten, so dass eine Zuordnung von Lärmpegeln möglich war. Diese Gauß-Krüger-Koordinaten waren für 98.5 % aller Patientinnen und Patienten des Bremer Krebsregisters verfügbar. Dieses führte dazu, dass von den ursprünglich vorhandenen 48.543 Patienten mit inzidenten Krebserkrankungen die Daten von 47.813 Patientinnen und Patienten für nachfolgende Analysen verfügbar waren. Wegen der relativ geringen Anzahl von Krebspatienten wurden alle Analysen bis auf den Brustkrebs für beide Geschlechter kombiniert durchgeführt. Umgebungslärmparameter und Confounder wurden in identischer Weise verwendet wie bei der Fall-Kontroll-Studie an Mortalitätsdaten. Zusätzliche Analysen wurden durchgeführt mit Interaktionstermen von Straßen- und Schienenverkehrslärm, um den Einfluss von Belastungen mit mehr als einem Umgebungslärmparameter auf das Erkrankungsrisiko abschätzen zu können. Die relativ geringe Anzahl von Personen, die von Fluglärm betroffen waren, machte entsprechende Analysen unter Einbeziehung von Fluglärm unmöglich.

Ergebnisse

Exposition der Bremer Bevölkerung durch Umgebungslärm

Da die Daten des Bremer Melderegisters keine Möglichkeit boten, die Wohnung einer Person innerhalb eines Gebäudes zu bestimmen, wurden die errechneten gemittelten Fassadenpegel der Gebäude als Indikator für die Lärmbelastung der Gebäudebewohner durch die verschiedenen Verkehrslärmquellen (Straßenverkehr, Schienenverkehr und Luftverkehr) verwendet. Dieses Vorgehen weist den Nachteil auf, dass hierdurch keine direkten Vergleichsmöglichkeiten mit Belastungsangaben, die beispielsweise im Rahmen der Umgebungslärmrichtlinie veröffentlicht werden, möglich sind. Hinsichtlich einer möglichst realitätsnahen Beschreibung der Lärmexposition der Bevölkerung für die Verwendung in dieser Studie, ist der über die einzelnen Fassadenpunkte gemittelte Pegel mit geringeren Fehlern behaftet als es beispielsweise die Verwendung der Belastung, die sich auf der höchstbelasteten Fassade ergibt, wäre. Hier käme es zu ausgeprägten Überschätzungen der Lärmexpostition. Gleiches gilt analog für die Verwendung der gering belasteten Fassadenseite, also meist der Hausseite, die von der Lärmquelle abgewandt ist; hier müsste das Risiko einer deutlichen Unterschätzung der tatsachlichen Belastung der Bewohnerinnen und Bewohner eingegangen werden. Der für die Beschreibung der Lärmexpostion über alle Fassadenpunkte gemittelte Pegel, ist ein vertretbarer Kompromiss. Diese Tatsache ist bei allen nachfolgenden Angaben zur Lärmbelastung, die sich in dieser Studie finden, zu berücksichtigen.

Unter den genannten Rahmenbedingungen waren 48 % der Bremer Bevölkerung von Straßenverkehrslärm am Tage (LAeq, Tag ≥ 50 dB(A)) betroffen, 23 % von Straßenverkehrslärm ab 55 dB(A). Entsprechende Belastungen während der Nacht (LAeq, Nacht ≥ 45 dB(A)) beliefen sich auf 23 % bzw. 2 % bei Pegeln ≥ 55dB(A). Von Schienenverkehrslärm am Tage (LAeq, Tag ≥ 50 dB(A)) waren 23 % betroffen, während der Nacht (LAeq, Nacht ≥ 45 dB(A) jedoch 46 %. Im Vergleich dazu war die Belastung durch Fluglärm relativ gering (28 % während des Tages (LAeq, Tag ≥ 40 dB(A)) und 7 % während der Nacht (LAeq, Nacht ≥ 40 dB(A)).

Mortalitätsanalysen

Gegenwärtig können nur Ergebnisse der Fall-Kontroll-Studie zur Gesamtmortalität gezeigt werden, da vorläufige Analysen der spezifischen Todesursachen größere Inkonsistenzen gezeigt hatten, die eine Rekodierung sämtlicher Todesursachen für die Kalenderjahre 1998-2011 erfordern. Die Analysen der Gesamtmortalität wurden für sämtliche Todesfälle und stratifiziert nach der Dauer des Wohnens an der letzten Anschrift durchgeführt (< 10 Jahre, 10-14 Jahre, > 14 Jahre).

Die größten Risikoerhöhungen fanden sich für Schienenverkehrslärm am Tage mit OR von 1.58 (95 % Vertrauensbereich [CI] 1.05-2.40) für Personen ab 40 Jahre, die weniger als 10 Jahre an derselben Anschrift gewohnt hatten. Entsprechende Analysen für eine Wohndauer von 10-14 Jahren ergaben keine signifikanten Risikoerhöhungen, während eine Wohndauer von mehr als 14 Jahren eine OR von 1.35 (95 % CI 1.12-1.62) bei 76 dB(A) (LAeq, Nacht) zeitigte. Für die Gesamtpopulation fand sich bei gleichem Lärmpegel eine OR von 1.11 (95% CI 1.03-1.21). Der nächtliche Schienenverkehrslärm stieg auf Lärmpegel von 77 dB(A) (LAeq, Nacht) mit entsprechenden ORs von 1.51 (95% CI 1.14-2.02) für Einwohnerinnen und Einwohner mit einer Wohndauer unter 10 Jahren, keiner Risikoerhöhung für Wohndauern zwischen 10 und 14 Jahren, und einer OR von 1.15 (95% CI 1.01-1.30) für Wohndauern ab 15 Jahren. Schienenverkehrslärm in der Nacht erbrachte bei der Gesamtpopulation eine OR von 1.14 (95 % CI 1.03-1.26).

Straßenverkehrslärm am Tage erbrachte für signifikante Ergebnisse für Personen mit der längsten Wohndauer bei äquivalenten Dauerschallpegeln von maximal 72 dB(A) (LAeq, Tag): OR 1.29, 95 % CI 1.15-1.43) und für die Gesamtpopulation eine OR von 1.10 (95% CI 1.02-1.17). Nächtlicher

Straßenverkehrslärm (LAeq, Nacht) stieg bis zu einem Dauerschallpegel von 67 dB(A) an: OR 1.30 (95% CI 1.12-1.50).

Die Analysen des Einflusses von Fluglärm auf die Gesamtmortalität zeigten signifikant erhöhte ORs ausschließlich für Fluglärm am Tage (LAeq, Tag) mit einem maximalen Dauerschallpegel von 67 dB(A): OR 1.32; 95% CI 1.07-1.64).

Fall-Kontroll-Studie zur Krebsinzidenz

Bei der Analyse des möglichen Einflusses von Umgebungslärm auf die Krebsinzidenz der beiden Diagnosegruppen zeigte sich für keine der drei betrachteten Lärmarten eine signifikante Risikoerhöhung.

Es fanden sich jedoch größere Risikoanstiege bei der Analyse einer kombinierten Einwirkung von Straßen- und Schienenverkehrslärm. Die solcherart exponierte Population mit einem Alter ab 40 Jahren betrug ca. 100.000 während des Tages und ca. 149.000 während der Nacht. Bei Expositionspegeln von jeweils 60 dB(A) (LAeq, Nacht) während des Tages zeigte für Leukämien/maligne Lymphome eine OR von 2.06 (95 % CI 1.31-3.26), während eine vergleichbare Exposition während der Nacht zu einer OR von 1.52 (95 % CI 1.11-1.90) führte. Bei der Interpretation dieser Ergebnisse muss berücksichtigt werden, dass ein erheblicher Anteil dieser Bevölkerung sowohl am Tage als auch in der Nacht dem kombinierten Lärm ausgesetzt war.

Das Erkrankungsrisiko für Brustkrebs stieg bei der Kombination von Straßen- und Schienenverkehrslärm am Tage nicht signifikant an. Es fanden sich jedoch größere Risikoerhöhungen durch die kombinierte Lärmexposition während der Nacht: bei 60 dB(A) fand sich eine OR von 3.47 (95 % CI 2.55-4.73).

Schlussfolgerungen

Die Studie zeigt zum ersten Mal einen signifikanten Anstieg der Gesamtmortalität durch Umgebungslärm. Dieses trifft für Straßen- und für Schienenverkehrslärm am Tage und in der Nacht zu. Dabei finden sich je nach Wohndauer divergierende Ergebnisse. Fluglärm zeigt ausschließlich am Tage eine signifikant erhöhte OR bei Personen mit einer Wohndauer unter 10 Jahren. Diese divergierenden Ergebnisse erfordern weitergehende Untersuchungen der exponierten Teilpopulationen. Die gefundenen Risikoerhöhungen bei spezifischen Krebserkrankungen sind bislang in anderen Studien noch nicht gefunden worden. Die Risikoerhöhungen sind jedoch derartig dramatisch erhöht, dass sie einer Untersuchung durch weitere Studien bedürfen.

Summary

Background

Numerous epidemiologic studies have investigated the health impact of road traffic noise, and there are several that have provided similar results due to aircraft noise. Health effects could be demonstrated mostly for arterial hypertension and for cardio-vascular diseases, in addition for depression and psychoses, also. Several studies, which incorporated both road traffic noise and aircraft noise, have shown a greater impact of aircraft noise on health.

Study aims

Major aims of the study are to analyse the impact of all major types of environmental noise, i.e. road traffic noise, aircraft noise, and railway noise, on human health, especially on cardiovascular diseases and on psychiatric disorders, especially on depression and on psychoses. This impact should be investigated separately for each type of environmental noise as well for combination of environmental noise types.

Study design

The overall type of study is a retrospective case-control study with multiple matching. Within the study there are two different case-control studies, dependent on the data sources.

A. Case-control study on environmental noise and mortality.

B. Case-control study on incidence of cancer.

Study region and study population

For studies A and B the City of Bremen, Germany, is defined as the study region.

The study population of study A comprises all Bremen City inhabitants and deceased persons covering calendar years 1998-2011. Altogether data of 789.355 persons of all ages were provided by the Bremen City residency registry. Complete transcriptions of all death certificates for the whole study period were provided by the Bremen Institute of Social Medicine and Epidemiology (BIPS), which is conducting the Bremen State Mortality Index.

The study population of study B comprises all cancer cases from 1998 through 2010 with residency in Bremen City. The Bremen State Cancer registry is organized by BIPS.

Methods

Determination of noise exposure

Environmental noise parameters have been calculated for the six months with most traffic for day (6 a.m.-10 p.m.), evening (6 p.m.-10 p.m.) and night (10 p.m.-6 a.m.) using residency contours as well as landscape contours. Calculation procedures were in accordance with German Federal regulations (VBUS, VBUSch, VBUF). Input data for these calculations were traffic data of 2005 for aircraft noise, and of 2006 both for road traffic noise and railroad traffic noise. For the purpose of this study for each residency mean calculated parameters for day-time noise and night-time noise were utilized. Calculated mean values for each residency were used because the residential data base did not contain any variable to identify the position of a specific residency within a specific house. Aircraft noise was calculated both for night-time as for day-time from 40 dB(A) upwards.

Minimum calculated road and railroad traffic noise levels were 45 dB(A) for night-time and 50 dB(A) for day-time noise.

Case-control study on mortality

Total mortality has been derived from the residency registry. ICD codes for underlying cause of death for the Bremen State Death Index had been provided by the Bremen State Statistical Office. However, an analysis of time trends of deaths due to acute myocardial infarction showed major and unexplainable changes of rates for several years, which could plausibly attributed to a recently employed coder. It was therefore decided to discard all ICD codes provided by the Bremen State Statistical Office and to recode all causes of death for the whole study period of 14 years.

For the analysis of environmental noise on total mortality cases were defined as all persons deceased from 1998 through 2012, and controls as all surviving persons with residency in Bremen anytime in the study period. Risk factors were environmental noise parameters either during the day or during the night. Confounders were age, the respective other two environmental noise factors, and selected community quarter specific social indicators (% of persons on social service support [2004], median of household income [2004], number of cars per 100 inhabitants [2005], mean square meters of residency [2005]). All analyses were conducted both for day-time as for night-time environmental noise parameters. Stratification was done for genders of persons, aged 40-75 years, as well as for duration of living at the same address (<10, 10-14, 15+ years).

Cancer incidence case-control study

As in an previous case-control study on environmental noise in the vicinity of Cologne-Bonn International Airport a risk increase had been demonstrated for leukemias and malignant lymphomas combined as well as for breast cancer in women, these diagnostic entities were selected for analyses of data of the Bremen State Cancer Registry. Cases were defined as persons with incident cancers. As data of cancer patients were anonymized, it was impossible to identify these patients within the residency registry data base. Therefore, all persons within the residency registry with identical year of birth and gender were defined as controls. Residency-specific environmental noise data were available for all, but 9 % of Bremen City residencies. For cancer cases slightly distorted Gauß-Krüger coordinates were available. These coordinates were available for all, but 1.5% of cancer patients' residencies. Thus of 48.543 cases of incident malignancies 47.813 remained for subsequent analyses. Due to the relative paucity of cancer cases all analyses, except for breast cancer, were performed for both genders combined. Environmental noise data as well as confounders were treated in identical manner as for the mortality analyses. Additional analyses were performed adding interaction terms of road traffic noise * railway noise. As the population exposed to aircraft noise in Bremen City is much smaller than those exposed to road traffic noise or railroad traffic noise it was impossible to conduct adequate analyses comprising aircraft noise.

Results

Population noise exposure

The results of noise exposure calculations of residencies included results regarding minimum, mean, and maximum noise levels for all parts of houses for all types of environmental traffic noise, as decreed by the Environmental Noise Legislature. But as the residency register contained no information at all on person-specific locations of residencies within a house was impossible to attribute exact noise parameters to persons exposed. Thus the use of residency specific mean noise parameters might lead to an overestimation or underestimation of actual exposures. It is deemed that the application of mean noise parameters to all inhabitants of specific residencies would lead

to less bias than the application of maximum noise parameters. Thus throughout this report all noise parameters refer to mean noise estimations - well in accordance with all international epidemiologic publications on the impact of environmental noise on health.

48 % of the Bremen City population was exposed to day-time road traffic noise (LAeq,day ≥ 50 dB(A)), 23 % to noise levels of 55 dB(A) and higher. Respective night-time values (LAeq, night ≥ 45 dB(A)) came to 37 % and 2 %. To railroad noise during days (LAeq, day ≥ 50 dB(A)) 23 % of the population was exposed, contrasting to night-time (LAeq, night ≥ 45 dB(A)) exposure of 46 %. Exposure to aircraft noise was comparatively minor (28 % during days (LAeq, day ≥ 40 dB(A)) vs. 7 % during nights (LAeq, night ≥ 40 dB(A))).

Mortality analyses

Presently total mortality results can be presented only, because preliminary analyses of codes of underlying causes of death revealed major inconsistencies which necessitated recoding of all death certificates for all calendar years (1998-2011). Total mortality was analyzed for all deaths, and stratified by duration of living at the same address (< 10 years, 10-14 years, > 14 years).

Largest increases were found for day-time railroad noise (LAeq,day), with odds ratios (OR) of 1.58 (95% confidence intervals (CI) of 1.05-2.40) for persons above the age of 39 for less than 10 years at the same address. Respective ORs for residency of 10-14 years were not significant, whereas living for more than 14 years at the same ad-dress rendered an OR of 1.35 (95% CI 1.12-1.62). All residency combined lead to an OR for 76 dB(A) of 1.11 (95% CI 1.03-1.21). Night-time railroad noise (LAeq,nicht) rose to maximum levels of 77 dB(A) with corresponding ORs of 1.51 (95% CI 1.14-2.02) for residency period of <10 years, nil increases for residency periods of 10-14 years, OR of 1.15 (95% CI 1.01-1.30), and for all periods combined an OR of 1.14 (95% CI 1.03-1.26).

Day-time road noise (LAeq,day) brought significantly increased OR for residents living 15 years and longer at the same address with maximum noise levels of 72 dB(A) (OR 1.29, 95% CI 1.15-1.43) and for all residency periods combined (OR 1.10, 95% CI 1.02-1.17). Night-time road traffic noise (LAeq, night) rendered significantly increased ORs for those persons only, living for more than 14 years at the same with maximum noise levels of 67 (OR 1.30, 95% CI 1.12-1.50).

Analyses of the impact of aircraft noise on total mortality resulted in significantly increased ORs exclusive for day-time noise (LAeq, day) and persons living for less than 10 years at the same address (OR at maximum noise level of 67 dB(A) 1.32, 95% CI 1.07-1.64).

Analyses of cancer incidence

When analyzing the impact of environmental noise for all three types separately, there was no significant increase for leukaemia/malignant lymphomas nor for breast cancer in women for day-time or night-time noise.

However, there were major increases of risk for the combined impact of road traffic noise and railroad traffic noise. The population exposed to both types of environmental noise came to about 100.000 at day and to about 149.000 at night. An exposure to day-time road noise and railroad noise (LAeq, day) of both 60 dB(A) showed an OR for leukaemia/malignant lymphoma of 2.06 (95% CI 1.31-3.26), whereas same noise levels at night (LAeq, night) brought an OR of 1.52 (95% CI 1.11-1.90). In interpreting these results one has to consider that those exposed to the combination of environmental noise at night are exposed to the same combination during the day.

Breast cancer risk were not significantly increased by the exposure to combined road traffic noise and railroad traffic noise at day, but there were large risk increases for the night-time combination of noises: the incidence risk increased to an OR of 3.47 (95% CI 2.55-4.73) at noise levels of 60 dB(A) for both types of noise.

Conclusion

Our study shows for the first time an impact of environmental noise on total mortality. This applies for railroad noise and road noise during day-time and night-time with differing impact of duration of living at the same address. Aircraft noise seems to have an impact on total mortality during day-time in those persons only, who lived for less than 10 years at the same address. These divergent results require further analyses to determine discriminating factors for those strata of the population with different duration of residency. The results of risk increases in cancers, again, have not been shown previously by other investigators. The ORs are disturbingly high and require confirmation by other studies.

Einführung

Große Teile der Bevölkerung der Bundesrepublik Deutschland sind Lärm aus der Umwelt ausgesetzt, wie periodische Repräsentativ-Erhebungen des Umweltbundesamtes wiederholt gezeigt haben. Von Umgebungslärm betroffene Bürgerinnen und Bürger klagen über gesundheitliche Folgen der Lärmbelästigung und Lärmbelastung. Epidemiologische Untersuchungen wurden in der Vergangenheit aufgrund der hohen Betroffenheit überwiegend zum Straßenverkehr und in neuerer Zeit auch zum nächtlichen Luftverkehr durchgeführt. Zu den gesundheitlichen Folgen des Schienenverkehrslärms ist bislang weltweit noch keine epidemiologische Studie durchgeführt worden. Es fehlen auch wissenschaftliche Studien, die Gesundheitsstörungen als Folge der Belastung durch alle drei Verkehrslärmarten (Straßenverkehrslärm, Schienenverkehrslärm, Fluglärm) in Kombination untersucht hätten.

Die Hypothese hinsichtlich gesundheitlicher Beeinträchtigungen durch Lärm leitet sich aus dem allgemeinen Stressmodell ab. Eine lang andauernde Lärmbelastung kann in eine permanente Verschiebung des physiologischen Gleichgewichtes münden. Dieses geschieht über eine über Zwischenhirn, Hypophyse und Nebennierenrinde gesteuerte erhöhte Ausschüttung von Stresshormonen (Cortisol, Noradrenalin). Dieses führt akut zu einer Erhöhung des Blutdrucks und kann bei chronischer Belastung zu Bluthochdruck mit der Folge chronischer Schäden im Herz-Kreislauf-System resultieren. Als Folgekrankheiten von Bluthochdruck sind in der medizinischen Forschung neben Herzinfarkt, Herzschwäche, koronarer Herzkrankheit und Schlaganfall auch vaskuläre Demenz, Nierenversagen und periphere arterielle Durchblutungsstörungen seit langem etabliert.

Die Tatsache, dass Umgebungslärm zu erheblichen Belästigungen führen kann, wird allgemein nicht in Zweifel gezogen. Unsicherheiten bestehen bei der quantitativen Bewertung gesundheitlicher Risiken, die durch Umgebungslärm hervorgerufen werden. Nach neueren epidemiologischen Studien ist jedoch davon auszugehen, dass Umgebungslärm zu erheblichen Gesundheitsgefährdungen der Bevölkerung führen kann. Dieses gilt insbesondere für Erkrankungen des Herzens und des Kreislaufs, für psychische Erkrankungen und möglicherweise auch für bösartige Neubildungen. Insbesondere das Zusammenwirken unterschiedlicher Umgebungslärmquellen, wie Straßenverkehrslärm, Schienenverkehrslärm und Fluglärm am Tage und in der Nacht auf Erkrankungsrisiken ist aber noch zu wenig geklärt.

Der vorliegende Bericht gibt die Ergebnisse der am Beispiel Bremen durchgeführten epidemiologischen Forschungen wieder.

1 Wissenschaftlicher Hintergrund

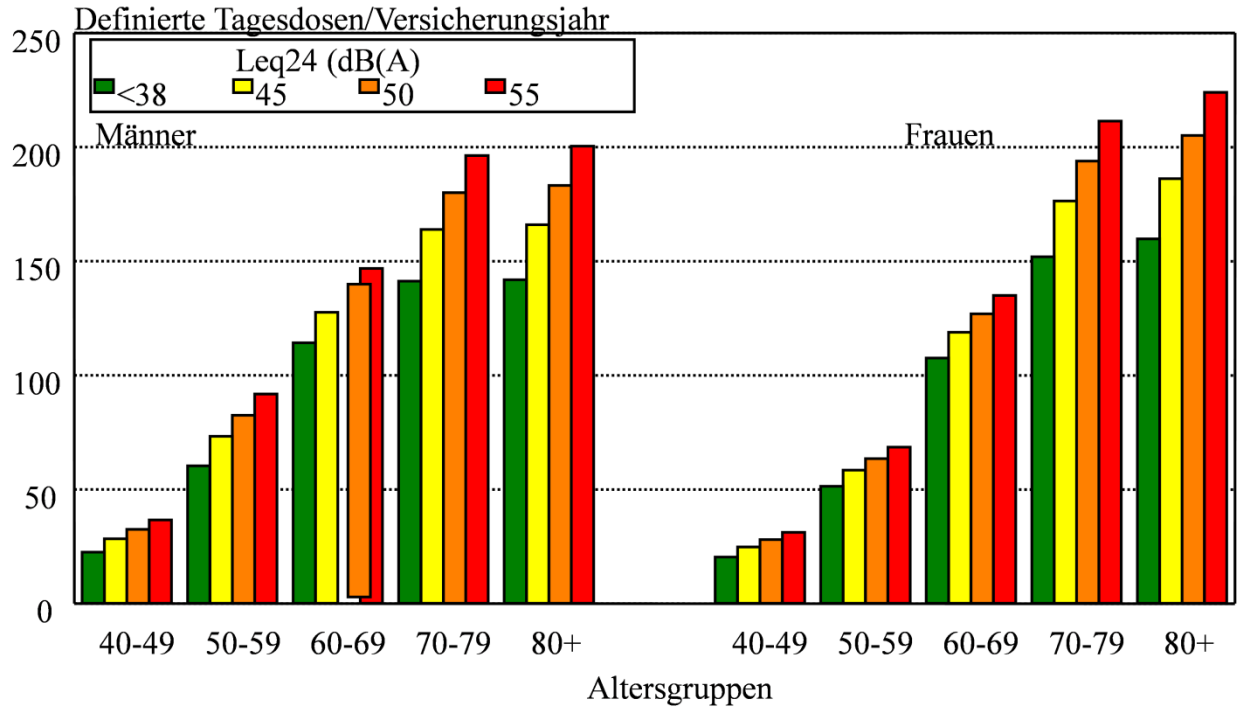
Eine Vielzahl von epidemiologischen Studien (Knipschild 1977a+b, Van Kempen 2002,Stansfeld 2003, Erikkson 2007 Rosenlund 2001, Matsui 2004, Rosenlund 2005, Niemann 2006, Jarup 2008, Haralabidis 2008,Huss 2010) hat ergeben, dass das Risiko an Bluthochdruck zu erkranken oder eine Herz- oder Kreislaufkrankheit zu erleiden, mit zunehmendem Dauerschallpegel von Fluglärm ansteigt. Studien haben ebenfalls gezeigt, dass durch Straßenverkehrslärm das Herz- und Kreislaufsystem in ähnlicher Weise belastet und beeinträchtigt wird.

Bis Ende der neunziger Jahre des vergangenen Jahrhunderts war die Annahme verbreitet, dass relevante Gesundheitsgefährdungen der Bevölkerung durch Verkehrslärm mit Dauerschallpegeln erst oberhalb von 65/70 dB(A) tags eintreten würden. Neuere Studien haben aber gezeigt, dass bereits bei erheblich niedrigeren Dauerschallpegeln eine signifikante Beeinträchtigung der Gesundheit erfolgen kann. Bei einer epidemiologischen Studie, die im Auftrage des Umweltbundesamtes im Umfeld des Flughafens Köln/Bonn durchgeführt wurde (Greiser 2006, Greiser 2010), ergab die Auswertung der Daten von mehr als 800.000 Versicherten gesetzlicher Krankenkassen mit Hauptwohnsitz in der Stadt Köln, im Rhein-Sieg-Kreis und im Rheinisch-Bergischen Kreis, dass die Menge von Arzneiverordnungen durch niedergelassene Ärzte mit ab einem fluglärmbedingten Dauerschallpegel von 40 dB(A) anstieg. Dieser Anstieg fand sich für die Gruppen der blutdrucksenkenden Arzneimittel und der übrigen Arzneimittel zur Behandlung von Erkrankungen des Herzens und des Kreislaufs. Die Anstiege waren in der Regel durch nächtlichen Fluglärm stärker ausgeprägt als durch Fluglärm am Tage.

Frauen wiesen in der Regel stärkere Effekte auf als Männer. Bei Frauen fanden sich zusätzlich stärker als bei Männern vom Ausmaß des Fluglärms abhängige Verordnungsmengen für Tranquilizer, Schlaf- und Beruhigungsmittel, sowie für Arzneimittel zur Behandlung von Depressionen.

Bei einer Differenzierung der Untersuchungspopulation nach denjenigen Personen, die auf Kosten des Flughafens Köln/Bonn Schallschutzmaßnahmen für Schlafzimmerfenster hätten finanzieren lassen können, und solchen Personen, denen eine solche Möglichkeit nicht offen stand, ergab sich, dass bei letzteren die Risiken erheblich stärker anstiegen als in der Gesamtpopulation.

Abbildung 1: Einfluss von Fluglärm auf die Verordnungsmenge von blutdrucksenkenden Arzneimitteln[1]

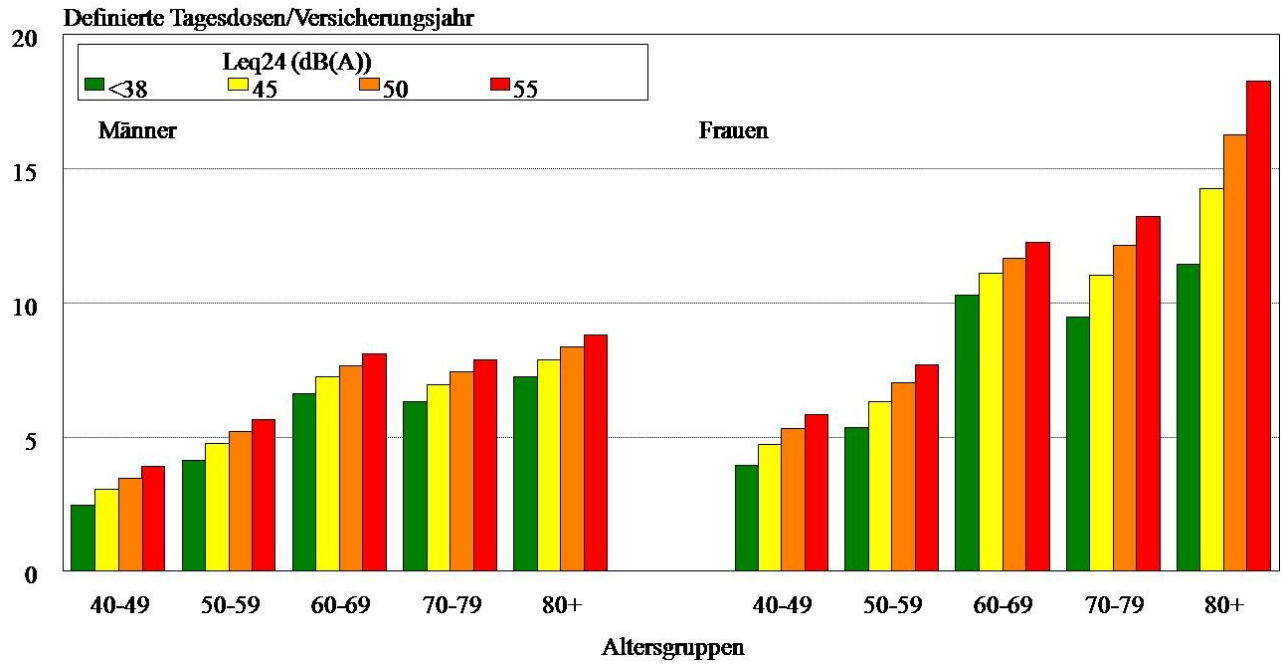


Wie aus Abbildung 1 deutlich ersichtlich, steigt die Verordnungsmenge von blutdrucksenkenden Arzneimitteln bei beiden Geschlechtern mit zunehmendem Fluglärm an. Dabei finden sich mit zunehmendem Alter relativ zum Fluglärm stärkere Effekte. Dieses kann als eine mit dem Alter ansteigende Empfindlichkeit gegenüber dem Einfluss von Fluglärm interpretiert werden.

Für Tranquilizer, Schlaf- und Beruhigungsmittel (Abbildung 2) und für Arzneimittel zur Behandlung von Depressionen finden sich beim weiblichen Geschlecht in allen Altersgruppen größere Verordnungsmengen und stärker durch Fluglärm bedingte Anstiege als bei Männern.

[1] berechnet unter Berücksichtigung von Straßenverkehrslärm, Schienenverkehrslärm, Häufigkeit von Sozialhilfe des Stadtteils und Dichte von Alten- und Pflegeheimplätzen, bezogen auf die Bevölkerung ab 65 Jahre

Abbildung 2: Einfluss von Fluglärm auf die Verordnungsmenge von Tranquilizern, Schlaf- und Beruhigungsmitteln[2]

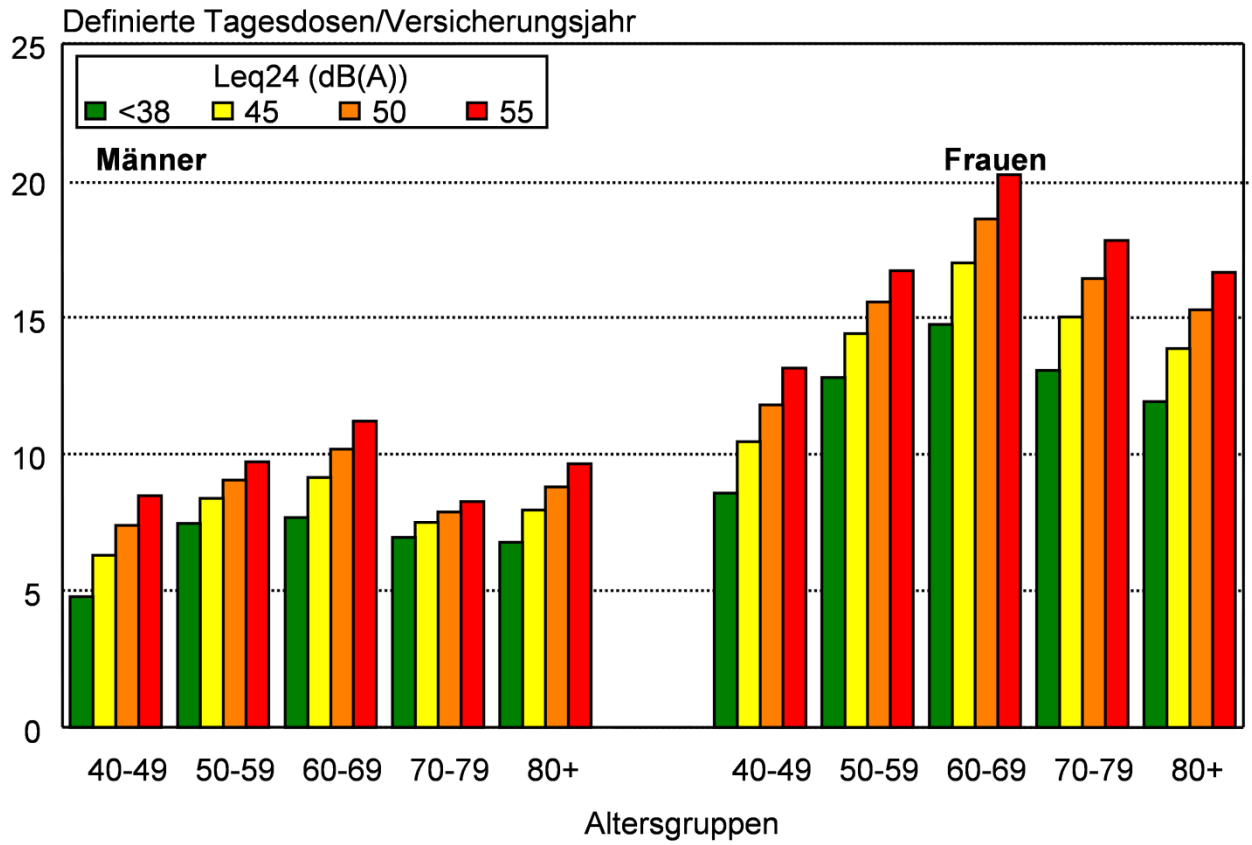


In einer zusätzlich durchgeführten Analyse fanden sich Hinweise auf eine Erhöhung der Verordnungsmengen von Arzneimitteln, die zur ambulanten Behandlung von Krebserkrankungen eingesetzt werden (Immunsuppressiva, Zytostatika, Antihormone).

In einer weiterführenden Studie wurde mit Daten von mehr als 1 Million Versicherten von acht gesetzlichen Krankenkassen der Einfluss von Fluglärm auf das Risiko für relevante Erkrankungen ermittelt. Dafür wurden im Rahmen einer Fall-Kontroll-Studie das Erkrankungsrisiko für eine stationäre Krankenhausbehandlung, insbesondere für Erkrankungen des Herzens und des Kreislaufs analysiert.

[2] berechnet unter Berücksichtigung von Straßenverkehrslärm, Schienenverkehrslärm, Häufigkeit von Sozialhilfe des Stadtteils und Dichte von Alten- und Pflegeheimplätzen, bezogen auf die Bevölkerung ab 65 Jahre

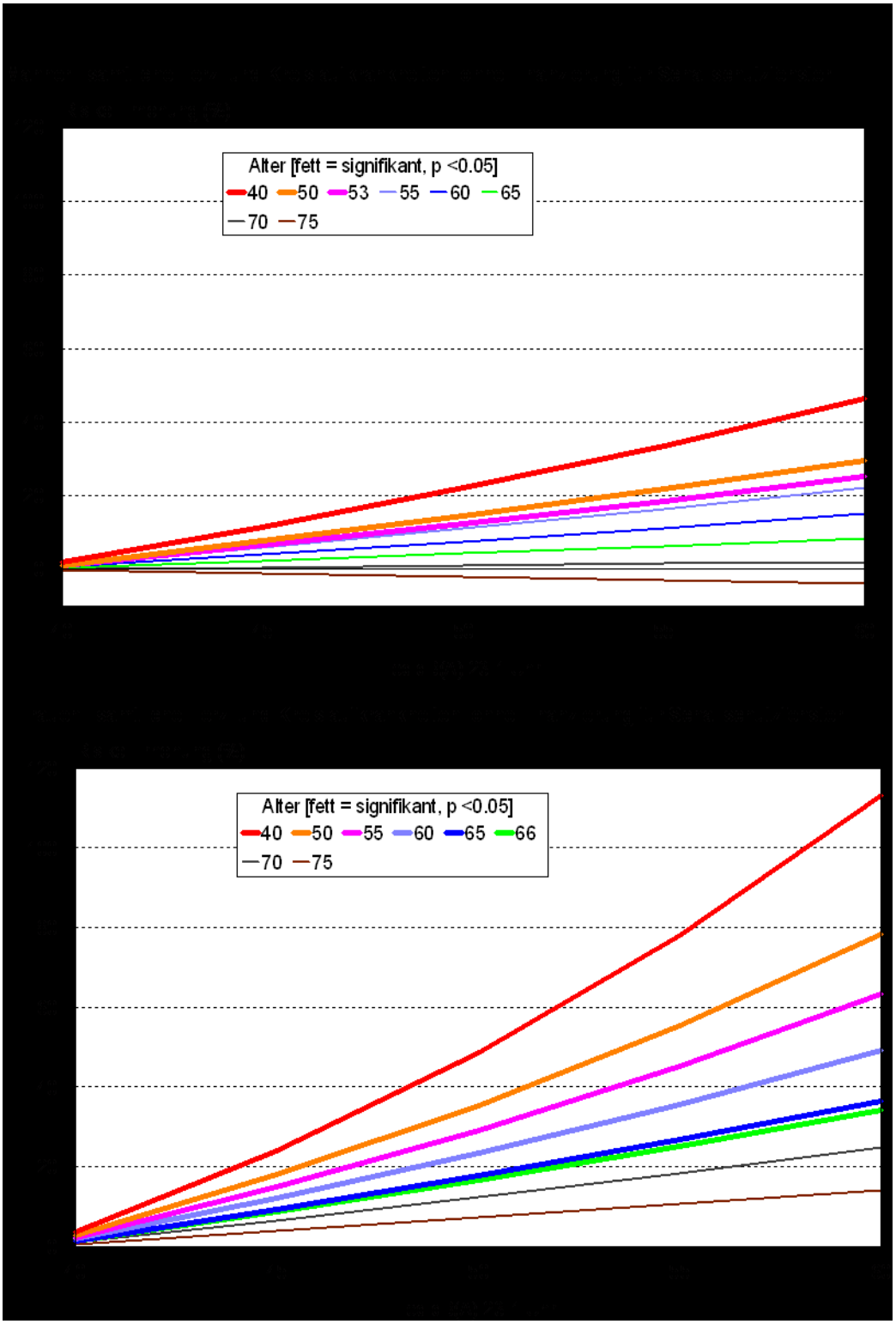
Abbildung 3: Einfluss von Fluglärm auf die Verordnungsmenge von Arzneimitteln zur Behandlung von Depressionen[3]



Die Ergebnisse dieser Fall-Kontroll-Studie zeigen erhebliche Einflüsse von Fluglärm auf die Krankheitsentstehung von Herz- und Kreislauferkrankungen. Abbildung 4 zeigt den Anstieg des Erkrankungsrisikos durch Fluglärm für das Zeitfenster 23 - 1 Uhr nachts für sämtliche Herz- und Kreislauferkrankungen kombiniert. Dabei ist zusätzlich zur Untersuchung der gesamten Studienpopulation eine stratifizierte Analyse durchgeführt worden, wobei zwischen der Gesamtpopulation aller gegenüber Fluglärm Exponierten und denjenigen differenziert wurde, die nicht die Möglichkeit zur Schallschutzfinanzierung durch den Flughafen Köln/Bonn hatten.

[3] berechnet unter Berücksichtigung von Straßenverkehrslärm, Schienenverkehrslärm, Häufigkeit von Sozialhilfe des Stadtteils und von Alten- und Pflegeheimplätzen, bezogen auf die Bevölkerung ab 65 Jahre

Abbildung 4: Einfluss des Fluglärms auf das Erkrankungsrisiko für sämtliche Erkrankungen des Herzens und des Kreislaufs bei Männern und Frauen ab dem 40. Lebensjahr[4]



[4] berechnet unter Berücksichtigung von Straßenverkehrslärm, Schienenverkehrslärm, Sozialhilfe-Häufigkeit des Stadtteils, Dichte von Alten- und Pflegeheimplätzen, Alter, Interaktion Alter*Fluglärm

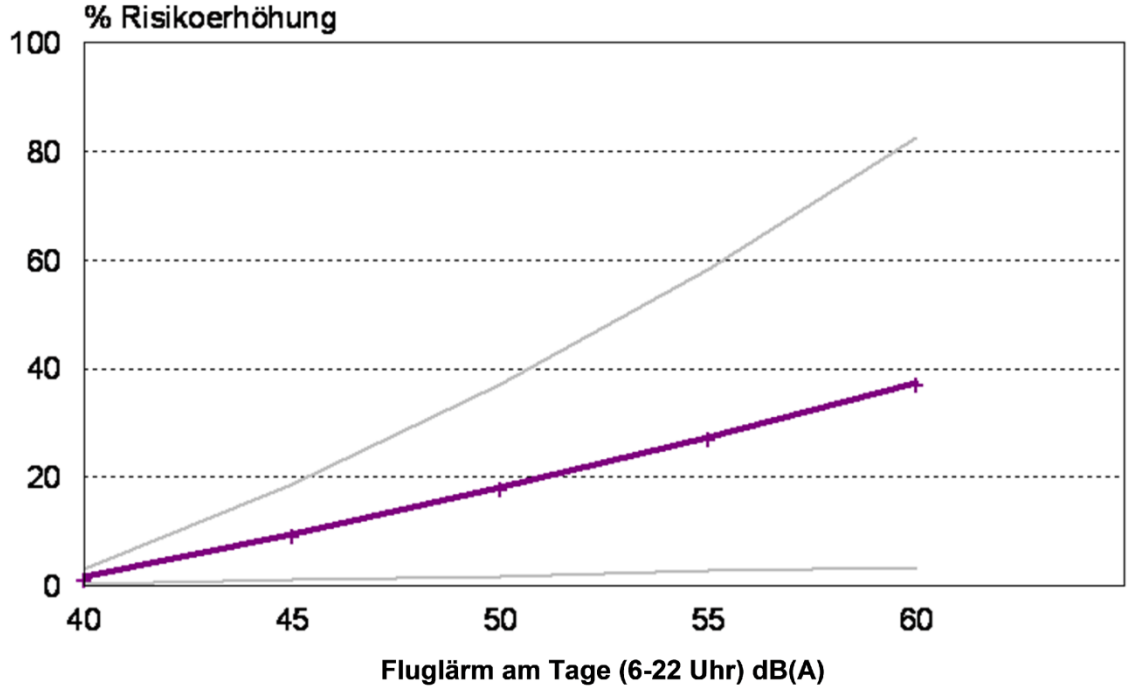
Bei den erhöhten Erkrankungsrisiken sind zwei Aspekte von besonderer Bedeutung: Bei Frauen sind die Effekte erheblich stärker ausgeprägt als bei Männern, und es finden sich deutlich höhere Erkrankungsrisiken bei denjenigen, die keine Kostenerstattung für bauliche Lärmschutzmaßnahmen durch den Flughafen Köln/Bonn beantragen konnten. Die Erkrankungsrisiken steigen linear von einem Dauerschallpegel von 40 dB(A) an und fallen mit zunehmendem Alter der Versicherten ab.

Bei weiteren Analysen zeigte sich, dass die Erhöhung des Erkrankungsrisikos vor allem diejenigen kardiovaskulären Erkrankungen betrifft, für die Bluthochdruck als wesentlicher Risikofaktor identifiziert worden ist: Herzinfarkt, Schlaganfall, koronare Herzkrankheit und Herzschwäche (Myokardinsuffizienz).

Es wurden zusätzlich Sensitivitätsanalysen durchgeführt, bei denen als Confounder medikamentös behandelte Fettstoffwechselstörungen, insulinabhängige Zuckerkrankheit und mit oralen Antidiabetika behandelte Zuckerkrankheit in die Modelle eingeführt wurden. Dabei veränderte sich der Einfluss des Fluglärms auf das Erkrankungsrisiko kardiovaskulärer Krankheiten nur minimal, während die Confounder als starke Risikofaktoren imponierten.

Bei der Analyse der Erkrankungsrisiken für sämtliche bösartigen Neubildungen (Abbildung 5) fanden sich grundlegende Unterschiede zwischen beiden Geschlechtern: Bei Frauen fanden sich global erhöhte Erkrankungsrisiken. Bei Männern dagegen fand sich als Folge der Exposition gegenüber Fluglärm keine statistisch signifikante Erhöhung.

Abbildung 5: Einfluss des Fluglärms am Tage (LAeq, Tag) auf das Erkrankungsrisiko für sämtliche bösartigen Neubildungen bei Frauen ab dem 40. Lebensjahr
Risikoerhöhung % (fette Linie) und 95 %-Vertrauensbereich (dünne Linien)[5]



[5] berechnet unter Berücksichtigung von Straßenverkehrslärm, Schienenverkehrslärm, Sozialhilfe-Häufigkeit des Stadtteils, Dichte von Alten- und Pflegeheimplätzen

2 Konzeption und Studiendesign

Die vorliegende Untersuchung ist als eine Fall-Kontroll-Studie unter Nutzung spezifisch Bremischer Daten konzipiert. Diese Daten umfassen

- das Einwohnermelderegister,
- das Bremer Krebsregister und
- den Bremer Mortalitäts-Index.

In einem ersten Schritt wurde die Lärmbelastung für sämtliche Bremer Hausanschriften berechnet. Als Eingangsdaten für die Berechnungen wurden Daten aus den Jahren 2005 und 2006 verwendet, weil diese in hoher Qualität verfügbar waren.

Die Veränderungen des Verkehrsaufkommens zwischen 2005 und 2010 sind insofern für die epidemiologischen Analysen relativ unbeachtlich, als eine Verdoppelung des Verkehrsaufkommens näherungsweise „lediglich“ zu einer Erhöhung der Lärmbelastung um 3 dB(A) führen würde. Die verfügbaren Verkehrsparameter deuten nicht darauf hin, dass die Zahl der Flugbewegungen, das Aufkommen im Straßenverkehr oder die Anzahl von Güterzügen zwischen 2005 und 2010 in so erheblicher Weise zugenommen haben könnten, dass eine relevante Veränderung der Lärmparameter folgen würde. Zu den adressgenauen Lärmparametern werden ortsteilspezifische Daten der Sozialberichterstattung für Bremen hinzugefügt. Dieses ist deswegen wissenschaftlich geboten, weil für nahezu alle Erkrankungen in einer Vielzahl von epidemiologischen Studien ein starker Sozialschichtgradient gefunden wurde. Zwar wären individuelle Sozialschicht-Indikatoren für die Kontrolle dieses Phänomens am besten geeignet. Da jedoch aus keiner Datenquelle solche individuellen Faktoren (z.B. Schulbildung oder Einkommen) verfügbar sind, wurden regionalspezifische Sozialschicht-Indikatoren verwendet. Dieses ist bei epidemiologischen Studien vergleichbarer Größenordnung mittlerweile internationaler Standard.

Die forschungsleitenden Hypothesen für die hier beschriebene Fall-Kontroll-Studie lauten:

- Umgebungslärm (Fluglärm, Straßenverkehrslärm, Schienenverkehrslärm) führt von niedrigen Dauerschallpegeln an zu erhöhter Erkrankungshäufigkeit von Herz- und Kreislauferkrankungen bei beiden Geschlechtern und zu erhöhter Krebshäufigkeit beim weiblichen Geschlecht.
- Umgebungslärm führt zu erhöhter Gesamtsterblichkeit und zur Erhöhung spezifischer Sterblichkeit an vergleichbaren Erkrankungen.

Die Stadt Bremen erschien als Studienregion zur Analyse der Forschungshypothesen aus verschiedenen Gründen besonders prädestiniert. Der Bremer Flughafen liegt innenstadtnah und weist bislang nur geringe Nachtflugaktivitäten auf. Die Bremer Bevölkerung ist in einigen Regionen einer nennenswerten Belastung durch Straßen- und Schienenverkehrslärm ausgesetzt. Bremen verfügt über bevölkerungsbezogene Datenquellen für den Gesundheitszustand der Bevölkerung (Mortalitäts-Index und Krebsregister), die in dieser Kombination bundesweit singulär sind.

Die wesentlichen Design-Elemente für die epidemiologische Fall-Kontroll-Studie bieten erhebliche Vorteile gegenüber herkömmlichen Fall-Kontroll-Studien:

Es sollen alle verfügbaren Datenbasen für die Bremer Bevölkerung mit adressgenauen Parametern des Umgebungslärms verknüpft werden. Die zur Verfügung stehenden Datenbasen sind

- das Bremer Melderegister,
- das Bremer Krebsregister,
- der Bremer Mortalitäts-Index.

Alle in die Auswertungen einbezogenen Variablen stellen objektive Parameter dar, die in keiner Weise durch unzureichende Responseraten oder Erinnerungsfehler verzerrt sein können.

Die Bremer Senatsressorts für Umwelt und für Gesundheit hatten vor Beginn des Forschungsvorhabens ihre volle Unterstützung für die Durchführung des Forschungsprojektes zugesagt. Die Arbeitsgruppe Prof. Gerd Glaeske, Zentrum für Sozialpolitik der Universität Bremen (ZES), fungierte als Treuhandstelle für die Generierung und Umsetzung von Einweg-Schlüsseln, mittels derer ein Linkage zwischen Umgebungslärmdaten und Bevölkerungsregisterdaten bzw. Krebsregisterdaten und Daten des Mortalitäts-Index durchgeführt wurde. Auf diese Weise ist gewährleistet, dass lediglich solche Daten in die Fall-Kontroll-Studie eingehen, die nicht mehr auf eine identifizierbare Einzelperson zurückgeführt werden können.

2.1 Datenschutzaspekte

Nach den Bestimmungen des Zehnten Buchs Sozialgesetzbuch – Sozialverwaltungsverfahren und Sozialdatenschutz (SGB X) ist wissenschaftliche Forschung außerhalb der gesetzlichen Krankenkassen ausschließlich mit faktisch anonymisierten Versichertendaten zulässig. Bei drei epidemiologischen Fall-Kontroll-Studien im Umfeld des Flughafens Köln/Bonn, die seit 2005 durchgeführt wurden, ist entsprechend verfahren worden.

Für die Aufbereitung der Daten des Bremer Krebsregisters und des Bremer Mortalitätsindex, d. h. Pseudonymisierung und Verbindung mit Umgebungslärmdaten, ist in der Arbeitsgruppe von Prof. Gerd Glaeske (ZES) ein Trust-Center eingerichtet worden, das dem Projektteam lediglich pseudonymisierte Daten zur Verfügung stellte. Das Ergebnis der intensiven Diskussionen zum Datenschutz lässt sich nunmehr so zusammenfassen, dass die Landesbeauftragte für Datenschutz und Informationsfreiheit grundsätzlich keine Möglichkeit sieht, der Übermittlung von Daten durch die gesetzlichen Krankenkassen für Zwecke des Forschungsprojektes zuzustimmen. Diese Position ergibt sich aus einer Interpretation der Definition von Sozialdaten auf der Basis von § 67 SGB X. Diese Interpretation wird sowohl vom Bundesbeauftragten für Datenschutz und Informationsfreiheit als auch vom Niedersächsischen Landesbeauftragten für Datenschutz und Informationsfreiheit nicht geteilt. Beide haben keine Einwände gegen die Kooperation mit gesetzlichen Krankenkassen in ihren jeweiligen Aufsichtsbereichen (bundesweit agierende gesetzliche Krankenkassen bzw. lediglich in Niedersachsen agierende Krankenkassen). Da sich wegen dieser Verweigerungshaltung der Bremischen Landesbeauftragten für Datenschutz und Informationsfreiheit für die unmittelbare Zukunft keine Möglichkeit für eine Bereitstellung von Daten der Allgemeinen Ortskrankenkasse Bremen/Bremerhaven absehen lässt, wurde in Abstimmung mit Umweltbundesamt die Einbeziehung von Daten der gesetzlichen Krankenkassen in das Forschungsprojekt gestrichen.

2.2 Lärmbelastungssituation Bremen

Die LÄRMKONTOR GmbH, Hamburg, ermittelte im Rahmen dieses Forschungsvorhabens die Umgebungslärmbelastungen nach den Berechnungsmethoden für die EU-Umgebungslärmrichtlinie in Deutschland. (BMUNR-BMVBS, 2006). Die Berechnung der Fassadenpegel für die Wohngebäude erfolgte für die Zeiträume

- Lday 6.00 bis 18.00 Uhr,
- Levening 18.00 bis 22.00 Uhr und
- Lnight 22.00 bis 6.00 Uhr.

Für die epidemiologische Auswertung wurden für den Straßen- und Schienenverkehrslärm jeweils der kleinste und der höchste Pegel am Gebäude sowie der mittlere Pegel aller berechneten Fassadenpegel für jedes Wohngebäude in 4 m Höhe ermittelt. Beim Fluglärm wurde entsprechend den Vorgaben nur ein Pegel je Gebäude und Zeitraum berechnet und dargestellt (gemäß der Bekanntmachung der „Vorläufigen Berechnungsmethode zur Ermittlung der Belastetenzahlen durch Umgebungslärm (BMUNR-BMVBS, 2007). Sämtliche Berechnungen wurden mit dem Programm

IMMI der Firma Wölfel Messsysteme • Software GmbH + Co. KG entsprechend den Berechnungsmethoden für die EU-Umgebungslärmrichtlinie in Deutschland (BMUNR-BMVBS., 2006) durchgeführt. Die als Ergebnis dieser Untersuchung ermittelten Lärmindizes Lden (Mittelungszeitraum über 24 h mit unterschiedlicher Gewichtung der Zeiträume Day [Tag 6.00-18.00 Uhr (+0 dB(A))] / Evening [Abend 18.00-22.00 Uhr (+5 dB(A))] / Night [Nacht 22.00-6.00 Uhr (+10 dB(A))]) sowie Lday, Levening und Lnight sind A-bewertete äquivalente Dauerschallpegel in Dezibel.

Bei allen Berechnungen findet ein hinsichtlich der Wetterbedingungen durchschnittliches Jahr Berücksichtigung.

Straßen

Die Berechnungen der Beurteilungspegel für die Straßen erfolgten nach der „Vorläufigen Berechnungsmethode für den Umgebungslärm an Straßen“ (VBUS) (BMUNR-BMVBS., 2006) Die Angaben über das Verkehrsaufkommen sind entsprechend den Anforderungen der EU-Umgebungslärmrichtlinie (EU, 2002) von der Freien Hansestadt Bremen und dem Staatlichen Gewerbeaufsichtsamt (GAA) Hildesheim zur Verfügung gestellt worden, d.h. die Verkehrsstärken wurden in Kraftfahrzeuge pro Stunde sowie der Lkw-Anteil für Fahrzeuge >3,5 Tonnen für die Zeiträume Tag (12 h) / Abend (4 h) / Nacht (8 h) gemäß den Anforderungen der VBUS angegeben.

Schienenwege

Die Berechnungen der Beurteilungspegel für die Schienenwege der DB AG erfolgten nach der „Vorläufigen Berechnungsmethode für den Umgebungslärm an Schienenwegen“ (VBUSch) (BMUNR-BMVBS, 2006). Die erforderlichen Angaben zu den Verkehrsmengen für das Jahr 2006 wurden von der DB AG bereitgestellt.

Luftverkehr

Die Berechnung der Fluglärmbelastung am Flughafen Bremen erfolgte auf der Grundlage der Flugbetriebsdaten, die mit „Vorläufigen Berechnungsmethode für den Umgebungslärm an Flugplätzen - Datenerfassungssystem“ (VBUF-DES) (BMUNR-BMVBS, 2006) erhoben wurden, nach der „Vorläufigen Berechnungsmethode für den Umgebungslärm an Flugplätzen - Anleitung zur Berechnung“ (VBUF-AzB) (BMUNR-BMVBS, 2006). Die Angaben zu den Flugbewegungen für das Jahr 2005 sind von der Freien Hansestadt Bremen geliefert worden.

Eingangsdaten

Das Gebiet der Freien Hansestadt Bremen, der Stadt Delmenhorst und der Gemeinde Stuhr wurde für die Lärmberechnungen mit allen relevanten Eingangsparametern in einem 3-dimensionalen Geländemodell digital erfasst. Die vorhandenen Baukörper sowie die zu kartierenden Schallquellen wurden in Lage und Höhe in das Modell aufgenommen.

Gebäude

Die Fassaden der Gebäude wurden als reflektierend mit einem Absorptionsverlust von 1 dB(A) in den Berechnungen berücksichtigt. In Abstimmung mit der Freien Hansestadt Bremen wurde das im Rahmen der Lärmkartierung überarbeitete Gebäudemodell für Bremen verwendet. Das für die Lärmkartierung 2007 zunächst verfügbare Gebäudemodell Bremens war für die Modellerstellung nicht detailliert genug. Daher wurden die Gebäudehöhen der Straßenrandbebauung in Bremen im Rahmen der Lärmkartierung 2007 in mehrtägigen Ortsbesichtigungen entlang des relevanten Straßennetzes bestimmt. Dabei wurden die Geschosszahlen ermittelt und diese mit einer Höhe von 2,8 Metern multipliziert (z.B. 2,5 Geschosse mal 2,8 Meter ergibt eine Gebäudehöhe von 7,0 Meter). Für die verbleibenden Gebäude wurden in Abstimmung mit der Stadt Bremen die Höhen über den Gebäudegrundflächen mit Hilfe eines pauschalen Ansatzes bestimmt, welcher sich in verschiedenen Projekten bewährt und sich bei einer Plausibilitätsprüfung für Bremen als adäquat erwiesen hat. Über diese konnte dann eine Verknüpfung zwischen den berechneten Schallpegeln und den Daten zur Beurteilung des Gesundheitszustandes erfolgen.

Arbeitsgrundlagen

Als Zeithorizont für die Lärmberechnungen wurde der Zeitraum 2005/2006 festgelegt, da für diesen Zeitraum die meisten flächendeckenden Grundlagendaten aus der ersten Stufe der Lärmkartierung für die Umgebungslärmrichtlinie zur Verfügung standen. Folgende Plangrundlagen und Daten wurden verwendet:

1. Digitales Geländemodell für Bremen, übermittelt 2006 von der Freien Hansestadt Bremen
2. Digitales Geländemodell für Delmenhorst und Stuhr, übermittelt im Mai 2011 vom GAA Hildesheim
3. Digitales Gebäudemodell von Bremen, übermittelt 2006 von Freien Hansestadt Bremen, ergänzt durch die LÄRMKONTOR GmbH
4. Digitales Gebäudemodell von Delmenhorst und Stuhr, übermittelt im Mai 2011 vom GAA Hildesheim
5. Straßengeometrien und Verkehrszahlen aus dem Jahr 2006 für Bremen, übermittelt von der Freien Hansestadt Bremen
6. Straßengeometrien und Verkehrszahlen aus dem Jahr 2005 für Delmenhorst und Stuhr, übermittelt im Mai 2011 vom GAA Hildesheim
7. Schienengeometrien für die Strecken der DB AG aus dem Streckennetz Deutschland, die Verkehrsmengen für das Jahr 2006 wurden Ende Juli 2011 von der DB AG bereitgestellt
8. Beschreibung der Flugrouten mit -bewegungszahlen am Flughafen Bremen für das Jahr 2005 wurden von der Freien Hansestadt Bremen 2006 geliefert
9. Planunterlagen zu Lärmschutzeinrichtungen in Bremen für das Jahr 2005 wurden von der Freien Hansestadt Bremen 2006 in analoger Form übermittelt
10. Die Lärmschutzeinrichtungen an den Straßen in Delmenhorst und Stuhr für 2005 wurden vom GAA Hildesheim 2011 als shape übermittelt
11. Georeferenzierte Adressdaten für Bremen wurden von der Epi.Consult 2011 bereitgestellt
12. Georeferenzierte Adressdaten für Delmenhorst und Stuhr wurden 2011 vom GAA Hildesheim als shape übermittelt

2.3 Berechnungsmethoden für Lärmparameter

Für alle bereitgestellten georeferenzierten Adressdaten wurden an den jeweils zugehörigen Wohngebäuden die Fassadenpegel entsprechend den Vorgaben der Umgebungslärmrichtlinie ermittelt. Die Verteilung der zu berechnenden Fassadenpunkte an den Gebäuden ergibt sich aus der Bekanntmachung der „Vorläufigen Berechnungsmethode zur Ermittlung der Belastetenzahlen durch

Umgebungslärm VBEB“ (BMUNR-BMVBS, 2007).Die vom GAA Hildesheim gelieferten Gebäudemodelle von Delmenhorst und Stuhr enthielten alle für die Berechnungen erforderlichen Angaben.

Für die spätere epidemiologische Auswertung waren die Gebäude den von Epi.Consult und dem GAA Hildesheim gelieferten georeferenzierten Adressen zuzuordnen. Dabei stellten sich teilweise Abweichungen zwischen den gelieferten Adress- und Gebäudedaten heraus, sodass letztendlich einige Adressen mit keinem Gebäude verknüpft werden konnten. In Bremen konnten 9,8 % der Adressen keine Wohngebäude zugeordnet werden, in Stuhr waren dies 4,6 % und in Delmenhorst 0,06 %. In den Ergebnistabellen sind die Adressen, denen keine Gebäude zugeordnet werden konnten, in einer zusätzlichen Spalte markiert (Abbildung 6).

Straßen

Die erforderlichen Straßendaten wurden von der Freien Hansestadt Bremen und dem GAA Hildesheim zur Verfügung gestellt. Sie sind mit den folgenden Parametern in das Modell eingegangen:

- Verkehrsstärke (ausgewiesener Lkw-Anteil >3,5 Tonnen)
- Regelquerschnitt
- Geschwindigkeit
- Straßenkategorie
- Straßenoberfläche sowie
- Längsneigung

Da das GAA Hildesheim entsprechend den Vorgaben der Umgebungslärmrichtlinie nur Daten für überregionale Straßen in Stuhr bereitgestellt hat, wurden die Nebenstraßen aus dem Verkehrsmodell Bremen ergänzt.

Das gelieferte Straßennetz für Delmenhorst wies eine höhere Straßendichte auf, da hier von der Stadt Delmenhorst Straßen im Straßenmodell des GAA Hildesheim ergänzt worden waren.

Entlang der gemeinsamen Gemeindegrenzen wurde das Straßennetz z.T. ergänzt und verknüpft.

Schienenverkehr

Die Lage und die Höhe der Schienen mussten teilweise, insbesondere aber im Bereich von Brücken, im Modell angepasst werden. Zur Ermittlung des Schienenverkehrslärms wurden folgende Parameter bei der Berechnung berücksichtigt:

- Schwellenart (nach Aussage der DB AG sind Betonschwellen anzusetzen)
- Zugart
- Anzahl der Züge pro Stunde
- Länge der Züge
- Geschwindigkeit
- Bremsenbauart

Luftverkehr

Die für das Jahr 2005 gemäß VBUF-DES zur Verfügung gestellten Flugrouten mit -bewegungszahlen beschreiben im Wesentlichen folgende Parameter:

- Geometrie der Start- und Landebahnen
- Geometrie der Flugrouten mit ggf. Höhenangaben
- Breite der Flugkorridore
- Flugbewegungen je Luftfahrzeugklasse und Route für die Zeiten Tag, Abend und Nacht

Zusätzlich wurden Schallschutzeinrichtungen (Schallschutzwände und -wälle) modelliert. Hierfür wurde das von der Freien Hansestadt Bremen zur Verfügung gestellte analoge Kartenmaterial verwendet sowie Erkenntnissen aus Ortsbefahrungen im Rahmen der Lärmkartierung der Stadt Bremen im Jahr 2007 berücksichtigt. Dabei wurden den Schallschutzeinrichtungen eigenschaftsspezifische Absorptionswerte zugeordnet:

- Hochabsorbierende Wände (Absorptionsverlust 8 dB)
- Absorbierende Wände (Absorptionsverlust 4 dB)
- Wände mit gering strukturierten Oberflächen (Absorptionsverlust 1 dB)
- Wände mit schallharter (strukturloser) Oberfläche (Absorptionsverlust 0 dB)
  z.B. Wände aus transparentem Kunststoff
- Erdwälle (keine Reflexion).

Die Höhen der während der Ortsbefahrung aufgenommenen Schallschutzeinrichtungen wurden durch einen Vergleich mit nahegelegenen Referenzobjekten, deren Höhen bekannt waren, und ggf. entsprechenden Erfahrungswerten bestimmt.

Für Delmenhorst und Stuhr wurden die Schallschutzeinrichtungen vom GAA Hildesheim als shape-Datei mit den jeweils zugehörigen Höhen geliefert. Für Delmenhorst wurden ebenfalls die Absorptionswerte bereitgestellt. In Stuhr fehlten diese Angaben zu den Absorptionswerten, daher wurde für die Lärmschutzwände in Stuhr pauschal ein mittlerer Absorptionsverlust von 4 dB(A) berücksichtigt.

Ergebnisse

Die berechneten Fassadenpegel wurden in Abstimmung mit dem Auftraggeber so aufbereitet und dargestellt, dass sie für die weitere epidemiologische Betrachtung optimal genutzt werden können. In die Auswertung übernommen wurden die berechneten Werte für Adressen, bei denen die Mittelwerte an Straßen und Schienenwegen für den Tagzeitraum und den 24-Stunden-Zeitraum 50 dB(A) erreichten.

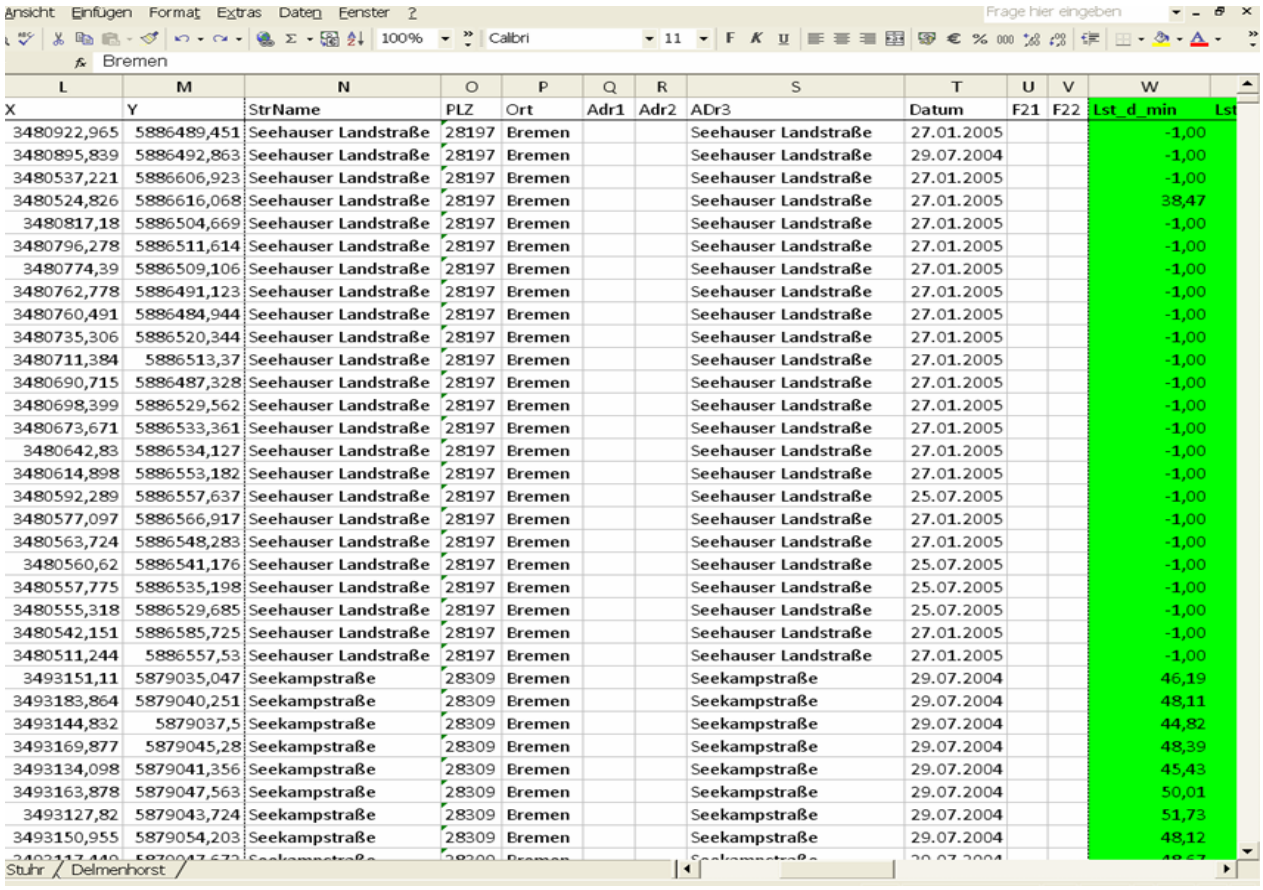
Für die Abend- und Nachtwerte an Straßen und Schienenwegen wurden die berechneten Werte für Adressen mit Mittelwerten über 45 dB(A) berücksichtigt.

Beim Fluglärm wurden alle berechneten Werte über 40 dB(A) übernommen.

Alle übrigen Werte wurden in den Ergebnistabellen mit -1 gekennzeichnet.

Zusätzlich wurden die Grundflächen der berechneten Gebäude ermittelt und Gebäude mit einer Grundfläche von <25 qm markiert. Dies war zur Identifizierung der Kleingartenhäuser notwendig, da diese in Bremen häufig eine eigene Adresse haben. Die jeweiligen berechneten Fassadenpegel wurden spaltenweise an die zugehörigen Adressen der gelieferten Adressdateien angehängt.

Abbildung 6: Ausschnitt Berechnungstabelle



Ansicht Einfügen Format Extras Daten Fenster ? — Frage hier eingeben

100% Calibri 11

Bremen

L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U	V	W	
X	Y	StrName	PLZ	Ort	Adr1	Adr2	ADr3	Datum	F21	F22	Lst_d_min	Lst
3480922,965	5886489,451	Seehauser Landstraße	28197	Bremen			Seehauser Landstraße	27.01.2005			-1,00	
3480895,839	5886492,863	Seehauser Landstraße	28197	Bremen			Seehauser Landstraße	29.07.2004			-1,00	
3480537,221	5886606,923	Seehauser Landstraße	28197	Bremen			Seehauser Landstraße	27.01.2005			-1,00	
3480524,826	5886616,068	Seehauser Landstraße	28197	Bremen			Seehauser Landstraße	27.01.2005			38,47	
3480817,18	5886504,669	Seehauser Landstraße	28197	Bremen			Seehauser Landstraße	27.01.2005			-1,00	
3480796,278	5886511,614	Seehauser Landstraße	28197	Bremen			Seehauser Landstraße	27.01.2005			-1,00	
3480774,39	5886509,106	Seehauser Landstraße	28197	Bremen			Seehauser Landstraße	27.01.2005			-1,00	
3480762,778	5886491,123	Seehauser Landstraße	28197	Bremen			Seehauser Landstraße	27.01.2005			-1,00	
3480760,491	5886484,944	Seehauser Landstraße	28197	Bremen			Seehauser Landstraße	27.01.2005			-1,00	
3480735,306	5886520,344	Seehauser Landstraße	28197	Bremen			Seehauser Landstraße	27.01.2005			-1,00	
3480711,384	5886513,37	Seehauser Landstraße	28197	Bremen			Seehauser Landstraße	27.01.2005			-1,00	
3480690,715	5886487,328	Seehauser Landstraße	28197	Bremen			Seehauser Landstraße	27.01.2005			-1,00	
3480698,399	5886529,562	Seehauser Landstraße	28197	Bremen			Seehauser Landstraße	27.01.2005			-1,00	
3480673,671	5886533,361	Seehauser Landstraße	28197	Bremen			Seehauser Landstraße	27.01.2005			-1,00	
3480642,83	5886534,127	Seehauser Landstraße	28197	Bremen			Seehauser Landstraße	27.01.2005			-1,00	
3480614,898	5886553,182	Seehauser Landstraße	28197	Bremen			Seehauser Landstraße	27.01.2005			-1,00	
3480592,289	5886557,637	Seehauser Landstraße	28197	Bremen			Seehauser Landstraße	25.07.2005			-1,00	
3480577,097	5886566,917	Seehauser Landstraße	28197	Bremen			Seehauser Landstraße	27.01.2005			-1,00	
3480563,724	5886548,283	Seehauser Landstraße	28197	Bremen			Seehauser Landstraße	27.01.2005			-1,00	
3480560,62	5886541,176	Seehauser Landstraße	28197	Bremen			Seehauser Landstraße	25.07.2005			-1,00	
3480557,775	5886535,198	Seehauser Landstraße	28197	Bremen			Seehauser Landstraße	25.07.2005			-1,00	
3480555,318	5886529,685	Seehauser Landstraße	28197	Bremen			Seehauser Landstraße	25.07.2005			-1,00	
3480542,151	5886585,725	Seehauser Landstraße	28197	Bremen			Seehauser Landstraße	27.01.2005			-1,00	
3480511,244	5886557,53	Seehauser Landstraße	28197	Bremen			Seehauser Landstraße	27.01.2005			-1,00	
3493151,11	5879035,047	Seekampstraße	28309	Bremen			Seekampstraße	29.07.2004			46,19	
3493183,864	5879040,251	Seekampstraße	28309	Bremen			Seekampstraße	29.07.2004			48,11	
3493144,832	5879037,5	Seekampstraße	28309	Bremen			Seekampstraße	29.07.2004			44,82	
3493169,877	5879045,28	Seekampstraße	28309	Bremen			Seekampstraße	29.07.2004			48,39	
3493134,098	5879041,356	Seekampstraße	28309	Bremen			Seekampstraße	29.07.2004			45,43	
3493163,878	5879047,563	Seekampstraße	28309	Bremen			Seekampstraße	29.07.2004			50,01	
3493127,82	5879043,724	Seekampstraße	28309	Bremen			Seekampstraße	29.07.2004			51,73	
3493150,955	5879054,203	Seekampstraße	28309	Bremen			Seekampstraße	29.07.2004			48,12	

Stuhr / Delmenhorst /

3 Lärmbelastung der Bremer Bevölkerung im Detail

Zur Berechnung der Lärmexposition einzelner Personen sind die gemittelten Fassadenpegel herangezogen worden, da die Daten des Einwohnermelderegisters, des Bremer Mortalitäts-Index und des Bremer Krebsregisters keine Informationen darüber enthalten, wo z.B. in Mehrfamilienhäusern sich die Wohnung einzelner Personen befinden.

Die Verknüpfung der adressgenauen Lärmparameter mit einer Datei des Statistischen Landesamtes Bremen mit der Anzahl von Bewohnern jeder Wohnanschrift zeigt die Lärmbelastung der Bremer Bevölkerung (Stand 31.12.2010):

- von nächtlichem Schienenverkehrslärm mit einem äquivalenten Dauerschallpegel für die Nachtbewertung LAeq, Nacht von mehr als 45 dB(A) waren ca. 271.000 Personen betroffen,
    - mehr als 59.000 erleben nächtlichen Schienenverkehrslärm von mehr als 55 dB(A),
- nächtlicher Straßenverkehrslärm von mehr als 45 dB(A) betraf ca. 200.000 Einwohnerinnen und Einwohner,
    - nächtlicher Straßenverkehrslärm von mehr als 55 dB(A) betraf über 7.000 Personen,
- nächtlicher Schienenverkehrslärm von mehr als 55 dB(A) und gleichzeitig nächtlicher Straßenverkehrslärm von mehr als 45 dB(A) betraf fast 27.000 Personen,
    - Fluglärm mit einem äquivalenten Dauerschallpegel für die für die Tagbewertung LAeq, Tag von mindestens 50 dB(A) betraf immerhin noch ca. 55.000 Personen.

Daraus ergibt sich, dass die Bremer Bevölkerung zum Teil in erheblichem Umfang von Verkehrslärm betroffen und zudem häufig auch von mehr als einer Lärmart belastet ist. Lediglich 115.000 Bremerinnen und Bremer leben nach den vorliegenden Lärmwerten in einer relativ ruhigen Umgebung. Hinzuweisen ist in diesem Zusammenhang auf die Tatsache, dass die angegebenen Betroffenenzahlen nicht mit denen der Lärmkartierung nach der EU-Umgebungslärmrichtlinie vergleichbar sind. Grund hierfür sind die unterschiedlichen Herangehensweisen bei der Bestimmung der Lärmbelastungen und der Einwohnerzahlen.

Tabelle 1: Verkehrslärmbelastung (LAeq Tag; LAeq, Nacht) der Bremer Bevölkerung (Population der Mortalitätsanalysen = 798.355) (gemittelte Fassadenpegel) – absolut und (%)[6]

Dauerschall-pegel [dB(A)]	Straße (Tag)	Straße (Nacht)	Schiene (Tag)	Schiene (Nacht)	Flug (Tag)	Flug (Nacht)
40-44	-	-	-	-	80.909 (10.3)	25.466 (3.2)
45-49	-	188.015 (23.8)	-	115.975 (14.7)	61.642 (7.8)	19.672 (2.5)
50-54	196.751 (24.9)	86.157 (10.9)	120.329 (15.2)	157.842 (20.0)	40.924 (5.2)	7.449 (0.9)
55-59	127.601 (16.2)	14.317 (1.8)	45.917 (5.8)	72.967 (9.2)	29.709 (3.8)	102 (‹0.1)
60+	49.556 (6.3)	972 (0.1)	13.523 (1.7)	19.239 (2.4)	8730 (1.1)	0
Unterhalb der Berechnungs-grenze %	424.447 52.6%	508.894 63.3%	618.586 77.2%	432.332 53.6%	576441 71.9%	745.666 93.3%

Die Exposition gegenüber Umgebungslärm zeigen zusammenfassend die nachfolgenden Tabellen.

[6] Für Straßen- und Schienenverkehrslärm erfolgte die Berechnung der Lärmbelastung am Tage ab 50 dB(A), während der Nacht ab 45 dB(A)

Tabelle 2: Population und Exposition gegenüber Umgebungslärm (gemittelte Fassadenpegel, LAeq Tag; LAeq, Nacht)– Analyse von Mortalitätsrisiken

		Exponierte gegenüber Lärm absolut und (%) aus…					
Alter	**Population**	**Schiene (Tag)**	**Schiene (Nacht)**	**Straße (Tag)**	**Straße (Nacht)**	**Flug (Tag)**	**Flug (Nacht)**
‹ 40	312.414	72.535 (40.3)	147.406 (40.3)	154.673 (41.4)	121.585 (42.0)	87.516 (39.4)	20.112 (38.2)
40-44	61.730	15.068 (8.4)	30.590 (8.4)	30.152 (8.1)	23.496 (8.1)	16.753 (7.5)	3.764 (7.1)
45-49	59.272	14.030 (7.8)	28.169 (7.7)	28.352 (7.6)	21.923 (7.6)	16.491 (7.4)	3.734 (7.1)
50-54	49.411	11.253 (6.3)	22.813 (6.2)	23.282 (6.2)	18.361 (6.3)	13.948 (6.3)	3.258 (6.2)
55-59	42.566	9.606 (5.3)	19.979 (5.5)	19.520 (5.2)	15.342 (5.3)	11.778 (5.3)	2.787 (5.3)
60-64	40.840	9.284 (5.2)	19.127 (5.2)	18.754 (5.0)	14.520 (5.0)	11.695 (5.3)	2.970 (5.6)
65-69	38.905	8.781 (4.9)	18.113 (4.9)	17.582 (4.7)	13.539 (4.7)	11.133 (5.0)	2.915 (5.5)
70-74	45.789	9.639 (5.4)	19.836 (5.4)	20.647 (5.5)	16.096 (5.6)	13.778 (6.2)	3.528 (6.7)
› 74	138.428	29.573 (16.5)	59.990 (16.4)	60.946 (16.3)	44.599 (15.4)	38.822 (17.5)	9.621 (18.3)
Summe	789.355	179.769 (100.0)	366.023 (100.0)	373.908 (100.0)	289.461 (100.0)	221.914 (100.0)	52.689 (100.0)

Tabelle 3: Population und Exposition gegenüber Umgebungslärm (gemittelte Fassadenpegel, LAeq Tag; LAeq, Nacht) – Analyse von Mortalitätsrisiken – Männer

		Exponierte gegenüber Lärm absolut und (%) aus…					
Alter	**Männer**	**Schiene (Tag)**	**Schiene (Nacht)**	**Straße (Tag)**	**Straße (Nacht)**	**Flug (Tag)**	**Flug (Nacht)**
‹ 40	159.161	36.784 (40.9)	74.269 (40.8)	79.508 (42.2)	63.075 (42.6)	45.665 (40.9)	10.771 (40.4)
40-44	34.395	8.464 (9.4)	17.124 (9.4)	17.238 (9.1)	13.575 (9.2)	9.367 8.4)	2.132 (8.0)
45-49	32.937	7.819 (8.7)	15.700 (8.6)	16.286 (8.6)	12.679 (8.6)	9.163 (8.2)	2.025 (7.6)
50-54	26.446	6.199 (6.9)	12.279 (6.8)	12.793 (6.8)	10.211 (6.9)	7.487 (6.7)	1.739 (6.5)
55-59	22.335	5.120 (5.7)	10.543 (5.8)	10.436 (5.5)	8.246 (5.6)	6.190 (5.5)	1.463 (5.5)
60-64	21.482	4.988 (5.6)	10.186 (5.6)	10.031 (5.3)	7.834 (5.3)	6.111 (5.5)	1.524 (5.7)
65-69	20.655	4.800 (5.3)	9.673 (5.3)	9.477 (5.0)	7.301 (4.9)	5.914 (5.3)	1.532 (5.7)
70-74	23.420	4.989 (5.6)	10.188 (5.6)	10.503 (5.6)	8.284 (5.6)	7.062 (6.3)	1.835 (6.9)
› 74	50.548	10.675 (11.9)	21.905 (12.0)	22.299 (11.8)	16.731 (11.3)	14.593 (13.1)	3.632 (13.6)
Summe	391.379	89.838 (100.0)	181.867 (100.0)	188.571 (100.0)	147.936 (100.0)	111.552 (100.0)	26.653 (100.0)

Tabelle 4: Population und Exposition gegenüber Umgebungslärm (gemittelte Fassadenpegel, LAeq Tag; LAeq, Nacht) – Analyse von Mortalitätsrisiken – Frauen

		Exponierte gegenüber Lärm absolut und (%) aus…					
Alter	**Frauen**	**Schiene (Tag)**	**Schiene (Nacht)**	**Straße (Tag)**	**Straße (Nacht)**	**Flug (Tag)**	**Flug (Nacht)**
‹ 40	153.253	35.751 (39.8)	73.137 (39.7)	75.165 (40.6)	58.510 (41.3)	41.851 (37.9)	9.341 (35.9)
40-44	27.335	6.604 (7.3)	13.466 (7.3)	12.914 (7.0)	9.921 (7.0)	7.386 (6.7)	1.632 (6.3)
45-49	26.335	6.211 (6.9)	12.469 (6.8)	12.066 (6.5)	9.244 (6.5)	7.328 (6.6)	1.709 (6.6)
50-54	22.965	5.054 (5.6)	10.534 (5.7)	10.489 (5.7)	8.150 (5.8)	6.461 (5.9)	1.519 (5.8)
55-59	20.231	4.486 (5.0)	9.436 (5.1)	9.084 (4.9)	7.096 (5.0)	5.588 (5.1)	1.324 (5.1)
60-64	19.358	4.296 (4.8)	8.941 (4.9)	8.723 (4.7)	6.686 (4.7)	5.584 (5.1)	1.446 (5.6)
65-69	18.250	3.981 (4.4)	8.440 (4.6)	8.105 (4.4)	6.238 (4.4)	5.219 (4.7)	1.383 (5.3)
70-74	22.369	4.650 (5.2)	9.648 (5.2)	10.144 (5.5)	7.812 (5.5)	6.716 (6.1)	1.693 (6.5)
› 74	87.880	18.898 (21.0)	38.085 (20.7)	38.647 (20.9)	27.868 (19.7)	24.229 (22.0)	5.989 (23.0)
Summe	397.976	89.931 (100.0)	184.156 (100.0)	185.337 (100.0)	141.525 (100.0)	110.362 (100.0)	26.036 (100.0)

Tabelle 5: Population und Exposition gegenüber Umgebungslärm (gemittelte Fassadenpegel, LAeq Tag; LAeq, Nacht) – Analyse von Krebsrisiken – Männer und Frauen

		Exponierte gegenüber Lärm absolut und (%) aus…					
Alter	**Popula-tion**	**Schiene (Tag)**	**Schiene (Nacht)**	**Straße (Tag)**	**Straße (Nacht)**	**Flug (Tag)**	**Flug (Nacht)**
‹ 40	312.372	72.510 (39.4)	147.390 (39.3)	154.602 (40.4)	121.510 (41.0)	87.483 (38.5)	20.126 (37.2)
40-44	62.195	15.177 (8.2)	30.779 (8.2)	30.322 (7.9)	23.619 (8.0)	16.833 (7.4)	3.771 (7.0)
45-49	60.212	14.252 (7.7)	28.628 (7.6)	28.714 (7.5)	22.199 (7.5)	16.757 (7.4)	3.802 (7.0)
50-54	50.976	11.631 (6.3)	23.590 (6.3)	23.958 (6.3)	18.931 (6.4)	14.408 (6.3)	3.370 (6.2)
55-59	44.928	10.147 (5.5)	21.090 (5.6)	20.582 (5.4)	16.151 (5.4)	12.444 (5.5)	2.960 (5.5)
60-64	44.337	10.089 (5.5)	20.758 (5.5)	20.299 (5.3)	15.692 (5.3)	12.700 (5.6)	3.222 (6.0)
65-69	43.208	9.643 (5.2)	20.047 (5.3)	19.491 (5.1)	14.997 (5.1)	12.338 (5.4)	3.263 (6.0)
70-74	50.431	10.626 (5.8)	21.885 (5.8)	22.701 (5.9)	17.699 (6.0)	15.095 (6.6)	3.900 (7.2)
› 74	140.473	29.961 (16.3)	61.030 (16.3)	62.088 (16.2)	45.913 (15.5)	39.242 (17.3)	9.695 (17.9)
Summe	809.132	184.036 (100.0)	375.197 (100.0)	382.757 (100.0)	296.711 (100.0)	227.300 (100.0)	54.109 (100.0)

Tabelle 6: Population und Exposition gegenüber Umgebungslärm (gemittelte Fassadenpegel, LAeq Tag; LAeq, Nacht)– Analyse von Krebsrisiken – Männer

		Exponierte gegenüber Lärm absolut und (%) aus…					
Alter	**Männer**	**Schiene (Tag)**	**Schiene (Nacht)**	**Straße (Tag)**	**Straße (Nacht)**	**Flug (Tag)**	**Flug (Nacht)**
‹ 40	158.841	36.702 (39.8)	74.142 (39.6)	79.323 (40.9)	62.918 (41.4)	45.566 (39.7)	10.757 (39.0)
40-44	34.392	8.475 (9.2)	17.113 (9.2)	17.241 (8.9)	13.558 (8.9)	9.346 (8.1)	2.126 (7.7)
45-49	33.115	7.859 (8.5)	15.785 (8.4)	16.348 (8.4)	12.731 (8.4)	9.225 (8.0)	2.041 (7.4)
50-54	26.866	6.311 (6.8)	12.493 (6.7)	12.981 (6.7)	10.380 (6.8)	7.620 (6.6)	1.769 (6.4)
55-59	23.285	5.355 (5.8)	10.999 (5.9)	10.900 (5.6)	8.591 (5.6)	6.450 (5.6)	1.522 (5.5)
60-64	23.125	5.370 (5.8)	10.944 (5.9)	10.729 (5.5)	8.370 (5.5)	6.586 (5.7)	1.632 (5.9)
65-69	22.955	5.255 (5.7)	10.702 (5.7)	10.495 (5.4)	8.088 (5.3)	6.523 (5.7)	1.719 (6.2)
70-74	26.381	5.659 (6.1)	11.487 (6.1)	11.803 (6.1)	9.321 (6.1)	7.937 (6.9)	2.070 (7.5)
› 74	54.443	11.327 (12.3)	23.338 (12.5)	24.056 (12.4)	18.180 (11.9)	15.661 (13.6)	3.921 (14.2)
Summe	403.403	92.313 (100.0)	187.003 (100.0)	193.876 (100.0)	152.137 (100.0)	114.914 (100.0)	27.557 (100.0)

Tabelle 7: Population und Exposition gegenüber Umgebungslärm (gemittelte Fassadenpegel, LAeq Tag; LAeq, Nacht) - Analyse von Krebsrisiken – Frauen

		Exponierte gegenüber Lärm absolut und (%) aus…					
Alter	**Frauen**	**Schiene (Tag)**	**Schiene (Nacht)**	**Straße (Tag)**	**Straße (Nacht)**	**Flug (Tag)**	**Flug (Nacht)**
‹ 40	153.531	35.808 (39.0)	73.248 (38.9)	75.279 (39.9)	58.592 (40.5)	41.917 (37.3)	9.369 (35.3)
40-44	27.803	6.702 (7.3)	13.666 (7.3)	13.081 (6.9)	10.061 (7.0)	7.487 (6.7)	1.645 (6.2)
45-49	27.097	6.393 (7.0)	12.843 (6.8)	12.366 (6.5)	9.468 (6.5)	7.532 (6.7)	1.761 (6.6)
50-54	24.110	5.320 (5.8)	11.097 (5.9)	10.977 (5.8)	8.551 (5.9)	6.788 (6.0)	1.601 (6.0)
55-59	21.643	4.792 (5.2)	10.091 (5.4)	9.682 (5.1)	7.560 (5.2)	5.994 (5.3)	1.438 (5.4)
60-64	21.212	4.719 (5.1)	9.814 (5.2)	9.570 (5.1)	7.322 (5.1)	6.114 (5.4)	1.590 (6.0)
65-69	20.253	4.388 (4.8)	9.345 (5.0)	8.996 (4.8)	6.909 (4.8)	5.815 (5.2)	1.544 (5.8)
70-74	24.050	4.967 (5.4)	10.398 (5.5)	10.898 (5.8)	8.378 (5.8)	7.158 (6.4)	1.830 (6.9)
› 74	86.030	18.634 (20.3)	37.692 (20.0)	38.032 (20.1)	27.733 (19.2)	23.581 (21.0)	5.774 (21.7)
Summe	405.729	91.723 (100.0)	188.194 (100.0)	188.881 (100.0)	144.574 (100.0)	112.386 (100.0)	26.552 (100.0)

4 Datenquellen

4.1 Daten des Melderegisters

Es waren vom Stadtamt der Freien Hansestadt Bremen Melderegister-Daten der Jahre 1998-2012 (Mai) zur Verfügung gestellt worden. Für jedes Kalenderjahr waren folgende Angaben verfügbar:

- A. Bestandsdaten (jeweils zum 31.12. des Jahres),
- B. Zuzüge aus anderen Gemeinden, z.T. aus dem Ausland,
- C. Umzüge innerhalb Bremens,
- D. Wegzüge aus Bremen hinaus,
- E. Todesfälle.

Die Daten der Todesfälle weisen insofern eine Besonderheit auf, als für die Kalenderjahre 1998-2002 für lediglich acht Verstorbene eine komplette Identifizierung vorhanden war. Die Datenstruktur des Stadtamtes erlaubt für diese Kalenderjahre keine Rekonstruktion der Identifikation der Verstorbenen insgesamt, sondern lediglich eine Abfrage nach Einzelpersonen. Vom Statistischen Landesamt wurden jedoch für diese Kalenderjahre für jeden Verstorbenen dieser Kalenderjahre neben Geburtsdatum, Sterbedatum und Geschlecht die Anschriften zur Verfügung gestellt. Die durchgeführten Aufbereitungen verfolgten mehrere Ziele:

- Für eine Fall-Kontroll-Studie nach Linkage mit Daten des Bremer Mortalitäts-Index wurde ein Gesamtbestand über sämtliche Kalenderjahre von jemals in Bremen wohnhaft gewesenen Personen erstellt. Für die Analyse wurden die Lärmparameter der letzten Wohnanschrift sowie die regionalspezifischen relevanten Daten der Bremischen Sozialberichterstattung hinzugezogen.
- Eine weitere Fall-Kontroll-Studie wurde anhand der Daten der Verstorbenen des Melderegisters (Gesamtmortalität) und der Lärm- und Sozialdaten durchgeführt.

Für eine Analyse der Sterbewahrscheinlichkeiten nach Personenjahren wurde die Wohndauer jeder Person in Bremen über den 14-Jahres-Zeitraum ermittelt.

Für die Durchführung des Forschungsvorhabens waren folgende Variablen des Melderegisters erforderlich:

- Familiennamen,
- Vornamen,
- Tag der Geburt,
- Geschlecht,
- gegenwärtige und frühere Anschriften der Hauptwohnung,
- Tag des Einzugs und des Auszugs,
- Sterbetag und -ort.

Die Dauer des Wohnens an verschiedenen Anschriften war für die Durchführung des Forschungsprojektes deswegen erforderlich, weil die Dauer der Exposition gegenüber den verschiedenen Verkehrslärmarten (Luftverkehr, Straßenverkehr, Schienenverkehr) die Berechnung der Lärmdosis erlaubt. Dieses ist deswegen zwingend, weil alle bisherigen Studien zu dieser Problematik ergeben haben, dass nicht nur die aktuelle Lärmgröße als Einflussfaktor für die Entwicklung von z.B. Herz- und Kreislaufkrankheiten maßgebend ist, sondern auch die Dauer mit der ein bestimmter Lärmpegel auf den Menschen einwirkt.

Beim Versuch des Abgleichs der Daten des Melderegisters mit den bereitgestellten Lärmdaten, ergab sich insofern ein Problem, als bei den Melderegisterdaten bis 2003 und in allen Jahrgängen der Daten von Verstorbenen nur partiell normierte Straßenbezeichnungen vorhanden waren. Dieses scheint ein Indiz dafür zu sein, dass die Anschriften nicht unter Verwendung eines normierten Thesaurus im Melderegister bearbeitet worden waren, sondern manuell erhoben worden waren inklusive individueller Abkürzungen und Schreibfehlern. Vor dem Linkage waren deshalb umfangreiche manuelle Korrekturen erforderlich.

4.2 Daten des Bremer Krebsregisters

Für das Forschungsprojekt erforderliche Variablen waren:

- Geschlecht,
- Geburtsmonat und -jahr,
- Monat und Jahr der ersten Tumordiagnose,
- Monat und Jahr des Sterbedatums,
- Gauß-Krüger-Koordinaten der Anschrift („verschmutzt“),
- Tumordiagnose (ICD, ICD-O),
- früheres Tumorleiden,
- TNM, (=Tumor, Nodulus, Metastasis)
- bei verstorbenen Patienten: Grundleiden der Todesbescheinigung,
- Ergebnisse der durchgeführten Autopsie.

Umfang der erforderlichen Daten: Für die Kalenderjahre 1998-2010 wurden vom Bremer Krebsregister an die Auswertungsstelle des ZES die Daten aller Patienten und Patientinnen geliefert, die nicht den Altersbeschränkungen unterliegen.

Diese Daten liegen für die Kalenderjahre 1998-2010 komplett vor. Die Daten enthalten, wie es dem Bremischen Krebsregister-Gesetz entspricht, keine Adressdaten, sondern modifizierte Gauß-Krüger-Koordinaten der Hausanschrift, die keinen Rückschluss auf die Identität der an Krebs erkrankten Personen zulassen.

Ein Linkage mit den Lärmparametern zeigte, dass bei 47.813 von 48.543 Fällen die bereitgestellten Gauß-Krüger-Koordinaten zu einer Anschrift und damit zu Lärmparametern in der Lärmdatenbank führten. Der Verlust von 1.5 % der Krebsfälle dürfte für die Analysen unerheblich sein.

4.3 Daten des Bremer Mortalitäts-Index

Für das Forschungsprojekt erforderliche Variablen waren:

- Geschlecht,
- Geburtsdatum (nur Monat und Jahr),
- Sterbedatum (nur Monat und Jahr),
- Feststellung der Todesursache durch…
- sämtliche Todesursachen mit Zeit zwischen Erkrankung und Todeszeitpunkt,
- sämtliche Todesursachen bei erfolgter Obduktion.

Die Aufbereitung der Daten durch das BIPS erwies sich als außerordentlich personalintensiv, so dass sich die Bereitstellung in Tranchen über einen längeren Zeitraum erstreckte (April 2013 bis Januar 2014).

Es stellte sich heraus, dass die Kodierung der Todesursachen für einige Jahre offenkundig erhebliche Fehler aufwies. So fand sich bei einer Analyse der Herzinfarkt-Mortalität vom Kalenderjahr 2004 auf 2005 ein Abfall auf ca. 50%. Im Jahre 2007 stieg die Häufigkeit ungefähr auf die Ausgangswerte von 2004 an. Es wurde deshalb angenommen, dass die für eine epidemiologische Analyse erforderliche Validität der Kodierung von Todesursachen für keines der Kalenderjahre (1998-2011) gegeben sein könnte und als zwingende Konsequenz eine Neukodierung sämtlicher ursächlich zum Tode führender Erkrankungen erforderlich wäre.

Die Ausgangsbasis für die Kodierung der Todesursachen sind die im Bremer Mortalitäts-Index enthaltenen Diagnosen. An sich sollten diese nicht mehr als sechs Diagnosen enthalten. Im Falle von selten durchgeführten Obduktionen sollten nicht mehr als drei zusätzliche Diagnosen dokumentiert sein. Tatsächlich enthalten die Todesbescheinigungen jedoch von 1bis 20 Diagnosen. Bei der Ausfüllung der Todesbescheinigungen durch die leichenschauenden Ärzte fanden sich erhebliche Abweichungen der Ausfüllungen von den vorgesehenen Inhalten.

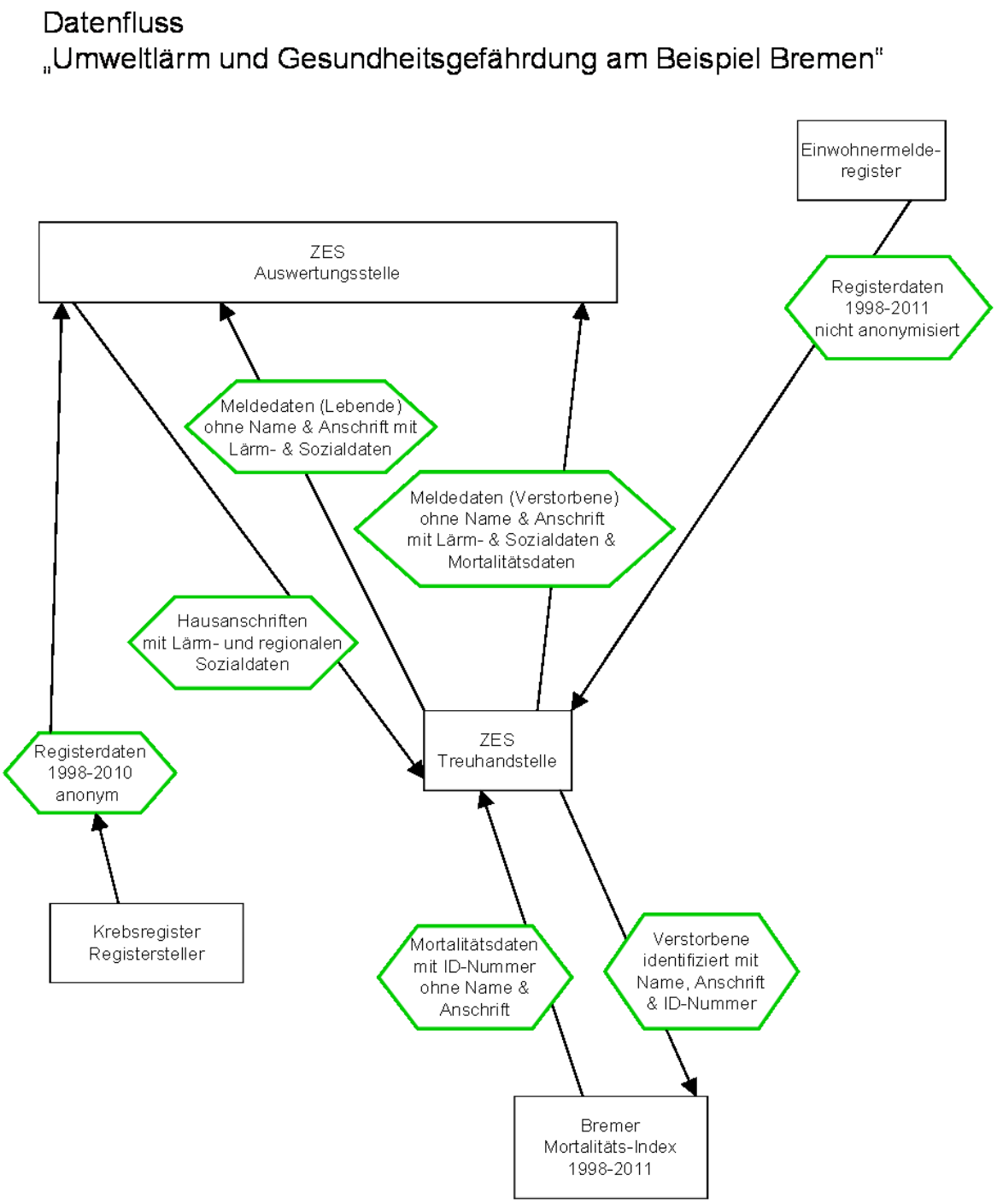
5 Analysemethoden

5.1 Verarbeitung der Daten verschiedener Bremer Datenquellen

Das Schema der Datenflüsse ergibt sich aus Abbildung 7.

- A. Krebsregisterdaten:
  - Diese wurden in anonymisierter Form an die Auswertungsstelle des ZES der Universität Bremen geliefert. Dort erfolgte ein Linkage mit der Datenbank der Lärm- und Sozialdaten.
- B. Daten des Bremer Mortalitäts-Index:
  - Zur Generierung der Anforderungsdatei wurde durch die Treuhandstelle des ZES eine Datenbank mit voller Identifizierung aller Verstorbenen der Kalenderjahre 2003-2011 und einer Identifizierungsnummer erstellt. Diese wurde dem BIPS zur Verfügung gestellt. Dort erfolgte ein Linkage mit der Datenbank des BIPS. Für die Kalenderjahre 1998-2002 erhielt das BIPS von der Treuhandstelle des ZES eine Datenbank, in der sich neben der Anschrift lediglich Geburtsdatum, Geschlecht und Todesdatum befanden. Die Identifizierung der zwischen 1998 und 2002 Verstorbenen fand im BIPS statt. An die Treuhandstelle des ZES wurden die für die Auswertung erforderlichen Variablen mit der Identifizierungsnummer zurück geliefert. Dort erfolgte über die Identifizierungsnummer ein Linkage mit den Lärm- und Sozialdaten. Die Auswertungsstelle erhielt eine Analyse-Datei, die neben den Lärm- und Sozialdaten die Analyse-Variablen enthielt. Zur Komplettierung der Analyse-Datenbank für Todesursachen erhielt die Auswertungsstelle des ZES zusätzlich eine Datenbank mit Lärm- und Sozialdaten aller nicht im Zeitraum 1998-2011 Verstorbenen.

Abbildung 7: Schema der Datenflüsse aus Bremischen Datenquellen im Forschungsvorhaben „Umgebungslärm und Gesundheitsgefährdung am Beispiel Bremen“



5.2 Maßnahmen zum Datenschutz und zur Datensicherung

Alle mit der Verarbeitung bzw. Analyse befassten Personen sind auf die Einhaltung der Vorschriften des Bremischen Datenschutzgesetzes verpflichtet worden. Soweit es die Verarbeitung oder Analyse medizinischer Daten betrifft, sind sie zusätzlich auf die Einhaltung der ärztlichen Schweigepflicht verpflichtet worden. Für die Weitergabe von Daten zwischen den beteiligten Institutionen wurden ausschließlich Datenträger verwendet, die mit dem Programm „Pretty Good Privacy“ verschlüsselt wurden (PGP-Sicherung). Die Weitergabe der Daten zwischen den einzelnen Institutionen (Melderegister → Treuhandstelle des ZES; Bremer Mortalitäts-Index →Treuhandstelle des ZES; Bremer Krebsregister → Auswertungsstelle des ZES; Treuhandstelle des ZES → Auswertungsstelle des ZES) erfolgte durch dazu befugte Personen jeweils persönlich. Die Verarbeitung der Daten im ZES erfolgten auf einem nicht an ein Netz angeschlossenen PC. Jeweils nach erfolgter Verarbeitung/Analyse wurden die Ausgangs- bzw. Ergebnisdateien auf einer mobilen Festplatte PGP-kodiert gesichert. Danach erfolgte eine Löschung der Dateien auf dem PC. Die mobile Festplatte wird im Panzerschrank der Abteilung Gesundheitspolitik, Versorgungsforschung und Gesundheitsökonomie des ZES verwahrt. Der Zugang zu diesem Panzerschrank in einem gesicherten Archiv der Abteilung ist auf drei Personen der Abteilung beschränkt. Bei der Publikation der Ergebnisse werden ausschließlich zusammenfassende Ergebnisse in Form von Tabellen und Abbildungen, in keinem Fall jedoch die Daten einzelner Personen dargestellt.

Eine Löschung der Originaldaten erfolgt fünf Jahre nach Abschluss sämtlicher Analysen. Da einige internationale Fachzeitschriften verlangen, dass für eine mögliche Nachprüfung bei später erhobenen Fälschungsvorwürfen eine längere Verfügbarkeit der Originaldaten gewährleistet sein muss, um externen Gutachtern eine Re-Analyse zu ermöglichen, wird bei Publikation der Ergebnisse in einer solchen Fachzeitschrift die Frist bis zur Löschung der Originaldaten entsprechend angepasst.

5.3 Methodik der statistischen Analysen der Mortalität und der Krebsrisiken

Das Prinzip einer Fall-Kontroll-Studie besteht darin, dass das Spektrum verschiedener Faktoren, von denen nach der Forschungshypothese angenommen werden kann, dass sie zur Krankheitsentstehung beitragen könnten, bei einer Gruppe von bereits Erkrankten bestimmt wird. In der Studie wird die Lärmbelastung durch alle drei Verkehrsträger (Straße, Schiene, Flug) berücksichtigt. Aussagekräftig werden diese Zahlen, wenn in vergleichbarer Weise wie bei den Erkrankten die Ausprägung der gleichen Faktoren bei einer nach Geschlecht und Alter vergleichbaren Referenzgruppe ermittelt wird. Die bereits Erkrankten werden in epidemiologischer Terminologie als ,,Fälle" bezeichnet, die Personen der Referenzgruppe als ,,Kontrollen". Für die nach den Regeln der Epidemiologie sachgerechte Durchführung einer Fall-Kontroll-Studie ist es von eminenter Bedeutung, dass:

- eine Studienregion eindeutig definiert ist;
- Fälle und Kontrollen der gleichen Population entstammen;
- entweder eine Zufallsstichprobe aus allen vorkommenden Fällen und Kontrollen gezogen wird oder sämtliche Fälle und mindestens eine Zufallsstichprobe von potentiellen Kontrollen in die Studie eingehen;
- die Erhebung von potentiellen Risikofaktoren objektiv und in identischer Form bei Fällen und Kontrollen durchgeführt wird.

Diese Anforderungen sind bei den vorliegenden Fall-Kontroll-Studien erfüllt.

Dem vorliegenden Bericht liegen zwei Fall-Kontroll-Studien zugrunde:

1. Die Analyse des Einflusses von Umgebungslärm auf die Gesamtmortalität und
2. die Analyse des Einflusses von Umgebungslärm auf bösartige Neubildungen.

Der Fall-Kontroll-Studie zur Gesamtmortalität liegen die Daten sämtlicher Personen mit Wohnsitz in Bremen zugrunde, die zwischen 1998 und 2011 dort gemeldet waren bzw. dort verstarben (N=789.355). Dabei ist außer Betracht geblieben, dass Personen in diesem Zeitraum aus Bremen verzogen sein könnten. Bei dieser Studie konnte als stratifizierender Faktor die Wohndauer einbezogen werden.

Die Fall-Kontroll-Studie zu inzidenten Krebserkrankungen auf der Basis der Daten des Bremer Krebsregisters umfasst die Kalenderjahre 1998-2010. Durch die Anonymisierung der Anschriften der an Krebs erkrankten Personen war es unmöglich, in den Daten des Einwohnermelderegisters die an Krebs Erkrankten zu identifizieren. Deshalb weist die entsprechende Studienpopulation (N=809.132) insofern ein Defizit auf, als an Krebs Erkrankte zwangsläufig auch als Kontrollpersonen auftauchen. Dieses führt bei der Analyse zu einer Unterschätzung möglicher Risiko-Erhöhungen.

Bei beiden Fall-Kontroll-Studien sind als Einflussfaktoren die Lärmbelastungen durch jeweils alle drei Verkehrsträger für den Tag bzw. für die Nacht einbezogen worden. Als Confounder wurden regionalspezifische Indikatoren für Sozialschicht (Sozialhilfehäufigkeit 2004, durchschnittliches Haushaltseinkommen 2004, prozentuale Häufigkeit von Personenkraftwagen, durchschnittliche Wohnfläche pro Haushalt 2005) berücksichtigt.

6 Ergebnisse

6.1 Fall-Kontroll-Studie zur Gesamtmortalität

Die detaillierte Analyse der Gesamtmortalität zeigte, dass keine signifikanten Interaktionen zwischen den drei Verkehrslärmarten bestanden. Deshalb wird auf die Darstellung dieser Befunde verzichtet.

Tabelle 8: Schienenverkehrslärm am Tage - Gesamtmortalität bei Männern und Frauen im Alter von 40 bis 75 Jahren, Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich)[7]

		Wohndauer		
LAeq,Tag dB(A)	**Gesamtpopulation**	**‹ 10 Jahre**	**10-14 Jahre**	**› 14 Jahre**
50	**1.02 (1.00-1.03)**	1.00 (0.99-1.01)	**1.01 (1.00-1.02)**	**1.00 (1.00-1.01)**
55	**1.11 (1.01-1.21)**	0.99 (0.93-1.06)	**1.07 (1.03-1.11)**	**1.02 (1.01-1.04)**
60	**1.21 (1.02-1.43)**	0.99 (0.88-1.11)	**1.13 (1.05-1.22)**	**1.04 (1.01-1.08)**
65	**1.31 (1.03-1.68)**	0.98 (0.83-1.17)	**1.19 (1.07-1.33)**	**1.07 (1.02-1.12)**
70	**1.43 (1.04-1.98)**	0.98 (0.78-1.22)	**1.26 (1.09-1.46)**	**1.09 (1.02-1.16)**
75	**1.56 (1.04-2.32)**	0.97 (0.74-1.28)	**1.33 (1.11-1.59)**	**1.11 (1.02-1.20)**
76	**1.58 (1.05-2.40)**	0.97 (0.73-1.30)	**1.35 (1.12-1.62)**	**1.11 (1.03-1.21)**

Die Risikoerhöhungen in der Folge der Exposition gegenüber Schienenverkehrslärm weisen eine bimodale Verteilung auf: Sowohl bei Personen, die eine Wohndauer von weniger als 10 Jahren aufweisen, als auch bei Personen mit einer Wohndauer ab 15 Jahren finden sich statistisch signifikante Erhöhungen. Dabei ist die Erhöhung der Gesamtsterblichkeit bei Dauerschallpegeln ab 60 dB(A) als beachtlich zu betrachten.

[7] Adjustiert für Alter, Straßenverkehrslärm am Tage, Fluglärm am Tage und für folgende regionalspezifische Sozialdaten: Sozialhilfe-Häufigkeit, Haushaltseinkommen (Medianwert, 2004), Anzahl von PKWs (2005), Wohnfläche (qm, 2005).
Fettdruck=statistisch signifikante OR

Tabelle 9: Schienenverkehrslärm in der Nacht - Gesamtmortalität bei Männern und Frauen im Alter von 40 bis 75 Jahren, Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich)[8]

	Wohndauer			
LAeq,Tag [dB(A)]	**‹ 10 Jahre**	**10-14 Jahre**	**›14 Jahre**	**Alle**
45	**1.01 (1.00-1.02)**	1.00 (1.00-1.01)	**1.00 (1.00-1.01)**	**1.00 (1.00-1.01)**
50	**1.08 (1.02-1.14)**	1.02 (0.99-1.06)	**1.03 (1.00-1.05)**	**1.02 (1.01-1.04)**
55	**1.15 (1.04-1.26)**	1.04 (0.98-1.11)	**1.05 (1.00-1.09)**	**1.04 (1.01-1.08)**
60	**1.22 (1.06-1.41)**	1.06 (0.96-1.16)	**1.07 (1.01-1.14)**	**1.07 (1.02-1.12)**
65	**1.30 (1.08-1.56)**	1.08 (0.95-1.22)	**1.09 (1.01-1.18)**	**1.09 (1.02-1.16)**
70	**1.39 (1.11-1.74)**	1.10 (0.94-1.27)	**1.12 (1.01-1.23)**	**1.11 (1.02-1.20)**
75	**1.48 (1.13-1.93)**	1.11 (0.93-1.33)	**1.14 (1.01-1.28)**	**1.13 (1.03-1.24)**
76	**1.49 (1.13-1.97)**	1.12 (0.93-1.35)	**1.14 (1.01-1.29)**	**1.14 (1.03-1.25)**
77	**1.51 (1.14-2.02)**	1.12 (0.93-1.36)	**1.15 (1.01-1.30)**	**1.14 (1.03-1.26)**

[8] Adjustiert für Alter, nächtlichen Straßenverkehrslärm, nächtlichen Fluglärm und für folgende regionalspezifische Sozialdaten: Sozialhilfe-Häufigkeit, Haushaltseinkommen (Medianwert, 2004),Anzahl von PKWs (2005), Wohnfläche (qm, 2005).

Fettdruck=statistisch signifikante OR

Tabelle 10: Straßenverkehrslärm am Tage - Gesamtmortalität bei Männern und Frauen im Alter von 40 bis 75 Jahren, Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich)[9]

	Wohndauer			
LAeq,Tag [dB(A)]	**‹ 10 Jahre**	**10-14 Jahre**	**›14 Jahre**	**Alle**
50	0.98 (0.97-0.99)	0.99 (0.98-1.00)	**1.01 (1.01-1.02)**	**1.00 (1.00-1.01)**
55	0.90 (0.85-0.96)	0.94 (0.90-0.98)	**1.07 (1.04-1.10)**	**1.02 (1.01-1.04)**
60	0.83 (0.74-0.94)	0.90 (0.83-0.97)	**1.13 (1.07-1.19)**	**1.04 (1.01-1.08)**
65	0.76 (0.64-0.91)	0.86 (0.76-0.96)	**1.19 (1.10-1.29)**	**1.07 (1.02-1.12)**
70	0.70 (0.56-0.88)	0.82 (0.70-0.95)	**1.26 (1.14-1.39)**	**1.09 (1.02-1.16)**
71	0.69 (0.55-0.87)	0.81 (0.69-0.95)	**1.27 (1.15-1.41)**	**1.09 (1.02-1.17)**
72	0.68 (0.53-0.87)	0.80 (0.68-0.94)	**1.29 (1.15-1.43)**	**1.10 (1.02-1.17)**

[9] Adjustiert für Alter, Schienenverkehrslärm am Tage, Fluglärm am Tage und für folgende regionalspezifische Sozialdaten: Sozialhilfe-Häufigkeit, Haushaltseinkommen (Medianwert, 2004), Anzahl von PKWs (2005), Wohnfläche (qm, 2005).

Fettdruck=statistisch signifikante OR

Tabelle 11: Straßenverkehrslärm in der Nacht - Gesamtmortalität bei Männern und Frauen im Alter von 40 bis 75 Jahre, Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich)[10]

	Wohndauer			
LAeq,Tag [dB(A)]	**‹ 10 Jahre**	**10-14 Jahre**	**›14 Jahre**	**Alle**
45	0.98 (0.97 -1.00)	1.00 (1.00-1.01)	**1.01 (1.01-1.02)**	**1.004 (1.00-1.01)**
50	0.91 (0.83 -0.98)	1.02 (0.99-1.06)	**1.07 (1.03-1.11)**	1.024 (0.99-1.05)
55	0.83 (0.72 -0.97)	1.04 (0.98-1.12)	**1.13 (1.06-1.21)**	1.034 (0.98-1.09)
60	0.77 (0.61 -0.96)	1.07 (0.97-1.17)	**1.20 (1.09-1.32)**	1.054 (0.97-1.13)
65	0.71 (0.53 -0.95)	1.09 (0.96-1.23)	**1.274 (1.11-1.44)**	1.064 (0.96-1.17)
66	0.70 (0.51 -0.95)	1.09 (0.96-1.24)	**1.284 (1.12-1.47)**	1.064 (0.96-1.18)
67	0.68 (0.50 -0.94)	1.10 (0.96-1.26)	**1.304 (1.12-1.50)**	1.07 (0.95-1.19)

[10] Adjustiert für Alter, nächtlichen Schienenverkehrslärm, nächtlichen Fluglärm und für folgende regionalspezifische Sozialdaten: Sozialhilfe-Häufigkeit, Haushaltseinkommen (Medianwert, 2004), Anzahl von PKWs (2005), Wohnfläche (qm, 2005).

Fettdruck=statistisch signifikante OR

Tabelle 12: Fluglärm am Tage - Gesamtmortalität bei Männern und Frauen im Alter von 40 bis 75 Jahren, Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich)[11]

	Wohndauer			
LAeq,Tag [dB(A)]	**‹ 10 Jahre**	**10-14 Jahre**	**›14 Jahre**	**Alle**
40	**1.01 (1.00-1.02)**	1.00 (1.00-1.01)	1.00 (0.99-1.00)	1.00 (1.00-1.00)
45	**1.06 (1.01-1.11)**	1.02 (0.99-1.05)	0.98 (0.96-1.00)	0.99 (0.98-1.01)
46	**1.07 (1.02-1.13)**	1.02 (0.99-1.06)	0.98 (0.95-1.00)	0.99 (0.97-1.01)
50	**1.12 (1.03-1.21)**	1.04 (0.98-1.10)	0.97 (0.93-1.00)	0.99 (0.96-1.02)
55	**1.17 (1.04-1.33)**	1.06 (0.97-1.15)	0.95 (0.90-1.01)	0.98 (0.94-1.03)
60	**1.23 (1.05-1.45)**	1.07 (0.96-1.20)	0.93 (0.87-1.01)	0.98 (0.92-1.04)
65	**1.30 (1.06-1.58)**	1.09 (0.95-1.25)	0.92 (0.84-1.01)	0.97 (0.91-1.05)
66	**1.31 (1.07-1.61)**	1.10 (0.95-1.26)	0.92 (0.83-1.01)	0.97 (0.90-1.05)
67	**1.32 (1.07-1.64)**	1.10 (0.95-1.27)	0.91 (0.83-1.01)	0.97 (0.90-1.05)

Belastung mit Straßenverkehrslärm führt am Tage wie in der Nacht in der Kategorie der Personen mit einer Wohndauer ab 15 Jahren zu statistisch erhöhten Sterblichkeitsrisiken. Bei Belastung mit Straßenverkehrslärm am Tage findet sich daneben auch in der Gesamtpopulation ohne Berücksichtigung der Wohndauer eine statistisch signifikante Erhöhung des Sterblichkeitsrisikos.

Bei einer Belastung durch Fluglärm findet sich lediglich bei Personen mit einer Wohndauer unter 10 Jahren und Fluglärm am Tage ein erhöhtes Risiko für die Gesamtsterblichkeit.

[11] Adjustiert für Alter, Schienenverkehrslärm am Tage, Straßenverkehrslärm am Tage und für folgende regionalspezifische Sozialdaten: Sozialhilfe-Häufigkeit, Haushaltseinkommen (Medianwert, 2004), Anzahl von PKWs (2005), Wohnfläche (qm, 2005).

Tabelle 13: Fluglärm in der Nacht - Gesamtmortalität bei Männern und Frauen im Alter von 40 bis 75 Jahren, Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich)[12]

	Wohndauer			
LAeq,Tag [dB(A)]	**‹ 10 Jahre**	**10-14 Jahre**	**›14 Jahre**	**Alle**
40	1.00 (0.98-1.02)	0.99 (0.97-1.00)	0.99 (0.98-1.00)	0.99 (0.98-1.00)
45	1.01 (0.89-1.14)	0.94 (0.86-1.02)	0.93 (0.87-0.99)	0.94 (0.89-0.98)
50	1.02 (0.81-1.27)	0.89 (0.76-1.04)	0.88 (0.78-0.98)	0.89 (0.81-0.97)
55	1.02 (0.74-1.42)	0.84 (0.66-1.06)	0.83 (0.70-0.98)	0.84 (0.74-0.95)
56	1.02 (0.73-1.45)	0.83 (0.65-1.06)	0.82 (0.68-0.98)	0.83 (0.73-0.95)
57	1.03 (0.71-1.48)	0.82 (0.63-1.06)	0.81 (0.67-0.97)	0.82 (0.71-0.95)

[12] Adjustiert für Alter, nächtlicher Schienenverkehrslärm , nächtlicher Straßenverkehrslärm und für folgende regional-spezifische Sozialdaten: Sozialhilfe-Häufigkeit, Haushaltseinkommen (Medianwert, 2004), Anzahl von PKWs (2005), Wohnfläche (qm, 2005).

6.2 Fall-Kontroll-Studie zu Krebsrisiken

Für diese Fall-Kontroll-Studie sind die Daten des Bremer Krebsregisters für die Kalenderjahre 1998-2010 analysiert worden.

Die Ergebnisse der logistischen Regressionen weisen lediglich für die Diagnosegruppe der Leukämien und malignen Lymphome und für den Brustkrebs der Frau statistisch auffällige Befunde auf.

Tabelle 14: Leukämien, maligne Lymphome und Umgebungslärm am Tage - bei Männern und Frauen im Alter von 40 bis 75 Jahren, Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich)[13]

LAeq, Tag [dB(A)]	Fluglärm	Schienenverkehrslärm	Straßenverkehrslärm
40	1.006 (0.997-1.015)	-	-
45	1.034 (0.980-1.092)	-	-
50	1.064 (0.963-1.174)	1.006 (0.988-1.024)	0.985 (0.972-0.998)
55	1.094 (0.947-1.263)	1.037 (0.931-1.155)	0.914 (0.845-0.990)
60	1.125 (0.931-1.359)	1.069 (0.877-1.303)	0.849 (0.734-0.981)
65	1.157 (0.915-1.462)	1.102 (0.826-1.470)	0.788 (0.638-0.972)
66	1.163 (0.912-1.483)	1.108 (0.816-1.505)	0.776 (0.621-0.971)
67	1.170 (0.909-1.505)	1.115 (0.806-1.542)	0.765 (0.603-0.969)
68	-	1.122 (0.797-1.580)	0.753 (0.587-0.967)
70	-	1.135 (0.778-1.657)	0.731 (0.555-0.964)
75	-	1.170 (0.733-1.869)	-
76	-	1.177 (0.724-1.915)	-

[13] Adjustiert für Alter, für die jeweils zwei anderen Umgebungslärmarten und für folgende regionalspezifische Sozialdaten: Sozialhilfe-Häufigkeit, Haushaltseinkommen (Medianwert, 2004), Anzahl von PKWs (2005), Wohnfläche (qm, 2005).

Tabelle 15: Leukämien, maligne Lymphome und Umgebungslärm in der Nacht bei Männern und Frauen im Alter von 40 bis 75 Jahre, Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich)[14]

LAeq, Tag [dB(A)]	Fluglärm	Schienenverkehrslärm	Straßenverkehrslärm
40	1.012 (0.988-1.037)	-	-
45	1.073 (0.928-1.241)	1.007 (0.997-1.017)	0.984 (0.967-1.001)
50	1.138 (0.872-1.485)	1.040 (0.980-1.105)	0.906 (0.817-1.004)
55	1.207 (0.820-1.777)	1.075 (0.963-1.200)	0.834 (0.690-1.008)
56	1.221 (0.810-1.842)	1.082 (0.960-1.220)	0.820 (0.667-1.008)
57	1.236 (0.800-1.910)	1.089 (0.956-1.241)	0.807 (0.645-1.009)
58	-	1.096 (0.953-1.262)	0.794 (0.624-1.010)
60	-	1.111 (0.947-1.304)	0.768 (0.583-1.011)
65	-	1.148 (0.930-1.417)	0.707 (0.493-1.015)
70	-	1.187 (0.915-1.540)	-
75	-	1.226 (0.899-1.673)	-
76	-	1.234 (0.896-1.701)	-
77	-	1.243 (0.893-1.729)	-

Bei Leukämien und malignen Lymphomen finden sich bei Schienenverkehrslärm und Fluglärm am Tage und in der Nacht erhöhte Erkrankungsrisiken. Sie erreichen jedoch in keiner Lärmbelastungsstufe statistische Signifikanz.

[14] Adjustiert für Alter, für die jeweils zwei anderen Umgebungslärmarten und für folgende regionalspezifische Sozialdaten: Sozialhilfe-Häufigkeit, Haushaltseinkommen (Medianwert, 2004),Anzahl von PKWs (2005), Wohnfläche (qm, 2005).

Beim Brustkrebs der Frau finden sich statistisch nicht signifikant erhöhte Erkrankungsrisiken durch Fluglärm am Tage, sowie durch Fluglärm und Schienenverkehrslärm in der Nacht, nicht jedoch durch Straßenverkehrslärm.

Tabelle 16: Brustkrebs bei Frauen im Alter von 40 bis 75 Jahre und Verkehrslärm am Tage - Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich)[15]

LAeq, Tag [dB(A)]	Fluglärm	Schienenverkehrslärm	Straßenverkehrslärm
40	1.001 (0.988-1.014)	-	-
49	1.010 (0.886-1.152)	-	-
50	1.011 (0.875-1.169)	0.996 (0.984-1.008)	0.988 (0.979-0.996)
55	1.016 (0.823-1.254)	0.976 (0.910-1.047)	0.929 (0.883-0.977)
60	1.021 (0.775-1.346)	0.956 (0.841-1.087)	0.873 (0.795-0.958)
65	1.027 (0.729-1.445)	0.937 (0.777-1.130)	0.821 (0.717-0.940)
66	1.028 (0.720-1.466)	0.933 (0.765-1.138)	0.811 (0.702-0.936)
67	1.029 (0.712-1.487)	0.929 (0.753-1.147)	0.801 (0.687-0.932)
68	-	0.925 (0.741-1.156)	0.791 (0.673-0.929)
70	-	0.918 (0.718-1.173)	0.772 (0.646-0.922)
75	-	0.899 (0.663-1.219)	-
76	-	0.896 (0.653-1.228)	-

[15] Adjustiert für Alter, nächtlicher Schienenverkehrslärm, nächtlicher Straßenverkehrslärm und für folgende regionalspezifische Sozialdaten: Sozialhilfe-Häufigkeit, Haushaltseinkommen (Medianwert, 2004), Anzahl von PKWs (2005), Wohnfläche (qm, 2005)

Tabelle 17: Brustkrebs bei Frauen im Alter von 40 bis 75 Jahren bei Verkehrslärm in der Nacht - Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich)[16]

LAeq, Nacht [dB(A)]	Fluglärm	Schienenverkehrslärm	Straßenverkehrslärm
40	1.003 (0.996-1.009)	-	-
45	1.017 (0.978-1.057)	1.003 (0.996-1.009)	0.984 (0.973-0.995)
50	1.031 (0.961-1.107)	1.017 (0.978-1.057)	0.910 (0.850-0.973)
55	1.046 (0.943-1.159)	1.031 (0.961-1.107)	0.841 (0.743-0.951)
56	1.049 (0.940-1.170)	1.034 (0.957-1.117)	0.828 (0.723-0.947)
57	1.052 (0.936-1.181)	1.037 (0.954-1.128)	0.815 (0.704-0.943)
58	-	1.040 (0.950-1.138)	0.802 (0.685-0.939)
60	-	1.046 (0.943-1.159)	0.777 (0.649-0.930)
65	-	1.060 (0.926-1.214)	0.718 (0.567-0.909)
70	-	1.075 (0.909-1.272)	-
75	-	1.090 (0.893-1.332)	-
76	-	1.093 (0.890-1.344)	-
77	-	1.096 (0.886-1.356)	-

[16] Adjustiert für Alter, nächtlicher Schienenverkehrslärm, nächtlicher Straßenverkehrslärm und für folgende regionalspezifische Sozialdaten: Sozialhilfe-Häufigkeit, Haushaltseinkommen (Medianwert, 2004), Anzahl von PKWs (2005), Wohnfläche (qm, 2005)

Tabelle 18: Interaktionseffekte von Straßen- und Schienenverkehrslärm am Tage auf das Erkrankungsrisiko von malignen Lymphomen und Leukämien (Männer und Frauen im Alter von 40 bis 75 Jahren, Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich)[17]

LAeq, Tag [dB(A)]	Schiene					
Straße	**50**	**55**	**60**	**65**	**70**	**76**
50	0.98 (0.77-1.26)	0.98 (0.68-1.40)	0.97 (0.60-1.56)	0.96 (0.53-1.74)	0.95 (0.47-1.94)	0.94 (0.39-2.25)
55	1.20 (0.94-1.52)	1.30 (0.91-1.85)	1.41 (0.89-2.26)	1.53 (0.86-2.75)	1.67 (0.83-3.35)	1.87 (0.79-4.41)
56	1.25 (0.99-1.58)	1.38 (0.97-1.96)	1.52 (0.96-2.43)	1.69 (0.94-3.01)	1.86 (0.93-3.73)	2.15 (0.91-5.04)
57	**1.30 (1.03-1.64)**	**1.46 (1.03-2.07)**	**1.64 (1.04-2.61)**	**1.85 (1.04-3.30)**	**2.08 (1.04-4.16)**	**2.46 (1.05-5.77)**
60	**1.46 (1.16-1.83)**	**1.74 (1.24-2.44)**	**2.06 (1.31-3.26)**	**2.45 (1.39-4.34)**	**2.92 (1.47-5.78)**	**3.71 (1.59-8.65)**
65	**1.78 (1.43-2.22)**	**2.32 (1.67-3.23)**	**3.02 (1.93-4.70)**	**3.92 (2.24-6.86)**	**5.10 (2.60-10.00)**	**7.37 (3.20-16.96)**
70	**2.17 (1.76-2.68)**	**3.10 (2.25-4.27)**	**4.41 (2.86-6.80)**	**6.27 (3.63-10.84)**	**8.93 (4.61-17.30)**	**14.64 6.44-33.28)**
72	**2.35 (1.91-2.90)**	**3.47 (2.53-4.77)**	**5.13 (3.34-7.88)**	**7.57 (4.40-13.02)**	**11.17 (5.79-21.54)**	**19.26 (8.51-43.59)**

Bei der Analyse von Straßenverkehrslärm und Schienenverkehrslärm am Tage (LAeq, Tag) mit einem Dauerschallpegel von jeweils 60 dB(A) finden sich Erhöhungen des Risikos für eine Erkrankung an Leukämie/malignem Lymphom von 2.06 (95% CI 1.31-3.26) (Tabelle 18). Bei einer Belastung mit den maximal berechneten Lärmpegeln (Straßenverkehrslärm 72 dB(A), Schienenverkehrslärm 76 dB(A)) steigt das Erkrankungsrisiko auf eine OR von 19.26 (95% CI 8.51-43.59). Die vergleichbaren Werte für Straßenverkehrslärm und Schienenverkehrslärm in der Nacht (LAeq, Nacht) bei einer Exposition mit einem Dauerschallpegel von jeweils 60 dB(A) liegen bei 1.52 (95 % CI 1.22-1.90). Bei den maximalen berechneten Dauerschallpegeln in der Nacht (Straßenverkehrslärm 67 dB(A), Schienenverkehrslärm 77 dB(A)) findet sich eine OR von 2.73 (95 % CI 1.81-4.10) (Tabelle 19).

[17] Adjustiert für Alter, nächtlicher Schienenverkehrslärm, nächtlicher Straßenverkehrslärm und für folgende regionalspezifische Sozialdaten: Sozialhilfe-Häufigkeit, Haushaltsein-kommen (Medianwert, 2004), Anzahl von PKWs (2005), Wohnfläche (qm, 2005)

Fettdruck=statistisch signifikante OR.

Tabelle 19: Interaktionseffekte von nächtlichem Straßen- und Schienenverkehrslärm auf das Erkrankungsrisiko von malignen Lymphomen und Leukämie (Männer und Frauen im Alter von 40 bis 75 Jahre, - Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich)[18]

LAeq, Tag [dB(A)]	Schiene						
Straße	**45**	**50**	**55**	**60**	**65**	**70**	**77**
45	1.04 (0.97-1.11)	1.07 (0.94-1.21)	1.10 (0.92-1.32)	1.13 (0.89-1.44)	1.17 (0.87-1.58)	1.20 (0.84-1.72)	1.25 (0.81-1.95)
49	**1.06 (1.00-1.13)**	1.11 (0.99-1.25)	1.17 (0.98-1.40)	1.23 (0.97-1.55)	1.29 (0.96-1.73)	1.35 (0.95-1.92)	1.45 (0.94-2.23)
50	**1.07 (1.00-1.13)**	**1.12 (1.00-1.27)**	1.19 (0.99-1.41)	1.25 (0.99-1.58)	1.32 (0.98-1.77)	1.39 (0.98-1.97)	1.50 (0.97-2.30)
55	**1.10 (1.03-1.16)**	**1.18 (1.06-1.33)**	**1.28 (1.08-1.51)**	**1.38 (1.10-1.73)**	**1.49 (1.12-1.98)**	**1.61 (1.14-2.26)**	**1.79 (1.17-2.73)**
60	**1.13 (1.06-1.20)**	**1.24 (1.11-1.39)**	**1.38 (1.17-1.62)**	**1.52 (1.22-1.90)**	**1.68 (1.27-2.22)**	**1.85 (1.32-2.59)**	**2.13 (1.40-3.23)**
65	**1.16 (1.08-1.24)**	**1.31 (1.17-1.46)**	**1.48 (1.26-1.74)**	**1.67 (1.35-2.08)**	**1.89 (1.44-2.49)**	**2.14 (1.54-2.98)**	**2.54 (1.69-3.83)**
67	**1.17 (1.09-1.26)**	**1.34 (1.20-1.49)**	**1.53 (1.30-1.79)**	**1.74 (1.40-2.16)**	**1.99 (1.52-2.61)**	**2.27 (1.63-3.15)**	**2.73 (1.81-4.10)**

[18] Adjustiert für Alter, nächtlicher Schienenverkehrslärm, nächtlicher Straßenverkehrslärm und für folgende regionalspezifische Sozialdaten: Sozialhilfe-Häufigkeit, Haushaltseinkommen (Medianwert, 2004), Anzahl von PKWs (2005), Wohnfläche (qm, 2005)

Fettdruck=statistisch signifikante OR.

Tabelle 20: Interaktionseffekte von Straßenverkehrslärm und Schienenverkehrslärm am Tage auf das Erkrankungsrisiko an Brustkrebs (Mamma-Ca) bei Frauen im Alter von 40 bis 75 Jahren, - Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich)[19]

LAeq, Tag [dB(A)]	Schiene					
Straße	**50**	**55**	**60**	**65**	**70**	**77**
50	0.53 (0.42-0.68)	0.40 (0.32-0.50)	0.30 (0.28-0.33)	0.23 (0.18-0.29)	0.17 (0.11-0.25)	0.11 (0.06-0.20)
55	1.00 (0.78-1.28)	1.00 (0.70-1.43)	1.00 (0.62-1.61)	1.00 (0.55-1.80)	1.00 (0.49-2.02)	1.00 (0.42-2.38)
60	1.01 (0.79-1.28)	1.01 (0.71-1.44)	1.01 (0.63-1.62)	1.01 (0.56-1.82)	1.02 (0.50-2.05)	1.02 (0.43-2.42)
65	1.01 (0.79-1.29)	1.02 (0.71-1.45)	1.02 (0.64-1.64)	1.03 (0.57-1.84)	1.04 (0.52-2.08)	1.04 (0.44-2.46)
70	1.02 (0.80-1.30)	1.03 (0.72-1.47)	1.04 (0.65-1.65)	1.05 (0.59-1.87)	1.05 (0.53-2.11)	1.07 (0.45-2.51)
72	1.02 (0.80-1.31)	1.03 (0.72-1.47)	1.04 (0.65-1.66)	1.05 (0.59-1.88)	1.06 (0.53-2.12)	1.08 (0.46-2.52)

Bei einer Analyse von Interaktionseffekten von Straßenverkehrslärm und Schienenverkehrslärm auf das Erkrankungsrisiko von Brustkrebs bei Frauen finden sich signifikant erhöhte ORs lediglich für Umgebungslärm in der Nacht (LAeq, Nacht). Bei Dauerschallpegeln von jeweils 60 dB(A) findet sich eine OR von 3.47 (95 % CI 2.55-5-73). Bei den für die Nacht berechneten maximalen Dauerschallpegeln (Straßenverkehrslärm 67 dB(A), Schienenverkehrslärm 77 dB(A)) steigt die OR auf 25.25 (95 % CI 14.47-44.05) (Tabelle 21).

[19] Adjustiert für Alter, nächtlicher Schienenverkehrslärm, nächtlicher Straßenverkehrslärm und für folgende regionalspezifische Sozialdaten: Sozialhilfe-Häufigkeit, Haushaltseinkommen (Medianwert, 2004), Anzahl von PKWs (2005), Wohnfläche (qm, 2005).

Tabelle 21: Interaktionseffekte von nächtlichem Straßen- und Schienenverkehrslärm (LAeq, Nacht) auf das Erkrankungsrisiko an Mamma-Ca bei Frauen im Alter von 40 bis 75 Jahren - Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich)[20]

LAeq, Nacht [dB(A)]	Schiene						
Straße	**45**	**50**	**55**	**60**	**65**	**70**	**77**
45	1.03 (0.94-1.12)	1.05 (0.89-1.23)	1.07 (0.85-1.35)	1.09 (0.81-1.48)	1.12 (0.77-1.63)	1.14 (0.73-1.79)	1.18 (0.68-2.04)
46	1.05 (0.96-1.14)	1.09 (0.93-1.28)	1.14 (0.90-1.43)	1.18 (0.87-1.60)	1.23 (0.84-1.79)	1.28 (0.82-2.01)	1.35 (0.78-2.35)
47	1.07 (0.98-1.17)	1.14 (0.97-1.33)	1.20 (0.96-1.52)	1.28 (0.94-1.73)	1.35 (0.93-1.97)	1.43 (0.92-2.25)	1.56 (0.90-2.70)
48	**1.10 (1.00-1.20)**	**1.18 (1.01-1.39)**	**1.28 (1.01-1.61)**	**1.38 (1.02-1.87)**	**1.49 (1.02-2.17)**	**1.61 (1.03-2.52)**	**1.79 (1.03-3.10)**
50	**1.15 (1.05-1.25)**	**1.28 (1.09-1.51)**	**1.44 (1.14-1.81)**	**1.61 (1.19-2.18)**	**1.80 (1.24-2.63)**	**2.02 (1.29-3.16)**	**2.36 (1.36-4.10)**
55	**1.28 (1.16-1.40)**	**1.57 (1.33-1.85)**	**1.93 (1.52-2.44)**	**2.36 (1.74-3.21)**	**2.90 (1.99-4.24)**	**3.56 (2.27-5.59)**	**4.74 (2.73-8.24)**
60	**1.43 (1.29-1.58)**	**1.92 (1.62-2.27)**	**2.58 (2.04-3.28)**	**3.47 (2.55-4.73)**	**4.67 (3.19-6.84)**	**6.29 (4.00-9.89)**	**9.52 (5.47-16.56)**
65	**1.59 (1.43-1.78)**	**2.35 (1.98-2.79)**	**3.46 (2.72-4.41)**	**5.11 (3.74-6.98)**	**7.53 (5.13-11.05)**	**11.10 (7.04-17.49)**	**19.11 (10.96-33.31)**
67	**1.66 (1.49-1.86)**	**2.55 (2.14-3.04)**	**3.89 (3.05-4.97)**	**5.96 (4.35-8.15)**	**9.11 (6.20-13.38)**	**13.93 (8.83-21.98)**	**25.25 (14.47-44.05)**

[20] Adjustiert für Alter, nächtlicher Schienenverkehrslärm, nächtlicher Straßenverkehrslärm und für folgende regionalspezifische Sozialdaten: Sozialhilfe-Häufigkeit, Haushaltseinkommen (Medianwert, 2004), Anzahl von PKWs (2005), Wohnfläche (qm, 2005)

Fettdruck=statistisch signifikante OR

7 Diskussion der Ergebnisse

In Einklang mit den Vorgaben des Bundes-Immissionsschutzgesetzes zielt die Lärmbekämpfungspolitik auch auf die Prävention lärmbedingter gesundheitlicher Schädigungen ab. Seit längerer Zeit wird in der Fachöffentlichkeit über die Möglichkeit lärmbedingter Gesundheitsschädigungen diskutiert.

Lärmbelastung kann im Sinne eines Stressors mit Reduzierung der Leistung des Immunsystems und letztlich einer erhöhter Anfälligkeit auch für Krebserkrankungen wirken. Diese Stresseffekte haben neben den psychischen Komponenten auch vegetative Komponenten. Psychische und vegetative Komponenten interagieren miteinander. Da auf den Menschen eine Vielzahl von Stressoren einwirken kann, ist der eindeutige Wirkungsnachweis von Lärmbelastungen hierdurch erheblich erschwert. Die komplexen Wirkungszusammenhänge mit ihrem Zusammenspiel psychischer und physiologischer Faktoren stellen für die wissenschaftliche Untersuchung möglicher lärmbedingter Gesundheitsbeeinträchtigungen hohe Anforderungen an die Untersuchungsmethodik, den Stichprobenumfang, Situationskontrolle u. a. m.. Der Inferenzstatistik kommt bei der Bewertung von Untersuchungseffekten eine wichtige Rolle zu: Mit ihrer Hilfe wird versucht, zufällige Effekte auszusondern. Hierbei sind grundsätzlich zwei Fehlerquellen bei der Interpretation der Befunde zu beachten:

1. Irrtümliche Zurückweisung der Nullhypothese (α-Fehler; ein kausaler Zusammenhang wird unterstellt, obwohl nicht existent).
2. Irrtümliche Annahme der Nullhypothese (ß-Fehler; ein kausaler Zusammenhang wird nicht erkannt, obwohl existent).

Je nach den Untersuchungszielen und vor allen Dingen hinsichtlich möglicher Auswirkungen einer Fehlinterpretation der Befunde, wird man entweder dazu tendieren, die Eintrittswahrscheinlichkeit des α-Fehlers oder aber die des ß-Fehlers zu reduzieren. Allgemein ist die klassische Prüfstatistik darauf angelegt, den α-Fehler zu vermeiden: Das Risiko, zufällige Variationen oder Unterschiede zwischen den Stichproben fälschlich als ursächlich zu interpretieren, wird also reduziert. Damit wird aber eine höhere Wahrscheinlichkeit erkauft, kausale Effekte nicht als solche zu erkennen zu können. Diese Tendenz wird noch dadurch verstärkt, dass die unvermeidbaren Fehlerstreuungen auf der Ebene der unabhängigen Eingangsvariablen - etwa der Belastungssituation - und auf der Ebene der abhängigen Reaktionsvariablen dazu beitragen, dass die Annahme der Nullhypothese zusätzlich wahrscheinlicher wird. Bei relativ schwach ausgeprägten Effekten auf der Ebene der Reaktionsvariablen oder bei vergleichsweise quantitativ geringen Unterschieden zwischen den Stichproben wird aus statistischer Sicht die Chance bei einem gegebenen Irrtumsniveau noch größer, die Alternativhypothese nicht sichern zu können; somit wird der ß-Fehler wahrscheinlicher. Unter der Annahme, dass auch im Bereich der extraauralen somatischen Lärmwirkungen die erzielbare Varianzaufklärung durch die Belastungsparameter nicht sonderlich groß ist, ergibt sich zusätzlich eine Tendenz in Richtung einer größeren Auftretenswahrscheinlichkeit des ß-Fehlers. Statistisch gesehen ungünstig ist die Tatsache, dass ein kausaler Zusammenhang zwischen Belastung und Reaktion durch intervenierende Variablen verwischt werden kann. Dieses führt zur Notwendigkeit, methodisch sehr anspruchsvolle Untersuchungsdesigns zu entwickeln, wobei die Isolation bekannter "störender" Einflussgrößen in letzter Konsequenz zu außerordentlich großen Stichprobenumfängen führt. Kann dies nicht realisiert werden, sinkt die Wahrscheinlichkeit, die Alternativhypothese statistisch sichern zu können, deutlich ab, d. h. vorhandene kausale Effekte werden, da der Stichprobenumfang für das gewählte Signifikanzniveau nicht ausreicht, als zufällig interpretiert.

Der große Umfang der in dieser Untersuchung eingeflossenen Personen dürfte diese Gefahr weitgehend ausschließen. Die ,,klassische“ Prüfstatistik tendiert dazu, eher das Auftreten des ß-

Fehlers in Kauf zu nehmen. Hiermit steigt aber das Risiko, vorhandene kausale Wirkungsketten nicht als solche zu erkennen. Die Interpretation epidemiologischer Untersuchungsbefunde kann sich von daher nicht ausschließlich auf statistisch signifikante Befunde beschränken, sondern muss die Möglichkeit des Auftretens des ß-Fehlers berücksichtigen. Aus der Sicht des Schutzes vor Lärm müssen an die Bewertung lärmbedingter gesundheitlicher Risiken strenge Maßstäbe angelegt werden. Die derzeitige Befundlage epidemiologischer Forschung im Bereich gesundheitlicher Lärmwirkungen macht eine seriöse Bewertung nicht leicht und birgt die Gefahr von Fehlinterpretationen - sowohl in Richtung der Über- als auch in Richtung der Unterschätzung lärmbedingter Gesundheitsrisiken - in sich. Die Ursache- und Wirkungsbeziehungen sind auch im Bereich der extra-auralen Lärmwirkungen komplex und werden durch eine Reihe, teils quantitativ noch nicht bestimmbarer Größen, beeinflusst. Miedema und Vos (1998) zeigen in mehreren Studien, dass bei gegebener Belastungssituation die Belästigungsreaktion von der jeweiligen Quelle abhängig ist, es sich also jeweils unterschiedliche Dosis-Wirkungskurven ergeben. So zeigt sich, dass Fluglärm deutlich signifikantere Reaktionen hervorruft als Straßenverkehrslärm. Allerdings beruht die sog. Miedema Studie auf relativ alten Daten, die ältesten aus dem Jahr 1965, die neuesten Daten aus 1991. Zudem stammen diese Daten hauptsächlich aus den USA, Kanada und Australien, und es ist fraglich, ob eine unmittelbare Übertragbarkeit auf europäische Verhältnisse gegeben ist. Es zeigt sich zudem, dass Anwohnende an Flughäfen durch politische Debatten, Abstimmungen und Ausbaumaßnahmen gegenüber dem Fluglärm sensibilisiert werden. Schwache Korrelationen zwischen Lärmpegel und Belästigungsurteil wiesen darauf hin, dass nicht-akustische Faktoren das Belästigungsurteil stark beeinflussen. Es wurde die Vermutung geäußert, dass die akustischen Maße die für die Belästigung wesentlichen akustischen Faktoren nicht vollständig wiedergeben (Brink 2008). Seit 1977 ist eine Vielzahl von Studien publiziert worden, die die möglichen gesundheitlichen Folgen von Lärm analysiert haben. Dabei wurden als Proxy-Variable für Erkrankungen zunächst Arzneiverordnungen zur Behandlung von Schlafstörungen und zur Senkung erhöhten Blutdrucks herangezogen. Mit der Weiterentwicklung epidemiologischer Methoden und dem Verfügbarwerden von großen, zum Teil nationalen Datenbasen ist die Präzision der aus diesen Studien abgeleiteten Risikoerhöhungen in erheblicher Weise angestiegen.

Ein Beispiel für eine Querschnitts-Studie ist die sogenannte HYENA-Studie (Jarup 2008) . Bei dieser Studie wurde im Umfeld von 6 europäischen Großflughäfen (Stockholm, Amsterdam, London-Heathrow, Athen, Berlin-Tegel, Mailand) eine repräsentative Zufallsstichprobe von Probanden beiderlei Geschlechts im Alter zwischen 45 und 69 Jahren mit einer Mindestwohndauer von fünf Jahren befragt und einer standardisierten Messung ihres Blutdrucks unterzogen. Das wesentliche Ergebnis war ab einem nächtlichen Dauerschallpegel ab 35 dB(A) ein Anstieg der Prävalenz von Bluthochdruck um 14.1 % pro 10 dB(A) Anstieg des Lärmpegels. Der Fluglärmpegel am Tage zeigte keine Korrelation zur Prävalenz des Bluthochdrucks. Alle Analysen waren mit multiplen Confoundern (u.a. Schulbildung, Einkommen, andere Umgebungslärmquellen) kontrolliert. Ein vergleichbares Ergebnis hatte bereits im Jahre 2001 eine Studie im Umfeld des Stockholmer Flughafens Arlanda (Rosenlund 2001) geliefert. Ein für die Interpretation der Befunde relevantes Nebenergebnis: Bei Schwerhörigkeit ging die Risikoerhöhung der Prävalenz des Bluthochdrucks erheblich zurück.

Huss und Koautoren (2010) konnten auf den kompletten Schweizer Zensus des Jahres 2000 personenbezogen zurückgreifen. Sie verbanden diese Datenbasis mit dem nationalen Mortalitäts-Index, einer Datenbank mit sämtlichen Todesursachen, mit einer Follow-up-Zeit von sechs Jahren. Diese Daten wurden wiederum mit adressspezifischen Fluglärmdaten und Entfernungsdaten zu Straßen mit hohem Verkehrsaufkommen verlinkt. Das relevante Ergebnis: Mit zunehmendem Fluglärm (Ldn-ähnlicher Parameter) stieg die Sterblichkeit an Myokardinfarkt, jedoch nicht an Schlaganfall statistisch signifikant an. Es fand sich zusätzlich mit zunehmender Wohndauer eine Steigerung der Zunahme des Mortalitätsrisikos. Die Entfernung zu verkehrsreichen Straßen zeigte auf niedrigerem Niveau vergleichbare Ergebnisse, d.h. je näher eine Person zu einer verkehrsreichen

Straße wohnte, umso höher war das Risiko, an Herzinfarkt zu versterben. Diese Studie ist sowohl eine extrem große Kohortenstudie (mehr als 5 Millionen) als auch ein Beispiel für eine Studie, die ohne Befragungen und Untersuchungen einzig durch die intelligente Verknüpfung verschiedener Datenbasen zu neuen Ergebnissen kommen kann.

Die Fall-Kontroll-Studien im Umfeld des Flughafens Köln/Bonn, die von Epi.Consult GmbH im Auftrag des Umweltbundesamtes durchgeführt wurden, basieren auf den Daten von etwa 809.000 beziehungsweise mehr als 1 Million Versicherter gesetzlicher Krankenkassen. Damit sind diese beiden Studien weltweit bislang die umfangreichsten, bei denen der Einfluss von Fluglärm auf das Risiko von Arzneiverordnungen in der ambulanten medizinischen Versorgung beziehungsweise die Risikoerhöhung für die stationäre Behandlung einer Vielzahl von Erkrankungen analysiert werden können. Es lassen sich daraus Risiko-Erhöhungen von einem Dauerschallpegel von 40 dB(A) aufwärts in 1-dB(A)-Schritten für Prävalenz und Inzidenz chronischer Erkrankungen schätzen.

Vor diesem Hintergrund werden die Ergebnisse zum Umgebungslärm am Beispiel Bremen diskutiert.

In der vorliegenden Studie werden zum ersten Mal Interaktionseffekte verschiedener Umgebungslärmarten analysiert. Diese Effekte zeigten sich nicht bei der Analyse der Gesamtmortalität.

Dagegen fanden sich bei der Analyse der Effekte auf das Erkrankungsrisiko von Leukämien und malignen Lymphomen durchaus unterschiedliche Effekte durch die singulären Einflüsse der drei Verkehrslärmarten bzw. durch Interaktionen zwischen Lärmarten. Betrachtet man die Effekte der Lärmarten isoliert, so finden sich zwar für nächtlichen Lärm stärkere Effekte als für Lärm am Tage, jedoch erreicht keine Odds Ratio statistische Signifikanz.

Interaktionseffekte zwischen Schienenverkehrslärm bzw. Straßenverkehrslärm mit Fluglärm führten ebenfalls zu keinen statistisch signifikant erhöhten Odds Ratios. Dagegen zeigten sich starke Interaktionseffekte zwischen Schienenverkehrslärm und Straßenverkehrslärm. Diese waren am Tage deutlich ausgeprägter als in der Nacht.

Im Gegensatz dazu finden sich beim Brustkrebs der Frau statistisch signifikante Interaktionseffekte lediglich für die Nacht, nicht jedoch für Umgebungslärm am Tage.

Auch beim Brustkrebs waren keine statistisch signifikanten Interaktionseffekte mit Fluglärm zu verzeichnen.

Die nicht-signifikanten Interaktionseffekte mit Fluglärm könnten auf zwei Besonderheiten der Fluglärmexposition in Bremen zurückzuführen sein: Zum Einen sind die maximal berechneten Dauerschallpegel am Tage und während der Nacht im Vergleich zu Lärmpegeln beispielsweise im Umfeld des Flughafens Köln/Bonn relativ gering. Zum Zweiten ist auch die durch Fluglärm belastete Population relativ klein, insbesondere im Vergleich zur Population, die durch Schienenverkehrslärm, Straßenverkehrslärm oder beides belastet ist.

Gesamtmortalität als Zielvariable ist bislang noch in keiner epidemiologischen Studie zu Gesundheitseffekten von Umgebungslärm untersucht worden. Es finden sich jedoch vereinzelt Studien über den Einfluss von Lärm am Arbeitsplatz, die unter anderem den Effekt auf die Gesamtmortalität analysiert haben.

Melamed und Froom (2002) führten an 3.795 Männern in Israel eine Kohortenstudie über 12 Jahre durch. Sie fanden einen gemeinsamen Effekt von Lärm am Arbeitsplatz und Komplexität der Arbeitsbedingungen, der bei Männern unter hoher Lärmbelastung und komplexen Arbeitsbedingungen zu einer Odds Ratio von 1.86 (95%-Vertrauensbereich 1.04-3.32) führte im Vergleich zu Männern ohne Exposition gegenüber starkem Lärm mit einfachen Arbeiten.

Suadicani (2013) und Koautoren konnten dagegen in einer Follow-up-Studie an 2.998 dänischen Männern weder einen Einfluss des Lärms am Arbeitsplatz auf die Entstehung von ischaemischer

Herzkrankheit noch auf die Gesamtmortalität ermitteln. Dagegen fanden sie einen starken Einfluss des Lärms auf die Entwicklung von Schwerhörigkeit.

Selbst der Einfluss von Umgebungslärm auf spezifische Mortalität ist bislang eher in Ausnahmen untersucht worden. Hansell und Koautoren (2013) untersuchten in einer Gesamtpopulation von 3.6 Millionen Personen im Umfeld des Londoner Flughafens Heathrow das Risiko von kardiovaskulären Erkrankungen und kardiovaskulärer Mortalität. Sie fanden für beide Gruppen von Endpunkten ein erhöhtes Risiko mit zunehmendem Dauerschallpegel des Fluglärms am Tage und in der Nacht.

Zu einem vergleichbaren Effekt auf die Mortalität an akutem Herzinfarkt waren bereits 2010 Schweizer Forscher gekommen, die in einem 5-Jahres-Follow-up die gesamte Zensuspopulation der Schweiz sowohl mit Fluglärmparametern als auch mit dem Schweizer Nationalen Mortalitäts-Index linken konnten (Huss 2010).

Dass vergleichbare Effekte nicht schon in früheren Publikationen gefunden wurden, ist möglicherweise der Tatsache geschuldet, dass zur Entdeckung von Mortalitätseffekten Studien in einem Umfang von wenigen Tausend Personen zu klein sind, um Mortalitätseffekte überhaupt darstellen zu können.

Effekte von Umgebungslärm auf das Erkrankungsrisiko von bösartigen Neubildungen sind bisher in der Literatur noch nicht beschrieben worden. Unsere Befunde von stark erhöhten Odds Ratios für Leukämien und maligne Lymphome bedürfen deshalb der Bestätigung durch weitere Studien.

Der massive Einfluss von Schienenverkehrslärm auf die Gesamtmortalität und auf das Malignomrisiko entzog sich bislang aus dem einfachen Grund der Entdeckung, dass bislang noch keine ausreichend dimensionierte epidemiologische Studie zu diesen harten Endpunkten des Krankheitsgeschehens durchgeführt worden ist. Es ist zu hoffen, dass in einer künftigen Studie auch das vermutlich durch nächtlichen Schienenverkehrslärm erhöhte Risiko für kardiovaskuläre Morbidität und Mortalität analysiert werden wird.

8 Sensitivitäts-Analyse zu Gesamtlärm als Risikofaktor

Seit Jahren steht die Forderung im Raum, Richt- und Grenzwerte nicht nur, wie es derzeit der Fall ist, für jeweils eine Lärmquellenart – etwa Straßenverkehrslärm – zu definieren, sondern für die Gesamtlärmbelastung, die sich beispielsweise durch das Zusammentreffen von Straßen- und Schienenverkehrslärm ergeben kann. Ein solcher Fall ist nicht selten, trotzdem wird er bislang im Immissionsschutz nicht adäquat berücksichtigt.

Für die Überlagerung – also eine Gesamtlärmbetrachtung des Lärms von Straßen-, Schienen- und Luftverkehr - muss die unterschiedliche Wirkung der Lärmarten bei gleichen Beurteilungspegeln berücksichtigt werden. Da beispielsweise Fluglärm bei gleichen Belastungswerten im Mittel zu einer höheren Belästigung als vergleichbar lauter Straßenverkehr führt, wurde befürchtet, dass eine einfache energetische Addition zu einer deutlichen Fehlinterpretation der Belastung führen könnte.

Bedingt durch die Schwierigkeiten, die mit einer solch wünschenswerten Gesamtlärmbewertung einhergehen, hat es bis zum Jahr 2013 gedauert, bis mit der VDI 3722, Blatt 2 (VDI 2013) ein Verfahren zur Gesamtlärmbewertung der drei Verkehrslärmquellen Straßenverkehr, Schienenverkehr und Luftverkehr entwickelt wurde.

Mit der VDI-Richtlinie 3722-2 …„werden Verfahren für die Ermittlung von Kenngrößen zur Bewertung beim Einwirken unterschiedlicher Geräuschquellenarten hinsichtlich Belästigung und selbst berichteter Schlafstörungen vorgeschlagen. Als Verfahren für die Bewertung wurde das Substitutionsverfahren gewählt, das die Festsetzung einer Vergleichsgröße erfordert. Für die Wirkung kombinierter Verkehrsgeräuschquellenarten […] wird der Straßenverkehr herangezogen. Das Substitutionsverfahren ist im Wesentlichen nur ein Hilfsmittel.“ Das zugrundeliegende Verfahren wird in der Richtlinie wie folgt beschrieben: „Gemäß dem theoretischen Modell, das die Gesamtbelästigung und die berichtete Gesamtschlafstörung als Resultat der energetisch addierten wirkungsäquivalenten Mittelungspegel der Einzelquellenarten annimmt, werden auf das Straßenverkehrsgeräusch wirkungsäquivalent umgerechnete Pegel addiert. Die Wirkungsäquivalenz wird dadurch ausgedrückt, dass der Prozentsatz der beeinträchtigten Personen (z. B. % HA), bei gegebenem äquivalenten Dauerschallpegel für jede Einzelquelle aus Expositions-Wirkungsbeziehungen geschätzt und auf Ersatzpegel für Straßenverkehrsgeräusche umgerechnet wird. Anschließend werden die Ersatzpegel der Quellenarten energetisch zu einem effektbezogenen Substitutionspegel LAES addiert.“

Mit dem aufgezeigten Verfahren ist es somit möglich, die Betroffenheit durch Belästigung und berichtete Schlafstörung - beim Einwirken verschiedener Quellenarten zu ermitteln. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass die wirkungsäquivalente Addition dadurch erreicht wird, dass über die Belästigungsbewertung ein zur Belastung des Straßenverkehrs äquivalenter Ersatzpegel ermittelt wird und somit nicht für alle Fragestellungen im Rahmen der Gesamtlärmbewertung ohne weiteres nutzbar ist.

In der VDI 3722 Blatt 2 wird folgerichtig auch angemerkt: „Der Substitutionspegel LAES ist nur für die in dieser Richtlinie aufgeführten Zwecke zu verwenden.“ So gilt die Richtlinie nur für Belästigung und berichtete Schlafstörungen. Für Gesundheit ist das Verfahren also direkt nicht anwendbar.

Trotzdem soll im Rahmen dieser Studie der Frage nachgegangen werden, ob das nach VDI 3722-2 vorgegebene Verfahren auch bei der Bewertung gesundheitlicher Beeinträchtigungen, die durch den Einfluss von mehr als einer Lärmart entstehen, grundsätzlich einsetzbar ist.

Abweichungen vom Modell der VDI 3722-2 müssen logischerweise bei dem Aspekt der ins Auge gefassten Zielwirkung ansetzen, da es hier nicht um Gesamtlärmbelästigung, sondern durch Gesamtlärm induzierte gesundheitliche Beeinträchtigungen geht. Vereinfacht bedeutet dies für die hier durchgeführten Analysen, dass mittels des „VDI-Verfahrens“ ein dem Substitutionspegel LA

ES analoger Pegel errechnet wird, mit dem die weiterführenden Analysen durchgeführt werden. Dieses Vorgehen kann Hinweise dafür liefern, ob mit einem solcherart modifizierten VDI-Ansatz neben der Gesamtlärmbelästigung auch andere Lärmwirkungen, die durch das Zusammenwirken mehrerer unterschiedlicher Lärmquellen (etwa Straßen- und Schienenverkehrslärm) hervorgerufen werden, sinnvoll beschrieben werden können.

Allerdings bestehen bei einer analogen Anwendung der VDI 3722-2 für die Bewertung gesundheitlicher Lärmwirkungen Zweifel an der Brauchbarkeit des Verfahrens. Die Gründe für diese Zweifel bestehen zum einen darin, dass die dem VDI-Verfahren immanenten Dosis-Wirkungskurven auch für gesundheitliche Beeinträchtigung Geltung haben müssten. Es sei hier nochmals daran erinnert, dass die Gewichtungsfunktionen der VDI auf Belästigungsreaktionen basieren, die nicht mit physiologischen, gesundheitlichen Lärmwirkungen identisch sein müssen. Ein zweiter wichtiger Grund für Vorbehalte bezüglich einer einfachen, analogen Umsetzung des VDI-Verfahrens für gesundheitliche Beeinträchtigungen ist in der Tatsache begründet, dass die verwendeten Gewichtungskurven zu berechneten Gesamtpegeln führen können, die erheblich unterhalb des Gesamtpegels, der bei einer rein energetischen – also ungewichteten - Addition der Einzelbelastungen ermittelt würde, liegen kann. Dies könnte, da ein solcher Effekt sowohl bei moderaten Belastungssituationen, als auch bei angespannteren Lärmsituation auftreten kann, für die Bewertung gesundheitlicher Wirkungen, zu einem Verschmieren der Effekte führen.

Nachfolgend werden die Ergebnisse dargestellt, die sich zum einem ergeben, wenn das VDI-Verfahren analog, wie oben beschrieben, eingesetzt wird und zum anderen, wie sich die Effekte darstellen, wenn eine reine energetische Addition – also unbewertet - der Verkehrslärmquellen vorgenommen wird.

Nach dem VDI-Verfahren ist der Einfluss des Gesamtlärms aus Schienen-, Straßen- und Luftverkehr auf die Gesamtmortalität und auf das Neuerkrankungsrisiko an Leukämien und malignen Lymphomen berechnet worden.

Tabelle 22 weist die Erhöhung der Gesamtsterblichkeit unter dem Einfluss des analog VDI 3722-2 errechneten Gesamtlärms am Tage und während der Nacht aus. Dabei finden sich Odds Ratios, die bei vergleichbaren Lärmpegeln wie bei dem oben dargestellten Verfahren, lediglich Risikoerhöhungen, die etwa bei der Hälfte der vorher berechneten Werte liegen. Für den Einfluss des nächtlichen Gesamtlärms ergibt sich bei Verwendung des VDI-Verfahren im Vergleich zu den Ergebnissen in den Tabelle 9 und Tabelle 11 überhaupt keine signifikante Risikoerhöhung mehr.

Bei der Berechnung des Einflusses von Umgebungslärm auf die Neuerkrankungshäufigkeit von Krebserkrankungen hatten sich bei einer Untersuchung von Interaktionseffekten von Straßen- und Schienenverkehrslärm starke Risikoerhöhungen ergeben. Diese Risikoerhöhungen sind bei Verwendung des VDI-Verfahrens nicht mehr auffindbar (Tabelle 23).

Das VDI-Verfahren ist, wie oben dargestellt, für eine Gesamtlärmbewertung, die sich auf gesundheitliche Lärmwirkungen erstreckt, nicht konzipiert. Nach den vorliegenden Ergebnissen sollte von einer Anwendung der VDI für zunächst diesen Bereich Abstand genommen werden. Auch das Verfahren, welches auf der rein energetisch ausgerichteten Gesamtlärmermittlung basiert, überzeugt für den Wirkungsbereich „Gesundheit“ zumindest in dieser Studie ebenfalls nicht.

Bei einer energetischen Addition von Straßen- und Schienenverkehrslärm am Tage (Tabelle 24) finden sich die zuvor ermittelten Risikoerhöhungen (Tabelle 8 und Tabelle 10) nicht wieder.

Diese Befunde scheinen darauf hinzudeuten, dass für die Analyse der Beeinträchtigung der Gesundheit durch Umgebungslärm weder eine energetische Zusammenfassung verschiedener Umgebungslärmarten noch das VDI-Verfahren geeignet sein könnten.

In Hinblick darauf, dass in dieser Studie erstmalig die Eignung der VDI-Richtlinie für die Gesamtlärmbewertung gesundheitlicher Aspekte untersucht worden ist, die zugrundeliegende Datenbasis

für die Analysen begrenzt ist, andererseits aber eine Gesamtlärmbeurteilung auch aus medizinischer Sicht dringend erforderlich wäre, ist die Konzipierung einer in diesem Sinne umfangreicheren Studie anzuraten, die auf vorhandenen Daten aufsetzt. Die Daten dieser Studie, die Daten, die am Flughafen Köln/Bonn erhoben worden sind und die in Kürze vorliegenden Daten der NORAH-Studie könnten in eine solche Studie einfließen und würden eine gute Ausgangsbasis bilden. Mit einem solchen umfangreichen Datensatz sollte es möglich sein, ein belastbares, spezielles Verfahren zur Gesamtlärmbewertung zu entwickeln, das die spezifischen Erfordernisse, die sich aus der Bewertung von Lärmwirkungen, die nicht auf das Belästigungserleben abheben, erfüllen kann.

Tabelle 22: Zunahme der Gesamtmortalität durch Gesamtlärm nach VDI 3722-2, - Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich)

dB(A)	Gesamtpopulation	Männer	Frauen
Gesamtlärm am Tage (errechneter Substitutionspegel)			
46	1.002 (1.001-1.002)	1.001 (1.000-1.002)	1.001 (1.000-1.002)
51	1.012 (1.008-1.015)	1.005 (1.001-1.009)	1.006 (1.001-1.011)
56	1.021 (1.015-1.027)	1.010 (1.002-1.017)	1.011 (1.001-1.021)
61	1.031 (1.023-1.040)	1.014 (1.003-1.025)	1.016 (1.002-1.030)
66	1.041 (1.030-1.053)	1.018 (1.004-1.032)	1.021 (1.003-1.040)
71	1.051 (1.037-1.066)	1.023 (1.006-1.040)	1.026 (1.003-1.050)
74	1.057 (1.041-1.073)	1.025 (1.006-1.045)	1.029 (1.004-1.056)
Gesamtlärm in der Nacht (errechneter Substitutionspegel)			
41	1.000 (0.999-1.002)	1.000 (0.999-1.001)	1.000 (0.999-1.001)
46	1.002 (0.991-1.014)	1.001 (0.996-1.006)	1.002 (0.995-1.008)
51	1.005 (0.984-1.026)	1.002 (0.993-1.011)	1.003 (0.991-1.015)
56	1.007 (0.976-1.038)	1.003 (0.990-1.017)	1.005 (0.987-1.022)
61	1.009 (0.969-1.050)	1.005 (0.987-1.022)	1.006 (0.983-1.029)
69	1.012 (0.958-1.069)	1.006 (0.983-1.031)	1.008 (0.977-1.041)

Tabelle 23: Erhöhung der Inzidenz von Leukämien/malignen Lymphomen durch Gesamtlärm nach VDI 3722-2 - Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich)[21]

dB(A)	Gesamtpopulation	Männer	Frauen
Gesamtlärm am Tage (errechneter Substitutionspegel)			
46	1.001 (0.998-1.003)	1.000 (0.997-1.003)	1.001 (0.998-1.004)
47	1.001 (0.997-1.006)	1.001 (0.995-1.006)	1.002 (0.995-1.009)
48	1.002 (0.995-1.008)	1.001 (0.992-1.009)	1.003 (0.993-1.013)
49	1.002 (0.994-1.011)	1.001 (0.990-1.013)	1.004 (0.990-1.017)
50	1.003 (0.992-1.014)	1.002 (0.987-1.016)	1.005 (0.988-1.022)
51	1.004 (0.991-1.017)	1.002 (0.985-1.019)	1.006 (0.985-1.026)
56	1.007 (0.983-1.031)	1.003 (0.972-1.035)	1.010 (0.973-1.048)
61	1.010 (0.975-1.046)	1.005 (0.960-1.052)	1.015 (0.962-1.071)
66	1.013 (0.968-1.061)	1.006 (0.948-1.068)	1.020 (0.950-1.095)
71	1.016 (0.960-1.075)	1.008 (0.936-1.085)	1.024 (0.938-1.118)
74	1.018 (0.956-1.085)	1.009 (0.929-1.096)	1.027 (0.932-1.133)
Gesamtlärm in der Nacht (errechneter Substitutionspegel)			
41	1.000 (0.998-1.003)	1.000 (0.996-1.004)	1.001 (0.997-1.006)
46	1.003 (0.986-1.020)	0.999 (0.977-1.022)	1.007 (0.981-1.034)
51	1.006 (0.975-1.037)	0.998 (0.959-1.040)	1.013 (0.966-1.063)
56	1.008 (0.964-1.055)	0.998 (0.940-1.059)	1.019 (0.951-1.093)
61	1.011 (0.952-1.072)	0.997 (0.922-1.078)	1.025 (0.936-1.123)
69	1.015 (0.935-1.101)	0.996 (0.894-1.109)	1.035 (0.912-1.174)

[21] adjustiert für Alter, Wohndauer und regionalspezifische Sozial-Indikatoren (Einkommen 2004, PKW-Prozent, Wohnfläche, Sozialhilfehäufigkeit 2005)

Tabelle 24: Gesamtmortalität bei Männern und Frauen im Alter von 40 bis 74 Jahren bei einem und energetisch addierten Gesamtlärmpegel von Straße und Schiene am Tage - Odds Ratio (95%-Vertrauensbereich)[22]

		Wohndauer		
LAeq,Tag dB(A)	**Gesamtpopulation**	**‹ 10 Jahre**	**10-14 Jahre**	**› 14 Jahre**
56	**1.002 (1.002-1.003)**	1.000 (0.997-1.003)	1.000 (0.998-1.002)	**1.003 (1.002-1.003)**
61	**1.014 (1.010-1.019)**	1.001 (0.985-1.018)	0.999 (0.988-1.010)	**1.015 (1.010-1.021)**
66	**1.027 (1.018-1.035)**	1.002 (0.972-1.033)	0.998 (0.979-1.019)	**1.029 (1.019-1.039)**
71	**1.039 (1.026-1.052)**	1.004 (0.960-1.049)	0.998 (0.969-1.028)	**1.042 (1.027-1.057)**
76	**1.051 (1.035-1.068)**	1.005 (0.948-1.065)	0.997 (0.959-1.036)	**1.055 (1.036-1.075)**

Ein Vergleich der in den Tabelle 22,Tabelle 23, Tabelle 24 dargestellten Ergebnisse mit den differenzierten Ergebnissen in den vorangegangenen Abschnitten zeigt eine deutliche Abnahme der Risikoerhöhungen in allen Bereichen. Zuvor signifikante Risikoerhöhungen stellen sich bei Verwendung des Gesamtlärms als Risikofaktor z.T. als nicht-signifikant dar. Daraus ergibt sich, dass das Konzept des Gesamtlärms, wie es in der VDI 3722-2 vorgeschlagen wird, für die Analyse von Gesundheitsgefährdungen wahrscheinlich nicht geeignet ist. Es wird Forschungsbedarf für eine Anwendung der VDI 3722-2 für gesundheitliche Beeinträchtigungen gesehen.

[22] adjustiert für Alter, Wohndauer und regionalspezifische Sozial-Indikatoren (Einkommen 2004, PKW-Prozent, Wohnfläche, Sozialhilfehäufigkeit 2005)
Fettdruck=statistisch signifikante OR.

9 Fazit

Die Bremische Bevölkerung ist in erheblicher Weise von Schienen- und Straßenverkehrslärm betroffen, sowie in geringerem Ausmaß von Fluglärm. Die Gesamtsterblichkeit steigt durch die Belastung mit Schienenverkehrslärm oder Straßenverkehrslärm an. Der Anstieg unterscheidet sich nach der Länge des Wohnens in Bremen. Bei Straßenverkehrslärm ist die Gesamtsterblichkeit ab einer Wohndauer von 15 Jahren statistisch signifikant erhöht. Der Anstieg der Gesamtsterblichkeit durch die Belastung mit Schienenverkehrslärm ist statistisch signifikant erhöht bei einer Wohndauer unter 10 Jahre sowie bei einer Wohndauer ab 15 Jahren. Bei der Analyse von Krebserkrankungen finden sich starke Kombinationswirkungen zwischen Straßen- und Schienenverkehrslärm für Leukämien und maligne Lymphome sowie für Brustkrebs der Frau.

Neuartig an den vorliegenden Ergebnissen ist die Erhöhung der Gesamtsterblichkeit durch Straßenverkehrslärm oder Schienenverkehrslärm, sowie die Beobachtung starker Interaktionseffekte bei spezifischen Krebserkrankungen. Eine Analyse der Anwendbarkeit der VDI 3722-2 hinsichtlich einer Gesamtlärmbetrachtung unter Gesundheitsschutzaspekten zeigte, dass hierfür das Konzept der VDI-Richtlinie nicht geeignet zu sein scheint. Es wird daher Forschungsbedarf für eine Anwendung der VDI 3722-2 für gesundheitliche Beeinträchtigungen gesehen.

10 Quellenverzeichnis

BMUNR-BMVBS.Bekanntmachung der Vorläufigen Berechnungsverfahren für den Umgebungslärm nach § 5 Abs. 1 der Verordnung über die Lärmkartierung (34. BImSchV), Vorläufige Berechnungsmethode für den Umgebungslärm an Schienenwegen (VBUSch), Vorläufige Berechnungsmethode für den Umgebungslärm an Straßen (VBUS), Vorläufige Berechnungsmethode für den Umgebungslärm an Flugplätzen (VBUF), Vorläufige Berechnungsmethode für den Umgebungslärm durch Industrie und Gewerbe (VBUI) vom 22. Mai 2006, Bundesanzeiger Nr. 154a

BMUNR-BMVBS. Bekanntmachung der Vorläufigen Berechnungsmethode zur Ermittlung der Belastetenzahlen durch Umgebungslärm (VBEB) vom 9. Februar 2007, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung

Brink M, Wirth KE, Schierz C, Thomann G, Bauer G. Annoyance responses to stable and changing aircraft noise. J Acoust Soc Am 2008; 124:2930-2941.

Eriksson C, Rosenlund M, Pershagen G, Hilding A, Östenson CG, Bluhm G. aircraft noise and incidence of hypertension. Epidemiology 2007; 18:716-721.

EU. Richtlinie 2002/49/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 25. Juni 2002 über die Bewertung und Bekämpfung von Umgebungslärm.Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 189/12 vom 18.07.2002

Greiser E, Greiser C. Risikofaktor nächtlicher Fluglärm. Abschlussbericht über eine Fall-Kontroll-Studie zu kardiovaskulären und psychischen Erkrankungen im Umfeld des Flughafens Köln-Bonn. Im Auftrag des Umweltbundesamtes (FKZ 3708 51 101). Schriftenreihe Umwelt & Gesundheit 01/2010.

Greiser E, Janhsen K, Greiser C. Beeinträchtigung durch Fluglärm: Arzneimittelver-brauch als Indikator für gesundheitliche Beeinträchtigungen. Forschungsprojekt im Auftrag des Umweltbundesamtes. (FKZ 205 51 100). Publikationen des Umweltbundesamtes, November 2006.

Hansell AL, Blangiardo M, Fortunato L, Floud S, et al. Aircraft noise and cardiovascular disease near Heathrow airport in London: small area study. BMJ 2013; 347:f5432 doi: 10.1136/bmj.f5432.

Haralabidis AS, Dimakopoulou K, Vigna-Taglianti F, Giampolo M, Borgini A, Dudley ML, Pershagen G, Bluhm G, Houthuijs D, Babisch W, Velonakis M, Katsouyanni K, Jarup L; HYENA Consortium. Acute effects of night-time noise exposure on blood pressure in populations living near airports. Eur Heart J 2008; 29:658-664.

Huss A, Spoerri A, Egger M, Röösli M. Aircraft noise, air pollution, and mortality from myocardial infarction. Epidemiology 2010; 21:829-836.

Jarup L, Babisch W, Houthuijs D, Pershagen G, Katsouyanni K, Cadum E, Dudley ML, Savigny P, Seiffert I, Swart W, Breugelmans O, Bluhm G, Selander J, Haralabidis A, Dimakopoulou K, Sourtzi P, Velonakis M, Vigna-Taglianti F on behalf of the HYENA study team. Hypertension and exposure to noise near airports: The HYENA Study. Environ Health Perspect 2008; 116: 329-333

Knipschild P. Medical effects of aircraft noise: Community cardiovascular survey. Int Arch Occup Environ Health 1977a; 40: 185-190.
Knipschild P. Medical effects of aircraft noise. Drug survey. Int Arch Occup Environ Health 1977b; 197-200.

Matsui T, Uehara T, Miyakita T, Hirmatsu K, Osada Y, Yamamoto T. The Okinawa study: effects of chronic aircraft noise on blood pressure and some other phsyiological indices. J Sound Vibration 2004; 277: 469-470.

Melamed S, Froom P. The joint effect of industrial noise exposure and job complexity on all-cause mortality – the CORDIS Study. Noise Health 2002; 4:23-31.

Miedema HM, Vos H. Exposure-response relationship for transportation noise.J Acoust Soc Am 1998 ; 104 :3432-3445.

Niemann H, Bonnefoy X, Braubach M, Hecht K, Maschke C, Rodrigues C, Röbbel N. Noise-induced annoyance and morbidity results from the pan-European LARES study. Noise Health. 2006 ;8:63-79.

Richtlinie 2002/49/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 25. Juni 2002 über die Bewertung und Bekämpfung von Umgebungslärm. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 189/12 vom 18.07.2002

Rosenlund M, Berglind N, Pershagen G, Järup L, Bluhm G. Increased prevalence of hypertension in a population exposed to aircraft noise. Occup Environ Med 2001; 58: 769-773.

Rosenlund M. Environmental factors in cardiovascular disease. Doctoral Thesis, Stockholm, 2005.

Stansfeld SA, Matheson MP. Noise pollution: non-auditory effects on health. Br Med Bull 2003; 68: 243-257.

Suadicani P, Hein HO, Gyntelberg F. Occupational noise exposure, social class, and risk of ischemic heart disease and all-cause mortality – a 16-year follow-up in the Copenhagen Male Study. Scand J Work Environ Health 2013; 38:19-26.

Van Kempen EEMM, Kruize H, Boshuizen HC, Ameling CB, Staatsen BAM, de Hollander AEM. The association between noise exposure and blood pressure and ischaemic heart disease: A metaanalysis. Environ Health Perspect 2002; 110: 307-317.

Verein Deutscher Ingenieure: VDI 3722 Blatt 2 „Wirkung von Verkehrsgeräuschen. Kenngrößen beim Einwirken mehrerer Quellenarten“, 2013.